Societas pedologica slovaca

Česká pedologická společnost
ČPS
Czech Society of Soil Science

Výskumný ústav pôdoznalectva
a ochrany pôdy Bratislava

Mendelova
zemědělská
a lesnická
univerzita
v Brně

Lesnická
a dřevařská
fakulta

Jaroslava Sobocká, Jiří Kulhavý (eds.)

Zborník príspevkov
Sborník příspěvků
Conference Proceedings

Pôda v modernej informačnej spoločnosti
Půda v moderní informační společnosti
Soil in modern information society

1. Konferencia Českej pedologickej spoločnosti a Societas pedologica slovaca
1. Konference České pedologické společnosti a Societas pedologica slovaca
1st Conference of the Czech Soil Science Society and Societas pedologica slovaca

Bratislava, 2008



Societas pedologica slovaca

Česká pedologická společnost

Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy

Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně,
Lesnická a dřevařská fakulta,
Ústav ekologie lesa

Jaroslava Sobocká, Jiří Kulhavý (eds.)

Zborník príspevkov
Sborník příspěvků
Conference Proceedings

Pôda v modernej informačnej spoločnosti
Půda v moderní informační společnosti
Soil in modern information society

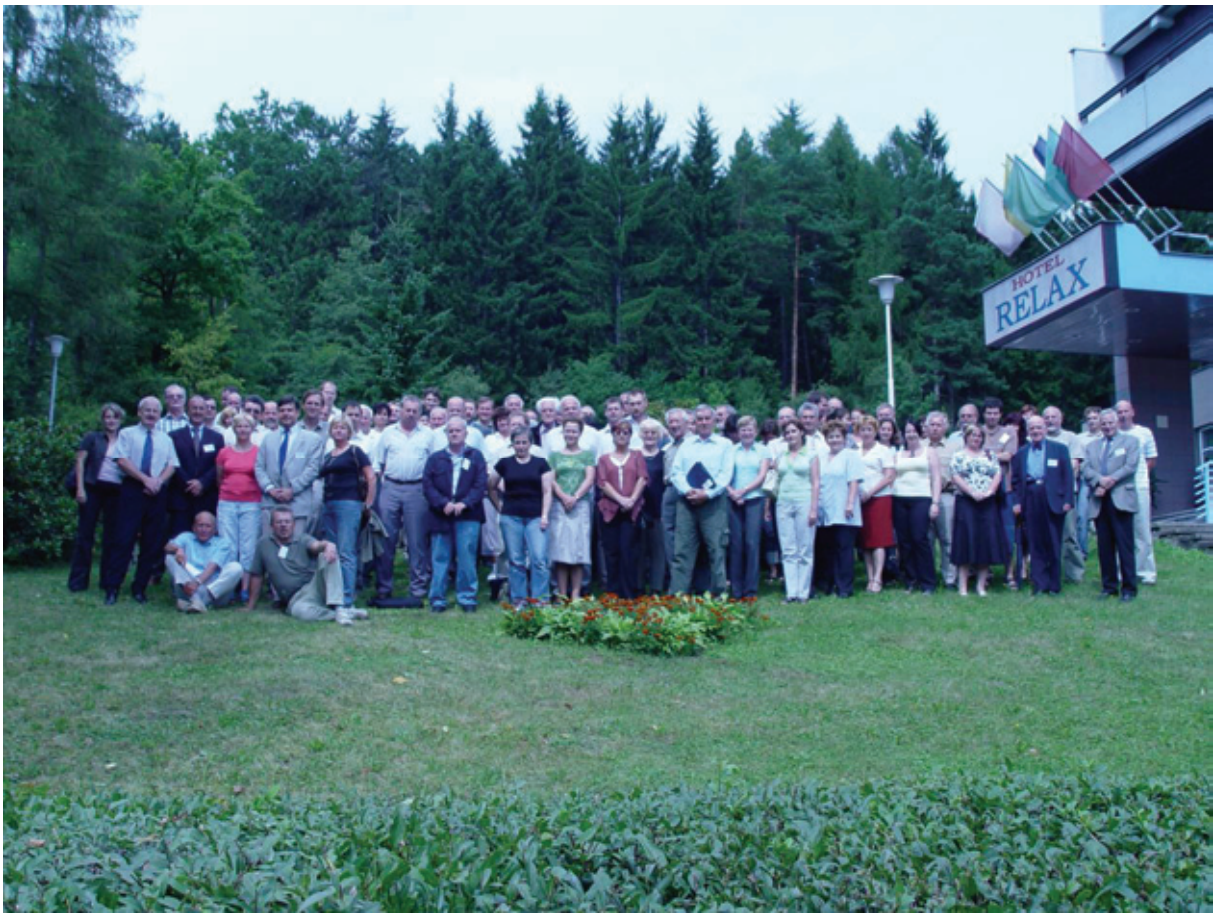
1. Konferencia Českej pedologickej spoločnosti
a Societas pedologica slovaca, Rožnov Pod Radhoštěm, 20.-23.8.2007

1. Konference České pedologické společnosti
a Societas pedologica slovaca, Rožnov Pod Radhoštěm, 20.-23.8.2007

1st Conference of the Czech Society of Soil Science and
Societas pedologica slovaca, Rožnov Pod Radhoštěm, 20.-23.8.2007

Bratislava, 2008

OBSAH



Účastníci konferencie v Rožnove pod Radhoštěm pred hotelom Relax

Pôda v modernej informačnej spoločnosti, Zborník príspevkov

Půda v moderní informační společnosti, Sborník příspěvků

Soil in modern information society, Conference Proceedings

Editori: Jaroslava Sobocká, Jiří Kulhavý

Technická úprava: Karol Végh, Ladislav Menšík

Recenzenti:

Prof. Ing. Luboš Borůvka, PhD.
RNDr. Ida Drápelová
Doc. Ing. Miroslav Dumbrovský, CSc.
Doc. Ing. Juraj Gregor, CSc.
Doc. Ing. Blahomil Grunda, CSc.
Doc. Ing. Jan Horáček, CSc.
Ing. Vítězslav Hybler, PhD.
Ing. Jiří Jandák, CSc.
Prof. Ing. Bohdan Juráni, CSc.
Prof. Ing. Petr Kantor, CSc.
Prof. Ing. Emil Klimo, DrSc.
Doc. Ing. Jozef Kobza, CSc.
Prof. Ing. Jiří Kulhavý, CSc.
Doc. Ing. Václav Kuráž, CSc.
Doc. Ing. Bohumír Lomský, CSc.
Prof. Ing. Svatopluk Matula, CSc.
Ing. Pavel Novák, CSc.
Doc. Ing. Eduard Pokorný, CSc.
Prof. Ing. Alois Prax, CSc.
Ing. Lubica Pospíšilová, PhD.
Ing. Milan Sáňka, PhD.
RNDr. Jaroslava Sobocká, CSc.
Prof. Ing. Bořivoj Šarapatka, PhD.
Ing. Radim Vácha, PhD.
Doc. Ing. Anton Zaujec, CSc.
RNDr. Anna Žigová, CSc.

ISBN: 978-80-89128-44-0

Vydal: © Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy Bratislava, 2008

OBSAH

Úvodní slovo

Preface

USNESENÍ

RESOLUTION

Orálne prezentácie

1.	Prax, A.	Význam komplexního průzkumu zemědělských půd v bývalém Československu a rozpracování jeho výsledků
2.	Prax, A. et al.	The importance of comprehensive agricultural soil survey in the former Czechoslovakia and processing the results thereof
3.	Bublinec, E.	Význam prieskumu lesných pôd v bývalom Československu a rozpracovanie jeho výsledkov
4.	Blum, W.E.H.	Soil, climate change and civilization
5.	Dazzi, C.	Soils, environmental awareness and ecological footprint in European countries
6.	Filip, Z., Demnerova, K.	Nanoscience – Soil science – Astroscience: So what is soil, and where did it come from?
7.	Baumgarten, A., Dersch, G.	Routine analysis of soil as a basis for soil monitoring
8.	Várallyay, G.	New trends in the concept of soil information and monitoring systems
9.	Houšková, B. et al.	European soil data center (ESDAC) and the EU thematic strategy for soil protection
10.	Nestroy, O.	Soil sealing and reclamation – challenges facing today's society
11.	Skłodowski, P., Bielska, A.	Sustainable rural development and soil protection in Poland
12.	Skalský R. et al.	Informatizácia údajov Komplexného prieskumu poľnohospodárskych pôd Slovenska
13.	Macků, J.	Variabilita vybraných vlastností lesních půd ve vztahu k jednotkám lesnické typologie
14.	Váchal, J. et al.	Monitoring and classification of the potential production of farmland
15.	Juráni, B.	Klasifikácia pôd, mapovanie pôd, informačný systém o pôdach a informačná spoločnosť
16.	Styk, J., Pálka, B.	Zhodnotenie erózie pôdy v konkrétnom povodí využitím GIS technológie
17.	Horáček, J. et al.	Technogenní kompakce systému minimálního zpracování půdy v rozdílných půdně klimatických podmínkách
18.	Šály, R.	Andozeme nesopečných oblastí na Slovensku
19.	Bielek, P.	Pôdny uhlík: kritický parameter udržateľného vývoja pôd
20.	Šarapatka, B. et al.	Je současné využívání půdy udržitelné?
21.	Kuráž, V.	Současný stav v ochraně půdy v České republice
22.	Bujnovský, R.	Pochopenie príčin degradácie pôdy ako východisko pre efektívnu ochranu a dlhodobé využívanie tohto prírodného zdroja
23.	Klimo, E.	Funkce lesních půd z pohledu setrvalého lesního hospodářství
24.	Midriak, R.	Protierózne funkcie lesa v Českej republike a v Slovenskej republike
25.	Tužinský, L. et al.	Hydropedologické cykly v lesných ekosystémoch Slovenska
26.	Homolák, M. et al.	Denzita bukových porastov ako nástroj regulácie hydrických a environmentálnych funkcií pôd
27.	Jaloviarová, V. et al.	Dynamika vlhkosti mŕtveho lesa ako komponentu vodnej bilancie lesných ekosystémov
28.	Sobocká, J.	Význam urbánnych (antropogénnych) pôd a ich implementácia v plánovacích procesoch mesta
29.	Borůvka, L. et al.	Acidifikace a znečištění lesních půd v oblasti Slezských Beskyd
30.	Vácha, R. et al.	Vývoj a možnosti hodnocení antropogenní zátěže půd rizikovými látkami v České republice
31.	Sáňka, M., Čupr, P.	Hodnocení ekosystémových a zdravotních rizik kontaminace zemědělských půd – metody a případové studie v České republice
32.	Bedrna, Z.	Problémy antropizácie pôd
33.	Novák, P. et al.	Dlouhodobý vývoj krajiny, vývoj změn půdního pokryvu a změn využití půdy v důsledku politických a ekonomických poměrů
34.	Čurlík, J.	Prirodzená variabilita zloženia, obohatenie a problémy hodnotenia kontaminácie pôd Slovenska

35.	Šrámek, V. et al.	Biosoil – Evropský projekt monitoringu lesních půd – průběh v České republice
36.	Drápelová, I., Kulhavý, J.	Účinek vápnění na revitalizaci lesních půd – vyhodnocení dlouhodobého experimentu
37.	Žigová, A., et al.	Vývoj půd na spraších v antropicky ovlivněných a chráněných územích Prahy

Posterové prezentácie

1.	Adamec, V. et al.	Vývoj kontaminací půd vybranými anorganickými a organickými škodlivinami v intravilánu města Brna
2.	Antal, J., Šurda, P.	Meranie kvapkovej erózie pôdy v poľných podmienkach
3.	Babulicová, M.	Vplyv rôzneho podielu obilnín v osevných postupoch na obsah humusu, obsah celkového dusíka a pôdnu reakciu
4.	Badalíková, B.	Změny kvality humusu při různém zakládání porostu cukrovky
5.	Barančíková, G., Makovníková, J.	Prístup k tvorbe mapy obsahu organického uhlíka na poľnohospodárskych pôdach Slovenska
6.	Bebej, J. et al.	Verifikácia teórie podzolizácie v rámci štúdia lesných pôd Slovenska
7.	Brtnický, M. et al.	Kationtová výměnná kapacita, její dynamika a kategorizace pro půdy Střední Moravy
8.	Doležal, F. et al.	Hledání vztahů mezi empirickými hydrolimity a obecně používanými parametrizacemi retenčních křivek
9.	Drápelová, I. et al.	Sledování obsahu DOC v lyzimetrických vodách různě obhospodařovaných lesních půd v dlouhodobém experimentu
10.	Dufková, J.	Větrná eroze ve vybraném území Jižní Moravy
11.	Fabiánek, T. et al.	Vlastnosti nadložního humusu v různých porostních typech na kyselých stanovištích
12.	Fiala, K. et al.	Vliv některých půdních parametrů na porovnatelnost metod stanovení oxidovatelného půdního uhlíku
13.	Foukalová, J., Brtnický, M.	Hodnocení vybraných biologických vlastností černozemí
14.	Frýdová, B.	Influence of atmospheric sulphur deposition on total organic and ammonia nitrogen contents in long-term non-fertilised bare fallow field experiments
15.	Galušková, I., Borůvka, L.	Kontaminace půd městských parků vybranými rizikovými prvky
16.	Gömöryová, E., Pichler, V.	Priestorová variabilita niektorých pôdnych vlastností v bukovom poraste
17.	Hofman, J. et al.	Efekty vybraných perzistentních organických polutantů (POPS) na půdní organismy
18.	Houška, J. et al.	Podzolizační proces v přirozených lesních půdách Východních Karpat
19.	Hybler, V. et al.	Monitoring podzemní vody pro optimalizaci vlhkostního režimu půd lužního lesa
20.	Kelnarová, J. et al.	Dlouhodobé změny půdní reakce v pastevním areálu Tylovice (Rožnov pod Radhoštěm)
21.	Kobza, J.	Monitoring pôd a tvorba nových informácií pre stratégiu ochrany a využívania pôd v SR a EU
22.	Kodeš, V., Kozák, J.	Pasportizace účinných látek používaných na ochranu rostlin v ČR a její vztah k půdnímu informačnímu systému
23.	Kodešová, R. et al.	Impact of soil micromorphology on soil properties characterizing contaminant transport in agricultural soils
24.	Kopáč, J. et al.	Srovnání výsledků magnetických a geochemických analýz půd České republiky
25.	Kotorová, D., Šoltysová, B.	Vývoj fyzikálnych vlastností fluvizeme pri jej intenzívnom obrábaní
26.	Kukla, J., Kuklová, M.	Problémy klasifikácie pôd
27.	Kunzová, E.	Změny obsahu živin v půdě na dlouhodobých výživářských pokusech v letech 2000 – 2005
28.	Lo Papa, G. et al.	Effects of different cropping systems on soil organic matter quality in a xeric environment (Italy)
29.	Lorencová, H., Truparová, S.	Hodnocení humusových poměrů v lužním lese na Jižní Moravě
30.	Lukas, V.	Mapování elektrické vodivosti půdy v precizním zemědělství
31.	Machava, J.	Prírastky sadeníc buka lesného v závislosti od koncentrácií Pb, Cu a Zn v rendzine a prarendzine pri nádobových pokusoch
32.	Makovníková, J.	Hodnotenie pufračnej funkcie pôdy
33.	Menšík, L., Kulhavý, J.	Humusové poměry smíšených porostů založených sadbou na Drahanské vrchovině
34.	Mikanová, O., Czakó, A.	Vliv hnojení na vybrané mikrobiologické charakteristiky

35.	Nermut, Z. et al.	Zhodnocení faktoru erozní účinnosti přívalového deště na Olomoucku
36.	Neruda, M. et al.	Revitalizace řeky Modly
37.	Nikodem, A. et al.	Soil hydraulic properties characterization for numerical modeling of acidificants transport
38.	Nováková, M., Skalský, R.	Možnosti využitia údajov KPP v systéme biofyzikálneho modelovania pre potreby predpovedania úrod a produkcie poľnohospodárskych plodín
39.	Novotný, I. et al.	SOWAC GIS – geoinformační portál vyvíjený VÚMOP, v.v.i.
40.	Obršlík, J.	Antropogenní pedogeneze – geomorfologické aspekty v různých typech pedogenezí
41.	Opršal, Z., Šarapatka, B	Indikátory v krajinném prostoru využitelné pro plány faremního managementu
42.	Pavlů, L. Rohošková, M.	Specifika studia humínových kyselin lesních půd a půd rekultivovaných výsypek
43.	Plát, V. et al.	Vliv přídavku humusových látek na pufrační schopnost kambizemě a luvizemě
44.	Pospíšilová, Ľ., Fasurová, N.	Spektrální vlastnosti humusových látek v průběhu dlouhodobého experimentu
45.	Remeš, M., Kulhavý, J.	Obsah rozpustného organického uhlíku (DOC) v půdním roztoku při různém způsobu obhospodařování lesů
46.	Schwarzová, M. et al.	Vliv vegetace a půdního pokryvu na korozi kalcitových speleotém
47.	Sládková, J.	Geostatistické zpracování půdních dat na modelovém území
48.	Sládková, J.	Přesnost převodů mezi klasifikačními systémy půd jako podmínka pro využití archivních dat v digitálním mapování
49.	Sládková, J., Kozák, J.	Využití pedotransferových pravidel
50.	Střalková, R. et al.	Nitrifikační aktivita půdy v osevních postupech s obilninami
51.	Świercz, A.	Chemical transformations of soils induced by acidic and alkaline emissions in the Świętokrzyski region in Poland
52.	Szallayová, R.	Analýza stavu poľnohospodárskych pôd Slovenska a stabilizácie výmery najkvalitnejších poľnohospodárskych pôd
53.	Szombathová, N. et al.	Vybrané vlastnosti pôd pôdnej katény v blízkosti prírodnej rezervácie Žitavský luh
54.	Šamonil, P. et al.	Význam vývratových disturbancí v jedlo-bukovém (pra)lese flyšového pásma Karpat
55.	Šír, M. et al.	Úloha půdy v hydrologickém cyklu Českých hor
56.	Širáň, M. et al.	Prístup k tvorbe mapy objemovej hmotnosti na orných pôdach Slovenska
57.	Šoltysová, B., Kotorová, D.	Vplyv prípravy pôdy na obsah a rozloženie živín, humusu a humusových látok v profile fluvizeme glejovej
58.	Vičanová, M.	Sledování vlhkostních charakteristik v půdě na území Žabčic
59.	Vlček, V.	Statistické hodnocení změn vybraných fyzikálních a chemických charakteristik černozemí na Moravě
60.	Vokurková, P.	Porovnání metod frakcionace humusových látek v lesních půdách
61.	Vopravil, J. et al.	Vliv dlouhodobého zavlažování na půdu a půdní vlastnosti
62.	Vráblíková, J. et al.	Antropogenně postižená oblast a specifika ovlivňující půdní fond
63.	Vráblíková, J., Vráblík, P.	Rekultivace v Podkrušnohoří
64.	Vysloužilová, M. et al.	Fytoextrakce olova rostlinami *Brassica Juncea L.* po aplikaci chelatačních činidel do půdy kontaminované rizikovými prvky
65.	Zádorová, T. et al.	Návrh metody pro vymezování koluvizemí v černozemních oblastech
66.	Zaujec, A., Šimanský, V.	Pôdna štruktúra a organická hmota v černozemiach SR
67.	Zaušková, Ľ.	Špecifické postavenie pôdy v povodiach vodárenských nádrží na Slovensku
68.	Jandák, J. et al.	Půdní pokryv oázy Buchel (Dornogobi, Mongolsko)

Úvodní slovo

Konference „ Půda v moderní informační společnosti“, konaná v Rožnově pod Radhoštěm ve dnech 20.-23.8.2007 byla první společnou konferencí půdoznalců České republiky a Slovenska po vzniku obou samostatných republik. Uspořádáním konference jsme chtěli demonstrovat význam naší společné historie v půdoznalství a ochraně půdy a vůli k vzájemně prospěšné spolupráci v budoucnu.

Tuto konferenci jsme uspořádali rok po Světovém kongresu Mezinárodní pedologické společnosti IUSS ve Philadelphii a rok před významnou evropskou akcí Evropské konfederace pedologických společností – konferencí EUROSOIL 2008 ve Vídni, na které se obě naše společnosti organizačně podílejí, a samozřejmě v návaznosti na každoroční setkání pedologů v České republice a na Slovensku.

Jsme rádi, že se podařilo dát konferenci mezinárodní rozměr, a potěšil nás zájem a podpora rezortních ministerstev v ČR a na Slovensku.

Myšlenka uspořádat tuto konferenci vznikla na společném zasedání výborů obou našich společností v roce 2005 v Pezinku. Cíle společné konference jsme spatřovali v těchto oblastech:

1. *Zvýraznit a ocenit význam aktivit českých a slovenských pedologů v mapování a v ochraně půdního fondu, - započatých v 60. letech minulého století komplexním průzkumem zemědělských půd, následnou bonitací zemědělských půd, typologickým průzkumem lesních půd a pokračující obecně rozvojem výzkumu a vědy o půdě v dalším období.*
2. *Prezentovat tyto aktivity navenek – na úrovni sjednocující se Evropy.*
3. *Podnítit aktivity mladých vědeckých pracovníků v pedologii a motivovat je k dalšímu rozvoji oboru.*

Jsme přesvědčeni, že uspořádáním konference byly všechny vytyčené cíle dobře naplněny a že po odborné i společenské stránce byla konference přínosem.

Konference se zúčastnilo celkem 160 odborníků, z toho 112 z České republiky, 40 ze Slovenska a 8 představitelů pedologických společností ze sousedních států. Zaznělo 40 ústních příspěvků a prezentováno bylo 63 plakátových sdělení. Součástí programu byly i některé další doprovodné akce spolupracujících institucí, ocenění významných osobností, které se v minulosti nejvíce zasloužily o rozvoj pedologie v obou zemích a odborné exkurze. Na závěr konference bylo přijato společné prohlášení o dalším postupu v ochraně půdy.

J. Kulhavý a J. Sobocká
garanti konference

Preface

The conference "Soil in modern information society" was held in Rožnov pod Radhoštěm in August 20-23, 2007. It was the first common soil science conference to be organized by Czech and Slovak soil scientists after constitution of both independent republics. By the organization of this conference we would like to demonstrate an importance of our common history in soil science development and soil protection, as well as an intention for future mutual benefit co-operation.

This conference come into being one year after World Congress of International Union of Soil Sciences (IUSS) in Philadelphia and one year before significant European action of European Confederation of Soil Science Societies (ECSSS) – EUROSOIL 2008 in Vienna, in what our soil science societies take a part in organization activities. Also yearly meetings of soil scientists in the Czech Republic or Slovak Republic are recognized.

We are very glad that our conference has become international references, and also interest and support of governmental institutions incl. ministries in Czech Republic and Slovakia was accepted very friendly.

The idea to organize this conference originated on the common meeting of our societies boards held in the year 2005 in Pezinok (Slovakia). The goals of the conference were created in relation to these aspects of actions:

1. *The need to point out and evaluate importance of Czech and Slovak soil scientists activities in soil survey and protection of soil resources – to be started in sixties of the last century by the General Survey of Agricultural Soils, following farmland evaluation, by typological survey of forest soils and universally continuing development of soil science disciplines in the future.*
2. *To represent these activities outside – on the level of joint Europe.*
3. *To encourage research activities of young soil scientists and inspire them to the further progress in soil science development.*

We are convinced that this conference fulfils all targeted objectives and that this action brought along benefit scientifically and socially.

About 160 scientists took a part in this conference, from what 112 participants from Czech Republic and 40 from Slovakia. Also 8 representatives of pedological societies from neighbouring countries were attending. There were presented 40 oral presentations and 63 posters. Program of the conference included some other accompanying actions of co-operating institutions, honour of outstanding personalities who in the past contributed to the soil science promotion in both countries and field pedological excursion. At the end of the conference the "Common resolution about further progress in soil science protection" was adopted.

J. Kulhavý a J. Sobocká
Guarantees of the Conference

USNESENÍ

Z JEDNÁNÍ KONFERENCE ČESKÉ PEDOLOGICKÉ SPOLEČNOSTI A SLOVENSKÉ PEDOLOGICKÉ SPOLEČNOSTI

„PŮDA V MODERNÍ INFORMAČNÍ SPOLEČNOSTI“

KONANÉ VE DNECH 20-23.8.2007 V ROŽNOVĚ POD RADHOŠTĚM

Preambule

Půda jako neobnovitelný přírodní zdroj je stále intenzivněji vystavována působení degradačních faktorů což způsobuje poškozování a znehodnocování jejich vlastností s negativními důsledky na životní prostředí, zdraví lidí i ekonomiku. V tomto smyslu je velmi pozitivně vnímán proces přípravy rámcové směrnice pro ochranu půdy EU (Communication of the Commission "Towards a Thematic Strategy on Soil Protection" (COM(2002)179)), jejímiž stěžejními oblastmi jsou zejména:

- identifikace ohrožených oblastí degradačními faktory,
- řešení otázek kontaminace půdy
- programy nápravných opatření.

Stěžejní problémové otázky a úkoly ochrany půdy, které vyplynuly z jednání konference

- Problematiku plošné ochrany je nutno účinněji promítnout do nově připravovaných územně plánovacích dokumentací, zejména zásad územního rozvoje. Zejména je žádoucí podpořit zavedení účinných ekonomických mechanismů pro minimalizaci záborů půdy a provádění rekultivací. Zásadním předpokladem v tomto směru je vytvoření legislativních opatření pro využití brownfields pro novou investiční výstavbu a ochrany půd v urbanizovaných a průmyslných oblastech.
- Pomocí legislativních nástrojů účinně regulovat vstupy látek do půdy, tak, aby nedocházelo ke zhoršování jejích fyzikálních, chemických a biologických vlastností. Regulaci vstupů látek a hodnocení obsahu kontaminantů v půdách založit na analýze ekologických a humánních rizik při respektování heterogenity půdních vlastností. Současně však podporovat bezrizikovou aplikaci organicky bohatých substrátů (kalů ČOV, sedimentů, kompostů, biomasy apod.) na půdu pro účely návratu organické hmoty do půdy.
- Zabezpečit pokračování systematického monitoringu lesních půd, zemědělských půd a půd chráněných území, jako nezastupitelného zdroje dat pro hodnocení stavu a vývoje půdního fondu.
- Tvorbu kvalitních informací o půdě považovat za nevyhnutelnou podmínku pro účinnou ochranu půdy, při současném zabezpečení permanentního přístupu k těmto informacím pro širokou laickou i odbornou veřejnost.
- Důležitým předpokladem je zvýšení vydavatelské činnosti resortů a organizací relevantních k ochraně půdy pro zlepšení a povýšení úrovně společenského a individuálního vědomí ve vztahu k půdě.

- Pro lepší ochranu kvality půdy je nutno důsledněji propojit sféru vědy a výzkumu se státní správou. V této souvislosti vytvořit poradní orgány na resortní úrovni pro řešení otázek ochrany půdy.

Návrhy na podporu výzkumu v oblastech

- Tvorby digitálních informačních a poznatkových systémů permanentně rekonfigurujících obsahy jako rozhodující oblastí rozvoje výzkumu půdy, jejího využití a ochrany, orientace na hledání způsobů a metod detekce vlastností půdního krytu za využití metod DPZ.
- Tvorby prostorových informací pro multifunkční využití půdy v krajině, detekce a predikce vlastností a kvality půdního krytu včetně degradace půdy, jako i tvorby informací využitelných při hodnocení půdy, návrhu způsobů jejího udržitelného využívání a efektivní ochrany.
- Řešení významu půdy a její využití při snižování obsahu skleníkových plynů v ovzduší a sekvestrace uhlíku. Analýzy, hodnocení, modelování vývoje parametrů půdy v čase a tvorba prostorových informaci jako východisko pro účinnou ochranu půdy a zmírňování rizik v důsledku klimatické změny.
- Využívání biomasy lesních porostů s ohledem na zachování biogeochemických koloběhů a produkční schopnosti stanoviště. Aplikace organicky bohatých substrátů na půdy: přínosy vs. rizika.
- Řešení následků nutriční degradace lesních půd vlivem dlouhodobé acidifikace s využitím nápravných opatření a změny hospodářských postupů.
- Regulace vodního režimu v krajině a retenční schopnosti krajiny s využitím pozemkových úprav a regulačních technologií (management půdy, plodin a vstupů).
- Účinné řešení protierozní ochrany zemědělských i lesních půd a půdoochranných funkcí lesa, zejména v horských oblastech.
- Řešení možností a podmínek zmírnění, resp. omezení antropogenních vlivů na půdu, zejména kontaminace a fyzikální degradace. Řešení ekologických a humánních rizik výskytu kontaminantů v půdách, jejich směsí v různých podmínkách - rizikové scénáře. Biodostupnost jako klíč k identifikaci rizika kontaminantů v půdním prostředí.

RESOLUTION

FROM THE CONFERENCE OF THE CZECH SOIL SCIENCE SOCIETY AND SLOVAK SOIL SCIENCE SOCIETY

"SOIL IN A MODERN INFORMATION SOCIETY"

HELD DURING AUGUST 20-23, 2007 IN ROZNOV POD RADHOSTEM

Preamble

Soil as non-renewable natural source is more and more intensively subjected to degradation factors. This fact induces the deterioration of soil properties which in turn result in negative effects on the environment, human health and also the economy. According to this reason, the preparatory process of European Union dealing with Soil Framework Directive for Soil Protection (Communication of the Commission "Towards a Thematic Strategy on Soil Protection" (COM(2002)179)) is taken very positively. The main areas of the directive are:

- Risk area identification for main soil threats
- Soil contamination
- Programs of measures for soil restoration

The main topics and tasks of soil protection arising from the conference are:

- The problem of areal protection must be more effective reflected in newly developed documentation for regional planning, mainly for principles of regional development. The crucial points are to establish effective economical means to reduce soil sealing and for the realisation of soil remediation measures. The basic anticipation in this direction is the creation of a legislative action on the utilisation of brownfield sites for new capital construction with linked soil protection measures in urban and industrial zones.
- In terms of legislation, the means to control effectively the input of substances into soil that could cause a deterioration of physical, chemical and biological properties is critical. The control of the input of substances and the evaluation of the content of contaminants is possible to establish on the analysis of ecological and human risks by complying with soil properties heterogeneity. However, land managers must be allowed to maintain the hazardless application of substrates rich in organic matter (e.g. sludge from sewage plants, sediments, composts, biomass, etc.) on soil for the purposes of the return of organic matter into soil.
- To assure the continuation of the systematic monitoring of soil in forests, agricultural land and in protected areas, as an irreplaceable source of data to assess the status and development of soil resources.

- The generation of qualitative soil information to consider as necessary condition for effective soil protection by contemporaneous assurance of permanent access to this information for general non-professional, as well as also professional public.
- To increase the publishing activities of organisations relevant to soil protection, for the improvement of, and promotion of, the level of social and individual awareness in reference to soil.
- For better soil quality protection, it is necessary to interconnect more thoroughly the science and research sphere with the state administration. In this context, it is necessary to create advisory bodies at departmental level for the resolution of questions of soil protection.

Proposals to support research in areas dealing with:

- The creation of digital information and knowledge systems with the permanent updating of their content, soil exploitation and protection, new methods to determine soil properties by remote sensing technologies.
- The creation of areal information for the multifunctional exploitation of soil, the detection and prediction of properties and quality of soil cover, including soil degradation, as well as the creation of information that is usable for the general evaluation of soil, proposals for the sustainable exploitation and effective protection of soil.
- The determination of the significance of soil and its exploitation in decreasing the volume of greenhouse gases in the atmosphere, as well as in carbon sequestration. Analyses, assessment, simulation of the development soil parameters over time and the creation of spatial information as basis for effective soil protection and hazards mitigation due to climate change.
- The exploitation of forest biomass with regard to the maintenance of biogeochemical cycles and the production potential of the site. The application of organic substrates on soil: benefits versus risks.
- The treatment of degradation effects on the nutrient content of forest soil that has been affected negatively by long-term acidification and the consequences of remedial measures and changes in cultivation practises.
- The water-regime and water holding capacity control in the landscape by utilisation of land regulation technologies (management of soil, crops and inputs).
- Effective control of erosion of soil under agricultural practices and forestry, particularly in mountainous areas.
- The control of anthropogenic influences on soil, mainly contamination and physical degradation. Answer to the ecological and human risks of the occurrence of contaminants in soil, their compounds in different conditions – hazards scenarios. Bioavailability as a key to the identification of contaminants risk in soil environment.

Orálne prezentácie

VÝZNAM KOMPLEXNÍHO PRŮZKUMU ZEMĚDĚLSKÝCH PŮD V BÝVALÉM ČESKOSLOVENSKU A ROZPRACOVÁNÍ JEHO VÝSLEDKŮ

Alois Prax

Mendelova univerzita zemědělsko-lesnická, Brno, Česká republika

Komplexní průzkum půd ČSSR (KPP) byl a je jednou z největších akcí československých půdoznalců realizovanou v sedmé dekádě dvacátého století. Je tedy přirozené, že si KPP připomínáme také na naší první společné konferenci, kterou pořádáme po patnácti letech od rozdělení našich států a od té doby také samostatných cest našich pedologických společností.
Je pro mne velkou ctí, že mne organizační výbor konference pověřil připravit tento referát o významu KPP pro rozvoj zemědělství i ochrany půdy v našich republikách.
Stěžejními autory tohoto připomenutí KPP, které přednesu, jsou hlavní protagonisté celé akce a to pan prof. Ing. Juraj Hraško, DrSc., pan prof. RNDr. Jan Němeček, DrSc. a pan Ing. Karel Mašát, kteří mně nezištně a ochotně připravili podklady o tom, jak celá akce vznikala a probíhala. Dovolte mi, abych jim z tohoto místa srdečně poděkoval.
Není možné přehlédnout to, že již před zahájením KPP byla na území Československa prováděna dílčí mapování půd. Za zmínku stojí historické práce prof. J. Kopeckého i prof. V. Nováka, Dr. Spirhanzla a řady dalších. Po druhé světové válce pak vydal Státní geologický ústav mapy základových půd ČSR v měřítku 1:75 000. Stálo by za to zpracovat soubornou informaci o průzkumech a mapování půd celého tohoto historického období.
Já sám jsem od roku 1961 pracoval jako inženýr – hydropedolog na pracovišti v Brně v Ředitelství vodohospodářského rozvoje (ŘVR - po reorganizaci ve Státní meliorační správě) na přípravě rozsáhlých melioračních akcí po celém Československu od Východoslovenské nížiny (VSN) po Chebskou pánev. V rámci realizace těchto akcí (především odvodnění zemědělských pozemků) bylo hydropedology různých organizací prozkoumáno jen v Českých zemích více jak 1 milion ha zemědělských půd to znamená, že bylo vykopáno a popsáno více jak 300 000 půdních sond. Tyto materiály, pokud se zachovaly, jsou snad uloženy v archivech bývalých projekčních ústavů neb prováděcích podniků, část je také ve VÚMOP Praha.
Zde je na místě připomenout významný podíl řady výzkumných pracovníků VÚMOP při řešení teoretických i praktických otázek odvodnění zemědělských půd. Významnou měrou se na progresu hydropedologie v Československu podílela dvě špičková pracoviště a to na ČVUT v Praze skupina výzkumníků a pedagogů kolem pana prof. M. Kutílka, DrSc. a na ÚHH v Bratislavě, kde působil pan prof. J. Benetin, DrSc. se svým kolektivem.
Svým pojetím diametrálně odlišně bylo provedeno mapování zemědělských půd v rámci KPP, které bylo zahájeno na základě vládního usnesení č. 11 ze dne 4. ledna 1961. Šlo o jednorázovou, metodicky jednotně řízenou akci základního průzkumu zemědělských půd celé ČSSR. Na ploše 7,2 milionu ha zemědělských půd bylo vykopáno cca 700 000 základních půdních sond a provedeno cca 2 miliony půdních rozborů. Výsledné materiály tj. závěrečné zprávy i mapové podklady předali zpracovatelé také příslušným zemědělským podnikům. Uloženy jsou samozřejmě také v archivech VÚMOP v Praze a Brně a na Slovensku ve VÚPOP v Bratislavě a jejich využití je mnohostranné.
Historické souvislosti o tom, jak celá akce KPP začala a jak probíhala nám nejlépe osvětlí následující texty z pera pana prof. Hraška, pana prof. Němečka a pana Ing. Mašáta.
Pan prof. Hraško hodnotí připomínané historické období následovně.

V souvislosti s plány rozvoje zemědělské velkovýroby se stala již od roku 1954 oficiálním základním vládním pilířem péče o zvyšování úrodnosti půd. Byla stanovena povinnost, zvláště na plochách, které obhospodařovala jednotná zemědělská družstva, vykonávat pravidelné odběry půdních vzorků pro agrochemické rozbory za účelem zjištění půdní reakce a obsahu přístupných živin pro vypracování plánu optimálního hnojení.
Současně se začalo s rozsáhlými úpravami vodního režimu půd především formou meliorací zamokřených, později i erozně ohrožených půd i půd s deficitem vláhy. Na Slovensku se věnovala pozornost i melioracím zasolených půd. Pro tyto účely byly potřebné podrobnější údaje o půdách, které byly získávány zadáváním práce soukromým osobám, tzv. civilním inženýrům, kteří je vykonávali nekomplexně, zjednodušenými metodami hydropedologického průzkumu.
Hydropedologický průzkum pro účely komplexních úprav VSN na celém území tehdejšího okresu Královský Chlumec se z iniciativy tehdejšího vedoucího odboru půdoznalství Ústředního kontrolního a zkušebního ústavu zemědělského (ÚKZÚZ) v Praze Ing. Jaromíra Damašky v roce 1955 ujal vykonat kolektiv pracovníků tohoto ústavu z celé republiky. Práce vedl Dr. Heřmanský a po jeho onemocnění malárií (což byla tehdy častá infekce způsobená komáry na lokalitách močálů VSN), převzal vedení Ing. Hraško. V rámci těchto územně rozsáhlých prací se kriticky hodnotily používané metody hydropedologických průzkumů a vznikala myšlenka jejich metodické úpravy.
Tyto skutečnosti se staly předmětem jednání tehdejší půdoznalecké komise Československé akademie zemědělských věd (ČSAZV), která kriticky poukázala na to, že jednotliví experti v oboru hydropedologie používají různé modifikované metody průzkumu, různá klasifikační kriteria a individuální klasifikační systémy, které nejsou mezi sebou kompatibilní. Půdoznalecká komise ČSAZV doporučila, že je naléhavé zpracovat systematický komplexní průzkum zemědělských půd na celém území Československé republiky a pro tento účel vypracovat novou, jednotnou metodiku.
Na tomto základě se přistoupilo k sjednocování názorů mezi hlavními půdoznaleckými pracovišti v ČSR (Ing. Jaromír Damaška – ÚKZÚZ Praha, Dr. Jan Němeček – Výzkumný ústav rostlinné výroby (VÚRV) Praha-Ruzyně, Ing. Juraj Hraško – ÚKSÚP Bratislava) a k metodickým seminářům na půdě ČSAZV, na kterých se prodiskutovávaly otázky jednotného komplexního půdoznaleckého průzkumu zemědělských půd pro celé území ČSR. Je nutné se zmínit také o zpracování terénního rekognoskačního výzkumu na celém území ČSR (trio Damaška, Němeček, Hraško), ze kterého byla vypracovaná tzv. rekognoskační mapa v měřítku 1:1 milion, která posloužila také k úpravě návrhu půdní mapy pro Atlas ČSR, jehož sestavitelem byl Ing. Janovský.
Půdoznalecká komise na základě dosavadních zkušeností doporučila, aby se v rámci metodické přípravy KPP vykonal společný pokusný průzkum za účasti pracovníků ze všech tří ústavů. Vybrán byl okres Žamberk v kraji Hradec Králové, který proběhl v roce 1957 a ze Slovenska se jej zúčastnil také mladý absolvent Timirjazevovy akademie v Moskvě Ing. Zoltán Bedrna. Při tomto průzkumu byla dosažena jednota názorů na hlavní problémy typologie a klasifikace půd a byly získány první zkušenosti z organizování průzkumů rozsáhlejších území.
Byl vypracován ideový záměr metodického postupu, který se dále upřesňoval jak v Čechách tak na Slovensku. Na Slovensku to byla rozsáhlejší území pro projektování vodohospodářských staveb, jako např. území Vážské nivy mezi Leopoldovem a Piešťany a mezi Šalou a Kolárovem, ale také konkrétní katastry jako např. Voderady na okrese Trnava, Necpaly na okrese Martin, Žemberovce na okrese Levice. Tam se formoval základní kádr půdoznalců na Slovensku a získaly se poznatky potřebné pro upřesnění typologie a klasifikace půd.

Přelomovým rokem byl rok 1958, kdy Povereníctvo poľnohospodárstva, lesného a vodného hospodárstva (tehdejší název pro slovenská národní ministerstva) rozhodlo o zpracování pokusného průzkumu na území tehdejšího okresu Hurbanovo, který měl již v tomto roce ukončené združstevňování. Mladá jednotná zemědělská družstva zápasila s problémy využívání a zúrodňování půd, zvláště písčitých a zasolených. Vzhledem na potřebu konkrétní pomoci každému zemědělskému podniku jsme se zaměřili nejen na detailní průzkum každého podniku, ale i na návrh konkrétních opatření pro využívání a zúrodňování půdy. Půdní mapa a textová zpráva tedy neobsahovala jen údaje o půdách, ale také konkrétní návrh agronomických a melioračních opatření, která se verifikovala bezprostředně zemědělskou praxí. Rozsáhlost území umožnila rozšíření počtu tehdejších terénních pracovníků. Byli přijati Ing. Emil Fulajtár, Ing. František Zrubec a Ing. Mikuláš Kikuc, kteří vytvořili se zkušenými pracovníky jako Ing. Hraškem a Ing. Bedrnou základní odborně-metodický kádr KPP na Slovensku. Průzkum okresu Hurbanovo měl významný přínos nejen praktický, ale také metodický a organizační (návrh typologie a klasifikace zasolených, písčitých a nivních půd, zpracování mapových elaborátů pro každý podnik v měřítku 1:10 000 a okresní syntézy v měřítku 1:50 000, zpracování návrhu agronomických interpretací pro konkrétní podnik a syntéza pro okres a pod.). To pak bylo využito při metodické přípravě a organizování budoucího celostátního KPP.

V Českých zemích byla mnohem výhodnější, ale zároveň také složitější institucionální, ale také kádrová situace jako na Slovensku. Kromě silných kolektivů v rezortním ÚKZÚZu v Praze a Brně v čele s Ing. Damaškou, byla v resortu Ministerstva zemědělství, lesního a vodního hospodářství (MZLVH) silná pracovní skupina vedená Ing. Čečetkou, která končila práce na projektu „Zvelebení zemědělství, lesnictví a vodního hospodářství“ (ZLV). Ve VÚRV, který byl ústavem ČSAZV, bylo silné oddělení půdoznalství v čele s RNDr. Janem Němečkem, které v rámci klíčové úlohy S 0101 „Komplexní výzkum půd včetně podkladů pro bonitaci“ oficielně připravovalo metodiku KPP. Do této úlohy byly zapojené i kolektivy ÚKZUZ Praha a ÚKSÚP Bratislava, ve kterém po začlenění do Laboratoria pedologie Pobočky ČSAZV na Slovensku na čele s Ing. Františkem Hroššom do VÚRV Piešťany se sídlem v Boroviciach, pracoval jediný kolektiv půdoznalců na ÚKSÚP-u pod vedením Ing. Hraška. Ten se zapojil jak do metodické přípravy terénního průzkumu i do jeho praktického vykonávání a nakonec i do přípravy analytických metod pro rozbory půdních vzorků. Proto úvahy, které směřovaly k organizačnímu i metodickému zabezpečení KPP na Slovensku po jeho předpokládaném schválení ve vládě předpokládaly, že metodickým jakož i výkonným laboratorním i průzkumným řešitelským kolektivem bude kolektiv ÚKSÚP Bratislava. Proti tomu se postavil tehdejší ředitel ÚKSÚP-u Ing. Lietava s poukazem, že ÚKSÚP je kontrolní a zkušební instituce a že zabezpečením KPP je pověřená ČSAZV a na Slovensku její Pobočka. Jelikož však Pobočka ČSAZV (PČSAZV) neměla na Slovensku žádné odborníky, došlo ke složitým jednáním o delimitaci kolektivu půdoznalců z ÚKSÚP-u do PČSAZV. Po schválení delimitačních protokolů zřídila ČSAZV na Slovensku dnem 1. července 1960 organizačně i rozpočtově samostatné Laboratórium pôdoznalectva (LP), které mělo 12 pracovníků (kromě J. Hraška to byli Z. Bedrna, E. Fulajtár, M. Kikuc, F. Zrubec, M. Mrovčák, M. Pavlíková a 5 technických pracovníků). Pokusy o delimitaci pracovníků Agrostavu, kteří dokončovali práce na projektu ZLV na Slovensku nebyly úspěšné, takže kolektiv LP ČSAZV zůstal i nadále jediným půdoznaleckým kolektivem na Slovensku. Za jeho vedoucího byl jmenován Ing. Juraj Hraško, za zástupce Ing. Zoltán Bedrna. K těmto pracovníkům uvolnila ČSAZV od 1. ledna 1961 šedesát nových funkčních míst, takže od tohoto roku mělo LP 72 pracovníků, ze kterých jen delimitovaný kolektiv měl zkušenosti z průzkumu půd.

V Čechách vznikla dvě pracoviště a metodickým vedením byl pověřen již tehdy odbor půdoznalství VÚRV Ruzyně, kam přešel pracovat i Ing. Damaška. Z pracovníků útvaru ZLV byla zřízena samostatná, organizačně nezávislá Expediční skupina pro průzkum půd, kterou

vedl V. Šlajs. Podobné úvahy o oddělení metodického centra a průzkumné složky byly požadovány i na Slovensku, avšak J. Hraškovi se podařilo prosadit zachování jednotného LP, které zabezpečovalo jak průzkumné práce, tak také jejich metodické vedení a postupně začalo s uvolňováním talentovaných pracovníků na řešení výzkumných úkolů. Vedle provádění a metodického řízení KPP byly vytvořeny kolektivy specializované na pedochemii, pedofyziku, hydropedologii, půdní biologii a agrochemii a LP navázalo a smluvně uzavřelo mezinárodní spolupráci nejen s ústavy tehdejších zemí RVHP, ale i s půdoznaleckými pracovišti v NSR, Rakousku, Holandsku, Belgii a s mezinárodními organizacemi FAO a UNESCO. V roce 1968 dostalo LP po zhodnocení dosažených výsledků statut samostatného Výzkumného ústavu půdoznalství a výživy rostlin, čímž se tento ústav stal reálně jediným samostatným pracovištěm specializovaným na problematiku výzkumu půdy v celé ČSSR.
Na ústavu byla zachována nadále propojenost výzkumné a průzkumné složky. Náměty průzkumníků se bez formálních průtahů dostaly k řešení výzkumníkům a naopak, ambiciózní a nadaní pracovníci průzkumu byli přijímaní do vědecké přípravy a zařazovaní do výzkumné složky ústavu. Opačně do výzkumné složky nemohl být zařazen žádný nově přijatý pracovník ani kandidát věd bez toho, aby neprošel praxí terénního půdoznalce při průzkumu půd. Možná, že byl tento meritorní a důsledně dodržovaný požadavek nepopulární, ale měl za následek skutečnost, že na VÚPVR nebyli výzkumníci, kteří by nepoznali půdy Slovenska.
Tato praxe na ústavu zabezpečila to, že ústav zůstal samostatným vědecko-výzkumným pracovištěm i po ukončení KPP, resp. bonitace a řešil nejen otázky aplikovaného výzkumu, ale dokonce byl koordinačním pracovištěm jak pro aplikovaný tak i základní výzkum, do kterého byly zapojeny kolektivy i z ústavů ČSAV a SAV či vysokých škol.
Z původních skromných začátků se ústav stal mezinárodně uznávaným vědeckým pracovištěm s rozvinutou mezinárodní spoluprací jak se zeměmi RVHP, jakož i se zeměmi Evropského společenství. Rovněž se ústav stal i partnerem pro vysoké školy, dokonce i pro Přírodovědeckou fakultu Univerzity Komenského v Bratislavě, která zřídila samostatné studijní směry v oboru geografie půd, geochemie půd, biologie půd se samostatnou subkatedrou v rámci katedry geobotaniky a pedologie, ze které se po roce 1989 vytvořila samostatná Katedra pedologie PriF UK v Bratislavě.

Pan Ing. Karel Mašát byl u přípravy akce KPP prakticky od počátku a popisuje ji takto.
Po metodických přípravách a ověřování vhodných postupů pro provádění KPP v létech 1958 až 1960 bylo vládním usnesením č. 11 ze dne 4.1.1961 uloženo jeho provedení v desetiletém období do konce roku 1970. Z odborného a organizačního hlediska se na provádění KPP podílelo více organizací. Za ČSAZV to byla Expediční skupina pro průzkum půd (po reorganizaci Ústav pro zemědělský průzkum půd), Výzkumný ústav rostlinné výroby – oddělení půdoznalství, za Ministerstvo zemědělství to byl ÚKZÚZ a dále také mimorezortní organizace a to Český úřad zeměměřický a katastrální (Geodesie, n.p.).
Expediční skupina pro průzkum půd ustavila samostatné oddělení půdoznalecké, které zajišťovalo terénní pedologický průzkum a jeho vyhodnocení v českých krajích a průběžné předávání výstupů zemědělské praxi (zemědělským podnikům, okresním a krajským zemědělským správám). Tento útvar byl rozpočtovou organizací ČSAZV a na úkole pracovalo průběžně 130 pracovníků. Náplň práce je podrobně popsána ve čtyřech samostatných metodikách vydaných Ministerstvem zemědělství a výživy. Metodický dohled zajišťovalo oddělení půdoznalství VÚRV prostřednictvím tzv. metodických instruktorů v okresních pracovních skupinách. Současně byly prováděny i odběry půdních vzorků pro specializované analýzy a postupně byly dopracovány uživatelské metodiky průzkumu půd.
ÚKZÚZ zřídil ve svých krajských pobočkách specializované laboratoře, které prováděly masové analýzy půdních vzorků z KPP (agrochemické i mechanické rozbory).

Český úřad zeměměřický a katastrální na svých krajských pracovištích (tehdy podniky Geodesie) zajišťoval čistopisné provedení půdních map i kartogramů v měřítku 1:10 000 a 1:5 000 na podkladě sestavitelských originálů předávaných oddělením půdoznalství Expediční skupiny pro průzkum půd. Čistopisy map a kartogramů v jedinečném barevném provedení byly předávány zemědělské praxi k využití. Zde je nutné dodat, že veškeré kartografické práce, laboratorní analýzy a nakonec i archivace odebraných půdních vzorků ze speciálních sond byly prováděny obdobně v českých zemích i na Slovensku.
Vzhledem k tomu, že z hlediska odborného, organizačního, materiálního i finančního se jednalo o velmi náročnou činnost byla pro tyto účely ustavena při MZVž Mezirezortní komise pro KPP, v jejímž čele stál první náměstek ministra a kde byly zastoupeny i jednotlivé prováděcí složky. Tato komise řešila problémy související s plněním vládního usnesení a měla po celých deset let pravidelné pololetní zasedání. Mezirezortní komise podávala pravidelně vládě ČSR průběžné zprávy o průběhu průzkumu půd.
Komplexní průzkum zemědělských půd ČSSR byl ukončen Závěrečnou zprávou o provedení KPP (č.ú. A-O-29-8/1), kterou sestavil odpovědný pracovník Ing. Miloslav Kalenda v roce 1972.

Ze vzpomínek **pana prof. Němečka** se dovídáme, že v českých zemích se ve vývoji pedologie po ukončení KPP (s kterým paralelně a jako jeho součást probíhalo agrochemické zkoušení půd na živiny) postupně stále negativněji projevoval organizační dualismus. Již během průzkumu byla koordinační a výzkumná složka nucena ke kompromisům zajišťujícím kvalitu mapování. To bylo vedle centrální koordinační činnosti zajišťováno dvěma pracovníky a to vedoucím okresní skupiny KPP a metodickým instruktorem. Vynutilo si to i přechod některých půdoznalců z Ústavu půdoznalství do prováděcí průzkumné složky. Pozitivem bylo, že tito pracovníci dbali nejen o jednotný postup, ale po ukončení průzkumu určitého okresu osobně zajistili 20-30 typických sond (tzv. specielních sond), které byly archivovány a byl (často je i dosud) na vzorcích z nich prováděn výzkum.
Při dokončování KPP byl v českých zemích vyvíjen ze strany ministerstva zemědělství tlak, aby se urychleně vypracovala metodika bonitace půd. Jednalo se i o osud pracovníků průzkumné složky. Byl vypracován systém stanovištně-půdních jednotek (na základě materiálů KPP), relevantních pro hodnocení produkčního potenciálu a nákladů na výrobu při vysoké úrovni hospodaření. Vzhledem k tomu, že pro tyto účely bylo nutno spojit půdní jednotky s dalšími důležitými stanovištními vlastnostmi – svažitostí a klimatem, byly ustaveny z tohoto hlediska seskupené půdní formy (event. katény) a kritéria svažitosti (a expozic) a klimatické regiony. Metodika bonitačního průzkumu byla zpracována pod koordinací obou půdoznaleckých ústavů (v Bratislavě a v Praze) a obou ekonomických ústavů. Vlastní provádění bylo v českých zemích prováděno samostatným ústavem (ÚZPP) na Slovensku průzkumnou složkou výzkumného ústavu.
V tomto období se v obou půdoznaleckých institucích pokračovalo intenzivně ve výzkumu širokého spektra vlastností půd (chemické a mineralogické vlastnosti, formy a migrace živin, fyzikální vlastnosti, hydrotermické režimy). Současně byly zpracovávány půdní mapy 1 : 200 000 s přispěním lesnických pedologů a diagnostické vlastnosti půd. Je škoda, že se nerealizoval původní záměr vypracovat monografii půd celého tehdejšího Československa.
Organizačně zlomovým obdobím v důsledku již charakterizovaného organizačního dualizmu byla léta 1979 až 1980. Došlo k sice dobře míněnému, ale ministerstvem zemědělství zmanipulovanému vyčlenění Ústavu půdoznaleckého z VÚRV do VÚZM, při zapojení do ústavu i průzkumné složky. Toho byl slovenský ústav ušetřen. Vedlo to postupně nikoliv ke koncentraci aktivit, ale k rozpadávání dříve existujících složek. Bylo to korunováno ustavením Výzkumného ústavu pro zúrodnění zemědělských půd (VÚZZP). Projevovalo se to i v dalším období po roce 1990, kdy byl zřízen nynější VÚMOP. Pozitivní bylo v rámci

půdoznalství nasměrování na konkrétní problémy životního prostředí. Týkalo se to problematiky využití odpadů k zlepšování půd a objektivizace kritérií zátěže půd především kontaminanty. Do současné doby se uchovalo oddělení hygieny půd a oddělení půdoznalství. Oddělení bonitace ustoupilo od výzkumu a hledá další cesty.
V českých zemích i na Slovensku byl již v sedmdesátých letech pojat úmysl zavést výuku půdoznalství na univerzitách (Hraško, Němeček) na základě kontaktů s fyzickými geografy, později i s životním prostředím. Na Slovensku vývoj pokročil dále ve zřízení samostatné katedry.
Jak do výzkumu, tak i do pedagogické činnosti na univerzitách se stále promítají výsledky KPP a výzkumné činnosti s nimi spojené. Obě rezortní instituce vyvíjely po celou dobu vzornou spolupráci s katedrami pedologie na vysokých školách zemědělských, lesnických a technických.
Všeobecný boom věd o půdě probíhal celosvětově v sedmdesátých až osmdesátých letech dvacátého století. V současné době je nutno zaznamenat útlum.
Výzkumné instituce resortů zemědělství i katedry vysokých škol udržují rozsáhlé zahraniční kontakty v rámci EU (přímá účast na projektech), tak i s USA a dalšími zeměmi. I zde se projevuje prioritní postavení v řadě problémů, souvisejících s provedením průzkumu půd na celé ploše bývalého Československa (mimo urbánní půdy) a návazného na něj výzkumu.

Dovolte mi, abych na závěr svého vystoupení připomenul jednu ne příliš příznivou realitu. Naše generace půdoznalců dnešních sedmdesátníků a osmdesátníků přebírala od svých předchůdců tzn. generace pánů profesorů Kopeckého, Nováka, Kosila, Pelíška a dalších půdní fond v relativně příznivém, přírodním podmínkám blízkém stavu. To vše bez podrobné mapové dokumentace. Podstatný vliv na kvalitu půdy u nás měl v minulosti český sedlák, který si vážil své rodné hroudy. Byl to nejpůsobivější činitel ochrany půdního fondu. My nyní zhruba po padesáti letech zanecháváme půdy sice podrobně zmapovány ovšem ve stavu, který se od přirozených podmínek značně liší. Půdní fond doznal značných změn vlivem kolektivizace zemědělství, pozemkových úprav, meliorací, rekultivací, agrochemie a moderní techniky i agrotechniky. Ornice nám na mnoha místech vlivem dešťových srážek a větru mizí doslova před očima. Na polích nyní nehospodaří vlastníci, ale většinou nájemci. Legislativa ochrany půdy je málo účinná. Je na vás mladých uvědomit si, že současný stav půdního fondu je ohrožen a že vyžaduje intenzivnější a radikálnější ochranu než tu, kterou mu byla schopna poskytnout naše generace.
Pan profesor Němeček se zmiňuje o prošlém zlatém věku pedologie v sedmdesátých a osmdesátých letech minulého století. Věřím, když posuzuji současné disertační práce mladých půdoznalců, že také oni mohou prožít krásné chvíle ve svém oboru nyní s rozvíjející se moderní technikou včetně distančních metod. Nesmí však zapomínat, že půda namodelovaná na obrazovce je jiná než ta, s kterou se mnohdy setkají ve skutečnosti. Materiály KPP jsou staré více jak 40 roků a za tu dobu se mnohé na našem zemědělském půdním fondu změnilo. Přeji pedologii a všem těm, kteří tomuto oboru propadli, hodně úspěchů v další činnosti. Přeji také zdar naší mezinárodní konferenci.

Ocenění pracovníci (mimo pracovníků lesného průzkumu, viď E. Bublinec):

SLOVENSKÁ REPUBLIKA

„Za mimoriadny prínos pri realizácii Komplexného prieskumu poľnohospodárskych pôd a za rozvoj pôdoznalectva“
Prof. Ing. Juraj Hraško, DrSc.
Prof. Ing. Bohdan Juráni, CSc.

Doc. Ing. Zoltán Bedrna, DrSc.
RNDr. Bohumil Šurina
Doc. RNDr. Ján Čurlík, DrSc.
Ing. Emil Fulajtár, CSc.
Ing. František Zrubec, CSc.
Ing. Vladimír Linkeš, CSc., in memoriam
Ing. Pavol Jambor, CSc., in memoriam

„Za mimoriadny prínos pri realizácii bonitácie poľnohospodárskych pôd a za rozvoj pôdoznalectva“
RNDr. Michal Džatko, CSc.

„Za mimoriadny prínos pre rozvoj pôdoznalectva národného a medzinárodného významu“
Prof. RNDr. Pavol Bielek, DrSc.
Prof. Ing. Rudolf Šály, DrSc.

ČESKÁ REPUBLIKA

„Za mimořádný přínos při realizaci Komplexního průzkumu zemědělských půd a za rozvoj pedologie“
Prof. RNDr. Jan Němeček, DrSc.
Ing. Zdeněk Tomiška
Ing. Pavel Novák, CSc.
Ing. Jaromír Groh, CSc.
Ing. Miroslav Meloun
RNDr. Milan Tomášek, CSc., in memoriam

„Za mimořádný přínos při realizaci bonitace zemědělských půd a za rozvoj pedologie“
Ing. Karel Mašát

„Za mimořádný přínos pro rozvoj pedologie“
Prof. Ing. Rostislav Ledvina, CSc.
PhDr. Ing. Ferdinand Šmikmátor
Doc. RNDr. Miloš Valla, CSc.
Ing. Jiří Lhotský, DrSc.
Prof. Ing. Alois Prax, CSc.
Doc. Ing. Václav Kuráž, CSc.

„Za mimořádný přínos pro rozvoj půdní mikrobiologie“
Doc. Ing. Blahomil Grunda, CSc.
RNDr. Blanka Úlehlová, DrSc.

„Za mimořádný přínos pro rozvoj pedologie národního a mezinárodního významu“
Prof. Ing. Josef Kozák, DrSc., dr.h.c.
Prof. Ing. Miroslav Kutílek, DrSc.
Prof. Ing. Emil Klimo, DrSc.
Ing. Eliška Podlešáková, CSc.

THE IMPORTANCE OF COMPREHENSIVE AGRICULTURAL SOIL SURVEY IN THE FORMER CZECHOSLOVAKIA AND PROCESSING THE RESULTS THEREOF

Alois Prax, Juraj Hraško, Jan Němeček

Mendel University of Agricultural and Forestry in Brno, Czech Republic

The comprehensive soil survey in Czechoslovakia (CSS) was and still is one of the most extensive projects of Czechoslovak pedologists. It is only natural that we remember the CSS also at our first joint conference that is held for the first time after fifteen years that have elapsed since our countries were separated and our pedological societies took separate paths.
It is a great honour for me that I was entrusted by the organising committee of this conference with the task of preparing this contribution on the importance of CSS for the development of agriculture and soil conservation in our countries.
When remembering CSS I will refer to the two leading authors of the whole project, namely prof. Ing. Juraj Hraško, DrSc. and prof. RNDr. Jan Němeček, DrSc., who were so kind and gratuitous and prepared information for me on the whole process of establishing and carrying out the project. I would like to express my cordial thanks to them at this point.
One cannot dismiss the fact that in Czechoslovakia soils had been mapped partially already before the CSS started; there are historical papers e.g. by prof. J. Kopecký, prof. V. Novák and others to be mentioned. After World War II the National Geological Department published maps of subsoils of Czech Socialistic Republic (CSR) on a scale 1:75,000. It is worth to process the comprehensive information of this whole period.
I, myself, have been working as engineer-hydropedologist at Directorate of Water Management Development (after reorganisation in the National Melioration Administration) on the preparation of vast melioration projects all over Czechoslovakia, beginning in East Slovak Lowland and ending in Chebská pánev Basin. When implementing this projects (mainly draining of agricultural land), the hydropedologists conducted the research on more than 1 mil. ha of agricultural soils, i.e. more than 300,000 soil pits were dug and described. These documents, if they still exist, are hopefully stored in archives of former engineer's departments or implementing agencies, a certain part is also in Melioration and Soil Protection Research Institute (MSPRI).
It is only appropriate to mention the significant contribution of several researchers from MSPRI when resolving theoretical and practical issues of agricultural soils drainage. The two top departments have contributed significantly to the hydropedology progress, namely group of researches and teachers around prof. M.Kutílek,DrSc. from the Czech University in Prague and the team of prof. Benetin, DrSc. from Hydrology and Hydraulics Institute (ÚHH) in Bratislava.
Their approach resulted in the mapping of agricultural soils within the CSS to be conducted in a totally different way; this mapping was started based on the Government decree No. 11 of the January 4, 1961. It was a one-off action with unified methodology within the basic survey of agricultural soils in the whole Czechoslovakia. Approx. 700,000 basic soil pits were dug and more than 2 mil. of soils analyses were conducted on the area of 7.2 mil. ha of agricultural land. The processors handed over the output data, i.e. final reports and maps, to the relevant agricultural farms. They are also stored in the archives of VÚMOP in Prague and in Brno and in Slovakia in the Research Institute of ameliorations and soil conservation (VÚPOP) in Bratislava, and they are used in multiple ways.

The historical context of the beginning and progress of CSS will be explained to us in the best possible way, namely by the following texts written by prof. Hraško and prof. Němeček.

Concerning the development of plans for agricultural large-scale production, the effort to increase the soil fertility has become the official basic governmental tier already since 1954. It was stipulated, especially for the land managed by unified farmers' cooperation, to collect regularly soils samples for agrochemical analyses to be carried out in order to determine the soil reaction and the content of available nutrient, so that plans for optimum fertilization could be drafted.
Simultaneously, the regulation of water regime, mainly the melioration of wetlands, later also of soils exposed to erosion and soils with water deficit, has started. So, more detailed data on soils was required for this purpose and this data was acquired by entrusting the work to private persons, so called private engineers who carried the job incomprehensively with simplified methods of hydropedological survey.
In 1955, the team of workers of the Central Institute for Controlling and Testing Agriculture (ÚKZÚZ) from all over the country agreed – based on the initiative of Ing. Jaromír Damaška, head of the pedology section of this institute – to conduct such a survey for the purpose of comprehensive regulation of Eastern Slovakia Lowland on the whole area of the Kráľovslý Chlmec district. The work was supervised by dr. Heřmanský and after he was infected by malaria (which was not unusual disease of mosquitoes in wetlands of Eastern Slovakia Lowland), ing. Haško took over. In course of the work that comprised vast areas, the established methods of hydropedological survey were subjected to close re-evaluation and the idea of adapting their methodology was established.
These facts became the subject of a meeting held by the then Pedology Commission of Czechoslovak Academy of Agriculture Sciences, that criticized the situation where individual experts in hydropedology used survey methods modified in different ways, different classification criteria and individual classification systems that were not compactable. Moreover, such results were applicable only for concrete purposes, and therefore, for different purpose a new survey had to be conducted. Taking into account the experience from the Ukraine, the Pedology Commission of Czechoslovak Academy of Agriculture Sciences (CAAS) recommended a new systematic comprehensive survey of agriculture soils to be conducted on the whole territory of Czechoslovakia and for this purpose to produce a new, unified methodology.
This resulted in the start of the process of unifying the opinions of leading pedology departments in CSR (Ing. Jaromír Damaška UKZUZ Prague, Dr. Jan Němeček Plant Production Research Institute Ruzyně (VÚRV Ruzyně), Ing. Juraj Hraško Central Institute for Controlling and Testing Agriculture Bratislava (UKSÚP Bratislava) and in methodology seminars to be held on the ground of the Czechoslovak Academy of Agricultural Sciences (ČSAZ), where the issues of a unified comprehensive survey of agriculture soils on the whole territory of Czechoslovakia were discussed. It has to be mentioned that a field monitoring survey on the whole territory of CSR (trio of Damaška, Němeček, Hraško) was conducted, which then resulted in a so called monitoring map on scale 1 : 1,000,000, that was then used to adapt the drafts of the map of soils designed for the Atlas of CSR, which was mainly composed by Ing. Janovský.
Based on the previous experience the Pedology Commission recommended to conduct a joint experimental survey a part of the methodology preparation of CSS with the participation of colleagues from all three institutes. The Žamberk district in the region of Hradec Králové was selected and the survey was conducted in 1957; Slovakia was represented apart from ing. Hraško also by ing. Bedrna, a young graduate from the Timiryazev Academy in Moscow. In course of this survey unified views concerning the main issues of typology and soil

classification were reached and the first experience with organising survey of vast area was gathered.
An ideological conception of the methodology procedure was produced and further specified both in Bohemia and in Slovakia. In Slovakia it considered large areas for designing water buildings e.g. area of Vážská niva Alluvium between Leopoldov and Piešťany and between Šaľa and Kolárov, but also actual cadastres such as Voderady in district of Trnava, Necpaly in district of Martin, Žemberovce in district of Levice, where the basic team of pedologist of Slovakia was formed and the information needed to specify in more details the typology and soil classification was acquired.
The year of 1958 was a breaking point when the Agriculture, Forest and Water Management Administration (name of the Slovak national ministries used at that time) decided to conduct an experimental survey on the territory of the former Hurbanovo District, where the collectivization was finished. Freshly established united farmers' cooperation units were struggling with using and improving the soils, mainly sandy and salty soils. In light of the need of concrete help to be provided to individual agricultural farms we focused on both the detailed survey of the farm and on proposal of concrete measures for using and improving soils. So, the map of soils and the text report contained not only data on soils but also actual proposal of agronomical and melioration measures that were verified immediately in course of agriculture experience. The vast area made it possible for the numbers of the field researchers to be increased. New colleagues, ing. Emil Fulajtár, Ing. František Zrubec and Ing. Mikuláš Kikuc, were accepted and they formed along with experienced colleagues such as Ing. Hraško and Ing. Bedrna the basic professional-methodological team of CSS in Slovakia. The survey of the Hrubanovo District showed both significant benefits for the actual situation (immediate application of proposed measures in real life and option to verify them) and for the methodology and organisation (draft of typology and classification of salty, sandy and alluvial soils, processing maps for each farm on scale 1 : 10,000 and producing a districts synthesis on scale 1: 50,000, processing proposals of agronomic interpretations for individual farms and a synthesis for the district, etc.), which was then used during the CSS methodology preparation and organisation on a national scale.
In the Czech lands, the situation of institutions and personnel was better but also more complicated as compared to Slovakia. Apart from a strong team in the ÚKZUZ in Prague and in Brno with J. Damaška in the lead, within the Ministry of Agriculture, Forestry and Water Management (MZVLH) there was a strong working group that was just finishing its work on the ZLV project (project of Improvement of Agriculture, Forestry and Water Management), and in the Plant Production Research Institute (VÚRV), a institute of the Czechoslovak Academy of Agricultural Sciences, there was strong pedology department – with RNDr. Jan Němeček in the lead – that was officially preparing the methodology of CSS within the key task S 0101 "Comprehensive Soil Research incl. Basic Documents for Valuation". Also teams from ÚKZUZ Prague and ÚKSUP Bratislava participated in this task; upon consolidating the Pedology Laboratory Branch of the Czechoslovak Academy of Agricultural Sciences in Slovakia with ing. František Hroššo in the lead, into the VÚRV Piešťany residing in Borovce, which meant actually disestablishment of the former, there was only one team of pedologists at ÚKSUP Bratislava, i.e. in testing and controlling department with ing. Juraj Hraško in the lead. He participated in the preparation of methodology for the field survey, the actual conduct of this survey and also in the preparation of analytical methods for soil samples analysis. Therefore one assumed that concerning the organisation and methodology of CSS in Slovakia, after it had been approved by the Government, the team of ÚKSUP Bratislava will be the resolving team responsible for methodology and carrying out laboratory tasks and the survey. The then director of ÚKSUP Bratislava, ing. Martin Lietava, was against it and he pointed out that ÚKSUP Bratislava is controlling and testing institution and that it was the

Czechoslovak Academy of Agriculture (ČSAZ) that was entrusted with the providing for CSS and therefore in Slovakia the Branch of ČSAZ. As the Branch of the Czechoslovak Academy of Agricultural Sciences (ČSAZV) had no experts in Slovakia, so there were difficult discussions held on relocating the team of pedologists from ÚKSUP Bratislava into Branch of Czechoslovak Agricultural Academy. Upon approving the relocation protocols, on July 1, 1960 CAAS established an independent, both in terms of organisation and budget, Laboratotry of Pedology with 12 employees (apart from J. Hraško also Z. Bedrna, E. Fulajtár, M. Kikuc, F. Zrubec, M. Mrovčák, M. Pavlíková and 5 members of the technical staff). The attempts to relocate personnel from Agrostav that was finishing the AWF Project in Slovakia failed; therefore the Laboratory of Pedology of ČSAZV remained the only team of pedologists in Slovakia. Ing. Juraj Hraško was appointed the leader of this team and ing. Zoltán Bedrna his deputy. ČSAZV created 60 new working places from January 1, 1961, so since then the Laboratory of Pedology had 72 colleagues, where only the relocated team had previous experience with soil survey. In Bohemia, two centres were established – pedology department of VÚRV Ruzyně was entrusted with the methodology, where ing. Damaška was moved to work, and the colleagues from the ZLV section formed an individual, organisation independent Expedition group for soil survey, with V. Šlajs in the lead. Similarly, the separation of methodology centre from the survey segment was required also in Slovakia; however, J. Hraško succeeded in maintaining the united Laboratory of Pedology (LP), which provided for the survey and its methodology supervision, and it gradually started to let the talented colleagues to deal with research tasks. So, when conduction and methodologically supervising the CSS teams specialized in soil chemistry, soil physics, hydropedology, soil biology and agrochemistry and the LP established and concluded contracts on international collaboration not only with institutions of the then COMECON but also with the pedology centres in West Germany, Austria, the Netherlands, Belgium and with the international organisation such as FAO and UNESCO. In 1968, upon evaluating the acquired results, the Laboratory of Pedology obtained the status of independent Pedology and Plant Nutrition Research Institute, so this institute became actually the only individual working centre specialized in issues of soil research in the whole Czechoslovakia.

In the institute, the link between research and survey was maintained. Ideas of surveyors were resolved without delay by researchers and vice versa, ambitious and talented colleagues from survey were employed in scientific preparation and were admitted to the research division of the institute. On contrary, neither new comers nor science candidates could be admitted to the research division without going through real work of field pedologist within soil survey. This mandatory and strictly observed rule could have been unpopular, but its result was that at Pedology and Plant Nutrition Research Institute there were no researchers incapable of distinguishing soils of Slovakia by touching them with their hands or by the weight of the wet soil on their rubber boots.

This rule ensured the institute to remain independent scientific research centre also after the CSS or valuation was finished, and it dealt with issues of applied research, but it even was a coordinating centre for both applied and basic research with teams from departments of Czechoslovak Academy of Sciences, Slovak Academy of Sciences and universities participating in it.

Starting modestly, the institution became international acknowledged scientific centre with developed international collaboration with both countries of COMECON and of the European Community. It also became a partner for universities, even for the Faculty of Natural Sciences of Comenius University in Bratislava that established independent fields of study of soil geography, soil geochemistry, soil biology with independent subdepartment within the Department of Geobotany and Pedology, that in 1989, formed the independent Department of Pedology of Faculty of Natural Sciences, Comenius University in Bratislava.

In Bohemia, the development of pedology after the end of CSS (with agrochemical testing of soils for nutrients being conducted simultaneously) was gradually more and more negatively influenced by the dual organisation. Already during the survey, the coordinating and organisation division was forced to make compromises providing for the quality of mapping. Apart from the central coordinating activity this was provided for by two employees: head of the district unit and methodology instructor. This resulted also in some pedologist to leave the Pedology Institute and to join the executive survey division. The benefit of this was that these employees paid attention to an unified procedure and after the survey of a district was finished they personally provided for 20 – 30 typical soil pits (special pits) that were stored in archives and samples thereof were (and often still are) used for research.
In the Czech lands (Bohemia and Moravia), when finishing the CSS, the Ministry of Agriculture exercised pressure in order to produce the methodology of valuation quickly. The faith of the survey division was being discussed.
A system of site-soil units was processed (based on the data of CSS) that was relevant for evaluation of production potential and production costs at high level of management. As it was necessary for this purpose to link the soil units with other important sit properties – slope and climate – the aggregate soil forms (or catena), slope (and exposition) criteria and climatic regions were established. The methodology was processed under coordination of both pedology institutes (in Bratislava and Prague) and both economy institutes. In Bohemia, it was carried out by an independent institute of agriculture economy, in Slovakia by survey division of research institute.
In this period a whole variety of soil properties (chemical properties, mineralogical properties, forms and migrations of nutrients, physical properties, hydrothermal regimes) was intensively further investigated in both pedology institutions. At the same time, soil maps on scale 1:200,000 were produced with the contribution from forestry pedologists, and diagnostic soil property. It is a pity that the original intention to produce a monograph of soils of the whole Czechoslovakia was not carried out.
The period from 1979 to 1980 was a breaking point in terms of the organisation due to the organisation dualism. Albeit the intention was good, the Pedology Institute was relocated from VÚRV to the Research Institute of Agricultural Ameliorations (VÚZM) with the survey division being included in the department by the means of unfair proceedings taken by the Ministry of Agriculture. The Slovak institute was spared this development. This resulted in the activities not being concentrated but in the former divisions breaking apart. The establishment of an independent agriculture economy institute (VÚZPP) was the peak of it. This effected also other the period after 1990, when the present Melioration and Soil Conservation Research Institute (VÚMOP) was established. Positive development was that within the pedology the actual issues of the environment were focused at. This concerned the issues of using refuse in order to improve soils and objectivization of criteria for soil burden, caused mainly by contaminants. The Department of Soil Hygiene and Pedology Department has remained preserved until the present. The department of site quality valuation have withdrawn from the research and is searching other paths.
Already in the 1970s, there was an intention (Hraško, Němeček) to introduce the subject of pedology at universities based on contacts with geographers and later with the environment in Bohemia and Slovakia. In Slovakia the progress was more significant and an independent university department was established.
The results of CSS and of the related research activities have still impact on both the research and the teaching activity.
Both resort institutions collaborated perfectly with the Pedology Departments of different agriculture, forestry and technical universities.

Worldwide, there was a boom of soil sciences in the 1970s and in the 1980s; presently there is a regression.
Research institutions of agricultural resorts and university departments maintain numerous international links within the EU (direct participation in projects), with the U.S.A, and also with other countries. Also here our priority position concerning the dealing with various issues is evident in terms of conducting the soil survey on the whole territory of the former Czechoslovakia (except for urban soils) and the related research thereof.

Awarded soil scientists (except of forest soil scientists, see paper of E. Bublinec):

SLOVAK REPUBLIC

„For outstanding contribution at the General Survey of Agricultural Soils realization and for soil science development“
Prof. Ing. Juraj Hraško, DrSc.
Prof. Ing. Bohdan Juráni, CSc.
Doc. Ing. Zoltán Bedrna, DrSc.
RNDr. Bohumil Šurina
Doc. RNDr. Ján Čurlík, DrSc.
Ing. Emil Fulajtár, CSc.
Ing. František Zrubec, CSc.
Ing. Vladimír Linkeš, CSc., in memoriam
Ing. Pavol Jambor, CSc., in memoriam

„ For outstanding contribution for land evaluation realization and for soil science development“
RNDr. Michal Džatko, CSc.

„ For outstanding contribution in soil science development at national and international levels“
Prof. RNDr. Pavol Bielek, DrSc.
Prof. Ing. Rudolf Šály, DrSc.

CZECH REPUBLIC

„For outstanding contribution at the General Survey of Agricultural Soils realization and for soil science development“
Prof. RNDr. Jan Němeček, DrSc.
Ing. Zdeněk Tomiška
Ing. Pavel Novák, CSc.
Ing. Jaromír Groh, CSc.
Ing. Miroslav Meloun
RNDr. Milan Tomášek, CSc., in memoriam

„ For outstanding contribution for land evaluation realization and for soil science development”
Ing. Karel Mašát

„ For outstanding contribution in soil science development“

Prof. Ing. Rostislav Ledvina, CSc.
PhDr. Ing. Ferdinand Šmikmátor
Doc. RNDr. Miloš Valla, CSc.
Ing. Jiří Lhotský, DrSc.
Prof. Ing. Alois Prax, CSc.
Doc. Ing. Václav Kuráž, CSc.

„ For outstanding contribution in soil microbiology development“
Doc. Ing. Blahomil Grunda, CSc.
RNDr. Blanka Úlehlová, DrSc.

„ For outstanding contribution in soil science development at national and international levels“
Prof. Ing. Josef Kozák, DrSc., dr.h.c.
Prof. Ing. Miroslav Kutílek, DrSc.
Prof. Ing. Emil Klimo, DrSc.
Ing. Eliška Podlešáková, CSc.

VÝZNAM PRIESKUMU LESNÝCH PÔD V BÝVALOM ČESKOSLOVENSKU A ROZPRACOVANIE JEHO VÝSLEDKOV

SIGNIFICANCE OF FOREST SOILS SURVEY IN FORMER CZECHOSLOVAKIA AND ELABORATION OF ITS RESULTS

Eduard Bublinec

Ústav ekológie lesa SAV, Štúrova 2, 960 53 Zvolen, Slovenská republika, e-mail: bublinec@sav.savzv.sk

Abstract

Survey and mapping of forest soils is close connected to the development of so called forest typology-geobotanic forest survey. It was coordinated by the Institutes for Forest Management – Ústavy pre hospodársku úpravu lesov (ÚHUL - Lesoprojekt) in Zvolen (Slovak Republic) and in Brandýs nad Labem (Czech Republic). The survey and mapping were carried out in two phases. The first phase: 1951 – 1955: general (site-oriented) survey. The mapping in field was conducted at a scale of 1:25,000, for administration purposes, the maps were converted to 1:50,000. The final result was "Report on the general site survey for forest districts", consisting of three principal sections (soil science, phytocoenology, historical survey). Section soil science consisted in assessment of soil-forming factors, description of typical soil profiles, results of chemical analyses, tables and graphs of soil type's distribution, evaluation of soil characteristics on plots influenced byhuman activities. It was made generalization of the data for the whole Slovak territory and publishing the results in a monograph appended with maps scaled at 1:200,000. The extent of the accomplished work: mapping of app. 1 800,000 ha of forest soil fund, 8 063 deep soil pits, from which 3 319 were dug for sampling, more than 13 000 soil samples and 15 143 mapping shallow pits. The survey and mapping was accomplished by 25 workers of Lesoprojekt in Zvolen under coordination of Ass. Prof. Dr. Ing. D. Randuška and under scientific tutorial provided by Prof. Dr. Ing. J. Pelíšek, DrSc. Stand survey in the Czech Republic on forest sites, forest soils included, was performed according to several different concepts; there was no mapping, the result: a set of written papers without maps for the individual forest districts. The second phase 1956 – 1990 was survey and mapping of forest soils in frame of a survey on forest typology. Soil as a substantial component of the geobiocoenosis were mapping at 1:10,000 over the whole territory of the former Czechoslovakia. The mapping from 1956 to 1970 was running with classification according to Prof. Dr. J. Pelíšek, in Bohemia also partially following Prof. W. Kubiena. More recent classifications valid in Bohemia since 1965, amended in 1970 (Dr. Ing. A. Houba) and also in Slovakia (Ing. A. Tomlan) were elaborated on the background of works Prof. W. Kubiena, Dr. W. Laatsch, prof. E. Mückenhausen and Prof. Dr. R. Šály. The classification made by Ing. A. Tomlan comprises 25 soil types and 71 subtypes. This system is still in use by the Lesoproject in Zvolen. In 1991, Dr. Ing. J. Macků and Ing. J. Vokoun in the Czech Republic elaborated a new forest soil classification system meeting the needs of the Institute of Forest Management. The system was based on the standard Morphogenetic Soil Classification System (1987, 1991) for agricultural and forest soils. The data obtained in mapping and survey on forest and agricultural soils resulted in the background for construction the soil map of Czechoslovakia at a scale of 1:500,000 (authors J. Hraško, V. Linkeš, J. Němeček, R. Šály, B. Šurina).

Key words: history, forest soils survey, soil mapping, Czechoslovakia

Úvod

V odbornej literatúre spred 2. svetovej vojny z bývalého územia Československa, podobne ako ďalších európskych krajín, nenachádzame údaje o systematickom pôdnom prieskume na

lesnom pôdnom fonde ani o jeho mapovaní. Z územia Slovenska je to napr. práca prof. J. Pelíška z r. 1934. Čiastočne sa hodnotí pôda ako súčasť abiotického prostredia fytocenóz aj v prácach Dr. Sillingera a prof. Zlatníka. Počas krátkeho obdobia prvej Slovenskej republiky pôdoznalectvo prednášal lesníkom Dr. Pecho-Pečner.

Rozvoj lesníckej pedológie nastáva po r. 1945 a to nielen u nás, ale v celoeurópskom priestore. Vývoj lesného pôdneho prieskumu v Českej a Slovenskej republike je úzko spojený s rozvojom tzv. lesníckej typológie a mal odlišný časový a obsahový priebeh (Randuška a kol. 1986). Jeho príčiny treba hľadať:

a) v odlišnosti prírodných podmienok v Českej republike (hercýnsky pôvod pohorí) oproti podmienkam na Slovensku (alpínske vrásnenie)
b) v Čechách je drevinové zloženie výrazne zmenené (ihličnaté monokultúry), zatiaľ čo na území Slovenska je dobre zachované.

Z toho vyplynula nevyhnutnosť orientovať sa pri typologickom prieskume aj výskume v Čechách viac na indikačné vlastnosti pôdy ako súčasti abiotického prostredia, naproti tomu na Slovensku sa využila fytocenologická indikácia ekologických faktorov a podmienok s paralelným mapovaním pôd. Prieskum pôd, podobne ako typologický prieskum má dva vývojovo-obsahové stupne, ktorých priebeh sa v ČR a SR odlišoval. Prvú vývojovú fázu predstavoval tzv. všeobecný (stanovištný) prieskum, druhú podrobný (typologický) prieskum. Cieľom všeobecného prieskumu bolo získať v pomerne krátkom čase prehľad o stanovištných, teda aj pôdnych pomeroch v relatívne menších mapových mierkach za účelom ich využitia v praxi lesného hospodárstva prostredníctvom vtedajších Ústavov pre hospodársku úpravu lesov (ÚHÚL), v súčasnosti Lesprojekt v Brandýse nad Labem a Lesoprojekt vo Zvolene. Cieľom podrobného (typologického) prieskumu bolo vymedziť plochy lesa s rovnakými produkčnými podmienkami. Prieskum pôd a ich mapovanie malo pomôcť kategorizovať tieto rovnako produkčné plochy aj tam, kde sa to nedalo len z fytocenologických snímok (rúbaniská, náhradné spoločenstvá a pod.).

Mapovanie pôd v rámci všeobecného prieskumu lesov

Ako sme už uviedli, všeobecný (stanovištný) prieskum sa vykonával odlišne v Čechách a na Slovensku, a to časovo, čo do výsledkov aj čo do vyhodnotenia. Preto ho treba charakterizovať osobitne pre Čechy a pre Slovensko.

Na Slovensku všeobecnému prieskumu v rokoch 1951 - 1955 predchádzal v prírode blízkych lesoch, okrem iného, aj pedologický výskum. Aby sa mohol uskutočniť jednotne na celom území Slovenska, bolo nevyhnutné najskôr vymedziť a charakterizovať mapovacie jednotky. Preto sa uskutočnil najskôr prípravný výskum, ktorý vykonal prof. Ing. J. Pelíšek, DrSc. On aj vykonával tzv. vedecký patronát po celé obdobie všeobecného prieskumu. Vymedzenie mapovacích jednotiek sa muselo pripraviť k jeho začiatku v r. 1951 (Randuška 1955). Dovtedy bolo treba vyškoliť všetkých vtedajších pracovníkov Stanovištného oddelenia ÚHÚL vo Zvolene, ktoré viedol doc. Dr. Ing. D. Randuška a ktoré bolo etablované v r. 1950. Prípravný pedologický výskum sa vykonával od r. 1949 v rozličných prírodných oblastiach Slovenska, predovšetkým v lesných rezerváciách.

V r. 1950 – 1951 sa experimentálne vykonali práce pedologického prieskumu a podľa vlastnej metodiky sa zmapovalo niekoľko lesných závodov. Materiál, ktorý sa získal, priniesol hodnotné informácie pre charakterizovanie mapovacích jednotiek. Podľa nich sa v r. 1952 – 1955 s podstatne širším kolektívom pracovníkov zmapovali lesy celého Slovenska. Pracovníci, ktorí mali určité územie zmapovať, mali už k dispozícii prehľad a charakteristiky jednotiek. V 1. etape sa spracovali plochy prírode blízkych starších porastov. Tým sa zároveň získal prehľad o závislostiach výskytu mapovacích jednotiek od materskej horniny, expozície, reliéfu a nadmorskej výšky. Zisťoval sa aj vzťah fytocenóz k pôdnym typom. Takto získané skúsenosti umožnili zmapovať zmenené fytocenózy, vývojové štádiá a náhradné spoločenstvá

do príslušných skupín lesných typov. Mapovacou jednotkou pedologického prieskumu bol pôdny typ podľa vtedajšieho ponímania. V teréne sa mapovalo v mierke 1 : 25 000, pri vyhodnotení sa údaje transformovali do mapy v mierke 1 : 50 000. Výsledky pedologického, fytocenologického a historického prieskumu sa pre jednotlivé správy lesného hospodárstva vyhodnotili v súbornom diele pod názvom „Elaborát všeobecného stanovištného prieskumu“. Jeho pedologická časť obsahuje posúdenie pôdotvorných faktorov (materská hornina, klíma, reliéf terénu, porast, podzemná voda, zásahy človeka), prehľad a opis charakteristiky pôdneho profilu (hĺbka, zrnitosť, štruktúra, konzistencia, skeletnatosť, vlhkostné pomery, humifikácia, reakcia, posúdenie pôdnych procesov a minerálnej sily). Pri každej mapovanej a charakterizovanej jednotke sú uvedené príklady opisu pôdneho profilu a sumárne grafikony pH, CaO, fyzikálneho ílu, seskvioxidov, tabuľky laboratórnych rozborov (výluh v 20 % HCl a 1 % kyseliny citrónovej), tabuľka a grafikon zastúpenia pôdnych typov v danom území. Pedologickú časť uzatvára stručné zhodnotenie pôdnych pomerov na plochách antropicky nepriaznivo ovplyvnených.

Po skončení prieskumu a mapovania sa vypracovali elaboráty a mapy pôd pre jednotlivé vtedajšie krajské správy lesov a pre celé územie Slovenska v mierke 1 : 200 000. Pre vytvorenie predstavy o rozsahu prác uvádzam, že sa vykopalo 8 063 hlbokých sond a z 3319 sond sa odobralo viac než 13 000 vzoriek pre laboratórne analýzy. Za účelom podchytenia mapovaných pôdnych jednotiek sa navyše urobilo 15 143 tzv. pedologických poznámok (zákopkov). Tieto sa v zápisníkoch priebežne číslovali a zaznačovali na pracovných mapách. Elaboráty sú na svoju dobu pionierske diela, ktoré nemajú vo svete obdobu. V nich sa prvý krát v jednotnej koncepcii spracovalo také súvislé lesnaté územie, akým je Slovensko (cca 1 800 000 ha). Táto práca, ktorú vykonali pracovníci Lesoprojektu vo Zvolene pod vedením doc. Dr. Ing. D. Randušku a pod vedeckým usmerňovaním prof. Dr. Ing. J. Pelíška, DrSc., dosiahla aj v zahraničí značný ohlas. Preto právom jej aktérom patrí úcta a uznanie.

Výsledky výskumu a mapovania pôd sa publikovali v monografii, ktorá vyšla v r. 1959 v SVPL Bratislava pod názvom „Prehľad stanovištných pomerov lesov Slovenska“. Autorský kolektív 25 odborníkov viedol doc. D. Randuška. V publikácii sa udáva percentuálne zastúpenie a podrobnejšia charakteristika nasledujúcich pôdnych typov (používame terminológiu uvedenej publikácie, autor v zátvorke):

mierne a stredné podzoly: 12,98 % (A. Löffler)
výrazné podzoly: 0,49 % (J. Benko)
humusové podzoly: 0,73 % (L. Peša)
hnedé lesné pôdy: 59,73 % (Š. Fiľakovský)
sivé lesné pôdy 4,04 %(J. Benko)
rendziny: 19,35 % (Š. Fiľakovský)
černozeme: 0,19 % (O. Tomlan)
soľné pôdy: 0,08 % (J. Vaško)
glejové pôdy: 1,62 % (J. Vaško)
rašelinové pôdy: 0,02 % (J. Cifra)
pôdy typologicky nevyvinuté na alúviách: 0,34 % (J. Cifra)
skaly a sutiny: 0,43 % (J. Cifra)

Pri mapovaní sa používala klasifikácia prof. J. Pelíška, publikovaná v jeho učebnici z r. 1953. Prieskum ukázal, že na rozdiel od dovtedajších predstáv, najrozšírenejšími pôdami v slovenských lesoch nie sú podzoly, ale hnedé lesné pôdy nasledované rendzinami. Podzoly sa zistili až na 3. mieste a tu treba uviesť, že vtedy sa medzi ne zaraďovali aj súčasné luvizeme. Stanovištný prieskum priniesol aj mnoho ďalších cenných poznatkov (vplyv ihličnatých monokultúr na pôdu, výmladkové lesy a pôda, problém veľkoplošných holorubov v súvislosti s eróziou, pasenie dobytka, otázka produkčnej schopnosti pôd, potreba jemnejšej klasifikácie pôdnych mapovacích jednotiek v náväznosti na skupiny lesných typov atď.).

V Českej republike predchádzal vlastnému podrobnému (typologickému) prieskumu v rámci Ústavu pro hospodářskou úpravu lesů (ÚHÚL) tzv. všeobecný prieskum lesných stanovíšť vrátane pôd, ktorý sa začal v povojnových rokoch a skončil sa v r. 1956. Vykonali ho rôzni pracovníci jednotlivých pobočiek ÚHÚL podľa rozličných koncepcií. Prieskum nemal jednotnú koordináciu a vedenie, v dôsledku čoho vznikol celý rad elaborátov, viac alebo menej porovnateľných, príp. neporovnateľných (Randuška a kol. 1986). Žiaľ, pri všeobecnom prieskume lesných stanovíšť sa na rozdiel od Slovenska nevykonávali mapovacie práce a celé dielo sa komplexne nevyhodnotilo. Všeobecný prieskum lesných stanovíšť tvorí súbor jednotlivých písomných elaborátov bez mapových príloh, vypracovaný podľa príslušných organizačných celkov. Podobne len písomnými elaborátmi sú zdokumentované vojenské lesy na Slovensku (cca 93 000 ha), ktoré mapovali českí špecialisti, keďže sídlo Ministerstva národnej obrany sídlilo v Prahe.

Mapovanie pôd v rámci typologického prieskumu lesov

Základná typologická jednotka geobiocenózy lesa (ekosystému) je lesný typ. Lesný typ definuje Zlatník (1956) ako súbor lesných biocenóz, prírodných a zmenených a ich vývojových štádií vrátane prostredia, teda geobiocenóz vývojovo k sebe patriacich. Podstatnou zložkou geobiocenózy je pôda, preto sa jej v rámci typologického prieskumu venovala ťažisková pozornosť. Mapovala sa do tzv. obrysových máp v mierke 1 : 10 000, v špeciálnych prípadoch 1 : 5 000. Vychádzalo sa pritom z poznatkov stanovištného prieskumu, najmä z komplexných (reprezentačných) typologických plôch. Tieto sa zakladali v starších (nad 60 rokov) málo narušených porastoch. Okrem nich sa zakladali tzv. paralelné plochy, ktoré umožňovali posúdiť zmeny pôdnych vlastností zapríčinených narušením fytocenózy (rúbaniská a iné disturbancie lesa). Zakladali sa aj analogické typologické plochy, ktoré mali za cieľ posúdiť najmä vplyv rôzneho drevinového zloženia na ekotop. Počet plôch sa volil úmerne k pestrosti geomorfológie územia. Okrem opisu vlastnej sondy sa zaznamenávali údaje o reliéfe, expozícii, sklone, nadmorskej výške, poraste, fytocenóze, klíme, pôdotvornej hornine a humifikácii. Vlastným pedologickým zápisom sa zaznamenávali pôdne pomery na typologickej reprezentačnej ploche v pôdnej sonde na profile pôdy. Niektoré pôdne vlastnosti sa počas terénneho prieskumu zisťovali s konečnou platnosťou (napr. farba, štruktúra, hrúbky horizontov, forma humusu, proces humifikácie, hĺbka pôdy, hĺbka a stupeň prekorenenia, výška hladiny podzemnej vody), iné pôdne vlastnosti len predbežne, definitívne po laboratórnych analýzach (zrnitosť, minerálna sila, vodný režim). Obraz o pôdnom profile si pracovník utvoril po vykopaní sondy. V nej sa zisťovali:

- humusové pomery,
- hrúbky pôdnych horizontov,
- farba jednotlivých horizontov a farebné prechody medzi nimi,
- zrnitostné zloženie a obsah skeletu,
- štruktúra,
- konzistencia,
- vlhkosť jednotlivých horizontov,
- výška hladiny podzemnej vody,
- pôdne novotvary,
- hĺbka pôdy,
- prekorenenie pôdy,
- pôdny typ.

Na koniec sa urobilo celkové zhodnotenie pôdy a odobrali sa vzorky z jednotlivých horizontov.

Pri vlastnom mapovaní sa využívali tzv. typologické poznámky pre spresnenie mapovanej jednotky. Robili sa do predpísaného formulára (zápisníka), číslovali sa osobitne a situovali sa

do mapy. V zápisníku sa uviedlo číslo porastu, nadmorská výška, expozícia, sklon, reliéf terénu, zastúpenie drevín, denzita (zakmenenie), súpis synúzie podrastu (typ fytocenózy), skupina lesných typov a na základe zákopku sa opísal profil a určil pôdny typ.

Pri typologickom prieskume lesov v bývalom Československu sa od r. 1956 do r. 1970 používala klasifikácia a nomenklatúra prof. Dr. Ing. J. Pelíška, DrSc., v Čechách sčasti triedenie prof. W. Kubienu. Prof. Pelíšek vo svojej systematike z r. 1964 delí pôdy na komplex pôd terestrických (A), hydrických (B) a semiterestrických (C). V prvom komplexe vylišuje 6 tried (skupín pôd) a to:

- podzoly (6 typov)
- hnedé lesné pôdy (4 typy)
- šedé lesné pôdy (3 typy)
- černozem (1 typ)
- slieňovatky (3 typy)
- rendziny (5 typov)

V komplexe pôd hydrických má 2 triedy:

- glejové pôdy (2 typy)
- rašeliniskové pôdy (3 typy)

V poslednom komplexe semiterestrických pôd uvádza 1 triedu:

- soľné pôdy (3 typy)

Spolu sa teda mapovalo 9 skupín (tried) pôd s 30 pôdnymi typmi.

Odlišné prírodné pomery v Karpatoch a na území Českého masívu znovu mali za následok, že pri typizácii lesných geobiocenóz a ich mapovaní sa využívali odlišné metódy. V prevažne prírode blízkych lesných spoločenstvách Slovenska sa využívali predovšetkým indikačné vlastnosti fytocenóz, v Čechách pri veľkom plošnom výskyte zmenených fytocenóz sa ťažisko typizácie prenieslo na vlastnosti prostredia, najmä na pôdy a geologický podklad ako konzervatívnu zložku geobiocenózy. Pôde sa v Českej republike v tejto etape venovala značná pozornosť. Zaslúžil sa o to predovšetkým Dr. Ing. Antonín Houba, CSc., ktorý vypracoval klasifikačný systém (1965) na podklade systému Dr. W. Kubienu z r. 1953 (*Bestimmugsbuch und Systematik der Böden Europas, Stuttgar*t) a Dr. W. Laatscha z r. 1957 (*Dynamik der mitteleuropäischen Mineralböden, 4. Auflage, Verlag Steinkopf, Dresden – Leipzig*), neskôr (Houba 1970) aj na základe prác prof. E. Mückenhausena z r. 1962 (*Einstehung, Eigenschaften und Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland. Frankfurt-Main, DLG – Verlag*). V r. 1976 bol tento systém doplnený a upravený Ing. K. Plívom, CSc. (*Typologický systém ÚHÚL Brandýs nad Labem, 1971 – 1976, 90 + 29 s., 8 príloh*) s využitím výsledkov typologického prieskumu. K tomuto vývoju prispela aj klasifikácia a nomenklatúra Ing. A. Tomlana, vedúceho špecialistu prieskumu pôd na ÚHÚL vo Zvolene z r. 1970, ktorý vychádzal z publikovaných prác prof. Ing. R. Šályho, DrSc. a z hlavných európskych klasifikácií i poznatkov z komplexného prieskumu poľnohospodárskych pôd. V triede Ing. Tomlana sa uvádza 25 pôdnych typov a 71 podtypov. Najrozšírenejšie naše pôdy, t. j. hnedé lesné pôdy majú v jeho systéme 21 predstaviteľov a podzoly 10 jednotiek.

V r. 1991 na základe Morfogenetického klasifikačného systému (1987, 1991), ktorý zjednotil klasifikáciu poľnohospodárskych a lesných pôd, bol Dr. Ing. Jaromírom Macků a Ing. Jiřím Vokounom spracovaný pre potreby ÚHÚL nový klasifikačný systém lesných pôd. Uvedený materiál bol potom využitý aj pri spracovaní „Taxonomického klasifikačního systému půd ČR“ (Němeček a kol. 2001). K časovému priebehu mapovania lesných pôd v mierke 1 : 10 000 treba uviesť, že mapovanie, ktoré sa úspešne rozbehlo v r. 1956, bolo v rokoch 1958 – 1974 z rozličných dôvodov na Slovensku prerušené. Obnovené bolo až v r. 1975 počas tzv. revízie typologického prieskumu. Ukončilo sa v r. 1990 a jeho zásluhou máme pôdne mapy v mierke 1 : 10 000. Výsledky tejto 2. etapy typologického prieskumu lesov zhrnul za Slovensko v r. 1993 Ing. J. Vladovič, PhD. Výsledky prieskumu a mapovania lesných

a poľnohospodárskych pôd umožnili zostaviť mapu pôd Československa v mierke 1 : 500 000, ktorá vyšla v Slovenskej kartografii (autori: J. Hraško, V. Linkeš, J. Němeček, R. Šály, B. Šurina) a následne v r. 1994 mapu pôd Slovenska v mierke 1 : 400 000. Preto patrí všetkým, ktorí sa na týchto reprezentačných dielach českého a slovenského pôdoznalectva podieľali, naša veľká úcta a vďaka.

Ocenenie pracovníkov

Vedecký a organizačný výbor našej konferencie navrhol ocenenie viacerých pracovníkov, žijúcich i tých, čo sa už odobrali do večnosti. Iste mal na to určitý kľúč a kritériá. O poznanie lesných pôd sa však zaslúžilo podstatne viac špecialistov z univerzít, pracovísk akadémie vied, rezortných ústavov a iných inštitúcií. Nech teda uznanie, ktoré sa dostane vyvoleným, patrí rovnakou mierou všetkým, ktorí akýmkoľvek spôsobom prispeli k poznaniu textúry a štruktúry polypedonu, ktorý nazývame lesná pôda.

Ocenení pracovníci z odboru lesného hospodárstva za mimoriadny prínos pre rozvoj pôdoznalectva národného a medzinárodného významu:

- *Prof. Ing. Emil Klimo, DrSc.* Vynikajúci, medzinárodne uznávaný odborník s mimoriadnym prínosom pre rozvoj pôdoznalectva. V počiatkoch svojej vedecko-pedagogickej aktivity sa zameriaval na štúdium dynamických vlastností pôdy, predovšetkým na sorpčný komplex, potom na recentnú podzolizáciu. Jedným z jeho vrcholov sú práce zamerané na kolobeh prvkov v lesných ekosystémoch. Z bohatého analytického materiálu urobil syntézu, ktorá ukazuje ako funguje zložitý lužný či smrekový les. Toto syntetické úsilie, v ekológii dosť vzácne, publikačne náležite spracované sa stretlo s bohatou odozvou zahraničných odborníkov. Jeho orientácia vychádza z pojatia pôdy ako zložky ekosystému v jeho prirodzenom stave a pod vplyvom antropogénnej záťaže. Výsledky práce prof. Ing. E. Klima boli často diskutované na medzinárodných fórach a ich autor sa stal uznávanou autoritou v otázkach lesných ekosystémov.
- *Prof. Ing. Rudolf Šály, DrSc.* Vedúca osobnosť lesníckeho pôdoznalectva na národnej i medzinárodnej úrovni. Vyslovoval sa k rozličným otázkam teoretickej lesníckej pedológie i praktického lesného hospodárstva. Na jednej z konferencií, ktoré sme venovali jeho jubileu, takto zhrnul svoje najvýznamnejšie výsledky: Sú to pojednania k problematike genézy a klasifikácie pôd i antropických vplyvov na pôdu, ďalej práce o zložkách pôdy, o kvartérno-geologických procesoch a pleistocénnych sedimentoch ako substráte pôd, pojednania o vplyve nízkych lesov a ihličnatých monokultúr na pôdu a pojednania o pôdach lesných škôlok, meliorácii a hnojení pôd.

Ocenený pracovník za mimoriadny prínos pre rozvoj pôdnej mikrobiológie, predovšetkým lesných pôd:

- *Doc. Ing. Blahomil Grunda, CSc.* Medzinárodne uznávaný odborník, ktorý zasvätil celý svoj život pôdnej mikrobiológii a humusu lesných pôd v Čechách i na Slovensku. Venoval svoju pozornosť dekompozičným procesom, zloženiu a činnosti mikrobiálnej zložky v pôde lužného lesa, mikrobiálnym pomerom hlavných typov lesných pôd Československa, mikrobiálnej aktivite a vlastnostiam humusu v radách lesných biogeocenóz a zloženiu humusu v rendzinách i zmenám v zložení a v množstve humusu v závislosti od mikroflóry lesných pôd. Riešil aj mnohé otázky lesníckej praxe, ako napr. vplyv holorubu na činnosť pôdnej mikroflóry a kvalitu humusu vo vyšších polohách pahorkatín.

Ocenení pracovníci z odboru lesného hospodárstva za mimoriadny prínos pri realizácii prieskumu a výskumu lesných pôd a za rozvoj pôdoznalectva:

- *Ing. Jozef Benko, CSc. in memoriam* Podieľal sa už na stanovištnom prieskume lesných pôd. Je spoluautorom publikácie „Prehľad stanovištných pomerov lesov Slovenska“.

Špecializoval sa na otázky vzťahov lesnej vegetácie k tvorbe povrchových vrstiev lesnej pôdy a tvorbe pôdnej organickej hmoty. Po odchode z Lesoprojektu vo Zvolene viedol rozvojovú zložku štátnej ochrany prírody v Bratislave.

- *Prof. Ing. Eduard Bublinec, CSc.* Definoval rýchlosť podzolizácie pod borovicovými porastami, prioritne na Slovensku sa venoval výskumu vplyvu imisií na pôdy, chemizmu a kyslosti zrážok a geobiochemickým cyklom živín, mikroelementov, toxických, resp. rizikových prvkov v lesných ekosystémoch. Mapoval lesné pôdy v oblasti Západného Slovenska. Pre prax lesného hospodárstva majú značný význam poznatky o ekologických dôsledkoch odčerpávania živín a fyziologicky významných prvkov z lesných pôd ťažbou dreva.
- *Ing. Ján Grék, CSc.* Pracoval na Typologickej pobočke Lesoprojektu Zvolen od r. 1958. Podieľal sa na prieskumoch a mapovaní rozličných lesných závodov, od r. 1963 najmä v SZ časti Slovenska (pobočka v Žiline) ako vedúci sekcie. V r. 1966 prešiel pracovať na Výskumný ústav lesného hospodárstva vo Zvolene. Tu zužitkoval počas 40 rokov svoje bohaté typologické skúsenosti pri tvorbe rastových tabuliek hlavných drevín Československa, v problematike využitia lesníckej typológie v hospodárskej úprave lesov, prevádzkových cieľoch a zásad hospodárenia až do r. 2006.
- *RNDr. PhMr. Aleš Lettl, CSc*. Patrí medzi priekopníkov výskumu mikrobiológie pôdy v imisných podmienkach. Skúmal mikrobiálne spoločenstvá v pôdach ovplyvnených SO_2 a faktory, ktoré ovplyvňujú oxidačnú aktivitu anorganických komponentov síry v horných vrstvách lesných pôd. Pozornosť venoval aj vplyvu hnojenia a vápnenia na pôdnu mikroflóru a mikrobiálne procesy v lesných pôdach.
- *Ing. Václav Lochman, CSc.* Vo svojich prácach sa venoval predovšetkým vplyvu pestovateľských zásahov na chemické vlastnosti humusu a zmenami pôdnych ekologických podmienok najmä chemizmu pôd v lesoch zasiahnutých priemyslovými imisiami. Veľa pozornosti vo svojej práci a publikáciách venoval chemizmu zrážok, okysľovaniu vody a lesnej pôdy kyslými zrážkami.
- *Dr. Ing. Jaromír Macků.* Pracuje na ÚHÚL od r. 1978 v súčasnosti ako vedúci Oddelenia typológie lesov na ústredí v Brandýse na Labem. Spolu s Ing. J. Vokounom v r. 1993 vypracoval „Klasifikační systém lesních půd“ a podieľal sa aj na taxonomickom klasifikačnom systéme pôd pre Českú republiku. V rámci projektov V a V spracoval „Systém komplexního hodnocení půd“, „Rajonizáciu lesných pôd ČR v závislosti od ich acidifikácie a nutričnej degradácii“ a „Bilanciu uhlíka v nadložnom humuse a pokrývkovom minerálnom horizonte“.
- *Ing. Jan Materna, CSc.* Patrí medzi medzinárodne uznávaných odborníkov v oblasti hnojenia a vápnenia lesných pôd, minerálnej výživy lesných drevín v imisných aj v mimoimisných oblastiach a venoval sa aj výskumu zdravotného stavu lesných porastov, ich odumieraniu, depozícii a okysľovaniu lesných pôd. Študoval vplyv znečisteného ovzdušia na lesné pôdy, sorpcii SO_2 pokrývkovým humusom a monitoringu zdravotného stavu a stavu výživy v rámci programu ICP Forest.
- *Doc. Dr. Ing. Dušan Randuška.* Jeho prínos k realizácii výskumu, prieskumu a mapovaniu lesných pôd je mimoriadny. Bez jeho organizačných schopností a metodických usmernení by slovenská pedológia nebola tým čím je. Možno ho právom považovať za otca moderného lesníckeho pôdoznalectva, najmä čo sa týka aplikácie pedologických poznatkov v lesníckej praxi, predovšetkým v lesníckej typológii. Dokumentujú to aj jeho 3 monografie, citované v tomto príspevku z r. 1955, 1959 a z r. 1986.
- *Ing. Andrej Tomlan.* Na Lesoprojekte pracoval od r. 1952 s prestávkami až do odchodu do dôchodku v r. 1986 v záverečnej fáze vo funkcii vedúceho inžiniera pre pedológiu a meliorácie. Vypracoval modernú systematiku pôd (1970) a metodiku prieskumu pôdneho

prostredia a jeho mapovania. V jeho klasifikácii sa nachádza 25 pôdnych typov a 71 podtypov.

- *Prof. Ing. Ladislav Tužinský, CSc.* Patrí k medzinárodne uznávaným odborníkom, ktorý mimoriadne rozvinul výskum lesných pôd v oblasti hydropedológie a pedoklímy. Študoval hydropedologické cykly v pôdach pod lesnými porastami rozličného drevinového zloženia v náväznosti na ekologické hodnotenie zásob vody v pôde. Venoval sa aj kolobehu vody v lesných ekosystémoch a výskumu hydrolimitov v pôdach od nížin až po alpínsky lesný vegetačný stupeň.
- *Ing. Jiří Vokoun.* Patrí spolu s Ing. A. Tomlanom zo Zvolena medzi najvernejších pracovníkov ÚHÚL. Na Lesoprojekte pracoval s menšou prestávkou (v r. 1962 – 1964) od r. 1955. Do dôchodku odišiel síce v r. 1992 ale jeho bohaté znalosti využíval ÚHÚL aj naďalej. Podieľal sa takmer 30 rokov na typologickom prieskume českých lesov a má veľký podiel na vypracovaní moderného klasifikačného systému lesných pôd pre potreby ÚHÚL. Jeho vedomosti a skúsenosti ocenil prof. J. Němeček pri spracovaní taxonomického klasifikačného systému pôd ČR. Je aj spoluautorom Príručky pre prieskum lesných pôd v rámci ÚHÚL Brandýs n. Labem.
- *Prof. Ing. Ivan Vološčuk, DrSc.* Všestranný vedec svetového formátu, ktorý vyoral hlbokú brázdu na poli lesníckeho pôdoznalectva. Dlhé roky pracoval na Ústave pre hospodársku úpravu lesov ako výkonný typológ. Jeho prácou sú poznačené mnohé elaboráty a mapy pôd v rozličných lesnícky významných oblastiach Slovenska. Veľmi cenné je aj to, že si svoje poznatky nenechal pre seba, ale ich aj publikoval v rozličných odborných a vedeckých časopisoch a monografiách. Vedomosti, ktoré načerpal ako pedológ, typológ a lesník, potom skvele aplikoval v ochrane prírody a na rozličných vedúcich a riadiacich pozíciách v univerzitnej, hospodárskej i inštitucionálnej sfére doma i v zahraničí

Záver

Naša, možno povedať historická 1. konferencia českej a slovenskej pedologickej spoločnosti sa koná v historickom období. Toto moje konštatovanie vyplýva z toho, že uplynulo už 50 rokov, teda polstoročie, kedy lesnícke pôdoznalectvo urobilo prvé smelé kroky na ceste za poznaním našich pôd. Myslím, že si jeho aktéri zaslúžia plné uznanie. Je na mladej generácii pôdoznalcov, aby prevzali výskumnú štafetu, chránili a poznávali pôdu, toto dedičstvo otcov, aj v súčasnej modernej informačnej spoločnosti.

Poďakovanie

Táto práca bola podporená Agentúrou na podporu výskumu a vývoja na základe zmluvy č. APVV-LPP-035906 a projektu VEGA č. 2/7185/27.

Literatúra

PRŮŠA, E., 2001: Pěstování lesů na typol. základech. Kostelec n. Č. lesy : Lesnická práce, 2001, 593 pp.

RANDUŠKA, D. a kol., 1959: Prehľad stanovištných pomerov lesov Slovenska. Bratislava: SPVL, 1959, 258 pp.

RANDUŠKA, D., 1955: Stanovištný prieskum v lesníckej praxi. Bratislava : SPN, 1955, 207 pp.

RANDUŠKA, D. VOREL, J., PLÍVA, K., 1986: Fytocenológia a lesnícka typológia., Bratislava: Príroda, 1986, 344 pp.

SOIL, CLIMATE CHANGE AND CIVILIZATION

PÔDA, KLIMATICKÁ ZMENA A CIVILIZÁCIA

Winfried E.H. Blum

University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Peter Jordan Str. 82, 1190 Vienna, Austria, e-mail: winfried.blum@boku.ac.at

Abstrakt

Pôda a krajina poskytuje tovar a služby pre ľudskú spoločnosť. Preto je pôda základom civilizácie. Avšak je tu otázka, či tento tovar a služby bude možné vytvárať v podmienkach klimatickej zmeny tak, aby sa udržala budúca civilizácia. V príspevku sa opisuje historický vývoja civilizácie z hľadiska historických zmien vo vzťahu príroda – ľudská spoločnosť. Na tejto báze vysvetľujeme a diskutujeme možné dopady klimatickej zmeny na civilizáciu.

Kľúčové slová: klimatická zmena, historické zmeny, ľudská civilizácia

Introduction

Soil and land are providing goods and services for human society (Fig.1). Therefore, soil is a basis of civilization. However, the question arises if these goods and services can be further delivered, under the conditions of climate change, thus sustaining future civilization.

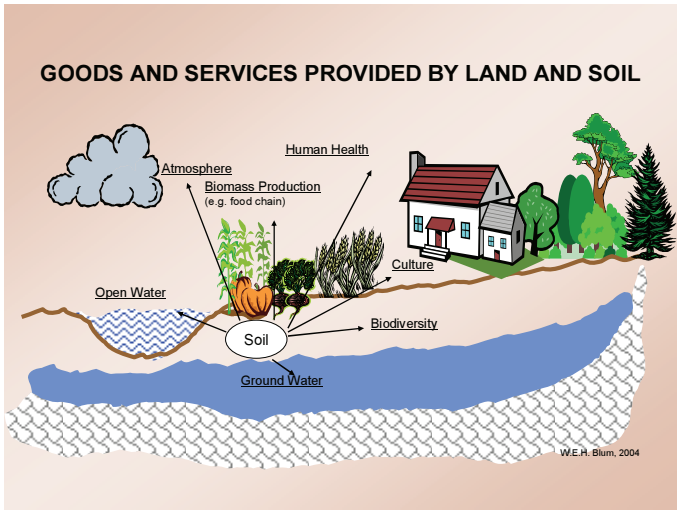


Fig. 1 Goods and services provided by land and soil

In the following, the historical development of civilization will be described under the aspect of historical changes in the relationship nature-human society. On this basis, possible impacts of climate change on civilization will be explained and discussed.

Historical development nature-civilization

From Fig. 2 it becomes clear that millions of years ago, the early humans as hunters and gatherers did not have a real impact on the natural environment, except the use of fire.

Only in the Holocene, about 10-12,000 years ago, agricultural societies started to form, especially in the Middle East, in the valleys of the rivers Nile, Eufrat and Tigris, as well as at the Indus River. Similar processes also occurred at the Niger River in Africa. These

agricultural societies transformed the natural environments into agricultural land and started to create new settlements which had a distinct impact on the natural systems through the use of soil and land by continuous farming, especially cropping activities and animal breeding.

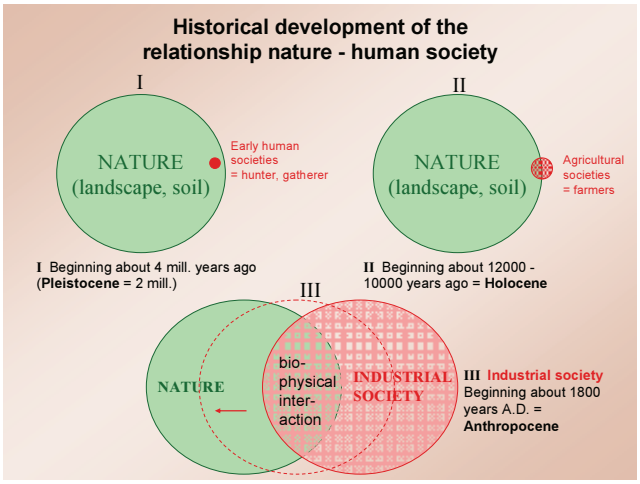


Fig. 2 Historical development of the relationship nature-human society

At the end of the 18th century, a new epoch of relationship between nature and human society started with the industrial revolution, in which tools were developed which could profoundly change natural environments, thus creating severe impacts on terrestrial and aquatic systems (Crutzen, 2002).

Tab. 1 Growth of world population since 8000 B.C. (in mill.) acc. to McNeill (2003)

GROWTH OF WORLD POPULATION SINCE 8000 B.C. in mill.

year	world population	annual rate of growth in %
8000 B.C	2 – 20	<0,1
1 A.D	200 – 300	<0,1
1500	400 – 500	<0,1
1730	700	<0,1
1820	1000	0,2
1850	1200	0,5
1900	1600	0,6
1950	2500	0,8
1990	5300	1,8
2000	6000	1,5

(J.R. McNeill, 2003)

The exponential growth of world population since 8000 B.C., especially in the second half of the 20th century (Tab. 1) could only be sustained by a enormous increase of land productivity and land use efficiency, see Fig. 3. From this figure, it becomes clear that between 1948 and 1995, the agriculturally used land area did not change much, but the productivity and especially the efficiency of agricultural production was raised by more than 250%, thus meeting the challenge of world population growth.

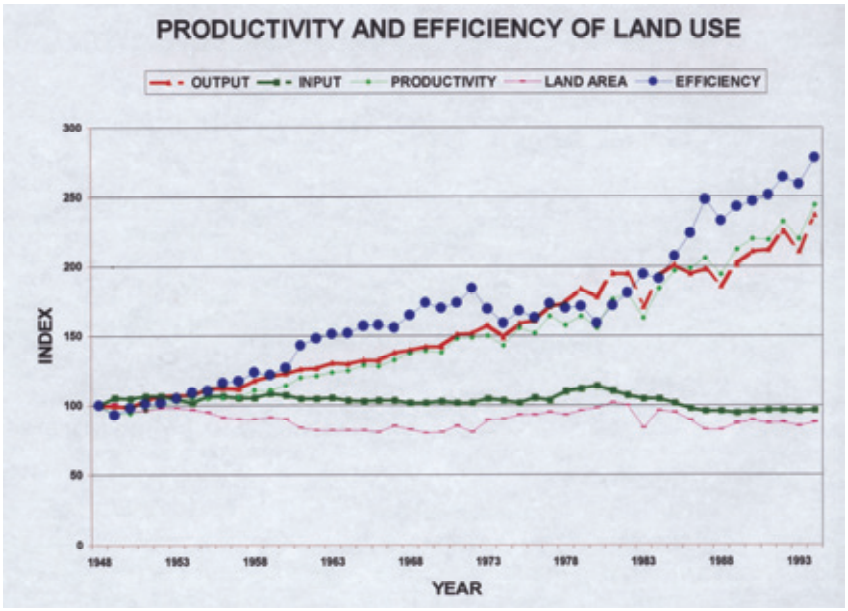


Fig. 3 Productivity and efficiency of land use (Blum and Eswaran, 2004)

This increase of agricultural land use efficiency could only be reached by a tremendous increase in global fuel production and energy use, see Tab. 2, which shows that energy production changed from biomass to coal and oil, with an increase in energy use from 1900 to 1990, of 1250%.

Tab. 2 Global fuel productions and energy use 1800-1990 (McNeill, 2003)

GLOBAL FUEL PRODUCTION AND ENERGY USE
1800 – 1990 (in million tons)

production

type of fuel	1800	1900	1990
biomass	1,000	1,400	1,800
coal	10	1,000	5,000
oil	0	20	3,000

energy use

	1800	1900	1990
calculated in mill. tons of oil	250	800	10,000
index (1900 = 100 %)	31	100	1,250

Comparing Europe's natural resources at daylight see Fig. 4 with Europe's built environment during night time; see Fig. 5 reveal clearly the severe technical, social and economic impacts of this development on Europe's natural resources.
Besides sealing, which is probably the most important and most serious threat to Europe's environment, due to the high rate of urbanisation and industrialisation which still continues at a high pace, further impacts through human activities are endangering the soil resources, see Fig. 6.



Europe's natural resources

Fig. 4 Europe's natural resources



Europe’s built environment

Fig. 5 Europe's built environment

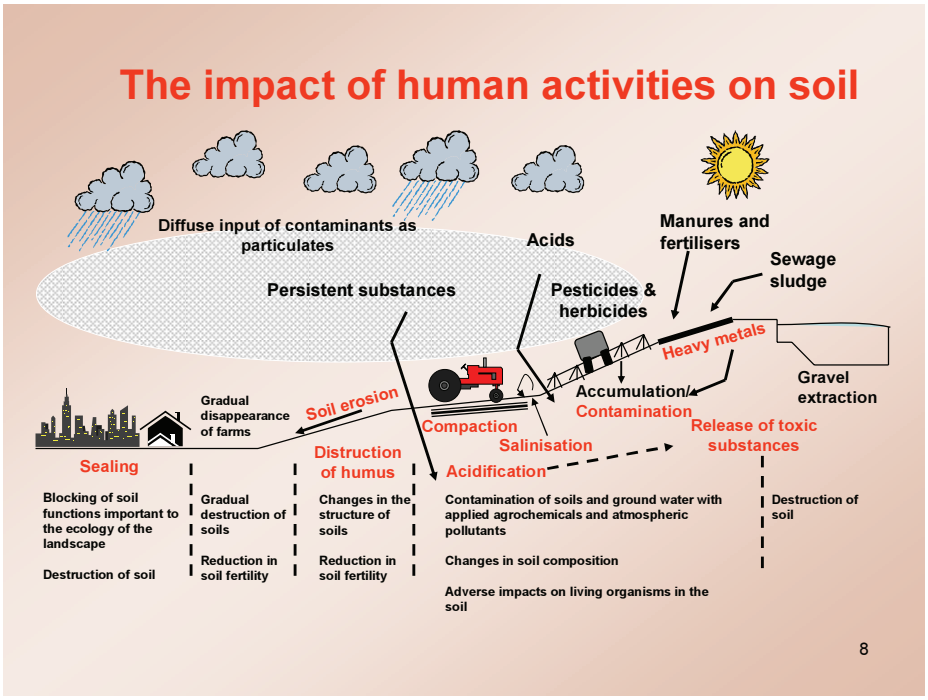


Fig. 6 The impact of human activities on soil (acc. to JRC/IES, European Soil Bureau, Ispra, Italy)

Impact of climate change

A first insight into climate change can be gained from the IPCC-SRES scenarios for 2100 (IPCC 2001), in Fig. 7, showing the CO_2 emissions leading to a CO_2 abundance in the atmosphere with subsequent increase in temperatures. From this figure, it also becomes clear that even at the most positive scenario, regarding the CO_2 emissions with a decrease after 2050, the CO_2 abundance in the atmosphere will still continue beyond 2100, with a further rise in temperature, compare also Steffen et al. (2004).

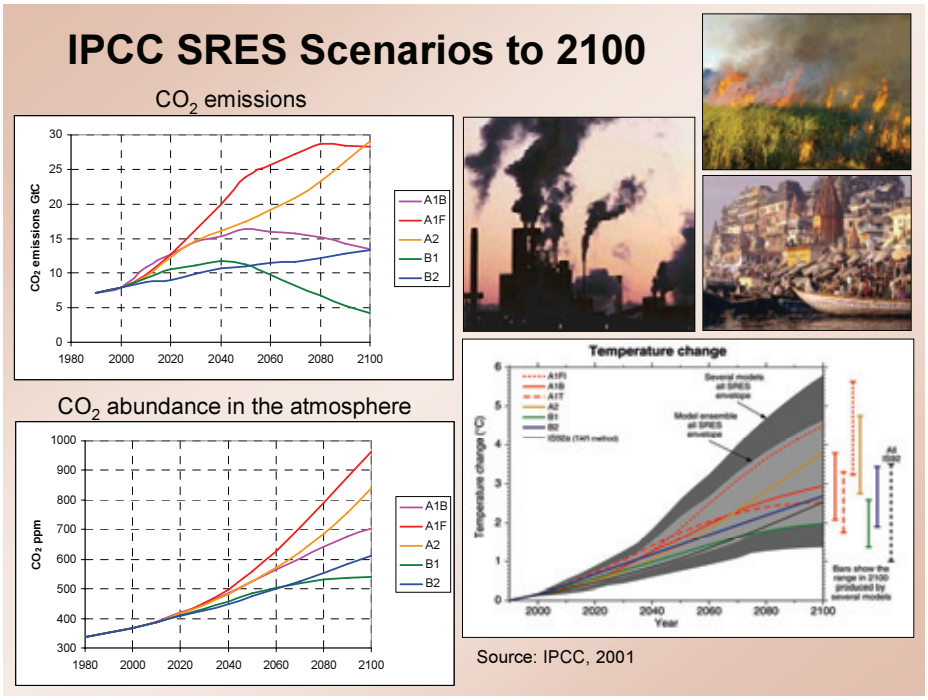


Fig. 7 IPCC SRES Scenarios to 2100

The mean annual temperature change from 1990 to 2100 can be seen from Fig. 8, which gives only a glimpse at the possible changes and indicates that the temperature will rise in all parts of the globe. In the following, climate change and its impact on the provision of different goods and services by soil and land will be shown in more detail.
Problems are arising from the annual mean precipitation change, see Fig. 9 (IPCC, 2001), which means for Europe, that the moisture index between the present and 2080 will change tremendously and most seriously in the Mediterranean region (Fig. 10).

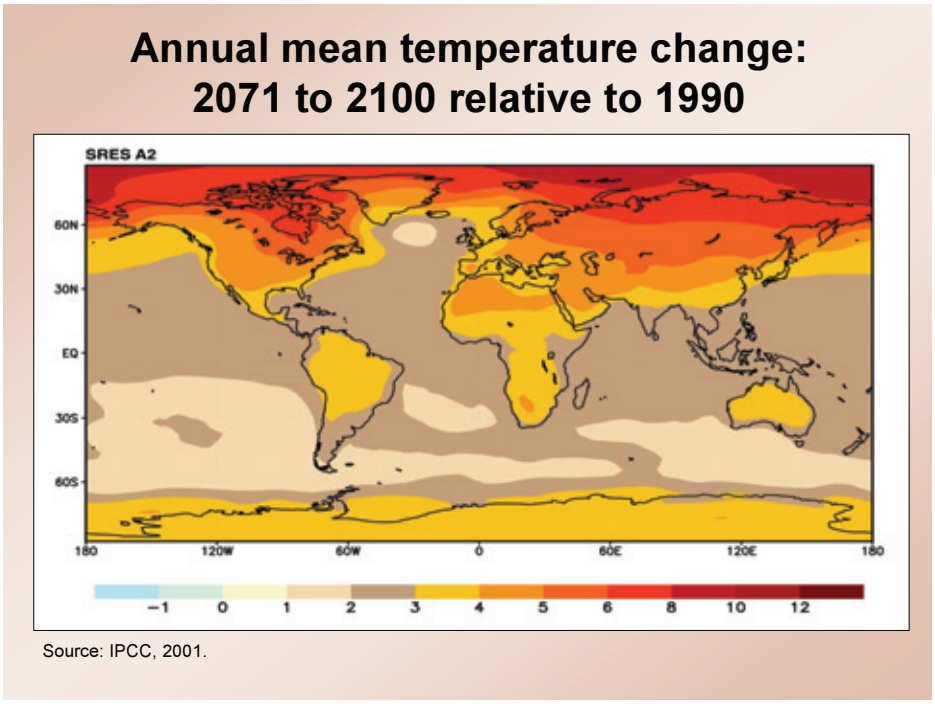


Fig. 8 Annual mean temperature change: 2071-2100 relative to 1990 (IPCC)

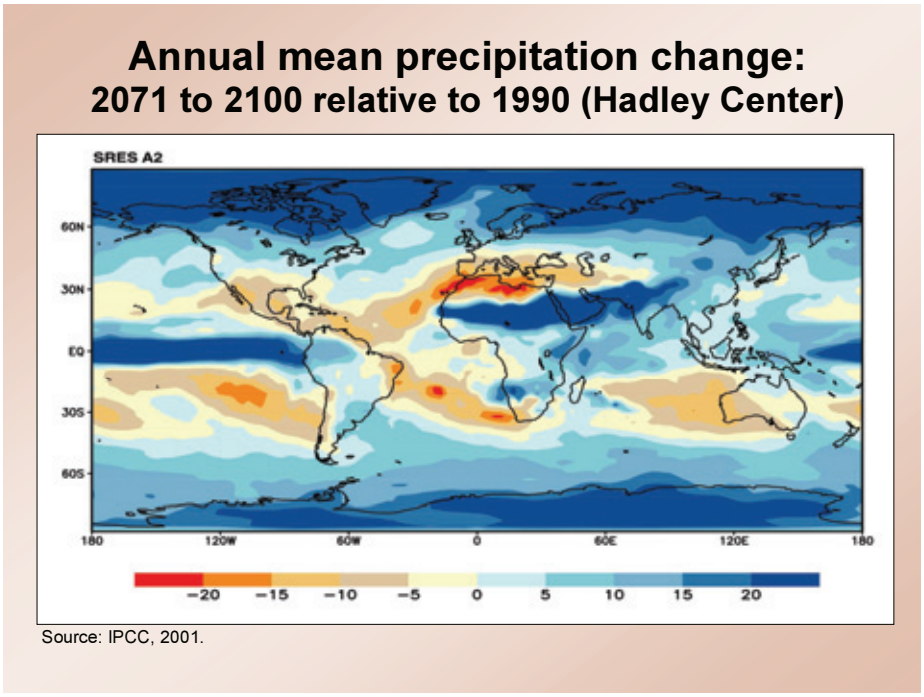


Fig. 9 Annual mean precipitation change: 2071 to 2100 relative to 1990 (Hadley Center)

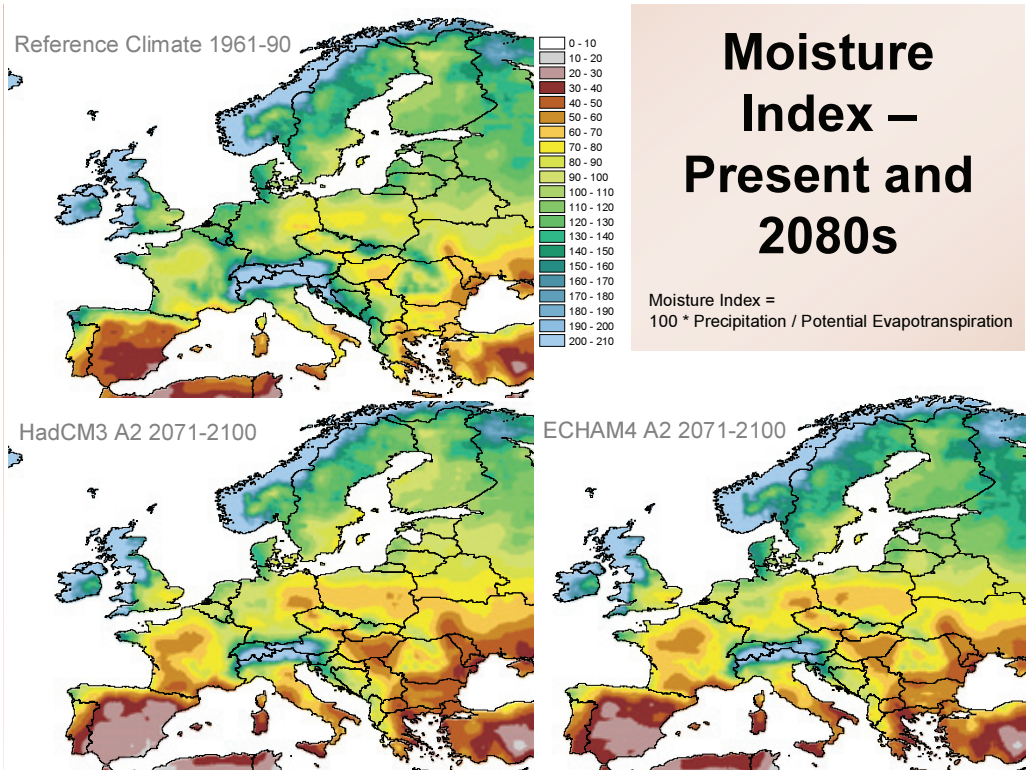


Fig. 10 Changes in the moisture index of Europe

Looking into biodiversity, a movement of biota into new regions where they had never occurred before can be observed in many parts of the globe, as well as the disappearance of species, e.g. in high mountain areas, due to global warming, which induces an upward movement of frost tolerant species with a velocity of about 4 m of altitude per decade (see Root et al. 2003; Thomas et al., 2004, Halloy and Mark, 2003; Rahmsdorf and Schellnhuber, 2006). This change in biodiversity is also threatening human health, as can be concluded from the re-admission of DDT by the World Health Organisation (WHO) in 2007, due to fast spreading of malaria causing mosquitoes, which can only be kept under control by the renewed use of an insecticide which has been proven to cause severe negative effects on the biotic environment. In this case, human health was given priority in relation to environmental protection.

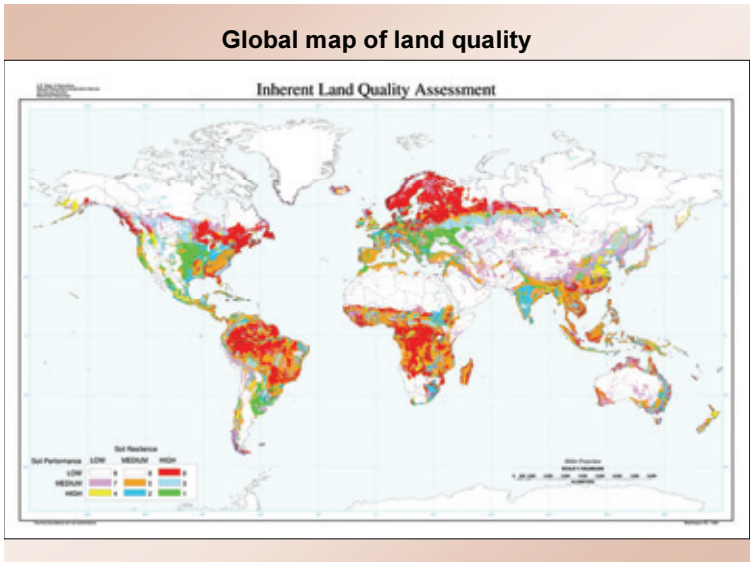


Fig. 11 Global map of land quality (Blum and Eswaran, 2004)

The impact of climate change on biomass production and especially food security turns out to be most serious in different world regions (Parry et al., 2004). An evaluation of the inherent land quality in Fig. 11 (Blum and Eswaran, 2004), shows that the global land surface can be classified into different land quality classes, from which only class 1, 2 and 3 can produce food, whereas all the other classes can only be used as pastures, forests or are even unsuitable for any kind of sustainable use, see also Tab. 3. From Tab. 4, it becomes clear that the total land surface available for the production of internationally traded food, is only 12%, which is produced by about 25% of the world population, compare Tab. 3 and Eswaran and Reich (2002).
A look into the sensitivity of agro-ecosystems to climate change, shows that global warming has positive and negative impacts. Positive impacts are for example the removal of cold temperature limitations and longer growing seasons. Negative effects occur through faster growing periods, with possible exceendence of temperature thresholds, increased crop-water requirements as well as increased incidence of pests and diseases.

Tab. 3 Global land quality with regard to land surface and population distribution (Blum and Eswaran, 2004)

GLOBAL LAND QUALITY WITH REGARD TO LAND SURFACE AND POPULATION DISTRIBUTION

Land Quality Class	Total Land Surface	World Population:
I	2,4 %	6,1 %
II, III	9,5 %	19,0 %
IV, V, VI	33,8 %	53,6 %
VII	9,0 %	11,5 %
VIII, IX	45,3 %	13,1 %

Tab. 4 World soil suitability for sustaining life (in: Blum and Eswaran, 2004)

WORLD SOIL SUITABILITY FOR SUSTAINING LIFE

~ 12 % of the land surface suitable for food and fiber production;

~ 24 % can be used for grazing

~ 31 % produce forests

~ 33 % unsuitable for any kind of sustainable use

(Buringh, 1998; FAO 1995)

This can partly be compensated by an increase in atmospheric CO_2, which might increase yield. At the same time, due to higher CO_2 concentrations, better water use efficiency can be observed. In contrast, tropospheric ozone and other effects can cause negative impacts. Of special importance in this context are the alteration in precipitation patterns, in soil moisture conditions, and surface runoff, which have to be considered locally and regionally, and which may have detrimental impacts on food security in certain areas. The same effects will be caused by increased occurrence of extreme weather events and a total increase in climate variability, which can already be observed today. Fischer et al. (2005) could show that in the suitability of land for rain fed cereals tremendous differences are to be expected, see Fig. 12.
Looking into European conditions, it becomes also clear that the agro-climatic impact can also cause positive changes, e.g. on the production of grain maize. The production of grain maize, which has so far only been possible in the Mediterranean region and in southern Europe, will even be possible in the north, e.g. up to southern Scandinavia under the new climatic conditions. Therefore, it can be said that the impact of climate change on food security and food production will not have only negative, but also positive impacts in certain areas of the globe.

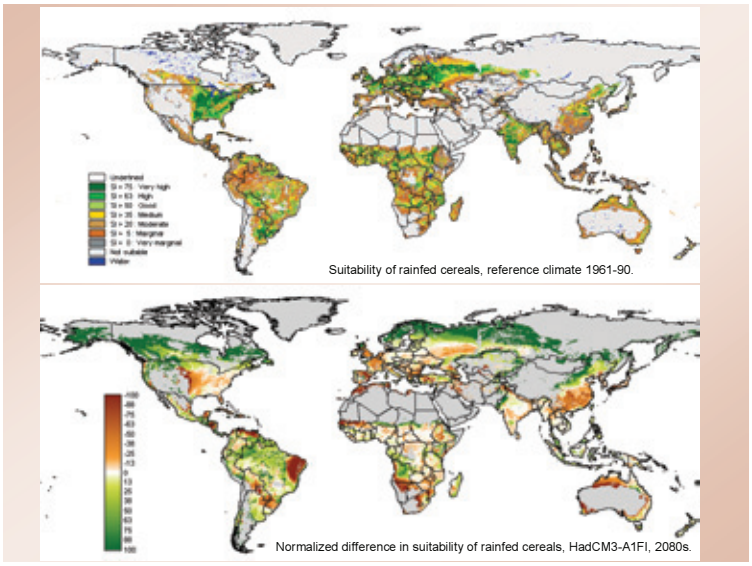


Fig. 12 Changes in land suitability for rainfed cereals

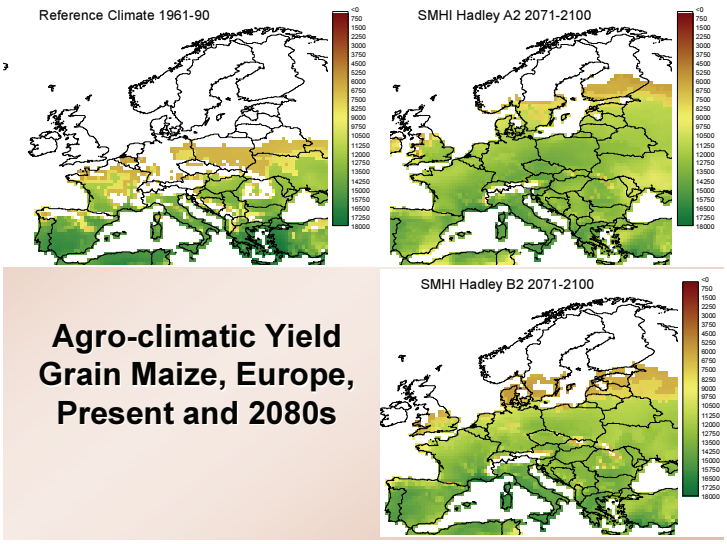


Fig. 13 Changes in agro-climatic yields of grain maize in Europe

Assessing the impact of climate change on the relationship between land and soil on one side and the atmospheric gas chemistry on the other side, is a complex task, because soil and land can act as a source or a sink, depending on the prevailing local and regional ecological conditions. In this context, it must be pointed out that looking only at the CO_2 cycling and the carbon sequestration of soil and land is by far not sufficient, because recent insights into climate change processes revealed that also the nitrogen cycling between soil and atmosphere is very important, because N_2O as a greenhouse gas shows a 296fold stronger impact on climate change than CO_2. In addition, the exchange of methane (CH_4) between soil and atmosphere has to be considered.
Moreover, climate change will also show a tremendous impact on human cultures and especially on the conditions under which humans can live. The melting of the permafrost soils of the northern regions of the globe, where millions of people live in buildings constructed on ice, will destabilize or even destroy their living base, when the ice melts.

Possible causes of climate change
Three possible causes of climate change can be assumed:
The most important one are basic views in the relation between humans and nature, expressed in myths, world views and religions, with the fundamental question: Do humans feel superior to nature or do they accept that they are part of nature and have to act accordingly (Winiwarter and Blum, 2006).
Another possible cause are social and economic theories, describing the relationship between nature and social and economic systems, e.g. in the publication of Adam Smith (1776) on the "Enquiry into the nature and causes of the wealth of nations", in which he postulates the so-called „invisible hand", where a free market would regulate everything. This theory has been proven false, but is still maintained by thousands of economists.
Finally the globalisation of decisions, e.g. through the World Trade Organisation (WTO), without considering regional or local ecological, social and economic conditions, under which biomass, especially food is produced, may cause detrimental effects on the local and global environment (see Fig. 14).

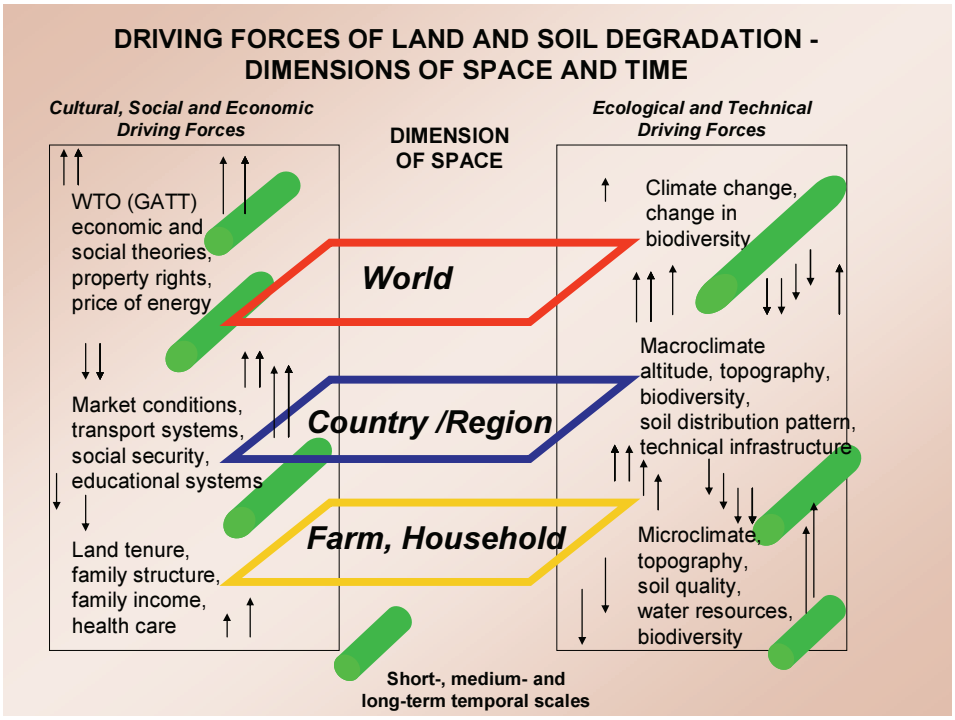


Fig. 14 Driving forces of land and soil degradation – Dimensions of space and time

Conclusions

Concluding, it can be said that through climate change, the provision of goods and services through land and soil for civilization will change tremendously.
The impact of these changes will be different for specific world regions and predominantly negative for countries in development, because of different sensitivities of terrestrial and aquatic environments to climate change.
Adverse impacts are expected mainly regarding the water resources for agricultural production (e.g. for irrigation), the generation of energy and the industrial production. Moreover, rain fed agriculture and the biodiversity in and above soil will be affected.
Through climate change, human health and living conditions in specific world regions are already under threat and finally, adverse feedback-processes between land and soil on one side and the atmosphere on the other side will accelerate climate change in the near future.
Climate change most probably derives from world views on the relationship humans-nature, questionable economic and social theories and the increasing globalisation of decisions regarding the production and marketing of agricultural (biological) commodities without considering regional/local ecological, social and economic conditions.
Any mitigation of climate change and its impact on civilization must be based on a re-orientation of world views and consequently on adequate reactions by the world economy, by establishing new economic rules and steering operations.

References

BLUM, W.E.H., BARCELO, D., BÜSING, J., ERTEL, T., IMESON, A., VEGTER, J., 2004: Scientific Basis for the Management of European Soil Resources – Research Agenda, 18 pp., Verlag Guthmann-Peterson, Wien 2004 (ISBN 3-900782-47-4).

BLUM, W.E.H., ESWARAN, H., 2004: Soils for Sustaining Global Food Production. – Journal of Food Science, Vol. 69, No. 2, CRH 37-42, 2004a (Published on Web 02/20/2004)

BLUM, W.E.H., 2005: Functions of Soil for Society and the Environment. – Reviews in Environmental Science and Biotechnology, 4, 75-79, 2005

CRUTZEN, P.J., 2002: Geology of mankind. – Nature, Vol 415, 23, 2002.

ESWARAN, H., REICH, P., 2002: A preliminary assessment of the human impact on land systems of the world. In: Hurni H. and K. Mayer (eds.): A World Soils Agenda – Discussing International Actions for the Sustainable Use of Soils, 38-42. – Publ. Centre for Development, University of Bern/Switzerland, 2002.

FISCHER G., SHAH, M., TUBIELLO, F.N., VAN VELHUIZEN, H., 2005: Socio-economic and Climate Change Impacts on Agriculture: An Integrated Assessement, 1990-2080. – Philosophical Transactions of the Royal Society B; doi:10.1098/rstb2005.1744 Published online.

FROSSARD, E., BLUM, W.E.H., WARKENTIN, B.P. (Eds.) 2006: Function of Soils for Human Societies and the Environment. Special Publication No. 266, Geological Society, London, 2006 (ISBN 978-1-86239-207-6).

HALLOY, S.R.P., MARK, A.F., 2003: Climate-Change Effects on Alpine Plant Biodiversity: A New Zealand Perspective on Quantifying the Threat. – Arctic, Antarctic, and Alpine Research, Vol. 35, No. 2 pp. 248-254, 2003.

MCNEILL, J.R., 2003: Blue Planet – Die Geschichte der Umwelt im 20. Jahrhundert. – Campus Verlag Frankfurt, N.Y., 2003.

PARRY, M.L., ROSENZWEIG, C., IGLESIAS, A., LIVERMORE, M., FISCHER G., 2004: Effects of climate change on global food production under SRES emissions and socio-economic scenarios. – Global Environmental Change 14, 53-67, 2004.

RAHMSTORF, S., SCHELLNHUBER, H.J., 2006: Der Klimawandel. – C.H. Beck Verlag, München, 2006.

ROOT, T.L., PRICE, J.T., HALL, K.R., SCHNEIDER, S.H., ROSENZWEIG, C., POUNDS, J.A., 2003: Fingerprints of Global Warming on Wild Animals and Plants. – Nature, Vol 421/2 January 2003. www.nature.com/nature.

SMITH, A., 1776: An Inquiry into the Nature and Causes of the Wealth of Nations, London, 1776.

STEFFEN, W., SANDERSON, A., TYSON, P.D., JÄGER, J., MATSON, P.A., MOORE III., B., OLDFIELD, F., RICHARDSON, K., SCHELLNHUBER, H.J., TURNER II., B.L., WASSON, R.J., 2004: Global Change and the Earth System – A Planet under Pressure. – Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York, ISSN 1619-2435, ISBN 3-540-40800-2, 2004.

THOMAS, C.D. et al., 2004: Extinction Risk from Climate Change – Nature, vol. 427, 8 January 2004, www.nature.com/nature.

WINIWARTER, V., BLUM, W.E.H., 2006: Souls and Soils: A Survey of Worldviews. – In Warketin B.P. (Ed.): Footprints in the Soil – People and Ideas in Soil History, pp. 107 – 122. – Elsevier Amsterdam, N.Y., 2006 (ISBN-13: 978-0-444-52177-4).

SOILS, ENVIRONMENTAL AWARENESS AND ECOLOGICAL FOOTPRINT IN EUROPEAN COUNTRIES

PŮDY, ENVIRONMENTÁLNÍ POVĚDOMÍ A EKOLOGICKÁ STOPA V EVROPSKÝCH ZEMÍCH

Carmelo Dazzi

Dipartimento di Agronomia Ambientale e Territoriale - Settore Pedologia - University of Palermo
Viale delle Scienze, 90128 Palermo, Italy, e-mail:dazzi@unipa.it

Abstract

Soil carries out its functions in harmony with the laws of the universe, acting as an open system that develops by exchanging matter and energy with the external environment. Together, all the pedogenetic processes produce in most soils, changes in the entropy with a negative sign determining a well defined soils organization. This pedodiversity allows soils to fulfil functions which are fundamental for the human society, not only concretely, because they satisfy man's needs and supply goods but also abstractly by stimulating intellectual activities and spiritual well-being. Problems regarding soils arose alongside progress during the industrial era and grew beyond measure with the development of technology and man's needs. In many cases man's pressure on soils was so intense that it transformed the pedological order into pedological Chaos, and therefore in the annulment of the pedodiversity. Man has become a pedogenetic factor but only in determining involutive pedo-dynamics. The rapid changes in Europe are reshaping the landscape like never before, modifying the quality of the territories and environments. But soil resources on a European and on a planetary level, cannot continue to supply goods and services without crossing the thresholds of soil resilience. On a planetary level, mankind has been exceeding the support ability of the planet since the 1980's and by 2000 it was consuming 20% more than the Earth was actually able to give. This means that in order to satisfy our needs, we undermine productivity and consume more landscape and resources than are really sustainable. Obviously man's social and economic development cannot be halted but the environment and resources must be respected. It is clear that choices made by technicians and politicians must be based on the concept of sustainable development.

Key words: soil as a resource, environmental awareness, ecological footprint.

Abstrakt

Půda uskutečňuje své funkce v souladu se zákony vesmíru a působí jako otevřený systém, který se vyvíjí výměnou hmoty a energie s vnějším prostředím. Současně veškeré pedogenetické procesy produkují ve většině půd změny v entropii s negativními znaky určujícími dobře organizované uspořádání půdy. Tato pedodiverzita dovoluje, aby půda plnila funkce, které jsou podstatné pro lidskou společnost, a to nejen konkrétně, protože uspokojují lidské potřeby a opatřují zboží, ale také abstraktně, stimulováním intelektuálních aktivit a duševní pohody. Problémy týkající se půdy vznikaly vedle pokroku během průmyslové éry a rostly s rozvojem techniky a potřeb člověka. V mnoha případech tlak člověka na půdu byl tak intenzivní, že přeměnil pedologický řád na pedologický chaos (zmatek) a tudíž na zrušení pedodiverzity. Člověk se stal pedogenetickým faktorem, ale pouze při stanovení involutivní pedodynamiky. Rychlé a prudké změny v Evropě přetvářejí krajinu jako nikdy předtím a modifikují kvalitu území a prostředí. Avšak půdní zdroje na evropské i planetární úrovni nemohou trvat tak, aby dodávaly zboží a služby bez překročení prahu resilience/pružnosti půdy. Na planetární úrovni lidstvo překračuje schopnost naší planety od osmdesátých let a do roku 2000 spotřebovalo o 20% více než byla Země aktuálně schopna poskytnout. To znamená, že abychom uspokojili naše potřeby, podkopáváme produktivitu a spotřebujeme více krajiny a zdrojů, než je reálně udržitelné. Sociální a společenský rozvoj člověka

nemůže být zřejmě zastaven, avšak prostředí a zdroje musí být respektovány. Je jasné, že výběr prováděný techniky a politiky musí být založen na koncepci udržitelného rozvoje.

Klíčová slova: půda jako zdroj, environmentální povědomí, ekologická stopa

Introduction

The rock we live on, which emerges from the darkness of the universe was formed over 4 billion years ago by the fusion of dust from ancient stars. According to Catholic tradition in the beginning "*the earth was without form and void*". On the third day of creation, after light had been divided from the darkness, the "soil" was created, "*the earth produced grass and plants, trees yielding fruit, whose seed was in itself, according to their species"* (Genesis 1, 11-19).

Over the centuries the soil, patiently and silently, carried out its given role during creation, in complete harmony with the laws of the universe, acting as an open system which developed by exchanging material and energy with the external environment (Smeck et al., 1983).

The gradual transformation of the parent material into a horizonated soil, determined by the flux of material and energy, leads theoretically to a decrement of the entropy and so to an increase of order in the soil system.

From a speculative point of view (Smeck et al., 1983) we can considered the contribution of the soil forming processes for each soil order in Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 2006). Each of them presents a characteristic and well ordered configuration. For example, the process of leaching which means moving some constituents (clay, organic matter, oxides and sesquioxides) from one horizon to another favouring horizonation, means an increase of the order in the soil system and, as a consequence an increase of the negative entropy[1].

Generally speaking pedogenetic processes produce a negative net change in the entropy of most soils (fig. 1) so determining a well defined soil organization. Only the formation of Vertisols and Gelisols can be regarded as the result of a positive net change in the entropy. In fact the argillo-pedoturbation and the cryo-pedoturbation generally increase the random in order of the soil components determining a positive net change in the entropy.

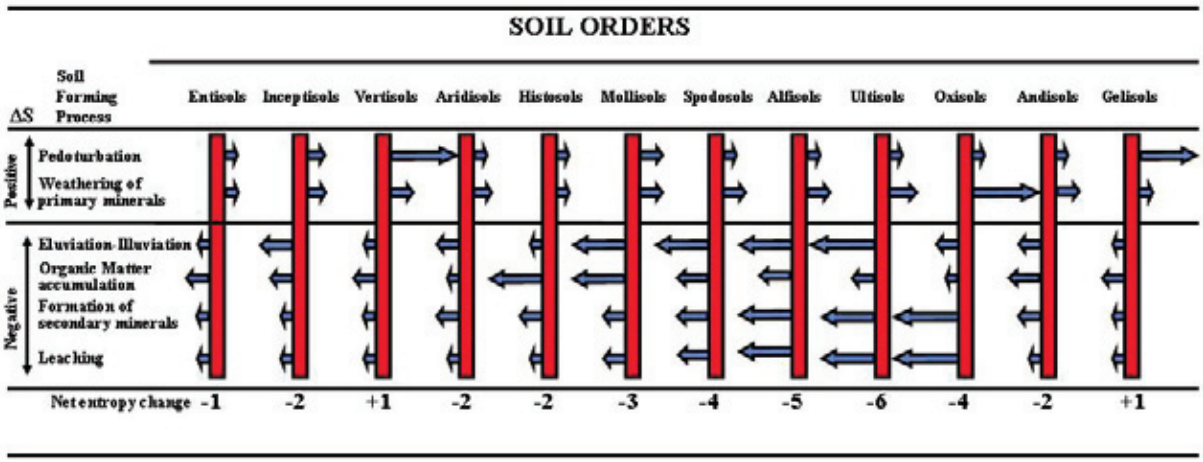


Fig. 1 Relative entropy changes as a result of the contribution of specific soil forming processes for the 12 Soil Taxonomy Orders (modified from Smeck et al., 1983)

[1] As the soil is an open system, the entropy flows towards surrounding systems, in harmony with the second law of thermodynamics.

We suppose that the rules of the soil ecosystem are determined by its order: the perfect organization that each soil presents, which determines its pedodiversity and plays a primary role in natural equilibria (Addiscott, 1995; Ibanez et al., 1995).
Pedodiversity gives soils their capacity to function for human society, not only concretely because it provides goods and satisfies man's material needs, but also abstractly because it stimulates intellective activity and improves spiritual wellbeing (Hillel, 1994).
There is cultural evidence regarding the role of soil throughout history and some is still found in the customs, folklore and traditions of various populations in several countries. In ancient societies the soil has always had a privileged position in virtue of its fundamental role of providing foodstuffs. It helped in modelling the lifestyle and way of thinking of these societies. Even today in various parts of the world, social systems reflect the conditions of soil and environment. The management of soil fertility is still at the heart of this connection.
Recognition of these functions emerges not only from the many proverbs found throughout the world in folklore which refers to the soil as a source of life and wealth (Araya, 2003) but also to the etymological ties between Soil and Man. In old Hebrew "*adamat"*, soil, comes from the same root as "*Adam",* the first man. In the same way, the name of the first woman "*hava"*(Eve in transliteration) means "living" or "who gives life". Together, therefore Adam and Eve mean etymologically *"the soil which gives life"* (Hillel, 1994).
In fact soils produce and contain all the elements necessary to life. They filter and purify water which crosses them; they regulate courses of water and restock the water-table; they store greenhouse gases; they are a vast reserve of genetic resources. Soils sustain a great part of the earth's biodiversity; they supply building materials (for animals as well as man) and provide for industry and handcrafts. Soils contain mineral resources; they are the physical basis for infrastructure essential to working and recreational activities for human beings. They may even contain archaeological and historical findings (Blum and Aguillar Santelise, 1994, Schjonning et al., 2004).

Man and soil: a lesson from history

2000 years ago Cicero referred to the destruction of the forests in North Africa and the resulting bare areas as similar to a desert, but we can affirm that all the functions of the soil were largely unaltered for centuries. The problems arose during the industrial era and increased alongside the development of technology and man's needs. The use of agricultural land was intensified, often to beyond the limit of resilience, new soils were created for the cultivation of species which gave high profits (Dazzi and Monteleone, 1999; 2002; Dazzi et al., 2004) wide surfaces were destined to urban and industrial development, as well as to waste disposal.
The second half of the XX century was particularly disastrous. Throughout the world agricultural, industrial and urban development invalidated the capacity of soils to produce goods and services. In many cases man's pressure on the soils reached such an intensity that the pedological order, which represents the rule for soils, was transformed in total disorganization, in pedological chaos and then in the annulment of the pedodiversity. (Dazzi, 2002, 2005).
When man's action went over the limits of soil vulnerability, processes of degradation set in and got worse. In some cases they started a chain reaction of degradation in other environmental resources.
"*Homo technologicus*", descendant of "*homo sapiens*", has been forced to live in ever-bigger cities, feed on fast food and think on the web, breathe air conditioning in hyper-technological offices and impersonal lofts. Rarely does he stop and reflect on how much his well-being is fundamentally connected to the soil and other primary resources, nor does man learn from the lessons history has taught.

One of these warnings which is important for Europeans, comes from the story of ancient Rome and the events leading to the decline and fall of the Roman Empire in the West (476 A.D.).
Historians maintain that Rome fell due to the decadence of its leaders, the corruption of its emperors and to the superior military tactics of the barbaric invaders. There's obviously a lot of truth in this. However, the same historians reveal that the greatest cause of the decline is due to the slow process of fertility loss in the soils, and consequently to their productive capability (Saltini, 1984).
The reduced agricultural production resulted in ever-diminishing harvests which were not sufficient to maintain the lifestyle of Roman citizens and their army or to supply enough wealth to maintain the great infrastructures of the Empire (roads, aqueducts, monuments etc).
Italy was rich in forests at the beginning of Roman civilization, but the organization of the Empire and the demands from Rome, which was a real megalopolis with over a million inhabitants, led to transforming forests into pastures or agricultural land. The result was deforestation of most of the land surrounding the Mediterranean basin. The same happened in Italy which had been stripped of most of its woodland towards the end of the Empire.
The transformation of forest soils into pastures or arable land seemed to work at first because the soils were rich in organic matter and nutrients and they produced abundant crops. Unfortunately deforestation left the soils exposed to the elements. The organic matter diminished due to oxidation and the nutrients were washed away by the rain which was also an agent of erosion.
This progressive decline in soil fertility started just when Rome began to depend on agriculture as an alternative to its unsuccessful conquests. During the final period of the Empire agriculture gave over 90 per cent of public income and products from the land were of vital importance to its survival.
They therefore tried to intensify agricultural production in order to provide food for citizens and soldiers. This led to further exploitation of land which was already exhausted and caused a continuous slow depopulation of the country which lasted for the whole period of the Empire. In some provinces of North Africa and along the entire Mediterranean basin almost half of the arable land had been abandoned by the end of the third century.
Weakened by the depletion of its energy system, the Empire then fell. Basic services were reduced. The immense infrastructure on which it was based fell into ruin. Soldiers could no longer keep enemies at bay and barbaric hordes began to weaken the Empire, beginning from its farthest lands. Towards the end of the fifth century the invaders reached Rome. Its population, which had reached a peak of over a million, fell to under 30 thousand. Rome was reduced to a mass of rubble, a hard lesson on how pitilessly the earth can react.
This lesson from history should make us think about the close relationship between the quality of soils and our quality of life!

Environmental quality awareness in Europe

The current year 2007 is a milestone in the history of man on earth. According to forecasts from the United Nations, most of the earth's inhabitants will be living vast urban areas with populations of 10 million or more, mostly mega-cities with huge urban suburbs (Rifkin, 2001)
Urbanization has certainly many positive aspects, starting with the benefit of cultural diversity, social exchange and commercial activity, but all this also causes enormous pressure on the natural ecosystems.
Throughout the world, particularly in Europe, mankind depends on the soil ecosystem for the services it provides, for other resources like water, wood fibres (which in the end are all tied to the soil) and for some functions like climate regulating, waste disposal, detoxification of polluting agents and the protection of the ozone stratum in the atmosphere (all of which are

dependent on the soil in some way).
Over the past ten years we have loaded the ecosystem of our continent more intensely and quicker than ever before, in order to improve wellbeing and support economic development (EEA, 2005).
Europeans live where rapid changes are reshaping the landscape as never before, modifying the quality of the land and the environments. Wet areas have been drained for urban development; the use of mountain areas and plateau areas has changed in favour of leisure activities. Hilly landscapes have become more and more eroded. Forest management has seen further use of wood; coastal areas of Mediterranean basin have become more salted and dried.
The European environment is under pressure but over the past few years, in order to keep up our standard of life we are exporting this pressure, importing even more resources from other parts of the world to meet our needs. We Europeans have become more irresponsible to what global resources are consumed than peoples in other parts of the world (EEA, 2005).
The soils in Europe are particularly vulnerable due to their characteristics but especially due to the enormous anthropic pressure to which they are subjected and which varies from one environment to another. Europe has the most tourist traffic in the world (30 % of total) and a concentration of 381 million inhabitants, which is only 6.1 % of world population, but has such a strong impact on the environment that it sets off degradation processes in the soil endangering them in various ways, depending on their vulnerability.
Faced with the high pressure which Europeans put on their environment, it is rather surprising that the people are so environmentally aware; this should give hope for the future. The majority of Europeans believe that European policies should hold the same importance as economic and social politics. Europeans in fact (EEA, 2005), consider policies for environmental protection as an incentive to renovation (67 %) and not as an obstacle to economic activity (80 %).

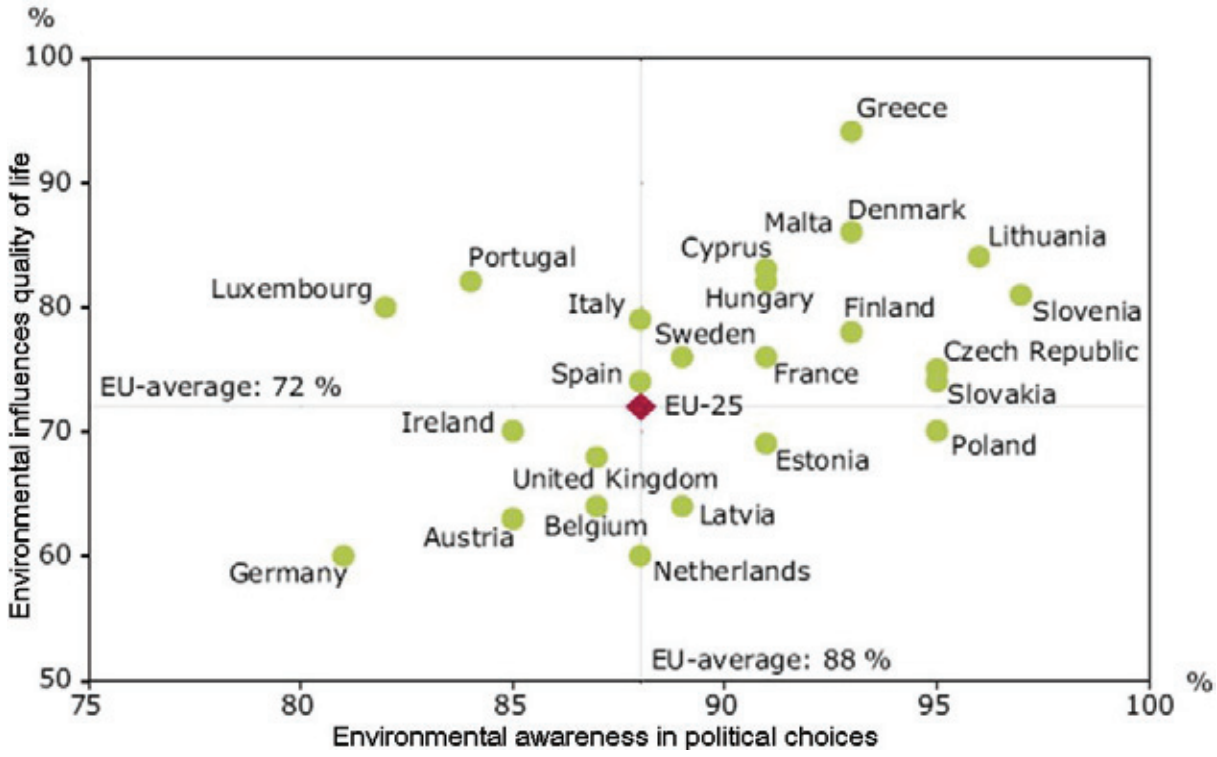


Fig. 2 Europeans' opinions on the environment's influence on the quality of life and the perception of the environment's importance in political choices (EU = 25 countries), (source: Eurobarometer, 2005)

Moreover (European Commission, 2005) 72 % Europeans believe the environment influences the quality of life and 88 % is convinced that political choices must depend on accurate and careful consideration of environmental resources. Among the 25 countries members of the European Union at end of 2006, thirteen were listed above the average given (Fig. 2).
This awareness, however, is only apparent if it is true that the European citizen's concern over the environment only emerges when it touches their own real life conditions. That's why the greatest worries are about man made disasters, air and water pollution, climate change, the impact of chemicals on health, the depletion of natural resources (Fig. 3).
Although the soil is also involved in all the mentioned environmental emergencies as well as in others shown in fig. 3, it does not figure explicitly. Due to its nature of crypto-resource it is considered by few and continues to be the forgotten element among environmental resources.

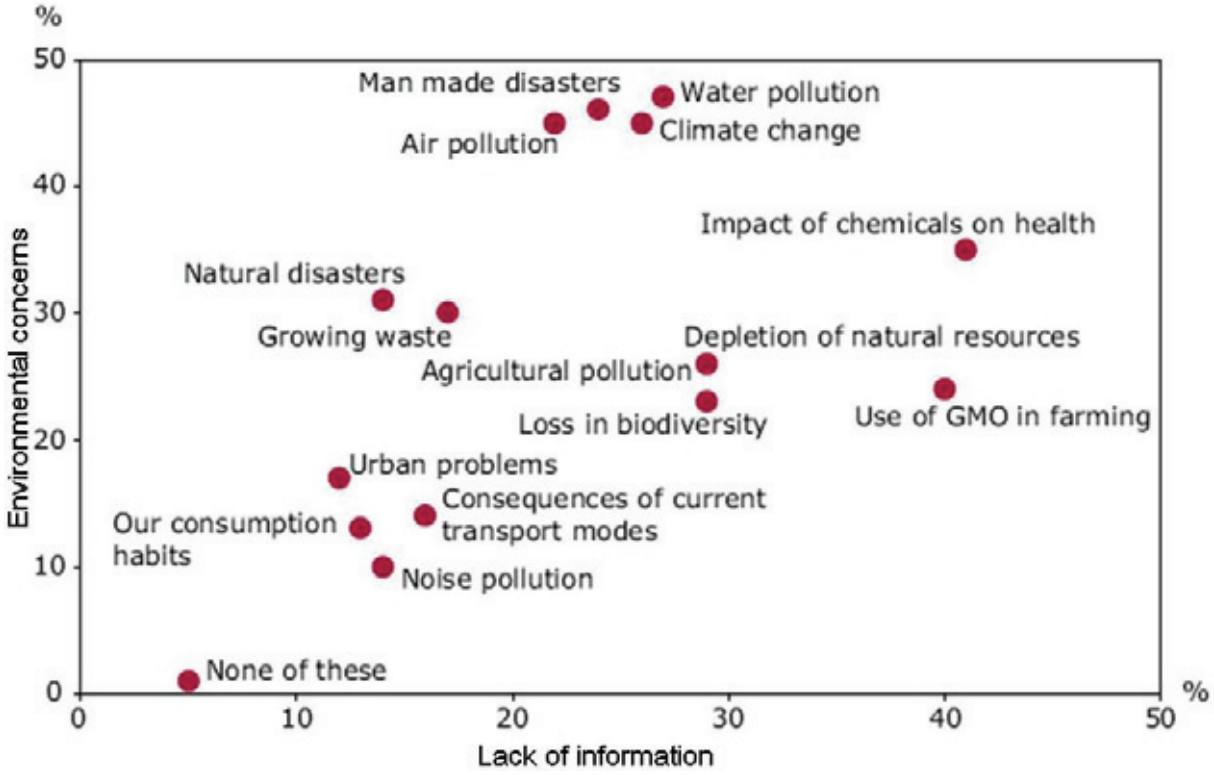


Fig. 3 Comparison between environmental concerns and the lack of information Europeans have (EU = 25 countries), (source: Eurobarometer, 2005)

It is difficult to make people aware that the soil resource cannot keep on supplying today's population with adequate food, fibre, wood and leisure areas without exceeding the soil's level of resilience.
With a population of about 6.4 billion, the availability *per capita* of cultivated areas (arable land and permanent crops) was 0.24 hectares (FAO, 2005). This figure ranges from a minimum of 0.14 in Asia to a maximum of 1.9 in Oceania (FAO, 2005). If the trend in the world's population development continues the surface *per capita* will diminish and cause serious, social repercussions before any environmental consequences.

Man's ecological footprint

When man goes beyond the productive limits in a region there are processes of degradation in the quality of the soil which exceed the resilience limit, causing irreversible damage. We

should ask *"How much longer will our soils, our landscapes, in short the Earth be able to bear the pressure from man ?"*
The concept of *"ecological footprint"* gives us an answer. It indicates how much resource is needed to meet man's needs and enables us to calculate how much landscape or "Earth" is required (for food, wood, fibre, materials, etc.) for a single person, a group, a country or for all mankind. The ecological footprint is a measure of environmental sustainability (WWF, 2006).
On a planetary level, mankind exceeded the limits of our planet's sustainability towards the end of the eighties, precisely in 1986 (fig.4). In 2000 man was consuming 20% more than the Earth could consent. This means that in order to satisfy our needs, we undermine the soil productivity and use up more landscapes and resources.

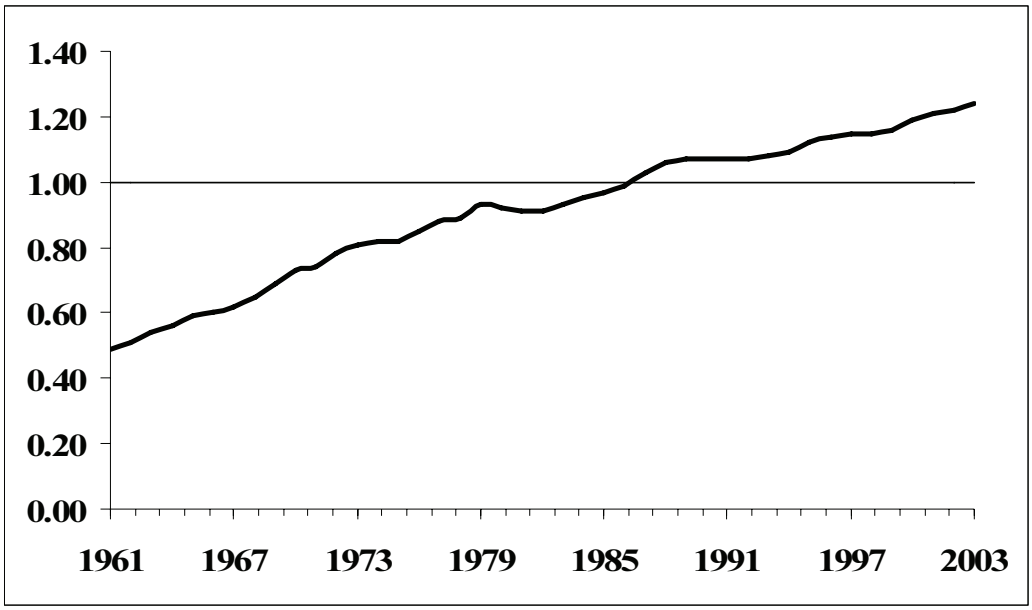


Fig. 4 The ecological footprint represents a measure of the number of planets we require to meet mankind's needs. The threshold was passed in 1986 (source: WWF, 2006)

The data for each country are even more alarming. In 2003, compared to a world average of 2.23, the ecological imprint was 3.2 for a Slovak; almost double (4.2) for an Italian; more than double (4.9) for an inhabitant of the Czech Republic and it was five times more (9.6) for an American in the USA.
In other words a Slovak lives and consumes as if he has 1.5 times its productive landscape that is 1.5 "Earths". An Italian or a Czech uses up double his productive landscape, that is two "Earths" and an American uses five "Earths". Year after year Man is slowly and unawares, devouring his "Earth"!

Conclusions

Maintaining wellbeing and man's development in future years will depend greatly on his capacity to assure sustainable use of the environment, a task made complex by the changes in human activities which make a great impact on them.
Concerning the soil in particular, the awareness of its importance in agricultural, forestry and social fields is now an unquestionable fact for the Soil Science researchers. Now a rise in quality is needed: we must all consider the soil as an indispensable blessing for Society, for Man and for his activities.
Soil Science has a crucial role today in carrying out sustainable systems of land use which

meet the needs of a society which is ever more global and technological.
Soil Science research will have to take in wider sectors and include research on global ecosystems and applications of pedo-techniques. Soil must be seen in a new light, not limited to agriculture and/or forestry but widened throughout the landscape (Singer, Warkentin, 1996; Tate, 1996).
Obviously Man's social and economic development cannot be stopped, but it must respect the environment and its resources. Clearly choices must be made with technicians, administrators and politicians. Their task is to direct new environmental changes adequately and any choice must be based on the concept of sustainable development.
Instead of using the soil with caution we are using it up as if we had reserved planets, parked in space (Dazzi, 1995).
We must therefore do everything to bring back the ancient bond which links us to the soil and which led the ex-secretary general of United Nations Organization (UNO), Kofi Annan to say at the Johannesburg World Summit in September 2002, *"Prosperity obtained by plundering the natural environment is certainly not prosperity. It is only a temporary delay in future disaster"*.

References

ADDISCOTT, T.M., 1995: Entropy and sustainability. European Journal of Soil Science, 46 :161-168

ARAYA Y.N., 2003: The soil in oral culture: proverbs about soil and the land. IUSS Bulletin 103, pp. 39-42.

BLUM, W.E.H., AGUILLAR SANTELISE, A., 1994: A concept of sustainability and resilience based on soil functions: the role of ISSS in promoting sustainable land use. CAB Int. Soil Resilience and Land Use (eds Greenland and Szabolcs), pp. 535-542.

DAZZI, C., 1995: L'erosione "genetica" dell'ecosistema suolo. Atti del Convegno Nazionale SISS "Il Ruolo della Pedologia nella Pianificazione e Gestione del Territorio". Cagliari, giugno pp.197-202.

DAZZI, C., 2002: Pedodiversità: il Suolo fra Ordine e Caos. Suoli, Ambiente, Uomo: omaggio a Fiorenzo Mancini, 80 anni di pedologia (Bini editor). Edifir, Firenze, pp. 9-18.

DAZZI, C., 2005: I Suoli, risorsa vulnerabile. Atti del Convegno nazionale SISS: "Suolo e Dinamiche Ambientali", Viterbo, 2004. Bollettino SISS, Vol. 54, n° 1-2, pp. 7-15

DAZZI, C., MONTELEONE, S., 1999: Consequences of human activities on pedodiversity of soils: a case study in a vineyard area in south-east Sicily (Italy). Proceedings of the ESSC International Conference on "Soil conservation in large-scale land use" Bratislava, May 1999, pp. 99-108.

DAZZI, C., MONTELEONE, S., 2002: Emergenza suolo e antropizzazione del territorio: un esempio di perdita della pedodiversità per entisolizzazione. Atti del Convegno del Cinquantenario SISS "L'Emergenza Suolo" Boll. SISS Vol. 51, N° 1-2, pp. 557-570.

DAZZI, C., MONTELEONE, S., SCALENGHE, R., 2004: Anthropogenic soils originated by severe disturbances due to large scale farming. ESSC 4th Inter. Congress - Proceedings Volume. Budapest, pp. 153-156.

EUROPEAN COMMISSION, 2005: The attitudes of European citizen towards environment. Special Eurobarometer 217. (http://ec.europa.eu/public_opinion/archives/ebs/ebs_217_en.pdf) (verified 30.03.2007).

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2005: The European environment – State and outlook 2005. Copenhagen.

FAO, 2005: FAO Statistical Yearbook, 2005. FAO Statistic Division, Roma.

HILLEL, D., 1994: Introductory Overview: Soil, Water and Civilization. SSSA Special Publication 41, pp. 1-9.

IBAÑEZ, J.J., DE ALBA, S., BERMUDEZ, F.F. GARCIA-ALVAREZ, A., 1995: Pedodiversity: concepts and measures. Catena 24: 215-232.

RIFKIN, J., 2001: L'era dell'accesso. La rivoluzione della new economy. Mondadori, pp. 406.

SALTINI, A., 1984: Storia delle Scienze Agrarie. Dalle origini al Rinascimento. Edagricole, pp. 530.

SCHJØNNING, P. ELMHOLT, S., CHRISTENSEN, B.T., 2004: Soil Quality Management - Concepts and Terms. In Managing Soil Quality: Challenges in Modern Agriculture. (Schjønning P. Elmholt S. Christensen B.T. eds) CAB Int., pp. 1-15.

SINGER, M.J., WARKENTIN, B.P., 1996: Soils in an environmental context: an American perspective. Catena, 27:179-189.

SMECK, N.E., RUNGE, E.C.A., MACINTOSH, E.E., 1983: Dynamics and genetic modelling of soil system. in Pedogenesis and Soil Taxonomy I. Concepts and Interactions by Wilding, Smeck e Hall (Edts) – Elsevier, pp. 51-81

SOIL SURVEY STAFF, 2003: Keys to Soil Taxonomy. 9th edition. USDA-NRCS.

TATE, R., 1996: A new era for soil science. Soil Science vol. 161 n.1:1-2.

WILD, A., 1993: Soils and the Environment. Cambridge University Press.

WWF, 2006: Living Planet report 2006. UNEP – WCMC. On the internet: http://www.panda.org/news_facts/publications/key_publications/living_planet_report/lpr04/index.cfm) (verified 30.03.2007).

NANOSCIENCE – SOIL SCIENCE – ASTROSCIENCE: SO WHAT IS SOIL, AND WHERE DID IT COME FROM?

NANOVEDA – PÔDOZNALECTVO – ASTROVEDA: ČO JE PÔDA A ODKIAĽ POCHÁDZA?

Zdeněk Filip*, Katerina Demnerova

Department of Biochemistry and Microbiology, Institute of Chemical Technology, Technicka 3-5, 166 28 Prague, Czech Republic, e-mail: zdenek.filip@t-online.de; katerina.demnerova@vscht.cz

Scientific exploration of tiny particles, the Earth planet or Universe is all a similar matter: It is truly multifarious, very exiting, and finally useful.

J. Konta, 1957. (Original motto adjusted by Z.F.)

Abstract

Nanoscience opens novel approaches in many fields of technology in the 21st century. In soil and other environments nano-sized systems such as clay minerals and humic substances exist and their interactions strongly affect soil properties. Such natural nanoparticles in opposite to the engineered ones are capable of influencing metabolic activities of soil microorganisms. Many inter-planetary born inorganic and organic particles also appear nano-sized, and often they demonstrate structural analogy with soil components. Evidence exists on their distribution within interstellar space, and this includes their ejection to the planet Earth. Such phenomena might open a novel and unexpected view on the origin of some basic soil constituents on Earth.

Keywords: nanoscience soil science, astroscience, soil origin

Abstract

Nanoveda otvára nové prístupy v mnohých odboroch technológií 21. storočia. V pôde ako aj v iných environmentoch existujú nano-mierové systémy ako sú ílové minerály a humózne látky a ich interakcie silne ovplyvňujú pôdne vlastnosti. Napríklad prírodné nanočastice na rozdiel od umelých sú schopné ovplyvňovať metabolické aktivity pôdnych mikroorganizmov. Mnoho interplanetárnych anorganických a organických častíc je tiež nano-veľkostných a často ukazujú štruktúrnu analógiu s pôdnymi zložkami. Existujú dôkazy o ich existencii v medzihviezdnom priestore vrátane ich výronov do planéty Zem. Tieto úkazy môžu otvoriť nový a neočakávaný pohľad na vznik niektorých základných prvkov Zeme.

Kľúčové slová: nanoveda, pôdoznalectvo, astroveda, vznik pôdy

* Visiting Professor (Marie Curie Chair)

Introduction

The term "nano" comes from a Greek word that means "dwarf". As a technical term in a metric scale nano means a one-billionth part, i.e., 10^{-9} of a unit. Thus, nanometer is one-billionth of a meter. The scientific community usually attributes the first acknowledgement of the importance the nanoscale range to the Nobel Price Laureate Richard Feynman who predicted in 1959 that the properties of materials and devices in a nanometer range will result

in a plenty of future opportunities (Imperiali, 2006). However, it was not until the 1980's, and the invention of a novel microscopic techniques such as Atomic Force Microscope, that a "nano-world" was definitely opened up for researchers and later also for technologists. In the last years, "nanotechnology" became almost a catch-all phrase in many respects. It is considered as the key technology of the 21st century (EC, 2004; BMFT, 2006). Among other fields, nanotechnology can revolutionize agriculture, e.g., by linking nanosensors into a GPS system for the monitoring of soil conditions and plant growth, by enhancing the ability of plants to absorb nutrients, detecting plant diseases rapidly, and also by using molecular methods for an effective disease treatment (Joseph and Morison, 2006). However, there is also a need for weighting up both the benefits and possible risks of different applications of nanotechnology (Dunphy-Guzman et al., 2006). On behalf of the Executive Office of the President of the USA, the US National Science and Technology Council issued a comprehensive report in 2006 aiming to better identify research needs in environmental, health as well as safety related issues for nano-materials.

Due to a continuing self-assembly of individual atoms, molecules, or molecular clusters a plenty of natural organic and mineral nano-sized particles occurs in terrestrial and aquatic environments, and in planetary space, too. More than thirty years ago, Filip (1975) recommended the elucidation of interrelationships between the smallest in size mineral and organic soil particles on the one hand, and microbial cells on the other hand, in order to better understand biogeochemical processes in soils and other natural resources. Since than, many studies on nano-scaled systems were carried out, mainly without having expressed the term "nano" implicitly. In the present contribution, a few examples of those approaches and their linkages to actual developments in nanoscience shall be presented.

Appearance and importance of natural nanoparticles in soil

Different inorganic, organic and biologic particles in soil appear in a size-range between less than 1 nm and up to 1 mm or even more. The size of morphous silica, metal oxides, clay minerals, and their admixtures usually is less than 100 nm. In the same range, "nanobacteria" might appear, although their existence remains controversial until yet (Madigan et al., 2003). Bacteriophages and other viruses, however, undoubtedly exhibit a nano-size.

Clay minerals have been under special focus due to their multilayer structure, large specific surface area, and physical as well as chemical reactivity. Kaolinite appears evidently nano-sized, and similar is true also for smectites, such as montmorillonite, the particle of which are a regularly less than 80 nm in size. Montmorillonite exhibits a large surface area (400 - 800 $m^2\ g^{-1}$), and a cation exchange capacity up to 120 meq/100 g (Dixon and Weed, 1977). Clay minerals readily form complexes with different organic compounds. In our model experiments, some clays saturated with mono-, di-, or trivalent cations have been found capable of forming different in strength complexes with humic acids (Filip, 1968a), which themselves also appear as tiny nano-sized colloidal particles in soil (Beutelspacher and Van der Marel, 1968). In our experiments an enhanced formation of humic acid-like polymers was evidenced if montmorillonite was added to a nutrient solution in which the soil fungus *Epicoccum nigrum* grew (Filip et al., 1972). Also, nano-sized clay particles exerted catalytic effects on polymerization of different phenols in our model experiments as expressed by distinctly increased extinction values (Tab. 1).

Evidently, clay minerals, some organic molecules and humic substances which represent the most important nano-sized particles in soil are involved in mutual reactions which result in the formation of organic-mineral complexes that strongly affect properties of the soil environment.

Tab. 1 Influence of muscovite on the browning reaction of pyrogallol in a sodium acetate solution at pH 6. (From: Filip et al., 1977)

Reaction mixture	Extinction values at 300 nm		
	After 4 h	After 24 h	After 48 h
Pyrogallol (PYR)	0.063	0.500	0.592
PYR + Muscovite-H^{1+}	0.076	0.750	1.260
PYR + Muscovite-K^{1+}	0.086	0.755	1.130
PYR + Muscovite Ca^{2+}	0.070	0.740	1.250
PYR + Muscovite-Al^{3+}	0.070	0.480	1.220

Effects of natural, and engineered nanoparticles on microbial activities

The interest in nanoscience grew especially after fullerenes, were discovered in 1985. These are molecules composed of pentagonal or hexagonal carbon rings which form a hollow sphere, ellipsoid, or tube. Fullerenes are rather less reactive, but their reactivity can be increased by attaching different active groups to their large surfaces. They can be utilize in different technologies, but may sometimes become risky agents, too. Dhawan et al. (2006) reported genotoxic activity for low concentration of colloidal C_{60} fullerenes suspended in water. Limbach et al. (2007) found out that nanoparticles carrying some heavy metals could enter somatic cells by a Trojan-horse mechanism which provokes an up to eight times higher oxidative stress to cells than heavy metals added in a solution. Hyung et al. (2007) found nanotubes to settle to the bottom within an hour in flasks filled with clean water but they remained dispersed for over a month if water contained indigenous organic (humic) substances. In a consequence, the aquatic humic matter might allow nanotubes to be transported in aquatic environments, and to interact with solved or suspended compounds, and also with organisms.

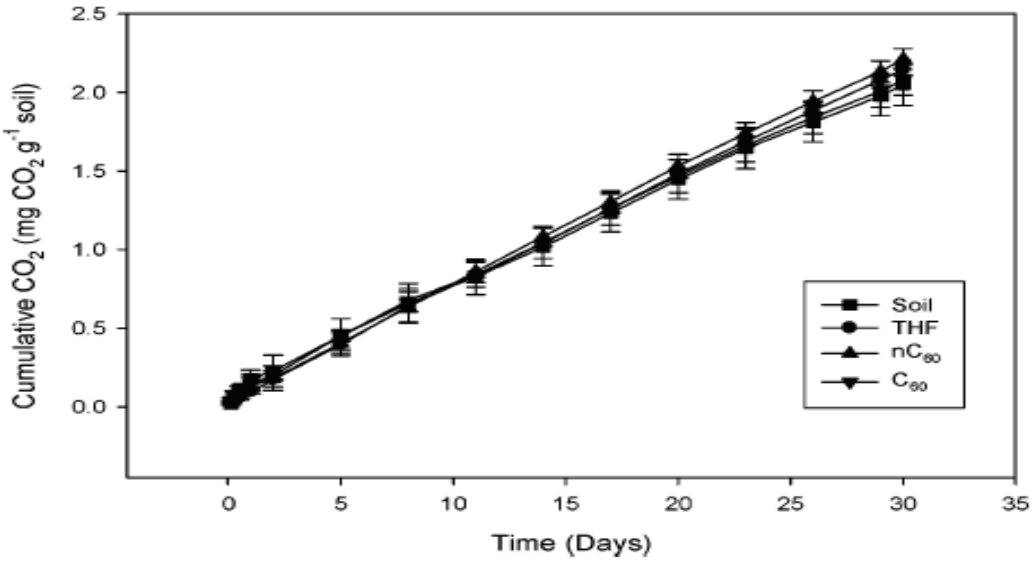


Figure 1 CO_2 release from control soil (■) or soil treated with granular fullerene C_{60} (▼), aqueous dispersion of C_{60} (▲), or with THF-C (●) (from: Tong et al. 2007)

Recently, Tong et al. (2007) reported on the effects of fullerenes on soil microorganisms. A granular fullerene C_{60} was applied in aqueous suspension to samples of a silty-clay loam. Tetrahydrofuran residues (THF) generated during C_{60} formation process were also applied. As shown in Fig. 1, the individual additions did not affect the CO_2 release from soil samples during a 30 d incubation period and the enzymatic activity in soil samples (ß-glucosidate, acid-phosphatase, urease) remained unaffected as well (not shown). The explanation is that the composition of microbial population remained unaffected from the additives as indicated by analyses of DNA extracted from soil samples.

Several decades ago, we have established that a nano-sized clay particles (bentonite < 2 μm in size, and up to 0.5 % w/w in amount) stimulated the growth of aerobic microorganisms in soil samples (Filip, 1968b). The mineralization activity of soil microorganisms (CO_2-release) was enhanced in liquid cultures but not in soil samples (Filip, 1968c). The ammonification activity (NH_4-release) was only enhanced in soil with an easily utilizable N-substrate added (Filip, 1969). No correlation between the soil amendment with bentonite, and the total amount of humic substances was observer, but for fractions of humic acids strongly adsorbed in soil a positive correlation was found (Filip, 1970). Different effects of clay minerals on the biochemical activity of soil microorganisms were evaluated in a review (Filip, 1973). Filip and Hattori (1984) presented further evidences on how clays and other nano-sized particles influence the microbial utilization of substrates and transformation of solid substrata. Actual trends in the study of bio-, micro- and nano-systems were currently discussed by Filip and Demnerova (2007).

Natural ties between planetary born particles and soil

About 12 billion years ago, a Big-Bang occurred, and all space became flooded with photons, x- rays and γ-rays, and since then the Universe still remains flooded by radiation (Oro, 2000). Apparently, the greatest change in the history of the Universe was the transformation of radiation into matter. By means of mathematics, this process could be justified (Chaisson 1998). The cosmic evolution from its very begin and until today occurred in a following sequence (Chaisson, 2000):

Energy→Particles→Atoms→Galaxies→Stars→Planets→Life→Intelligence→Culture

As a general trend an overall increase in complexity from chaos to order, and from inorganic to organic with the march of time can be recognized. Soon after a Big-Bang occurred, hydrogen was formed in the process of primordial nucleosynthesis. Consecutively, helium was formed by hydrogen burning, by helium burning the element carbon was created, and the direct nuclear burning continued with the formation of oxygen, neon, magnesium, silica, and so on. The synthesis cumulated in the formation of iron, the heaviest element apparently formed through direct nuclear burning (Kwok, 2004). The atomic form did not remain the only in which elements occur in the Universe. Molecules are other major constituents of planetary atmospheres. About 120 different molecules have been detected using spectroscopic methods, and they were listed individually by Oro (2000). In a circum-stellar dust of asymptotic giant branch (ABG) stars, Posch et al. (2002) detected the presence of a variety of refractory Al-, Mg/Al-, and Mg/Fe-oxides. Also in soil, mutual interactions exist between amorphous metal (Al, Fe, Mg) oxides and different organic substances (Huang and Violante, 1986; Schwertmann et al. 1986). In general, and likely in the Earth's crust, silicon is the most abundant elements in the Universe. The abundance of crystalline silicates seems small in comparison to amorphous ones, however. Several authors also proposed the presence of nano-sized hydrogenated amorphous carbon grains, nano-diamonds, TiC-nanoclusters, and hydrogenated fullerenes in stellar environments (Kwok, 2004).

The interstellar dust and carbonaceous chondrites undoubtedly consist of different aliphatic and aromatic organic compounds (Tab. 2). Similar compounds have been repeatedly identified in different soils, sediments and humic substances (Filip, 1978; Filip and Alberts,

1994; Filip et al., 1999; McKeague et al., 1986). From results obtained by Pendelton and Allamandola (2002), Kwok (2004) developed a comprehensive model of carbonaceous interstellar dust (Fig. 2). Evidently, a strong compositional resemblance exists to structural models of soil humic acids as published by earlier Schulten (1994). Both inorganic and organic solid-state compounds are regularly ejected into interstellar medium according to Cruikshank (2000) and the macromolecular carbon-bearing materials major components of planetary surfaces throughout the solar system.

Flynn et al. (2000) made a calculation based on a presumption that interplanetary organic particles sized from 50 to 25 nm would not be heated above 900 K in part, and therefore not pyrolyzed when striking the top of the Earth's atmosphere. Taking the organic content of these particles as 2 – 10 weight-percent, he estimated that interplanetary dust contributes from 6 to 30 t . y^{-1} of organic matter to Earth in the present era. During the first 0.5 billion years of the Solar System history, the contribution of organic matter to Earth by the accretion of interplanetary dust may have been much greater. Oro (2000) concluded from his and other author investigations that comets that arrived in the early phase of solar system formation from the Jupiter region also served sources of organic and other material (10^{21} – 10^{26} g), and in addition they might have become a major source of terrestrial water, too. Consecutively, the presence of liquid water and different simple organic and inorganic interstellar compounds eventually resulted in the emergency of the first simple forms of life on our planet. In this connection, the study of sedimentary rocks from South Africa and Western Australia indicated the evidence of CO_2 fixing microorganisms on Earth as early as 3.5 Gy ago.

Tab. 2 Organic compounds identified in stellar environments (From: Oro, 2000)

Compound type	Concentration (ppm)	Number of identified compounds
Aliphatic hydrocarbons	> 35	210
Aromatic hydrocarbons	15 – 28	87
Alcohols and polyhydroxy comp.	11	8
Aldehydes and ketones	27	9
Carboxylic acids	> 300	42
Dicarboxylic acids	> 30	67
Hydrocarboxylic acids	15	51
Amines	8	10
Amides	55-70	4
Amino acids	60	78
Purines and pyrimidines	1-2	5
Other heterocycles	7	32
Sulfonic and phosphonic acids	5	12

So, what is soil?

A question might appear, whether or not facts documented and discussed here would formally fit into a current system of soil science, and whether they could contribute to a better understanding of the origin of soil? Some of the classicists in the field of soil science such as Kostychew (leading Russian soil scientists of the 19th century) would probably agree with such an assumption. In a monograph, he accounted the elucidation of the origin of soil structural components as a fundamental part of soil science. On the other hand, Viliams (also a Russian soil scientist) wrote just in his introduction to a 1940's issue of the Kostychew's text-book quite decisively that any understanding of soil basically depends on the understanding of plant physiology because soil science could not be divided from plant sciences (Kostychew, 1940). Nevertheless, some decades later, Mückenhausen (1975)

included a chapter entitled “Die Erde als Himmelskörper” as a natural introduction into his text-book of soil science. Actually, in a review on a topographic signature of life, Dietrich and Perron (2006) claimed a recent soil formation as driven solely by non-biotic processes, i.e., in the absence of any vegetation. In the hyperarid Atacama Desert in Chile, extensive areas of rounded soil mantles topography exist in which biological processes are essentially absent. The soil under investigation resembled strongly to Columbia Hills from the planet Mars, as documented by data obtained from a Mars Exploration Rover. In fact, the surface of Mars contains an abundance of landforms which resemble to those on Earth, and in this respect Mars seems not to be an exception among the planets in the Solar System. Tsapin et al. (2000) reported that a moisturizing Martian soil results in the evolution of oxygen. Furthermore, if a bacterial nutrient solution was added, $^{14}CO_2$ along with some oxygen was released from the Martian soil. Since iron is one of the most abundant elements in Martial surface material, ferrate-ions (Fe^{6+}) which are known as strong oxidants are apparently responsible for the reactions in behind of the observed phenomena.

On the surface of Titan, another planet in our solar system, valley networks exist similar to those which dominate the surface of the Earth. Titan atmosphere consists a large amount of N_2 and, perhaps water pools on the surface that might originate from meteorites strikes (Simakov, 2000). Due to these conditions, Titan appears to be a candidate for the next emersion of life in the far future, perhaps, after the life on our planet Earth will be extinguished.

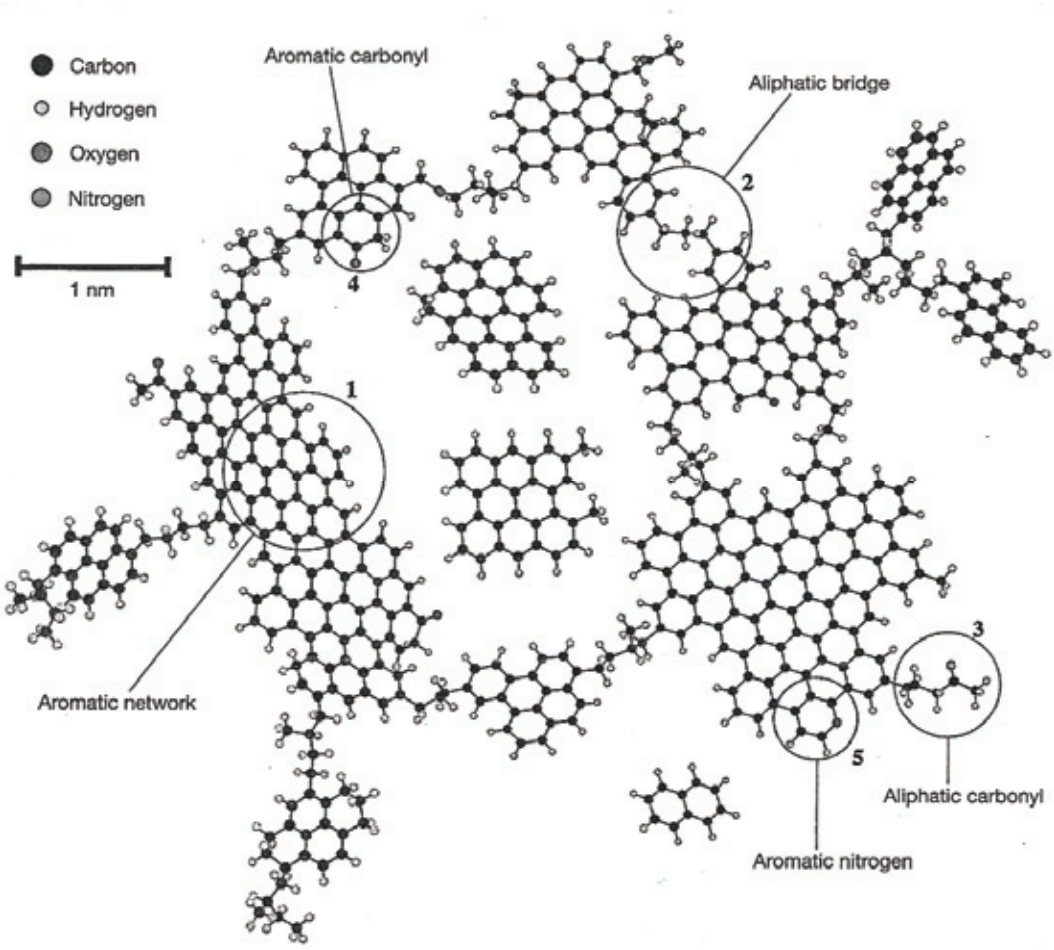


Figure 2 Structural model of carbonaceous interstellar dust consisting of various aromatic and aliphatic components (from: Kwok, 2004)

In conclusion, there is no doubt that soil represents a natural body consisting of different nano-sized mineral and organic particles. It is to expect that some of these soil components will comprise novel technological applications. Novelties can be expected primarily in the field of soil biology. If the existence of nano-sized organisms will be confirmed and their participation in biogeochemical processes experimentally documented, than novel applications in a broad field of (soil) biotechnology could be developed. Based on the existing knowledge, however, both the origin, characteristics, and importance of nano-sized mineral and organic soil constituents undoubtedly deserve to be scientifically reconsidered for they roots apparently penetrate deep in the history of the Universe.

Acknowledgement

The senior author (Z.F.) gratefully acknowledges a Visiting Professorship (Marie Curie Chair) granted by courtesy of the European Commission, Brussels and established at the Institute of Chemical Technology, Prague, Czech Republic.

References

BEUTELSPACHER, H., MAREL, VAN DER, H.W., 1968: Atlas of electron microscopy of clay minerals and their Admixtures. Elsevier, Amsterdam, 333 pp.

BMBF-Bundesministerium für Bildung und Forschung, 2006: Nano-Initiative – Aktionsplan 2010. BMBF (Hrsg.), 32 pp.

CHAISSON, E.J., 1998: The cosmic environment for the growth of complexity. Biosystems 46: 13-19.

CHAISSON, E.J., 2000: The emerging life era: A cosmological imperative. In: G. Lemarchand, K. Meech (Eds.), A New Era in Bioastronomy, ASP Conf. Ser., Vol. 213, pp. 35-41.

CRUIKSHANK, D.P., 2000: Planetary surface of low albedo: Organic material throughout the solar system. In: G. Lemarchand, K. Meech (Eds.), A New Era in Bioastronomy, ASP Conf. Series, Vol. 213, pp. 253-257.

DHAWAN, A., TAUROZZI, J.S., PANDEY, A.K., SHAN, W., MILLER, S.M., HASHSAHAM, A., TARABARA, V.V., 2006: Stable colloidal dispersion of C_{60} fullerenes in water: Evidence for ecotoxicity. Environ. Sci. Technol. 40: 7394-7401.

DIETRICH, W.E., PERRON, J.T., 2006: The search for a topographic signature of life. Nature 439: 411-418.

DIXON, J.B., WEED, S.B. (Eds.), 1977: Minerals in Soil Environments. Soil Sci. Soc. Amer., Inc., Madison, WI, 948 pp.

DUNPHY-GUZMAN, K.A., TAYLOR, M.R., BANFIELD, J.F., 2006: Environmental risk of nanotechnology: National initiative funding, 2000-2004. Environ. Sci. Technol. 40: 1401-1407.

EC-EUROPEAN COMMISSION, 2004: Nanotechnology, Innovation for tomorrow's world. EC Brussels, 56 pp.

FILIP, Z., 1968a: A contribution to a spectrophotometric study of the humus-clay complex, Rostlinna Vyroba (Prague) 14: 697-706 (in Czech).

FILIP, Z., 1968b: The influence of small supplements of bentonite on the development of certain groups of microorganisms in soil culures. Rostlinna Vyroba (Prague) 14: 209-216 (in Czech).

FILIP, Z., 1968c: Respiration activity of soil microflora in media with different bentonite content. Rostlinna Vyroba (Prague) 14: 963-968 (in Czech).

FILIP, Z., 1969: Die Ammonisierungsaktivität der Bodenmikroflora in einer Umwelt mit verschiedenem Bentonitgehalt, Zbl. Bakt., II.Abt. 123: 616-621.

FILIP, Z., 1970: Über die Beeinflussung der Bodenmikroorganismen, der Huminstoffbildung und der Krümmelung von Bodenproben durch Bentonit. Landbauforsch. Völkenrode 20: 91-96.

FILIP, Z., 1973: Clay minerals as a factor influencing the biochemical activity of soil microorganisms. Folia Microbiol. 18: 56-74.

FILIP, Z., 1978: Infrared spectroscopy of two soils and their components. In: W.E. Krumbein (Ed.) Environmental Biochemistry and Geomicrobiology, vol. 3, Ann Arbor Sci. Publ., Ann Arbor, pp. 747-754.

FILIP, Z., ALBERTS, J.J., 1994: Adsorption and transformation of salt marsh related humic acids by quartz and clay minerals. Sci. Total Environ. 153 : 141-150.

FILIP, Z., DEMNEROVA, K., 2007: Interactions of organic compounds with mineral particles, and the detection of cell components in bacteria by spectroscopic methods – connections to nanoscience. In: P.P. Simeonova, N. Opopol, M.I. Luster (Eds.), Nanotechnology – Toxicological Issues and Environmental Safety, Springer, pp. 91-110.

FILIP, Z., FLAIG, W., RIETZ, E. (1977) Oxidation of some phenolic substances as influenced by clay minerals. In: Soil Oranic Matter Studies, vol. II, Int. Atomic Energy Agency, Vienna, pp. 91-96.

FILIP, Z., HAIDER, K., MARTIN, J.P., 1972: Influence of clay minerals on the formation of humic substances by Epicoccum nigrun and Stachybotrys chartarum. Soil Biol. Biochem. 4: 147-154.

FILIP, Z., HATTORI, T., 1984: Utilization of substrates and transformation of solid substrata. In: K.C. Marshall (Ed.), Microbial Adhesion and Aggregation, Springer Berlin, pp. 251-282.

FILIP, Z., PECHER, W., BERTHELIN, J., 1999: Microbial utilization and transformation of humic acids extracted from different soils. J. Plant Nutr. Soil Sci. 162: 215-222.

FLYNN, G.J., KELLER, L.P., JACOBSEN, CH., WIRICK, S., MILLER, M.A., 2000: Organic carbon in interplanetary dust particles. In: G. Lemarchand, K. Meech (Eds.), A New Era in Bioastronomy, ASP Conf. Ser., Vol. 213, pp. 191-194.

HUANG, P.M., VIOLANTE, A., 1986: Influence of organic acids on crystallization and surface properties of precipitation products of aluminium. In: P.M. Huang, M. Schnitzer (Eds.), Interactions of Soil Minerals with Natural Organics and Microbes, Soil Sci. Soc. Amer., Madison, pp. 159-221.

HYUNG, H., FORTNER, J.D., HUGHES, J.B., KIM, J.H., 2007: Natural organic matter stabilizes carbon nanotubes in the aqueous phase. Environ. Sci. Technol. 41: 179-184.

IMPERIALI, F., 2006: Nanoworld: The keys for understanding. CNRS Internat. Magazine 2006 (2): 19-23.

JOSEPH, T., MORRISON, M., 2006: Nanotechnology in Agriculture and Food. Nanorofum Report, (nanoforum.org), May 2006, 14 pp.

KONTA, J., 1957: Clay minerals of the Czechoslovakia. Czech Akad. Sci. Publ., Prague, 319 pp (in Czech).

KOSTYCHEW, P.A., 1940: Soil Science. Ogiz-Selschozgiz, Moscow-Leningrad, 224 pp (in Russian).

KWOK, S., 2004: The synthesis of organic and inorganic compounds in evolved stars. Nature 430: 985-991.

LIMBACH, L.K., WICK, P., MANSER, P., GRASS, R.N., BRUININK, A., STARK, W.J., 2007: Exposure of engineered nanoparticles to human lung epithelial cells: Influence of chemical composition and catalytic activity on oxidative stress. Environ. Sci. Technol. 41: 4158-4163.

MADIGAN, M.T., MARTINKO, J.M., PARKER, J., 2003: Brock Biology of Microorganisms. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, 1019 pp.

MCKEAGUE, J.A., CHESHIRE, M.V., ANDREUX, F., BERTHELIN, J., 1986: Organo-mineral complexes in relation to pedogenesis. In: Huang, P.M., Schnitze, M. (Eds.), Interactions of soil minerals with natural organics and microbes. Soil Sci. Soc. Amer., Madison, WI, pp. 549-592.

MÜCKENHAUSEN, E., 1975: Bodenkunde. DLG-Verlag, Frankfurt (Main), 579 pp.

ORO, J., 2000: Organic matter and the origin of life in the solar system. In: G. Lemarchand, K. Meech (Eds.), A New Era in Bioastronomy, ASP Conf. Series, Vol. 213, pp. 285-299.

PENDELTON, Y.J., ALLAMANDOLA, L.J., 2002: cit. from Kwok, S., 2004.

POSCH, TH., KERSCHBAUM, F., MUTSCHKE, H., DORSCHNER, J., JÄGER, C., 2002: On the origin of the 19.5 μm feature. Astronomy Astrophysics 393: L7-L10.

SCHULTEN H-R., 1994:. A chemical structure for humic acid. Pyrolysis-gas chromatography/ mass spectrometry and pyrolysis-soft ionization mass spectrometry evidence. In: Senesi N, Miano T.M. (Eds.) Humic Substances in the Global Environment and Implications on Human Health. Elsevier, Amsterdam, pp. 43–56.

SCHWERTMANN, U., KODAMA, H., FISCHER, W.R., 1986: Mutual interactions between organics and iron oxides. In: P.M. Huang, M. Schnitzer (Eds.), Interactions of Soil Minerals with Natural Organics and Microbes. Soil Sci. Soc. Amer., Madison, pp. 223-250.

SIMAKOV, M.B., 2000: Dinitrigen as a possible biomarker for exobiology: The case of Titan. In: G. Lemarchand, K. Meech (Eds.), A New Erain Bioastronomy, ASP Conf. Series, Vol. 213, pp. 333-338.

TONG, Z., BISCHOFF, M., NIES, L., APPLEGATE, B., TURCO, R.F., 2007: Impact of fullerene (C60) on a soil microbial community. Environ. Sci. Technol. 41 : 2985-2991.

TSAPIN, A.I., GOLDFELD, M.G., MCDONALD, G.D., NEALSON, K.H., MOHNKE, J., 2000: Ferrate (VI) as a possible oxidant on the Martian surface. In: G. Lemarchand, K. Meech (Eds.), A New Era in Bioastronomy, ASP Conf. Series, Vol. 213, pp. 315-318.

ROUTINE ANALYSIS OF SOIL AS A BASIS FOR SOIL MONITORING

RUTINNÁ ANALÝZA PÔD AKO ZÁKLAD PÔDNEHO MONITORINGU

Andreas Baumgarten, Georg Dersch

Institute for soil health and plant nutrition, AGES, Spargelfeldstraße 191, 1226 Vienna, Austria; e-mail: andreas.baumgarten@ages.at

Abstract

For several decades, soil routine analysis has been the basis for nutrient management of agricultural systems in Austria. From 1991, data have been collected and compiled for further statistical analysis. The results show, that, despite of the randomness of the soil sampling, the development of certain soil characteristics can be shown on the level of small production areas. Thus, the effectiveness of a seven year program for the promotion of ecologically sound production of agricultural products could be evaluated. Based on these results, a concept for monitoring certain soil characteristics in connection to changing production systems or environmental characteristics is proposed.

Key words: routine analysis, soil monitoring, Austria, nutrient regime

Abstrakt

V priebehu niekoľkých desaťročí sa rutinná analýza stala základom pre kontrolu živín poľnohospodárskych systémov v Rakúsku. Od roku 19991 boli údaje kompletizované a spracované pre ďalšie štatistické analýzy. Výsledky ukazujú, že napriek určitej náhodnosti pri odbere pôdy, je možné pozorovať určité pôdne charakteristiky na úrovni produkčných blokov. Takto možno vyhodnotiť účinnosť 7-ročného programu pre zvýšenie ekologickej poľnohospodárskej produkcie. Na základe týchto údajov je navrhnutý koncept pre monitorovanie určitých pôdnych charakteristík vo vzťahu k zmeneným produkčným systémom alebo environmentálnym charakteristikám.

Kľúčové slová: rutinná analýza, monitoring pôd, Rakúsko, živinový režim

Introduction

For several decades, the main concern of routine soil analysis was the optimization of production by means of proper management of fertilization. In the last years, environmental concerns have come to the fore. Unfortunately, both approaches towards special functions of the soil have proceeded independently. Blum (1994) first introduced the concept of soil functionality to represent the focus of both scientific and political work, thus eliminating barriers between the different approaches of soil research.

Consequently, also the EU has focussed her efforts for soil protection on the functionality principle. Following a thematic strategy for soil protection, that has been developed by experts of several countries (EC, 2002), the commission has proposed a framework directive for soil protection (EC, 2006). This document is currently under discussion.

To identify areas, where appropriate measures should be set (priority areas), certain parameters have to be monitored. To minimize the effort, existing programs should be used. In several countries, data from soil inventories or soil monitoring areas are available. Nevertheless, these concepts show certain disadvantages with respect to the directive. Apart from being relatively costly, the “area approach” seems to be limited. An extrapolation of data for characterization of an area is not possible. Furthermore, especially data from soil

monitoring areas are able only to reflect general environmental changes like immission reduction or a climatic change, but not specific changes like a change in production systems, which might be important for production areas. Furthermore, the reaction time is to be measured at least in decades (Schilling, 2001).
Therefore, a concept for a soil survey based on routine soil analysis is proposed. Effects of long and short term changes are presented on a scale of production areas.

Materials and methods

Soil samples from routine soil analysis programs run from 1991 to 2004 have been analysed for pH and "plant available" parts of P, K and Mg according to the methods described in the Austrian standards ÖNORM L 1083, L 1087 and L 1093. Data were compiled due to analysis periods (1991 – 1995, 1996 – 2000, 2001 – 2004) and production areas. Selected data are shown for the production areas of Marchfeld, Seewinkel, eastern Waldviertel and the central region of Upper Austria.

Results and discussion

Based on results of long term experiments (Dersch, 2005), fertilizer recommendation systems have been adapted and applied during a program for environmentally sound production (ÖPUL) from 1991 to 2004. In general, fertilizer recommendations for P, K and Mg are aimed to reach target values in the soil (Tab. 1) that are both profitable and do not show positive nutrient balances in order to reduce possible negative effects on the environment.

Tab. 1 Target values for optimum levels of "plant available" contents of P, K and Mg for arable land, mg · kg^{-1}

	optimum level			
	clay content (%)			**all soils**
	< 15	**15 - 25**	**> 25**	
P				47 - 111
K	88 - 178	113 - 212	138 - 245	
Mg	50 - 75	56 - 105	76 - 135	

Due to this practice, the content of plant available nutrients shifted from a high percentage of low supply to levels within or even above the optimum range (Fig. 1).

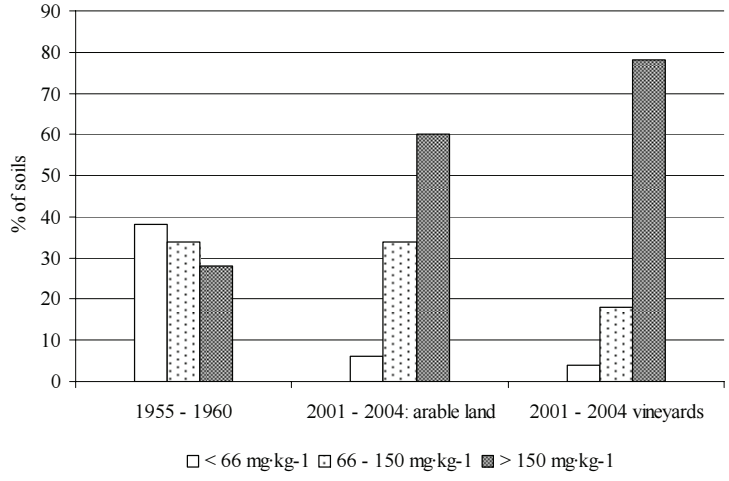


Fig. 1 Distribution of K – content in eastern Austrian soils with time

This development of nutrient levels reflects the increasing level of supply. If looking into more detail, both with respect to the time span and the production area, it can be seen that due to appropriate fertilization practice the contents of plant available P and K are declining again, diminishing the high portion of soils with nutrient surplus. As an example, the results of the areas of Marchfeld and Seewinkel are presented (Tab. 2). Although even the percentage of low supply soils is slowly increasing, no initial negative effects on the production could be stated.

Tab. 2 Nutrient supply and K/Mg ratio of soils in the Marchfeld and the Seewinkel area with time (% of total soils)

	P			**K**			**K/Mg**		
	below optimum	**within**	**above**	**below optimum**	**within**	**above**	**below optimum**	**within**	**above**
Marchfeld, arable land									
1991 - 1995	5	62	33	8	44	48	-	-	-
1996 - 2001	5	66	28	16	60	24	-	-	-
2001 - 2004	8	67	25	22	56	22	-	-	-
Seewinkel, vineyard topsoil									
1991 - 1995	3	35	62	7	50	43	33	64	3
1996 - 2001	5	39	56	10	67	33	52	48	-
2001 - 2004	15	49	36	20	64	16	63	37	-

During the last years, recommendation was focussed on P and K, sometimes neglecting Mg. In some regions, the content of plant available Mg in vineyard soils is very high, thus causing problems in connection with antagonism phenomena, especially with regard to potassium (Wunderer et al., 2003). Apart from geological reasons the high Mg level is often also due to the use of K – fertilizers with additional Mg. Despite the fact, that no recommendation for Mg fertilization was given, there was still additional supply, thus changing the K/Mg ratio significantly (Tab. 2). This fact is suspected to be partly responsible for induced potassium deficiency (Fardossi, 2000).

In the central region of upper Austria, partly contradicting effects could be stated (Tab. 3). Whereas potassium showed comparable developments, the P - supply increased. Also for pH, a significant change that could not be explained by changes in cultivation practice showed. In fact, this was due to a different basic population: whereas during the first periods random samples were analysed, the population was limited to selected farmers with a high production standard during the second period.

Tab. 3 Nutrient supply and pH of soils in the central region of Upper Austria and the eastern Waldviertel area with time (% of total soils)

	P			K			pH			
	below optimum	within	above	below optimum	within	above	< 5,5	< 6,5	< 7,2	> 7,2
Central region of Upper Austria										
1991 - 1995	30	55	15	19	51	30	10	52	30	8
2001 - 2004	27	54	19	30	55	15	0	25	54	21
Eastern Waldviertel										
1991 - 1995	16	66	18	10	55	35	36	46	15	3
1996 - 2001	13	67	20	14	59	27	37	44	16	3
2001 - 2004	15	67	18	16	57	26	52	35	23	-

As soils from the eastern Waldviertel show, pH changes can be due to agricultural practice as well. The extreme reduction of pH is due to a lack of liming, although target values for optimum pH ranges are usually under-run. This practice is a consequence of problems with potato scurf, which occurs preferably at higher pH values.

Conclusion

As the data have shown, soil routine analysis can serve as a tool for monitoring developments of soil parameters. To use this concept for surveillance issues, which might serve as a data basis for the forthcoming EU – directive, the following postulations should be met:

- Selection of representative areas according to specific agricultural practices or foreseeable developments
- Statistical concept for sampling
- Selection of farmers to provide samples constantly for a certain time period
- Choice of appropriate analysis parameters.

If these precondition can be accomplished, the "selected area monitoring – system" can be of benefit for both the producers and administration bodies in implementing the framework directive.

References

BLUM, W.E.H., 1994: Introduction on Soil Quality and Multifunctionality – Conference Proceedings, p. 66., 8 th Int. Trade Show and Conference on Environmental Technology, UTEC-ABSORGA 94, Vienna 1994.

DERSCH, G., 2005: Bodenuntersuchung und Nährstoffbilanzen als Grundlage für ein nachhaltiges Nährstoffmanagement in Marktfruchtbetrieben im Osten Österreichs. Agro Zucker und Agro Stärke 5/05, p. 34 – 42.

EUROPEAN COMMISSION, 2002: Towards a Thematic Strategy on Soil Protection, COM(2002)179.

EUROPEAN COMMISSION, 2006: proposal for a soil framework directive (COM(2006) 232).

FARDOSSI, A., 2000: Starkes Auftreten von Kaliummangel in verschiedenen Weinbauregionen Österreichs. Der Winzer, 10/2000.

ÖNORM, L., 1083, 2006: Chemische Bodenuntersuchungen - Bestimmung der Acidität (pH-Wert).

ÖNORM, L., 1087, 2006: Chemische Bodenuntersuchungen, Bestimmung von "pflanzenverfügbarem" Phosphor und Kalium nach der Calcium-Acetat-Lactat (CAL)-Methode.

ÖNORM, L., 1093, 1999: Chemische Bodenuntersuchungen - Bestimmung von CaCl2-extrahierbarem Magnesium.

SCHILLING, B., 2001: "Intensiv-Bodendauerbeobachtung": ein Beitrag für den Bodenschutz der Zukunft. In: Umsetzung der Bodenschutzgesetze und Flächenressourcen-Management/ 2. Marktredwitzer Bodenschutztage, Informations- und Diskussionsforum für Wissenschaftler und Anwender mit Tätigkeiten im "Anwendungsbezogenen Bodenschutz", 15. - 17. Oktober 2001, Marktredwitz, Bayern., p. 197 – 201.

WUNDERER, W., FARDOSSI, A., BAUMGARTEN, A., BAUER, K., 2003: Richtlinien für die sachgerechte Düngung im Weinbau. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

NEW TRENDS IN THE CONCEPT OF SOIL INFORMATION AND MONITORING SYSTEMS

NOVÉ TRENDY V KONCEPTE PÔDNYCH INFORMAČNÝCH A MONITOROVACÍCH SYSTÉMOV

György Várallyay

Research Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry (RISSAC) of the Hungarian Academy of Sciences, H-1022 Budapest, Herman Ottó Str. 15., Hungary,
e-mail: g.varallyay@rissac.hu

Abstract

The maintenance of the favourable and desirable multifunctionality of soils, sustainable soil management, nature and water conservation require permanent information on soils and soil processes. During the last seventy years a large amount of soil information has accumulated in Hungary. All available data have been organized into a soil information system (TIR) and later into the AGROTOPO database and into the Kreybig Digital Soil Information System (KDSIS). In the last years special attention has been paid to the characterization of the sensitivity/ susceptibility/vulnerability of soils to various natural and human-induced stresses (e.g. SOVEUR, EU Thematic Strategy on Soil Protection). For the systematic ("continuous" or regular) registration of the changes in soil properties three monitoring systems were established:

- Soil fertility monitoring system (AIIR) (basic soil properties of the 0-30 cm soil layer in three year cycles: 1978-1981; 1982-1985; 1986-1989).
- Microelement survey: the „total" and „soluble" content of 20 elements determined in the 0-30, 30-60, 60-90 cm soil layers. Only one cycle: 1987-1989.
- Soil Information and Monitoring System (TIM): 1200 „representative" observation points; 800 points on agricultural land, 200 points in forests and 200 points in environmentally threatened „hot spot" regions; 1-, 3 or 6-year cycle, depending on the changeability of soil properties.

The properly organized hierarchic soil databases and monitoring systems represent comprehensive scientific basis of the various level Plans of Action for sustainable land use, soil management and precision farming. They give opportunities for the spatial quantification and comprehensive analysis–modelling–evaluation of soil properties, pedotransfer functions and soil processes.

Key words: soil information system, soil monitoring, multifunctionality of soils

Abstrakt

Udržateľnosť priaznivej a žiaducej multifunkčnosti pôd, udržateľného manažmentu ochrany pôdy, prírody a vody vyžaduje permanentné informácie o pôdach a pôdnych procesoch. Počas posledných 70 rokov sa v Maďarsku nazhromaždilo veľké množstvo pôdnych informácií. Všetky dostupné informácie boli systematizované do pôdneho informačného systému (TIR) a neskôr do AGROPO databázy a do Kreybigovho digitálneho informačného systému (KDSIS). V posledných rokoch zvláštna pozornosť bola venovaná charakterizácii senzitivity/náchylnosti/zraniteľnosti pôd na rôzne prírodou a človekom zapríčinené stresy (napr. SOVEUR, EU Tematická stratégia o ochrane pôdy). Pre systematickú (súvislú alebo pravidelnú) registrácia zmien pôdnych vlastností boli založené tri monitorovacie systémy

- Monitorovací systém pôdnej úrodnosti (AIIR) (základné pôdne vlastnosti v hĺbke pôdy 0-30 cm v troch cykloch: 1978–1981; 1982–1985; 1986–1989).
- Prieskum mikroelementov: totálny a rozpustný obsah 20 prvkov zisťovaných v hĺbke pôdy 0-30, 30-60, 60–90 cm. Zatiaľ bol urobený jeden cyklus: 1987–1989.

- Pôdny informačný a Monitorovací Systém (TIM): 1200 reprezentatívnych pozorovacích bodov; 800 bodov na poľnohospodárskej krajine, 200 bodov v lese a 200 bodov v environmentálne ohrozených „hot spot" územiach. Uskutočnili sa 1-, 3 alebo 6-ročné cykly v závislosti od meniteľnosti pôdnych vlastností.

Vnútorne organizované pôdne databázy a monitorovacie systémy predstavujú rozsiahlu vedeckú bázu pre rôznoúrovňové Akčné plány pre udržateľné využívanie krajiny, obhospodarovanie pôdy a precízne hospodárstvo. Poskytujú možnosti pre priestorovú kvantifikáciu a rozsiahle analytické a modelové hodnotenie pôdnych vlastností, pre hodnotenie pedotransférnych funkcií a pôdnych procesov.

Kľúčové slová: pôdny informačný systém, pôdny monitoring, multifunkcionalita pôd

Introduction

The maintenance of the favourable and desirable **multifunctionality of soils**, rational soil management, sustainable nature and water conservation; scientifically based planning and implementation of modern site-specific precision technologies for multipurpose biomass production require (Várallyay, 2002, 2003):

- adequate information on the soil: exact, reliable, „detectable" (preferably measurable), accurate and quantitative territorial data on well-defined soil properties with the characterization of their spatial (vertical, horizontal) and temporal variability; including pedotransfer functions;
- comprehensive knowledge on the existing relationships among natural factors, land characteristics, vegetation and cultivated crops, including the partial and integral impacts of influencing factors and their mechanisms;
- application of existing simulation models for the prediction of the potential consequences of various human activities and for the selection of the most appropriate alternative measures and efficient technologies.

The priority task of up-to-date soil science is the efficient control of soil processes according to our requirements, on adequate soil information. The logical steps in this respect are shown in Figure 1. (Várallyay, 1993, 1994a).

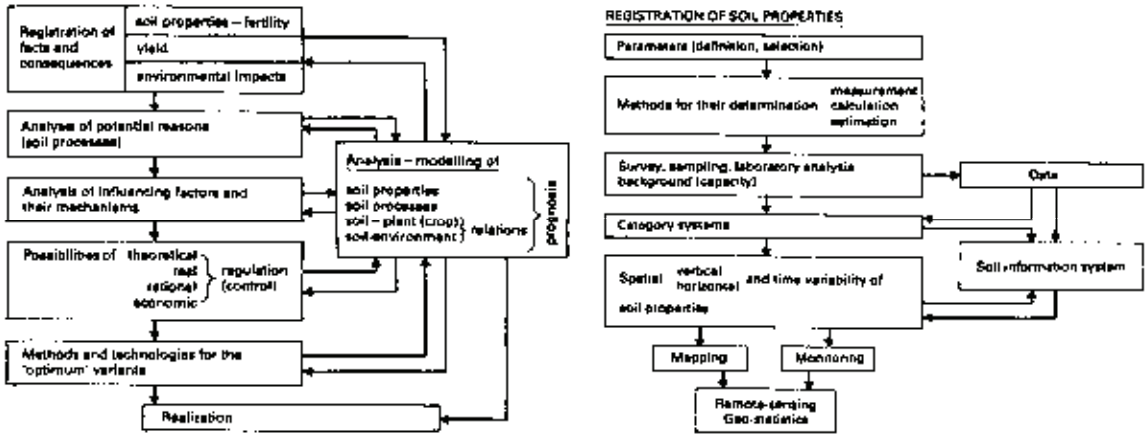


Fig. 1 Control of soil processes

The main problem in the exact characterization of soil processes (properties → functions) is to extend point (profile, horizon, and sampling site) and minute (in situ measurements, sampling time) information in space (expressing the 3D, horizontal and vertical distribution) and time (minute → any time interval: hour → day → season → year → decade). At present it is not real, but theoretically possible (with the application of new achievements of the „super

rapid" technical development) to have continuous 3D information on the main soil properties and on their changes in a certain territorial unit (agricultural field → farm→ settlement → region → country → continent → Globe) (Soil Atlas of Europe, 2005; National Atlas of Hungary, 1989; FAO, 1994; Várallyay, 2006).
Hungarian soil science (and the related earth and environmental sciences), soil survey and soil testing practices have successfully served the conservation and rational use of natural resources; the planning and organization of biomass production; control of soil degradation processes, moisture and nutrient regimes, soil and water pollution, biodiversity and landscape deterioration; providing these information for policy- and decision-makers, planners and land users on various levels (Fésűs et al., 2000; Szabó et al, 1996, 2007; Várallyay et al, 1985; Várallyay, 1989, 1993, 1994a,b, 2007) .

Soil mapping

A large amount of **soil information** is available in Hungary as a result of long-term observations, various soil survey, analyses and mapping activities on national (1:500,000), regional (1:100,000), farm (1:10,000-1:25,000) and field level (1:5,000-1:10,000) during the last 70–80 years (Várallyay, 1989, 2002, 2003, 2005).
Soil mapping started with the detailed agro-geological survey, during which maps in various scale (1:2880–1:50000) were prepared for large farming units or geographical sheets on the main, mostly visible or simply detectable, morphological, agrogeological and soil properties (Várallyay, 1989).
The history of Hungarian soil mapping can be characterized by the cyclic sequence of analysis–synthesis. The first step always is the development of a comprehensive database (indicated on maps) corresponding to the actual level of soil survey and soil *analyses.* This is necessarily and logically followed by a *synthesis:* complex evaluation and interpretation of data for new challenges and actual problems. It shows the weak points, inadequacies and missing compartments of the database, formulating the tasks of a next (higher level, more comprehensive) *analysis.* This cyclic analysis–synthesis development has been going on to the present time.
In Table 1 the most important thematic soil maps in Hungary are summarized, indicating their content, scale, author and date of preparation (Fésűs et al., 2000; Szabó et al., 1996, 1998; Várallyay, 1989, 1993, 1994a,b; Várallyay et al., 1985,1994).

Large-scale maps (Nos. 1-4 in Table 1).

(1) In the 1:25,000 scale **„Kreybig"- practical soil maps** the soil reaction, carbonate and salinity/alkalinity status are indicated by colours; physical-hydrophysical characteristics and depth of the soil by raster; the organic matter, total P_2O_5 and K_2O content, depth of the humus horizon and depth of the groundwater table by a code number; and the soil type with Roman numerals.
(2) On the 1:10,000 scale **genetic soil maps** (prepared for large farming units: state farms, collectives) the most important soil properties (soil taxonomy unit; pH and carbonate status; texture; hydrophysical properties; salinity/alkalinity status; organic matter resource; N, P and K status) are indicated on separate thematic maps (cartograms); and recommendations are summarized in additional thematic maps for rational land use and cropping pattern; soil cultivation; rational use of fertilizers; soil moisture control, including reclamation and amelioration (Szabolcs, 1966).
(3) The large-scale (1:25,000) maps on the preconditions and possibilities of **irrigation** indicate soil characteristics (with special regard to hydrophysical properties and salinity/sodicity status) and groundwater conditions (depth, fluctuation, chemistry) on 4 thematic map sheets. On this basis two additional sheets show *„the critical depth"*

(„critical regime") of the groundwater table (aiming the prevention of secondary salinization from the groundwater); and recommendations for irrigation practices and groundwater control (Szabolcs et al., 1969). These map series were prepared and are being properly used in the present and future irrigation (affected) areas.

(4) Large-scale (1:5,000, 1:10,000) maps have been prepared and used in the planning, implementation and control of various **amelioration** projects.

Tab. 1 Thematic soil maps and related databases in Hungary

	Map	Scale	Date	Prepared for	Content	Author(s)	References
1.	Practical soil maps	1:25,000	1935-1955	the whole country per topographical map sheets	m, tm, fd, ld, e	Kreybig and coll.	Várallyay, 1989
2.	Large-scale genetic soil maps	1:10,000	1960-1975	50% of the agricultural land of Hungary, per farming units	m, tm, fd, ld, e	Collective	Szabolcs, 1966
3.	Possibilities of irrigation	1:25,000	1960-1970	present and potential irrigated regions	6 them. maps, fd, ld	Collective	Szabolcs et al., 1969
4.	Large-scale maps for amelioration projects	1:5,000 1:10,000	1960-	amelioration projects (occasionally)	m, e	Collective	
5.	Soil factors determining the agro-ecological potential	1:100,000	1978-1980	the whole country per topographical map sheets	m (with an 8-digit code), c	Várallyay, G., Szücs, L., Murányi, A., Rajkai, K., Zilahy, P.	Várallyay et al., 1985
6.	Agro-topographical map	1:100,000	1987-1988	the whole country per topographical map sheets	m (with a 10-digit code), c	Várallyay, G., Molnár, S., Szücs, L.	Várallyay & Molnár, 1989
7.	Hydrophysical properties of soils	1:100,000	1978-1980	the whole country per topographical map sheets	m, c	Várallyay, G., Szücs, L., Rajkai, K., Zilahy, P.	Várallyay et al., 1985
8.	Status of soil erosion	1:75,000	1964	agricultural lands of hilly regions of Hungary	m	Stefanovits, P.	
9.	Genetic soil map	1:500,000	1976	The whole country	m,e	Stefanovits, P., Szücs, L.	Stefanovits, Szücs, 1961
10.	Limiting factors of soil fertility	1:500,000	1976	the whole country	m	Szabolcs I., Várallyay, G.	Szabolcs & Várallyay, 1989
11.	Main types of moisture regime	1:500,000	1983	the whole country	m, c	Várallyay, G., Zilahy, P., Murányi, A.	Várallyay, 1985
12.	Main types of substance regime	1:500,000	1983	the whole country	m, c	Várallyay, G., Szücs, L., Molnár, E.	Várallyay, 1985
13.	Soil erosion	1:500,000	1960–1964	the whole country	m, tm, e	Stefanovits, P., Duck, T.	Stefanovits, 1964
14.	Salt affected soils	1:500,000	1970-1974	the whole country	m, e	Szabolcs, I., Várallyay, G., Mélyvölgyi, J.	Szabolcs, 1974
15.	Susceptibility of soils to acidification	1:100,000 1:500,000	1985-1988	the whole country	m, c	Várallyay, G. Rédly, M. Murányi, A.	Várallyay et al., 1993
16.	Susceptibility of soils to physical degradation	1:500,000	1985-1988	the whole country	m, c	Várallyay, G., Leszták, M.	Várallyay, Leszták, 1990

Remarks: m: soil map; tm: thematic map; fd: field description; ld: laboratory data; e: explanatory booklet; c: computer storage

Large-scale soil maps (and related databases) will have a „renaissance", a new re-invention trend in the near future as the new land ownership structure; the diverse, market-oriented, environment-friendly multipurpose biomass production; and the modern, site-specific precision farming technologies require precise, exact and up-to-date information on soils and ecosystems.

Medium-scale maps (Nos. 5–8 in Table 1)
In 1978 a national programme was initiated by the Hungarian Academy of Sciences for the „Assessment of the **agro-ecological potential** of Hungary" (Láng et al., 1983). In this programme a map in 1:100,000 scale was prepared in RISSAC on the soil factors determining the agro-ecological potential (Várallyay et al., 1985). On the map 7 soil factors (soil type; parent material; soil reaction and carbonate status; soil texture; hydrophysical properties; organic matter resources; depth of the soil) were indicated with an 8-digit code number.
Later the map was completed with two additional soil characteristics (clay mineral associations and „soil productivity index") and the contours of the distinguished soil mosaics were printed on the 1:100,000 scale topographical map. The map was digitized and organized into a GIS-based AGROTOPO database (Szabó et al., 1996, 1998, 2007; Várallyay, 1985a). The database is open for further information: results of new measurements; calculated or derived data as a result of pedotransfer function analyses or modelling activities. Good examples in this respect are the hydrophysical-hydrodynamical database (Várallyay, 1985b); the scientific bases of a new soil (land) evaluation system; and the assessment of environmental sensitivity of soils against various stresses (Pásztor et al., 1997, 1998).
As examples the simplified version of the 1:100,000 scale map on **soil hydrophysical properties** is shown in Figure 2.

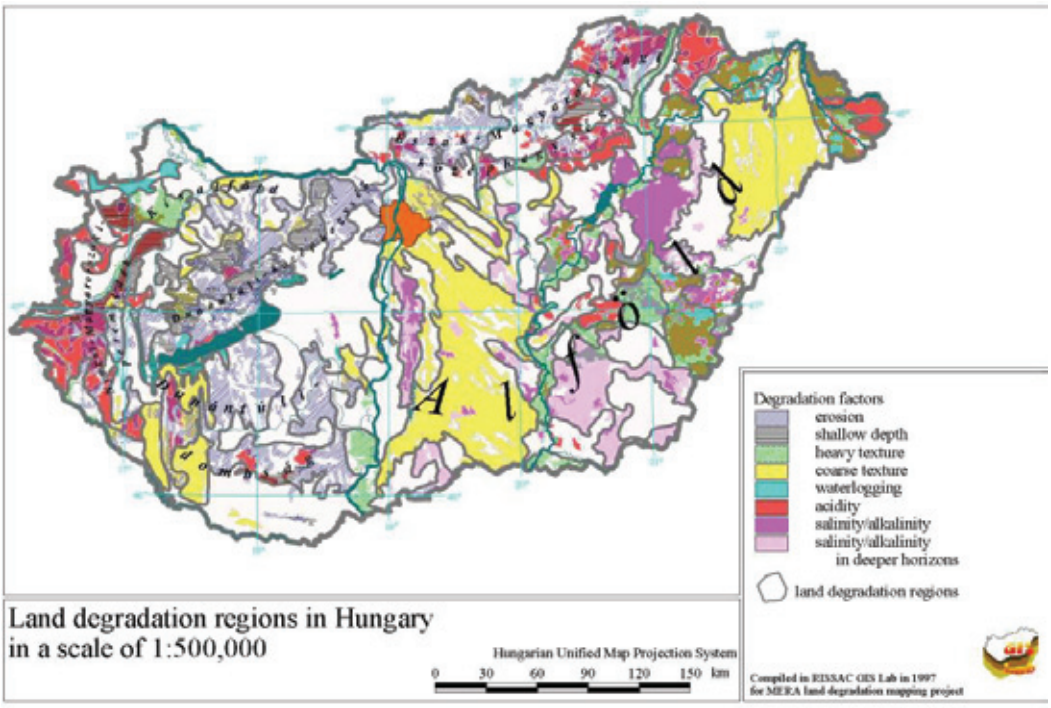


Fig. 2 Categories of the hydrophysical properties of Hungarian soils

Small scale maps (Nos. 9–16 in Table 1).
- 1:500,000 scale **genetic soil map** (Stefanovits & Szücs, 1961).
- 1:500,000 scale **thematic soil maps** (Nos. 10–14 in Table 1) for Hungary:

- soil erosion (Stefanovits, 1964);
- salt affected soils;
- limiting factors of soil fertility and soil degradation processes (Szabolcs & Várallyay, 1978; Pásztor et al., 1998; Szabó et al., 1998) (Figure 3)
- main types of moisture regime (Várallyay, 1985b);
- main types of substance regime (Várallyay, 1985b);

– 1:1M–1:5M scale soil maps for various **international programmes** (Várallyay, 1989, 1994a, 1993):
- 1:5M FAO/UNESCO World Soil Map;
- 1:1M Soil Map of Europe.
- 1:5M World Map of Salt-affected Soils;
- 1:5M GLASOD Map (GLobal ASsessment of SOil Degradation);
- 1:500,000 and 1:1M SOil and TERrain digital database (SOTER, HUNSOTER) (Pásztor et al., 1997; Szabó et al., 1996; Várallyay et al., 1994);
- 1:1M Soil Atlas of Europe.

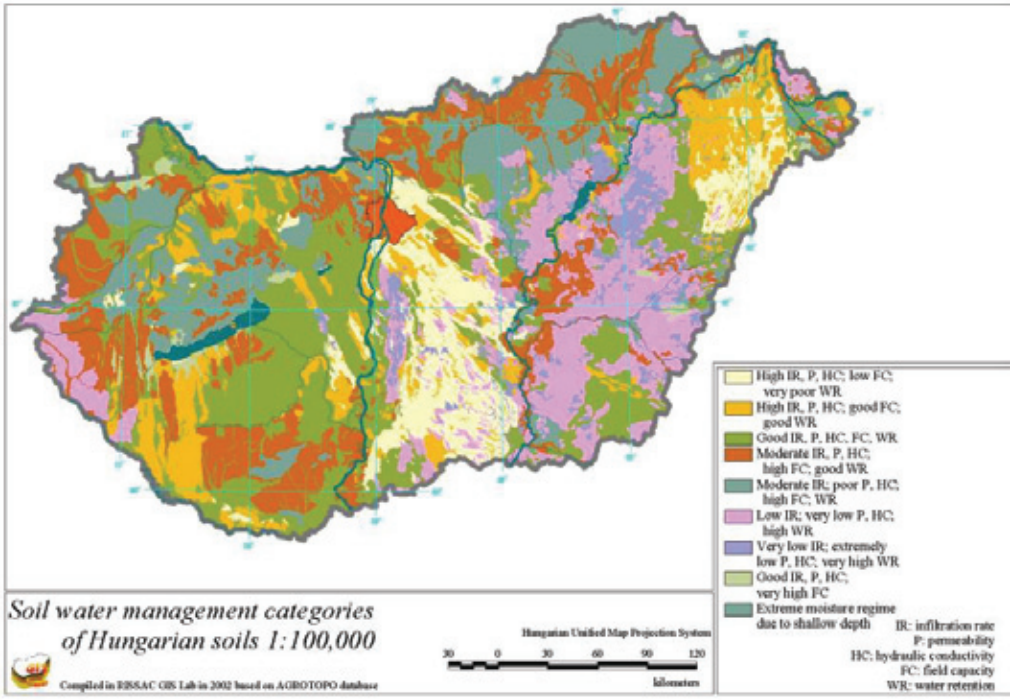


Fig. 3 Limiting factors of soil fertility and soil degradation processes

Soil sensitivity/susceptibility/vulnerability maps

In recent years special attention has been paid to the characterization of soils from the viewpoint of their sensitivity/susceptibility/vulnerability to various natural and human-induced stresses (Várallyay et al., 1993, 2000; Pásztor et al., 1996, 1997, 1998).

In Hungary **soil susceptibility maps** have been prepared for:
- water and wind erosion;
- acidification (Várallyay et al., 1993);
- salinization/alkalization/sodification (Szabolcs et al., 1969);
- physical degradation (such as structure destruction, compaction and surface sealing) (Várallyay & Leszták, 1990);
- vulnerability of soils against various pollutants (e.g. hazard of nitrate leaching etc.).

Within the frame of a multilateral internal cooperation of 13 Central and Eastern European countries a 1:2.5M database was established on the present state of soil pollution and on the SOil Vulnerability of EURope (**SOVEUR**) to comb at various stresses (soil degradation, soil pollution) in 1998–2000 (Várallyay et al., 2000). In the Soil Atlas of Europe (2005) a special chapter dealt with the eight main threats to European soils (erosion, organic matter and biodiversity decline, contamination, sealing, salinization/sodification, compaction, floods and landslides) prioritized in the **EU Thematic Strategy on Soil Protection.**

Soil information and monitoring systems

The main goal of soil monitoring systems is to provide **continuous** (or at least regular) **information** on soils, and on their changes under the influence of natural and human-induced stresses; give opportunity to provide a **prognosis** on the potential impacts of the various climatic scenarios, land use alternatives and other human activities; help the decision-making process on various level. In Hungary different soil information and monitoring systems have been developed during the last 50 years.

(a) Soil fertility monitoring system

The **soil fertility monitoring system** (AIIR) has been established to provide a soil and agronomy database for rational soil management and plant nutrition. In the system the most changeable soil characteristics (pH, $CaCO_3$ and organic matter content; saturation percentage (SP); total salt content; total and mobile N content; available P, K and Ca content; soluble Mg, S, Cu, Zn, Mn content) have been measured in the topsoil (0–30 cm soil layer or the ploughed horizon; later in the 30–60 cm layer as well) of about 100,000 agricultural fields covering nearly 5 million hectares (the total agricultural area of the 93 thousand km² of Hungary is about 6.5 million hectares) in 3-year cycles.

The programme started in 1978 (I: 1978–1981; II. 1982–1985; III: 1986-1989) and stopped before completing the third phase. The data were computer-stored by agricultural field (their average size was about 50 ha at that time), without inner boundaries of the maximum 12 ha sampling sites, where „average samples" (composed from 30–30 subsamples) were collected in two replicates for laboratory analysis (Várallyay, 1994b).

(b) Microelement survey

In this system – in addition to the above mentioned basic soil parameters – the „total" (interpreted as a potential „pool") and „soluble" (interpreted as mobile and plant available) content of 20 elements were determined in the 0–30, 30–60, 60–90 cm soil layers of 6,000 soil profiles, representing nearly 5 million hectares of agricultural fields. Element contents were determined in 5 various extractants: 0.1 *N* HNO_3, 0.02 *N* $CaCl_2$, ammonium lactate–EDTA, $(NH_4)_2SO_4$ and LAKERV. On the basis of the analytical data 1:2M scale thematic maps were prepared for Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb. The planned cycle was 3 years, but the programme stopped after the first cycle (1987–1988) because of financial limitations (Fésüs et al., 2000; Várallyay, 1994a).

(c) Soil Information System (TIR)

The Soil Information System (HunSIS = TIR) (Csillag et al., 1998; Kummert et al., 1989; Várallyay, 1993) consists of – in addition to the basic topographic information – point information on the characteristics of soil profiles and their different layers or diagnostic horizons; territorial information (1:25,000 scale thematic maps) on the most important soil and land characteristics; as well as validated models on pedotransfer functions, soil processes and soil–plant–environment relationships. The system was prepared in RISSAC for Pest County (one of the 19 administrative regions of Hungary, covering about 6500 km²).

(d) Agro-topographical database

Digitized data (AGROTOPO) of the agro-topographical maps at scale 1:100,000 (Table 1, No. 6) organized into GIS.

(e) Soil Information and Monitoring System (TIM)

The Soil Information and Monitoring System (TIM) is an independent subsystem of the Integrated Environmental Information and Monitoring System (KIM) which is under elaboration (Várallyay, 1994a, TIM, 1995).

Based on physiographical–soil–ecological units 1200 „representative" observation points were selected (and exactly defined by geographical coordinates using GPS by local experts).

Tab. 2 Soil characteristics determined in the basic observation points of TIM

Soil characteristics	at start t_o	yearly	3 yearly	6 yearly	Remarks
Morphological description of the soil profile	+				
Particle-size distribution	+				
Texture (SP)	+				
Hygroscopic moisture content (hy_1)	+				
Total water storage capacity (WC_T –pF_0)	+				on non-disturbed soil cores
Field capacity (FC– pF 2.5)	+				
Wilting percentage (WP – pF 4.2)	+				
Available moisture range (AMR = FC–WP)	+				
Saturated hydraulic conductivity	+				
$CaCO_3$ content if > 5 %	+			+	
$CaCO_3$ content if 1 - 5 %	+		+		
$CaCO_3$ content if < 1 %	+	+			
pH(H_2O) if $CaCO_3$ > 1 %	+		+		
pH(H_2O) if $CaCO_3$ < 1 %	+	+			
pH(KCl) if $CaCO_3$ > 1 %	+		+		
pH(KCl) if $CaCO_3$ < 1 %	+	+			
Hydr. acidity (y_1) if $CaCO_3$% = 0	+	+			
Exch. acidity (y_2) if $CaCO_3$ % = 0	+	+			
Total water-soluble salts (in salt-affected soils (sas))	+	+			
1:5 water extract analysis [pH, EC; CO_3^{2-}, HCO_3^-, Cl^-, SO_4^{2-}, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^+, K^+] (in sas)	+			+	
Phenolphthalein alkalinity(in sas)	+		+		
Depth of the humus horizon	+			+	profile
Organic matter content	+	+			
CEC (cation exchange capacity)	+			+	
Exchangeable cations (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^+, K^{2+})	+			+	
Total N	+		+		
NO_3-NO_2	+	+			
"Available" plant nutrients [P, K, Ca, Mg; NO_2-NO_3; Fe, Cu, Zn, S, Mn]	+		+		
Potentially toxic elements [Al, As, B, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Se, Sn, Sr, Zn]	+		+		
Potentially toxic elements "total"	+				
Potentially toxic elements "mobile"	+		+		
Cellulose-test	+		+		as indicators of soil "bio-logical" activity
Dehydrogenase activity	+		+		
CO_2 production	+		+		
Natural radioactivity	+		+		
"Average depth" to the groundwater table	+	+			
Chemical composition of the groundwater [pH, EC, CO_3^{2-}, HCO_3^-, Cl^-, SO_4^{2-}, NO_3^-, PO_4^{3-}, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^+, K^+] [micronutrients] [micro-pollutants]	+	+			

800 points on agricultural land, 200 points in forests and 200 points in environmentally threatened „hot spot" regions [representing 12 different types of environmental hazards or particularly sensitive areas, such as: degraded soils; ameliorated soils; drinking water supply areas; watersheds of important lakes and reservoirs; protected areas with particularly sensitive ecosystems; „hot spots" of industrial, agricultural, urban and transport pollution and waste water disposal; military fields.
The sampling date is September 15-October 15 each year. The first sampling was in 1992. In the monitoring system some soil parameters are measured every year, some others every 3 years or every 6 years – depending on their changeability (Table 2).
The hardware-software configuration of the system

- guarantees the compatibility of TIM with other subsystems of KIM;
- establishes potential conversation connections to similar international systems for the joint regional, continental and global actions of the sustainable use of natural resources;
- gives opportunities for the development of various environment-related user-friendly expert systems for various scientific applications and for public users.

(f) Kreybig Digital Soil Information System (DKSIS) (Tóth et al., 2007; Szabó et al., 2007)
KDSIS is the updated digital version of the 1:25,000 scale Kreybig soil maps (No. 1 in Table1) using DSM (Digital Soil Mapping) techniques, in situ measurements, sampling and laboratory analyses. The application of multi-temporal spatial soil information with an appropriate relational database management system (RDBMS) and GIS environment makes DKSIS a spatial-temporal soil information system, which can be efficiently used for various practical purposes.

New trends in the concept of soil information and monitoring systems and their multipurpose applicability

Properly organized hierarchic **soil databases** (from field level to Global scale) represent an exact, comprehensive scientific basis of the various Plan of Actions for sustainable land use and soil management on each level of the decision-making process.
What are the new challenges and the new possibilities?

New challenges (requirements)	New possibilities (tools)
▪ multipurpose agricultural production; ▪ integrated rural development; ▪ increasing environmental hazards and needs for environment protection; ▪ increasing quality requirements (food, environment, technical operations) and awareness for human health and for the contamination of the food chain; ▪ wider spectra of data requirements formulated by the society: more; more precise and exact; easily measurable and simply interpretable soil information; ▪ increasing input costs vs. lower output prices, consequently economy of site-specific precision technologies.	▪ quick technical development offering new tools for database development and remote sensing; informatics (computerized data handling and graphics, digital technology); modern and automated analytics; GIS; GPS; laser technology etc. ▪ wider spectra of in situ (or even in vivo) measurements and telemetrization; ▪ revolutionary development in telecommunication; ▪ increasing scientific level of potential users, readiness for data adaptation.

Some main fields of applicability (Fésűs et al., 2000; Pásztor et al., 1997, 1998; Szabó et al., 1996; Várallyay, 1994a,b, 2002, 2003, 2005)

- Characterization and spatial quantification of the soil cover and the soil-related environmental factors.
- Assessment, evaluation and forecast of their temporal changes.
- Analysis of soil processes (soil degradation processes; soil moisture regime; biogeochemical cycles of elements, primarily plant nutrients and potentially harmful pollutants) for their efficient control.
- Soil fertility rating and soil productivity assessment for various crops.
- Rational plant nutrition.
- Optimization, regionalization (zonation) of land use (including non-agricultural land use) and cropping pattern.
- „Objective" land (soil and terrain, „land-site") evaluation, taking into consideration the multifuncionality of soils (media for biomass production; storage, buffering, filtering and detoxication function; habitat of biota);
- Characterization of the vulnerability of terrain and susceptibility of soils to various natural and anthropogenic impacts and environmental hazards (water and wind erosion; acidification; salinization-alkalization; soil structure destruction, compaction; biological degradation; unfavourable changes in moisture and nutrient regimes; soil pollution; contamination of surface and subsurface water resources; landscape deterioration).
- „Inventory" of environmental „hot spots" (environmentally sensitive, valuable, protected ecosystems and their land-sites; highly polluted areas with susceptible soils; etc.); risk assessment of environmental hazards; impact analysis of various human activities;
- Elaboration of regional and national strategies (concepts, main directives, general guidelines) for rural development, sustainable biomass production and rational environment protection; efficient (effective, easily adaptable, widely applicable, transferable) technologies for rational land use, agricultural water management, agro-technics, amelioration and remediation (including site-specific precision farming and soil-related waste management);
- Development and formulation of economically viable, socially acceptable and environmentally sound land use policy and legislation measures.

Conclusion

In a modern information society the development of dynamic **soil information and monitoring systems** give opportunity for the better understanding of abiotic and biotic transport and transformation processes in the atmosphere-hydrosphere-pedosphere-biosphere continuum; as well as for the prediction of future changes as a consequence of global natural processes or human activities, giving a comprehensive scientific basis for their efficient control.

References

CSILLAG, F. et al., 1988: Hungarian soil information system (TIR): A thematic geographical information system for soil analysis and mapping. Bulletin of the Hungarian National Commission for CODATA. No. 5. 1–13.

FAO, 1994. International Workshop on Harmonization of Soil Conservation Monitoring Systems. FAO–FAO/ECE–RISSAC. Budapest.

FÉSŰS, I., KELE, G. & VÁRALLYAY, GY., 2000: Soil databases and their use in Hungary. In: The European Soil Information System. World Soil Resources Reports. No. 91. 87–96. ESB-FAO. Rome.

KUMMERT, Á. et al., 1989: A geographical information system for soil analysis and mapping: HunSIS (Concepts and functionality). Agrokémia és Talajtan. 38. 822–835.
LÁNG, I., CSETE, L. & HARNOS, ZS., 1983: The Agro-ecological Potential of Hungarian Agriculture in 2000. (In Hungarian) Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
The National Atlas of Hungary, 1989. Akadémiai Kiadó. Budapest.
PÁSZTOR, L., SZABÓ, J. & VÁRALLYAY, GY., 1996: Digging deep for global and terrain data. GIS Europe. 5. (8) 32–34.
PÁSZTOR, L., SUBA, Z., SZABÓ, J. & VÁRALLYAY, GY., 1998: Land degradation mapping in Hungary. Proc. MARS-MERA 1994–1996. Results Conf. (Bratislava, 10–11 Dec. 1996) EC Joint Res. Centre. 43–54.
PÁSZTOR, L., SZABÓ, J., NÉMETH, T. & VÁRALLYAY, GY., 1997: Case study for regional scale soil susceptibility mapping in Hungary. Application of the Hungarian Soil and Terrain Digital Database (HunSOTER). In: Filep, Gy. (Ed.): Land Use and Soil Management. 304–310. Agric. University, Debrecen.
PÁSZTOR, L., SZABÓ, J., VÁRALLYAY, GY. & MICHÉLI, E., 1998: HUNSOTER, as a tool for evaluating soil vulnerability in Hungary. In: A. Rodriguez et al. (Eds.): The Soil as a Strategic Resource: Degradation Processes and Conservation Measures. 263–274. Geoforma Ediciones, Logrono.
Soil Atlas of Europe, 2005: European Soil Bureau Network European Commission. Office for the Official Publication of the EC. Luxembourg. 128 p.
STEFANOVITS, P. & SZÜCS, L., 1961: Genetic Soil Map of Hungary. (In Hungarian) OMMI Genetikus Talajtérképek. Ser. 1. No. 1. Budapest.
SZABÓ, J., VÁRALLYAY, GY. & PÁSZTOR, L., 1996: HUNSOTER – a digital database for monitoring changes in soil properties in Hungary. Proc. 2nd Int. Conf. on Soil Monitoring in the Czech Republic, Brno. 150–156.
SZABÓ, J., PÁSZTOR, L., SUBA, ZS., VÁRALLYAY, GY., 1998: Integration of remote sensing and GIS techniques in land degradation mapping. Agrokémia és Talajtan. 47. 63–75.
SZABOLCS, I. (Ed.), 1966. Large-scale Genetic Soil Mapping. (In Hungarian) OMMI Genetikus Talajtérképek. Ser. 1. No. 9. Budapest.
SZABOLCS, I. & VÁRALLYAY, GY., 1978: Limiting factors of soil fertility in Hungary. Földrajzi Közlemények. 28. 353–356.
SZABOLCS, I., DARAB, K. & VÁRALLYAY, GY., 1969: Methods for the prognosis of salinization and alkalization due to irrigation in the Hungarian Plain. Agrokémia és Talajtan. 18. Suppl. 351–376.
TIM, 1995: Soil Conservation and Monitoring System. Vol. 1. (In Hungarian) Ministry of Agriculture. Budapest.
TÓTH, T., PÁSZTOR, L., VÁRALLYAY, GY. & TÓTH, G., 2007: Overview of soil information and soil protection policies in Hungary. In: Status and Pospect of Soil Information in South Eastern Europe. (Eds.: Hengl, T. et al.) VIII. 77–86. EC. JRC. Ispra.
VÁRALLYAY, GY., 1985: The agrotopographical map of Hungary (1:100,000 scale) (In Hungarian) Agrokémia és Talajtan 34. 243–248.
VÁRALLYAY, GY., 1985. Moisture and substance regimes of Hungarian soils (In Hungarian) Agrokémia és Talajtan, 34. 267–298.
VÁRALLYAY, GY., 1989: Soil mapping in Hungary. Agrokémia és Talajtan. 38. 696-714.
VÁRALLYAY, Gy., 1993: Soil data bases for sustainable land use – Hungarian case study. In: Soil Resilience and Sustainable Land Use (Eds.: Greenland, D. J. & Szabolcs, I.) 469-495. CAB International. Wallingford.
VÁRALLYAY, Gy., 1994a: Soil data-bases, soil mapping, soil information- and soil monitoring system in Hungary. In: FAO/ECE Intern. Workshop on Harmonization of Soil Conservation Monitoring Systems (Budapest, 14-17 September 1993). 107-124. FAO-FAO/ECE-RISSAC, Budapest.
VÁRALLYAY, Gy., 1994b: Soil data-base for long-term field experiments and sustainable land use. Agrokémia és Talajtan. 43. 269-290.
VÁRALLYAY, Gy., 2000: Soil degradation processes in Hungary: assessment, risk analysis, forecast and prevention. In: Proc. Conf. “Soils in Central European Countries, New Independent

States, Central Asian Countries and in Mongolia" "Present situation and future prospects". 86–99. C. L. Mayer Foundation ESB, Prague.
VÁRALLYAY, Gy., 2003: Soil survey and soil monitoring in Hungary. In: Contributions, Danube Countries Working Community, Bratislava, 2002. 21–32. Soil Science and Conservation Research Institute, Bratislava.
VÁRALLYAY, Gy., 2005: Soil survey and soil monitoring in Hungary. In: Soil Resources of Europe. (Eds.: R. J. A. Jones, Housková, B., Bullock, P., Montanarella, L.) 169–179. ESB Research Report No. 9. (2nd ed.). JRC, Ispra.
VÁRALLYAY, Gy., 2006: Ideas on the future of soil science. In: The Future of Soil Science. (Ed.: Hartemink, A. E.). 145–146. IUSS. Wageningen.
VÁRALLYAY, GY. & LESZTÁK, M., 1990: Susceptibility of soils to physical degradation in Hungary. Soil Technology. 3. 289–298.
VÁRALLYAY, GY., RÉDLY, M., MURÁNYI, A. & SZABÓ, J., 1993: Map of the susceptibility of soils to acidification in Hungary. Agrokémia és Talajtan. 42. 35–42.
VÁRALLYAY, GY., SZABÓ, J., PÁSZTOR, L. & MICHÉLI E., 1994: SOTER (Soil and Terrain Digital Database) 1:500 000 and its application in Hungary. Agrokémia és Talajtan. 43. 87–108.
VÁRALLYAY, GY., SZÜCS, L., ZILAHY, P., RAJKAI, K. & MURÁNYI, A., 1985: Soil factors determining the agro-ecological potential of Hungary. Agrokémia és Talajtan. 34. Suppl. 90–94.

EUROPEAN SOIL DATA CENTER (ESDAC) AND THE EU THEMATIC STRATEGY FOR SOIL PROTECTION

EURÓPSKE CENTRUM PÔDNYCH DÁT (ESDAC) A TEMATICKÁ STRATÉGIA EURÓPSKEJ ÚNIE NA OCHRANU PÔDY

Beata Houšková, Luca Montanarella, Marc van Liedekerke

European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability. 21020 Ispra (VA) Italy, e-mail: beata.houskova@jrc.it

Abstract

In present time soil should be considered as integral part of the environment. To think about soil as the mean for agricultural production and civil engineering or even dumping side for the wastes, is not possible any more. The protection of air and water has much longer tradition than protection of soil. Only during the last 2-3 years the coherent approach to soil protection was introduced in the political agenda in Europe and became one of the thematic strategies to be developed within the European Community's 6th Environment Action Programme. Preservation of all soil functions and their natural behaviour must be the key in soil protection efforts. In September 2006, the European Commission adopted a comprehensive EU strategy, specifically dedicated to soil protection. It consists of a Communication from the Commission to the other European Institutions, a proposal for a framework Directive (a European law), and an Impact Assessment. From this, it is clear that the collection of various types of soil related policy-relevant data at European level is an issue of importance. European Soil Data Centre (ESDAC) was created to fulfil these data needs. The main contributor of soil data to the ESDAC will be European Soil Bureau Network (ESBN).

Key words: soil as a part of environment, soil protection at European level, thematic strategy, ESDAC

Abstrakt

Pôda sa v súčasnosti musí považovať za integrálnu súčasť životného prostredia. Uvažovať o pôde ako o výrobnom prostriedku pre poľnohospodárstvo, alebo stavebné inžinierstvo, či dokonca ako o skládke odpadov už ďalej nie je prípustné. Ochrana vzduchu či vody má oveľa dlhšiu tradíciu ako ochrana pôdy. Len počas posledných dvoch, troch rokov vznikol ucelený program na ochranu pôdy v rámci Európskej únie na politickej úrovni čo sa prejavilo v nutnosti vytvorenia tematickej stratégie. Táto stratégia sa stala súčasťou šiesteho environmentálneho akčného programu. Zachovanie všetkých pôdnych funkcií je kľúčovým bodom všetkých ochranárskych snažení. Európska komisia prijala ucelenú stratégiu zameranú na ochranu pôdy v septembri roku 2006. Táto stratégia pozostáva z Oznámenia Európskej komisie adresovaného ďalším inštitúciám Európskej únie, z Návrhu rámcovej direktívy, ktorá predstavuje európske právo a z Hodnotenia vplyvov. Z daného vyplýva nutnosť získavania pôdnych údajov, ktoré sú relevantné pri tvorbe legislatívy. Pre uvedené účely bolo vytvorené Európske centrum pre pôdne dáta (ESDAC). Európske pôdne byro (ESBN) je a aj naďalej bude hlavným dodávateľom pôdnych údajov pre ESDAC.

Kľúčové slová: pôda ako súčasť životného prostredia, ochrana pôdy na európskej úrovni, tematická stratégia, ESDAC

Introduction

Protection of the environment is one of the priorities of the policies implemented by the European Union. This protection is addressed for single components of environment, like water, air, soil… but finally it must result in a comprehensive environmental protection strategy. This goal will be realised through various EU environmental strategies and is a result of the 6th Environmental Action Programme. Reasons for the protection of the environment on EU level are several. Environmental issues have international dimensions and trans-boundary impact. Degradation of one component of environment contributes to the degradation of the other components. In case of soil, also food safety plays an important role. After that air and water have been targeted by specific strategies, it is time to address soil protection at European level via a specific Soil Thematic Strategy. The EU Thematic Strategy for Soil Protection has been outlined in three distinctive documents. They are:

1. A *Communication* – from the EC (European Commission) to the Council, the European Parliament, the European economic and social committee and the Committee of Regions,
2. A *Directive* – of the European parliament and the Council, and
3. An *Impact assessment*.

Several steps preceded the adoption of Soil Thematic Strategy by the European Commission. In December 1998 the European Soil Forum of EU member states and candidate countries together with Norway and Switzerland raised the need to investigate the status of European soils and soil conservation. Soil protection and prevention of further degradation was included into Sixth Community Environmental Action Programme and called for the development of a Thematic Strategy on Soil Protection. In April 2002 European Commission adopted a Communication "Towards a Thematic Strategy for Soil Protection" with eight main soil threats identified for further action: erosion, decline in soil organic matter, contamination, salinisation, soil sealing, landslides, compaction and loss of soil biodiversity.

With the participation of the ESBN (European Soil Bureau Network) specific working groups for the assessment of every of the main threats were established. In April and May 2004 the final reports of these assessments have been published and started to serve for further steps in strategy development. As the European Union policy making process is open for the public, open stakeholders consultation was organised over the internet. It consisted in a questionnaire with questions oriented on general soil information and soil threats as well. Meanwhile the ESBN elaborated the report "Common Criteria for Risk Area Identification according to Soil Threats". It was finally published in 2006. The Soil Thematic Strategy for Soil Protection was adopted by the European Commission on 22nd of September 2006.

With an internal decision of the European Commission, the ESDAC (European Soil Data Centre) was established as on of the environmental centres dealing with collection and maintenance of environmental data. In case of ESDAC they are soil and soil related data. Environmental data centres have been established to facilitate environmental reporting for Member States and relevant EU bodies, like EEA, EUROSTAT, etc…. Direct user of such data is DG Environment of the European Commission. Contributors to data centres are national and regional data providers. In case of ESDAC the important role in this case plays the ESBN.

Material and Methods

Creation and maintenance of data in ESDAC should follow certain rules. These rules are derived from the requirements of the main customer: DG Environment. Data collection must be

organized in an efficient way and the necessary quality assurance must be performed accordingly. An important part of the database are rules for the metadata creation, which follow standards created within the INSPIRE directive.

Data supplied by data providers can be very different in formats, quality and standards. Therefore, in to be able to compare the data, common principles have to be adopted. Data in ESDAC are spatial and raster or point data. For spatial data the INSPIRE principles have been adopted. These principles are valid for all spatial data on European level and include:

- Data should be collected once and maintained at the level where this can be done most effectively;
- It should be possible to combine seamlessly spatial data from different sources and share it between many users and applications;
- Spatial data should be collected at one level of government and shared between all levels;
- Spatial data needed for good governance should be available on conditions that are not restricting its extensive use;
- It should be easy to discover which spatial data is available, to evaluate its fitness for purpose and to know which conditions apply for its use.

For metadata the ISO 19115:2003 [6] should be followed in case of spatial data. It is important to define the mandatory and conditional metadata. The principles which have to be taken into consideration are as follows:

- mandatory and conditional metadata sections, metadata entities, and metadata elements;
- the minimum set of metadata required to serve the full range of metadata applications (data discovery, determining data fitness for use, data access, data transfer, and use of digital data);
- optional metadata elements - to allow for a more extensive standard description of geographic data, if required;
- a method for extending metadata to fit specialized needs.

In case of non spatial data (raster, point) the Dublin core principles are actual (http://dublincore.org/dcregistry):

- **Simple Dublin core**

1. Title
2. Creator
3. Subject
4. Description
5. Publisher
6. Contributor
7. Date
8. Type
9. Format
10. Identifier
11. Source
12. Language
13. Relation
14. Coverage
15. Rights

- **Qualified Dublin core**

Subsequent to the specification of the original 15 elements; uses controlled and general vocabulary

1. Collection
2. Dataset
3. Event
4. Image
5. Interactive Resource
6. Moving Image
7. Physical Object
8. Service
9. Software
10. Sound
11. Still Image
12. Text

In case of Soil Framework Directive the European Union political principles should be followed. They are three steps of European Strategies: communication, directive and impact assessment (see citation of official documents). Four main pillars of EU Soil Policy must be reflected in the Strategy as well:

1. **Framework legislation** with protection and sustainable use of soil as its principal aim;
2. **Integration** of soil protection in the formulation and implementation of national and Community policies;
3. **Research** supported by Community and national research programmes;
4. **Public awareness** of the need to protect soil.

Results and Discussion

The legislative proposal by the European Commission consists of three elements:

1. COMMUNICATION **COM(2006) 231** on the Thematic Strategy for Soil Protection
2. DIRECTIVE **COM(2006) 232** establishing a framework for the protection of soil and amending Directive 2004/35/EC
3. IMPACT ASSESSMENT **SEC(2006) 620** of the Thematic Strategy for Soil Protection

For the purposes of the Soil Thematic Strategy soil is defined as the top layer of the earth's crust situated between the bedrock and the surface, **excluding groundwater**. Groundwater is part of another strategy – EU Water Framework Directive (2000/60/EC). In the Soil Thematic Strategy the **soil functions** have to be protected. List of the protected functions is not definite and can be completed. Soil functions to be protected are:

1. Biomass production, including in agriculture and forestry;
2. Storing, filtering and transforming nutrients, substances and water;
3. Biodiversity pool, such as habitats, species and genes;
4. Physical and cultural environment for humans and human activities;
5. Source of raw materials;
6. Acting as carbon pool;
7. Archive of geological and archaeological heritage….

After discussions among soil related specialists and environmentalists there have been identified five major soil threats for risk area identification:

1. Erosion
2. Organic matter decline
3. Salinisation
4. Compaction
5. Landslides

For identification of these major soil threats in Europe serve so called common criteria: **identification** of factors/hazards related to the threat („external" factors), **characterization** of the receptor relevant to the threat („internal" soil factors) and **performance specification**, model selection (with data requirements). Every threat has its own criteria of assessment which have to be fulfilled but in general the DPSIR (**D**riving force, **P**ressure, **S**tate, **I**mpact and **R**esponse, see Figure1) concept in case of environment should be followed for risk identification The assessment of **risk** requires a multi-step approach, starting from the identification and description of the hazard, towards a so-called exposure assessment and risk characterization (Eckelmann et al. 2006).

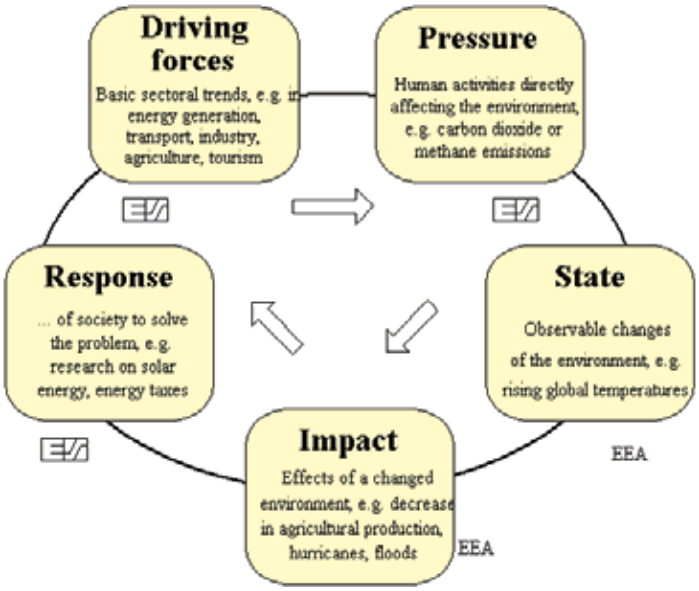


Fig. 1 DPSIR concept for environmental protection

Apart of threat-specific criteria for assessment they are also common criteria which have to be followed in threats identification:

Tab. 1 Common criteria for main soil threats identification

Activity	Rationale
1. Definition of threat	Definition of the type of threat; description of the protection concept
2. Identification of factors/hazards related to threat	Identification of the relevant drivers/factors: environmental or human-induced factors, steering degree/intensity of threat
3. Characterization of "receptor" (soil)	Selection of relevant soil properties (including soil type, classification) and identification of the sensitivity towards each threat
4a. Decision on performance specification	Specification of the spatial/temporal resolution: e.g. maps scales (1:1Mio, 1:250,000, national larger scales); Tiers relating to different input data quality and resolution)
4b. Selection of model	Choice of the proper model/relevance of modelling; requirements of model calibration and validation; units of measurement, errors of prediction
4c. Input data availability and data quality requirements	Specification of model input parameters, input data bases, cross-border harmonization, plot data density; analytical quality; method of soil data generation; Investigation of the role of soil maps and national, regional and EU-wide data sets (e.g. LUCAS, DEM 90 m, climate 50 km grid, CORINE: role of such data as model input, as result validation; role of such data sets for national monitoring and EU-wide harmonization efforts
5. Validation of results	Importance of available long-term monitoring data, model testing/application in pilot areas
6. Definition of **common criteria** for risk area identification	Conclusions from 2), 3) and 4)
7. Grading and presentation	Reporting dimension, definition of **risk categories** with reference to decisions on performance specification (4a)

Part of framework legislation is common approach for addressing five main soil threats.

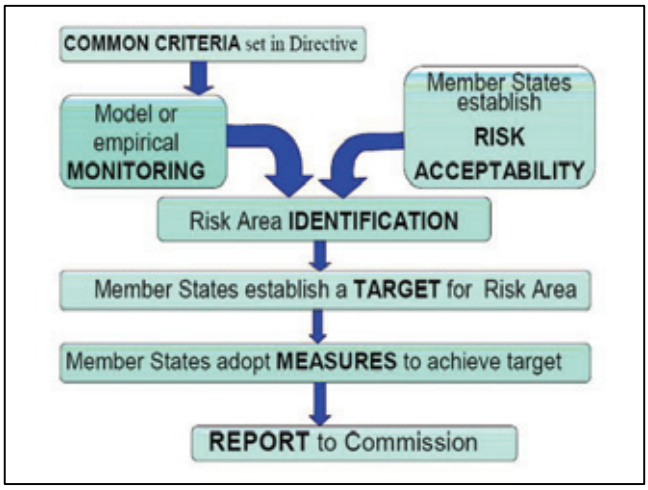


Fig. 2 Common approach for main soil threats identification

Contamination has its own approach based on common definitions of contaminated sites (i.e. sites which may/are creating significant risk to human health and the environment) and delineation of risky areas is also country specific issue but has to be achieved using common definitions of contamination types.

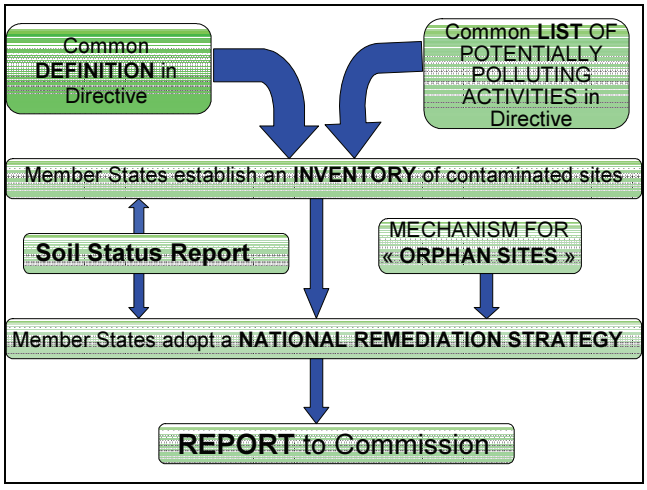


Fig. 3 The approach for soil contamination identification

In present time the Communication tasks (step 1 of the strategy) are in explanation why the high level of soil protection must be realised and how to ensure it. The overall objective of the strategy must be set together with kind of necessary measures. All this is planned to be achieved in 10 years work programme for the European Commission. For the Directive (step 2 of the strategy) the main tasks are connected with setting up the common principles for protecting the soils across

the European Union together with assuring the sustainable development. As these activities are highly country specific they are member states who have to fulfil these tasks. The impact assessment (step 3 of the strategy) has to evaluate the economic, social and environmental impacts of the proposed measures. These measures will influence common farmers and it is EU tasks to ensure that people will not "suffer" when following the principles of Soil Thematic Strategy.

ESDAC as one of environmental centres was established to fulfil the needs for soil related information coming from the side of DG Environment and political bodies. The information will be available for all involved parties: DG ENV (environment), JRC (Joint Research Centre), EUROSTAT and EEA (European Environmental Agency). These bodies have been present in establishment of environmental centres which was realised in 2005. ESDAC is open also for broad community of users of soil data. The main data sources and contributors come from JRC; activities related with ESBN, EU funded soil related projects, results from collaborations with the other organisations (e.g. EuroGeoSurveys) and data from Member states. In present time ESDAC has 49 datasets. These data are on spatial and/or raster as well as and/or point levels. The European Soil Database (Van Liedekerke, Panagos 2004), is example of spatial data (scale 1:1M), raster as well as point data. The more detailed information of ESDAC datasets can be found on: http://eusoils.jrc.it.

Conclusions

Soil Thematic Strategy on one side and establishment of European Soil Data Centre (ESDAC) on the other side are important steps in complex soil protection and restoration on **European level**. As it was already stated the protection of environment must be complex and transboundary. Soil has to be considered as important part of the environment, rather than mean for economical issues (agriculture, civil engineering). Only is such case it will be able to fulfil economical issues as well from the sustainability view. Preventing further soil degradation and preserving its functions together with restoring degraded soils to a level of functionality consistent at least with current and intended use, thus also considering the cost implications of the restoration of soil is the main task of Soil Thematic Strategy.

References

Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the regions. Thematic Strategy for Soil Protection. COM (2006)231, final. (Sec(2006)620)), (Sec(2006)1165. (2006). Commission of the European Communities, Brussels, 22.9.2006.

Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the protection of soil and amending Directive 2004/35/EC. COM (2006)232. Commission of the European Communities, Brussels, 22.9.2006.

ECKELMANN, W., et al. 2006: Common Criteria for Risk Area Identification according to Soil Threats. EUR 22185 EN, 94pp.

VAN LIEDEKERKE, M. and PANAGOS, P. *(eds.)*. 2004: The European Soil Database, Vers. 2.0. CD. EC, ESBN. EUR 19945 EN.

http://www.iso.org/iso/.

http://dublincore.org/dcregistry/.

SOIL SEALING AND RECLAMATION – CHALLENGES FACING TODAY'S SOCIETY

ZÁSTAVBA PÔDY A REKULTIVÁCIA – VÝZVA PRE SÚČASNÚ SPOLOČNOSŤ

Othmar Nestroy

Institute of Applied Geosciences, Graz University of Technology, Rechbauerstrasse 12, A-8010 Graz, Austria, e-mail: o.nestroy@tugraz.at

Abstract

Seven main risks are threatening soil functions: decline in organic matter, compaction, sealing, salinisation, erosion, landslides, and contamination. Among theses, sealing is a factor that should be not underestimated. Sealing reduces the productive force of the soil. Its problems begin with the definition of this term, as a distinction must be made between full sealing and various degrees of partial sealing. As a rule, estimated values are available to deal with this phenomenon, and these will be the subject to be discussed by Austria, Germany and Switzerland. The great numbers of new ballast, gravel and loam pits that are being opened to answer the demand for building materials for urban expansion in developing countries are resulting in increased problems. On the other hand, de-sealing is increasingly being practised in the form of recultivation in former mining areas, as well revegetation on the concrete roofs of car parks. The author attempts to present this complex of questions from the qualitative and quantitative viewpoints – in order to stimulate well-founded discussion.

Key words: soil sealing, recultivation, de-sealing

Abstrakt

Existuje sedem hlavných rizík, ktoré ohrozujú pôdne funkcie: zníženie organickej hmoty, kompakcia, zástavba, salinizácia, erózia, zosuvy v krajine a kontaminácia. Medzi nimi faktor zástavby zdá sa byť podhodnotený. Zástavba redukuje produktivitu pôdy. Problémy začínajú s definíciou tohto termínu, preto sa musí urobiť rozlíšenie medzi zástavbou a rôznymi stupňami čiastkovej zástavby. Spravidla sú prístupné odhadované údaje týkajúce sa tohto fenoménu a to bude predmetom diskusií v Rakúsku, Nemecku a Švajčiarsku. Zvýšené problémy predstavujú veľké množstvá nových klastrov, štrkové a hlinité jamy (lomy), ktoré sa otvárajú pre požiadavku stavebných materiálov pre rozširujúcu sa urbánnu expanziu v rozvojových krajinách. Na druhej strane procesy návratu krajiny na pôvodnú sa praktizujú vo forme rekultivácií bývalých banských území ako aj obnovu vegetácie na betónových strechách pracovísk. Autor sa pokúša prezentovať tieto zložité stránky z hľadiska kvalitatívneho, kvantitatívneho, aby sa stimulovala diskusia na túto tému.

Kľúčové slová: zástavba pôdy, rekultivácia, odstránenie zástavby

Introduction

The factor jeopardising the function and natural fertility of the soil and, hence, deserving our particular interest, include decline inorganic matter, compaction, sealing, salinisation, erosion, landslides and contamination. Among these, sealing is a factor that should be not underestimated by soil scientists. This factor as well as "de-sealing" in the sense of recultivation is focussed on following discussion.

Definitions

The first difficulty to be dealt with it is the question how to define the term *sealing*. From the great number of possible definitions I have chosen that by Hintermaier-Erhard & Zech (1977). Theses authors understand by the term *soil sealing* the provision of more or less impervious structures on top the ground surface. Such measures often mean that large areas are lost for agriculture and forestry. This loss should be seen not only in quantitative terms, but also it has a qualitative aspect since the affected sites tend to be very fertile soil at optimal locations at the planar-colline and subalpine steps, which are ideally suited for agricultural uses.
Sealing is either complete, as in the case of concrete, asphalt or bitumen paving, or partial for such structures as grid-stones and grass-crete pavements in driveways and parking areas. This latter alternative is now increasingly being practised.

Present situation

As exact data on sealed areas are difficult to obtain for various reasons, we need to rely on rough and often hugely varying estimates. Thus, the attempt to identify and qualify sealed surfaces in Austria will be faced a wide variety of estimations, clearly showing, however, that soil-sealing is (happily) going on, which may in fact also be interpreted as a positive signal of a continuing economic and building boom, with an emphasis on private homes. The estimated loss of soil from sealing can be seen from Table 1.

Tab. 1 Land under agriculture and loss of soil sealing in Austria, Germany (and Bavaria) and Switzerland

Country (state)	Land area [km^2]	Agriculture area [km^2]	Area being sealed [ha/day]
Austria	82,450	33,900	10-15
Germany	348,950	170,680	120
Bavaria	70,549 (total area)	36,403	17.2
Switzerland	40,000	15,320	8.6

FAO Statistical Yearbook

While an area of between 10 and 15 hectares is being sealed every day in Austria, the corresponding value is 120 hectares per day in Germany and 1 m^2 per second in Switzerland. In Germany every effort is being made to reduce this loss drastically to 30 hectares per day. In the People's Republic of China, to quote an example from outside Europe, an area of a million hectares of agricultural land per year, corresponding to about 2,740 hectares per day, was lost due sealing between 1996 and 2003. This is a total of 5 percent of the land under agriculture (Priplata, 2006). Hong Kong, for example, has six million inhabitants with 5,500 inhabitants per km^2 and thus counts among the most densely populated regions of the world. This demonstrates that the problem comes not only from population growth, but from an increase of demand for building materials, such as gravel, loam, sand etc. and, hence for borrow pits, thus resulting in a further reduction in agricultural land.

The consequences of soil sealing

What are the consequences to be expected from soil sealing?
All forecasts predict an increase in sealed land: growth of 2.5% p.a. means doubling within about 40 year, thus also of traffic areas. By way of example, a motorway interchange takes up an area about the size of the historical city of Salzburg. The present trend towards excessive

motorisation in Austria (as in other countries) as well as towards construction of private homes – although quite understandable in view of the high rents in cities – is still continuing.
The increase in soil sealing is significantly disproportional to the population growth in the industrial countries, as the land area requirements per person and the numbers of single households are on the increase.
A loss of green areas means a reduction in the rate of CO_2 assimilation and a deep-reaching interference with the soil water regime, associated with an increase in surface runoff and, hence, in load on the urban sewerage systems. This fact in turn can lead to a substantial increase in frequency and intensity of floods.

Solution proposals

What we - pedologists, as part of today's society, can contribute to de-sealing and recultivation – not only for our own sake, but for the benefit of future generations?

1. Reduce the area of completely sealed surfaces by partial de-sealing, so as to enhance the water regime of the soil.
2. Economy in the use of land for dwelling purposes by reducing the number of flat buildings in favour of high-rise buildings.
3. Economy in the uses of land for road construction, furthermore use of grid-stones as well as re-nature processes and provision of landscaped strips.
4. Encourage regional planners to prevent overdevelopment and reduce the land requirements of residential projects.
5. Encourage city planners to favours urban refurbishment over urban expansion.
6. Recultivation in small and major steps:
    - 6.1. Create "second-hand landscapes" through recultivation of former gravel and loam pits for leisure and recreation purposes.
    - 6.2. Recultivate former mines, such as the Erzberg iron-ore mine in Styria or the gypsum mine on the Pyhrn pass in Upper Austria, through an obligation committing mine operators to green affected areas after the end of the mining operations.
    - 6.3 Plant garage roofs with grass.
    - 6.4. Restore and recultivate the sites of disused traffic and industrial facilities.

The suggestion made under item 6 are not only wishful thinking, but can be well supported by actual examples.
A first example in the sense of a "second-hand landscape" is the Copacabana recreation facility at the southern border of the city of Graz in Styria, only a few kilometres from the Graz-Thalerhof airport, where a former gravel pit has been transformed into a recreation centre. After depletion of the gravel reserves and closure of the borrow pit, the land around the groundwater-filled basin was planted with grass and trees, and infrastructure such as changing cubicles, refreshment kiosks and a restaurant was provided. The main emphasis, however, has always been and still is on top quality for the water of the swimming lake, which is periodically checked by the authorities. This recreation facility in the vicinity of the city was readily accepted by the population as evidenced by the construction of cabins on one side of the 6 ha area. Although no agricultural land, a recreation area in the form of a swimming lake surrounded by large green areas has been created within easy distance of Graz at the site of the former gravel pit.
Another example is the recultivation scheme carried out at the site of the Erzberg iron ore mine in Styria. The use of seeds of appropriate species and race as well as mineral and organic fertilisers has enabled good germination and led to the development of a continuous vegetation cover with grasses, legumes, herbs and tress, which have satisfactorily stabilised the steep slopes and moreover led the formation of al soil cover about 25 cm in thickness – a

Cambic Leptosol according to the WRB (2006) – within (only) 14 years (Schaffer, 2006; Nestroy, 2006).
A third example that deserves mentioning is the gypsum mine, partly still in operation, located on the Pyhrn pass at upper Austria's border with Styria. Portions already taken out of operation were first covered with soil material from surrounding areas and the sown with a suitable grass-seed mix using mineral and organic fertilisers. This operation led the development of a dense and, hence, continuous vegetation covers on a Lithic Leptosol (Bauer, 2006) within a few years. This area now serves as a pasture for cattle. But in such case it is of utmost importance to take care that the area concerned be fenced in and used only by sheep for the first three of four years as otherwise the thin sward might suffer damage from cattle tramping and the resulting in erosion damage.
The development of a beginning Leptosol should be present as a final example. Use of an arid-grassland seed mix, aided by rainfall and dust deposition, on a gravel-covered garage roof in Graz has enabled the rapid development of grass vegetation. This is certainly not suited for agricultural use, but is a valuable CO_2 sink, besides being pleasant to a look at small but exemplary step in the right direction.
The definite goal of all these measures is reactivating the function of soil as a basis for producing biomass – as food for man and animals or as a renewable raw material – based on photosynthesis and, thus, CO_2 absorption.
This is a challenge for each of us, and a challenge for regional planners, but the impulse can only be "bottom up".

References

BAUER, CH., 2006: Rückverfüllung, Bodenauftrag und Begrünung am Fallbeispiel des Gipsbergbaues der Firma KNAUF in Weißenbach, Österreich. Mitt. d. Deutschen Bodenkundl. Ges., Bd. 109, S. 37-38, Oldenburg.

Food and Agriculture Organization of the United Nations, (Ed.) 2006: FAO Statistical Yearbook, Rome.

Food and Agriculture Organization of the United Nations, (Ed.) 2006: World Reference base for soil resources. World Soil Resources Reports 103, Rome.

HINTERMAIER-ERHARD, G., ZECH, W., 1997: Wörterbuch der Bodenkunde. Enke Verl., Stuttgart.

NESTROY, O., 2006: Begrünung und Bodenreifung auf Bergbaufolgelandschaften, dargestellt am Steirischen Erzberg. Mitt. d. Deutschen Bodenkundl. Ges., Bd. 109, S. 43-44, Oldenburg.

PRIPLATA, M., 2006: Made in China. Bauern Journal, Dezember 2006, Graz.

SCHAFFER, R., 2006: „REKULT" – ein interdisziplinäres Forschungsprojekt zur Begrünung von Halden am Steirischen Erzberg. Mitt. d. Deutschen Bodenkundl. Ges., Bd. 109, S. 31-32, Oldenburg.

SUSTAINABLE RURAL DEVELOPMENT AND SOIL PROTECTION IN POLAND

UDRŽITELNÝ VÝVOJ KRAJINY A OCHRANA PŮDY V POLSKU

Piotr Skłodowski, Anna Bielska

Department Soil Science and Soil Conservation
Warsaw University of Technology Pl. Politechniki 1, 00-661 Warsaw, Poland,
P.Sklodowski@gik.pw.edu.pl, A.Bielska@gik.pw.edu.pl

Abstract

The quality of Polish soils belongs to the poorest in Europe. The potential production pre hectare of Polish soils has been equal a 0, 6 ha potential of arable lands in the European Union. It is why so important is the management of soil resources in the context of proper functioning of ecosystems and protection of high productivity soils. Formally soil protection law has existed in Poland from 1972 year. Detailed legal regulations are contained in the Act on protection of arable and forest land. Firstly, the rule concerning utilization of the best soil for agricultural purpose was formulated. Chemical analyses of our soils have been showed the decrease (10 – 20 %) of organic carbon content during last 30 years. This is as a result of significant decrease in the volume of manure production and its supply, as well as elimination the leguminous crops from rotation. The maintenance the level of humus in the soils becomes an important task for the polish agriculture. Extremely dangerous for the potential production of polish soils is the high level of their acidity. More then 25 % of all the soils are considered strong acidified soils and nearly 40 % - acidified soils. The obtained results indicate that our soils characterize of the natural content heavy metals (degree 0 – that is non – contaminated soils) and contribute in 78.3 % to the total area of Polish soils and these with only slightly increased content of heavy metals (degree 1 of contamination) – make 18.6 %. Such a situation allows for the production of high quality agricultural crops.

Key words: soil protection, status of soil quality in Poland, agricultural crop production

Abstrakt

Půdy v Polsku patří k nejchudším v Evropě. Potenciální produkce na hektar u polských půd je rovna 0,6 ha potenciálu orné půdy v EU. Je proto důležité obhospodařování půdních zdrojů v kontextu řádného fungování ekosystémů a ochrany vysoké produktivity půdy. Formálně, zákon o ochraně půdy existuje v Polsku od roku 1972. Podrobné zákonné předpisy jsou obsaženy v Zákoně o ochraně orné a lesní půdy. Za prvé byla formulována pravidla týkající se využívání nejlepší půdy pro zemědělské účely. Chemické analýzy našich půd ukazují pokles (10 – 20 %) organického uhlíku během posledních 30 let. To je výsledkem prokazatelného poklesu objemu produkce chlévské mrvy (hnoje) a jejích zásob a rovněž i eliminace luštěnin z osevních postupů. Udržení hladiny humusu v půdě se stává důležitým úkolem pro polské zemědělství. Extrémně nebezpečná pro potenciální produkci polských půd je vysoká úroveň jejich acidity. Více jak 25% všech těchto půd je považováno za silně okyselené půdy a téměř 40% půdy okyselené. Získané výsledky naznačují, že naše půdy charakterizuje přirozený obsah těžkých kovů (stupeň 0 - kontaminovaná půda) a mají 78,3 % podíl na celkové rozloze polských půd. Půdy s pouze slabě zvýšeným obsahem těžkých kovů (stupeň kontaminace 1) představují 18,6 % rozlohy. Takováto situace dovoluje produkci vysoce kvalitních zemědělských plodin.

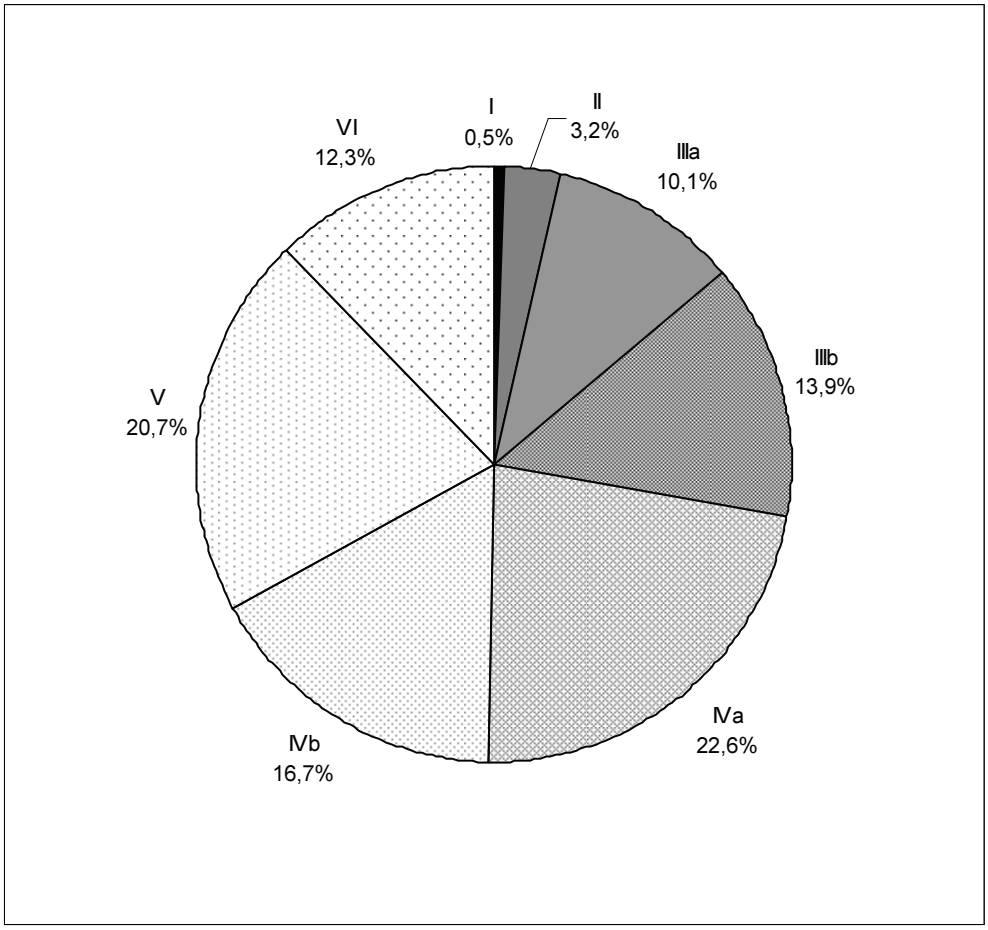
Klíčová slova: ochrana půdy, stav kvality půdy v Polsku, produkce zemědělských produktů

Soil conditions in Poland

The soil, the relief, the water management relationships, and the climate determinate the natural conditions of Poland's agriculture with soil as a decisive factor. According to FAO Classification the most of our soils belong to:

- Arenosols, Podzols, Podzoluvisols,
- Luvisols, Cambisols,
- Phaeozems, Gleysols, Histosols,
- Leptosols.

The quality of Polish soils belongs to the poorest in Europe. The soil valuation unit's structure at the countrywide scale is given in Fig 1. The potential production pre hectare of Polish soils has been equal a 0.6 ha potential of arable lands in the European Union.



I, II, IIIa – high valuation soils
IIIb, IVa, IVb – everage valuation soils
V, VI – the worst valuation soils

Fig. 1 Soil valuation units in percentage

This is a result of the fact that considering the entire area of Poland's arable lands, there are as much as 33 % of poor and very poor soils and only 14 % high productivity soils.
To the I – II – IIIa classes belong much: Haplic Pheozems, Eutric Cambisols, OrthicLuvisols. These soils are high productivity and all crops which are cultivated in Poland give high yeilds. Another classification is agricultural land use (ecological capability) in the Table 1.

Table 1 Agricultural land use (ecological capability) in Poland

Unit number	Unit name	Additional description	% Arable land and orchards
	Plain lands		
1.	Wheaten very good	high	3.7
2.	Wheaten good	productivity	18.5
3.	Wheaten defective		4.1
4.	Rye very good	average	15.1
5.	Rye good	productivity	15.9
6.	Rye weakly	permanently	18.2
7.	Rye very weakly	dry	11.2
8.	Forage crop strongly	permanently	4.9
9.	Forage crop weakly	wet	3.4
10-13	Mountainous lands		4.8
14	Arable land destine for grassland		0.2

These data indicated we have to protect the high productivity soils in Poland first of all.
Formally soil protection law has existed in Poland from 1972 year. Detailed legal regulations are contained in the Act on protection of arable and forest land. Protection of soils was also considered in other legal acts, first of all acts concerning environmental protection and natural protection. Firstly, the rule concerning utilization of the best soil for agricultural purposes was formulated.
It should be emphasized that acreage of agricultural lands had not changed in the period 1947 – 1960: it was maintained at the level of 20.4 millions ha. Beginning with year 1960, the use of lands has been subjected to gradual alteration. This trend is illustrated in Table 2.

Table 2 Changes in land use in Poland (in percentage)

Year	Total area	Agricultural land				Forest and wooded land	Other land
		Total	Arable land	Orchards	Meadows and pastures		
1960	100,00	65,25	51,05	0,83	13,37	27,33	7,42
1980	100,00	61,09	47,21	0,90	12,98	28,00	10,91
1990	100,00	60,07	46,22	0,90	12,95	28,41	11,52
1995	100,00	59,69	45,84	0,91	12,94	28,65	11,66
2005	100,00	50,90	39,10	0,90	10,90	29,30	19,80

The area of arable land has been on the decrease. Growing has been the area of forest and so called other lands.
As for December 31, 2005 the size of agricultural lands in Poland equaled to 16.8 million hectares. This results in 0.42 ha per inhabitant.
Within the last 50 years, the size of agricultural lands decreased by 4.0 million hectares and the factor per one inhabitant decreased from 0.86 hectares to 0.42 hectare. The majority of such lands were used by housing and mining. Analysis of losses of areas covered for non-agricultural purposes points that thought best soils are specially protected; areas of very good soil quality are decreasing.
This results from the fact that cities are usually located on good soils or close to good soils and new investments are located close to existing cities. Such investments result in losses of physical surface of arable lands; they also negatively influence on surrounding areas.

Approval of change from agricultural to non-agricultural land uses the administrative decision. It is made by the president of the district (*powiat*) administration and it is prepared by the inspector who is responsible for protection of soils within this administration.
If soils good qualities are excluded, the value of lost agricultural production is calculated and the costs, which will be imposed on investors in the future, are specified.
The technical aspect of protection of soils is mainly related to recultivation of degraded areas. Recultivation and management of recultivated areas initialize analysis and inventory of lands (maps of substrate, chemical and water properties of soils, terrain relief), development of concepts and design of re-cultivation, implementation of successive stages of the design and investigation of results.
Diversification of reasons of degradation of soils and results of re-cultivation are the reason that designs of re-cultivation and complex, ecological and engineering projects. Therefore they require the participation of various specialists. So the leading role is played by a specialist, who knows the soils.
Recultivated areas are mostly forested at present, but projects, which restored such areas for the needs of agricultural production, may also be mentioned. Location of housing within recultivated areas happens very seldom (Table 3).

Table 3 Devastated and degraded land remediation and management

Land	**1990**	**1995**	**2000**	**2003**
	in ha			
Devastated and degraded	93659	72245	71473	70683
Remedied (during the year)	2665	2698	2235	1795
Managed (during the year)	2264	1864	1222	753

Besides protection of the physical surface of soils, legal regulations also concern degradation of chemical properties of soils, deformation of water regime, erosion processes, and degradation of biological and physical properties of soils. Therefore, thematic range covered protection of soils is very wide.
Chemical analyses of our soils have been showed the decrease (10-20 %) of organic carbon content during last 30 years. This is as a result of significant decrease in the volume of manure production and its supply. The maintenance the level of humus in the soils becomes an important task for the Polish agriculture.
Extremely dangerous for the potential production of Polish soils is the high level of their acidity. Several different reasons have contributed to the growing acidity of Polish soils in the period of a few last decades. More then 25 % of all the soils are considered strong acidified soils, and nearly 40 % – acidified soils. A total, thus of more than 60 % Polish soils are characteristic of either very high or high level acidification. A countrywide program of control of the excessive acidity of Polish soils is necessary. Part of the soils needs the de-acidifying melioration. Considering other acidic soils unavoidable is the traditional liming.
In order to maintain the high production potential of soils it is of vital importance that the sufficient level of nutrients be maintained in the soils. According to data obtained from a monitoring study, in about 25 % of soils the actual content of phosphorus is permanently too low, and in 30 % of Polish soils there is insufficient content of potassium. Significant soil areas have particularly sand soils insufficient content of magnesium.

Local Chemical – Agricultural Station have implemented, in the collaboration whit the Institute of Cultivation, Fertilization and Soil Science in Puławy, the study on assessment of ecological state of soils and plant products.
The obtained results indicate that the soils characteristic of the natural content heavy metals (degree O-that is non-contaminated soils) contribute in 78.3 % to the total area of Polish soils and those with only slightly increased content of heavy metals (degree 1 of contamination) – make 18.6 %.
These data make it clear that about 97 % of the acreage of agricultural used soils is the non-contaminated soils or containing slightly increased amounts of heavy metals. Such a situation allows for the production of high quality agricultural crops.
Soils contaminated in a varying degree with heavy metals make approximately 3 % of the agriculturally used area of the country; noticeably, the strong polluted (degree 4) and very strong polluted (degree 5) soils that should be either excluded from farming or their production profile need to be altered constitute only about 0,3 % that is about 56 thousand hectares (Table 4).

Table 4 Average contents of heavy metals in surface stratum of soil by regions in 2005

Region	Pb	Cd	Ni	Cu	Zn	As	Hg
	mg/kg						
Poland	19,1	0,41	9,42	9,3	61,2	5,61	0,05
nort-western	11,8	0,23	8,33	8,4	50,0	4,7	0,05
eastern	9,6	0,17	6,05	5,5	26,8	1,9	0,03
southern	29,3	0,85	14,00	4,2	108,0	10,3	0,06

These data indicate:
- Poland's soils are characteristic of the natural degree of contamination which allows for the production of completely safe food;
- The small share of soils with increased level of pollution (degree 4 and 5) should be immediately excluded from the agricultural production of food.

The possibility to establish agro-forests border in Poland needs a special attention. There are some problems:
- The afforestation of the poorest soils-arable lands of class VI, rye very weakly, permanently drays.
- The afforestation lakes buffering zones. Poland has 10 thousand lakes. Tree belts surrounding many of the lakes could become a barrier for biogens runoff from fields to rivers and lakes.
- The afforestation of the hilly terrain with steep slopes. It is probable that, thank afforesting all valleys', slopes and of her terrain prone to water erosion, at least 0.6 – 0.8 millions ha of very good and good soils in Poland could be saved (Table 5).

Table 5 Agricultural and forest land threatened by water erosion in 2005

Kind of erosion	Total area in %	Degree of threatened in %		
		weak	medium	strong
water surface erosion	28,5	13,8	11,0	3,7
gully erosion	17,5	10,5	4,3	2,4

Conclusion

The anthropo-pressure leads, thus, to the diminishing of the agricultural production land and worsening of its value. It is why so important is the management of soil resources in the context of proper functioning of ecosystems and maintenance of the ecological balance. In the long run, all soils to be covered by protection, regardless the way of their present utilization.

References

SZAFRANEK, A., SKŁODOWSKI, P., 1998: Influence of agricultural utilization on physic-chemical properties of soils. Advances of Agricultural Ginces Problem Issues, Issue 460, 303 – 314.

SZAFRANEK, A., BIELSKA, A., POTCIC, A., 2003: Examination of physical and chemical properties of soils by using MapInfo System. 26th Congress of the Polish Society of Soil Science, Krakow, Abstracts.

SKŁODOWSKI, P., SZAFRANEK, A., BIELSKA, A., 2004: Utilization of soil database for the Leeds of rural area management. 4th Congress ESSC Budapest. Abstracts.

SZAFRANEK, A., SKŁODOWSKI, P., 2004: Properties and sustainable management of cambic arenosols. 4th Congress ESSC Budapest. Abstracts.

INFORMATIZÁCIA ÚDAJOV KOMPLEXNÉHO PRIESKUMU POĽNOHOSPODÁRSKYCH PÔD SLOVENSKA

INFORMATIZATION OF THE DATA FROM GENERAL SURVEY OF AGRICULTURAL SOILS OF SLOVAKIA

Rastislav Skalský, Stanislav Bleho, Ivana Kováčiková, Martin Saksa

Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava, Slovenská republika, e-mail: skalsky@vupu.sk

Abstrakt

V roku 2003 sa na Výskumnom ústave pôdoznalectva a ochrany pôdy zahájili aktivity spojené s digitalizáciou výsledkov Komplexného prieskumu poľnohospodárskych pôd Slovenska. V období od roku 2003 - 2005 bola navrhnutá Georeferencovaná databáza poľnohospodárskych pôd Slovenska, ktorá predstavuje prostriedok organizácie a archivácie digitálnych údajov. V tomto období boli definované aj základné metodické postupy a organizačné pravidlá pre zabezpečenie transformácie údajov do digitálnej podoby. Vytvorené metodické postupy sú od roku 2005 úspešne aplikované pri systematickej digitalizácii podkladov v rámci územia Slovenska. V príspevku sa zaoberáme prehľadným popisom východísk, metodických postupov a organizačných pravidiel pre digitalizáciu údajov. Naznačené sú niektoré možné smery ďalšej „informatizácie“ digitálnych údajov KPP v najbližšej budúcnosti.

Kľúčové slová: komplexný prieskum poľnohospodárskych pôd Slovenska, Georeferencovaná databáza poľnohospodárskych pôd Slovenska, digitalizácia údajov o pôde, informácie o pôde

Abstract

Digitalization of the data coming from General Survey of Agricultural Soils of Slovakia started at Soil Science and Conservation Research Institute in 2003. Theoretical basis for data digitalization including the proposal of the database tool for digital data maintenance and application - Geo-referenced database of agricultural soils of Slovakia and the methodology for unified transformation of original data into digital form were created in the 2003 – 2005 years period. Methodological documents have been successfully applied in data digitalization and systematic data digitalization continues from 2005 up to now. Theoretical basis, digitalization methodology and results of digitalization are briefly described in the article together with some ideas on further digital data “informatization” tasks to be solved in the next future.

Key words: General Survey of Agricultural Soils of Slovakia, Geo-referenced database of agricultural soils of Slovakia, soil data digitalization, soil information

Úvod

V rokoch 1961 – 1970 prebehol na území celého bývalého Československa Komplexný prieskum poľnohospodárskych pôd (ďalej ako KPP). Počas prieskumu bola hlavná pozornosť venovaná identifikácii prírodných limitov a potenciálov poľnohospodárskej výroby a následnej geografickej regionalizácii výrobných podmienok (viac v prácach Němeček a kol., 1967, Damaška a kol. 1967, Hraško, Bedrna 1970, Hraško 1990). Ako podklad pre realizáciu uvedených zámerov KPP, bolo počas prieskumu poľnohospodársky využívanej krajiny nazhromaždené veľké množstvo základných prírodovedných údajov a poznatkov o pôdach vo forme mapových a doplnkových textových výstupov (ďalej ako výstupy/údaje KPP). Výstupy

KPP boli spracované na dvoch úrovniach priestorového a obsahového detailu - základnej (lokálnej) úrovni a generalizovanej (regionálnej) úrovni podľa jednotnej metodiky prieskumu (Němeček a kol., 1967, Sirový a kol., 1967, ďalej ako metodika KPP).
Už začiatkom 80. rokov minulého storočia sa objavili prvé úspešné snahy o digitalizáciu výstupov KPP ako súčasti širšie vnímaného informačného systému o pôde (Linkeš a kol. 1987, 1988). S ohľadom na vtedajšie možnosti využitia výpočtovej techniky sa však pozornosť zameriavala predovšetkým na digitalizáciu údajov o pôdnych profiloch. Digitálna databáza (známa pod označením PEDMO modul AISOP či iba AISOP, PC-AISOP), ktorá v tomto období vznikla, dodnes predstavuje na Slovensku základný zdroj údajov o vlastnostiach pôd, ktorý je aplikovaný pri riešení rôznych úloh nielen na národnej (napr. Balkovič, Skalský 2005, Nováková, Skalský 2006), ale aj medzinárodnej úrovni (napr. Skalský a kol. 2006, Balkovič a kol. 2006)
Od roku 2003 je, ako súčasť širšie postaveného projektu zameraného na rozvoj informačného systému o pôde (podporovaný Ministerstvom pôdohospodárstva Slovenskej republiky), Výskumným ústavom pôdoznalectva a ochrany pôdy v Bratislave realizovaný projekt digitalizácie výstupov KPP z územia Slovenska. V období rokov 2003 – 2005 boli vytvorené nevyhnutné podmienky pre zabezpečenie riešenia úloh, vyvíjané a testované boli metodické postupy pre digitalizáciu (Skalský a kol 2003, 2004, 2005) a bola navrhnutá Georeferencovaná databáza poľnohospodárskych pôd Slovenska (ďalej ako GDPPS), ktorá po integrácii digitálnych údajov bude predstavovať digitálnu kópiu vybraných obsahových prvkov výstupov KPP (Skalský 2005). Od roku 2005 je na báze spracovaných metodických postupov realizovaná digitalizácia výstupov KPP.
V predkladanom príspevku sa pokúšame stručne zhrnúť dosiahnuté výsledky za roky 2003 - 2007. Problematiku informatizácie údajov KPP nemožno zúžiť iba na samotnú digitalizáciu údajov, resp. organizáciu digitálnych údajov v databáze, páve naopak, je „informatizáciu“ nevyhnutné vnímať v širšom kontexte potenciálu údajov KPP pre tvorbu informácií o pôde. Preto sa v závere príspevku snažíme v hrubých rysoch naznačiť možné ďalšie kroky práce s digitálnou verziou údajov KPP, ktoré by mohli viesť zabezpečeniu tvorby kvalitných informácii o pôde.

Metodické aspekty digitalizácie údajov KPP

Aj napriek tomu, že počas KPP bolo vytvorené množstvo výstupov rôzneho typu a úrovne detailu (základné pôdne mapy v detailnej a strednej mierke, záznamy morfologických a analytických vlastností pôdnych profilov, textové a mapové interpretácie výsledkov na lokálnej a regionálnej úrovni), podrobnejšie v práci Němeček a kol. 1967, neboli všetky uvažované ako vstupy pre digitalizáciu. Uvažovaný bol iba minimálny súbor údajových vstupov, o ktorých sa predpokladalo, že dostatočne detailne a vhodne reprezentujú komplexný pohľad na variabilitu pôd a pôdneho pokryvu (horizontálna a vertikálna priestorová variabilita vlastností pôd).
Vybrané boli neinterpretované výstupy KPP spracované v lokálnej mierke (pôdne mapy v mierke 1: 10 000 a záznamy údajov o pôdnych sondách). Ako vstupy pre digitalizáciu neboli uvažované žiadne výstupy agronomickej interpretácie výsledkov pôdneho prieskumu a ani generalizované výstupy spracované v strednej mierke.
Jednotná transformácia výstupov KPP do digitálnej formy je zabezpečená dvomi samostatnými metodickými dokumentmi (metodika digitalizácie údajov o pôdnych mapovacích jednotkách a metodika digitalizácie údajov o pôdnych profiloch), Skalský a kol. 2005. Tieto dokumenty detailne upravujú všetky náležitosti digitalizácie (všeobecný postup digitalizácie a pravidlá transformácie údajov). V oboch dokumentoch sú navyše podrobne popísané aj vstupy pre digitalizáciu a používané softvérové nástroje. Pre potreby organizácie činností spojených z digitalizáciou bol okrem uvedených základných metodických

dokumentov vytvorený aj samostatný dokument, ktorý opravuje organizáciu činností na vyššej úrovni. Pre potreby archivácie, správy a výmeny vstupov a výstupov digitalizácie bol navrhnutý a vytvorený digitálny archív údajov (ďalej ako digitálny archív vstupov a výstupov digitalizácie údajov KPP).
Z hľadiska metodického riešenia digitalizácie výstupov KPP je ďalej potrebné zdôrazniť, že náplňou digitalizácie je iba prevod údajov do digitálnej formy bez akejkoľvek úpravy samotného obsahu údajov, ktorá by bola v rozpore s originálnymi podkladmi. Do digitálnej kópie výstupov KPP sú tak preberané všetky náhodné a systematické chyby, ktoré vznikli počas realizácie KPP. Dôraz pri digitalizácii je kladený aj na to, aby v digitálnych výstupoch bola v maximálnej možnej miere zachovaná pôvodná informačná hodnota vstupov.

Digitalizácia údajov KPP

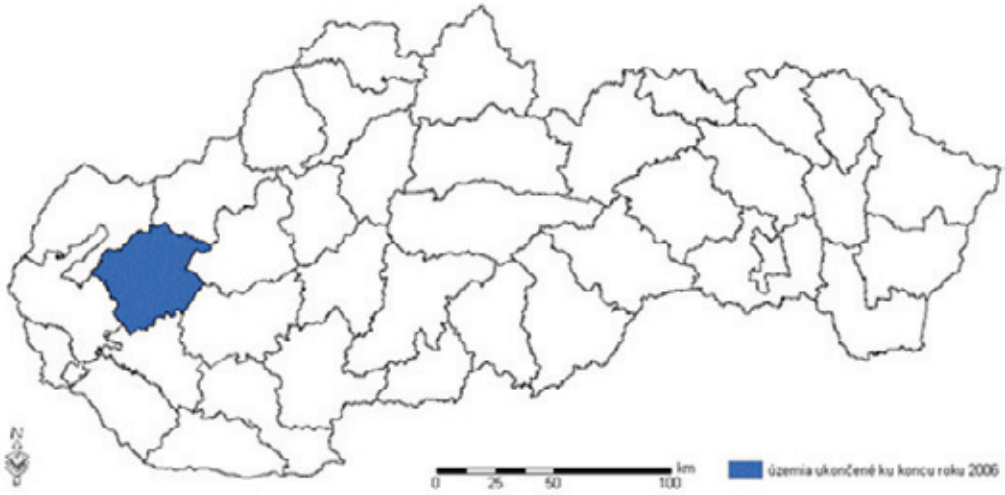
Predpríprava výstupov KPP pre digitalizáciu

S ohľadom na fyzický stav archivovaných položiek vyžadujúcich pri manipulácii zvýšenú pozornosť boli uvažované vstupy pre digitalizáciu priestorových údajov (súbor tzv. pracovných máp KPP) pred samotnou digitalizáciou odborného obsahu prevedené do digitálneho formátu. V roku 2003 boli zo všetkých pracovných máp KPP z územia Slovenska vytvorené digitálne kópie vo forme bitových máp, ktorým bola priradená reálna geografická poloha (ďalej ako digitálne kópie máp), Skalský a kol. 2003. Pre lepšiu manipuláciu s mapami pri digitalizácii obsahu máp sú viaceré digitálne kópie (cca 100 mapových listov) spojené a vytvorená je len jedna bitová mapa (mozaika). Digitálne kópie máp a vytvorené mozaiky sú archivované na rôznych digitálnych záznamových médiách a v digitálnom archíve vstupov a výstupov digitalizácie údajov KPP.

Digitalizácia údajov o sondách

Údaje o pôdnych profiloch predstavujú základný zdroj informácií o vertikálnom usporiadaní pôdy a o kvalite jej vlastností. Z hľadiska digitalizácie údajov KPP majú význam tzv. základné a výberové sondy.
Základné sondy slúžili v rámci KPP na získanie základnej informácie o vlastnostiach a priestorovej distribúcii pôd v skúmanom území. Na základe pozorovaní v základných sondách boli na pôdnych mapách vykresľované hranice pôdnych mapovacích jednotiek. Pre každú základnú sondu (kopané sondy) bola zaznamenaná lokalizácia a identifikácia sondy, v súlade s metodikou KPP bol zaznamenaný morfologický popis pôdneho profilu a klasifikácia pôd. Odobraté boli vzorky z ornicového a podornicového horizontu, v ktorých bol pre potreby určenia pôdnej mapovacej jednotky stanovený obsah celkového ílu (fr. < 0,01 mm) a hodnota výmennej pôdnej reakcie.
Výberové sondy slúžili v rámci KPP na získanie podrobnejšej analytickej charakteristiky typických pôdnych predstaviteľov skúmaného územia (tzv. „centrálnych konceptov“). Pre každú výberovú sondu (kopané sondy) bola zaznamenaná lokalizácia a identifikácia sondy, v súlade s metodikou KPP bol zaznamenaný morfologický popis pôdneho profilu a klasifikácia pôd. Odobraté boli vzorky zo všetkých popísaných pôdnych horizontov, ktoré slúžili na stanovenie základného súboru chemických a fyzikálnych vlastností pôd.
Ako údajové vstupy pre digitalizáciu údajov o sondách slúžia pracovné mapy KPP so zaznamenanou polohou a identifikáciou každej sondy, poľné pôdne zápisníky so záznamom údajov o morfologickej stavbe a vlastnostiach pôdneho profilu a formuláre výsledkov analytického rozboru pôd, v ktorých sú zaznamenané analytické údaje o odobratých vzorkách. Digitalizácia údajov o sondách je vzhľadom na rôzny charakter vstupných údajov (priestorové, atribútové údaje) ako aj rozdielne vstupy (pôdne mapy, pôdne zápisníky a formuláre výsledkov analytického rozboru pôd) realizovaná samostatne pre údaje o lokalizácii pôdnych sond a údaje o vlastnostiach pôdnych profilov.

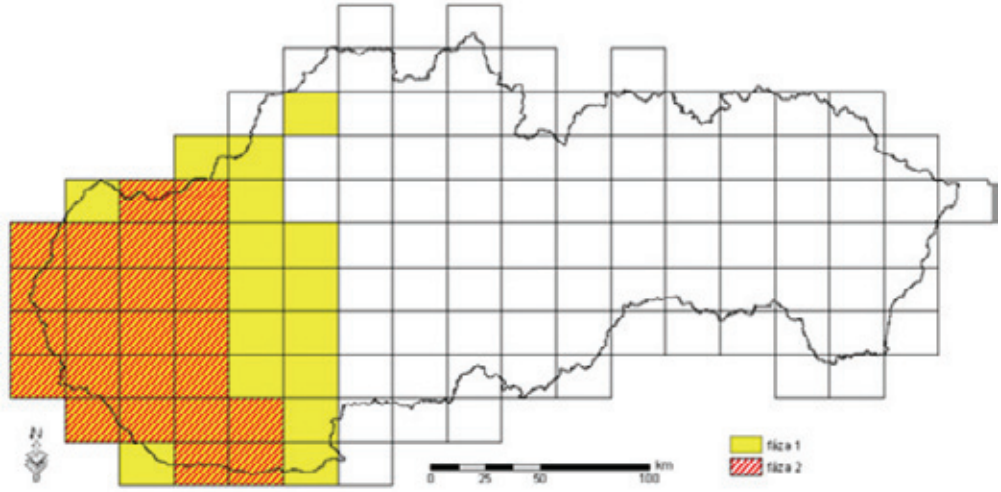
Údaje o lokalizácii pôdnych sond (geografické súradnice bodov, identifikácia sondy a mapovacia jednotka pôdy) boli na pozadí pracovných máp KPP pre celé územia Slovenska zdigitalizované v rokoch 2003 – 2004 a vo formáte ESRI Shape sú archivované v digitálnom archíve vstupov a výstupov digitalizácie údajov KPP (Skalský a kol. 2003, 2004).
Digitalizácia údajov o pôdnom profile prebieha v logických blokoch. Jeden blok zodpovedá sondám, ktoré sú územne príslušné do administratívnej jednotky (na úrovni okresu) platnej v čase realizácie prieskumu. Pri digitalizácii údajov o vlastnostiach pôdnych profilov sú z podkladových údajov (pôdne zápisníky a formuláre výsledkov analytického rozboru pôd) do vytvoreného digitálneho formulára zaznamenávané vybrané charakteristiky pôdneho profilu, ktoré sú považované za dostatočne objektívne (klasifikácia pôdy a pôdotvorného substrátu, hĺbka pôdy, hĺbka hladiny podzemnej vody, signatúra horizontu, hĺbka horizontu, zrnitostná trieda a obsah a kvalita skeletu). Z analytických charakteristík je pre oba typy sond zaznamenávaný iba obsah celkového ílu a výmenná pôdna reakcia pre ornicový a prvý podornicový horizont (ostatné analytické údaje sú pre výberové sondy dostupné v databáze AISOP).
Po ukončení digitalizácie údajov o pôdnych profiloch v rámci daného bloku je prostredníctvom relácie na údaje digitálneho súboru priestorovej lokalizácie sond skontrolovaná vzájomná zhodnosť (integrita) zaznamenaných údajov o identifikácii sond v oboch samostatne digitalizovaných súboroch.
Digitálny formulár vo formáte údajov Dbase a upravený súbor lokalizácie sond vo formáte ESRI Shape za daný blok sú archivované v digitálnom archíve vstupov a výstupov digitalizácie údajov KPP. Územia, pre ktoré bola do konca roku 2006 ukončená digitalizácia údajov o pôdnych profiloch a skontrolovaná integrita údajov o identifikácii sond sú znázornené na obrázku (Obr. 1).



Obr. 1 Územia, pre ktoré bola do konca roku 2006 ukončená digitalizácia údajov o pôdnych profiloch a skontrolovaná integrita údajov o identifikácii sond

Digitalizácia údajov o pôdnych mapovacích jednotkách
Údaje o pôdnych mapovacích jednotkách predstavujú zdroj informácií o priestorovej diferenciácii pôd v rámci územia poľnohospodárskej krajiny. Pôdne mapovacie jednotky boli metodikou prieskumu vnímané ako homogénne alebo komplexné priestorové jednotky obsahovo definované prostredníctvom genetickej pôdnej jednotky (tzv. genetický pôdny predstaviteľ) a doplnkových charakteristík pôdy reprezentovaných pôdotvorným substrátom či jeho vrstevnatosťou, triedou zrnitosti a jej prípadnou zmenou do 60 cm od povrchu pôdy a triedou skeletovitosti pôdy a jej prípadnou zmenou do 60 cm od povrchu pôdy (tzv. litogénny variant genetického pôdneho predstaviteľa, resp. základný pôdny predstaviteľ). Na pôdnych

mapách je každý obsahový aspekt pôdnej mapovacej jednotky znázornený zvlášť ako areál čiastkovej mapovacej jednotky.
Ako vstupy pre digitalizáciu údajov o pôdnych mapovacích jednotkách slúžia pracovné mapy KPP a čistopisné mapové výstupy v mierke 1:10 000 – základná pôdna mapa a kartogram zrnitosti, skeletovitosti a zamokrenia pôdy (ďalej ako čistopisné mapy).
Digitalizácia údajov o pôdnych mapovacích jednotkách prebieha v logických blokoch. Jeden blok zodpovedá obsahu mapových listov, ktoré sú územne príslušné do jednej sekcie kladu listov štátnej mapy odvodenej v mierke 1:5 000. Vzhľadom na potrebu zachovania priestorovej konzistencie, ale aj vzhľadom na rozličné odborné nároky na prácu je digitalizácia údajov o pôdnych mapovacích jednotkách realizovaná v dvoch samostatných, vzájomne následných krokoch.
V prvom kroku sú digitalizované hraničné línie pôdnych mapovacích jednotiek. Účelom je vytvorenie geometrického podkladu pre ďalší krok digitalizácie. Výstupom digitalizácie je digitálny súbor elementárnych areálov, ktoré reprezentujú čisto geometrický aspekt pôdnych mapovacích jednotiek (t.j. v tomto kroku digitalizácie nie je uvažovaný atribútový obsah digitalizovaných priestorových prvkov). V druhom kroku sú na podklade elementárnych areálov vytvárané areály čiastkových mapovacích jednotiek, pre ktoré je následne z podkladových čistopisných máp odčítaný a pridaný atribútový obsah (údaj o konkrétnej hodnote danej obsahovej zložky). Proces digitalizácie prebieha postupne pre každú triedu čiastkových mapovacích jednotiek zvlášť. Po ukončení digitalizácie čiastkových jednotiek je vytvorená syntetická vrstva, ktorá reprezentuje priestorový rozsah obsah celej pôdnej mapovacej jednotky.
Všetky digitálne georeferencované súbory, ktoré boli vytvorené v prvom aj druhom kroku, sú vo formáte ESRI Shape archivované v digitálnom archíve vstupov a výstupov digitalizácie údajov KPP. Územia, pre ktoré bola do konca roku 2006 ukončená digitalizácia údajov o pôdnych mapovacích jednotkách v prvom alebo druhom kroku sú znázornené na obrázku (Obr. 2).

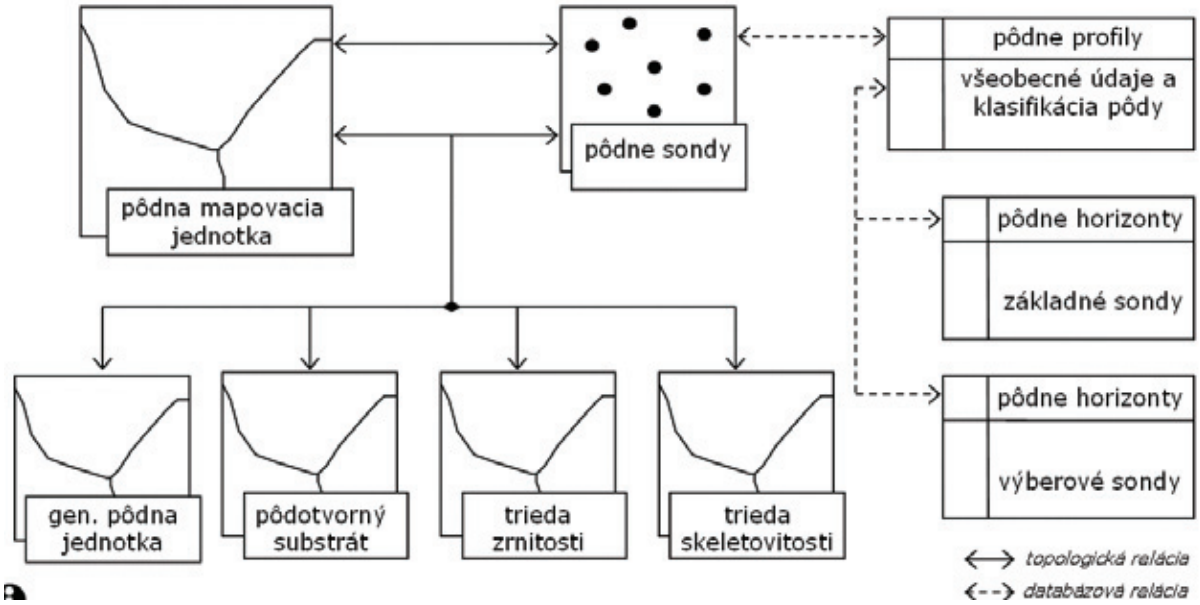


Obr. 2 Územia, pre ktoré bola do konca roku 2006 ukončená digitalizácia údajov o pôdnych mapovacích jednotkách

Georeferencovaná databáza poľnohospodárskych pôd Slovenska

Georeferencovaná databáza poľnohospodárskych pôd Slovenska (ďalej ako GDPPS) bola navrhnutá ako nástroj pre organizáciu digitálnych údajov KPP. Vytvorená štruktúra digitálnej databázy (Obr. 3) rešpektuje obsah všetkých digitalizovaných výstupov KPP.

Celkovo bolo v rámci návrhu logickej štruktúry GDPPS vytvorených šesť tried priestorových prvkov (štyri triedy pre čiastkové pôdne mapovacie jednotky, jedna trieda prvkov pre pôdne mapovacie jednotky ako celok a jedna trieda prvkov pre lokalizáciu pôdnych sond) a tri triedy atribútových prvkov (trieda prvkov pre všeobecné údaje o pôdnych profiloch, a dve triedy pre údaje o pôdnych horizontoch samostatne pre základné a výberové sondy).
Z formálneho hľadiska sú v logickej štruktúre GDPPS prostredníctvom topologickej relácie ošetrené väzby medzi priestorovými prvkami (mapovacími jednotkami a priestorovo komunikujúcimi sondami) a tým je v digitálnej kópii zabezpečený kauzálny vzťah týchto prvkov uvažovaný v metodike prieskumu. V logickej štruktúre GDPPS je podobne prostredníctvom databázovej relácie ošetrená a zabezpečená aj formálna integrita priestorových a atribútových údajov o sondách a vnútorná integrita údajov o pôdnom profile a údajov o pôdnych horizontoch.



Obr. 3 Logická štruktúra navrhnutá pre Georeferencovanú databázu poľnohospodárskych pôd Slovenska (GDPPS)

Okrem formálneho aspektu je z hľadiska organizácie digitálnych údajov KPP v GDPPS dôležitý aj ich obsahový aspekt. Obsahový aspekt údajov sa zameriava na nepriestorové väzby medzi údajmi KPP, ktoré sú sprostredkované pôdnou klasifikáciou. Tento aspekt je možné do veľkej miery stotožniť s konceptom tvorby abstraktného štruktúrneho modelu pôdneho pokryvu postavenom na pojme pedónu, polypedónu a vyhraničeného pôdneho telesa (Schelling 1970).
Vďaka obsahovému aspektu GDPPS môžeme uvažovať významovú (sémantickú) konzistenciu údajov (t.j. postupnosť informácie od vlastností pôd až po pôdnu mapovaciu jednotku), ktorej zabezpečenie vo výslednej databáze má neskôr kľúčový význam pre tvorbu dôveryhodnej informácie o pôde. V tomto zmysle je však nevyhnutné podotknúť, že aj napriek tomu, že uvažujeme zabezpečenie sémantickej konzistencie údajov v digitálnej databáze (GDPPS), je táto len odrazom miery jej uplatnenia v originálnych údajoch KPP.

Ďalšie kroky „informatizácie“ údajov KPP

Pravdepodobne najlepším spôsobom ako sa pokúsiť identifikovať ďalšie nevyhnutné kroky na ceste „informatizácie“ údajov KPP, bude pozrieť sa na tento problém vo svetle požiadaviek na charakter a kvalitu informácií o pôde. Zvoľme si aspekt potreby pôdnej informácie pre zabezpečenie vhodných vstupov do systému modelovania krajinného systému vytvoreného na

báze funkčných vzťahov v ekosystéme (napr. modelovanie časovo-priestorovej dynamiky produkcie biomasy či zásoby vody v pôde a pod.).
Požiadavky na informáciu o pôde sú v tomto prípade jednoznačné. Informácia musí byť geograficky explicitná (t.j. musí dávať odpovede v geografickom kontexte) a musí byť kvantitatívna (t.j. vyjadrená reálnymi číselnými hodnotami požadovaných premenných). Okrem toho je z hľadiska reálnej aplikácie informácie o pôde pri podpore rozhodovania na regionálnej, národnej či nadnárodnej úrovni vhodné, aby bola dostupná celoplošne v rovnakej kvalite a nezanedbateľná je aj potreba harmonizovanej informácie o pôde, ktorá môže byť vhodne komunikovaná v medziodborovom či medzinárodnom priestore.
Je zrejmé, že potenciál digitálnych údajov vytvorených na báze KPP pre tvorbu uvedených informácií je veľmi vysoký (celoplošne dostupné údaje o priestorovej distribúcii pôd a ich vlastnostiach), otázkou však zostáva kvalita vytvorenej informácie, ktorá hrá dôležitú úlohu pri jej potenciálnom využití. Okrem absolútneho hodnotenia kvality geografickej informácie (napr. v zmysle prác Mičietová 1999, Kusendová 2003), ktorá do veľkej miery vyplýva predovšetkým z potenciálu samotných údajov, je možné kvalitu informácie vnímať aj na relatívnej úrovni.
Niektoré aspekty údajov KPP už neovplyvníme (napr. hustotu siete pôdnych sond, analytické metódy, ktorými boli získané údaje o pôdnych sondách) alebo ich ovplyvníme len sčasti (použitá klasifikácia pôd, pôdotvorných substrátov, umiestnenie hraníc pôdnych mapovacích jednotiek) a tým pádom, v zmysle zvýšenia potenciálu vstupov, ani kvalitu informácie príliš nevylepšíme. Čo však vždy môžeme urobiť, je zhodnotiť mieru, do akej určitá skutočnosť v údajoch vplýva na kvalitu výslednej informácie a na meta-informačnej úrovni potom upozorniť na možné úskalia jej aplikácie. Na ceste ďalšej „informatizácie“ údajov KPP môžeme takýmto spôsobom pre údaje KPP zhodnotiť a možno aj z určitého aspektu vylepšiť:

- úroveň sémantickej konzistencie v údajoch KPP, ktorá vo veľkej miere vplýva na kvalitu informácie, ale aj samotnú realizovateľnosť niektorých interpetácií údajov KPP (napr. priestorovo exaktná kvantifikácia vlastností pôd) – identifikované a podľa možnosti aj riešené by mali byť prípadné zdroje informačného šumu v údajoch (t.j. nefungujúca postupnosť informácie od vlastností pôdy po mapovaciu jednotku),
- mieru pôsobenia rôznych prírodných a antropických faktorov (napr. erózia – akumulácia, meliorácia, spôsob hospodárenia na pôde, zmeny krajinnej pokrývky a pod.) na zmeny v štruktúre priestorového usporiadania pôdneho pokryvu a zmeny dôležitých vlastností pôd (napr. zásoby organického uhlíka, zásoby živín, pôdna reakcia a pod.) za 35 – 40 rokov od ukončenia prieskumu KPP,
- mieru, do ktorej sú údaje získané analytickými postupmi použitými počas KPP komunikovateľné so súčasnými štandardami, ako aj zhodnotenie limitov použitých analytických metód pre odvodzovanie rôznych interpretovaných informácií o pôde.

Literatúra

BALKOVIČ, J., SKALSKÝ, R., 2005: Raster Base of Agricultural Soils of Slovakia - RBPPS. Vedecké práce 27, Proceedings – VÚPOP Bratislava. ISBN 80-89128-17-3. p. 5 – 12.

BALKOVIČ, J., SCHMID, E., SKALSKÝ, R., BUJNOVSKÝ, R., 2006: Initial soil organic carbon for biophysical process modelling – a validation approach using European and Slovakian soil information systems. Deliverable D3 (T30), Final Report, Appendix III., EU FP 6 Project INSEA – Integrated Sink Enhancement Assessment (SSPI-CT-2003/503614 with DG RTD), 2006, p. 15.

DAMAŠKA, J., NĚMEČEK, J., ŠIMEK, J., RYGLEVITZ J., MATTAUSCHOVÁ, E., HARUDA, F., 1967: Průzkum zemědělských půd ČSSR – Souborná metodika, Díl druhý, Metodika agronomické interpretace výsledků průzkumu půd. Ministerstvo zemědělství a výživy, Praha, 132 pp.

HRAŠKO, J., 1990: Pôdoznalectvo na Slovensku od konca päťdesiatych rokov. In: Pôda – najcennejší zdroj, Odborná účelová publikácia vydaná pri príležitosti 30. výročia vzniku Výskumného ústavu pôdnej úrodnosti, VCPÚ, Bratislava, p. 18-38.

HRAŠKO, J., BEDRNA, Z., 1970: Soil mapping on the territory of Slovakia. Vedecké práce Výskumného ústavu pôdoznalectva a výživy rastlín č. 4, Príroda, Bratislava, p. 13-19.

KUSENDOVÁ, D., 2003: Geografické informačné systémy a humánna geografia – vybrané teoreticko-metodologické a aplikačné aspekty. Acta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Comenianae Geographica, Nr.44, p. 89 – 140.

LINKEŠ V., POLIAK P., KRIEKOVÁ A., 1987: Pedologické moduly v československom informačnom systéme o pôde – ich charakteristika a perspektíva využitia. In: Bedrna Z. et al. (ed.): Vedecké práce VÚPVR No. 14. Príroda, Bratislava, p. 9 – 21.

LINKEŠ, V., GROMOVÁ, A., LUPTÁK, D., POLIAK, P., 1988: Informačný systém o pôde. Príroda, Bratislava, 195 pp.

MIČIETOVÁ E., 1999: Kvalita, funkcie a operačné možnosti databázy geografického informačného systému. Geogr. Čas., Vol. 51, No. 3, p. 297 – 312.

NĚMEČEK, J., DAMAŠKA, J., HRAŠKO, J., BEDRNA, Z., ZUSKA, V., TOMÁŠEK, M., KALENDA, M., 1967: Průzkum zemědelských půd ČSSR. 1. díl: Metodika terénního průzkumu. Min. Zem. a výž., Praha, 246 pp.

NOVÁKOVÁ, M., SKALSKÝ, R., 2006: Soil data potential for its application in process of selected crops yield prediction. Agriculture, Vol. 52, No.4, p. 177 – 178.

SCHELLING, J., 1970: Soil genesis, soil classification and soil survey. Geoderma, vol. 4, p. 165 – 193.

SIROVÝ, V., FACEK, Z., POSPÍŠIL, F., KULÍKOVÁ, A., JAVORSKÝ, P., KALAŠ, V., 1967: Průzkum zemědělských půd ČSSR – Souborná metodika, Díl třetí, Metodika laboratorních rozborů a principy hodnocení výsledků rozborů. Ministerstvo zemědělství a výživy, Praha, 92 pp.

SKALSKÝ, R., 2005: The Georeferenced Database of Agricultural Soils of Slovakia. Vedecké práce VÚPOP Bratislava 27, p. 97-110.

SKALSKÝ, R., BALKOVIČ, J., BLEHO, S., GRANEC, M., KOVÁČIKOVÁ, I., MODRÍK, Ľ., PIVARČEKOVÁ, E., 2003: Tvorba a prevádzka odvetvového geografického informačného systému – poľnohospodárska pôda ako údajovej základne pre IGIS RP. Záverečná správa (Kontrakt s MP SR, ČÚ 03). VÚPOP, Bratislava, 37 pp.

SKALSKÝ, R., BALKOVIČ, J., BLEHO, S., KOVÁČIKOVÁ, I., KRIŠTOF, K., MODRÍK, Ľ., PIVARČEKOVÁ, E., TÓTHOVÁ, J., 2004: Tvorba a prevádzka odvetvového geografického informačného systému – poľnohospodárska pôda ako údajovej základne pre IGIS RP. Záverečná správa (Kontrakt s MP SR, ČÚ 07). VÚPOP, Bratislava, 91 pp.

SKALSKÝ, R., JAĎUĎA, M., PIVARČEKOVÁ, E., KRIŠTOF, K., CALUNGA, A., TARASOVIČOVÁ, Z., IVANČO, P., KOVÁČIKOVÁ, I., BLEHO, S., ČUMOVÁ, L., PÁLKA, B., 2005: Tvorba a publikácia informácií o pôde a krajine – budovanie pôdoznaleckého údajovo – znalostného systému. Správa za úlohu MP SR. VÚPOP, Bratislava, 28 pp.

SKALSKÝ, R., ŠURINA, B., BLEHO, S., MAKOVNÍKOVÁ, J., RYBÁR, O., 2006: Multiscale european soil information system II. – pilot project for Slovakia. Vedecké práce 28, VÚPOP, Bratislava, p. 89 - 98, ISBN: 80-89 128-26-2.

VARIABILITA VYBRANÝCH VLASTNOSTÍ LESNÍCH PŮD VE VZTAHU K JEDNOTKÁM LESNICKÉ TYPOLOGIE

VARIABILITY OF THE SELECTED ATTRIBUTES OF FOREST SOILS IN RELATION TO THE FOREST SITE TYPOLOGY UNITS

Jaromír Macků

Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem, Vrázova 1, 616 00 Brno
macku.jaromir@uhul.cz¨

Abstrakt

Princip hodnocení vlastností lesních půd je dosti obtížný. Hodnotíme-li půdní vlastnosti zjištěné podle konkrétních fyzikálně chemických analýz půdních profilů pouze vztažené na taxonomickou klasifikační půdní jednotku, jedná se vždy o omezenou vypovídací schopnost. Vlastní dopad takovýchto výstupů znamená přenesení této topické dimenze do dimenze chórické, areálové. Z uvedené skutečnosti pak vyplývá, že jednotka půdního půdní typu a subtypu sama o sobě bez bližší charakteristiky klimatu, expozice, n.m.v., jako hodnotící jednotka je pro komplexní hodnocení půdních vlastností nevyhovující. Klasifikační půdní jednotku je proto nutné ošetřit vazbou na jednotku ekosystémovou. Na jaké hierarchické úrovni to se odvíjí od požadavků na vypovídací schopnost, tj. na úrovni lesního typu či souboru lesních typů (SLT), či na vyšších nadstavbových jednotách, např. agregovaných ekologických řad a sdružených LVS. Jde o využití tzv. systémového efektu umožňující dostatečnou a přehlednou precizaci přírodních podmínek pro rámec půdních klasifikačních jednotek.

Klíčová slova: lesní půdy, vlastnosti lesních půd, půdní typ, lesní typ, systémový efekt

Abstract

The principle of valuation of the forest soil properties is quite difficult. In evaluation the soil properties detected according to the concrete physic-chemical analyses of the soil body only relating to the taxonomic classification soil unit we can always speak about the limited valuable capability. The concrete impact of such outputs means the transfer from the topic dimension to the choric, range one. Arising from such reality it is necessary to say, that the unit of the soil type and subtype without the concrete climate, exposition, ALT characteristic, is unfit for the complex assessment of the soil qualities. The classification soil unit we have to attach to the ecosystem unit. From the requirements of the competence it is divided the hierarchic level, it means the level of the forest site unit or the forest soil collection or the higher superstructure units, e.g. aggregated ecological series and pooling forest vegetation degrees. It is the way of using so-called system effect which enables a sufficient and tabular precision of the nature conditions for the scope of the soil classification units.

Key words: forest soils, forest soil properties, soil type, forest site unit, system effect

Úvod

Jednotky Taxonomického klasifikačního systému půd ČR (Němeček a kol., 2001) mají v lesním ekosystému (ve smyslu přírodní potenciální vegetace) rozdílné vlastnosti. Tato hypotéza vyplývá jednak z charakteristik lesních typů (Oblastní typologické elaboráty – OTE, ÚHÚL, 2004) a z analýz vlastností půdních typů v různých typologických jednotkách.

Princip hodnocení vlastností lesních půd naráží na mnoho nejasností. Hodnotíme-li půdní vlastnosti zjištěné podle konkrétních fyzikálně chemických analýz půdních profilů pouze vztažené na taxonomickou klasifikační půdní jednotku, jedná se vždy o omezenou vypovídací schopnost. Vlastní dopad takovýchto výstupů znamená přenesení této topické dimenze do chorické – areálové. To je však spojeno s velkou chybou pro nedostatek údajů o vnitřní heterogenitě klasifikačních jednotek a především o proměnlivosti mapovacích jednotek. O tomto v podstatě obecném problému mapování a klasifikace půd se zmiňujeme proto, že některá hodnocení vyžadují použití kritických zátěží (např. pro pufrační schopnost vzhledem k acidifikaci, tedy neutralizaci vodíkových kationtů bázemi poutanými v sorpčním komplexu) a generalizované a aglomerované půdní podklady nás staví před problém stanovení reprezentativní hodnoty pro daný typ, resp. mapovací jednotku.
Z uvedené skutečnosti pak vyplývá, že jednotka půdního půdní typu a subtypu sama o sobě bez bližší charakteristiky klimatu, expozice, n.m.v., jako hodnotící jednotka je pro komplexní hodnocení půdních vlastností nevyhovující.

Materiál a metody

Klasifikační půdní jednotku je proto nutné ošetřit vazbou na jednotku ekosystémovou. Na jaké hierarchické úrovni bude záleží na požadavcích stran vypovídací schopnosti, tj. na úrovni lesního typu či souboru lesních typů (SLT) a vyšších nadstavbových jednotek, např. agregovaných ekologických řad a sdružených LVS. Jde o využití tzv. systémového efektu umožňující dostatečnou a přehlednou precizaci přírodních podmínek pro rámec půdních klasifikačních jednotek.
Uvedenou technikou aplikace přiřazených hodnot sledovaných vlastností lesních půd k typologickým jednotkám vektorové vrstvy byla zpracována kvantifikace a konstruovány mapy Potenciálu odolnosti lesních půd vůči acidifikaci a debazifikaci (Macků, 2005) a Mapy obsahu Cox v lesních půdách (Macků, 2005, CzechCarbo).
Zásadním problémem pak je vymezení srovnávací ekosystémové jednotky na bázi agregace typologických jednotek v algoritmu.

Tab. 1 Zastoupení edafických kategorií v ekologických řadách

Edaf. kat.	EK	XZYJ	MKNI	SFCBWH	AD	LU	OPQV	TG	R
Ekol. řada	ER	extr.	K	Z	J	L	g	G	R

Tab. 2 Zastoupení ekologických řad v LVS

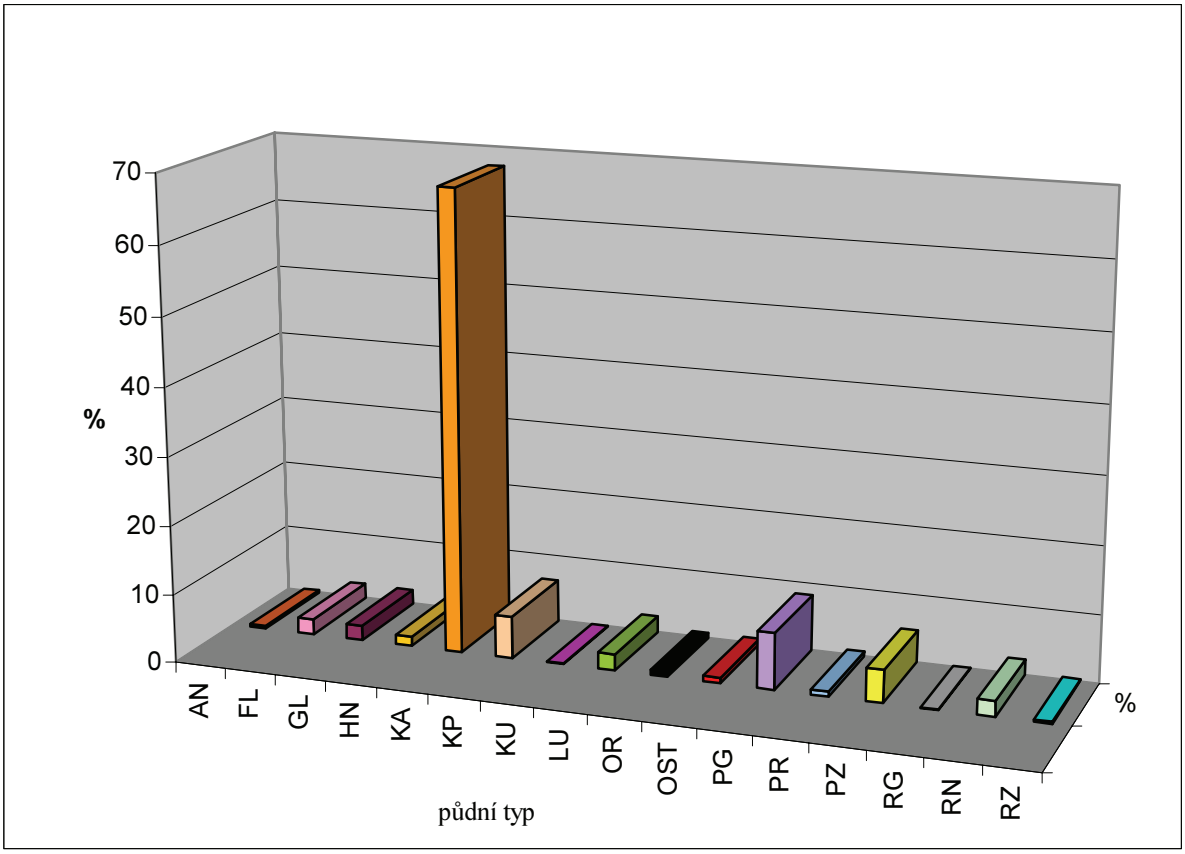
0	**1-2**	**3-4**	**5-6**	**7-9**
extr.	extr.	extr.	extr.	extr.
K	K	K	K	K
Z	Z	Z	Z	Z
	J	J	J	J
	L	L	L	L
g	g	g	g	g
G	G	G	G	G
R		R	R	R

Spektrum zastoupení půdních typů je součástí charakteristik edafických kategorií (Typologický systém, ÚHÚL)
Zdrojová data – plochy Národní inventarizace lesů (NIL) – bez podploch – 9152 analýz půdních vzorků NIL.

Práce dokumentuje zpracování databáze Národní inventarizace lesů (NIL) s výstupy zastoupení lesních půd dle LVS a ekologických řad. K takto ošetřeným jednotkám je pak vztažena mocnost nadložního humusu a jeho formy, v minerálním povrchovém horizontu obsah Cox, celkový Nt , nasycenost sorpčního komplexu V% a pH/KCl.

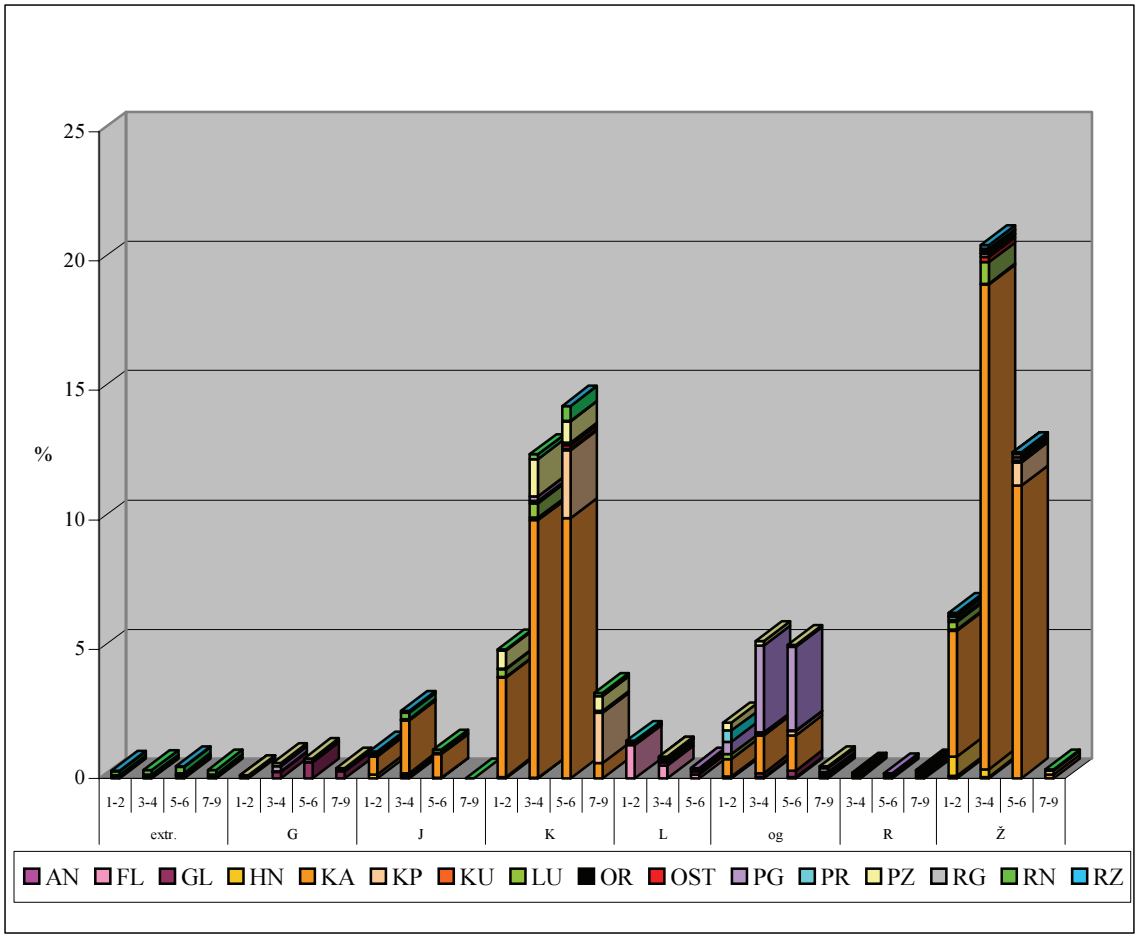
Výsledky a diskuse

Práce prezentují pouze příklady zpracovaných dat tak, aby bylo dokumentováno diskutované téma. Zároveň je prezentován přehled zastoupení půdních typů (Graf 1). Převládá kambizem (KA) s 67,22 %, následuje pseudoglej (PG) s 8,27 % a kryptopodzol (KP) s 6,16 %.
Poprvé je uveden přehled zastoupení půdních typů v ekologických řadách (ER) a LVS (Tab. 1). Zde dominuje opět KA na živné řadě v 3-4 LVS s 18,71 %, následuje její zastoupení v 5-6 LVS s 11,30 % a na kyselé řadě v 5-6 LVS s 10,05 %.



Graf 1 Zastoupení půdních typů na plochách NIL

Mnohem lepší vypovídací schopnosti poskytuje analýza zastoupení půdních typů dle lesních vegetačních stupňů (LVS) a ekologických řad (ER).



Graf 2 Zastoupení půdních typů dle ER a LVS

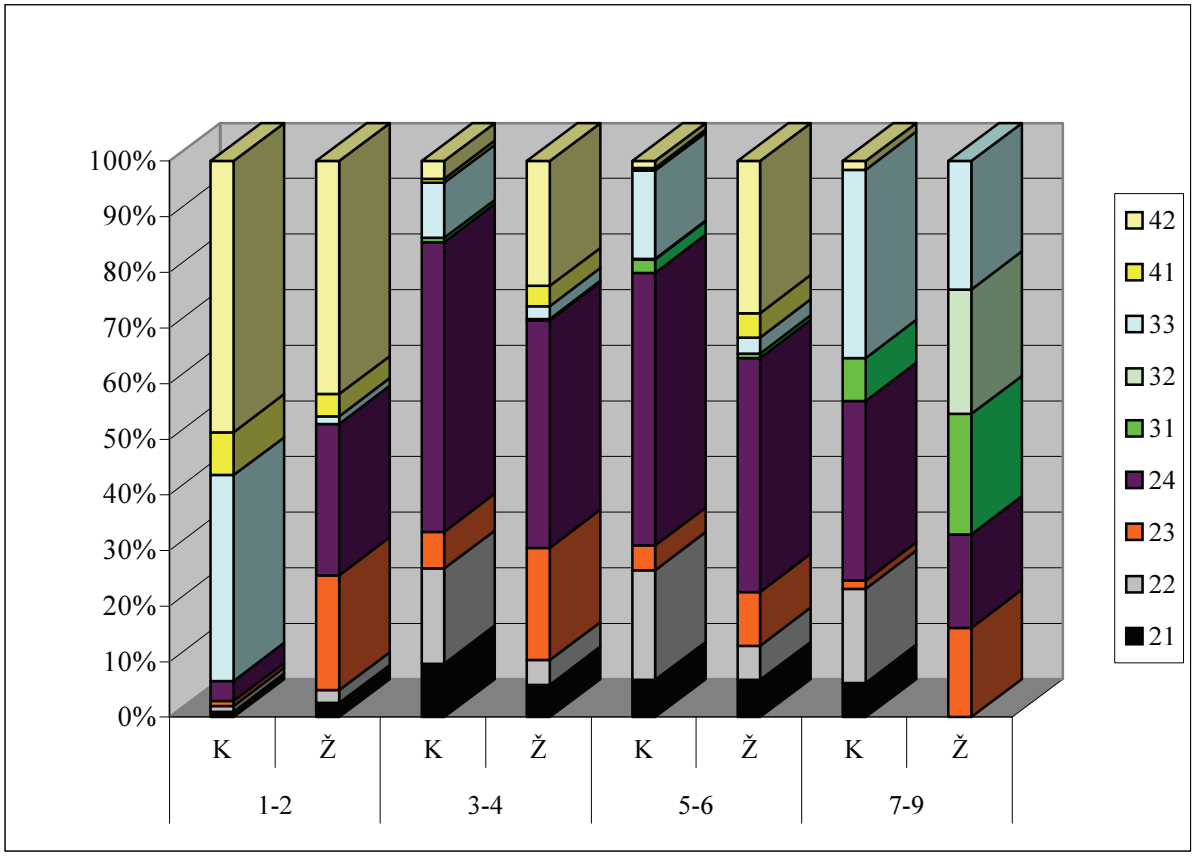
Z takto upraveného rozkladu je patrné na příkladě KA nejvyšší zastoupení v živné řadě 3-4 LVS (18,8 %), v 5-6 LVS (11,4 %). V kyselé řadě v 5-6 LVS (10 %) a v 3-4 LVS (9 %). Podobně je dokladován rozklad ostatních půdních typů, jejich vazba na ekologickou řadu a zastoupení LVS.
Následují příklady šetřených atributů na půdním typu kambizem (KA) na kyselé (K) a živné (Z) ekologické řadě (ER):

Analýzy nadložního humusu

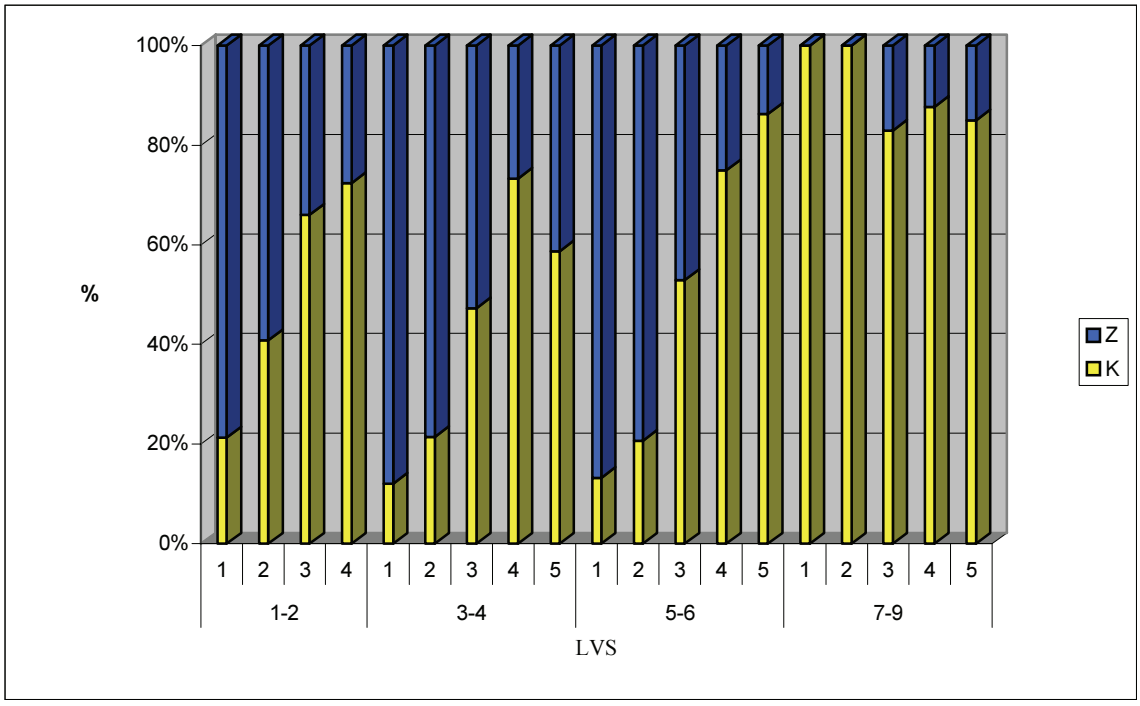
Tab. 3 Forma nadložního humusu - kriteria

Moder				**Mor**			**Mul**	
drnový	morový	mulový	typický	drnový	raš.	typický	drnový	pravý
21	22	23	24	31	32	33	41	42

Komentář: převládá zastoupení moderu typického, zejména na kyselé řadě, mulové formy pak na řadě živné. V nižších LVS se pak vyskytují převážně formy mulové a moderové (1-4 LVS). V horských lesích pak převládá forma moru a typického moderu.



Graf 3 Zastoupení forem nadložního humusu na KA dle LVS a živné (Ž) a kyselé (K) řady



Graf 4 Srovnání tloušťky nadložního humusu kyselé a živné řady dle LVS na KA

Tab. 4 Tloušťka nadložního humusu (mm) - kriteria

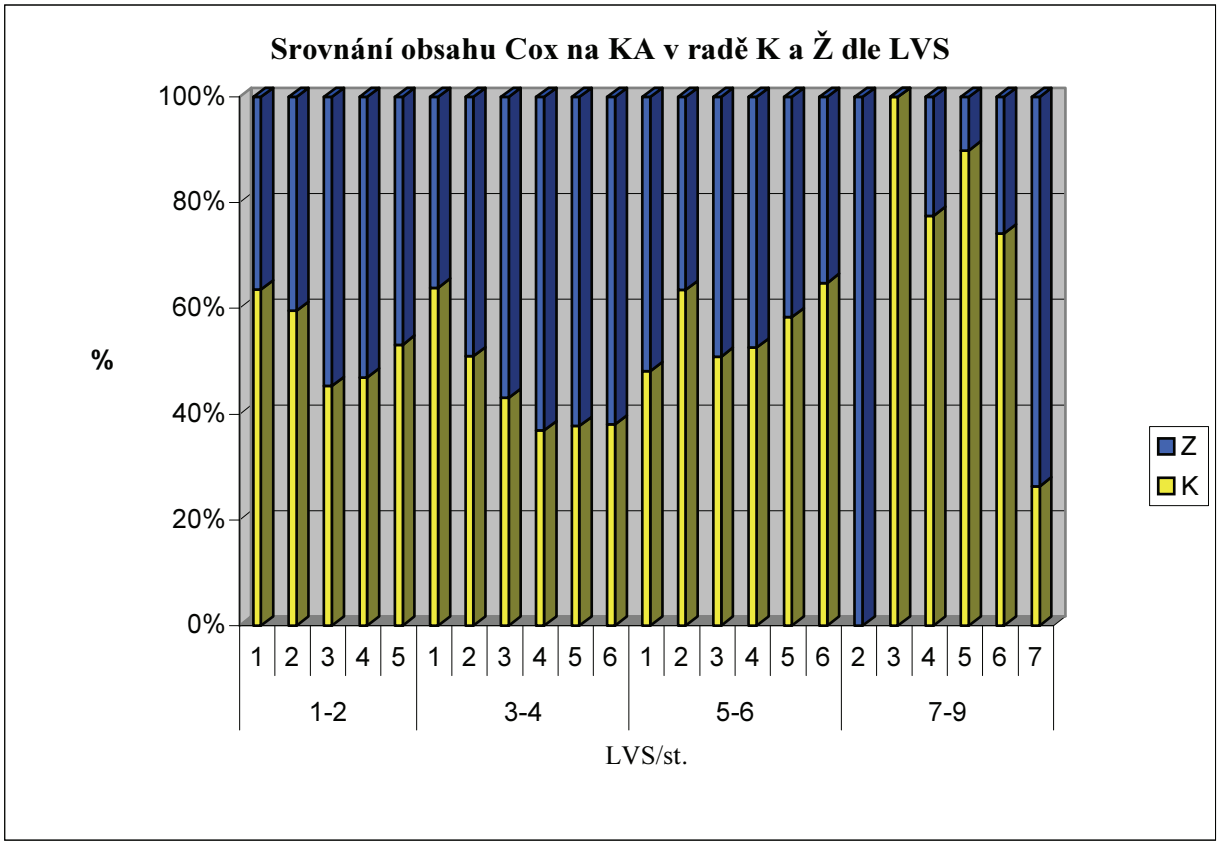
Stupeň	Tloušťka (mm)	Označení
1	0 - 5	minimální
2	6 -15	velmi malá
3	16 - 50	malá
4	51 - 100	střední
5	nad 100	vysoká

Komentář: Pro živnou řadu je v nižších a středních polohách typická minimální a velmi malá tloušťka nadložního humusu. V řadě kyselé pak převládají střední až vysoké tloušťky. Rovněž z rostoucí LVS je tloušťka vyšší.

Analýzy povrchového minerálního horizontu

Tab. 5 Obsah Cox % - kriteria

Stupeň	%	Označení
1	0 - 1	velmi nízko humózní
2	1,1 - 2	nízko
3	2,1 -3	středně
4	3,1 - 5	vysoce
5	5,1 - 12	velmi vysoce
6	12,1 - 25	zrašeliněná
7	25,1 - 50	rašelinná

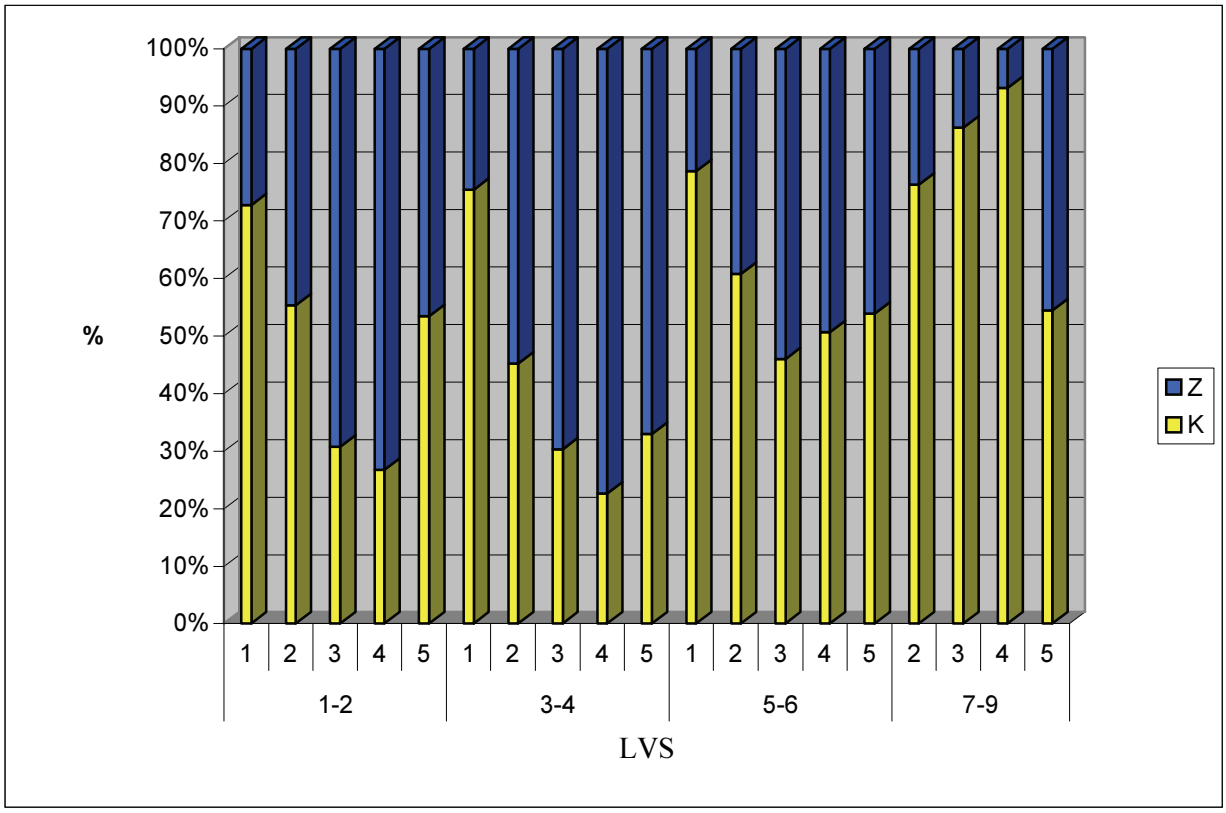


Graf 5 Srovnání obsahu Cox v kyselé a živné řadě dle LVS na kambizemi

Komentář Grafu 5: Vysoký a střední obsah Cox na kyselé a živné řadě je vyrovnaný, v horských polohách je vyšší na kyselé řadě. V absolutních hodnotách je obsah Cox na živné řadě vyšší.

Tab. 6 Obsah celkového dusíku (Nt %) - kriteria

Stupeň	%	Označení
1	pod 0,06	chudá
2	0,06 - 0,2	střední
3	0,21 - 0,3	dobrá
4	0,31 - 0,5	bohatá
5	nad 0,5	velmi bohatá

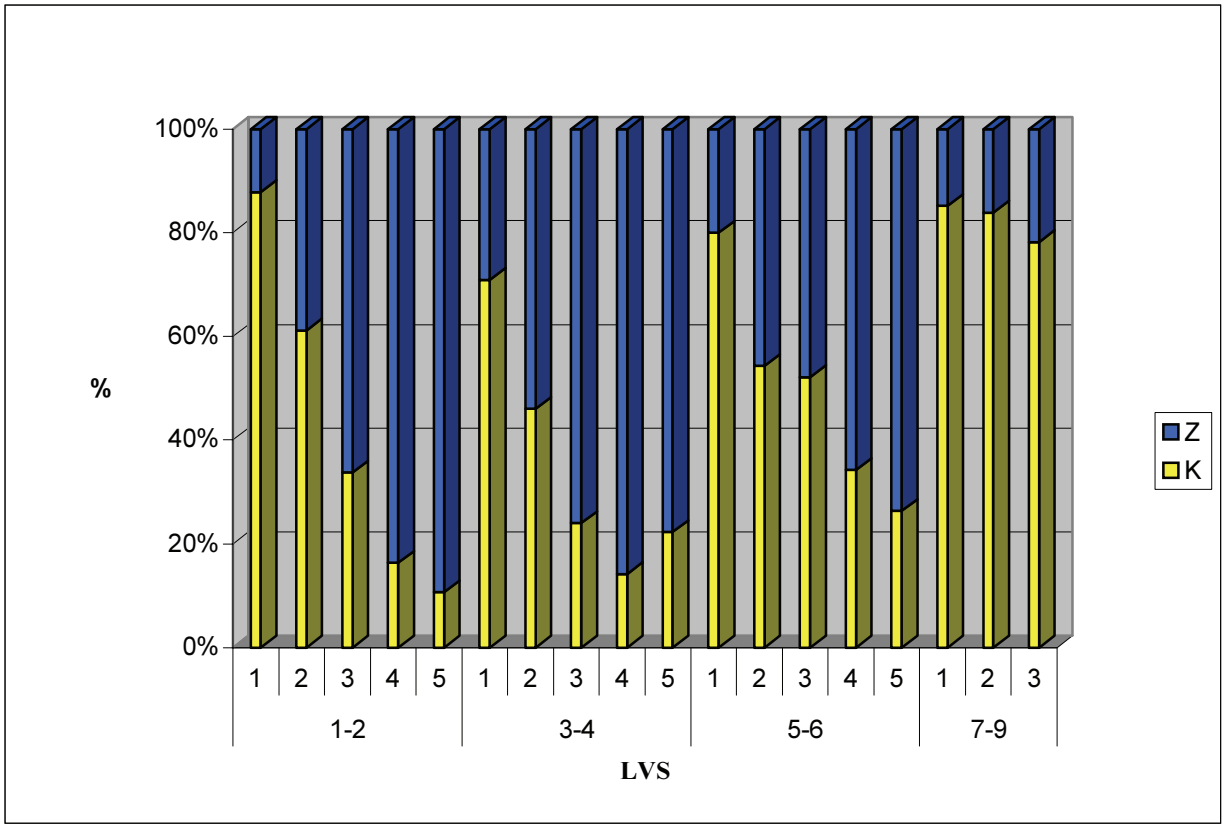


Graf 6 Srovnání obsahu Nt v kyselé a živné řadě dle LVS

Komentář Grafu 6 : Zásoba dusíku je chudá, středních hodnot dosahuje na úrovni 3-6 LVS ve prospěch živné řady.

Tab. 7 Hodnoty pH/KCl – kriteria

Stupeň	%	Označení
1	pod 3,0	velmi silně kyselá
2	3,1 - 4,0	silně kyselá
3	4,1 - 5,0	středně kyselá
4	5,1 - 6,0	mírně kyselá
5	nad 6,1	neutrální - alkalická



Graf 7 Srovnání hodnot pH/KCL v kyselé a živné řadě dle LVS na kambizemi

Komentář Grafu 7: Ze srovnání hodnot pH/KCl vyplývá téměř lineární trend vztahu hodnot pH mezi kyselou a živnou řadou, ve prospěch příznivějších hodnot pH na řadě živné. Příznivější podíl středně kyselých hodnot je pak ve prospěch řady živné, zejména v 1– 4 LVS. V horských polohách pak převládají silně kyselé hodnoty, zejména u kyselé řady.

Závěr

Předložený materiál dokumentuje na příkladě zpracovaných výsledků NIL charakteristiky vybraných vlastností půd. Klade se důraz na pojetí ekosystémového přístupu hodnocení, tj. na principu přiřazení půdnímu typu informace o LVS a ER. Z uvedené skutečnosti pak vyplývá, že jednotka půdního půdní typu a subtypu sama o sobě bez bližší charakteristiky klimatu, expozice, n.m.v., jako hodnotící jednotka je pro komplexní hodnocení půdních vlastností nevyhovující.

Klasifikační půdní jednotku je proto nutné ošetřit vazbou na jednotku ekosystémovou. Na jaké hierarchické úrovni bude záleží na požadavcích stran vypovídací schopnosti, tj. na úrovni lesního typu či souboru lesních typů (SLT) a vyšších nadstavbových jednotek, např. agregovaných ekologických řad a sdružených LVS. Jde o využití tzv. systémového efektu umožňující dostatečnou a přehlednou precizaci přírodních podmínek pro rámec půdních klasifikačních jednotek.

Uvádí se originální Graf. 2, dokumentující zastoupení půdních typů dle LVS a ER. V tomto pojetí je na příkladě vlastností kambizemě (forma a tloušťka nadložního humusu, analýz povrchového min. horizontu – Cox, Nt, V% a pH/KCl) je prezentována jejich variabilita, nejen na úrovni LVS, ale i ve srovnání ekologické řady živné a kyselé. Podobně lze dokumentovat charakteristiky řady dalších půdních jednotek.

Bez uvedených vazeb nelze na exaktním základě vyhodnotit vlastnosti lesních půd a jejich využití v ekosystémovém pojetí. Na tomto principu byly zpracovány např. mapy Obsahu Cox na lesní půdě či Odolnosti lesních půd proti acidifikaci a debazifikaci.

Literatura

MACKŮ, J. a kol., 2004: Oblastní typologický elaborát, Pracovní postupy ÚHÚL Brandýs n.L., 33 str.

MACKŮ, J. 2005: Rajonizace lesních půd ČR v závislosti na jejich acidifikaci a nutriční degradaci In: Černý, M. a kol., 2005:, IFER, 65 str.

MACKŮ, J., 2005: Bilance uhlíku v nadložním humusu a svrchním minerálním horizontu. In: Výroční zpráva Projektu CzechCarbo, dílčí zpráva:, IFER, 13 str.

NĚMEČEK, J. a kol., 2001: Taxonomický klasifikační systém půd ČR, ČZÚ Praha, 78 str.

PLÍVA, K. a kol., 1984: Typologická klasifikace lesů ČSR, ÚHÚL Brandýs nad Labem.

MONITORING AND CLASSIFICATION OF THE PRODUCTION POTENTIAL OF FARMLAND

MONITORING A HODNOCENÍ PRODUKČNÍHO POTENCIÁLU ZEMĚDĚLSKÝCH PŮD

Jan Váchal[1], Radka Váchalová[1], Jana Moravcová[1], Monika Koupilová[1] Miroslav Krejča[2], Miloslav Šír[3]

[1]Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, zemědělská fakulta, Studentská 13, 370 05 České Budějovice, e-mail: vachal.jan@seznam.cz
[2]Vysoká škola technická a ekonomická v Českých Budějovicích,
[3]Ústav pro hyrodynamiku AV ČR, v.v.i.

Abstract

On present a new method for the determination and evaluation of the Total Production Potential of farmland – TPP_f. New pedological layers have been proposed from the viewpoint of the need to determine degradation parameters in main soil representatives for subsequent limitation of production potential (delimitation parameter, blocking and homogenization parameter, hydromorphism, degradation of soil structure and constructions, danger of erosion, soil skeleton rate, infiltration capacity).The theoretical basis for TPP_f calculation consists in the definition of production and environmental functions in agricultural landscape, the proposal of methodological procedure for the calculation of mentioned functions and the construction of the formulae for the calculation, including the determination of point span for particular numbers of BPEJ (or HPJ) code. Considering production function we have proposed correction coefficients for critical parameters; in the calculation of environmental function we have included correction environmental parameters. The output of the proposed method consists in the determination of so called spatial models consisting of the determined span for production function, and of the span for environmental functions of farmland (biomass production, filtration function, accumulation function, transformation function, buffer and transportation function, biological base, genetic pool, decontamination function, land as historical medium, raw materials source, space for human activities). The obtained data can be used even outside the mentioned spheres of interest, e.g. in the monitoring of soil properties, in the improvement of land pool, in the protection of natural resources and landscape improvements as well as in subsidies policy from the viewpoint of its objective structure and priorities. The possibility to determine the share of any particular function including the degree of risks facilitates the application of appropriate land use methods in harmony with the natural potential of landscape. To study and understand these regularities was the main scientific attribute of the solution.

Key words: Total Production Potential, environmental functions, spatial models consisting

Abstrakt

Představena je nová metoda k vymezení a hodnocení Celkového produkčního potenciálu zemědělských půd CPP_{zp}. Navrženy jsou nové pedologické vrstvy GIS, z hlediska potřeby vymezení degradačních parametrů u hlavních půdních představitelů pro následnou limitaci produkčního potenciálu (delimitační parametr, blokační a homogenizační parametr, hydromorfizmus, degradace půdní struktura a stavby, erozní ohroženost, skeletovitost, infiltrační schopnost půd). Teoretickým základem pro výpočet CPP_{zp} je definice produkčních a environmentálních funkcí v zemědělské krajině, návrh metodického postupu pro výpočet uvedených funkcí a konstrukce výpočtových vzorců, včetně stanovení bodového rozpětí pro jednotlivá čísla kódu BPEJ, resp.HPJ. U produkční funkce byly

nově navrženy opravné koeficienty pro deficitní parametry, u výpočtu environmentální funkce jsou navrženy opravné environmentální parametry. Výstupem navrženého postupu je stanovení tzv.rajonizačních vzorů sestávající stanoveného rozpětí pro produkční funkci a z rozpětí určené pro environmentální funkce zemědělských půd (produkce biomasy, filtrační funkce, akumulační funkce, transformační funkce, pufrační, transportní funkce, biologická základna, genová rezerva, asanační funkce půda jako historické médium, zdroj surovin, prostor pro lidskou aktivitu). Využitelnost získaných údajů lze předpokládat mimo již uvedené oblasti dále při monitoringu půdních vlastností, v oblasti zúrodňování půdního fondu, v ochraně přírodních zdrojů a kultivaci krajiny, při projektování pozemkový úprav a v neposlední řadě v oblasti subvenční a dotační politiky z pohledu její objektivizace a stanovení priorit řešení. Možnost stanovit podíl jednotlivých funkcí, včetně stupně jejich rizikovosti, vytváří předpoklad pro využívání zemědělsky obhospodařované krajiny v souladu z jejím přirozeným potenciálem. Snaha o poznání těchto zákonitostí byl hlavním vědeckým atributem řešení.
Klíčová slova: Celkový produkční potenciál, environmentální funkce, rajonizační vzorec

Introduction

The newly proposed method is based on the studies dealing with the production potential of soils (Blum, 1990; Doran, 1994; Kozák, Němeček 2002; Karlen 1997; Larson & Pierce 1994; Warkentin 1996). The classification of forest soils is described in the studies. A considerable change in knowledge on soil production potential is published in the monograph (Horrigan 2002; Pretzsch 2003). We also considered the studies of other authors (Pardon 2003; Smith et al. 2000). Until recently the concept "soil quality" expressed only its production capacity. However, these authors observed that soil quality evaluation and subsequent soil exploitation depends on a number of environmental factors.

An important shift of that viewpoint was made by W. Blum (1988, 1990) who perceived soil as a natural-historical form which influences environment stability including water resources quantity and quality. Soil quality is sometimes also interpreted as "the health of soil". It usually means a state when soil does not contain any pollutants or contaminants (from the point of view of food production, food chain or surface water and groundwater quality).We consider this view to be rather narrow, incapable of expressing the capacity of soil to provide all its functions. Many authors (Doran & Parkin 1994; Karlen et al. 1997; Warkentin 1992) define soil utilization and its quality as an ability to function within an ecosystem. Therefore it is possible to accept a very simple definition by Pierce and Larson (1993) stating that soil quality represents its "suitability for general use". In other words soil quality is defined as a complex of physical, chemical and biological soil properties which provide for plant growth, regulate the cycles of nutrients and water as well as the flows of energy in the environment and influence both the inputs of various substances into food chains and their leakage in the groundwater (Larson & Pierce 1994).

According to many authors (Bielek 1996; Blum 1988) it is possible to divide the functions of soil into three groups*: the first function* is natural and comprises the substance cycle in the nature, mainly water and nutrients cycles; *the second group* comprises utility functions when soil serves for energy exchange and water retention and accumulation; *the third function* actually represents cultural heritage as an archive of natural history and human activities, when water resources protection was inseparable from ancient civilizations.

Other authors have similar opinions, paying more attention to the definitions of ecological soil functions. e.g. (Warkentin 1996, Demo 1998) concentrate on the following functions in the ecosystem: biochemical and agrochemical cycle (nutrients and carbon recycling, withering of minerals and releasing nutrients), retention and releasing (binding nutrients and limiting their leakage, water accumulation and releasing), water distribution (infiltration, retention and precipitation water purification), water transport in vertical and horizontal direction, buffering

function (regulation of temperature changes, substance sorption, regulation of reaction changes).
The Council of Europe in its Recommendation no. R(92)8 on soil protection (1992) officially confirmed that significant functions of soil were filtration, neutralization (buffering) and substance recycling in the nature, all this being a component of function and regulation mechanisms of the nature, and as such it is an important factor of quality and quantity parameters of surface water and groundwater. These new attributes in the perception of soil environment as an important means of water resources creation and conservation form a basis for the hypothesis on the necessity of objective knowledge at determining production and non-production soil functions; their legal implementation in practice, mainly in management systems, would ensure real and complex water protection in the landscape.

Material

Bohemian Forest area belongs to other regions in the Central Europe that have not been dramatically affected by human industry activities yet. This model area is located on Prachatice – Vimperk region in Bohemian Forest protected landscape area boundary, where autochthonous forest stands have been preserved (e.g. climax spruce stands, acidophilic beech woods, peat bogs). Local climate is typical for sub-mountain region, affected by rugged topography and high forest coverage. Annual mean rainfalls in ten-year period reach to 830 mm. Annual mean temperature is 5,9° C, average January temperature is -3,8° C, average June temperature is 13,5° C. Average relative humidity is 78° C. Prevailing wind direction is northern.
Geologically this area belongs to Bohemian Forest moldanubicum. According to regional scale, model area includes mountain Bohemian Forest territory and less favourable Bohemia Forest areas, mountain type Montane-1, Montane-2, possibly categories Grain-growing region-2 and Grain-growing region-3. Into Bohemian Forest upland are included areas with elevation over 800 m, where arable land has been into grassland converted. In these areas priority consist in increased landscape protection, especially in water resources locations and agricultural exploitation of such areas will be reduced to landscape maintenance. According to local scale, model area is located in Zdíkov territory. Within last 20 years marked changes in landscape structure have occurred here, which can be considered as typical for this region. Mentioned structural changes brings tab.1.

Tab. 1 Structural changes in Zdíkov territory

Plantation type	1989		2004	
	area (ha)	%	area (ha)	%
Arable land	319	49,7	108	17,3
Permanent grassland	268	41,8	489	78,4
Special agricultural types	54	8,5	45	4,3
Sum	**641**	**100**	**642**	**100**

Obviously, these changes bring distinctive approach to farming system as well as to natural resources preservation in these regions. Natural water resources preservation plays the main role.

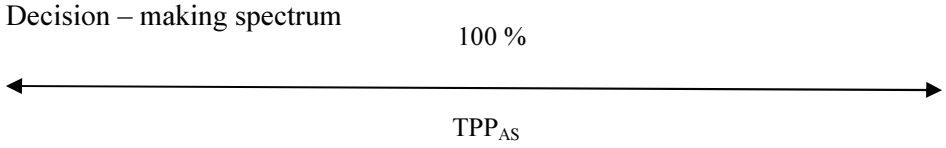
Methods and Results

Decision – making algorithm of zonation formula

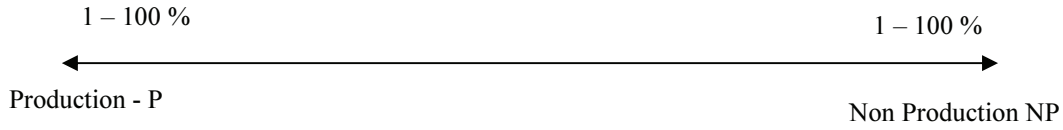
Determination is based on the assumption that Total Production Potential of agricultural soils (TPP_{AS}) is calculated as the sum of Production functions and Non Production functions, whereas TTP_{AS} is all time equal to value 100% (maximum possible value ranges between 0 – 100%).

Scheme 1 Decision – making algorithm for regional (local) zonation

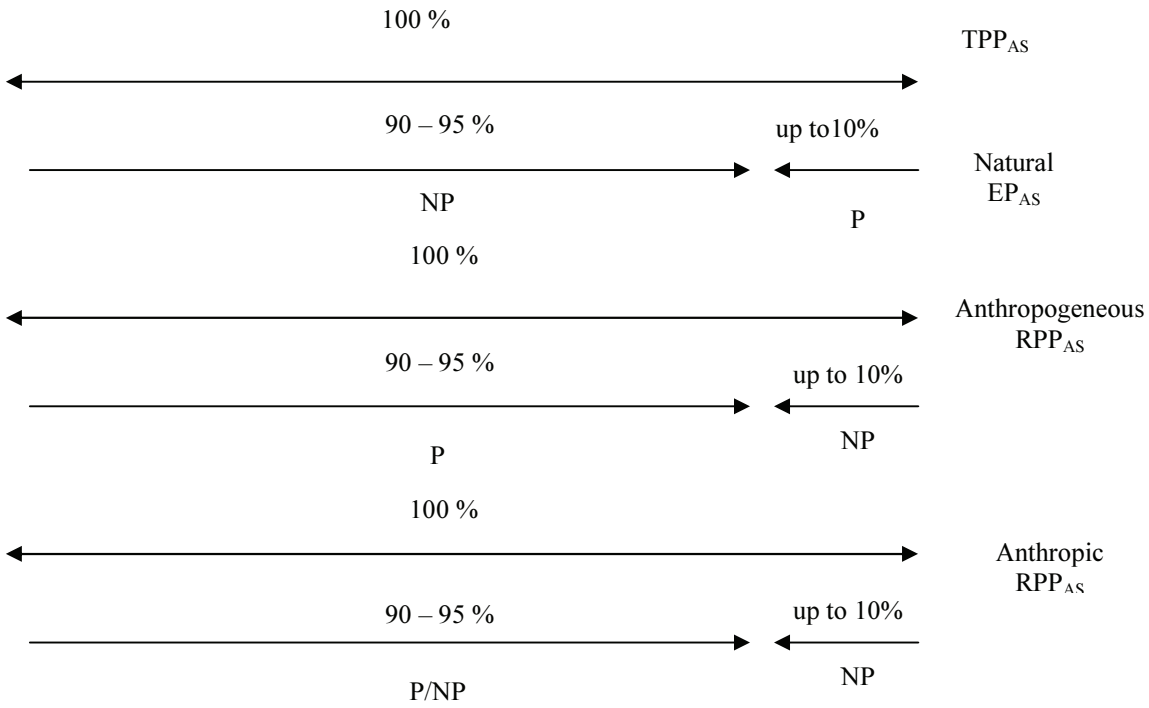
a) Decision – making spectrum



b) Optimization mechanism



c) Basic zonation formula (limiting)



The interrelation between production and non production (environmental) component is expressed by zonation formula of the natural potential of the investigated territory or landscape.

Screening of production and non-production function

Basic indication of environmental functions of soils is allocated in the area of interest with BPEJ use including quality parameters. The principle can be applied of three levels: local – regional – sup-regional.

Pedogenetic associations in the territory of interest are as follows:

- associations of brown forest soils, natural, and brown agricultural soils of cultivated mountain areas,
- associations of Podzols of mountain type areas cultivated,

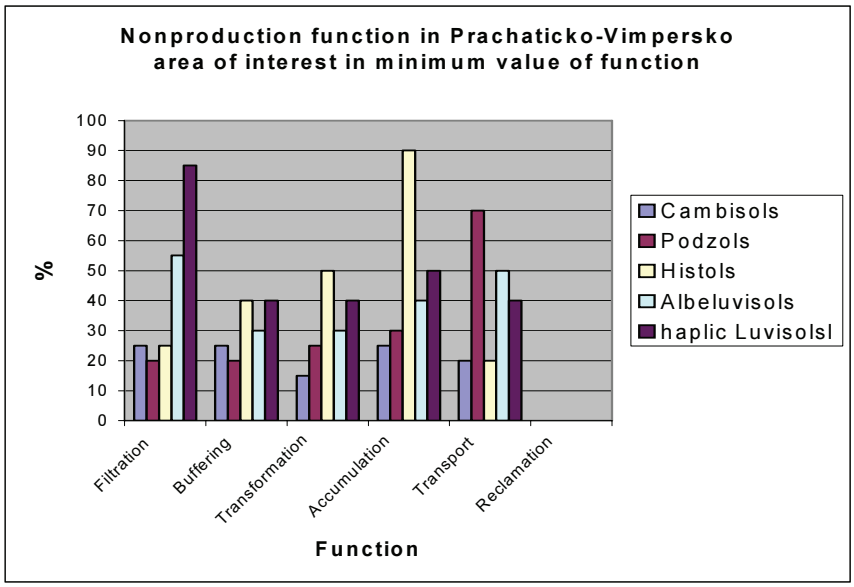
- associations of Histosols,
- associations of Albeluvisols, natural and cultivated.

Tab. 2 Non-production functions of soil types

Nonproduction functions (%) minimum value of function	**Soil type of sub-mountain and mountain areas**				
	Cambisols	**Podzols**	**Histosols**	**Albeluvisols**	**Haplic Luvisols**
Filtration	25	20	25	55	85
Buffering	25	20	40	30	40
Transformation	15	25	50	30	40
Accumulation	25	30	90	40	50
Transport	20	70	20	50	40
Reclamation	0	0	0	0	0

According to purpose - specifying map, in Prachatice-Vimperk area there are soil types with prevailing ecological functions.

Graph 1 Screening of functions generating SEP_{AS} (Matějková, 2006)



Calculation of production value of soils by the method of allocating points (VÚZE Praha, VUMOP Praha)

This purpose was accomplished by using synthetic – parametric method of uniform point – allocation method to applicable all BPEJ in Czech Republic.

$PV_{BPEJ} = (P_{MPU} + P_{GT} + P_{SE} + P_{CD}) \cdot C_{CR}$

Where:

P_{MPU} point for main unit in range 1 – 50 points

P_{GT} points for grained texture 1 – 25 points

P_{SE} points for slope (S) and exposition (E) in range 0 – 10 points

P_{CD} points for stone content (C) a soil depth (D) in range 0 – 15 points

C_{CR} coefficient for climatic region in range 0.60 – 1.00

Newly proposed method of Total Production Potential calculation in agricultural soils – TPP_{AS}

The newly proposed approach for the calculation of total production potential in agricultural soils consists of following three steps:

1) determination of the production potential of agriculture soils PP_{AS}
2) determination of the environmental (non production) potential of agriculture soils EP_{AS}
3) determination of the reduced production potential of agriculture soils RPP_{AS}
4) TPP_{AS} calculation

Determination of PP_{AS} calculation

To determine the formula for the calculation of agricultural soil production potential we used the existing formula for the assessment of soil-climatic properties by the method of allocating points – PV_{BPEJ} (Němec, 2001). Thus we found the starting production potential SP_{PAS}, which is subsequently modified by means of newly proposed deficit parameters with appropriate point values (Table 3).

Formula for PP_{AS} calculation

$$SP_{PAS} = PV_{BPEJ} = (P_{MPU} + P_{GT} + P_{SE} + P_{CD}) \cdot C_{CR}$$

$$PP_{AS} = SP_{PAS} \cdot (1 - \sum C_{DP})$$

Where: PV_{BPEJ} is point value BPEJ

PP_{AS} is production potential of agricultural soils
SP_{PAS} is starting production potential
C_{DP} is corrective deficit parameter in range of 0 – 1 point
P_{MPU} are points for the main unit in range of 1 – 50 points
P_{GT} are points for grained texture in range of 1 – 25 points
P_{SE} are points for slope (S) and expositions (E), 0 – 10 points
P_{CD} are points for stone content (C) and soil depth (D), 0 – 15 points
C_{CR} is coefficient for climatic region, 0.60 – 1.00

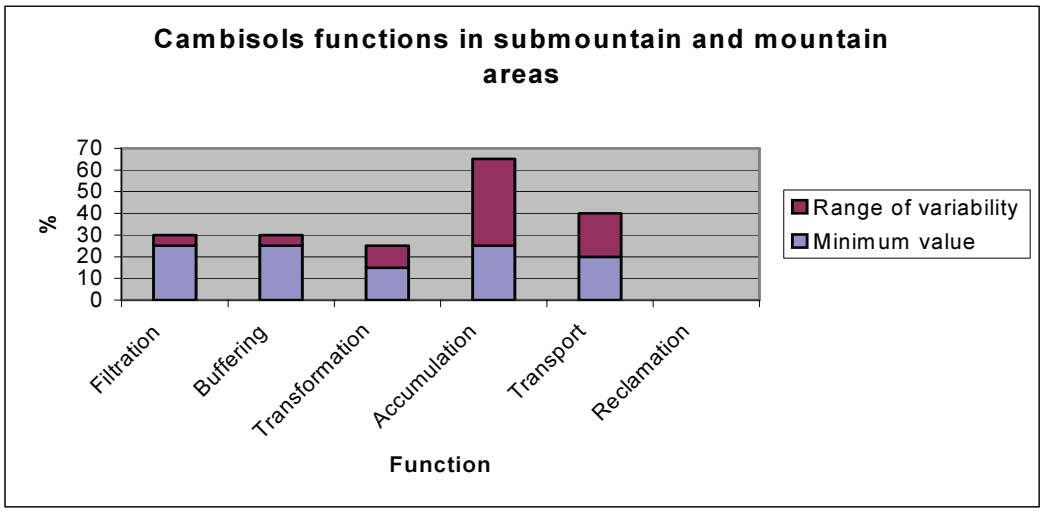
Tab. 3 Corrective deficit parameters (C_{DP})

No.	Corrective parameter	Point value
1	soils with undeveloped soil profile	0.062
2	shallow soils	0.062
3	shallow soils in infiltration area	0.063
4	permeable and more permeable soils in infiltration area	0.063
5	moderately skeleton soils (25 – 50%) in infiltration area	0.063
6	soils on slope > 17°	0.062
7	ravines	0.062
8	slope soils > 12°	0.062
9	soils on slope 7 – 12, soil erosion factor > 0,48	0.063
10	catenas Glr	0,063
11	flood plain light and plain gleyic soils in cool and moderately cool region	0.063
12	gleyic soils in cool and moderately cool region	0.063
13	wet gley, peat bog and peaty soils	0.062
14	catenas	0.062
15	permeable and more permeable soils of light grain texture dried in accumulation area	0.063
16	gleyic soil, flood plain gley soils, mead gley soils, cultivated hydromorphic soils	0.063
		Σ 1.000

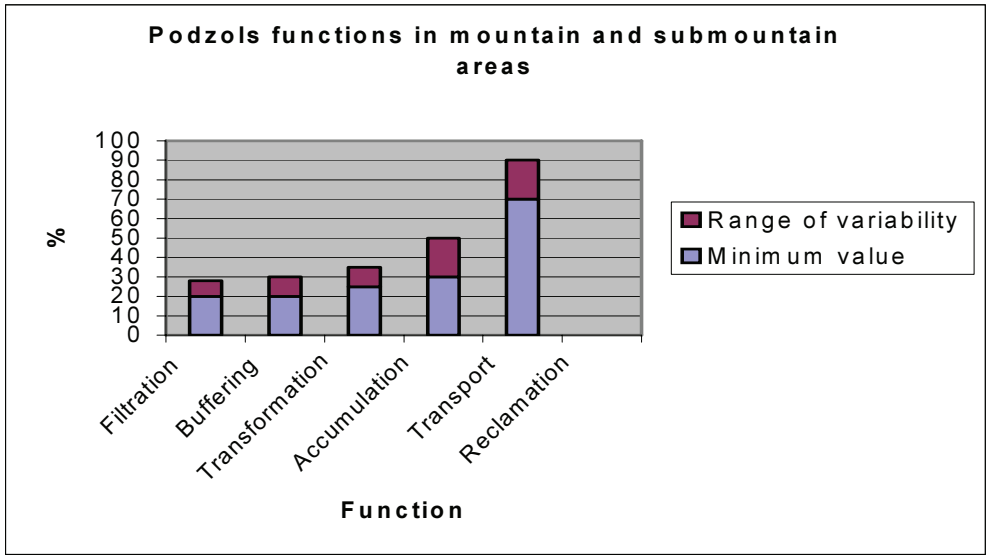
Determination of EP_{AS} calculation

The basis for EP_{AS} determination is the screening of environmental functions included in BPEJ contained in solved region.

Graph 2 Cambisols (Matějková, 2006)



Graph 3 Podzols functions (Matějková, 2006)



The screening shows that the dominant environmental functions are as follows: filtration, buffering, transformation, accumulation, transport, reclamation including, cultivation and landscape – forming, anthropogenic function. These functions should be protected and respected in the framework of landscape conservation.

To determine the formula for the calculation of EP_{AS} it is necessary to find the starting environmental potential (SEP_{AS}). SEP_{AS} determination is based on the assumption that PP_{AS} + SEP_{AS} = 100 (see Scheme 1). SEP_{AS} is subsequently modified by corrected environmental parameter (CE_{LP}). CE_{LP} is calculated related to following formula:

$CE_{LP} = SEP_{AS} \cdot \sum CE_C$ (see Table 4)

Tab. 4 Corrective environmental coefficients (CE_C)

Environmental function of soils – corrective coefficient	Point value
1 biomass production	0,01
2 filtration	0,02
3 accumulation	0,045
4 transformation	0,045
5 buffering	0,02
6 transport	0,01
7 biological basis, genetic pool, reclamation function	0,02
8 soil as historic medium	0,01
9 raw material resource	0,01
10 space for human activities	0,02

Then: $EP_{AS} = SEP_{AS} + CE_{LP}$

Determination of the RPP_{AS} calculation

Reduced production potential is calculated by the correction of production potential about corrected environmental parameters: $RPP_{AS} = PP_{AS} + CE_{LP}$

TPP_{AS} calculation : $TPP_{AS} = RPP_{AS} + EP_{AS}$

RPP_{AS} calculation for the area of Vimperk

Tab. 5 Calculation of production (PP_{AS}) and environmental (EP_{AS}) potentials

BPEJ	area (m2)	SP_{PAS} (%)	C_{DP}	PP_{AS} (%)	SEP_{AS} (%)	CE_{LP}	EP_{AS} (%)	RPP_{AS} (%)
936040	115 402	49	0,159	41	59	0,090	64,3	35,7
936210	180 116	53	0,167	44	56	0,090	61,0	39,0
936240	1 924 667	46	0,159	39	61	0,090	66,5	33,5
936310	22 073	52	0,167	43	57	0,090	62,1	37,9
936340	569 809	46	0,159	39	61	0,090	66,5	33,5
936410	43 900	47	0,167	39	61	0,090	66,5	33,5
936440	518 521	41	0,142	35	65	0,090	70,9	29,2
936540	162 941	39	0,159	33	67	0,090	73,0	27,0
937160	132 555	37	0,137	32	68	0,090	74,1	25,9
937460	161 407	31	0,137	27	73	0,045	76,3	23,7
937560	93 270	29	0,137	25	75	0,045	78,4	21,6
939190	6 093	13	0,094	12	88	0,000	88,0	12,0
939290	3 279	13	0,094	12	88	0,000	88,0	12,0
939390	8 468	13	0,089	12	88	0,000	88,0	12,0
940670	50 509	36	0,122	32	68	0,090	74,1	25,9
940680	384 566	27	0,109	24	76	0,045	79,4	20,6
950110	**1 072 003**	**45**	**0,198**	**36**	**64**	**0,090**	**69,8**	**30,2**
950140	1 025 605	39	0,188	32	68	0,090	74,1	25,9
950410	90 178	40	0,198	32	68	0,090	74,1	25,9
950440	200 363	37	0,188	30	70	0,090	76,3	23,7
950540	272 603	32	0,188	26	74	0,045	77,3	22,7
968110	280 167	17	0,152	14	86	0,000	86,0	14,0
972010	1 127 554	19	0,152	16	84	0,045	87,8	12,2
973110	455 971	19	0,152	16	84	0,045	87,8	12,2
973130	84 494	14	0,144	12	88	0,000	88,0	12,0
974110	338 943	13	0,171	11	89	0,000	89,0	11,0
Total	**9 325 456**	**30,0**		**25,0**	**75,0**		**78,5**	**21,5**

Example: Calculation of BPEJ 95011

95011 – belongs to infiltration and accumulation area in dependence on deficit parameter number 5, 12, 16

SP_{PAS} = [PV_{BPEJ} = ($P_{MPU} + P_{GT} + P_{SE} + P_{CD}$) · C_{CR}]
= 45%

PP_{AS} = decrease of starting production potential by 3 deficit parameters
= 45 · (1 - 3 · 0,063) = 36%

BPEJ was allocated to 4th infiltration category – small weight (Table 7)

→ proposal of agricultural measures: crop rotation and maintaining minimum vegetation cover

SEP_{AS} = 100 - PP_{AS} = 100 – 36 = 64%

CE_{LP} = SEP_{AS} + (0,045+0,045) = 5,8% (Table 4 → coefficient 3, 4)

EP_{AS} = SEP_{AS} + CE_{LP} = 64 + 5,8 = 69,8%

RPP_{AS} = PP_{AS} - CE_{LP} = 36 – 5,8 = 30,2%

TPP_{AS} = RPP_{AS} + EP_{AS} = 30,2 + 69,8 = 100%

Tab. 6 Division of BPEJ into geomorphologic areas in dependence on deficit parameters

Geomorphological areas	No. of deficit parameters	BPEJ
Infiltration area	1	93919 93929 93929
	2	93716 93746 92756
	3	93716 93746 92756
	4	93604 93621 93624 93631 93634 93641 93544 93654
	5	93604 93621 93624 93631 93634 93641 93544 93654 95004 95011 95014 95044
Transformation area	6	94067 94068
	7	
	8	94067 94068
	9	
Accumulation area	10	97411 97643
	11	
	12	95004 95011 95014 95044
	13	96811 97201 97311 97313 97411 97201
	14	97643
	15	
	16	95004 95011 95014 95044

Tab. 7 Overview of Infiltration category

BPEJ	Infiltration category	BPEJ	Infiltration category
93604	2 – high	93939	1 – very high
93621	3 – medium	94067	3 – medium
93624	2 – high	94068	2 – high
93631	3 – medium	**95011**	**4 – small**
93634	2 – high	95014	3 – medium
93641	2 – high	95041	4 – small
93644	3 – medium	95054	4 – small
93654	3 – medium	96811	4 – small
93716	1 – very high	97201	4 – small
93746	2 – high	97311	4 – small
93756	2 – high	97313	4 – small
93919	1 – very high	97411	4 – small
93929	1 – very high	97643	4 – small

Conclusion

We present a new method for the determination and evaluation of the total production potential of agricultural soils, which includes the differentiation between production and environmental function as well as the determination of their functional and spatial dimension. The output consists in so called zonation formulae based on the span of production function and of environmental function; an important part is represented mainly by filtration, accumulation and transport function of water. Testing the new methodology and the algorithm of calculation took place in the Šumava Mts. marginal area. The obtained data can be utilised in surface water and groundwater protection, in the protection of other natural resources and, last but not least, in creating subsidizing and funding policy, which should comply with the conservation strategies of the state. Determining the share of particular functions including the relevant risks means important know-how for farmland management, which should be in accordance with the natural potential of the landscape; it enables the state bodies to create nature conservation policy on an objective basis, including the protection of water resources.

Acknowledgement

The research was partially supported by finance from the Project MSM 600 766 5806, IGA VŠTE and AV ČR 1QS 200 420 562 GAČR Ga 205/05/2312.

References

BIELEK, P., 1996: Ochrana pôdy v environmentálnej a agrárnej politike u nás a v štátoch EÚ: Ochrana pôdy – výzva pre budúcnosť. Bratislava, Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy, s. 53 – 64.

BLUM, W.E.H., 1990: The challenge of soil protection in Europe Environmnental Conserv., 72–74.

BLUM, W.E.H., 1988: Problems of soil conservation. Nature and conservation series No. 39: Strasbourg.

DEMO, M., BIELEK, P., HRONEC, O., 1999: Permanent Sustainable Development. SPU Nitra a VUPU Bratislava, ISBN 80–7137–611–6.

DEMO, M., a kol. 1998: Usporiadanie a využívanie pôdy v poľnohospodárskej krajine. SPU Nitra a VUPU Bratislava, 31 – 37 s. ISBN 80–7137–525-x

DORAN, I., W., PARKIN, T.B., 1994: Defining and Assessing soil quality. SSSA spec. Publ. No.35, 3 – 21.
FORMAN, R.T.T., GORDON, M., 1993: Landscape ecology. Praha, Academia, 584.
HORRIGAN, L., LAWRENCE, R.S., WALKER, P., 2002: Environmental health perspectives, 445-456, ISSN 0091-6765.
KARLEN, D.L. et al., 1997: Soil quality. A concept definition and framework for evaluation. Soil Sci.Soc. Am. Journal 61, 4 – 10.
KOZÁK, J., NĚMEČEK, J., 2002: Current development of soil GIS in the Czech Republic. In: Current trends in the Research in the soil of environment, Proceding of International Konference, Brno, Research Institute for Foddu crops.Ltd, 269-273, ISSN/ISBN 80-902436-7-3.
LARSON, W.E., PIERCE, F.J., 1994: The dynamics of soil quality as measure of sistaniable management. SSSA spec. Publ.No.35, 37 – 51.
MATEJKOVÁ, S., 2006: Risk of the soils and their soil's functions in the landscape 8 miedzynarodowa konferencja studenckich kól naukowych. Wroclaw: Akademia Rolniczna Wroclaw, p. 176-176.
PARDON, M., 2003: Environmental science & policy, 377-388, ISSN 1462-9011.
NĚMEC, J., 2001: Bonitace a oceňování zemědělské půdy. VÚZE, Praha, ISBN 80-85898-90-X
NEMECEK, J., et al., 2001: Taxonomical classification of soil system in Czech Republic. Praha, ČZU, 79, ISBN80-238-8061-6
PIERCE, F.J. LARSON, W.E., 1993: Developing criteria to evaluate sustainable land management. Proceed 8th, Internat.Soil Management Workshop, USDA – SCS. National SOIL Surv Centr: Lincoln, 7 – 15.
PRETZSCH, H., 2003: Forstwissenschaftliches centralblatt, 231-249, ISSN 0015-8003.
SMITH, C.S., MCDONALD, G.T., THWAITES, R.N., 2000: Journal of environmental management, 267-288, ISSN 0301-4797.
VÁCHAL, J., et al., 2002: Methodology of the antropoecological stabilization of landscape. BTU Cottbus, Germany, 143-150.
VACHAL, J., VACHALOVA, R., 2004: The harmony of the environmental soils function in the marginal fields – the possibility and the process. Collection of scientific papers, Faculty of agriculture in České Budějovice, Agroregion Vol. 21, 87 – 90, ISSN 1212-0731.
VACHAL, J., ŠKOPEK, V., 1988: Structural-functional and Energy-material charakteristics of Landscape System. Ecology International, No.16, 27-45.
WARKENTIN, B.P., 1996: Overview of soil quality indicators. In: Bujanovský, R., Juráni, B.: Kvalita půdy a její hodnocení VUPU Bratislava, 42.
WARKENTIN, B.P., 1992: Soil science for environmnet quality – how do we know vhat we know? Yourn.Environ.quality Vol. 21, 163 – 166.
ZONNENVELD, I.S., 1995: An Introduction to LandscapeEcology. In: Land Ecology. SPB Academic Publishing, Amsterdam, 98-154.

KLASIFIKÁCIA PÔD, MAPOVANIE PÔD, INFORMAČNÝ SYSTÉM O PÔDACH A INFORMAČNÁ SPOLOČNOSŤ

SOIL CLASSIFICATION, SOIL MAPPING, SOIL INFORMATION SYSTEM AND INFORMATION SOCIETY

Bohdan Juráni

Katedra pedológie, Prírodovedecká fakulta Univerzity Komenského, Mlynská dolina B2, 842 15 Bratislava, Slovenská republika, e-mail: jurani@fns.uniba.sk

Abstrakt

Klasifikácia pôd, mapovanie pôd a informačný systém o pôdach sú tiež významnými oblasťami, ktoré vďaka transformácii a uspôsobeniu pre informačné technológie významným spôsobom prispievajú k rozbehnutiu mechanizmu „znalostnej ekonomiky“. Ich prínos už zďaleka nie je len pre oblasť poľnohospodárstva a lesníctva, ale tiež pre oblasť životného prostredia a kvality života obyvateľstva. Príspevok prináša opis súčasného stavu pedologickej problematiky vo vzťahu k budovaniu „informačnej spoločnosti“ a naznačuje najdôležitejšie úlohy v oblasti klasifikácie pôd, mapovania pôd a informačného systému o pôdach, pre najbližšiu budúcnosť.

Kľúčové slová: informačná spoločnosť, informačný systém o pôdach, klasifikácia, mapovanie pôd

Abstract

Soil classification, soil survey and soil information system are also important fields, which thanks to transformation and adaptation for information technologies are significantly contributing to the mechanism of „ knowledge economy“. Their contribution is not only for fields of agriculture and forestry, but also for fields of environment and quality of life of inhabitants. This contribution brings description of present state of pedological problems in connection to the creation of „information society“, and indicating most important tasks for near future, in the field of soil classification, soil survey and soil information system

Key words: information society, soil information system, soil classification, soil mapping

Úvod

Informačná spoločnosť je víziou novej modernej spoločnosti, v ktorej informácie majú prioritný význam. Jej vznik umožňujú informačné a komunikačné technológie, umožňujúce rýchlu tvorbu a prenos informácií a poznatkov do technologických a sociálnych procesov. Prekážky, vyplývajúce z času a vzdialeností sú odstránené sieťami na prenos informácií. Tým sa mení charakter spoločnosti z industriálnej na informačnú. Informatizácia spoločnosti je proces prechodu na informačnú spoločnosť, t. j. zavádzanie a využívanie informačných technológií do všetkých procesov a tým efektívnejšie využívanie zdrojov, výrobných prostriedkov a ľudského potenciálu.

Ak sa lepšie obzrieme okolo seba, informačné a komunikačné technológie už rozprestierajú svoje husté siete všade okolo nás. Istou brzdou pri budovaní informačnej spoločnosti u nás je relatívne pomalý prienik a inkorporovanie údajových a poznatkových databáz do informačných a komunikačných technológií.

Na informačnú spoločnosť nadväzuje tzv. „znalostná ekonomika“, čo je ekonomika, využívajúca schopnosť ekonomických subjektov vytvárať pridanú hodnotu, vďaka

zužitkovaniu a ďalšiemu rozvíjaniu získaných vedomostí a zručností. Výsledkom takejto ekonomiky sú „high-tech“ technológie a výrobky, ktoré sú bezkonkurenčne na špici súčasnej produkcie a vo vyspelých krajinách prispievajú 20 – 50 % do ich ekonomického rastu.
V Lisabone, na zasadnutí Európskej rady v dňoch 23. – 24. marca 2000 si predstavitelia štátov EÚ stanovili ambiciózny cieľ – stať sa najkonkurencieschopnejšou a najdynamickejšou znalostnou ekonomikou sveta. Len o trochu neskôr, na Ministerskej konferencii vo Varšave, v dňoch 11. – 12. mája 2000, uznali krajiny strednej a východnej Európy tento strategický cieľ za svoj. Vstupom týchto štátov do EÚ sa tieto ciele stali záväznými.
V predloženom príspevku som sa pokúsil zamyslieť nad stavom zapojenia informácií o pôde na Slovensku a ďalších odvodených oblastí, do týchto technológií.

Možnosti a prínosy informačnej spoločnosti

Keďže s nástupom informačnej spoločnosti zamestnanosť v tradičných odvetviach trvalo klesá, informačná spoločnosť prináša nové možnosti a uplatnenia presunom do oblastí informácií a služieb.
Za hlavné prínosy informačnej spoločnosti možno počítať:
- podpora vzdelávania a priebežného vzdelávania
- nové možnosti uplatnenia tvorivých schopností ľudí
- efektívnejšie riadenie podnikov, zvýšenie konkurencieschopnosti
- zvýšenie schopnosti spoločnosti reagovať na zmeny
- nové služby poskytované v rámci telekomunikácií
- výkonnejšia a transparentnejšia štátna správa
- zvýšenie kvality života väčším výberom služieb
- nové možnosti uplatnenia kultúrnych tradícií a identity regiónov.

Spoločnosť s dostupnou informačnou štruktúrou umožní lepšie využívanie schopností jej obyvateľov a zlepší kvalitu života najmä v týchto oblastiach:
- zdravotná starostlivosť
- zlepšené možnosti distančného a interaktívneho vzdelávania
- sprístupnenie informačných zdrojov a nástrojov pre ich využívanie širokou verejnosťou
- umožní „prácu na diaľku“ a zapojenie handicapovaných ľudí do pracovného procesu
- zvýšenie informovanosti spotrebiteľov a tým aj ich ochrany.

V rámci uvedených prínosov informačnej spoločnosti, pedológia môže úspešne vstupovať najmä do oblastí:
- vzdelávania a vytvárania vzťahu ľudí k životnému prostrediu
- zlepšovania štátnej správy
- flexibility spoločnosti vo vzťahu k zmenám
- uplatňovania tvorivosti ľudí
- efektívnejšieho riadenia podnikov.

Z oblasti pedológie prioritne využiteľné pre informačnú spoločnosť sú najmä:
1. Priestorové databázy, predstavované pôdnymi mapami. V súčasnom období sú na Slovensku digitalizované, teda využiteľné informačnými technológiami bonitačné mapy poľnohospodárskych pôd v detailnej mierke. Tieto sú verejnosti prístupné na webovej stránke Výskumného ústavu pôdoznalectva a ochrany pôd v Bratislave.
2. Údajové databázy, predstavované morfologickými charakteristikami a analytickými údajmi pôdnych horizontov pôdnych profilov výberových sond z komplexného prieskumu pôd, v celkovom rozsahu presahujúcom 17 000 pôdnych profilov.
3. Klasifikačné systémy. Jedná sa o Morfogenetický klasifikačný systém pôd SR, ako bazálnu referenčnú taxonómiu, ktorá je postupne s vývojom poznatkov o pôde upravovaná. Doposiaľ boli vydané už 3 verzie a pomaly sa napĺňa čas na začatie prác na štvrtej.

Morfogenetický klasifikačný systém pôd SR je využívaný v priestorových i údajových databázach. Súčasťou klasifikačných systémov sú aj účelové klasifikácie. Bonitačná klasifikácia pôd v súčasnom období používa sedemmiestny kód a využíva sa pri priestorových databázach. Treba konštatovať, že pomaly dozrieva čas aj na úpravy základnej koncepcie tohto účelového klasifikačného systému.

Súčasný stav využívania pedologických databáz

V súčasnom období sa na Slovensku využívajú údajové ale najmä priestorové databázy vo forme máp BPEJ pri ochrane pôd pred zábermi, ako aj pri skrývkach humusových horizontov pri výstavbe (rád by som upozornil na nevhodnosť odstraňovania humusových horizontov v niektorých špecifických prípadoch ako sú dláždené chodníky a cesty, prípadne dočasné sklady a logistické centrá. Po opustení využívania týchto lokalít, ale aj počas ich používania strácajú niektoré svoje dôležité funkcie, napr. filtračná, akumulačná a pod.). S nevôľou však musíme konštatovať, že právna vážnosť týchto materiálov je v porovnaní s predchádzajúcim obdobím výrazne nižšia. Súvisí to so zmenou zákona o pôde, ale najmä so zrušením finančných odvodov za zábery poľnohospodárskych pôd. Výrazný podiel má tiež celospoločenská zmena pohľadu na pôdy, v súvislosti s prebytkami na našom potravinovom trhu.

Ako výrazné pozitívum na druhej strane hodnotím vytvorenie verejne dostupnej webovej stránky Výskumného ústavu pôdoznalectva a ochrany pôd s priestorovými údajmi o bonite pôd (mapami BPEJ, ale tiež ďalšie aktuálne vlastnosti a charakteristiky pôd Slovenska). Údajové databázy o vlastnostiach a charakteristikách pôd sú využívané ako dôležité podklady pri riešení domácich i zahraničných výskumných úloh, prevažne pracovníkmi Výskumného ústavu pôdoznalectva a ochrany pôd.

Prinavrátenie vážnosti a dôležitosti pôdy v očiach verejnosti si vyžaduje niekoľko zásadných krokov. Súčasná populácia Slovenska je dominantne urbánna, na rozdiel od minulosti. Táto skutočnosť sa odráža do istej miery i vo vnímaní pôdy, keď predchádzajúce ponímanie pôdy a jej funkcie ako producenta potravín v očiach mestskej populácie vďaka súčasnému stavu na potravinovom trhu stratilo na vážnosti. To sa odráža najmä u zámožnejších vrstiev, ale aj u nadnárodných spoločností v snahe o často bezbrehé zástavby pôd, bez ohľadu na ich kvalitu.

Riešenie tohto problému vidím vo vytvorení nového bonitačného systému, založeného na hodnotení všetkých environmentálnych funkcií pôd. Toto hodnotenie by lepšie odrážalo potreby a záujmy ľudstva a života a po patričnej propagácii by mohlo byť premietnuté do príslušných zákonov a vyhlášok a pravdepodobne by mohlo získať i výraznejšiu podporu mestského obyvateľstva. Súčasťou hodnotenia by mali byť všetky pôdy, ako také, teda nielen poľnohospodárske, ale i lesné a urbánne. Takto by došlo k naplneniu predpokladov pre vytvorenie v úvode definovanej informačnej spoločnosti z pohľadu pôdy, ako neobnoviteľného prírodného zdroja a tiež z pohľadu pedológie, ako vedy, zaoberajúcej sa týmto unikátnym zdrojom.

Záver

Pre realizáciu takéhoto cieľa je potrebné uskutočniť rad kľúčových krokov, najmä:

1. spresnenie bazálnej klasifikácie pôd na základe získaných poznatkov, ale i zabudovaním prístupu, založenom na základe pôdnych procesov, ako:
- zaradenie niektorých negatívnych fenoménov antropizácie pôd do klasifikačného systému pôd, ako je zhutnená podornica;
- zaradenie fenoménu „fragipan“, vyskytujúceho sa u luvizemí pseudoglejových a pravdepodobne i u pseudoglejov do klasifikačného systému;

- hodnotenie fenoménu „mrazových pôd“ v klasifikačnom systéme;
- zaradenie a akčnosť niektorých identifikovaných horizontov ako diagnostické, do klasifikačného systému (napríklad kalcikový a petrokalcikový, placikový).

2. spresnenie existujúcich pôdnych máp:
- z hľadiska vyššie uvedených úprav klasifikácie;
- z hľadiska priestorového, t. j. prechod do skutočne detailnej mierky, prechod však asi nebude možný bez využitia nových, zatiaľ ešte nevyužívaných, neoverených alebo nevyvinutých metód DPZ.

3. príprava a spracovanie princípov a postupné kreovanie nového environmentálneho systému bonitácie pôd, jeho realizácia, naplnenie, sprístupnenie a napojenie na všetky dôležité aktivity a odvetvia spoločnosti.

Poďakovanie

Tento príspevok vznikol aj vďaka podpore Grantovej agentúry VEGA, projekt č. 1/2339/05.

Literatúra

BEDRNA, Z, 2002: Environmentálne pôdoznalectvo. SAV Veda, Bratislava, 2002, s. 352.

KOLEKTÍV, 2000: Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. VÚPOP, Bratislava, 2000, s.76.

LINKEŠ, V., PESTÚN, V., DŽATKO, M., 1996: Príručka pre používanie máp bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek. VÚPÚ, Bratislava, 1996, s. 103.

ŠARAPATKA, B., DLAPA, P., BEDRNA, Z., 2002: Kvalita a degradace pudy. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc, 2002, s. 246.

VILČEK, J., BEDRNA, Z., 2007: Vhodnosť agrárnej krajiny na pestovanie rastlín, VÚPOP, Bratislava 2007 (v tlači).

.

ZHODNOTENIE ERÓZIE PÔDY V KONKRÉTNOM POVODÍ VYUŽITÍM GIS TECHNOLÓGIE

ASSESSMENT OF SOIL EROSION AT THE CONCRETE CATCHMENT USING GIS TECHNOLOGY

Ján Styk, Boris Pálka

Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, Bratislava, Regionálne pracovisko, Mládežnícka 36, Banská Bystrica, Slovenská republika, e-mail: styk.vupop@bystrica.sk, palka.vupop@bystrica.sk

Abstrakt

Ochranu pôdy pred eróziou chápeme ako systém opatrení vhodných na zníženie strát pôdnej hmoty a na udržanie existujúcej úrodnosti ohrozenej pôdy. Je založená na informáciách o distribúcii vodnou eróziou afektovaných poľnohospodárskych pôd a intenzite vplyvu erózie na pôdu v konkrétnych podmienkach záujmového územia. V predkladanej štúdii sme sa snažili zhodnotiť záujmovú lokalitu (povodie Neresnice) z pohľadu rozšírenia vodnou eróziou ovplyvnených poľnohospodárskych pôd využitím modelu USLE (modifikovaný pre pôdno-klimatické podmienky SR) v prostredí Geografických informačných systémov. GIS slúži na analýzu a kombinovanie geografických dát z rôznych zdrojov, formátov a kartografických podkladov do jedného výstupu za účelom generovania digitálnych vrstiev dôležitých pre charakteristiku územia z pohľadu potenciálnej a aktuálnej pôdnej erózie (senzitivita a náchylnosť pôdy na eróziu). Prekrytím vzniknutých digitálnych vrstiev eróznych faktorov (faktory eróznej účinnosti dažďa, erodovateľnosti pôdy, dĺžky a sklonu svahu, ochranného vplyvu vegetačného krytu) získame výstupné mapy eróznej ohrozenosti poľnohospodárskych pôd záujmového územia. Zhodnotením sledovaného územia môžeme konštatovať, že takmer 37,5% výmery poľnohospodárskej pôdy je potenciálne ohrozené vodnou eróziou rôznej intenzity (kategórie erodovanosti od strednej až po extrémnu). Rozšírenie poľnohospodárskych pôd ohrozených potenciálnou pôdnou eróziou je vo veľkej miere funkciou reliéfu záujmového územia jeho klimatických podmienok a pôdnych charakteristík (v tomto prípade sa jedná o členitý pahorkatinový reliéf). Výmera poľnohospodárskej pôdy aktuálne ohrozenej eróziou je v tomto prípade výrazne nižšia (iba 1,4% výmery poľnohospodárskych pôd). Veľká časť záujmového územia je lokalizovaná v jeho podhorských častiach, kde prevládajú relatívne strmé svahy, ktoré sú nevhodné pre pestovanie bežných poľnohospodárskych plodín. Prevládajú tu trvalé trávne porasty, ktoré sú charakteristické veľmi dobrým protieróznym účinkom.

Kľúčové slová: erózia pôdy, USLE, GIS, faktory erózie

Abstract

Erosion control is understood as a system of measures suitable for prevention and reduction soil loss and preserving of soil fertility. It is based on the information about distribution of agricultural soils affected by water erosion processes, as well as intensity of water erosion assessment at the concrete conditions of study locality (sensitivity and risk of soil erosion). We tried to characterize of monitored area (Neresnica catchment) from the distribution of water erosion affected soils point of view using USLE model (modifying for Slovakian conditions) in the GIS technology (at the study). Geographical Information System is becoming popular tool for the estimation and prediction soil erosion. In GIS is possible to combine available data of main erosive factors on purpose to generate individual digital layers which are important for creation of potential or actual soil erosion maps. Final maps (outputs) of agricultural soils vulnerability by water erosion were a result of these digital layers of erosive factors combining (erodibility of soil, erosivity of rain, factor of relief, cover management factor). On the basis of achieved results (assessment of soil erosion at the study locality) it may be said that

approximately 37.5% of farmland at the catchment is potentially affected by soil erosion processes of various intensity (erosivity categories from medium to extremely high). Extension of agricultural soils affected by potential soil erosion (if soil is without any protective vegetation cover) is dominantly controlled by relief (it represents undulated hillyland in this example), climatic conditions and soil characteristics. Area of actually affected soil by soil erosion is expressively lower (only 1.4% of farmland) in monitored locality. Relatively large area of agricultural soils is located at the submountainous parts of study region where predominate relatively steep slopes (not available for cropping of usual agricultural crops). In general, these areas of agricultural soils are well protected by covering of permanent grass which has a very good soil protection effect.

Key words: soil erosion, USLE, GIS, erosive factors

Úvod

Erózia pôdy je odnos pôdneho povrchu fyzikálnymi silami ako sú dážď, tečúca voda, vietor, ľad, gravitácia, zmena teploty a inými prirodzenými alebo antropogénymi činiteľmi, ktoré uvoľňujú, premiestňujú a akumulujú pôdny a geologický materiál (Eckelmann et al., 2006).
V súčasnej dobe posudzujeme eróziu pôdy ako jeden z najzávažnejších environmentálnych problémov, ktorý má priamy dopad na poľnohospodárstvo a životné prostredie. Erózny proces sa skladá zo subprocesov, ktorými je pôdny materiál uvoľňovaný (dezintegrácia pôdneho povrchu), transportovaný (po pôdnom povrchu) a sedimentovaný (v svahových depresiách). Negatívny vplyv erózie sa prejavuje z pohľadu poľnohospodárstva predovšetkým pri degradácii úrodotvorných vlastností poľnohospodárskych pôd (pokles úrodnosti).
Pôdna erózia je prirodzený proces výsledkom ktorého sú často ireverzibilné zmeny fyzikálnych, chemických a biologických vlastností pôdy (Bielek, 1996). Pri erózii dochádza k transportu pôdnej hmoty, na ktorú sú relatívne pevne fixované živiny a organická hmota. Neuvážené obhospodarovanie poľnohospodárskej pôdy viedlo v posledných dekádach (najmä po kolektivizácii) k výraznej akcelerácii eróznych procesov (Stankoviansky, 2003).
Účinná ochrana pôdy pred negatívnym vplyvom eróznych procesov vychádza z informácií o priestorovom rozšírení eróziou afektovaných pôd a intenzite erózneho impactu na pôdu v konkrétnych podmienkach lokality. Pre zhodnotenie väčšieho územia (v našom prípade povodie Neresnice) z pohľadu ohrozenosti pôd vodnou eróziou využijeme v prostredí GIS predikčný erózny model Univerzálnej rovnice straty pôdy (USLE), ktorý v roku 1978 zostavili Wischmeier a Smith. V GIS-och je možné spracovávať a kombinovať množstvo získaných dát (týkajúcich sa eróznych faktorov) za účelom generovania jednotlivých digitálnych vrstiev dôležitých pre charakterizovanie územia z hľadiska senzitivity a náchylnosť pôdy na eróziu.

Materiál a metódy

V posledných rokoch sa na charakteristiku väčších území z pohľadu eróznej ohrozenosti poľnohospodárskych pôd vo veľkej miere využívajú tzv. erózne a predikčné modely. Najširšie uplatnenie majú z množstva používaných modelov nasledujúce: USLE (Wischmeier, Smith, 1978), RUSLE (Renard, et al., 1997) a PESERA (Kirkby, et al., 2004). Všetky uvedené modelovacie techniky boli vyvinuté za účelom zhodnotiť stratu pôdnej hmoty spôsobenú procesmi vodnej erózie. Základná štruktúra týchto modelov je postavená na kombinácii faktorov významne ovplyvňujúcich vznik a priebeh erózneho procesu:

- náchylnosť pôdy byť erodovaná: erodibilita pôdy
- vplyv nadbytku zrážok: erozivita dažďa
- ochrana pôdy rastlinným krytom
- vplyv reliéfu (svahovitosť a dĺžka svahu)

Optimálnym využitím konkrétnych eróznych modelov (v našom prípade USLE) v prostredí GIS môžeme zhodnotiť záujmové územie (povodie Neresnice) z pohľadu priestorovej distribúcie vodnou eróziou afektovaných pôd a z pohľadu intenzity vplyvu eróznych procesov na pôdu. Nástroje GIS-u umožňujú pracovať s areálmi, pozíciami, tvarmi a topológiou objektov. Vytvárajú prostredie pre vzájomné prepájanie a kombinovanie množstva atribútov, generovanie nových atribútov za účelom analyzovania a modelovania rôznych foriem výstupov (napr. grafov, máp, 3D modelov atď.).
V predkladanej práci sme využili programový balík ArcGIS, ktorý slúži na analýzu a kombinovanie geografických dát z rôznych zdrojov, formátov a kartografických podkladov do jedného výstupu. Pre identifikáciu poľnohospodárskych pôd ovplyvnených vodnou eróziou a pre určenie jej intenzity (na príklade povodia Neresnice) sme využili primárne dáta z databáz Výskumného ústavu pôdoznalectva a ochrany pôdy (databázy bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek, R-faktora a družicových snímok), alebo už vygenerované digitálne vrstvy (R faktor, Styk, Pálka, 2005).
USLE je metóda, ktorou môžeme stanoviť intenzitu straty pôdnej hmoty spôsobenú vplyvom dažďových kvapiek a povrchového odtoku. Je to súbor matematických rovníc a výpočtov pre odhad priemernej ročnej straty pôdy v konkrétnych (klimatických, hydrologických, pedologických, topografických) podmienkach záujmového územia. Pre USLE platí nasledovná rovnica:

$$A = R . K . LS . C . P,$$

kde:
A – priemerná ročná strata pôdy v tonách z hektára
R – faktor eróznej účinnosti dažďa (erozivita dažďa) je definovaný ako súčin energie dažďa a jeho maximálnej 30-minútovej intenzity; hodnoty R-faktora pre jednotlivé časti Slovenska boli vypočítané na základe meraní 86 ombrografických staníc (Malíšek, 1992)
K – faktor náchylnosti pôdy na vodnú eróziu (erodibilita pôdy) je ovplyvnený základnými parametrami ako sú zrnitosť, štruktúra pôdy, obsah organickej hmoty. Pre výpočet K-faktora sme využili databázu BPEJ (Ilavská, Jambor, Lazúr, 2005)
LS – faktor vplyvu reliéfu vyjadruje efekt topografie na množstvá pretransportovanej pôdnej hmoty. Dĺžka svahu (L) vyjadruje pomer straty pôdy z plochy určitej dĺžky ku strate pôdy z plochy so štandardnou dĺžkou 22,13m. Sklon svahu (S) vyjadruje pomer straty pôdy z plochy s určitým sklonom ku strate pôdy z plochy so štandardným sklonom 9%. Pre výpočet LS - faktora sme použili metódu príspevkovej plochy povodia (Moore, Burch, 1986)
C – faktor ochranného vplyvu vegetačného krytu vyjadruje vplyv vegetácie a použitej agrotechniky na intenzitu erózie (Malíšek, 1992). Aktuálny vegetačný kryt sme interpretovali zo satelitných snímok regiónu
P – faktor účinnosti protieróznych opatrení je vyjadrený pomerom straty pôdnej hmoty obhospodarovanej pozdĺž vrstevníc (vrstevnicová agrotechnika) a štandardnou orbou (P – faktor sme v štúdii nezohľadňovali).

Výsledky a diskusia

Charakteristika záujmového územia

V príspevku sa zaoberáme problematikou ohrozenia poľnohospodárskych pôd procesmi vodnej erózie na konkrétnej lokalite (povodie Neresnice). Záujmové územie sa nachádza v pahorkatinovom reliéfe strednej časti Slovenska, mikroregión Pliešovská kotlina. Lokalita je charakterizovaná heterogénnym reliéfom, ktorý bol z veľkej časti formovaný počas intenzívnej vulkanickej aktivity obdobia prvohôr (paleozoikum), tektonickým vývojom a erózívnou činnosťou vodných tokov. Hlavným vodným tokom je riečka Neresnica do ktorej sa zlieva väčšina potokov záujmovej lokality. Priemerná nadmorská výška je 544 m.n.m.

pričom najnižší bod územia je v 325 m.n.m. a najvyšší dosahuje výšku 905 m.n.m. Svahovitosť územia sa pohybuje od 0º po 35º s prevládajúcou kategóriou viac než 12º pričom 0-3 º: 20%, 3-7 º: 22%, 7-12 º: 24% a viac ako 12 º: 34%. Hodnota ročného úhrnu zrážok je vo veľkej miere ovplyvnená rôznorodosťou územia (predovšetkým nadmorskou výškou). V jeho najnižších častiach (údolia) sa pohybuje v priemere okolo hodnoty 665 mm pričom so stúpajúcou nadmorskou výškou objem zrážok výrazne stúpa až nad hodnotu 900 mm. Na celom území záujmovej lokality sa vyskytujú predovšetkým stredne ťažké pôdy (piesčito-hlinité, hlinité) kambizemného, luvizemného, pseudoglejového a fluvizemného typu.

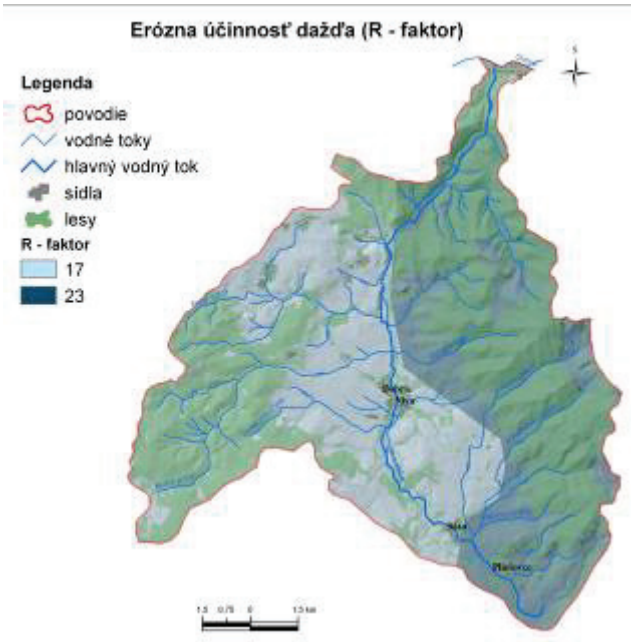
Využitie GIS technológie

Pre zhodnotenie povodia Neresnice z pohľadu distribúcie vodnou eróziou imapktovaných pôd a z pohľadu intenzity vplyvu eróznych procesov na pôdu sme sa rozhodli využiť dlhodobý predikčný model Univerzálnej rovnice straty pôdnej hmoty (USLE) v prostredí GIS. Aby mohli byť vygenerované výstupné mapy potenciálneho a aktuálneho ohrozenia poľnohospodárskych pôd vodnou eróziou (z ktorých následne určíme výmery a percentuálne zastúpenie jednotlivých kategórií erodovanosti) musíme spracovať príslušné primárne dáta za účelom vytvorenia digitálnych vrstiev jednotlivých eróznych faktorov ako sú: erozivita dažďa, erodibilita pôdy, vplyv reliéfu a ochranný vplyv vegetačného krytu. Spomenuté digitálne vrstvy sú nevyhnutné pre charakteristiku lokality z pohľadu senzitivity a náchylnosť pôdy na eróziu. Ich prekrytím získame výstupné mapy eróznej ohrozenosti poľnohospodárskych pôd záujmového územia.

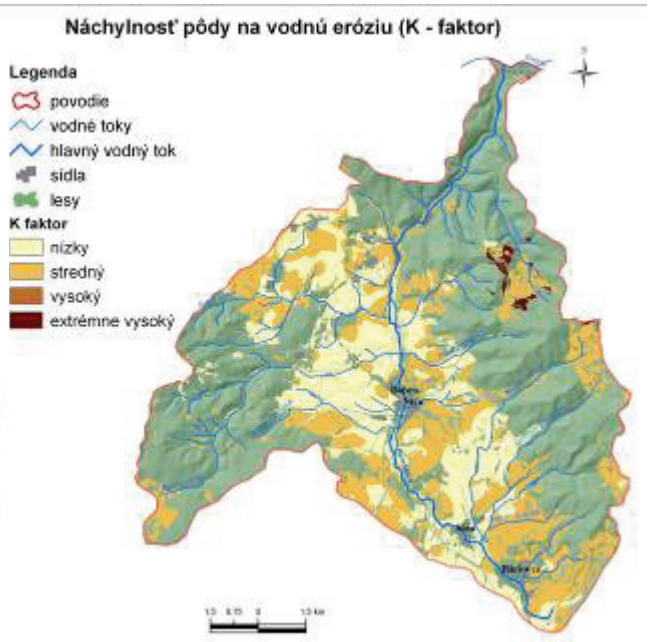
Erozivita dažďa (R-faktor)

Pre vytvorenie digitálnej vrstvy R-faktora (súčin energie dažďa a jeho maximálnej 30-minútovej intenzity) záujmovej lokality sme využili revidovanú vrstvu erozivity dažďa Slovenska (Styk, Pálka, 2005). Pri generovaní digitálnej vrstvy R-faktora bola využitá metodiku vzájomného prekrytia digitálnych vrstiev modelu reliéfu, mapy klimatických oblastí SR a mapy priemerných ročných úhrnov zrážok (Hrnčiarová et al., 2002). Vzniknutý podklad bol doplnený konkrétnymi údajmi R-faktora z 86-tich ombrografických staníc (Malíšek, 1992) za účelom vyčlenenie jednotlivých polygónov R-faktora. Celá vrstva bola následne prevedená do rastrovej podoby (mapa 1).

Mapa 1



Mapa 2



Erodibilita pôdy (K- faktor)

Erodovateľnosť pôdy vyjadruje náchylnosť pôdy na vodnú eróziu. Digitálnu vrstvu erodoibility pôdy záujmového územia (mapa 2) sme vygenerovali využitím konkrétnych hodnôt faktora K, ktoré sú odvodené priamo zo 7-miestneho kódu bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek (BPEJ), kde 3 a 4 miesto kódu BPEJ určuje hlavnú pôdnu jednotku (pôdny typ resp. subtyp). Ilavská et al. (2005) vypočítala pre každú hlavnú pôdnu jednotku konkrétnu numerickú hodnotu K-faktora, ktorá zohľadňuje obsah organickej hmoty, zrnitosť pôdy, pôdnu štruktúru a permeabilitu. Pri tvorbe digitálnej vrstvy K-faktora sme využili vektorizovanú vrstvu PEU DB (databáza pôdnoekologických jednotiek), ktorá obsahuje areály jednotlivých bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek.

Vplyv rôznorodosti reliéfu (LS-faktor)

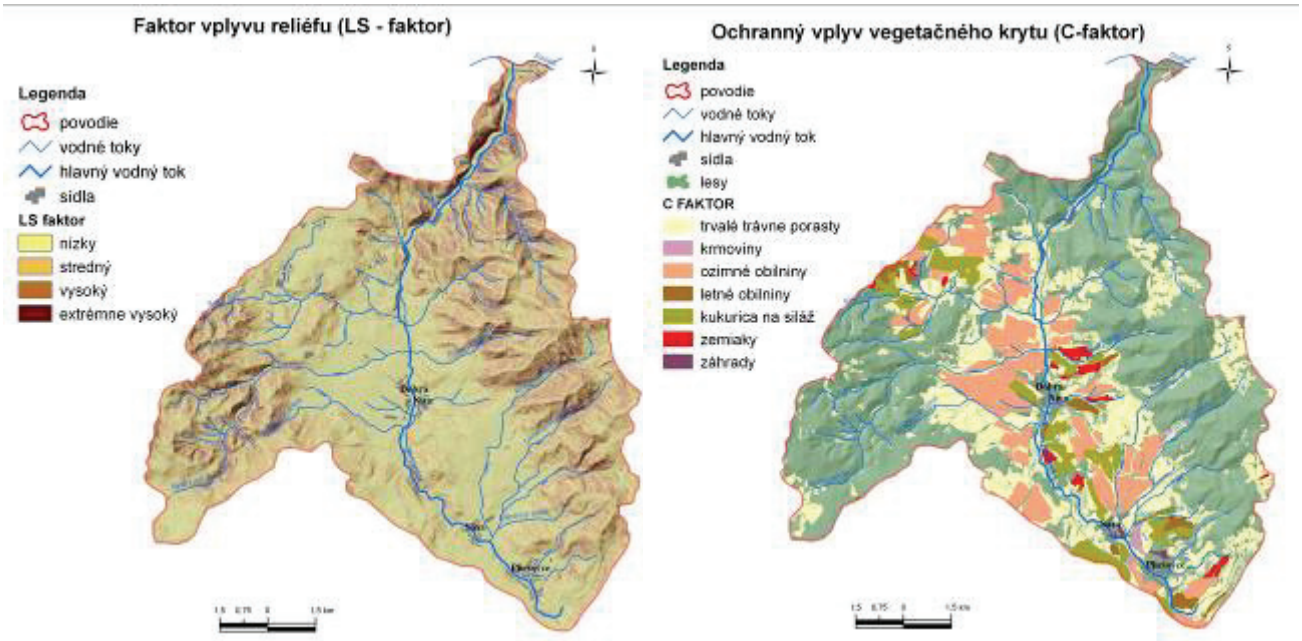
Podkladom pre výpočet reálnej dĺžky svahov (L-faktor) a svahovitosti (S-faktor) v záujmovej lokalite bola technika využívajúca tzv. príspevkovú plochu povodia, ktorá je odvodená z digitálnej vrstvy modelu reliéfu (DTM) použitím modulu pre hydrologické výpočty (mapa 3). Všetky numerické a grafické operácie boli spracované v GIS-e ArcMap 9.0 s použitím jednotlivých nadstávb pre prácu s rastrom (Spatial Analyst a Raster Calculator). Pre všetky digitálne vrstvy bol použitý ako podklad vytieňovaný reliéf (hillshade) vytvorený z DTM pričom rozlíšenie jednotlivých gridov je 5 m (rozlíšenie bunky rastra). Výsledná rovnica výpočtu LS – faktora má podľa Moora a Burcha (1986) nasledujúci tvar:

$$\mathbf{LS = (príspevková\ plocha\ povodia * veľkosť\ bunky/22.13)^{0.4} * (sin\ svahovitosť/0.0896)^{1.3}}$$

Ochranný vplyv vegetačného krytu (C- faktor)

C-faktor vyjadruje vplyv vegetácie a použitej agrotechniky na intenzitu prebiehajúcej erózie na konkrétnej lokalite. Na vyhodnotenie reálneho rastlinného krytu na záujmovom území sme použili metódu interpretácie satelitných záznamov (Landsat) získaných počas leta roku 2005. Metóda je postavená na rozdielnej farebnej odrazivosti jednotlivých rastlín (každá poľnohospodárska plodina je charakteristická typickým farebným spektrom). Vyhodnotenie sme uskutočnili v programe ArcView. Zistili sme, že na predmetnej lokalite prevládajú predovšetkým ozimné a jarné obilniny, siláţna kukurica, zemiaky a viacročné krmoviny (mapa 4).

Mapa 3 **Mapa 4**



Územie ohrozené eróziou pôdy

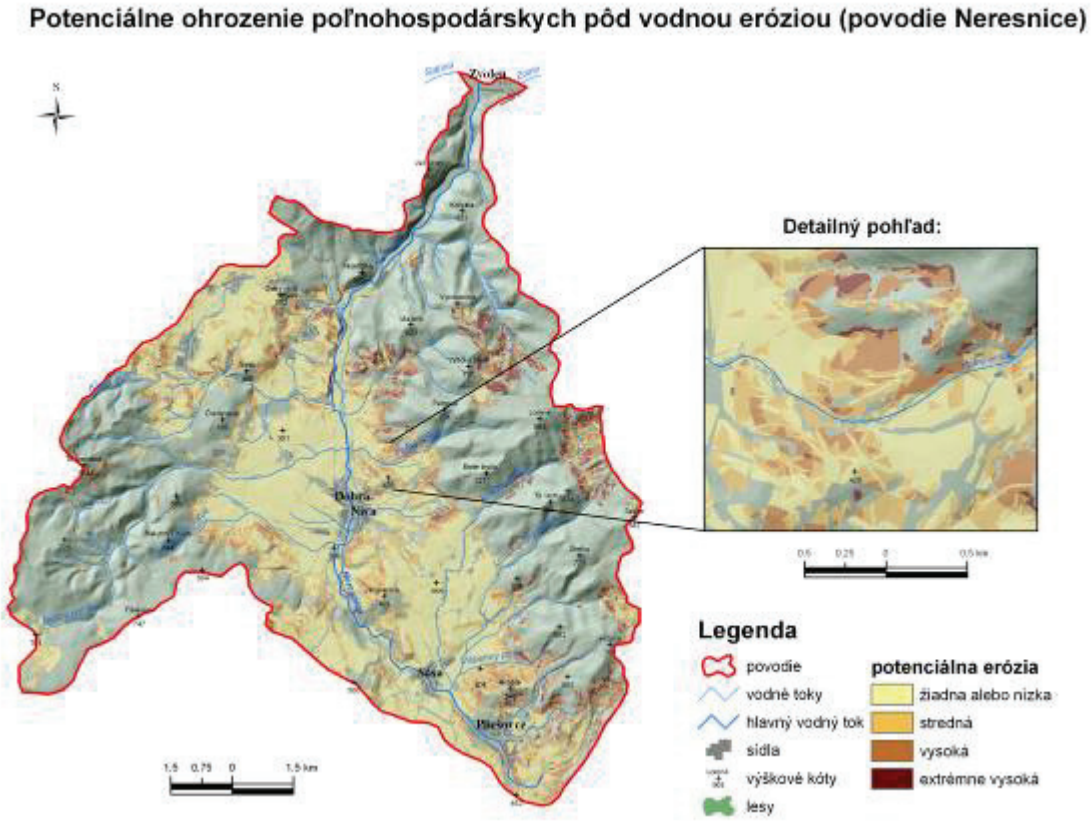
Na základe získaných výsledkov (výmery eróziou ohrozenej pôdy) môžeme konštatovať, že metóda (USLE v prostredí GIS), ktorú sme zvolili pre identifikáciu území ovplyvnených vodnou eróziou sa javí z pohľadu dlhodobejšej predikcie vplyvu erózie na väčšom území ako vhodná. V tabuľke 1 sú uvedené hektárové výmery a percentuálne zastúpenie jednotlivých kategórií erodovanosti (potenciálna, aktuálna) poľnohospodárskych pôd záujmovej lokality. Výmery ohrozenej pôdy sme odvodili z vygenerovaných digitálnych vrstiev potenciálneho a aktuálneho ohrozenia pôd vodnou eróziou, ktoré sú produktom Univerzálnej rovnice straty pôdy a GIS technológie (mapa 5, 6). Hodnoty erodovanosti reprezentujú priemernú ročnú stratu pôdnej hmoty v tonách na hektár plochy.

Tab. 1 Hektárové výmery a percentuálne zastúpenie jednotlivých kategórií erodovanosti (potenciálna, aktuálna) poľnohospodárskych pôd

	Potenciálna erózia		**Aktuálna erózia**	
Kategórie erodovanosti	Výmera (ha)	% PP	Výmera (ha)	% PP
Žiadna alebo nízka	3 662,5	62,5	5 776,3	98,6
Stredná	1 122,6	19,1	75,3	1,3
Vysoká	742,3	12,7	8,1	0,1
Extrémne vysoká	332,6	5,7	0,3	0,0
Σ	5 860,0	100	5 860,0	100
Výmera povodia	14 147,0		14 147,0	

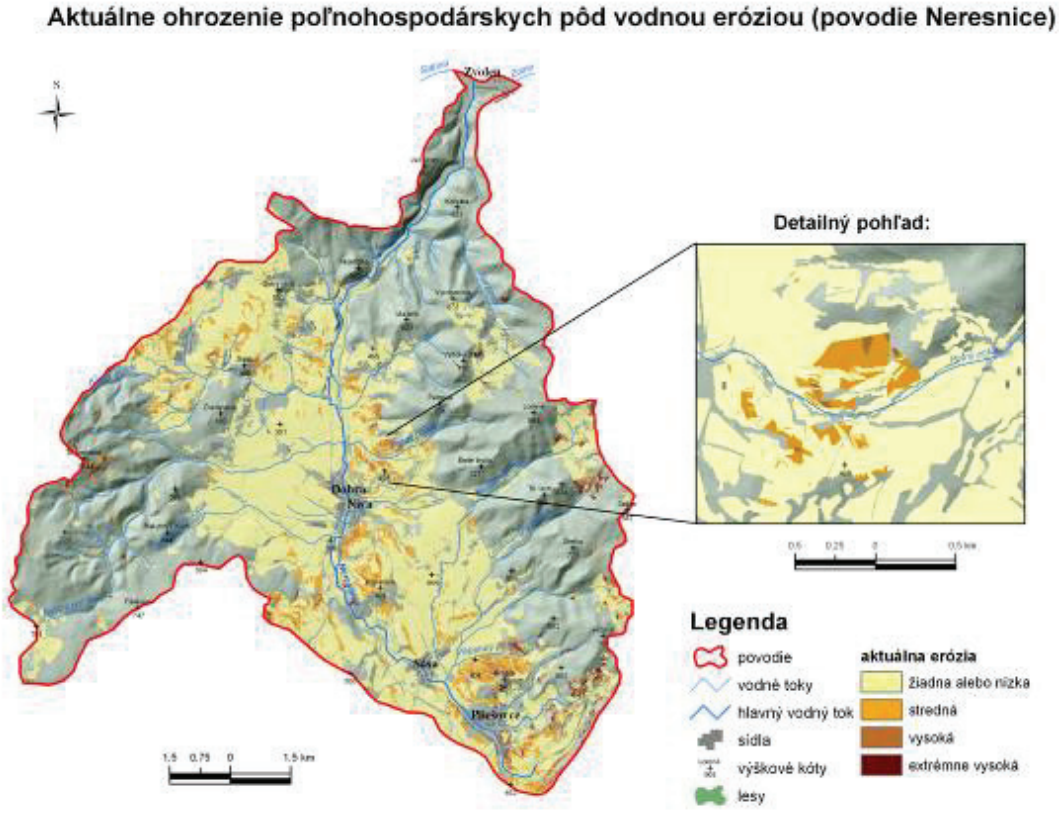
PP – poľnohospodárska pôda

Mapa 5



Distribúcia vodnou eróziou afektovaných poľnohospodárskych pôd je vo veľkej miere funkciou reliéfu záujmového územia, jeho klimatických podmienok a pôdnych charakteristík. V prípade záujmového územia sa jedná o členitý pahorkatinový reliéf a z tohto pohľadu číslo 37,5% poľnohospodárskej pôdy potenciálne ovplyvnenej rôznou erodovanosťou (od strednej až po extrémne vysokú) nie je až také vysoké. V regióne sa nachádzajú väčšinou stredne ťažké pôdy, z priemernou zásobou organickej hmoty. Pôdy s takýmito pôdnymi parametrami odolávajú negatívnym vplyvom eróznych procesov pomerne dobre (stredná úroveň). Túto skutočnosť potvrdzuje aj výmera kategórie strednej erodovanosti (19,1%).
Relatívne veľká výmera poľnohospodárskych pôd tohto regiónu sa nachádza v jeho podhorských oblastiach (prevládajú strmé svahy nevhodné pre pestovanie kultúrnych poľnohospodárskych plodín), ktoré sú z hľadiska poľnohospodárskej produkcie väčšinou využívané ako trvalé trávne porasty. Vo všeobecnosti platí, že trávne porasty majú veľmi dobrý protierózny účinok (chránia pôdu pred vplyvom vodnej erózie). Z tohto pohľadu môžeme konštatovať, že aj keď pôda nachádzajúca sa v týchto oblastiach má relatívne vysoký potenciál byť erodovaná, aktuálna erózia (zohľadnenie protierózneho účinku vegetácie) je výrazne nižšia (1,4% PP). V tabuľke 1 môžeme vidieť výrazné zníženie výmer jednotlivých kategórií erodovanosti pri aktuálnej erózii v porovnaní s výmerami pri potenciálnej erózii (nezohľadňuje sa ochranný vplyv rastlinného krytu).

Mapa 6



Záver

Účinná ochrana pôdy pred negatívnym vplyvom eróznych procesov vychádza z informácií, ktoré sa týkajú priestorového rozšírenia eróziou afektovaných pôd a intenzite erózneho impaktu na pôdu v konkrétnych podmienkach lokality. Získané informácie sú pre užívateľov pôdy odrazovým mostíkom pri uplatňovaní pôdoochranných opatrení optimálnych pre zníženie

strát pôdnej hmoty a na udržanie existujúcej úrodnosti ohrozenej pôdy. Predkladaná štúdia záujmovej lokality (povodie Neresnice) demonštruje vhodnosť použitia metódy USLE v prostredí GIS pre identifikáciu území ovplyvnených vodnou eróziou z pohľadu dlhodobejšej predikcie vplyvu erózie na pôdu.

Záujmová lokalita povodie Neresnice sa nachádza v časti územia Slovenska, ktorá je charakteristická rôznorodým (heterogénnym) reliéfom (vulkanický a tektonický vývoj). Rozšírenie vodnou eróziou potenciálne afektovaných poľnohospodárskych pôd vo veľkej miere funkciou reliéfu záujmového územia, jeho klimatických podmienok a pôdnych charakteristík. Na základe dosiahnutých výsledkov môžeme konštatovať že približne 37,5% poľnohospodárskej pôdy je potenciálne ohrozených rôznou erodovanosťou (od strednej až po extrémne vysokú). Z pohľadu členitosti územia (pahorkatinový reliéf) sme predpokladali väčšiu výmeru potenciálne ohrozenej pôdy (v lokalite prevládajú pôdy, ktoré relatívne dobre odolávajú eróznemu vplyvu).

Poľnohospodárska pôda nachádzajúca sa na výraznejších svahoch (veľká výmera pôdy tohto regiónu sa nachádza v podhorských oblastiach) je vo veľkej miere využívaná ako trvalý trávny porast. Výmera eróziou aktuálne ohrozenej pôdy (zohľadňuje sa ochranný vplyv rastlinného krytu) je oveľa nižšia (1,4% PP) v porovnaní s potenciálnym ohrozením, nakoľko trávne porasty majú veľmi dobrý protierózny účinok.

Literatúra

ALENA, F., 1991: Protierózna ochrana na ornej pôde. Metodická príručka, Štátna melioračná správa, Bratislava, 1991, 190 s.

BIELEK, P., 1996: Ochrana pôdy. Kódex správnej poľnohospodárskej praxe v Slovenskej republike. VÚPOP Bratislava, 1996, 61 s., ISBN 80-85361-21-3.

ECKELMAN, W., BARITZ, R., BIALOUSZ, S., BIELEK, P., CARRE, F., HOUŠKOVÁ, B., JONES, R.J.A., KIBBLEWHITE, M.G., KOZÁK, J., LE BAS, C., TÓTH, T., VÁRALLYAY, G., YLI HALLA, M., ZUPAN, M., 2006: Common Criteria for Risk Area Identification according to Soil Threats. European Soil Bureau Research Report No.20, EUR 22185 EN, Office for Official Publication of the European Communities, Luxembourg, 2006, 94 pp.

HRNČIAROVÁ, T. et al., 2002.: Atlas krajiny Slovenskej republiky, Ministerstvo životného prostredia SR, Bratislava, 2002, 344 s. ISBN 80-88833-27-2.

ILAVSKÁ, B., JAMBOR, P., LAZÚR, R., 2005: Metodická príručka. Identifikácia ohrozenia kvality pôdy vodnou a veternou eróziou a návrhy opatrení, VÚPOP Bratislava, 2005, 60 s. ISBN 80-89128-22-X.

KIRKBY, M.J., JONES, R.J.A., IRVINE, B., GOBIN, A., GOVERS, G., CERDAN, O., VAN ROMPAEY, A.J.J., LE BISSONNAIS, Y., DAROUSSIN, J., KING, D., MONTANARELLA, L., GRIMM, M., VIELLEFONT, V., PIUGDEFABREGAS, J., BOER, M., KOSMAS, C., YASSOGLOU, N., TSARA, M., MANTEL, S., VAN LYNDEN, G.J., HUTING, J., 2003: Pan-European Soil Erosion Risk Assessment: The PESERA Map, Version 1 October 2003. Explanation of Special Publication Ispra 2004 No.73. European Soil Bureau Research Report No.16, Office for Official Publication of the European Communities, Luxembourg, 2004, 18 pp.

MALÍŠEK, A., 1992: Optimálna dĺžka svahu v závislosti na vodnej erózii. In.: Vedecké práce, VÚPÚ Bratislava, 1992, s. 203 – 220, ISBN 80-85361-04-3.

MOORE, I. BURCH, G., 1986: Physical basis of the length-slope factor in the Universal soil loss equation. Soil Science Society of America Journal 50, 1986, 1294-1298.

RENARD, K.G., FOSTER, G.R., WEESIES, G.A., MCCOOL, D.K., YODER, D.C., 1997: Predicting soil erosion by water – A guide to conservation planning with Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). US Department of Agriculture Research Service, 1997, 404 pp.

STANKOVIANSKY, M., 2003: Historical Evoluation of Permanent Gullies in Myjava Hill Land, Slovakia. In: Catena 51, 2003, pp. 223-239.

STYK, J., PÁLKA, B., 2006: Potenciálna ohrozenosť poľnohospodárskych pôd SR vodnou eróziou vyhodnotená využitím empirického modelu USLE. In.: Zborník prednášok. VII. zjazd Slovenskej spoločnosti pre poľnohospodárske, lesnícke, potravinárske a veterinárske vedy pri SAV. Pedologická sekcia, VÚPOP Bratislava, 2006, s. 73-77, ISBN 80-89128-19-X.

WISCHMEIER, W.H., SMITH, D.D., 1978: Predicting rainfall erosion losses – Guide to conservation planning, Agricultural Handbook 537, USDA, 1978, 58 pp.

TECHNOGENNÍ KOMPAKCE V SYSTÉMU MINIMÁLNÍHO ZPRACOVÁNÍ PŮDY V ROZDÍLNÝCH PŮDNĚ KLIMATICKÝCH PODMÍNKÁCH

TECHNOLOGICAL COMPACTION UNDER MINIMUM SOIL TILLAGE SYSTEM IN DIFFERENT SOIL-CLIMATE CONDITIONS

Jan Horáček[1], Peter Liebhard[2], Rostislav Ledvina[1], Jiří Stach[1], Věra Čechová[1], Jiřina Hřebečková[1]

[1]Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, Katedra agroekologie, sekce agrochemie a pedologie, Studentská 13, 370 05 České Budějovice, Česká republika, e-mail: horacek@zf.jcu.cz

[2]Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung BOKU, Wien

Abstrakt

Nadměrná technogenní kompakce je jedním z limitujících produkčních faktorů zemědělsky využívaných půd, ohrožuje ale i jejich funkce mimoprodukční. Kompakce půdy byla zjišťována po cca 10tiletém uplatňování bezorebné technologie v rozdílných půdně klimatických podmínkách. Hodnoty měrné hmotnosti (Or) a penetrometrického odporu půdy korespondovaly především s hloubkou zpracování půdy. Or v černozemi je relativně nízká a příznivější do hloubky 0,25 m v konvenčně zpracovávané (CT) variantě oproti minimalizačnímu zpracování (MT) - (Ø 1,27 g.cm^{-3}). V hloubce 0,25 – 0,35 m náhle v CT variantě vzrůstá na Ø 1,37 g.cm^{-3} a v hloubce pod 0,4 m klesá na nižší hodnoty než na povrchu. Or v MT variantě černozemě je do hloubky 0,25 m vyšší než v CT (Ø 1,29 g.cm^{-3}), ale v hloubce 0,25 – 0,5 m jsou všechny hodnoty nižší než v CT. Kambizem vykazuje vyšší hodnoty Or v celém vyšetřovaném profilu než černozem. Hodnoty Or jsou příznivější u CT varianty do hloubky < 0,25 m. V hloubce > 0,25 m jsou hodnoty Or naopak mírně příznivější v MT variantě. Penetrometrický odpor půdy koresponduje s objektivněji stanovenými hodnotami Or u obou stanovišť v odpovídajících si hloubkách jen částečně. Na žádném z obou stanovišť nebyla zjištěna nadměrná kompakce vzhledem k zrnitostnímu složení půdy.

Klíčová slova: kompakce půdy, půdoochranné systémy, minimální zpracování půdy, penetrometrie, struktura půdy

Abstract

Enormous technological compaction is one of the limiting production factors of agriculturally used soils, but it also is a risk for their non-production functions. Soil compaction estimated after approximately 10 years long application of a minimum tillage technology under various soil-climatic conditions. Values of bulk density (Or) and penetrometric resistance (MPa) of soil corresponded especially with the depth of soil cultivation. Or in Chernozem is relatively low and more favorable to the depth of 0.25 m in conventional tillage (CT) variant in comparison with minimum tillage (MT) (∅ 1.27 g.cm^{-3}). In the depth of 0.25–0.35 m it sharply grows in CT variant to ∅ 1.37 g.cm^{-3}, and in the depth of 0.4 m falls to lower values then on the surface. Or in MT variant of Chernozem is to the depth of 0.25 m higher than in CT (∅ 1.29 g.cm^{-3}), but in the depth of 0.25 – 0.5 are all values lower than in CT. Cambisol showed higher Or values in the whole tested profile than Chernozem. Or values are more favorable at CT variant to the depth < 0.25 m. In the depth > 0.25 m are Or values on the contrary less favorable in MT variant. On any of both stations, enormous compaction in relation to granularity of soil was not found out. Measuring of penetrometric resistance of soil corresponds with more objectively determined Or values at both stations in corresponding depths only partly.

Key words: soil compaction, soil protective systems, soil cultivation technology, penetrometric resistance

Úvod

Vážný problém limitující hospodářsky trvale udržitelný rozvoj na orných půdách představuje technogenní kompakce, neboli zhutnění či utužení půdy. Se změnou fyzikálních vlastností půdy způsobenou nadměrným zhutněním se zásadně mění chování půdy a její reakce nejenom vůči působení mechanických sil při zpracování, ale také vůči působení dešťových kapek. Mění se podmínky pro průběh ostatních fyzikálních, chemických a biologických procesů v půdě. Dochází k narušení základních environmentálních funkcí takto poškozených půd (Danfors et al., 1992).

Nejčastěji uváděnou příčinou jsou tlaky těžké mechanizace překračující únosnost půdy. Podle okamžitého stavu půdy (zejména podle vlhkosti) je limitní kontaktní tlak 50 – 150 kPa. Po jeho překročení dochází k deformaci až destrukci půdní struktury, ke snížení pórovitosti a provzdušení a ke zhoršení hydrologických vlastností půdy, zejména hydraulické vodivosti (Hůla et al., 2002). Maximální napětí vzniká v podorničí, zatímco povrch půdy trpí především prokluzem kol.

Na škodlivou kompakci mají podstatný vliv i různé technologie zpracování půdy (Zrubec, 1998, Hůla et al. 2002).

Ani u bezorebných technologií zpracování půdy není situace jednoznačná a jak odborná veřejnost, tak praxe, nemá v tomto směru jednotný názor (Horáček et al., 2001).

U všech systémů zpracování půdy dojde postupem času k výrazné profilové diferenciaci půdních vlastností, včetně případného výskytu nadměrně utužených vrstev půdního profilu (Horáček a Liebhard, 2004). To může být prohloubeno i dalšími technologickými vlivy, které jsou nejčastěji způsobeny nedostatky hospodaření na půdě (Zrubec, 1988). Důsledky nadměrného zhutnění půdy co do její zpracovatelnosti, zhoršení podmínek pro růst rostlin a život edafonu zhoršením mechanických, hydraulických a vzdušných poměrů v půdě jsou všeobecně známy (Lhotský, 2002). Kromě ztrát v zemědělském sektoru a neblahých důsledků ekologických lze však uvést i vysokou ekonomickou a společenskou nebezpečnost tohoto jevu, kterou je ztráta celkové retenční schopnosti krajiny. Tu lze přiřadit k hlavním příčinám nadměrných erozních smyvů a katastrofálních povodní v posledních letech (Horáček et al. 2006).

Možností jak výše popsaným negativním jevům předcházet, či je omezit, je celá řada. Většina těchto opatření je však pro většinu současných zemědělských subjektů, zejména českých, příliš drahá (flotační pneumatiky, dvoumontáže nebo pásy, podrývání, atd.) nebo obtížně akceptovatelná (vyšší zastoupení víceletých pícnin vers. nízké stavy skotu, vysoké pořizovací náklady půdoochranných technologií atd).

Z uvedeného vyplývá, že sledování stavu kompakce zemědělských půd, případná náprava, ale zejména prevence, by měla být součástí trvale udržitelných systémů hospodaření.

Předkládaný příspěvek uvádí výsledky česko-rakouské vědecké spolupráce, kde je sledována technogenní kompakce při minimálním zpracování půdy ve srovnání se zpracováním konvenčním v rozdílných půdně-klimatických podmínkách.

Materiál a metody

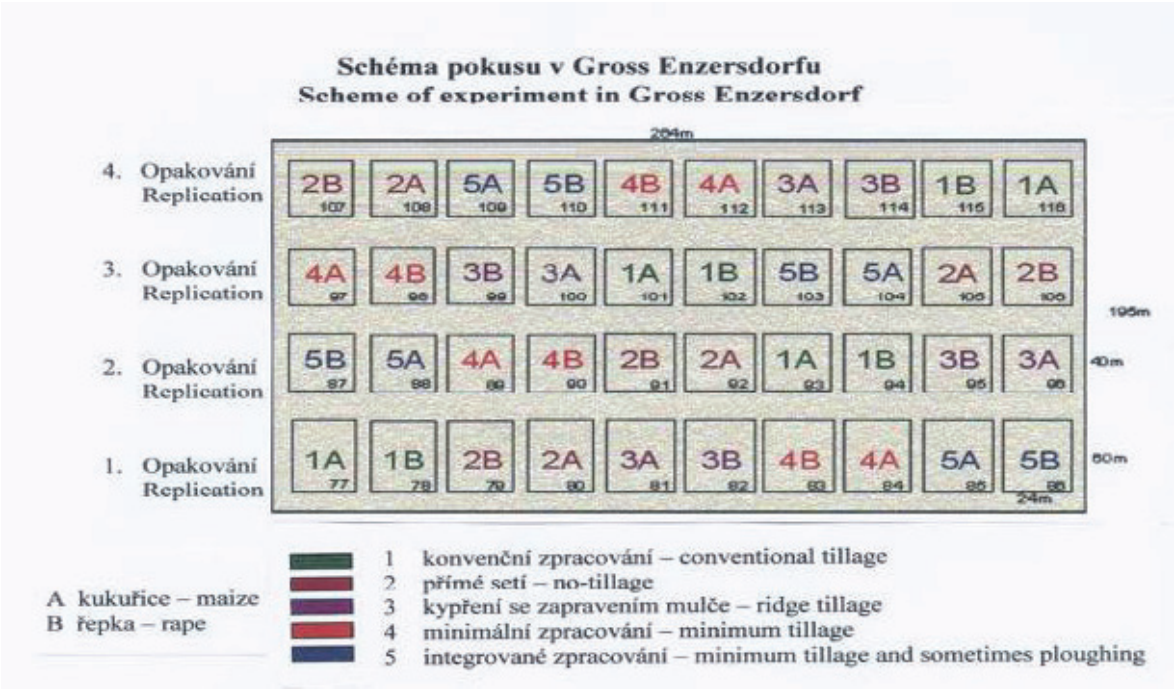
Pokusný hon v horších půdně-klimatických podmínkách je součástí pozemků společnosti Stagra s.r.o. Studená (S) v bramborářsko-ovesné výrobní oblasti, jeho nadmořská výška je kolem 600 m. Průměr srážek je 650 mm za rok, za vegetační období 413 mm a průměrná doba slunečního svitu za toto období je 1400 hodin. Půdním typem je kambizem arenická $(KM)^r$ hlinitopísčitého až písčitohlinitého zrnitostního složení (250 – 300 $g.kg^{-1}$ částic < 0,01 mm).

Sledování je založeno na porovnávání strukturních změn konvenčně (CT) a minimálně (MT) zpracované půdy v rámci běžného osevního sledu. Minimální zpracování probíhá nepřerušovaně po dobu 12 let, dříve pomocí secích exaktorů SE 3 Horsch, nyní jsou používány radličkové podmítače a radličkové secí stroje Concord CO 6.25. Vzorky půd jsou odebírány na jaře po odeznění mrazového efektu a na podzim těsně před sklizní plodin z hloubek 0,05 – 0,10 m (značeno MT nebo CT 5), 0,15 – 0,20 m (MT, CT 15) a 0,25 – 0,30 m (MT a CT 25). V konvenčním (orebném) systému je uplatňována každoroční podzimní hluboká orba.

Srovnávaný pokusný pozemek v řepařské výrobní oblasti – lokalita Gross Enzersdorf (GE) – leží cca 10 km východním směrem od Vídně v nadm. výšce 153 m. Průměrná roční teplota stanoviště je 9,6 ^{o}C, průměr ročních srážek činí 572 mm. Půdním typem je černozem na prátrské terase tvořené vápenatými sedimenty středně těžkého zrnitostního složení (400 – 450 g.kg^{-1} částic < 0,01 mm).

Na pokusné ploše jsou založeny paralelně dva osevní sledy s pěti různými variantami zpracování půdy: konvenční technologie (1), přímé setí (2), částečné kypření se zapravením organického hnojiva k hlavní plodině (3), přímé setí s případným diskovým zpracováním na hloubku seťového lůžka a ponecháním 2/3 mulče (4) a integrované, resp. kombinované redukované

zpracování (5), vše ve čtyřech opakováních. Schéma pokusu vystihuje obr. l, přičemž hnojení, odrůdy plodin a ochrana rostlin jsou na všech parcelách stejné a diferentně se přistupuje jen k regulaci plevelů. Pro tuto srovnávací studii byly použity půdní vzorky z var. 1 (CT) a var. 4 (MT), které odpovídají způsobu zpracování kambizemě ve Studené.



Objemová hmotnost suché půdy (redukovaná) byla zjištěna odběrem neporušených půdních vzorků formou fyzikálních válečků o objemu 100 cm^3 a penetrometrický odpor půdy byl měřen ručním digitálním penetrometrem Eijkelkamp.

Z technických a organizačních důvodů nebylo možno odběrové hloubky a počet sond na obou pokusných plochách zcela sjednotit. Proto jsou u kambizemě ve Studené uvedeny průměrné hodnoty Or a Pc za posledních 5 let z jarních i podzimních odběrů. Pro zjištění těsnosti vztahu mezi Or, Pc a penetrometrickým odporem byly pro hodnoty odpovídajících hloubek

stanovené Or a Pc 0,05 – 0,1 m (MT a CT 5) sloučeny záznamy penetrometru v hloubkách 0,04; 0,08 a 0,12 m, pro hloubku 0,15 – 0,2 m (MT a CT 15) hodnoty půdního odporu v 0,16; 0,20 a 0,24 m a pro hloubku 0,25 – 0,3 m (MT a CT 25) penetrometrické údaje z 0,28 a 0,32 m. V případě černozemě v Gross Enzersdorfu se jedná o jednorázové šetření po 10 letech od založení experimentu. Ke konečnému zpracování výsledků bylo použito programu STASTICA (Stat Soft, Inc), ve kterém byla provedena i jednoduchá lineární korelace stanovených parametrů (stanoviště Studená – kambizem).

Výsledky a diskuse

Průměrná objemová hmotnost redukovaná Or v kambizemi Studená (S) za posledních 5 let očekávaně stoupá (zhoršuje se) směrem od povrchu do hloubky, zejména na podzim, přičemž lze říci, že v neorané minimálně zpracovávané variantě je pokles rozložen rovnoměrněji na všechny tři hloubky (Tab. 1). V orané kontrole je většinou hloubka 0,15 – 0,2 m méně utuženější než varianta zpracovávaná redukovaně. V hloubce 0,25 – 0,3 m již zaznamenáváme výrazně vyšší průměrnou hodnotu Or, která je srovnatelná s hodnotou neoraného profilu, případně ji i překračuje. To znamená i vyšší kompakci této vrstvy při konvenčním zpracování. Za celé sledované období však nepřesáhly hodnoty Or v účinném profilu u obou technologií kritické hodnoty nadměrného utužení (Šimon a kol., 1999) vzhledem k zrnitostnímu složení této kambizemě.

Hodnoty Or v černozemi (GE) jsou v průměru nižší u všech variant pokusu než u kambizemě, zejména v hloubce do 0,3 m – viz tab. 3. Ve vybraných variantách je objemová hmotnost do hloubky 0,25 m příznivější u konvenčního zpracování oproti minimalizačnímu zpracování (Ø 1,27 $g.cm^{-3}$), ale v hloubce 0,25 – 0,35 m u orby náhle vzrůstá na průměrnou hodnotu 1,37 $g.cm^{-3}$. V hloubce pod 0,4 m naopak klesá na nižší hodnoty než ve zpracovávané vrstvě.

Znamená to, podobně jako u kambizemě, že orbou se v hloubce, kam již nezasahuje těleso pluhu, vytváří kompaktovaná vrstva větší či menší mocnosti, tzv. „podlaha“. Tuto skutečnost uvádí i jiní autoři (Hůla et al. 2002) a potvrzují ji i některé naše předchozí práce (Horáček et al., 2005, Horáček et al., 2006). V redukovaně zpracovávané variantě černozemě je Or od povrchu do hloubky 0,25 m vyšší než v konvenčním zpracování (Ø 1,29 $g.cm^{3}$), ale v hloubkách pod 0,25 m jsou již naopak všechny hodnoty Or v celém profilu nižší než v CT. Výrazněji zkompaktovanou vrstvu zde nezaznamenáváme a při porovnání s konvenčním zpracováním shledáváme lepší strukturní stav půdy, zvláště v podorničí. Ani na stanovišti v GE nebyly v žádné variantě či hloubce překročeny hodnoty kritické kompakce, vzhledem k zrnitostní skladbě této černozemě.

Hodnoty celkové pórovitosti Pc jsou odvozeny z objemové hmotnosti redukované, resp. vypočítány z ní a hmotnosti měrné – tab. 1. Ve vzájemném vztahu je proto spoluvariačním činitelem měrná hmotnost, ovlivňovaná především obsahem půdní organické hmoty. Diskuse průměrných hodnot celkové pórovitosti by byla prakticky shodná s diskusí výsledků objemové hmotnosti redukované. Přesto nutno konstatovat, že u tohoto ukazatele byly v řadě případů překročeny limitní hodnoty nadměrné kompakce nebo byly na její hranici. Převážně se jedná o hloubku 0,25 – 0,3 m u orby, ale dokonce i o hloubku 0,15 – 0,2 m u bezorebné technologie. Tato skutečnost může naznačovat i celkově nižší kompaktibilitu a zároveň vypovídací schopnost této půdní charakteristiky. Dokumentuje to nižší hodnota korelačního koeficientu s penetrometrickými hodnotami oproti Or (viz tab. 2). Nutno však dodat, že penetrometrická měření byla v některých podzimních termínech velmi ztížena nízkou půdní vlhkostí.

Průměrné hodnoty penetrometrického odporu u kambizemě za posledních 5 let jsou zachyceny v grafech 1 a 2. Penetrometrický odpor půdy logicky stoupá s hloubkou půdních profilů a v případě jara i podzimu je méně utužena varianta konvenčně zpracovávaná oproti minimalizačně zpracovávané. V hloubce 0,25 – 0,30 m, kam již ani u jedné varianty

nezasahuje zpracování, lze z průměru penetrometrických měření usuzovat naopak na vyšší kompakci u orby oproti méně utužené minimalizačně zpracovávané půdě, a to na jaře i na podzim. Rozdíly mezi variantami zpracování jsou však vyšší než u objektivně stanoveného parametru Or. To samozřejmě vyvolává otázku případného zpřesnění korekčních mechanizmů penetrometrických měření (Horáček et al., 1999).

Tab. 1 Průměrné hodnoty Or a Pc u MT a CT technologie za posledních 5 let provozního pokusu ve Studené

	Or (g cm^{-3})bulk density		Pc (%) total porosity	
	jara springs	podzimy autumns	jara springs	podzimy autumns
MT 5	1.37	1.41	47.11	45.19
MT 15	1.53	1.54	40.70	41.08
MT 25	1.60	1.58	38.99	40.87
CT 5	1.36	1.35	47.36	47.87
CT 15	1.51	1.49	41.29	42.92
CT 25	1.60	1.60	39.81	40.01

MT – bezorebné zpracování
CT – konvenční zpracování (i klasickou orbou)

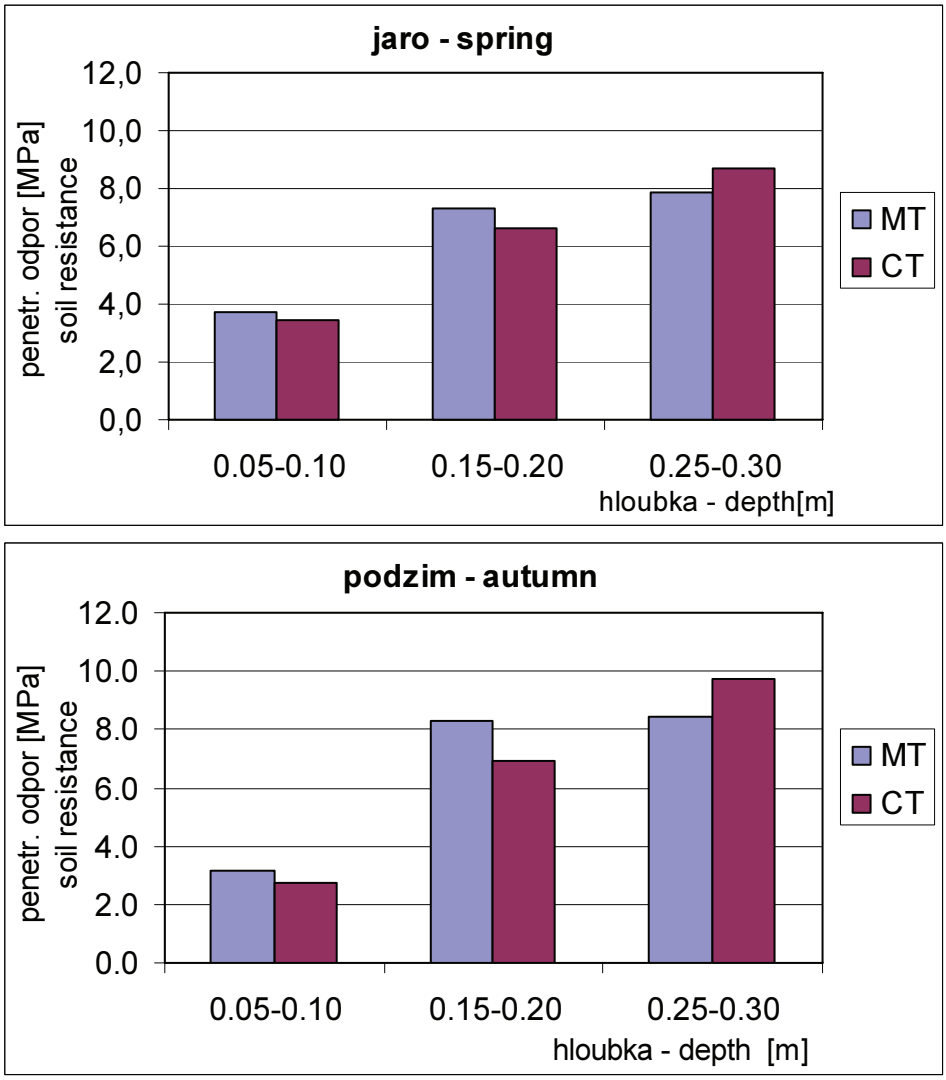
Tab. 2 Korelační koeficienty mezi sledovanými parametry půdní struktury ve Studené

	korelace	f=m-2	KKK
MPa x Or	**0.795**	21	0.42
MPa x Pc	**-0.771**	21	0.42
Or x Pc	**-0.972**	25	0.38

KKK = kriterium korelačního koeficientu pro hladinu významnosti <P 0.95

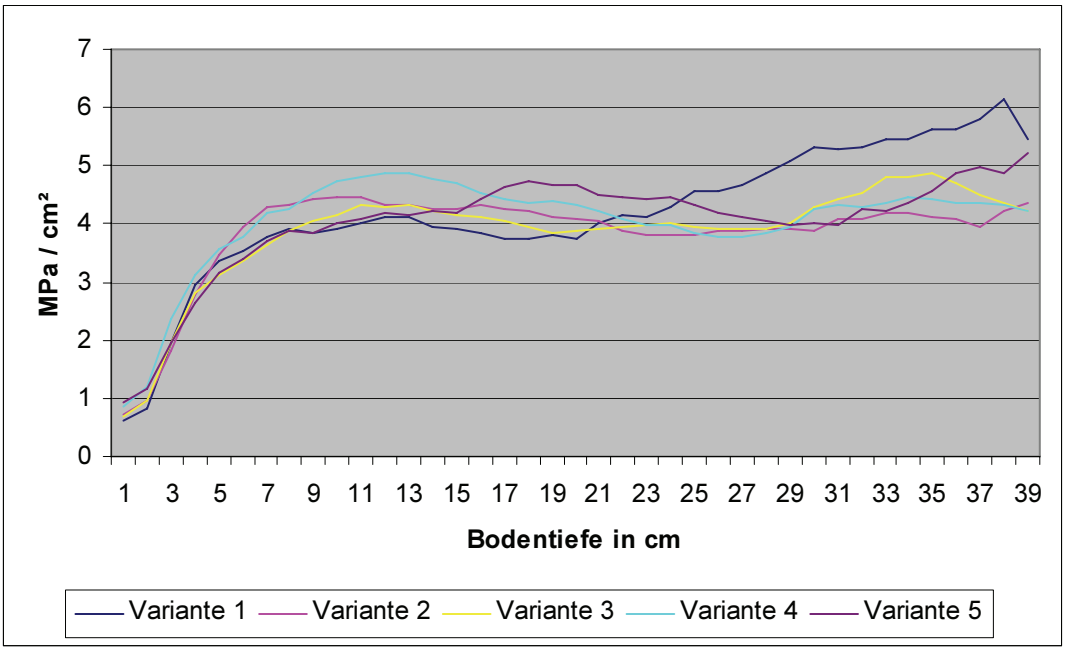
Tab. 3 Objemová hmotnost Or (g.cm^{-3}) v různých systémech zpracování černozemě (GE)

	Varianty zpracování půdy				
Hloubka (m)	**1 Orba CT**	**2 Přímé setí**	**3 Hloubkové kypření s ponecháním mulče**	**4 Minimimální zpracování MT**	**5 Integrované zpracování**
0.05	1.22	1.29	1.02	1.28	1.25
0.10	1.29	1.39	1.16	1.32	1.30
0.15	1.27	1.30	1.10	1.28	1.28
0.20	1.29	1.33	1.22	1.29	1.28
0.25	1.20	1.30	1.21	1.29	1.26
0.30	1.40	1.36	1.25	1.24	1.30
0.35	1.34	1.38	1.36	1.23	1.32
0.40	1.22	1.32	1.27	1.17	1.25
0.45	1.16	1.31	1.27	1.11	1.20
0.50	1.18	1.34	1.32	1.16	1.22



Graf 1, 2 Průměrné hodnoty penetrometrického odporu v půdním profilu ve Studené na jaře a na podzim za posledních 5 let

Penetrometrický odpor půdy na experimentálním stanovišti v Gross Enzersdorfu zachycuje u všech variant zpracování graf 3. Ve všech případech byly naměřeny nejnižší hodnoty v povrchové vrstvě do cca 0,02 m. V rozmezí hloubky 0,02 – 0,06 m odpor půdy prudce stoupá až na hodnoty kolem 4 MPa. Tyto hodnoty si obě hodnocené varianty konvenční i redukovaně zpracovávaná kolísavě udržují až do hloubky okolo 0,24 m. Zde nastává určitá diferenciace – hodnoty půdního odporu v u orby variantě stoupají výrazněji v rozmezí 0,25 – 0,3 m, ale rostou i dále až do hloubky 0,4 m k nejvyšší hodnotě celého souboru kolem 6 MPa, kde následuje mírný pokles. Naopak u minimalizační varianty zůstává penetrometrický odpor půdy na stejné úrovni. Penetrometrie potvrzuje i zde vyšší kompakci u orby oproti minimalizační variantě, zejména v podorničí. Hodnoty penetrometrického odporu zde rovněž nekorespondují jednoznačně s hodnotami Or v odpovídajících si hloubkách. To jen podtrhuje již výše zmíněnou nutnost zpřesnění korekčních mechanismů při penetrometrických měřeních (Horáček et al., 2006).



Graf 3 Kompakce půdního profilu černozemě (GE) při různém zpracování půdy do hloubky 0,4 m – penetrometrický odpor v MPa cm^{-2}

Závěr

Byla posouzena technogenní kompakce půdního profilu v přesném velkoparcelkovém a provozně demonstračním pokusu při střednědobém uplatňování minimalizačního mělkého zpracování ve srovnání se zpracováním konvenčním (orba) v rozdílných půdně-klimatických podmínkách prostřednictvím stanovení objemové hmotnosti suché půdy Or, stanovení celkové pórovitosti a změření penetrometrického odporu půdy.

U černozemě (GE) byla zjištěna výrazněji zkompaktovaná vrstva pouze v konvenční orebné variantě v hloubce 0,25 – 0,35 m. V minimalizačně zpracované variantě lze naopak usuzovat na dobrý strukturní stav v celém půdním profilu.

V kambizemi je lepší strukturní stav u orby v hloubce 0,05 – 0,2 m, zatímco v hloubce 0,25 – 0,35 m jsou strukturní stav i kompakce horší - potvrzeno vyššími hodnotami Or i penetrometrického odporu – než v bezorebně zpracovávané variantě a blíží se kritickým hodnotám pro daný půdní druh.

Strukturní stav půdy i kompakce byly obecně lepší vždy na jaře, kdy kromě technologie zpracování byly zřejmě ovlivněny také mrazovým efektem, než na podzim.

U kambizemě byla navíc zjišťována těsnost vztahu mezi Pc, Or a penetrometrickým odporem půdy. Logicky nejtěsnější vztah vykazuje Or a Pc, vzhledem ke způsobu získání těchto hodnot. U penetrometrického odporu byl nalezen těsnější vztah k Or než k Pc, což by mělo být předmětem dalšího šetření. Z vysokých hodnot korelačních koeficientů vyplývá možnost nahrazení pracného odběru neporušených půdních vzorků penetrometrií po zpřesnění korekčních mechanizmů, zejména na vlhkost, zrnitost a hloubku půdního profilu, případně ještě na další parametry a jejich dokonalejší matematicko-statistické zpracování.

Poděkování

Příspěvek vznikl za podpory grantů 1G 57042 a MSM 6007665806 a spolupráce vedení Stagry s.r.o. Studená.

Literatura

DANFORS, B., ILSKOG, E., HAKKANSSON, I., ARVIDSSON, J., 1992: Analyses of agricultural field equipment systems with respect to soil compaction effects in: Proc. AgEng`92, 1-4 June 1992, Swedish Institute of Agricultural Engineering, Uppsala, Sweden, pp.481-483.

HŮLA, J., PROCHÁZKOVÁ, B. a kol., 2002: Vliv minimalizačních a půdoochranných technologií na plodiny, půdní prostředí a ekonomiku. Zemědělská informace (3), ÚZPI Praha, 126s.

HORÁČEK, J., LEDVINA, R., STACH, J., ŠABATKA, J., RAUS, A. (1999): Posouzení fyzikálních vlastností půd při klasické a bezorebné technologii pěstování brambor, Zemědělská technika, svazek 45, s.81-87.

HORÁČEK, J., LEDVINA, R., RAUS, A., 2001: The content and quality of organic matter in Cambisol in a long-term no-tillage system. Rostl. Výr., 47: 205-210.

HORÁČEK, J., LIEBHARD, P., 2004: Fyzikálně-chemické vlastnosti černozemě v půdoochranných systémech zpracování. Poster mezin. konf. „Inovace 2004“, AIP ČR, Praha „The soil physico-chemical properties of Chernozem under minimum tillage system“.

HORÁČEK, J., LIEBHARD, P., LEDVINA, R., ČECHOVÁ, V., 2005: Změny vlastností půdy při bezorebném zpracování v rozdílných půdně-klimatických podmínkách. Changes of soil properties under minimum tillage in different soil-climatic conditions. Sb. „Ochrana a využití půdy v podhorských oblastech“, Nové Hrady 1. – 2. 9. 2005, s. 121-127, ISBN 80 – 7040 – 818 – 9.

HORÁČEK, J., LEDVINA, R., STACH, J., ČECHOVÁ, V., HŘEBEČKOVÁ, J., 2006: Kompakce kambizemě při bezorebném zpracování. Compaction of Cambisol under minimum tillage systems. Sborník ref. Z VI. Ročníku mezinárodní vědecké konference Agroregion 2006, ZF JU v Českých Budějovicích 24. 8. – 25. 8. 2006, s. 46 – 51, ISBN 80 – 7040 – 870 – 7.

LHOTSKÝ, J., 2002: Zhutňování má degradační účinky na půdu. Pedologické dny 2002. Sborník z konference na téma Degradace půdy. Česká pedologická společnost, vyd. 1., ČZU v Praze 2003, 216 s., 151-152, ISBN 80-213-1052-9.

ŠIMON, J., ŠKODA, V., HŮLA, J., 1999: Zakládání porostů hlavních polních plodin novými technologiemi. Agrospoj, Praha, 77s.

ZRUBEC, F., 1998: Metodika zúrodnenia zhutnených pôd, Edičné stredisko Výzkumného ústavu pôdnej úrodnosti, Bratislava, s.6-12.

ANDOZEME NESOPEČNÝCH OBLASTÍ NA SLOVENSKU

ANDOSOLS OF NON-VOLCANIC REGIONS IN SLOVAKIA

Rudolf Šály

Emeritný profesor, Technická univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 24., 960 53 Zvolen

Abstrakt

Andozemné pôdy môžu sa vyskytovať i v iných ako sopečných územiach, lebo sopečné erupcie v mladších treťohorách až starších štvrtohorách sa diali aj izolovane. Za nádejnú v tomto smere pokladáme oblasť Cerovskej vrchoviny, pohorie Burda a Spišsko-šarišské medzihorie. Pri výskume andozemí z nesopečných oblasti sme postupovali metódou terénneho i laboratórneho štúdia reprezentatívneho pôdneho profilu. Vo vápencovej oblasti Muránskej planiny sme zistili asi 3 ha veľký, 0,5-3 m hrubý ostrov zemín andezitového aglomerátového tufu. Pôda na tejto soliflukčnej zemine prekrývajúcej vápencové podložie, je nenasýtená modálna andozem. Potvrdzuje to morfológia pôdneho profilu i analýzy pôdnych vzoriek.

Kľúčové slová: andozem, nesopečné oblasti, reprezentatívny pôdny profil

Abstract

Andosols can be situated also in other than volcanic regions because volcanic eruptions in the younger Tertiary until older Quaternary were active like isolated volcanoes. The occasion the find that areas can be in these regions: Cerovska hilly land, Burda montains and Spiš-Šariš Inter-Mountains. To research Andosols in non-volcanic region we have used field and laboratory methods of representative soil profile study. In the limestone region of Muranska plateau we have found about 3 ha large area of 0.5-3 m thick island of andesite agglomerate tuffs. Soil on that solifluction material overlying limestone ground is non-saturated Haplic Andosol. It testifies the morphology of soil profile as well as analyses of soil samples.

Key words: Andosol, non-volcanic regions, representative soil profile

Úvod

Staršie klasifikácie pôd andozeme (z anglickej literatúry andosoly) v Európe neuvažovali (Kubiena 1953, Mückenhausen 1962, Pelíšek 1964, Fridland 1965, Němeček et al. 1967). V tej dobe sa za krajiny, v ktorých sa môžu andozeme vyskytovať, pokladali len oblasti s recentným vulkanizmom. Japonskí autori, ktorí tieto pôdy študovali, pokladali alofán, ako hlavnú príčinu tejto zvláštnosti, len za prechodný minerál, ktorý postupne kryštalizuje na halloyzit. V časových sekvenciách sa udávalo najviac 15 000 rokov. Až neskôr, v šesťdesiatych rokoch minulého storočia sa zistilo a potvrdilo, že andozeme sa vyskytujú aj na sopečných horninách treťohorného vulkanizmu a alofánové štádium sa vo zvetralinách pri priaznivých podmienkach udržuje dlho, niekoľko desiatok tisíc rokov. Zistilo sa i tzv. nealofánové štádium andozemí.

Po „opatrných“ začiatkoch zaviedli sa tieto pôdy takmer súčasne v pôdnych klasifikáciách Francúzska, Československa, Rumunska ako osobitný pôdny typ. V bývalom Československu prvé zmienky nájdeme v prácach Šályho a Mihálka (1970, 1977), Šályho (1973), vyhraničené sú na pôdnej mape z r. 1973, v Morfogenetickom klasifikačnom systéme pôd z r. 1987. Po

takmer 30 ročnej prestávke sa in venoval Balkovič (2002). Jeho návrhy však nemali zatiaľ praktické dôsledky.
Väčšiu pozornosť a „vzruch“ vzbudili andozeme v zahraničí. Po sérii čiastkových prác objavila sa i monografia (Shoji et al., 1993), rozprúdila sa činnosť špeciálnej komisie v rámci MPS. Táto zorganizovala na svetovom pôdoznaleckom kongrese v r. 2006 vo Filadelfii osobitné sympózium o andozemiach. Vo svetovej referenčnej báze pre pôdne zdroje, ktorú pôdoznalecký kongres v r. 1998 v Montpellier uznal ako svoju oficiálnu klasifikáciu, je už samostatná andosolová skupina. V americkej klasifikácii pôd nájdeme samostatný 11. rad andisolov, ktorý má 7 podradov. K nálezu andosolov viedli i novšie detailnejšie štúdiá, v zemiach, pôdoznalecky konzervatívnych (Kléber et. al., 2004).
Rozloha andozemných pôd vo svete (Shoji et al., 1993) sa odhaduje na 110 miliónov ha, v Atlase pôd Európy (European Commission, 2005) sa hovorí o 1 % zastúpení (t.j. okolo 9 miliónov ha). Na Slovensku udávajú Bielek a Šurina (1995) 2 447 ha na poľnohospodárskom a 15 928 ha na lesnom pôdnom fonde (t.j. 0,1, resp. 0,8 % zastúpenie).
Kým existencia týchto špecifických pôd v sopečných oblastiach u nás je nesporná, cieľom tejto práce je upozorniť, že s andickými pôdami sa stretneme aj mimo týchto území.

Materiál a metódy

Pri výskume pôd nevulkanických oblastí sme postupovali metódou terénneho i laboratórneho štúdia reprezentatívneho pôdneho profilu. Pôdny profil sa nachádza na Muránskej planine pod kótou Červená (1288 m) v strede ostrova andezitových zemín. Tieto majú lichobežníkový tvar, plochu okolo 3 ha, hrúbku 0,5 – 3 m. Sú v miernej úžľabine so sklonom 15º k SSV. Nadmorská výška miesta profilu 1250 m. Dielec 371a, ochranný les, smrekový porast 130 ročný, zakmenenie 0,7, stredná výška r. 2006 30,2 m, stredná hrúbka 43,7 m, bylinný kryt 100 % s dominanciou *Calamagrostis villosa* a ostrovmi čučoriedky. Pri lesnícko-typologickom prieskume mapovaná ako SLT *Fageto-Abietum superiora*, lesný typ 6208 – vápencová nitrofilná jedľová bučina.
Stratigrafia vzorového profilu je:
0-2 cm O/e,
2-5 Of,
5-35 Aa,
35-50 A/B,
50-80 Bm,
80-100 G.
Skelet je dvojaký, krájateľný tufový štrk a malý štrk, tvrdé andezitové kamene až bloky. Nápadná je kyprosť a humóznosť jemnozeme a vzhľadom na skelet aj jej akumulácia.
Pri odobratých pôdnych vzorkách sme stanovili:
a) zrnitosť jemnozeme sedimentačne po dispergácii ultrazvukom, skelet odhadom v % obj.
b) obsah humusu podľa Tjurina
c) obsah hygroskopickej vody gravimetricky
d) aktuálne a výmenné pH – elektrometricky v suspenzii 1:2,5
e) aktívny hliník podľa Sokolova
f) prístupný draslík podľa Schachschabela
g) prístupný fosfor podľa Bray-Kurtza
h) frakcia fulvokyselín (fla) podľa Kononovej
i) objemovú hmotnosť pomocou 200 cm^3 Kopeckého valčekov
j) celkový dusík plynovou chromatografiou po spálení pri 900ºC.

Prvý popis pôdneho profilu sme vykonali v októbri 1986, druhý v októbri 2006 na sonde vzdialenej asi 8 m od pôvodnej. Výsledky z prvého odberu sme zhrnuli do tabuľky 1, z druhého odberu do tabuľky 2.

Výsledky a diskusia

V prvom rade treba uviesť, čo rozumieme pod termínom sopečná oblasť. Andozeme môžu byť totiž viazané len na sopečný horninový materiál. Máme na mysli geomorfologické jednotky Slovenska Burda, Javorie, Kremnické vrchy, Krupinská planina, Pohronský Inovec, Poľana, Cerová vrchovina, Slanské vrchy, Vihorlatské vrchy, tvoriace okolo 12 % plochy Slovenska, kde neogénnou až staropleistocénnou sopečnou činnosťou sa nahromadili veľmi rozmanité horniny. Niektoré z nich pri ďalších zvetrávacích procesoch produkovali alofán, ktorý sa pričinil o akumuláciu humínových látok v pôdach. Tieto horniny sú početné. Napr. na geologickej mape SR (Biely a kol., 2002) ich znázornili prostredníctvom 47 jednotiek. Pestrosť ďalej znásobuje okolnosť, že zvetraliny prekonali štádium soliflukcie a tečenie komplikuje pôvod zvetralín a možnosť vzájomného miešania zase vlastnosti zvetralín.
Nemáme tu však na mysli produkty druhohorného vulkanizmu (melafýry a ich tufy), ktoré bude treba do budúcna tiež podrobnejšie preštudovať.
Neogénna a kvartérna sopečná činnosť vyprodukovala množstvo rôznych hornín, od tvrdých a pevných až po mäkké, popolové a zmiešané tzv. pyroklastiká. V súčasnosti prevláda názor, že andozeme sa viažu predovšetkým na pyroklastické materiály. Lávy boli rôzneho druhu: od kyslých (ryolitových), cez neutrálne (andezitové), až po najmladšie a alkalické (čadičové). Sopečné vyvreniny netvoria len veľké, súvislé komplexy materských hornín. Vulkanická činnosť sa prejavovala i vo forme izolovaných, roztrúsených výbuchov, pri ktorých lávové prúdy prerážali komplexy nadložných kryštalických či sedimentárnych hornín. Napr. východným až severovýchodným smerom od pohoria Poľany sa nachádza vyše 30 ostrovov vulkanických hornín roztrúsených až do 50 km od kráterov kóty Poľana.
O Muránskej planine sa vie, že predstavuje do výšky 1000 – 1400 m vyzdvihnuté krasové územie lichobežníkovitého tvaru, 30x10 km, budované rôznymi, najmä wettersteinskými vápencami. Vrstva vápencov ojedinele prerážajú miocénne vulkanické telesá. Ostrovy sopečných hornín sú smerom na západ (t.j. ku komplexu Fabovej hole a Klenovského Vepra) početnejšie a plošne rozsiahlejšie.
Na pôdnej mape Slovenska (Šály, Šurina, 2002) sme vyhraničili 3 jednotky andozemných pôd:
A_1 – andozeme modálne nasýtené,
A_2 – andozeme modálne nenasýtené,
A_3 – andozeme rankrové.
Tvoria časť súčasnej pôdnej prikrývky všetkých našich „klasických“ sopečných pohorí (t.j. 9) s výnimkou pohoria Burda. Z iných geomorfologických jednotiek zastúpená je len jednotka Veporské vrchy. Myslíme, že v budúcnosti budú andozeme zistené aj v pohoriach prevažne nesopečných. Takým je spomínaná Muránska planina. Podľa môjho názoru v tomto ohľade nádejnou je Cerová vrchovina. Tu čadičové erupcie poprerážali i mladé sedimentárne horniny a bazaltový sopečný materiál, pokiaľ sa nezmiešal alebo nebol prikrytý sprašou, mohol byť materským substrátom miestnych pôd. Podobne nádejnou môže byť oblasť pohoria Burda a oblasť Spišsko-šarišského medzihoria.
V Českej republike sa andozeme zatiaľ nemapovali. Veľmi známy je však výskyt sopečných hornín v severných Čechách a na východnej Morave. Objavenie andozemí v tomto území je len otázkou podrobnejšieho štúdia. Zrejme z tohto vedomia vychádzali i autori poslednej klasifikácie pôd ČR, ktorá andosoly uvádza.

Tab. 1 Výsledky niektorých analýz pôdnych vzoriek r. 1986

Vzorka z hĺbky m	Hor.	Skelet % obj.	Obsah frakcie v jemnozemi (% sušiny)					pH		Hyg. voda % sušiny	C %	Humus %	Fla		akt. Al mg/kg	Prístupný mg/kg		Objemová hmotnosť G/cm^3
			< 2 µm	2 -10	10-50	50-100	100-2000	H_2O	KCl				% CT	% sušiny		K	P	
5-10	Aa	25 š	17,3	31,6	39,9	8,1	3,1	4,51	3,87	10,7	17,08	29,4	10,4	1,8	468	47	20	0,54
10-20		25 š	17,8	33,4	38,0	7,6	3,2	4,58	3,96	10,8	15,80	27,2	13,0	2,0	394	30	17	0,60
20-30		35 š	18,1	33,3	37,1	7,6	3,9	4,59	4,02	11,2	12,73	21,9	19,6	2,5	346	17	13	0,62
30-35		35 š	18,3	32,2	33,7	10,6	4,2	4,65	4,10	10,9	9,75	16,8	21,1	3,1	239	18	17	-
40-50	A/B	40 k	14,5	29,5	36,9	10,9	8,2	4,86	4,28	9,0	4,95	8,5	41,5	2,0	116	12	21	-
50-60	Bm	45 k,b	15,6	28,3	38,4	11,6	6,1	4,98	4,36	8,7	4,26	7,3	39,4	1,7	74	13	23	-
80-90	C1	60 škb	13,3	21,1	30,6	13,2	21,8	5,33	4,51	6,4	1,15	2,0	62,6	0,7	34	26	18	-

Tab. 2 Výsledky niektorých pôdnych vzoriek r. 2006

Hĺbka vzorky cm	Hygroskop. voda % sušiny	pH		N_{tot} % suš.	C_{tot} % suš.
		H_2O	$CaCl_2$		
0-35	10,5	4,71	3,84	1,39	24,4
35-60	8,1	4,75	4,08	0,99	17,7
60-75	6,5	4,87	4,33	0,48	9,7

Náš reprezentatívny profil z Muránskej planiny (súradnice 48º 96´ s.š. , 19º 58´ z. d.) môžeme zaradiť k andozemiam modálnym, nenasýteným. Svedčí o tom vysoká kyprosť (objemová hmotnosť A-horizontov: 0,6) neuveriteľne vysoké prehumóznenie profilu (ešte v hĺbke pol metra vyše 8 % humusu), celý profil pôdy je kyslý. Neobstojí preto lesotypologické zaradenie k typu 6208, na zaradenie k vápencovej bukojedline nič neoprávňuje. Obdobný profil môžeme vo výškach 1100 – 1300 m v sopečných pohoriach stretnúť často. Náš profil sa vyznačuje veľkou akumuláciou humusu, teda komplexy „alofán-organická hmota“ sú tu časté. Akumulácia organickej hmoty zistená v r. 1986 bola vysoká, v r. 2006 sme zistili ešte viac uhlíka. Skôr však ako ďalší rast zásob organických látok predpokladáme lokálnu heterogenitu pôd.

Priaznivý fyzikálny stav, vysoká humóznosť a sorpčná kapacita takýchto pôd vedie k tomu, že andozemné pôdy patria medzi veľmi úrodné. V literatúre sa síce spomína blokácia fosforu pri andozemiach, v našich pomeroch nebola však zatiaľ zistená. Aj v danom prípade zistili sme nízke zásoby draslíka, však veľmi vysoké zásoby fosforu podľa metódy Bray-Kurtza. Hlbšie preskúmanie fosforových foriem našich andozemí (Šály, 2002) ukázalo, že v nich 66-95 % minerálneho fosforu pripadá na okludované fosfáty.

Ak si prepočítame niektoré výsledky analýz na absolútne hodnoty a porovnáme ich s údajmi našich najúrodnejších pôd, černozemí a čiernic, vidíme, že andozeme sa týmto vyrovnajú alebo ich i predídu (zásoby uhlíka, dusíka). Napr. „ornica“ andozemí má na ploche 1 ha hmotnosť okolo 1800 ton. V nich je okolo 400 ton humusu a 30 ton dusíka. Zeminu andozemí možno označiť priam za energetický materiál.

Andozemné pôdy sa od okolitých líšia vyššou bonitou. Zistilo sa pracovníkmi VÚL Zvolen, že na danej lokalite výška stredného kmeňa je 30,2, hrúbka 43,7 cm. V bežným spôsobom urobenom LHP uvádza sa pre dielec 371a priemerná výška porastu 25 m. 0,5 m väčšiu výšku smrekového porastu ponímame tu ako prejav vyššej bonity.

Záver

Andozemné pôdy môžu sa vyskytovať i v iných ako sopečných územiach, lebo sopečné erupcie v mladších treťohorách až starších štvrtohorách diali sa i izolovane. Za nádejnú v tomto smere pokladáme oblasť Cerovskej vrchoviny, pohoria Burda a Spišsko-šarišského medzihoria.

Vo vápencovej oblasti Muránskej planiny (nadmorská výška 1230-1270 m, pod kótou Červenica, zemepisné súradnice 48º 46´ s. š., 19º 58´ v. d., dielec 371a, plocha dielca 10,5 ha) zistili sme okolo 3 ha veľký, 0,5-3 m hrubý ostrov zemín andezitového aglomerátového tufu. Pôda na tejto soliflukčnej zemine prikrývajúcej vápencové podložie, je nenasýtená modálna andozem. Potvrdzuje to morfológia pôdneho profilu i analýzy pôdnych vzoriek. Smrekový porast rastúci na tejto pôde je pomerne kvalitný a odlišuje sa od okolitej smrečiny. Rovnako nepatrí k typu 6208, ako sa uvádza v lesotypologickom prieskume.

Literatúra

BALKOVIČ, J., 2002: Pôdy s andickými vlastnosťami vo vybraných pohoriach na Slovensku. Autoreferát dizertačnej práce. PvFKU Bratislava, 20s.

BIELEK, P., ŠURINA, B., 1995: Agricultural soils. Soils Fertility Research Institute, Bratislava, strán 32.

BIELY, A. a kol., 2002: mapa č. 1, geologická stavba, 1:500 000. Atlas krajiny SR, MŽP Bratislava. Vydal Esprit Banská Štiavnica, strán 342.

EUROPEAN COMMISSION, 2005: Soil Atlas of Europe. Office for Official Publications of the European Comunities, Luxemburg, 128s.

FRIDLAND, V.M., 1965: Struktra počvennogo pokrova. Počvovedenije, N.11, str. 1-16
HRAŠKO, J., LINKEŠ, V., NĚMEČEK, J., ŠÁLY, R., ŠURINA, B., 1973: Pôdna mapa ČSSR, 1: 500 000. Slovenská kartografia, Bratislava.
HRAŠKO, J., NĚMEČEK, J., ŠÁLY, R., ŠURINA, B., 1987: Morfogenetický klasifikačný systém pôd ČSSR, VÚP Bratislava, 107s.
KLEBER, M., MIKUTA, C., JAHN, R., 2004: Andosols in Germany, pedogenesis and properties, Catena, vol. 56, issve 1-3, str 67-83.
KUBIENA, W., 1953: Bestimmungsbuch und Systematik der Böden Europas. Enke-Verlag, Stuttgart, 392s.
MAZÚR, E., ČINČURA, J., KVITKOVIČ, J., 2002: Mapa č. 21, 1:1 000 000, geomorfologické jednotky. Atlas krajiny SR. Vydal Esprit, Banská Štiavnica, strán 342.
MÜCKENHAUSEN, E., 1962: Enststehung, Eigenschaften und Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutchland, DGL-Verlag, Frankfurt a. M., 148s.
NĚMEČEK, J. a kol., 1967: Geneticko-agronomická klasifikace púd ČSSR. Průzkum zemědělských půd ČSSR, I., Ministerstvo zemědělství a výživy Praha, 246s.
NĚMEČEK, J. a kol., 2001: Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. Česká zemědělská univerzita, Praha, 79s.
PELÍŠEK, J., 1964: Lesnické půdoznalectví, Státní zemědělské nakladatelství Praha, 568s.
SHOJI, S., NARZYO, M., DAHLGREN, R.A., 1993: Volcanic Ash Soils, Elsevier, Amsterdam, 312s.
ŠÁLY, R., MIHÁLIK A., 1970: Tonminerale in Waldböden der Slowakei. Zeitschrift für Pflanzerernährung und Bodenkunde, 127 Band, Heft3, S 200-210.
Šály, R., 1973: Lesnícke pôdoznalectvo, Dočasná vysokoškolská učebnica, vydavateľstvo VŠLD Zvolen, 338s.
ŠÁLY, R., MIHÁLIK A., 1977: Andosolové pôdy Západných Karpát. In: Soil as a site factor of the temperate and cool zones. Žilina, House of Technics, s. 209 – 218.
ŠÁLY, R., 1998: Pedológia. Vydavateľstvo TU Zvolen, strán 177.
ŠÁLY, R., 2002: Phosphorus fractions in Andosols of the Western Carpathians. Phytopedon (Bratislava), vol. 1. s. 1 – 6.
ŠÁLY, R., ŠURINA B., 2002: Mapa č. 78, Pôdy, 1: 500 000. Atlas krajiny SR. Vydal Esprit, Banská Štiavnica, 342s.

PÔDNY UHLÍK: KRITICKÝ PARAMETER UDRŽATEĽNÉHO VÝVOJA PÔD

SOIL CARBON: CRITICAL PARAMETER OF SUSTAINABLE DEVELOPMENT OF SOILS

Pavol Bielek

Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy Bratislava, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava, Slovenská republika, e-mail: bielek@vupu.sk

Abstrakt

Pôdna organická hmota je signifikantným znakom kvantity a kvality pôdneho telesa a jeho matérie. Funkčnosť pôdneho systému je esenciálne spojená s obsahom pôdnej organickej hmoty a prioritne závisí od jej kvality. Základnou stavebnou jednotkou pôdnej organickej hmoty je uhlík, pôvodne pochádzajúci z ovzdušia. Bilancie kvantity pôdnej organickej hmoty sú výsledkom vstupov a výstupov C/CO_2 medzi pôdou a ovzduším. Bilancie kvality pôdnej organickej hmoty sa formujú zložitejšími mechanizmami. Deviácie obsahu a kvality pôdnej organickej hmoty kreujú zmeny v stabilite /labilite prírodného prostredia. Súčasné intenzívne využívanie pôdy deprimuje kvantitu i kvalitu pôdnej organickej hmoty s nežiaducimi následkami. Ochrana pôdnej organickej hmoty je vlastne ochranou pôdy. Na Slovensku citeľne absentujú programy na podporu ochrany pôdnej organickej hmoty. Prevaha intenzít strát uhlíka z pôdy (do ovzdušia) je dominantne prezentovaná ako následok konverzie nepoľnohospodárskych pôd na poľnohospodárske územia, nesprávneho využívania trávnych porastov, neoprávneného odvodňovania pôdy a mokradí, znižovania výmery lesných ekosystémov, intenzifikácie v poľnohospodárstve a lesníctve, a.i. Opatrenia pre zvýšenú sekvestráciu atmosférického uhlíka do pôdy možno prezentovať nasledovne: znižovaním emisií CO_2 z pôdy, zmenou štruktúry využívania pôdy (území), zlepšeným manažmentom území, a.i. Týmito opatreniami možno dosiahnuť účinok sekvestrácie vo výške 0,4 – 0,8 Pg C ročne, resp. 0,125 – 0,237 Pg C za rok. Ekonomické efekty sekvestrácie uhlíka do pôdy sú nesporné a to vo všetkých odvetviach ekonomicky využívajúcich pôdu ako prírodný zdroj. Nesporné sú aj ekologické a eko-sociálne prínosy. Empiricky odhadnuté náklady na sekvestráciu 1 t uhlíka do pôdy predstavujú 10 – 25 USD. Efekty z týchto nákladov sú nesporne vyššie. Možnosti akcelerovanej sekvestrácie uhlíka v EÚ naznačuje Európsky program klimatických zmien (ECCP, 2000) a iné dokumenty z následne konaných zásadných podujatí k tejto téme. Z nich možno upozorniť na konštatovanie, že reálny potenciál zvýšenia sekvestrácie na území EU 15 môže dosahovať 60 – 70 Mt CO_2 za rok, čo je asi 2 % z ročných emisií CO_2 antropického pôvodu. Na Slovensku zatiaľ chýba zásadný dokument (program) pre podporu sekvestrácie atmosférického CO_2 do pôdy. Tento reálny potenciál je dokonca málo (skôr vôbec) podporovaný aj v agro-environmentálnom programe SR (Plán rozvoja vidieka). Odborná verejnosť by mala otvorenejšie vstupovať aj do tejto témy.

Kľúčové slová: pôdny organický uhlík, sekvestrácia CO_2, bilancia uhlíka v pôde

Abstract

Soil organic matter is a significant feature of quantity and quality of soil body. The function of soil system is essentially associated with organic matter content and primarily depends upon their quality. The essential part of soil organic matter is carbon, originally coming from the atmosphere. The balance of soil organic matter is a result of inputs and outputs of the ratio C/CO_2 between soil and atmosphere. Contemporary land use depresses quantity and quality of soil organic matter attending by undesirable effects. Predominance of carbon loss from soil (in atmosphere) is presented as a result of conversion of non-agricultural land to agricultural one, than improper use of grassland, non-qualified

drainage of marshland, decrease of forest ecosystem areas and intensification practices in agriculture and forestry, etc. The main measures for increased sequestration of atmospheric carbon into soil are: decrease of CO_2 emission from soil, change of land use, improved land management, etc. By such measures can be achieved sequestration effect at level 0.4 – 0.8 Pg C annually, or 0.125 – 0.237 Pg C per year, respectively. Economic effects of carbon sequestration are indisputable in all economic branches using the soil as a natural source, incl. ecological and eco-social profits. Empirically estimated costs on sequestration of 1 ton of carbon into soil represent 10 – 25 USD. Effects of these costs are sure higher. Potential of accelerated carbon sequestration in EU can outlines European program of climate change (ECCP, 2000) and other documents from similar movements. In Slovakia there is missing fundamental document (program) for supporting atmospheric sequestration of carbon dioxide into soil. Even this actual potential is rather poor support in Agro-environmental program of the Slovak Republic (Plan of rural development). Professional experts have to be more entering in this topic.

Key words: soil organic carbon, CO_2 sequestration, balance of carbon in soil

Úvod

Uhlík – tento najdôležitejší biogénny prvok, stavebný materiál v živej (ale aj v neživej) prírode a energetický zdroj pre výkon funkcií prírody – je základným princípom života na našej planéte. Umožňuje život ako nositeľ základných biologických a biochemických podstát, ale súčasne aj v odvodených súvislostiach a to najmä v ľudskej komunite, ktorá stále viac asistuje prirodzeným premenám a kolobehom uhlíka v prírode s cieľom získať lepšie ekonomické a sociálne podmienky pre svoj život. Pojem „uhlíková ekonomika“ je dnes všeobecne známy a reálny vo všetkých pozitívnych, ale aj negatívnych súvislostiach súčasného sveta.

Terajšie ekonomické, ale aj ekologické obavy vyplývajúce z využívania uhlíkových zdrojov motivujú odborníkov, ale aj laickú verejnosť k aktivitám, ktoré sa stali prioritnými, pretože ide o kvalitu života, ale aj o život ako taký. Odborne sa preniká prakticky do všetkých foriem existencie a funkcií uhlíka v prírode s cieľom nájsť riešenia na zmiernenie doterajších negatívnych trendov, ale aj s úmyslom začať nové perspektívne aktivity na podporu pozitívneho vývoja vo využívaní a regenerácii uhlíkových zdrojov v prírode.

Obsahy uhlíka v hlavných zložkách prírody sú všeobecne známe. Dominantným zdrojom uhlíka v terestriálnych ekosystémoch je pôda. Množstvá uhlíka v pôdach sveta sa odhadujú na 1 500 – 2 000 Pg C (1 petagram = 10^{15} g). Atmosféra Zeme obsahuje asi 760 Pg C. Terestriálna biota, najmä vegetácia, obsahuje okolo 500 Pg C, a to najmä v lesoch, kde sa ho nachádza viac ako polovica z celkovej zásoby uhlíka vo vegetácii. Najväčšie množstvá C sa nachádzajú v moriach a oceánoch (39 000 Pg C), avšak vzhľadom na prostredie je tento uhlík menej aktívny.

Uhlík v pôde

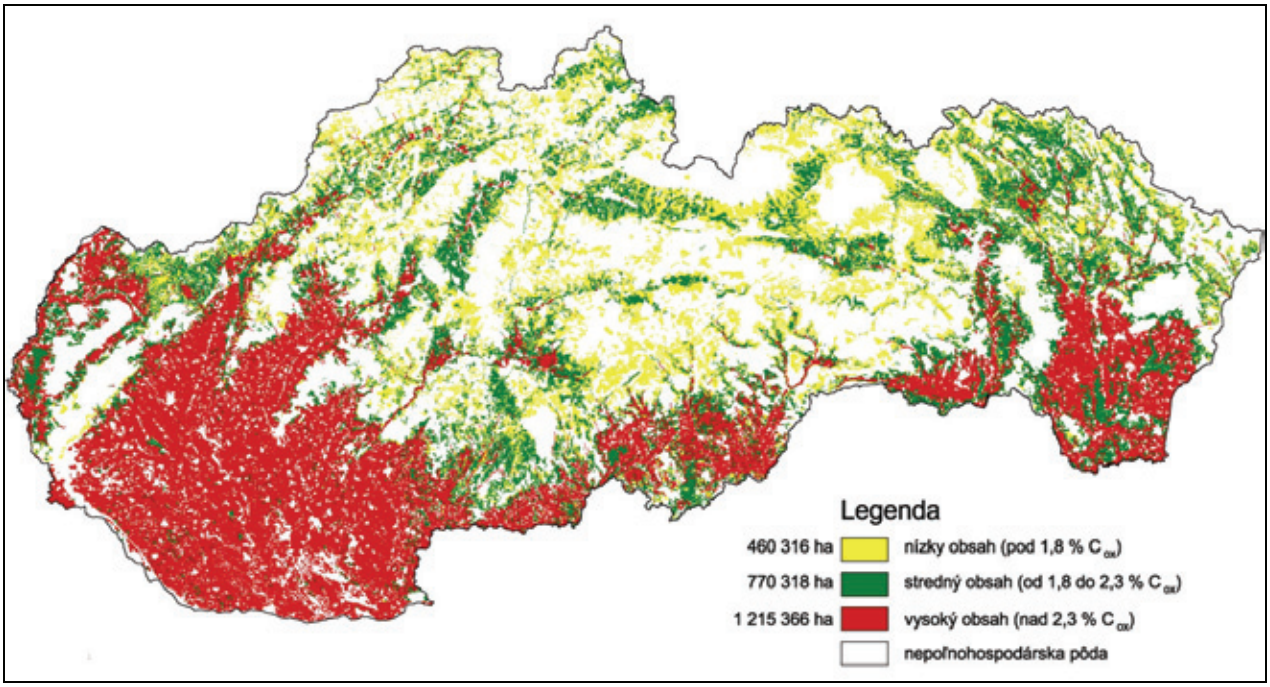
Pôdne prostredie je nepochybne najdôležitejším náleziskom uhlíka v prírode a to hlavne preto, lebo je dynamicky najaktívnejšie a tým aj najdominantnejšie v existujúcich kolobehoch uhlíka v prírode. Súčasne v sebe zahrňuje rozhodujúce regulačné mechanizmy primárne ovplyvňujúce nielen formy a obsahy uhlíka v pôde, ale aj jeho výskyt v iných zložkách prírody. Z uvedených dôvodov je poznanie o premenách a pohyboch uhlíka v pôde kľúčovou podmienkou pre pochopenie, ale aj manažovanie uhlíkových režimov v prírode a to v širokých súvislostiach jeho pôsobenia.

Obsah a kvalita uhlíkových zlúčenín v pôde závisí od mnohých faktorov nezávislo pôsobiacich v prírode, ale aj od spôsobu využívania pôdy. V súčasnom období pedogenézy je obsah uhlíka v poľnohospodárskych pôdach Slovenska skôr na uspokojivej ako na dobrej úrovni. Zjednodušene to môže vyplynúť z nasledujúceho prehľadu:

Obsahy C (%) v pôdach SR (Bielek, 1998)

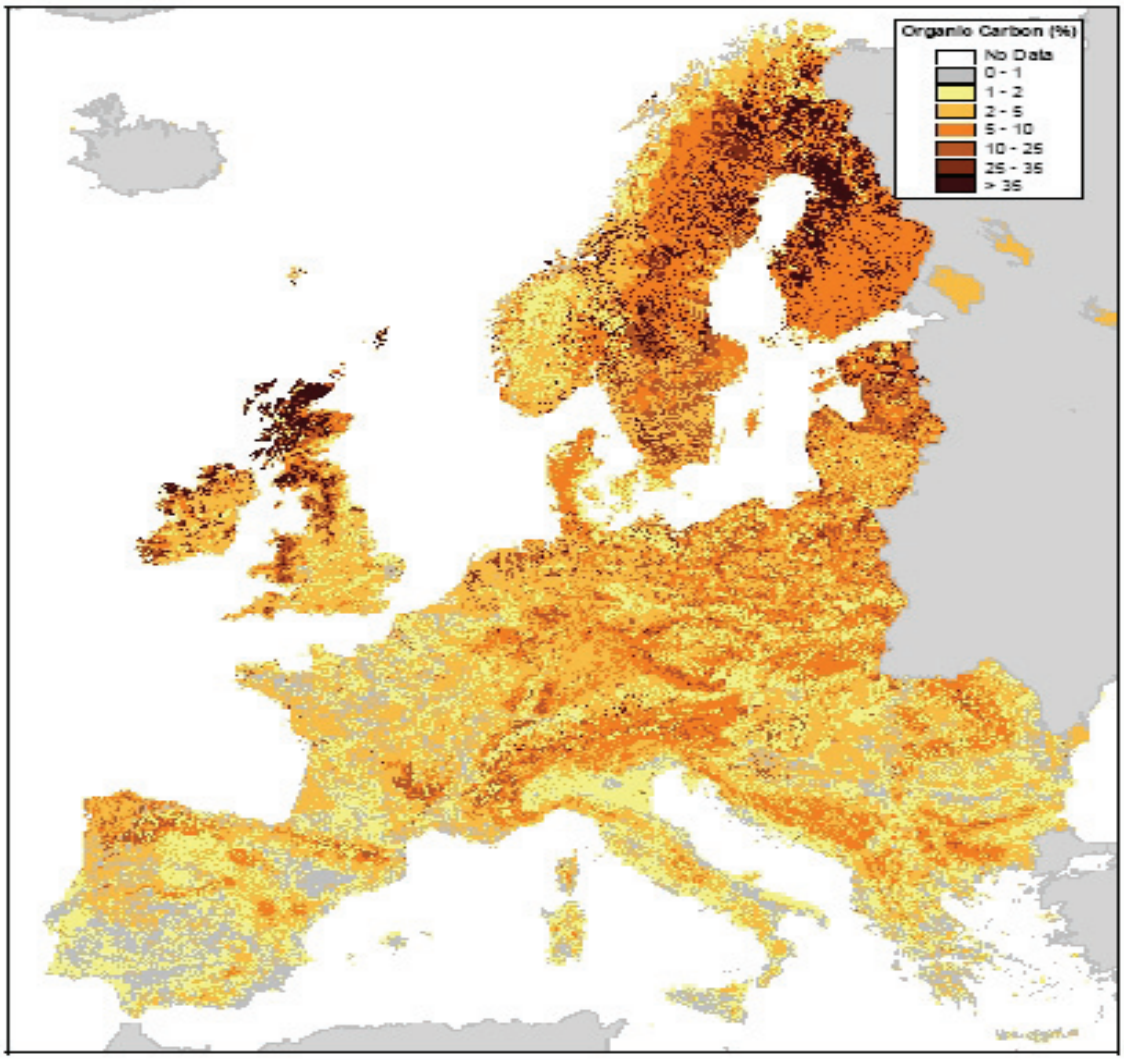
podzoly typické až kambizemné:	2,88
gleje:	3,07
regozeme arenické:	2,16
čiernice:	2,14
rendziny:	2,06
černozeme:	1,51
fluvizeme:	1,71
kambizeme:	1,77
pseudogleje:	2,01
luvizeme:	1,35
hnedozeme:	1,27

Z mapového vyjadrenia (mapa 1) vyplýva, že najväčšie množstvá uhlíka sú alokované predovšetkým v pôdach južných území Slovenska so sporadickým výskytom aj v stredných a severnejších polohách.



Mapa 1 Obsahy uhlíka v poľnohospodárskych pôdach Slovenska (% C)(Bielek, 1998)

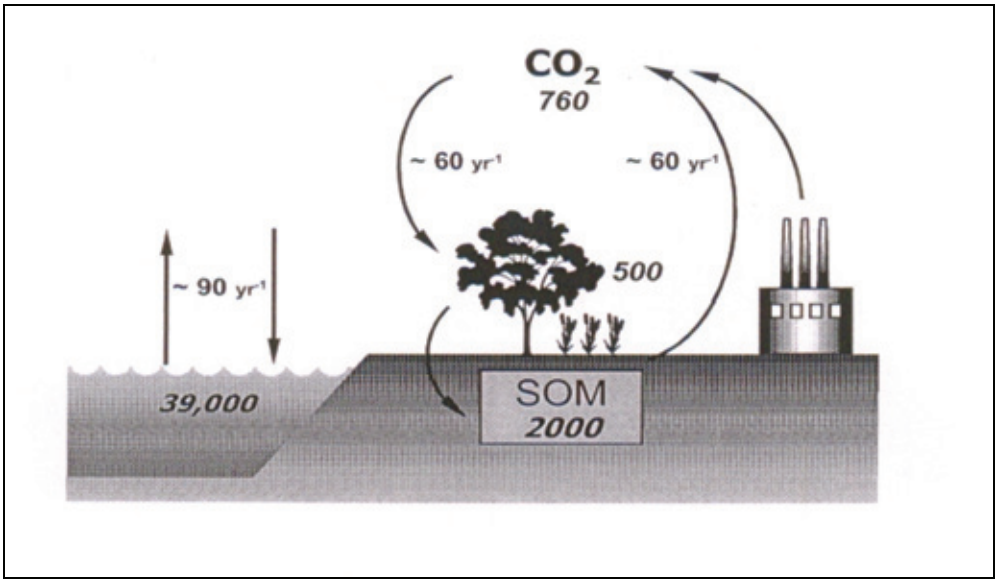
Z údajov o obsahoch uhlíka v pôdach Európy (mapa 2) vyplýva, že naše pôdy sa nachádzajú niekde na prechode medzi južnými na uhlík deficitnými pôdami a severnými bohatšími pôdami na uhlík.



Mapa 2 Obsahy uhlíka v pôdach EÚ (% C) (Jones et al., 2003)

Obsahy uhlíka v hlavných zložkách prírody sa vzájomne udržujú v relatívne stálych hmotnostných pomeroch a to už tisíce rokov. Súčasne však platí, že zásoby uhlíka v zložkách prírodného prostredia sú v neustálych kolobehoch, teda presúvajú sa medzi zložkami prírody v relatívne veľkých množstvách (obr. 1). Čistý ročný presun uhlíka z pôdno-vegetačného komplexu do ovzdušia a späť sa odhaduje na 60 Pg C (IPCC, 2000), čo je menej ako sa presúva medzi morami a atmosférou (90 Pg C).

Všeobecne platí, že každý hektár pôdy sa na kolobehu uhlíka v prírode podieľa s preukazne významnými kvantitami. Z našich mnohoročných meraní vyplýva, že ročne môže z 1 ha pôdy emitovať do ovzdušia 3-5 ton C-CO_2 a to v závislosti od pôdnej jednotky a samozrejme od spôsobu jej využívania (tab. 1). Z grafu 1 vyplýva, že so zvyšovaním produkčného potenciálu pôd sa čisté emisie CO_2 do ovzdušia znižujú. Zdá sa, že kvalitnejšie (produkčnejšie) pôdy majú akýsi úspornejší režim premien uhlíka vo svojom prostredí.

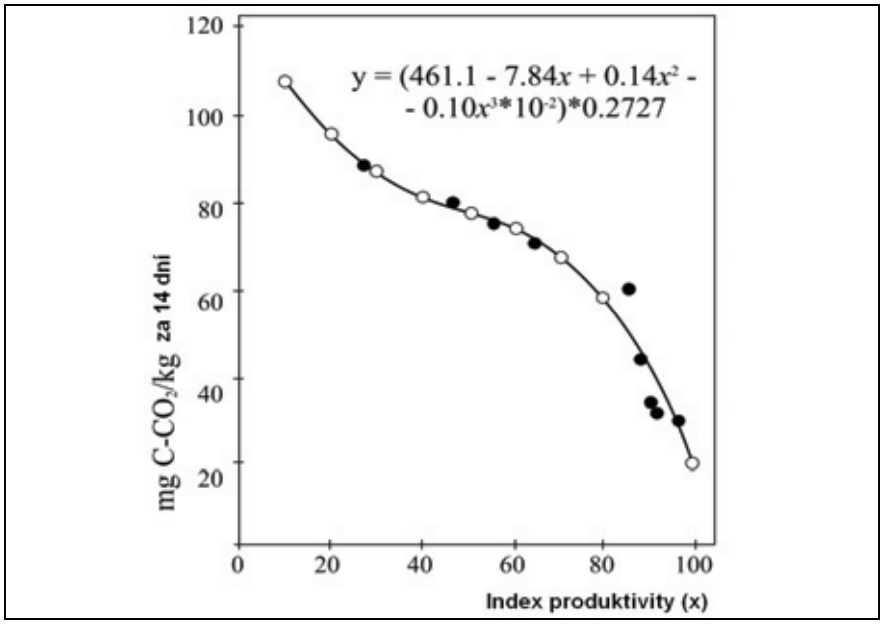


Obr. 1 Globálne cykly uhlíka (Pg C za rok) podľa IPCC, 2000

V priemere (vážený priemer podľa zastúpenia pôdnych typov na našom území) sa ročne z jedného hektára našich pôd uvoľní do ovzdušia asi 4,2 t C-CO_2. Z celého územia to predstavuje 10 061 tisíc ton C-CO_2 (emisie z priemyslu sú okolo 42 000 tisíc ton).

Tab. 1 Bilancie strát uhlíka (C-CO_2) z pôd SR do ovzdušia (Bielek, 1998)

Soil representatives	**Index of soil quality**	**mg C-CO_2.kg^{-1} within 14 days**	**t C-CO_2.ha^{-1} within growing season (245 days)**	**C-CO_2 (tis.) from total area of agricultural soils**
Fluvisols and Calcaric Fluvisols	34-95	86.4-33.4 (59.9)	3.78	1 710
Mollic Fluvisols and Calcaric Mollic Fluvisols	52-100	79.4-21.0 (50.2)	3.44	644
Calcaric Haplic Chernozems	67-96	71.8-31.0 (51.4)	3.52	525
Haplic Chernozems and Luvi-Haplic Chernozems	60-93	76.0-37.7 (56.8)	4.03	677
Haplic Luvisols and Albi-Haplic Luvisols	48-90	80.9-43.7 (62.3)	4.45	1 348
Albic Luvisols and Stagnic Glossisols	26-66	91.1-72.5 (81.8)	5.01	254
Planosols and Stagnosols	25-50	91.9-50.2 (86.0)	5.05	883
Cambisols and Umbrisols	15-50	101.3-80.2 (90.7)	4.49	3 475
Rendzic Leptosols	13-40	103.8-83.8 (93.8)	4.43	505
Podzols	3-10	119.6-107.9 (113.7)	5.17	15
Solonchaks and Solonetz	5-10	115.9-107.9 (111.9)	5.09	25



Graf 1 Emisie CO_2 z pôdy v závislosti na jej produkčnom potenciáli (Bielek, 1997)

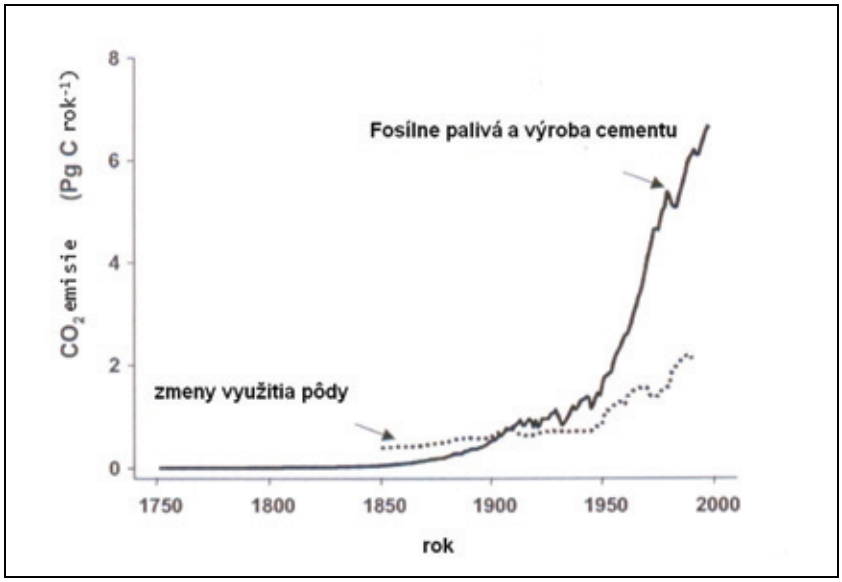
Bilancia uhlíka v pôde

Emitované množstvá CO_2 z pôdy sú kompenzované mechanizmami asimilácie vzdušného CO_2 a následne aj jeho inkorporáciou do uhlíkového „poolu" pôd. Existuje však mnoho dôkazov o tom, že táto kompenzácia nemusí byť vždy v rovnováhe, čo sa obyčajne prejavuje znižovaním obsahu uhlíka v pôde. Veľmi často k tomu dochádza pod vplyvom človeka a to najmä v dôsledku nesprávneho využívania pôd. Najznámejšia je v tejto súvislosti masívne uskutočnená konverzia prírodných stanovíšť na poľnohospodársku krajinu, čo je obyčajne silno sprevádzané znižovaním obsahu uhlíka v pôde a vegetácii a jeho prechodom do atmosféry (vo forme CO_2). Tieto mechanizmy sú dnes už spoľahlivo popísané a všeobecne známe. Uskutočňujú sa napríklad pri konverzii lúčnych ekosystémov na ornú pôdu, keď tieto straty môžu predstavovať až 30 % z pôvodného obsahu uhlíka (Janzen a kol., 1998). Pri konverzii lesa na poľnohospodársky využívané plochy sú tieto straty vyššie. Od roku 1850 do roku 1998 spomínané zmeny vo využívaní krajiny uvoľnili približne 136 ± 55 Pg C do atmosféry (IPCC, 2000). Približne dve tretiny majú pôvod vo vegetácii a zvyšok pochádza z pôdy.

K významnej akcelerácii prechodu uhlíka z pôdy do ovzdušia dochádza aj pri odvodňovaní pôd, či celých území. Je experimentálne dokázané, že toto opatrenie vyvoláva znižovanie obsahu uhlíka v pôde až na polovicu jeho pôvodných množstiev (Novák, Zlatušková, 2000).

K stratám uhlíka z pôdy prispieva aj vysoká intenzita ich obrábania, intenzívne hnojenie, nedostatočné hnojenie organickými hnojivami, chyby v osevných postupoch, ale aj iné nevhodné spôsoby využívania pôdy.

S ešte väčšími presunmi uhlíka (najmä CO_2) do ovzdušia sa stretávame pri priemyselných aktivitách človeka a najmä pri spaľovaní fosílnych palív. V roku 1900 takto prichádzalo do ovzdušia 0,6 Pg C ročne, v súčasnosti je to takmer 7 Pg C ročne (graf č. 2). Z prezentovaného grafu súčasne vyplýva, že poľnohospodárske obohacovanie ovzdušia o CO_2 predstavuje až jednu tretinu priemyselného obohacovania. Všetko to dospelo k tomu, že stáročia stabilizované obsahy CO_2 v ovzduší od 180 do 280 ppmv (IGBP, 2001) zistené analýzami ľadovcov, dosiahli v uplynulých dekádach hodnoty 370 ppmv a rastú v priemere o 1,5 ppmv ročne.



Graf 2 Historický vývoj emisií CO_2 do ovzdušia (Houghton a Hackler, 2001; Marland et al., 2001)

Ekologické dopady obohacovania ovzdušia o CO_2 sú znepokojujúce a to najmä v súvislosti s globálnou klimatickou zmenou, ktorá dolieha na mnohé odvetvia ekonomického a najmä eko-sociálneho stavu našej planéty. Spomalenie rastu CO_2 v ovzduší možno docieliť tromi najdôležitejšími spôsobmi:

- redukciou CO_2 emisií pri spaľovaní fosílnych zdrojov energie
- zvyšovaním podielu biopalív ako zdrojov energie (CO_2 je recyklované)
- naviazaním vzdušného CO_2 do pôdy a terestriálneho ekosystému (sekvestrácia uhlíka).

Z uvedených postupov je nepochybne najatraktívnejšia sekvestrácia uhlíka do pôdy. Neobmedzuje ekonomický rast a naopak zvyšuje výkonnosť poľnohospodárstva. Nehrozí možnými ekologickými následkami, ale naopak stabilizuje ekosystémy. Jednoducho ponúka vhodné riešenia, ktoré sme však schopní zatiaľ uskutočňovať skôr pasívnou ako aktívnou technickou a technologickou podporou.

Tab. 2 Potenciály zvýšenia ročnej sekvestrácie uhlíka do pôdy v t CO_2 na ha za rok (Gumbert, 2002)

nulové obrábanie	1,42
minimálne obrábanie	< 1,42
zakonzervovanie pôdy	< 1,42
hlboko koreniace rastliny	2,27
hospodárske hnojivá	1,38
rastlinné zvyšky	2,54
kaly	0,95
komposty	1,38
extenzifikácia	1,98
organické poľnohospodárstvo	1,90
konverzia orných pôd na lesy	2,27
konverzia orných pôd na lúky	7,03
konverzia lúk na orné pôdy	- 3,66
konverzia trvalých plodín na orné pôdy	- 3,66
konverzia lesov na orné pôdy	- 7,0
absencia hlbokej orby	5,0
obnova mokradí	17

Už v roku 1996 Cole odhadol, že 22 - 44 Pg C môže byť na našej planéte sequestrovaných v najbližších 50-tich rokoch (0,4 – 0,8 Pg C ročne) a to rekonverziou poľnohospodársky využívaných pôd, zúrodnením degradovaných pôd a zlepšením metód poľnohospodárskeho využívania pôdy. Pre EÚ – 15 Gumbert v roku 2002 odhadol potenciál sekvestrácie na 60 -70 Mt CO_2 ročne. Naviac prezentoval (tab. 2) potenciály sekvestrácie pre mnohé špecifické v poľnohospodárstve využiteľné techniky a technológie, čím vypracoval akýsi návod na to, ako postupovať v snahe dosiahnuť už spomínané odhady.
Náklady spojené s opatreniami na zvýšenie sekvestrácie uhlíka z ovzdušia do pôdy sú malé v porovnaní s technickými opatreniami na znižovanie emisií CO_2 z priemyslu a energetiky. Odhaduje sa, že tieto náklady môžu predstavovať 10-25 USD (Cole), resp. 20 Eur (Gumbert) na 1 t sequestrovaného uhlíka. Súčasne však vznikajú potenciálne nevyčísliteľné pozitívne efekty pri využívaní pôdy, pri stabilizácii ekosystémov a ochrane prírody, a podobne.

Záver

Vykonanie opatrení na národných a medzinárodných úrovniach je akútne a priechodné. Zdá sa, že k aktívnemu znižovaniu obsahov CO_2 v ovzduší opatreniami na jeho sekvestráciu do pôdy nechýbajú ani odborné a ani finančné možnosti.
V odborných súvislostiach je potrebné vypracovať a na vysokej úrovni schváliť národnú stratégiu využitia potenciálov pôdy a poľnohospodárstva (najmä) na znižovanie emisií CO_2 do ovzdušia a na podporu sekvestrácie CO_2 z ovzdušia do pôdy. V otázkach financovania implementácie tohto programu treba využiť opatrenia agroenvironmentálnych programov.

Literatúra

BIELEK, P., 1997: Nitrogen transformation to carbon mineralization in soil. In: T. Ando et al.: Plant nutrition for sustainable food and environment. Kluwer Academic Publishers, Japan, 1997: 763-764.

BIELEK, P., 1998: Dusík v poľnohospodárskych pôdach Slovenska. VÚPOP Bratislava, 1998, 256 pp.

COLE, V., 1996: Agricultural options for mitigation of greenhouse gas emissions. In: Climate Change. Cambridge Univer. Press., Cambridge, 1996: 745-771.

GUMBERT, A., 2002: Soil organic carbon in the context of the European climate change programme. Proc. OECD Expert Meeting on Soil Organic Carbon Indicators for Agricultural Land. Ottawa, 2002, part II.

HOUGHTON, R.A., HACKLER, J.L., 2001: Carbon flux to the atmosphere from land use change. US Department of Energy, Oak Ridge, Tennes, USA, 2001.

IPCC, 2000: Land Use, Land Use Change, and Forestry. Special Report: Cambridge University Press: Cambridge, UK 2000, 377 pp.

JANZEN, H.H., et al., 1998: Management affects on soil C storage on the Canadian prairies. Soil Till. Res. 47, 1998: 181-195.

JONES, R.J.A. et al, 2003.: The map of organic carbon in topsoil in Europe. EC-JRC, 2003.

MARLAND, G., BODEN, T.A., ANDRES, R.J.: Global regional and national CO_2 emissions. In: Trends – a compendium of data on global change. Carbon dioxide information analysis center. US Department of Energy, Oak Ridge, Tennes, USA, 2001.

NOVÁK, P., ZLATUŠKOVÁ, S., 2000: Odvodnení a rekultivace: důsledky pro půdu a vodu. In: Antropizácia pôd. Zb. z medzinárodnej konferencie. Bratislava, 2000: 8-10.

JE SOUČASNÉ VYUŽÍVÁNÍ PŮDY UDRŽITELNÉ?

IS CURRENT AGRICULTURAL LAND USE SUSTAINABLE?

Bořivoj Šarapatka[1], Marek Bednář[1], Pavel Novák[2]

[1] Katedra ekologie a životního prostředí Univerzity Palackého v Olomouci, Česká republika
[2] Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha – Zbraslav, Česká republika

Abstrakt

Při odborných diskuzích o půdě i při našem každodenní činnosti v krajině je nutné si uvědomit, že půda hraje v našich životech klíčovou roli, a to nejen z produkčního hlediska, ale má i řadu socio-ekonomických, ekologických a dalších funkcí. Změny v půdních procesech vyvolané antropogenní činností pak vedou i ke změnám ve fungování ekosystémů a k řadě environmentálních problémů. Za účelem upřesnění těchto závažných otázek souvisejících s udržitelností, resp. neudržitelností využívání zemědělské půdy v České republice jsme se pokusili vyhodnotit údaje o jednotlivých typech degradace zemědělských půd, tyto vyjádřit určitým stupněm výsledné degradace a naznačit orgánům státní správy problémové oblasti ČR s cílem ochrany kvality zemědělského půdního fondu. Článek obsahuje ukázky map podle typů degradace i výsledný degradační model. Z výsledku je zřejmé, že nastolená intenzita produkce v některých oblastech může způsobovat vážné problémy s kvalitou půdy. O této kvalitě a jejím hodnocení, a to jak z produkčního, tak z environmentálního hlediska pojednávala prezentace na konferenci. Diskutovány byly otázky, jak hodnotit kvalitu a degradaci půdy i s návaznostmi na (ne)udržitelnost našeho konání v krajinném prostoru.

Klíčová slova: půda, kvalita, degradace, degradační modely

Abstract

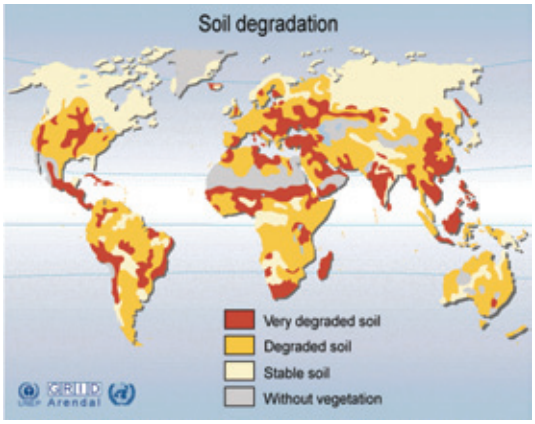
There is one important fact which results from many scientific soil discussions and also from our everyday landscape activities. Soil plays a key role in our lives, not only from a production point of view but it has a lot of socioeconomic, ecological and other functions. Changes in soil processes evoked by anthropogenic activities lead to changes in functioning of ecosystems and to a series of environmental problems. For a more precise identification of these problems, relevant to sustainability/non-sustainability of agricultural land use in the Czech Republic, we have tried to evaluate and quantify data of individual types of soil degradation. The results of our efforts are maps of degradations of soil in the Czech Republic, which are intended for our state policy institutes to show the most problematic places which should be taken control of so as to protect the quality of agricultural soils. The article includes samples of maps showing physical degradation and the model of total degradation. From the results, it is clear that a production intensity set up in some areas could cause serious problems with soil quality. The conference presentation dealt with the soil quality and its evaluation, from both production and environmental points of view. There were questions discussed, how to value both the landscape and soil degradation as to sustainability/non-sustainability.

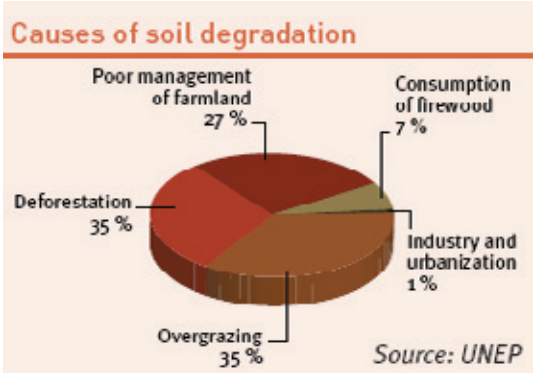
Key words: soil, quality, degradation, degradation models

Úvod

Půda má pro lidstvo klíčovou roli, a to nejen z produkčního hlediska, ale má i řadu socio-ekonomických, ekologických a dalších funkcí. Změny v půdních procesech vyvolaných antropogenní činností vedou i ke změnám ve fungování ekosystémů a k řadě environmentálních problémů. Půdy v Evropě byly tak ze značného procenta ireverzibilně

ztraceny (zábory) a degradovány jako výsledek zvyšujících se ekonomických požadavků různých sektorů, včetně zemědělství. Pokud se podíváme na zábory, pak se u nás od roku 1927 snížila plocha zemědělské půdy o 835 tis. ha, to znamená, že 19 % zemědělské půdy bylo ztraceno. Od roku 2000 se tento trend ještě více akceleroval. Mezi lety 2000 – 2005 bylo 20 tis. ha zemědělské půdy přeměněno na stavební nebo další plochy, v lepším případě bylo změněno využívání zemědělské na lesní půdu.
Zaměříme-li se na kvalitativní stránku využívání zemědělského půdního fondu, pak podle Světovéhu summitu o udržitelném rozvoji z roku 2002 je okolo 2 mld. ha půdy degradováno lidskými aktivitami. Tato plocha se rovná 15 % souše, to je více než je rozloha USA a Mexika. Současný rozsah degradace půdy je odhadován podle University of British Columbia na 9 milionů hektarů za rok, což je v podstatě výměra Irska.
Řada mezinárodních materiálů uvádí stupeň degradace půdy a podíl jednotlivých aktivit na této degradaci. Příklady z materiálů UNEP a dalších organizací jsou uvedeny v následujících dvou obrázcích.



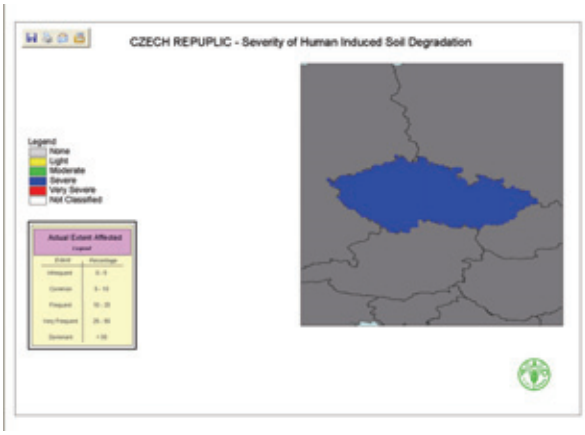


Údaje o degradaci půdy v Evropě i s odhadnutými škodami můžeme zjistit i z evropských zdrojů. Škody, které vznikají degradací půdy, jsou vážné a i s ohledem na složitost jejich ohodnocení se podle řady studií pohybují v následujících intervalech:

- eroze	0,7 – 14,0 mld. EUR
- snížení obsahu organické hmoty	3,4 – 5,6 mld. EUR
- utužení půdy	není určeno
- zasolení	158 – 321 milionů EUR
- kontaminace	2,4 – 17,3 mld. EUR
- snížení biodiverzity	není určeno

(Zdroj: EU – Impact assessment of the thematic strategy on soil protection)

Podíváme-li se na antropogenně ovlivněnou degradaci půdy, pak podle údajů FAO můžeme zjistit, že stupeň degradace je v ČR závažný. O zveřejněných výsledcích, které jsou ovlivněny vstupními informacemi, z nichž byly výsledné mapy velkých měřítek zpracovány, můžeme diskutovat (např. porovnávat jednotlivé státy).



S cílem zpřesnění a komplexního pohledu na otázky degradace půd související s udržitelností, resp. neudržitelností zemědělství v České republice jsme se pokusili vyhodnotit údaje o jednotlivých typech degradace zemědělských půd, tyto vyjádřit určitým stupněm výsledné degradace a naznačit orgánům státní správy problémové oblasti s cílem ochrany kvality zemědělského půdního fondu.

Metodika

Pro vyhodnocení degradace půd byly k dispozici mapy ČR s vyjádřením vodní a větrné eroze, acidifikace, ztráty humusu, zhutnění, území postižených suchem, intoxikace (Cd, Pb, Hg, Cr, As). Do úvahy jsme brali i hospodaření podle zvláštních předpisů, kdy jsme měli k dispozici mapy zranitelných oblastí (nitrátová směrnice), mapu velkoplošných chráněných území a ptačích oblastí podle NATURY 2000. Podklady o stavu půdy a její degradaci byly získány z řady vědeckých pracovišť ČR, zejména pak z databáze Výzkumného ústavu meliorací a ochrany půdy v Praze a Ústředního kontrolního a zkušebního ústavu zemědělského v Brně.
Mapy byly z původní papírové předlohy převedeny, pro potřeby dalšího zpracování v GIS, do podoby digitálních rastrových map, v některých případech byl upraven rozsah kategorií degradace (vodní a větrná eroze) prostřednictvím obrazové analýzy. Tím byly získány základní podklady pro další mapové operace v prostředí GIS. Postupným procesem vážených mapových překryvů vznikly modely degradace půd.

Výsledky

Výsledkem hodnocení jsou modely fyzikální a chemické degradace půd a z nich pak výsledný model degradace, jak je znázorněno na schématech 1 a 2. Příklady výstupních map zachycují obrázky 1 a 2. Váhové parametry pro operace překryvu byly určeny expertním odhadem z hlediska závažnosti degradace v podmínkách České republiky.

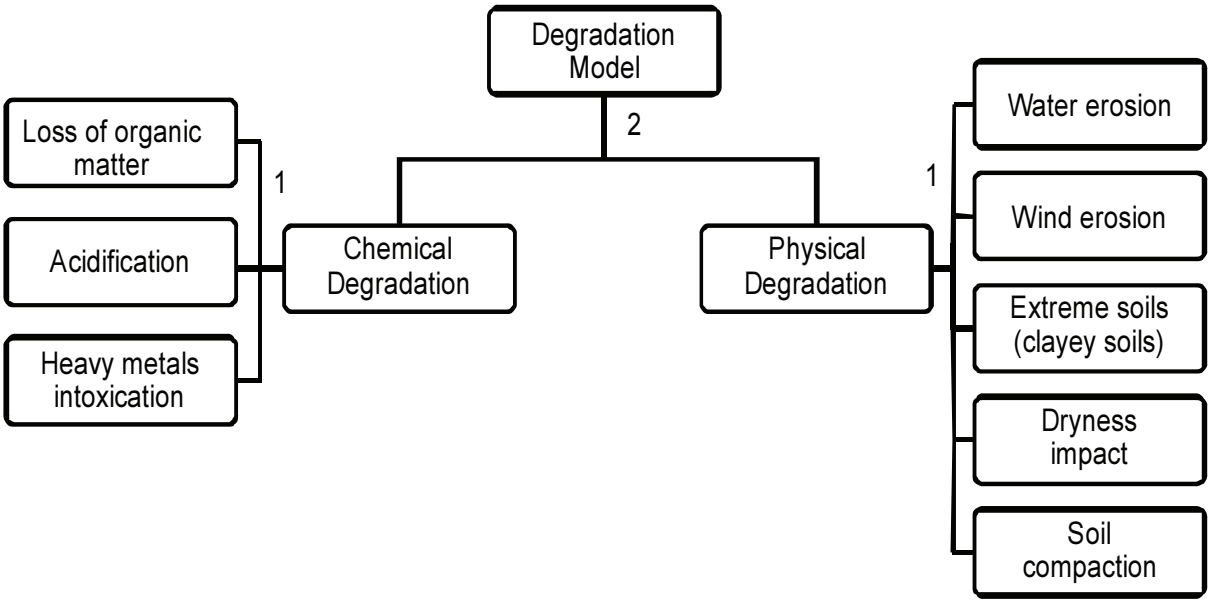


Schéma 1 Systematické znázornění překryvných operací pro určení výsledného degradačního modelu

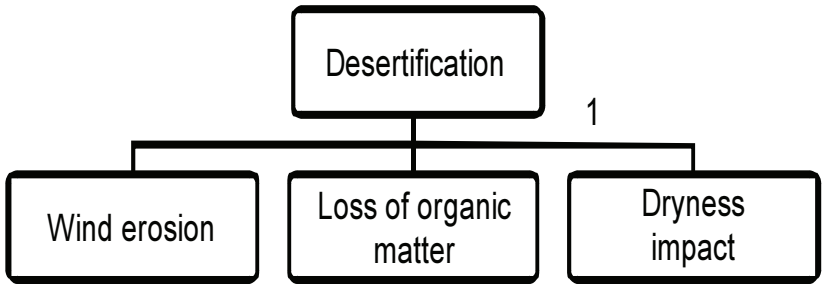
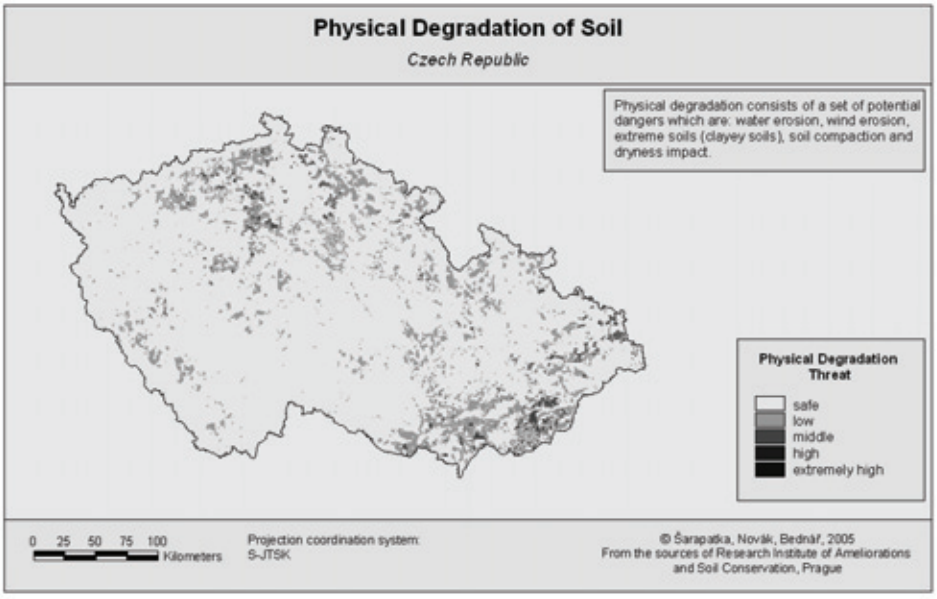
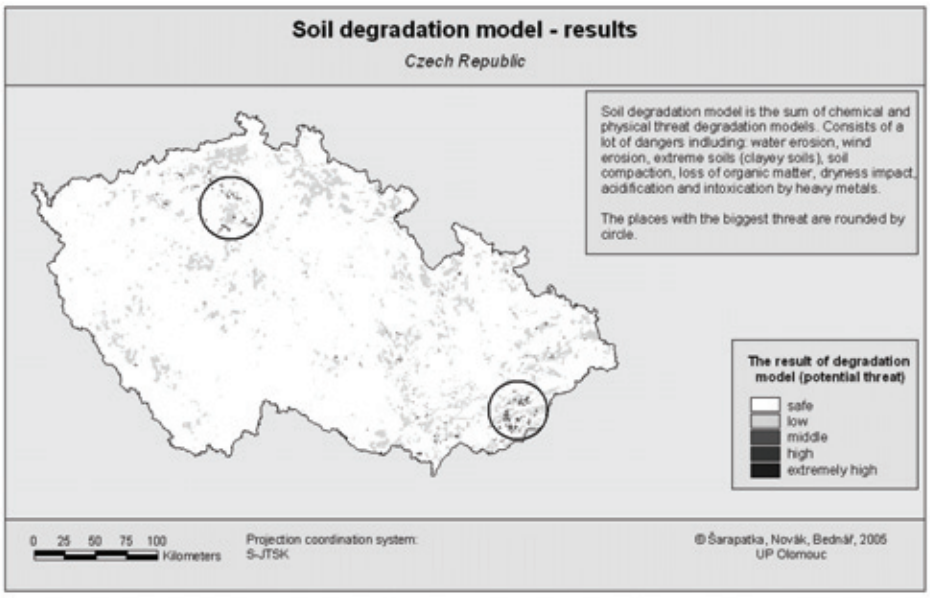


Schéma 2 Postup překryvných operací pro zjištění desertifikace

Výsledek dílčího a celkového modelu zachycují obr. 1 a 2.
Z mapových podkladů chráněných území, oblastí s hospodařením podle nitrátové směrnice a s respektováním ptačích oblastí byl podobně jako u modelu degradace půd (mapovým překryvem a váhovým ohodnocením jednotlivých map) vyhotoven model degradace půdy v rámci ČR. Tento model je možné porovnávat s výsledným modelem degradace k identifikaci nejproblematičtějších míst mimo stávající ochranu. Výslednou mapu neuvádíme, tato místa zůstala nezměněna. Jedná se např. o lokality v okolí průmyslových měst severně od Prahy a oblasti v okrese Zlín. Jednotlivé degradační faktory musíme posuzovat individuálně a liší se podle oblastí. Např. v okrese Zlín je rozhodující vodní eroze a fyzikální charakteristiky půdy, severně od Prahy se jedná o větrnou erozi, problémy sucha a intoxikaci.



Obr. 1 Fyzikální degradace půd. Výsledný model



Obr. 2 Výsledný degradační model. Místa označená kroužkem představují nejohroženější oblasti

Závěr

V prezentované práci jsme se zaměřili na komplexní pohled na degradaci půdy v České republice s nastíněním problémových oblastí podle katastrálních území. Výsledek zkoumání je využitelný nejen pro plánování dotační politiky státu, ale i pro upřesnění materiálů zpracovaných ve větších měřítcích, které nerespektují pestrost a intenzitu využívání půdního fondu v České republice. Z výsledku je zřejmé, že nastolená intenzita produkce v některých oblastech může způsobovat problémy s kvalitou půdy i produkce a při hospodaření by měla být výzkumem zjištěná fakta zohledňována. Otázky posuzování kvality půdy v závislosti na systémech hospodaření na našich pracovištích rovněž sledujeme a v této souvislosti pracujeme na vhodných indikátorech pro její vyjádření, které by citlivě odrážely procesy v agroekosystémech a zároveň byly využitelné i v provozní praxi. O nich bylo pojednáno

např. v posteru o indikátorech kvality agroekosystémů. Při posuzování kvality a degradace půdy si musíme uvědomit, že půda má nezastupitelnou roli nejen při produkci potravin, ale úzce souvisí i se zdravím zvířat a lidí i s kvalitou životního prostředí. Podíváme-li se na údaje IFPRI (International Food Policy Research Institute), pak celosvětová produkce potravin bude ovlivňována řadou důležitých faktorů. Musíme si uvědomit, že do roku 2020 bude na naší planetě o 1,5 miliardy lidí více, a to zejména v chudších rozvojových zemích. Složité otázky pak vyvstávají v souvislosti s tím, jak zajistit dostatek potravin při tomto růstu a současných problémech s kvalitou půdy, když je celosvětově stále těžší najít nové plochy pro zemědělskou produkci. Stejně bychom mohli uvažovat o vztazích kvality půdy k ostatním složkám životního prostředí. Aby mohlo být naše využívání půd udržitelné, pak je stále aktuálnější mít při našich aktivitách na paměti slova prezidenta Franklina D. Roosevelta – „*Národ, který ničí půdu, ničí sebe*".

Poděkování

Řešení úkolu bylo umožněno díky Národnímu programu výzkumu II – projekt 2B06101.

Literatura

DORAN, J. W., PARKIN, T. B., 1996: Quantitative indicators of soil quality. In. Doran, J. W., Jones, A. J. (Eds.): Methods for assessing soil quality. Soil Science Society of America, Inc., Madison, Wi, 1996:25 – 38.

European Environment Agency, 2000: Down to earth: Soil degradation and sustainable development in Europe. Environmental issue series, No 16, 32 pp.

LAL, R., 1997: Degradation and resilience of soils. Phil. Trans. R. Soc. Land, 352: 997 – 1010.

ŠARAPATKA, B., DLAPA, P., BEDRNA, Z., 2002: Kvalita a degradace půdy. VUP, 246 pp.

Databáze FAO, UNEP, EU.

SOUČASNÝ STAV V OCHRANĚ PŮDY V ČESKÉ REPUBLICE

A PRESENT STATUS OF SOIL PROTECTION IN THE CZECH REPUBLIC

Václav Kuráž

Katedra hydromeliorací a krajinného inženýrství, Stavební fakulta ČVUT v Praze, Thákurova 7, 166 29 Praha 6, Česká republika, e-mail:kuraz@fsv.cvut.cz

Abstrakt

V současné době není zemědělská půda v České republice podle mého názoru dostatečně chráněna. Stále převažují investice na „zelené louce“, navíc s investičními pobídkami. Na druhé straně máme značně rozsáhlé nevyužité plochy (brownfieldy a výsypky), jejichž novým využitím by byly řešeny i ekologické problémy v daném území. Předpokladem pro změnu v přístupu je přijetí legislativním opatření v oblasti brownfields a rovněž další výzkum vlastností výsypek.

Klíčová slova: brownfieldy, výsypky, remediace výsypek, ochrana zemědělské půdy

Abstract

Agricultural lands in the Czech Republic are not sufficiently protected at present. The investments take place mostly on the „green lands“, in addition with the incentive bonuses. On the other hand, we have large non-used areas (brownfields and waste dumps): their new exploitation will solve also ecological problems in the mentioned region. The basic precondition for the change of approaches is an adoption of legislation for the brownfields monitoring and redevelopment and also further research of the properties of waste dumps properties.

Key words: brownfields, dump deposits, dump remediation, protection of agricultural lands

Úvod

V ČR platí v současné době následující legislativní nástroje pro ochranu zemědělské půdy: Zákon ČNR č. 334 z 12. května 1992 o ochraně zemědělského půdního fondu, vyhláška č. 13 MŽP z 24. ledna 1994, kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu a příloha metodického pokynu ze dne 12. 6. 1996, kterou se definují třídy ochrany zemědělské půdy. Definuje se 5 tříd ochrany na základě zatřídění do BPEJ (bonitovaných půdně ekologických jednotek) a pro jednotlivé kódy BPEJ je stanoven poplatek za vyjmutí ze zemědělského půdního fondu. Tyto poplatky mohou být dále na základě příslušných kriterií buď zvýšeny (např. je-li pozemek v chráněné krajinné oblasti, oblasti ochrany podzemních vod), nebo také sníženy, např. jedná-li se o kontaminovanou nebo jinak devastovanou půdu.
Podle mého názoru jsou stále příslušné částky v sazebníku odvodů za vyjmutí ze zemědělského půdního fondu nízké, nejvyšší částka je za vyjmutí HPJ 03 (černozemě lužní na spraši) a činí 124.000,- Kč za ha, odvody tedy zhruba odpovídají příslušné tabulkové (úřední) ceně pozemků. U nejkvalitnějších půd by rozhodně zasluhovala úvahu možnost absolutní ochrany.
Ochrana zemědělské půdy u nás procházela řadou etap definovaných příslušnými zákony na její ochranu. Trendy ve vývoji zemědělské půdy je možné posoudit z tab. 1.

Tab. 1 Výměra zemědělské půdy na obyvatele v ČR – zpracováno dle ročenky ČSÚ

Rok	Výměra na	obyvatele
	Zemědělské půdy (ha)	Orné půdy (ha)
1936	0,471	0,3640
1950	0,566	0,4330
1960	0,4790	0,3530
1970	0,4497	0,3340
1980	0,4251	0,3201
1990	0,4137	0,3106
1993	0,4145	0,3072
1996	0,41	0,31
2002	0,41	0,30

Z uvedeného přehledu vyplývá, že přes neměnný trend ve vývoji výměry zemědělské půdy v ČR (zvýšení v letech 1936-1950 je způsobeno úbytkem počtu obyvatel po druhé světové válce), průběžně dochází k mírnému poklesu výměry jak zemědělské, tak orné půdy. Negativním faktorem je dále u nás poměrně vysoké procento zornění (více než 70%). Na základě údajů ČSÚ je celkový úbytek zemědělské půdy od roku 1927 do dnešní doby cca 822 tis. ha, t.j. 19%, přičemž k největším záborům půdy docházelo v období padesátých až sedmdesátých let, kdy docházelo k úbytku hlavně nejúrodnějších půd.

Bohužel se stále velmi často setkáváme s tím, že jsou připravovány a z veřejných zdrojů podporovány nové „průmyslové zóny“, pro které jsou investičními pobídkami lákáni investoři.V většina těchto zón je připravována na orné půdě, často velmi kvalitní. Argument, že se sníží nezaměstnanost v dané oblasti neobstojí.

Jako příklad je možno uvést investici společnosti Nemak v severních Čechách, kde byla vykoupena kvalitní zemědělské půda, která byla pro tuto investici vyjmuta ze zemědělského půdního fondu. Přitom v této oblasti jsou obrovské plochy nevyužitých výsypek. Společnost Nemak sice uvádí, že zvolená lokalita Joseph u Havrouně je jedinou, která splňuje všechny požadavky. Zarážející ovšem je, že tato lokalita, která je na posledním zbytku kvalitní zemědělské půdy v oblasti, byla již předem v územním plánu vybrána jako možná budoucí průmyslová zóna. Takovýto příklad není bohužel ojedinělý, podle mého názoru u nás stále ještě není v povědomí ani kompetentních institucí, ani veřejnosti, že by pro takovéto průmyslové zóny měly být přednostně vybírány nevyužité plochy a pouze v případech, kde není jiné řešení, uvažovat o záboru zemědělské půdy. Pokud nedojde k zásadním zvratům v této politice, nemůžeme mluvit o udržitelném využívání zemědělské půdy. Současný trend, kdy je u nás pro investiční akce vyjímáno ze zemědělské půdy cca 1 000 ha ročně sice na prvý pohled vypadá vcelku příznivě, z dlouhodobého pohledu je však neakceptovatelný. Dalším problémem je, že se pro tyto účely z půdního fondu vyjímají hlavně ty nejúrodnější půdy a žádné ani legislativní, ani ekonomické nástroje, které by tento trend zvrátily, u nás bohužel neexistují.

Mimo kvantity je samozřejmě důležitá také kvalita zemědělských půd. V souvislosti se vstupem naší republiky do EU provedla Evropská komise průzkum hlavních problémů v ochraně půdy. Na základě této zprávy (Montaranella, 2003) jsou největší problémy v ČR následující:

- Více jak 50% zemědělské půdy je ohroženo vodní erozí;
- Výrazné snížení obsahu organické hmoty v půdě (dehumifikace);
- Kontaminace půd, i když tento problém se u nás nevyskytuje plošně, jedná se hlavně o bodové zdroje v blízkosti průmyslových podniků, vojenských ploch a pod.;

- Nadměrné zhutnění půdy jako důsledek používání těžké mechanizace a velkoplošné výroby. Více než 50% orné půdy je u nás nadměrně zhutněno.

Jedná se tedy jak o kvantitativní problém – změnu v trendu snižování výměry zemědělské půdy, tak problém kvalitativní – odstranění negativních faktorů a zlepšování kvality půdy. Z kvantitativního hlediska máme v ČR dostatek ploch, které jsou vhodné pro investiční účely a jejich využití by vedlo k ochraně zemědělské půdy. Jedná se o následující plochy:

- Brownfields
- Výsypky a skládky.

Brownfieldy

Mimo zemědělskou a lesní půdu existují jak u nás, tak prakticky celosvětově, další plochy, které jsou v současné době nevyužity. Významnou kategorií jsou tzv. „brownfields“. Tento termín se i u nás poměrně dobře vžil, překlad jako „hnědá louka“, nebo u výrazně kontaminované lokality „šedá louka“ není příliš libozvučný a proto se výše uvedenému termínu dává přednost (používají se jak anglické tvary – brownfields, tak počeštělý – brownfieldy). Poměrně výstižný je také termín doporučovaný MMR – „deprimující zóny“. Tyto plochy jsou skutečně pro obyvatele deprimujícími, vyžadují co nejrychlejší nápravu a nové využití. Pro uvedený termín existuje řada definicí, jako příklad uvádím definici networku EU CABERNET:

- Plochy ovlivněné předchozím využitím lokality a jejího okolí;
- Jsou zpustlé, ladem ležící, nevyužité;
- Nacházejí se hlavně v urbanizovaných územích;
- Vyžadují intervenci k jejich novému využití;
- Mohou být kontaminované, případné problémy se znečištěním (půdy, vody, doposud nedemolovaných staveb) lze předpokládat.

Jak plyne z této definice, brownfields není možné ztotožnit s kontaminovanými plochami, i když se zde velmi často environmentální problémy vyskytují. Mezi brownfields nepatří například výsypky, skládky apod. V celé řadě studií bylo prokázáno, že kontaminace není nejzávažnějším problémem, i když se často problém s ekologickou zátěží v těchto studiích objevuje, jedná se však o otázky, které jsou mnohem snáze řešitelné než celá další komplexní problematika, ekologická zátěž však může výrazně zvýšit investiční náklady a tedy snížit atraktivitu lokality.

Brownfields jsou dále podle metodologie CABERNET děleny do následujících kategorií:

- „A“ – plochy, které jsou pro potencionální investory atraktivní, nepotřebují pro jejich nové využití žádnou podporu, ani intervenci z veřejných prostředků. Jedná se o atraktivní lokality, většinou v centru velkých měst. Problém kontaminace zde není dominantní, neodrazuje investory. Většinou se jedná o plochy nezatížené kontaminací, na druhé straně je ovšem důležitá také lokalita. Např. plocha silně kontaminovaná, která se nachází v centru Prahy bude jistě pařit do této skupiny, na druhé straně lokalita po ekologické stránce zcela nezatížená, která se nachází na periferii nebude často bez výrazné dotace využitelná. Stejně tak tomu může být u lokalit nacházejících se v centru menších měst, které neleží v zájmové oblasti investorů.
- „B“ – lokality vyznačující se průměrným potenciálem nového využití pro investory. Jsou to plochy buď se střední ekologickou zátěží, nebo v méně atraktivních lokalitách. Většinou budou vyžadovat menší zásah z veřejných prostředků (např. odstranění ekologických problémů).
- „C“ – lokality, které bez výrazné intervence veřejných prostředků nejsou využitelné. Jedná se o silně kontaminované plochy, v lokalitách pro investory neatraktivních. Na tyto plochy musí být v budoucnosti zaměřena největší pozornost. Předpokládáme, že bude pro znovuoživení těchto ploch využito i prostředků z EU.

Současný stav revitalizace brownfields v ČR

Podle studie agentury Czechinvest se odhaduje, že v ČR je přibližně 30 000 ha brownfields (cca 10 000 lokalit). Toto je ovšem pouze prvý odhad, v odborných kruzích se již mluví o dvojnásobné výměře. Problém je hlavně v tom, že u nás bohužel neexistuje databáze brownfields, rovněž tak tzv. „Národní strategie revitalizace brownfields“ je již řadu let připravována, ale stále není dokončena. Studie byly zpracovány nejprve pro Severočeský a Severomoravský kraj, dále byly obdobně monitorovány další kraje, nicméně na základě metodiky, která požadovala vždy 200 brownfieldů v každém kraji. V důsledku toho můžeme mluvit pouze o odhadech, přesnější údaje nemáme.
Brownfieldy jsou samozřejmě alternativou k investicím na „zelené louce“ a jejich nové využití tedy slouží také k ochraně půdního fondu. Problémem je to, že doposud nemáme ucelenou databázi těchto ploch, často jsou zde nejasné vlastnické vztahy, plochy bývají často s ekologickou zátěží. Nicméně existuje řada příkladů ze zahraničí, kde tyto problémy úspěšně řeší (Velká Británie, Německo). Podle mého názoru, pokud nedojde k zpřísnění podmínek pro vyjmutí zemědělské půdy z půdního fondu, vyjmutí nebude finančně náročnější, nedojde ani k pokroku v novém využití brownfields, protože pro investory bude stále jednoduší a finančně a časově méně náročné stavět na zelené louce.

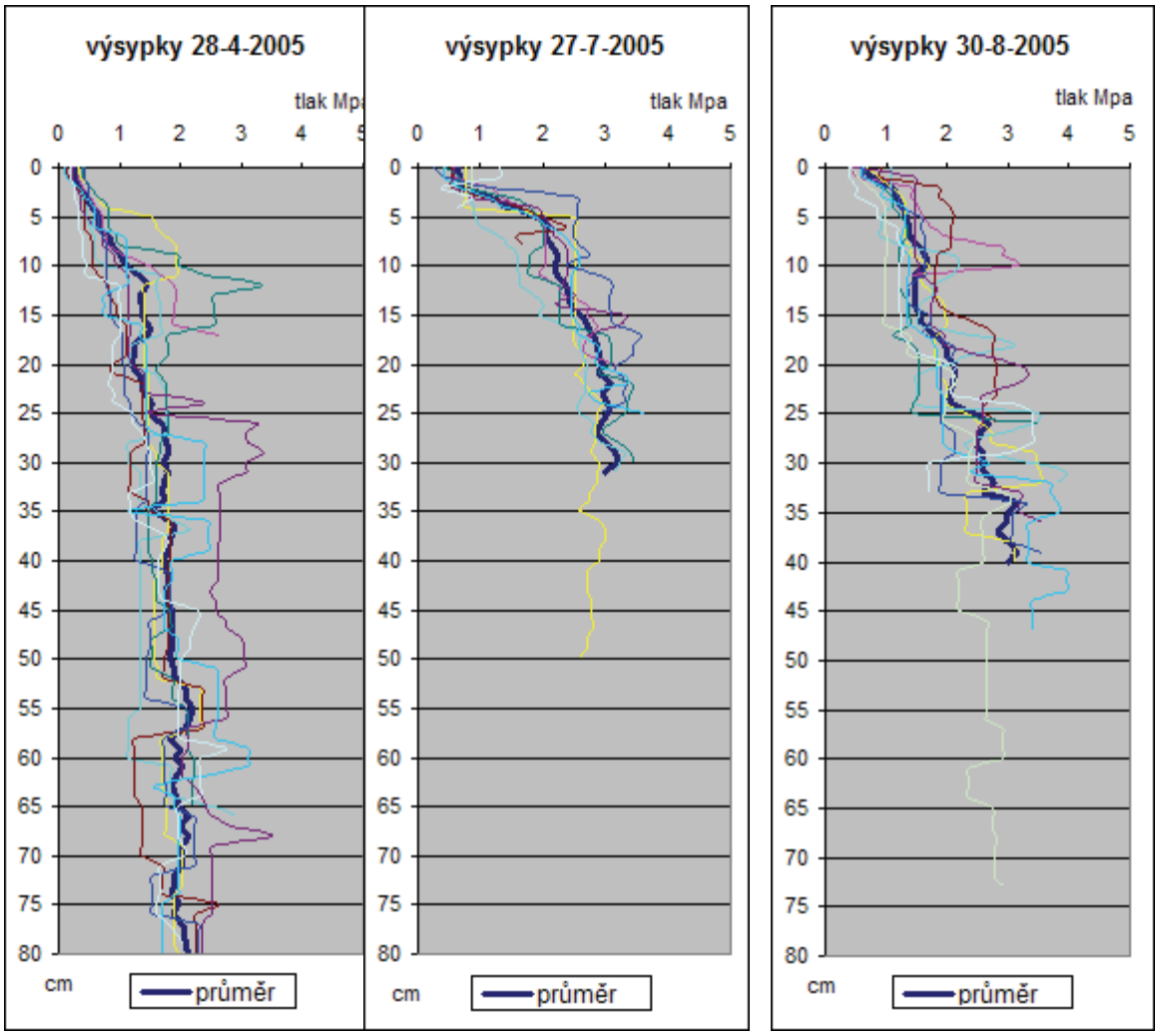
Výsypky a skládky

Naše republika patří k nejzatíženějším zemím v Evropě pokud se jedná o povrchovou těžbu nerostných surovin. Z toho také plynou velké výměry výsypek v oblastech těžby. V současné době již neplatí záměry na rekultivace, které udávaly rozdělení na zemědělské a lesnické využití. Na druhé straně potřebujeme znát vlastnosti výsypek pro možnost posouzení a doporučení dalšího využití.
V rámci spolupráce při řešení VÚ „Technické možnosti podpory půdotvorné činnosti půdních organizmů na územích poškozených těžbou uhlí“ byly studovány hydrofyzikální a mechanické vlastnosti na území Velké podkrušnohorské výsypky v částech Pastviny a Vintířovská, ležící severozápadně od města Chodov. Pro výzkum byl vybrán soubor 28 lesnicky rekultivovaných a spontánně zarostlých ploch, představujících 7 typů porostů (borovice, smrk, modřín, olše, dub , lípa a nerekultivované spontánně zarostlé plochy). Všechny plochy byly přibližně stejného stáří – 20-30 let od poslední disturbance (v případě spontánně zarostlých ploch nasypání a urovnání ploch). Substrát vybraných ploch byl tvořen třetihorními jílovitými horninami, tzv. jíly cyprisové série pocházejícími z nadloží uhelných slojí z povrchové těžby hnědého uhlí (Štýs et al., 1981).
Retenční schopnosti jednotlivých ploch byly studovány na základě průběhu retenčních čar, stanovených pro každou plochu na neporušených vzorcích odebraných z povrchové vrstvy vždy ve 4-násobném opakování. Výsledky jsou uvedeny v Tab. 2.

Tab. 2 Průměrné retenční čáry pro jednotlivé typy rekultivace

Lokalita porostů	0	10cm	30cm	60cm	90cm	500cm	3000cm	12000cm	ρ(g.cm-3)
modřín	48,55	44,21	43,32	41,98	41,10	31,91	26,92	22,96	0,52
borovice	52,44	49,07	45,41	44,11	43,51	38,05	34,50	30,42	0,76
spontánní sukcese	61,71	57,91	56,62	54,49	52,73	42,55	36,67	29,81	0,87
lípa	66,96	63,70	61,83	60,70	60,28	53,32	49,22	43,73	0,85
smrk	58,67	55,02	50,25	48,90	48,36	41,85	37,95	34,45	0,71
olše	69,44	64,52	60,92	59,89	59,33	52,35	46,48	41,10	0,68
dub	59,54	56,92	54,20	53,45	53,11	48,22	44,34	39,95	0,84

Jak plyne z uvedených výsledků, jednotlivé varianty nevykazují výrazné rozdíly. Objemová hmotnost povrchového horizontu je poměrně nízká s ohledem na vysoký obsah organické složky. Vzorky mají poměrně vysoké zastoupení makropórů, retenční vodní kapacita se pohybuje v rozmezí 15-20%. Hodnoty bodu vadnutí jsou poměrně vysoké (odpovídají texturálně těžkému materiálu), nicméně jejich rozptyl svědčí o heterogennosti substrátu. (rozmezí cca 23-43%).
Pro posouzení mechanických vlastností bylo provedeno měření elektronickým penetrometrem fi. Ejkelkamp. Měření bylo prováděno na každé lokalitě v desetinásobném opakování, současně byly odebírány neporušené půdní vzorky pro stanovení momentální vlhkosti, objemové hmotnosti a dalších základních fyzikálních charakteristik. Příklad charakteristických tvarů penetračních křivek je uveden na obr. 1.



Prezentované výsledky z 28.4.2005 jsou charakteristické pro lokality lípy, 27.7.2005 pro modřín a plochy s primární sukcesí, výsledky z 30.8.2005 jsou charakteristické pro porosty borovice. Výrazně příznivější výsledky z 28.4.2005 jsou důsledkem vyšší vlhkosti v celém půdním profilu 40-60% obj.), v půdním profilu nebyl tak výrazný podíl nerozrušených jílovců, jako v ostatních případech, nicméně i v tomto případě se zde projevil vliv hustého kořenového systému na výsledky (maximální hodnoty penetračního tlaku se často objevovaly v hloubce 5-20 cm. Průměrné vlhkosti 27.7.2005 se pohybovaly kolem 36% obj., při posledním měření (30.8.2005), byly vlhkosti ještě cca o 4% nižší.

Při dalších měření se maximální hloubky penetrace pohybovaly v rozmezí 30-50 cm. U některých křivek jsou patrné výkyvy tlaků – prudký nárůst v okamžiku nárazu na překážku, následně konstantní hodnota a prudký pokles po překonání překážky.
Pokud srovnáme penetrační křivky s těmito průběhy pro zemědělské půdy, jsou zde značné odlišnosti. U výsypkových substrátů jsou průběhy hlavně funkcí stupně zvětrávání, dále půdní vlhkosti (za předpokladu obdobného texturálního charakteru substrátu).
Penetrační zkoušky, které jsou poměrně jednoduché a rychlé, mohou tedy sloužit k posouzení stupně zvětrání původního substrátu.

Závěr

Přesto, že v současné době publikované roční úbytky zemědělské půdy nejsou příliš vysoké, trend neustálého snižování výměry zemědělské půdy vede k zamyšlení, jak bude tento vývoj pokračovat. Jsem přesvědčen o tom, že současné právní normy nechrání dostatečně zemědělskou půdu, zvlášť tu nejkvalitnější. V současné době se připravuje „Evropská směrnice“ na ochranu zemědělské půdy. V loňském roce bylo publikováno její konečné znění, které je v současné době v připomínkovém řízení. Doufám, že implementace této směrnice pro podmínky ČR bude dostatečně účinná a také včasná. V předloženém příspěvku upozorňuji na další aspekty, které s ochranou zemědělské půdy souvisejí. Jedná se hlavně o znovuvyužití brownfildů a dále o výzkum a nové využití výsypek. Do této oblasti patří samozřejmě také skládky, jejichž celkovou rozlohu, obdobně jako u brownfieldů, bohužel zřejmě nikdo nezná, nicméně nové využití takovýchto ploch jistě povede ke sníženým záborům a tedy také ochraně zemědělských půd.

Poděkování

Příspěvek byl zpracován za podpory grantu GA ČR OQS600660505 „Technické možnosti podpory půdotvorné činnosti půdních organizmů na územích poškozených těžbou uhlí“.

Literatura

BERNARD, A., LEVEUGLE, M., 2004: Urban Soils and Suistanable Development. Proc. Int. Symp. CABERNET, Belfast 2004, pp. 27-30.

Brownfield Remediation Strategy – Czech Republic. Závěrečná zpráva projektu Czechinvest , 2004

MONTARANELLA, L., 2003: Využití půdy v kandidátských zemích EU. Evropská komise, Institut for Environmental and Suistaibility, 2003.

Report of NICOLE workshop, 2005: The impact of EU directives on the Management of Contaminated Land. Cagliary, December 2005.

SCHWARZOVA, P., et al., 2005: Testování elektronického penetrologeru na strukturních a nestrukturních půdách. Sborník konference „Setkání kateder“, Praha 2005, FSv, ČVUT.

ŠTÝS, S. et al., 1981: Rekultivace území poškozených těžbou nerosatných surovin. SNTL, Praha, 1981.

POCHOPENIE PRÍČIN DEGRADÁCIE PÔDY AKO VÝCHODISKO PRE EFEKTÍVNU OCHRANU A DLHODOBÉ VYUŽÍVANIE TOHTO PRÍRODNÉHO ZDROJA

UNDERSTANDING THE REASONS OF SOIL DEGRADATION AS BASE FOR EFFECTIVE SOIL PROTECTION AND LONG-TERM USE OF THIS NATURAL RESOURCE

Radoslav Bujnovský

Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava, Slovenská republika, e-mail: bujnovsky@vupu.sk

Abstrakt

Degradácia pôdy patrí k významným problémom tak na globálnej aj environmentálnej úrovni a úzko súvisí s ďalšími environmentálnymi a spoločenskými problémami akými sú výskyt záplav a sucha, dostatok a kvalita potravín a vody s priamym dopadom na vývoj zdravotného stavu populácie. Bezprostrednými príčinami degradácie pôdy v poľnohospodárstve (a čiastočne aj v lesnom hospodárstve) je nedostatočné uplatňovanie zásad správnej poľnohospodárskej resp. lesohospodárskej praxe a považovanie pôdy za výrobný prostriedok, ktorý slúži užívateľovi pre dosahovanie hospodárskeho zisku. Hospodárske aktivity človeka ovplyvňujú kvalitu pôdy nielen v priemyselných a urbánnych oblastiach (predovšetkým zhutňovanie a znečisťovanie pôdy), ale aj pôdu v poľnohospodárskom a lesnom sektore (najmä acidifikácia a znečisťovanie pôdy). Pôda v súkromnom vlastníctve je spravidla považovaná za prostriedok ktorý slúži výlučne záujmom vlastníka. Vyššie uvedené odzrkadľuje spoločenské hodnoty, postoje, presvedčenia, viery, dispozície, motivácie, priority, želania, správanie, ktoré sú v pozadí výsledkov vývoja spoločnosti a životného prostredia. Uprednostňovanie ekonomických hľadísk pred environmentálnymi, individuálnych a skupinových záujmov pred celospoločenskými, krátkodobých ziskov pred dlhodobými, podporovanie nadmernej spotreby ako aj trvalá potreba ekonomického rastu jednotlivcov a účelových skupín - to všetko predstavuje skryté hybné sily degradácie pôdy, ktoré treba zohľadňovať pri zabezpečovaní udržateľného využívania pôdy.

Kľúčové slová: degradácia pôdy, využívanie pôdy, ochrana pôdy

Abstract

Soil degradation belongs to the prominent problems on global and regional level and has relative close relationship to other environmental and societal problems such as floods/drought occurrence, food and water sufficiency & quality with direct impact on population health development. Immediate cause of soil degradation in agricultural sector (and partly also in forestry sector) is the non-respecting the principles of good management practice. Until now soil has been considered as a tool of production that serves to user to reach economic benefits. Human economy activities influence soil quality and territorial stability as in urban and industrial sectors (usually compaction and pollution) so in agriculture and forestry sector (acidification and pollution). Soil in private sector is usually considered as property that serves *exclusively* for owner purposes. Above mentioned mirrors the societal values, attitudes, beliefs, inclinations, motivation, priorities, desires, behaviour that lie behind the results of society and environment development. The broader picture of all phenomena of causes that finally initiate or contribute to soil degradation the more efficient can be the real preservation of this natural resource. Favouring economic view against environmental, private and group interest against cross societal ones, short term benefits against long-term ones, promotion of excessive consumption as well as permanent need to increase the economic growth of individuals or purpose-built groups - that all are

masked driving forces of soil and environment degradation that is necessary to take into account at provision of sustainable soil/land use.

Key words: soil degradation, soil use, soil protection

Úvod

Degradácia pôdy sa zaraďuje k významným problémom na celosvetovej aj regionálnej úrovni a úzko súvisí s takými environmentálnymi a spoločenskými problémami akými sú výskyt záplav a sucha, dostatok a kvalita potravín a vody s priamym dopadom na vývoj zdravotného stavu populácie (napr. Bujnovský et al., 2004; EEA, 2005; Kobza et al., 2002; Lal, 1998; Van Camp et al., 2004 a i.). Degradovaná a znečistená pôda bezprostredne ovplyvňuje kvalitu života v osídlených, resp. priemyselných zónach s priamym dopadom na zdravotný stav obyvateľstva.

Identifikácia stavu degradácie pôdy a monitorovanie vývoja parametrov pôdy predstavuje zdroj potrebných informácií, ktoré nachádzajú využitie tak pri úprave existujúcej legislatívy, ako aj pri výkone praktických opatrení zameraných na ochranu pôdy. V nadväznosti na monitorovanie stavu pôdy nadobúda význam analyzovania príčin, ktoré priamo či nepriamo spôsobujú/ovplyvňujú degradáciu pôdy (Van Camp et al., 2004).

Materiál a metódy

Príspevok analyzuje príčiny degradácie pôdy v podmienkach Slovenska. Koncept DPSIR (European Commission, 1999) slúži ako pragmatický rámec resp. východisko pre hodnotenie problému degradácie pôdy a súvisiacej kvality pôdy. V súlade s autormi Loveland, Thompson (2002) za hybné sily (driving forces) považujeme socio-ekonomické faktory, kým environmentálne resp. prírodné faktory majú skôr charakter tlakov (pressures). Príspevok prezentuje bežný a komplexnejší pohľad na hodnotenie príčin degradácie pôdy. V súlade s názormi Lambina (2005), druhý prístup je založený na hĺbkovej analýze faktorov spôsobujúcich resp. podporujúcich vznik degradačných procesov pôdy prípadne zabraňujúcich prijatiu účinných opatrení. Uvedené zahrňuje tiež správanie jednotlivcov vo vzťahu k využívaniu prírodných zdrojov. V širšom kontexte poškodzovanie životného prostredia uvádzané v texte zahrňuje aj degradáciu pôdy.

Výsledky a diskusia

Základná analýza príčin degradácie pôdy

Stupeň degradácie pôdy je podmienený konkrétnym spôsobom využívania pôdy a spravidla klesá v poradí: priemyselné oblasti > urbánne oblasti > poľnohospodársky sektor > lesný sektor. Bezprostrednou príčinou degradácie pôdy v poľnohospodárstve (a čiastočne aj v lesníctve) je nedostatočné uplatňovanie zásad správnej poľnohospodárskej resp. lesohospodárskej praxe a trvalé nadraďovanie významu produkčnej funkcie pôdy nad ostatné ekologické funkcie. Pôda bola doteraz považovaná za výrobný prostriedok, ktorý slúži jej užívateľovi pre dosahovanie hospodárskeho zisku.

Hospodárske aktivity človeka ovplyvňujú kvalitu pôdy nielen v priemyselných a urbánnych oblastiach (zhutňovanie a znečisťovanie pôdy), ale ovplyvňujú tiež pôdu v poľnohospodárskom sektore (acidifikácia a znečisťovanie pôdy). Budovanie infraštruktúry, priemyselných závodov a parkov pre zabezpečovanie trvalého ekonomického rastu, ako aj rozvoj bytovej výstavby bolo a je spravidla spojené s trvalými zábermi poľnohospodárskej pôdy. Uvedeným záberom pôdy do budúcna nemožno síce zabrániť, ale kvalitu zaberanej pôdy možno do určitej miery regulovať.

Vlastnícke vzťahy a vlastnícke práva k pôde sa často krát viažu s jej ekonomickým využitím (produkčná funkcia, zdroj surovín, priestor pre hospodárske aktivity človeka vrátane bytovej výstavby). Typ vlastníctva pôdy sám o sebe nemôže uspokojivo riešiť problém jej degradácie. Vlastnícke práva, dokonca aj súkromné, mali by zahrňovať taktiež povinnosti alebo zodpovednosť za ochranu pôdy, pretože dôsledky poškodzovania ekologických funkcií pôdy zo strany vlastníka (prípadne užívateľa) sa dotýkajú aj druhých.
Politické, právne a ekonomické regulačné opatrenia sú spravidla považované za hlavné nástroje pre riešenie súčasných environmentálnych problémov (napr. EEA, 2006; Nicolaisen et al., 1991; OECD, 2005). Možnosti trhu vzhľadom k riešeniu týchto problémov prostredníctvom internalizácie externých nákladov sú nadmieru optimistické.
Ako vyplýva z viacerých publikácií (napr. deKimpe, Warkentin, 1998; Yaalon, Arnold, 2000), význam pôdy pre ľudskú spoločnosť nie je stále adekvátne docenený a celý rad odborných a vedeckých poznatkov o degradácii a ochrane pôdy nenachádza potrebné uplatnenie v praktickom živote. Hoci v oblasti periodického environmentálneho vzdelávania užívateľov pôdy (ochrana, správne využívanie pôdy, ochrana ostatných zložiek prostredia) je v poslednom období zaznamenávaný určitý pokrok (aj v súvislosti s plnením krížového plnenia a dodržiavania dobrých poľnohospodárskych a environmentálnych podmienok), ostatná verejnosť je spravidla vzdialená od problémov degradácie pôdy. V tejto súvislosti návrh rámcovej smernice EÚ na ochranu pôdy (European Commission, 2006) zdôrazňuje problém povedomia širokej verejnosti v oblasti ochrany pôdy a potrebu riešenia tohto problému.
V súlade s autormi Gordon et al. (2001), trvalo udržateľné využívanie a účinná ochrana prírodných zdrojov vrátane pôdy predpokladá tri základné faktory:

- dostatočné a dostupné informácie
- dostatočné kapacity pre prijatie potrebných opatrení v praktickom živote
- motiváciu pre trvalo udržateľné využívanie pôdy a ostatných prírodných zdrojov.

Kým tvorba poznatkov a informácií je v procese neustáleho vývoja, motivácia pre prijatie udržateľného využívania pôdy a ostatných zložiek prírodného prostredia je slabá. Spravidla nedostatočné kapacity sú často krát neúčinne využívané, keď namiesto prierezových a komplexných riešení sú uprednostňované individuálne riešenia.

Komplexnejší pohľad na príčiny degradácie pôdy

Pre ľudí je ťažké transformovať existujúce poznatky o význame prírodných zdrojov (vrátane pôdy) pre prosperitu a životné podmienky človeka do konkrétnych akcií pre zastavenie prebiehajúcich procesov deštrukcie prírodného prostredia. De Groot (1992) vidí príčiny v nasledovných oblastiach:

- rozdiel medzi politickými a hospodárskymi/ekonomickými záujmami, ktoré sa sústreďujú hlavne na krátkodobé zisky, pričom ochranné ciele prinášajú dlhodobé prínosy
- TUR je brzdený ťažkosťami vyjadriť vplyvy hospodárskeho rozvoja na prírodné systémy
- opomínanie prírodných statkov a služieb pri hospodárskom plánovaní a politickom rozhodovaní
- pomalá implementácia princípov ochrany a TUR do procesu hospodárskeho plánovania a politického rozhodovania ako prejav nedostatočnej komunikácie a spolupráce zainteresovaných subjektov a expertov.

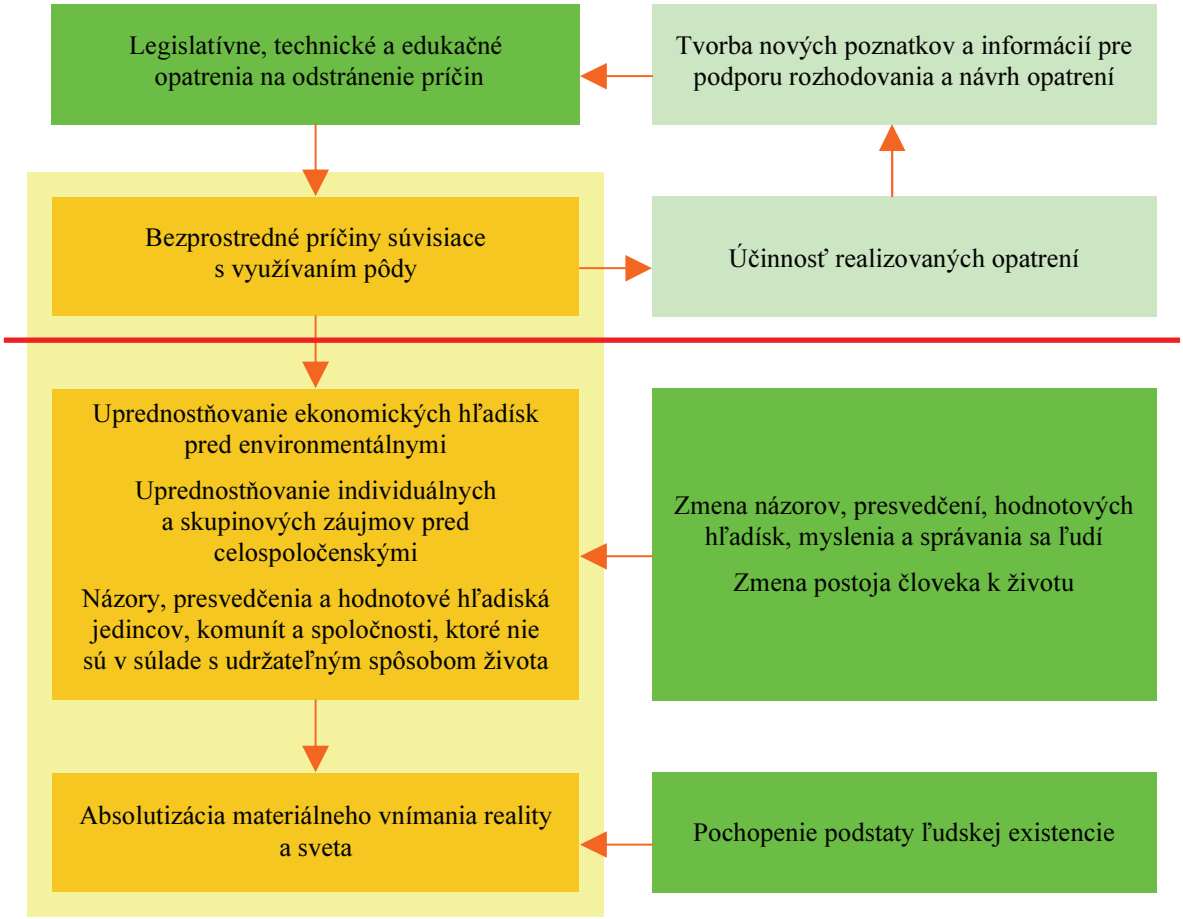
Napriek všeobecnej neochote hľadať a riešiť primárne príčiny degradácie pôdy a ostatných zložiek prostredia a snahe pripisovať výsledky ľudských aktivít všeobecným globálnym zmenám, nedostatku financií či nedostatku iných zdrojov, treba zdôrazniť, že akékoľvek príčiny degradácie pôdy prípadne krajiny úzko súvisia s myslením človeka a jeho aktivitami, čo vyplýva z viacerých literárnych zdrojov (napr. Cairns, 2002, 2003; Engel, Engel, 1992; Gatzweiler et al., 2001; Meadows et al., 1993; Raskin et al., 1998; Tibbs, 1999).
Ako uvádzajú Meyer, Turner (1994), štruktúra a trendy v spotrebe (materiálnych) produktov je rozhodujúcim faktorom ovplyvňujúcim atmosféru, využitie krajiny a biogeochemických cyklov. Neustále rastúca spotreba materiálov, energie spojená s rastom príjmov je jednou zo základných čŕt konzumnej spoločnosti a v podstate odráža nezáujem jednotlivcov o stav

životného prostredia a jeho zlepšenie. Navyše, základný ekonomický a sociálny model ľudskej spoločnosti je v podstate založený na vlastníctve a ovládaní zdrojov, materiálov, produktov a služieb.

Existujú viaceré spoločenské sily a fenomény ktoré priamo alebo nepriamo ovplyvňujú stav a vývoj životného prostredia, čím sa stávajú politicky významnými. Popri ekonomických, politických, sociálnych a kultúrnych faktoroch, trhu, reklamy, demografických resp. populačných faktoroch a technického rozvoja sa sem zaraďujú postoje, názory, presvedčenia, hodnotové hľadiská, správanie jednotlivca, domácnosti, komunít a celej verejnosti. V tejto súvislosti treba zdôrazniť, že spoločným menovateľom všetkých socio-ekonomických hybných síl je uspokojovanie rastúcich potrieb človeka. Významným faktorom, ktorý ovplyvňuje tieto vlastnosti ľudí sú masmédiá, ktoré ovplyvňujú hodnoty a identity celých skupín populácie.

Príčiny resp. faktory, ktoré sa v konečnom dôsledku premietajú do bezprostredných príčin degradácie pôdy resp. ostatných zložiek prírodného prostredia, možno zovšeobecniť do nasledovných úrovní (obr. 1):

- uprednostňovanie ekonomických hľadísk pred environmentálnymi (zábery kvalitných pôd; negatívne externality využívania pôdy a krajiny nie sú súčasťou výrobných nákladov – napr. de Groot, 1992)
- uprednostňovanie individuálnych a skupinových záujmov pred celospoločenskými (napr. Gärling et al., 2002)
- názory, presvedčenia a hodnotové hľadiská jedincov, komunít a spoločnosti, ktoré nie sú v súlade s udržateľným spôsobom života
- absolutizácia materiálneho vnímania reality a sveta (napr. Gore, 1992) s tým, že technologický pokrok predbieha morálny, etický a duchovný vývoj spoločnosti.

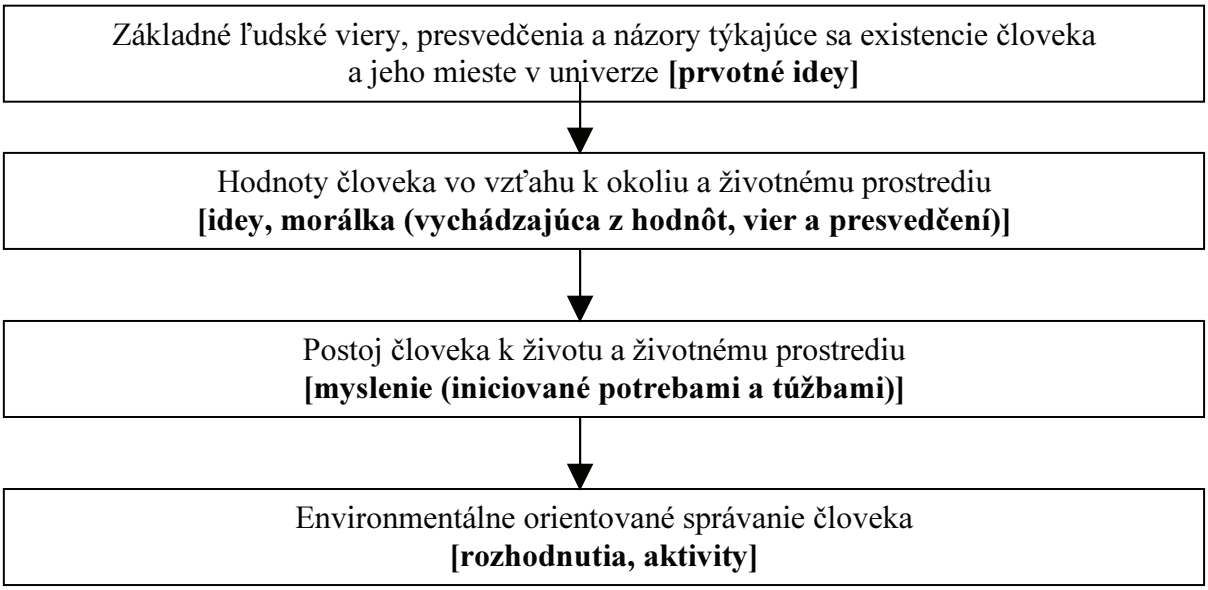


Obr. 1 Úrovne príčin degradácie pôdy a opatrení

Veľká časť populácie nie je zatiaľ pripravená akceptovať potrebu hĺbkovej analýzy problémov životného prostredia a spoločnosti, pretože žije vo svojich predstavách, názoroch a presvedčeniach, s ktorými sa stotožňuje. Jednou z myšlienok, ktorá dlhodobo ničí životné prostredie Zeme je presvedčenie o nedostatku zdrojov pre zabezpečenie životných podmienok všetkých ľudí a z toho vyplývajúca potreba súťažiť resp. bojovať o tieto zdroje. Z ďalších presvedčení, ktoré významnou mierou prispeli k doterajšiemu stavu životného prostredia a kvality života, možno uviesť nasledovné:

- ľudia sú oddelení jeden od druhého (hoci všetko so všetkým súvisí)
- niektorí ľudia sú lepší alebo hodnotnejší než druhí
- len najsilnejší (ľudia) môžu prežiť
- viac materiálnych a finančných zdrojov je zárukou lepšieho, bezpečnejšieho a šťastnejšieho života
- základné viery a presvedčenia nie je možné zmeniť
- je v povahe človeka správať sa tak ako sa správa (negatívne správanie, dvojitý štandard správania)
- je potrebné udržovať a rešpektovať dlhodobé tradície ktoré vytvárajú identitu spoločnosti (nekonečné množstvo potrieb a problémov je bežnou súčasťou životného štandardu ľudí, pričom alternatívne spôsoby života sú nereálne alebo ťažko predstaviteľné)
- budúcnosť je nejasná a to vytvára potrebu uprednostňovania krátkodobých ziskov z využívania prírodných zdrojov pred dlhodobými.

Zvrátenie procesu degradácie zložiek životného prostredia Zeme predpokladá zlepšenie alebo zmenu vzorcov správania ľudí, zmenu súčasného spôsobu života, nové spôsoby myslenia a konania (napr. Engel, Engel, 1992; Gore, 1992; Meyer, Turner, 1994; Tibbs, 1999). Ako uvádza Crains (2002), koncept trvalo udržateľného rozvoja treba zameniť nevyhnutnosťou trvalo udržateľného využívania Zeme, ktoré vychádza z rešpektovania prírodných limitov resp. obmedzení. Trvalé zhoršovanie životného prostredia znižuje možnosť udržania súčasnej úrovne života v budúcnosti.



Obr. 2 Hierarchia príčinných faktorov environmentálne orientovaného správania človeka

Ako uvádza Schor (1998), v spoločnosti, kde spotreba je štrukturálne v polohe odpovede na mnohé potreby, želania a problémy, a v ktorej alternatívy sú blokované štruktúrou danej spoločnosti, morálne presvedčovanie nie je účinné. Žiadať ľudí, aby konali eticky je dôležité, ale predtým treba analyzovať a transformovať štruktúry, ktoré sťažujú uplatňovanie týchto

princípov. Je to otázka skutočného výberu, komunitnej solidarity pri návrhu ekonomických zmien spotreby jednotlivcov a verejnosti.
Vzdelávanie a motivácia zamestnancov a komunít je vnímaná ako súčasť environmentálneho manažmentu s cieľom osvojenia si hodnôt a presvedčení v oblasti ochrany a udržateľného využívania prírodných zdrojov (Pol, 2002). Ako vyplýva z prác Howarda (2000) a Sterna (2000), pre väčšinu ľudí jednoduchá zmena v oblasti environmentálneho povedomia nepostačuje. Je potrebné zásadné prehodnotenie základných presvedčení a algoritmov myslenia, nakoľko environmentálne relevantné správanie je na konci dlhého kauzálneho reťazca zahrňujúceho spektrum ľudských a súvisiacich faktorov. Treba pripomenúť, že hybnou silou zmien na Zemi (politických, ekonomických, spoločenských, environmentálnych) je myslenie, ktoré vytvára a neustále mení realitu. Obrázok 2 ilustruje vplyv viery a presvedčení človeka na jeho environmentálne orientované správanie, ktoré sa vo všeobecnosti očakáva.

Záver

Napriek celému radu informácií a argumentov je stále dosť obtiažne presvedčiť širokú populáciu a zodpovedných o celospoločenskom význame pôdy a jej degradácie a o potrebe nápravných opatrení. **Je žiadúce si uvedomiť, že ľudia by mali meniť spôsob života nie kvôli degradácii pôdy samotnej resp. poškodzovaniu zložiek životného prostredia ale kvôli kvalite ich života.**
Človek má vždy možnosť slobodnej voľby (tak vedomej, ako nevedomej), prostredníctvom ktorej mení realitu k lepšiemu, alebo horšiemu. Súčasne nesie zodpovednosť za vlastné rozhodnutia. Ignorovanie tejto skutočnosti nezabezpečuje imunitu voči pôsobeniu prírodných zákonov. Ľudia, využívajúc politické a ekonomické nástroje sa snažia neustále meniť podmienky života vrátane životného prostredia namiesto toho, aby zmenili presvedčenia a názory ktoré viedli k existujúcemu (často nepriaznivému) stavu. **Čo sa musí stať, aby došlo k pozitívnym zmenám v spoločnosti vrátane zlepšenia stavu životného prostredia?**

Literatúra

BUJNOVSKÝ, R., ANTAL, J., BALKOVIČ, J., BIELEK, P., BUBLINEC, E., CEBECAUER, T., FULAJTÁR, E., GERGEĽOVÁ, Z., HOLÚBEK, R., HUBA, M., HRNČIAROVÁ, T., JURÁNI, B., KOVÁČ, K., MINĎÁŠ, J., PAVLENDA, P., SOBOCKÁ, J., ŠIŠKA, B., ŠKVARENINA, J., ŠÚTOR, J., THALMEINEROVÁ, D., 2004: Identifikácia priorít a rozvoja kapacít pre plnenie záväzkov SR vyplývajúcich z globálnych environmentálnych dohovorov. Tematická hodnotiaca správa o potrebách rozvoja kapacít pre Dohovor OSN o boji proti dezertifikácii v krajinách postihnutých suchom, predovšetkým v Afrike. MŽP SR – MP SR - UNDP/GEF, 2004, 42 s.

CAIRNS, J. Jr. (ed.). 2003: Eco-ethics and sustainability ethics. ESSP book 2. Inter-Research, Oldendorf/Luhe, 2003, 321 pp.

CAIRNS, J. Jr. (ed.). 2002: Goals and conditions for a sustainable world. ESSP Book 1. Inter-Research, Oldendorf/Luhe, 2002, 309 pp.

DE GROOT, R.S., 1992: Functions of Nature: evaluation of nature in environmental planning, management and decision-making. Wolters Noordhoff BV, Groningen, 1992, 345 pp., ISBN 90-01-35594-3.

DE KIMPE, C.R., WARKENTIN, B.P., 1998: Soil functions and the future of natural resources. In: Blume,H.P., Eger,H., Fleischhauer,E., Hebel,A., Reij,C., Steiner,K.H. (eds.), Towards sustainable land use. Furthering cooperation between people and institutions. Vol. I. Proc. ISCO Conference. Catena Verlag GmbH, Reiskirchen, 1998, 3-10, ISBN 3-923381-42-5.

EEA, 2005: The European environment - state and outlook 2005. EEA, Copenhagen, 2005, 576 pp., ISBN 92-9167-776-0.

EEA, 2006: Using the market for cost-effective environmental policy. Marked-based instruments in Europe. EEA Report No1/2006. EEA, Copenhagen, 2006, 44 pp.

ENGEL, J.R., ENGEL, J.G. (eds.) 1992: Ethic of environment and development. Belhaven Press, London, 1992, 264 pp., ISBN 1-85293-251-1.

European Commission, 1999: Towards environmental pressure indicators for the EU. Brussells, 1999, 181 pp.

European Commission, 2006: Proposal for a directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the protection of soil and amending Directive 2004/35/EC. COM(2006) 232 final. European Commission, Brussels, 2006, 30 pp.

GÄRLING, T., BIEL, A., GUSTAFSSON, M., 2002: The new environmental psychlogy: The human interdependence paradigm. In: Bechtel,R.B., Churchman,A. (eds), Handbook of environmental psychology. J. Willey & Sons, Inc., New York, 2002, 85-94, ISBN 0-471-40594-9.

GATZWEILER, F., BÄCKIMAN, S., SILILÄINEN, T., 2001: Analysing institutions, policies, and arming systems dor sustainable agriculture in Central and Eastern European countries in transition. CEESA Disscussion paper No. 2/5/2001, 53 pp.

GORDON, J., VINCENT, D., HABERKORN, G., MACGREGOR, C., STAFFORD-SMISS, M., BRECKWOLDT, R., 2001: Indicators within a ecision framework: social, economic and institutional indicators for sustainable management of the rangelands. Report. National Land and Water Resources Audit, Canberra, 2001, 113 pp.

GORE, A., 1992: Earth in the balance. Ecology and the human spirit. Houghton Mifflin Company, Boston, 1992, 408 pp., ISBN 0-395-57821-3.

HOWARD, G.S., 2000: Adapting human lifestyles for the 21st century. American Psychologist 55, 2000, 509-515.

KOBZA, J., BARANČÍKOVÁ, G., ČEPKOVÁ, V., FULAJTÁR, E., HOUŠKOVÁ, B., MAKOVNÍKOVÁ, J., MATÚŠKOVÁ, L., MEDVEĎ, M., PAVLENDA, P., SCHLOSSEROVÁ, J., STYK, J., VOJTÁŠ, J., 2002: Monitoring pôd SR. Aktuálny stav a vývoj monitorovaných pôd. Výsledky Čiastkového monitorovacieho systému – Pôda za obdobie 1997-2001 (2. cyklus). VÚPOP, Bratislava, 2002, 180 s. ISBN 80-89128-04-1.

LAL, R., 1998: Soil quality and agricultural sustainability. In: Lal,R. (ed.), Soil quality and agricultural sustainability. Sleeping Bear Press, Inc., Chelsea, MI, 1998, 3-12, ISBN 1-57504-082-4.

LAMBIN, E.F., 2005: Conditions for sustainability of human-environment systems: Information, motivation, and capacity. Global Env. Change 15, 2005, 177-180.

LOVELAND, P.J., THOMPSON, T.R.E. (eds.) 2002: Identification and development od set of national indicators for soil quality. R&D Project Record P5-053/PR/02. Environment Agency, Bristol, 2002, 170 pp., ISBN 1-85705-667-1.

MEADOWS, D. H., MEADOWS, D.L., RANDERS, J., 1993: Beyond the limits. Earthscan Publications Limited, London, 1993, 300 pp., ISBN 1-85383-131-X.

MEYER, W.B., TURNER, B.L., 1994: Changes in land use and land cover: a global perspective. Cambridge University Press, Cambridge, 1994, 537 pp., ISBN 0-521-47085-4.

NICOLAISEN, J., DEAN, A., HOELLER, P., 1991: Economics and the environment: A survey of issues and policy options. OECD Economic Studies No. 16, 1991, 43 pp.

OECD, 2005: Trade that benefits the environment and development. Opening markets for environmental goods and services. OECD Publications, Paris, 2005; 180 pp., ISBN 92-64-03577-X.

POL, E., 2002: Environmental management: A perspective from environmental psychology. In: Bechtel,R.B., Churchman,A. (eds), Handbook of environmental psychology. J. Willey & Sons, Inc., New York, 2002, 55-84, ISBN 0-471-40594-9.

RASKIN, P., GALLOPIN, G., GUTMAN, P., HAMMOND, A., SWART, R., 1998: Bending the curve: Toward global sustainability. A report of the Global Scenario Group. SEI, Stockholm, 1998, 90 pp.

SCHOR, J.B., 1998: A new economic critique of consumer society. In: Crocker,D.A., Linden,T. (eds.), Ethics of consumption. Rowman & Littlefield Publishers Inc., Lanham, 1998, 131-138 ISBN 8-8476-8495-4.

STERN, P.C., 2000: Psychology and the science of human-envoronment interactions. Americam Psychologist 55, 2000, 523-530.

TIBBS, H., 1999: Sustainability. Deeper News 10, 1999, No. 1, 76 pp.
VAN CAMP, L., BUJARRABAL, B., GENTILE, A.R., JONES, R.J.A., MONTANARELLA, L., OLAZABAL, C., SELVARADJOU, S.K., 2004: Reports of the technical working groups established under the thematic strategy for soil protection. EUR 21319 EN/1-6. Office for official publications of the European Communities, Luxembourg, 2004, 872 pp.
YAALON, D.H., ARNOLD, R.W., 2000: Attitudes toward soils and their societal relevance: Then and now. Soil Science 165, 2000, 5-12.

FUNKCE LESNÍCH PŮD Z POHLEDU SETRVALÉHO LESNÍHO HOSPODÁŘSTVÍ

FOREST SOILS FUNCTIONS FROM THE VIEWPOINT OF SUSTAINABLE FOREST MANAGEMENT

Emil Klimo

Ústav ekologie lesa LDF, Mendlova zemědělsko-lesnická univerzita v Brně, 613 00 Brno, Česká republika

Abstrakt

Pozornost věnovaná funkci půdy v lesním hospodářství se značně zpožďovala za pozorností, která byla věnována např. produkci dřevní hmoty, popř. ochraně lesa a dalším. Proto i vznik institucí, které se této otázce věnovaly, následoval o dost později za institucemi, které se věnovaly půdám zemědělským. Až zpětně lesnická pedologie osvětluje zejména důsledky způsobu lesního hospodářství na půdní vlastnosti a půdní procesy z hlediska historie antropogenního vlivu na vývoj lesních půd. Z tohoto pohledu byla a je diskutována otázka důsledků změn druhového složení lesních porostů, regulace vodních toků a z toho vyplývající změny vodního režimu v lužních lesích, vliv imisí, s tím spojená otázka acidifikace lesních půd, problematika deficitu a přebytku dusíku ve výživě lesních porostů, ekologické důsledky holosečné obnovy lesních porostů atd. Současný trend nové orientace lesního hospodářství z hlediska jeho multifunkčnosti a setrvalosti má za cíl harmonizovat funkci půdy jako součást ekosystému s převahou působení přírodních faktorů. Mezi aktuální záměry v tomto směru patří i transformace rozsáhlých smrkových monokultur mimo svůj přirozený areál na lesy bližší přírodě.

Klíčová slova: funkce lesních půd, lesní hospodářsatví, druhové složení lesů

Abstract

Attention paid to the function of soil in forest management was considerably delayed after attention, which was paid e.g. to the production of wood or to forest protection etc. Therefore, the origin of institutions dealing with this problem followed somewhat later after institutions dealing with agricultural soils. Only retrospectively, forest pedology elucidates particularly consequences of methods of forest management on soil properties and soil processes from the point of view of the history of anthropogenic impacts on the development of forest soils. From this aspect, a question has been discussed of the impact of changes in the species composition of forest stands, regulation of watercourses and resulting changes of the water regime in floodplain forests, effects of air pollution and related questions of forest soil acidification, problems of the deficit and surplus of nitrogen in the forest stand nutrition, ecological impacts of clear-felling regeneration of forest stands etc. The present trend of the new orientation of forest management from the point of view of its multiple functions and sustainability is aimed at the harmonization of soil functions as part of the ecosystem with the predominance of the effect of natural factors. Transformation of extensive spruce monocultures growing outside their natural range to close-to-nature forests ranks among current intentions.

Key words: forest soils functions, forest management, species composition of forest

Úvod

Problematika „setrvalosti“ lesního hospodářství byla diskutována a formulována zejména na ministerské konferenci o ochraně lesů v Evropě v červnu 1993 v Helsinkách. V minulosti se uvažovala „setrvalost“ zejména ve vztahu k udržení produkce dřevní hmoty. Nové myšlenky přinesly i zásady obhospodařování lesů, formulované v rámci iniciativy *Pro Silva* a její orientaci na ekosystémové pojetí.

Obecné zásady trvale udržitelného hospodaření v lesích Evropy byly zakotveny na helsinské konferenci do rezoluce H 1 a vychází se tam kromě jiného z toho, že „lesní zdroje a lesní půda by měly být trvale obhospodařovány takovým způsobem, který odpovídá sociálním, ekonomickým, ekologickým, kulturním a duchovním potřebám současné i budoucích generací“.

Současně byla přijata i definice koncepce setrvalého lesního hospodářství: „Obhospodařování a využívání lesů a lesní krajiny způsobem a v rozsahu, kdy zůstává zachována jejich biodiverzita, produktivita, schopnost obnovy, vitalita tak, aby les mohl nyní i v budoucnu plnit odpovídající funkce ekologické, ekonomické a sociální a nebude působit škodlivě na jiné ekosystémy“ (Helsinki 1993, Poláček 1993).

Pokud se týká funkce lesní půdy v rámci všeobecných zásad, byla přijata následující formulace: „Musí být vyloučena taková lidská činnost, která vede přímo či nepřímo k nevratným poškozením lesních půd a stanovišť, flóry a fauny, které na nich závisejí, a funkce lesa s nimi spojených. Emise látek znečišťujících ovzduší a plynů způsobujících skleníkový efekt musí být udržovány pod předpokládanou úrovní tolerance ekosystémů...“ Znečišťování půdy musí být pod přísnou kontrolou a v některých zvláště citlivých oblastech Evropy by mohly být rozhodujícím faktorem při určování obecných cílů hospodaření v lesích“.

V dalším rozpracování přijatých zásad setrvalého lesního hospodářství byla formulována tzv. kritéria a indikátory. Tak např. kritérium 5 (Helsinki) je zaměřeno na zachování a vhodné posílení ochranných funkcí lesa (zvláště funkce půdoochranné a vodoochranné). Obdobná kritéria a více detailnější indikátory byly přijaty na mezinárodním jednání v Montrealu.

Detailnější pohled na kritérium 5 (Helsinki) a kritérium 4 (Montreal)

Helsinki

Kritérium 5: Zachování a vhodné posílení ochranných funkcí lesa (zvláště funkce půdoochranné a vodoochranné)

Indikátory:

5.1 Podíl lesního území, na kterém se hospodaří hlavně z hlediska ochrany půdy

5.2 Podíl lesního území, na kterém se hospodaří z hlediska ochrany vody

Montreal

Kritérium 4: zachování a ochrana půdních a vodních zdrojů

Indikátory:

4.1 Procento území s výskytem půdní eroze

4.4 Procento lesního území se snížením organické hmoty a změnami chemických vlastností půdy

4.5 Území lesa, na kterém došlo ke zhutnění a změnám fyzikálních vlastností půdy vlivem lidské aktivity

4.8 Území lesa, ve kterém došlo k akumulaci toxických látek

4.2 Procento území, na kterém se hospodaří s cílem ochrany povodí, ochrany proti záplavám a nivních území

Jak vidíme u obou formulací, jde vedle ochrany půdního fondu i o ochranu vodních zdrojů a toto hledisko bylo uplatněno i pro rozpracování tohoto kritéria v České republice.

Český pohled na kritérium 5:

Zachování a vhodné posílení ochranných funkcí lesa (zvláště funkce půdoochranné a vodoochranné)

5.2 Směrnice pro metody hospodaření v lesích

a. Zvláštní péči je třeba věnovat pěstebním zásahům na citlivých půdách, v oblastech náchylných k erozi a tam, kde by tato činnost mohla vést k nadměrnému splachu půdy do vodních toků.



Krkonoše



Krušné hory

Obr. 1 Porosty odumřelé vlivem imisí ovlivnily i půdní prostředí

b. Zvláštní péče by měla být věnována praktickému hospodaření na lesních plochách, které plní funkci ochrany vody, aby se zabránilo zhoršování kvality a snižování vydatnosti vodních zdrojů. Mělo by se zabránit nevhodné aplikaci chemikálií a jiných škodlivých látek či používání nevhodných pěstebních metod ovlivňujících negativně kvalitu vody.
c. Výstavba cest, mostů a dalších prvků infrastruktury by se měla provádět tak, aby odkrývka půdy byla co nejmenší, aby se zabránilo splachování půdy do vodních toků a aby se zachovala přirozená hladina a funkce vodních toků a říčních koryt. Je třeba vybudovat a udržovat řádné odvodnění cest.

Samozřejmě, že volba a obsah indikátorů se mění podle konkrétních podmínek a cílů a mohou se i prohlubovat. Např. v projektu EU EFORWOOD jako specifické indikátory pro posouzení důsledků různých alternativ hospodaření na lesní půdu byly zvoleny následovně:

- uhlík v biomase porostu, v povrchovém humusu a v minerální půdě
- ztráty uhlíku následkem vymývání a respirace
- poměr C / N
- půdní acidita
- zásoba přístupných živin
- zhutňování půdy
- náchylnost půdy k erozi
- emise plynných látek

Při formulování indikátorů, které nám dávají obraz o stavu půdy a návrhů opatření pro její ochranu podle kritérií setrvalého lesnictví je nutné zaměřit pozornost i na historii antropogenních faktorů majících vliv na tento současný stav.



Obr. 2 Reakce bylin na zhutnění půdy na pasece

Na území České republiky jsou to zejména:
1. Změna druhového složení porostů ve prospěch smrku
2. Důsledky holosečné obnovy lesa
3. Vysoká koncentrace imisí síry a dusíku
4. Ovlivnění hladiny podzemní vody (pokles) v aluviálních územích

Změna druhové skladby porostů ve prospěch smrku znamenala vedle vysoké produkce dřevní hmoty i výrazný vliv na půdní prostředí.

Tab. 1 Přirozené, současné a doporučené zastoupení dřevin (%) v lesích České republiky (Ministerstvo zemědělství ČR, 2002)

Zastoupení	Smrk	Jedle	Celkem jehličnaté	Dub	Buk	Celkem listnaté
přirozené	11,2	19,8	34,7	19,4	40,2	65,3
současné	53,3	0,9	75,5	6,5	5,5	23,4
doporučené	36,5	4,4	64,4	9,0	18,0	35,6

Tab. 2 Změna v akumulaci povrchového humusu ($t.ha^{-1}$) vlivem změny druhové skladby lesního porostu (projekt Rájec, Drahanská vrchovina)

Vrstva	Bukový porost	Smrková monokultura
L	10,0	11,5
F	12,6	15,8
H	0,5	22,3
Σ	23,1	49,6

Již během první generace smrkových monokultur dochází k výrazným změnám v koloběhu elementů vlivem změn v dekompozičních procesech organické hmoty na půdním povrchu (Klimo 1992).



Obr. 3 Vznik výrazně mělkého kořenového systému a tím i vznik vývratů na nevhodně založených smrkových monokulturách (podmáčená stanoviště – pseudogleje)

Změnou formy povrchového humusu dochází ke zvýšené akumulaci elementů, zejména dusíku, v této povrchové vrstvě půdy, jak bylo zjištěno na stacionáru Rájec (Klimo 1992).

Tab. 3 Zásoba elementů v povrchovém humusu v bukovém a smrkovém porostu (kg.ha^{-1})

Vrstva	Porost	N	P	K	Ca	Mg	Fe
L	Buk	153	11	20	68	4	15
	Smrk	155	4	12	37	7	20
F	Buk	161	14	59	29	7	40
	Smrk	276	16	20	19	13	85
H	Buk	7	1	3	0,5	0,2	3
	Smrk	350	27	36	14	24	162
Σ	Buk	321	26	82	97,5	11,2	58
	Smrk	780	47	68	70	44	267

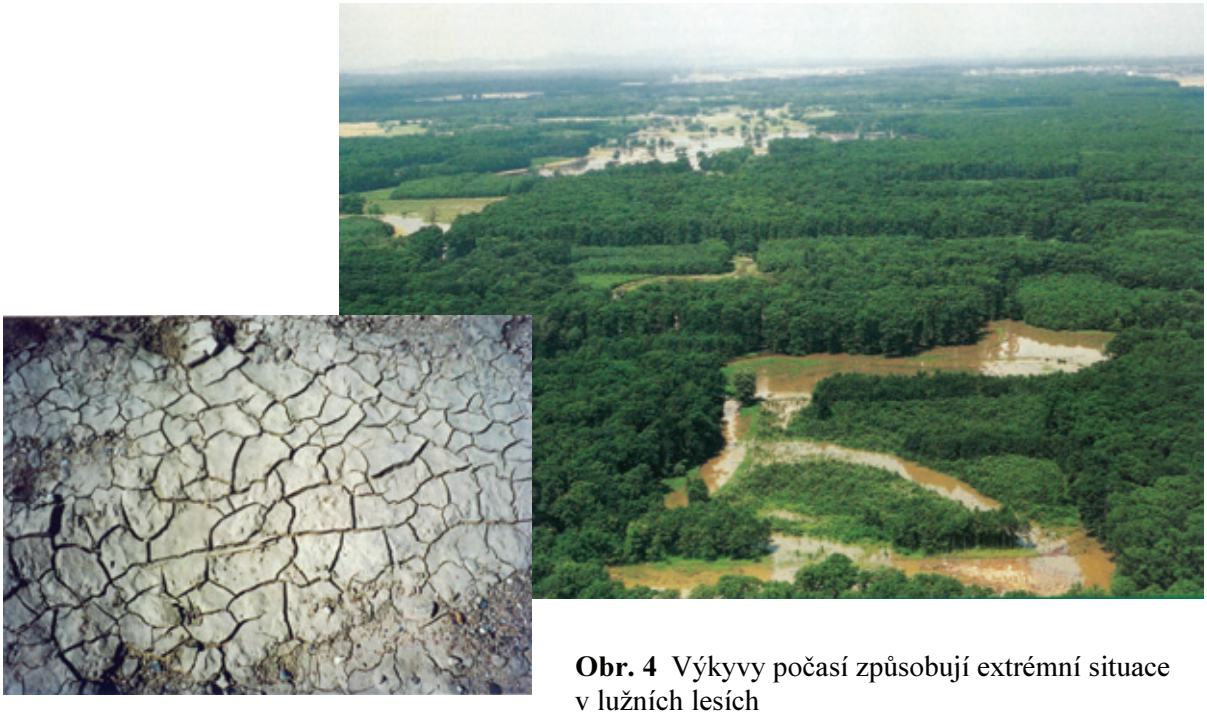
V souvislosti s pěstováním smrkových monokultur byla dosti diskutována otázka podzolizace, i když existenci podzolů není možné připisovat pouze těmto porostům bez dalších souvislostí se stanovištními podmínkami (Pelíšek 1972; Klimo, Kulhavý 2006; Tesař, Klimo 2004). Současně byla diskutována i problematika acidifikace lesních půd, která:

- byla primárně ovlivněna geologickým podložím v krajině
- dlouhodobým vlivem smrkových monokultur

- kyselými depozicemi.
- Ne jenom v České republice, ale i v jiných zemích byla diskutována otázka vlivu holosečné obnovy lesa na půdní prostředí, které můžeme shrnout na následující body:
- jednorázový výstup živin z ekosystému
- odstranění organické hmoty
  - biomasa porostu
  - mineralizace povrch. humusu
- podmínění eroze v určitých podmínkách
- zhutňování půdy.

Technologie holosečné obnovy je v současné době výrazně regulována lesním zákonem, ovšem důsledky z minula jsou aktuální i dnes. Vedle toho hodně holin v našich lesích vzniká jinými vlivy, např. katastrofické větrné nebo sněhové kalamity, škody biotickými faktory i znečištěním ovzduší aj. Proto řešení dopadu na lesní půdu jsou i dnes aktuální.

Výrazně byly ovlivněny rovněž půdy lužních lesů, zejména jejich vodní režim. Tento vliv má dlouhodobý charakter, byl vyvolán zejména regulací vodních toků, stavbou vodních nádrží, odběrem vody pro průmyslovou a komunální spotřebu, jakož i epizodickými výkyvy klimatu. Tento problém je řešen mnoha revitalizačními projekty i změnami v obhospodařování lužních lesů. Např. stanovením maximální rozlohy holé seče na 2 ha.



Obr. 4 Výkyvy počasí způsobují extrémní situace v lužních lesích

Vedle revitalizačních projektů v lužních lesích probíhají i projekty konverze smrkových monokultur na lesy blízké přírodě. Tyto projekty se rovněž dotýkají půdního prostředí a podporují trend setrvalého lesního hospodářství. Vycházejí přitom z následujících zásad:

- Setrvávat na pěstování smrkových monokultur zejména mimo přirozený areál není nadále množné.
- To ovšem neznamená, že by se na pěstování smrku mělo rezignovat.
- Jejich konverze neznamená nahrazení monokultur smrku např. monokulturou buku.
- Je ovšem nutné respektovat ekologickou kapacitu stanoviště.
- Nesmíšené smrkové porosty jsou z ekologického hlediska přijatelné na bázích svahu, popř. na dnech údolí.

Při tomto procesu konverze se mohou postupně měnit zejména vlastnosti půdních povrchových vrstev jako:

- akumulace organické hmoty
- snížení půdní kyselosti
- zrychlení koloběhu živin
- lepší rozložení kořenového systému v půdě
- zvýšení akumulace uhlíku v humuso-minerální vrstvě půdy
- zvýšení biodiverzity půdní flóry a fauny.

Závěr

1. Ochrana lesního půdního fondu je nedílnou součástí setrvalého lesního hospodářství.
2. Stav lesní půdy a způsoby hospodaření mají velký vliv na kvantitu a kvalitu vodních zdrojů.
3. Transformace smrkových monokultur na lesy blízké přírodě je dlouhodobý proces a může pozitivně ovlivnit koloběh látek a stav lesních ekosystémů.
4. Za vážný problém lze považovat stav vodního režimu v aluviálních územích a významnost revitalizačních projektů.
5. Rovněž dlouhodobým problémem jsou meliorační a revitalizační projekty v oblastech s odumřelými porosty v imisních oblastech.
6. Vhodnými hospodářskými a technologickými přístupy chránit půdu před erozí.

Literatura

KLIMO E., 1992: The Spruce Forest Ecosystem in Czechoslovakia. In: Teller, A., Mathy, P., Jeffers, J.N.R. (ur.). Responses of Forest Ecosystems to Environmental changes, Elsevier Applied Sciences, 503-511.

KLIMO, E., KULHAVÝ, J., 2006: Norway Spruce monocultures and their transformation to close-to-nature forests from point of view soil changes in the Czech Republic, Ekológia (Bratislava), Vol. 25, 1, 27-45, ISSN 1335-342X.

MINISTERSTVO ZEMĚDĚLSTVÍ ČR, 2002. Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky 2002. Ministerstvo zemědělství ČR Praha.

PELÍŠEK, J., 1955: Nové výzkumy o vzniku podzolovaných půd v lesních oblastech střední Evropy ve vztahu k biologii lesa. Lesnictví 28, 4, 479-491.

POLÁČEK, P., 1993: Ministerská konference o ochraně lesů v Evropě, Helsinky – červen 1993. Sborník přijatých dokumentů. Ministerstvo zemědělství ČR, Praha, 36 str.

TESAŘ, V., KLIMO, E., 2004: Pěstování smrku u nás a v Evropě. Sborník příspěvků ze semináře Smrk - dřevina budoucnosti, LČR, 23.-24.4.2004 Svoboda nad Úpou, p.7-18.

PROTIERÓZNE FUNKCIE LESA V ČESKEJ REPUBLIKE A V SLOVENSKEJ REPUBLIKE

ANTI-EROSION FUNCTIONS OF FOREST IN THE CZECH REPUBLIC AND SLOVAK REPUBLIC

Rudolf Midriak

Ústav vedy a výskumu Univerzity Mateja Bela v Banskej Bystrici,
974 01 Banská Bystrica, Cesta na amfiteáter 1, Slovenská republika,
e-mail: r.midriak@seznam.cz

Abstrakt

Lesy plnia protierózne (v širšom zmysle pôdoochranné) funkcie najmä voči vodnej erózii, vetrovej erózii a za určitých podmienok aj voči zosúvaniu pôdy. Protierózne funkcie lesa sú v tomto príspevku vyjadrené na báze protieróznych funkčných potenciálov lesných porastov obidvoch republík – Českej republiky a Slovenskej republiky. Protierózny potenciál lesa, odvodený z intenzity potenciálnej erózie pôdy vplyvom povrchového odtoku, je v ČR na 46,6 % rozlohy lesného pôdneho fondu (LPF) priemerný, na 43,9 % nízky a na 9,5 % plochy vysoký. Priemerný možný odnos pôdy z LPF v ČR je 1,54 mm za rok. Najvyšší potenciál voči vodnej erózii tu majú stanovištia lesov v geomorfologických celkoch Moravskoslezské Beskydy, Rožnovská brázda a Jablunkovská brázda. V SR prevláda vysoký potenciál na 35,1 % a priemerný potenciál sa vyskytuje na 35,0 % plochy LPF. Priemerné potenciálne erózne straty tu hrozia vo výške 2,63 mm za rok. Na Slovensku je najviac ohrozená lesná pôda vodnoeróznymi procesmi vo Veľkej Fatre, v Nízkych Tatrách a v Starohorských vrchoch.
Protideflačnú funkciu lesa odvodzujeme z rozlohy najviac ohrozených oblastí. Táto funkcia lesa vystupuje v ČR výrazne na 0,4 % LPF a na Slovensku na 2,1 % LPF. Napokon protizosuvný funkčný potenciál lesa (na základe rozlohy zosunmi najviac ohrozovaných území) sa v ČR týka 3,3 % rozlohy LPF a na Slovensku 6,2 % rozlohy LPF.

Kľúčové slová: funkcia lesa proti vodnej erózii, vetrovej erózii a zosunom

Abstract

Forests fulfil anti-erosion functions (in broad sense soil-conservation functions) above all towards water erosion, wind erosion and also to landslide at certain circumstances. Anti-erosion functions of forest are formulated in the paper on the basis of anti-erosion potentials of forest stands in the both Czech Republic (CzR) and Slovak Republic (SR). Anti-erosion potential of forest deduced from the intensity of potential erosion due to a surface runoff in CzR is mean on 46.6 % of the territory of forest soil, low on 43.9 % and high on 9.5 % of the area. An average potential loss of forest soil from the CzR amounts to 1.54 mm p.a. The highest potentials towards water erosion of forest stands are in geomorphology units of Moravskoslezské Beskydy Mts., Rožnovská brázda furrow and Jablunkovská brázda furrow. In the SR a high potential is dominating on 35.1 % and a mean one on 35.0 % of the forest area. Average soil losses amount to 2.63 mm p.a. The most endangered forest soils by water erosion in the SR are in the Veľká Fatra Mts., Nízke Tatry Mts. and Starohorské vrchy Mts. Anti-deflation function of forest is deduced from area of the most endangered lands. This function in the CzR is striking only on 0.4 % and in the SR on 2.1 % of the forest territory. Anti-landslide functional potential of forest (on the basis of area in the most endangered territory by landslides) concerning 3.3 % of forest stands area in the CzR and 6.2 % in the SR.

Key words: forest function towards water erosion, wind erosion, landslide

Úvod

Odhad eróznej straty pôdy vo svetovom meradle kolíše podľa rozličných autorov od 0,088 mm za rok do 0,3 mm za rok (Jakubíková, 2002). Ak prihliadneme k tomu, že hodnoty intenzity tvorby pôdy v našich fyzickogeografických podmienkach kolíšu za rovnaké obdobie len od niekoľko tisícin do niekoľko stotín milimetra (obyčajne 1 cm za 100 až 200 rokov i viac), tak eróziu pôdy vo všeobecnosti možno pokladať za vážny národohospodársky problém, lebo postupne smeruje k degradácii pôdy až k devastácii krajiny, v extrémnych prípadoch až k vzniku spustnutých pôd (Zachar, 1982, Midriak, 2004).

Lesné porasty sú najlepšou prirodzenou ochranou pôdy v krajine vzhľadom na najnižšie porovnateľné erózne pôdne straty namerané práve v nich (Midriak, 2000). Z lesníckoekologického hľadiska majú svojou nadzemnou i podzemnou časťou priaznivý vplyv na jednotlivé zložky stanovišťa – lesného ekosystému, ako aj priľahlých ekosystémov v krajine; v antropocentrickom poňatí - z aspektov funkčne integrovaného lesného hospodárstva (Papánek, 1978) - plnia zasa viaceré funkcie. Popri najznámejšej produkčnej (predovšetkým drevoprodukčnej) funkcii lesa a environmentálnej (sociálnej) funkcii je to aj tretia z jeho základných funkcií – *ochranná* funkcia (nazývaná tiež *ekologickou*), ktorá zahrnuje v zmysle členenia podľa vyššie citovaného autora 3 hlavné funkcie - okrem vodohospodárskej a klimatickej funkcie i pôdoochrannú funkciu. Táto pozostáva z viacerých čiastkových funkcií – *protieróznej* (ochrana pôdy proti vodnej erózii povrchovo odtekajúcou vodou), *protideflačnej* (ochrana pôdy proti vetrovej erózii), *protizosuvnej* (ochrana pôdy proti jej zosúvaniu), *protilavínovej* (ochrana pôdy pred jej deštruovaním snehovými lavínami) a *brehoochrannej* funkcie lesa (ochrana pôdy pred deštruovaním brehov vodných tokov a nádrží vodnoeróznymi procesmi). Detailnejšiu kvalitatívnu charakteristiku jedotlivých čiastkových pôdoochranných funkcií lesa podáva autor v inej práci (Midriak, in Zachar et al., 1982).

Nutnosť kvantifikácie jednotlivých funkcií lesa pociťujeme v našej spoločnosti už niekoľko desaťročí (Papánek, 1978, Midriak et al., 1981, Vyskot et al., 2003, Moravčík, Čaboun, Tutka, 2007). Pritom si treba uvedomiť, že hodnotenie vplyvov lesa, resp. funkcií lesa naráža so zreteľom na značnú rozmanitosť prírodných i hospodárskych podmienok v krajine na veľké ťažkosti. Z toho vyplýva aj pochopiteľná rôznorodosť prístupov jednotlivých autorov k vyjadrovaniu funkcií lesa.

V tomto príspevku sme sa rozhodli upozorniť na spoločenský význam troch z vopred uvedených čiastkových pôdoochranných funkcií – **protieróznej**, **protideflačnej** a **protizosuvnej funkcie lesa** na území lesného pôdneho fondu dvoch susediacich štátov - Českej republiky (ČR) a Slovenskej republiky (SR). Preto, že vodná erózia (vplyvom pôsobenia povrchového odtoku) je najrozšírenejším mechanicky pôsobiacim deštrukčným procesom na pôdu, spomedzi troch vyššie spomenutých pôdoochranných funkcií lesa je aj najviac rozšírená protierózna funkcia, ktorej sa venujeme najdetailnejšie. Je to preto, že povrchový odtok (ako aj bombardujúci efekt dažďových kvapiek), ktorý ju vyvoláva, pôsobí na celom povrchu s výnimkou absolútne rovných plôch na rovinách nížinnej a kotlinovej krajiny ako aj na plošinových formách reliéfu.

Materiál a metódy

Na vyjadrenie reálnych pôdnych strát v lese pre všetky zastúpené kombinácie stanovištných pomerov lesných ekosystémov nemáme ešte dostatok experimentálnych údajov, hoci o ich rámcové vyjadrenie v prípade protieróznej funkcie (v užšom zmysle) zo semistacionárnych meraní za obdobie niekoľkých rokov až pár desaťročí sme sa pokúsili podľa porastov hlavných lesných drevín na území lesov Slovenska (Midriak, 1993, Zaušková, 2001). Preto

sme v tomto príspevku zvolili metódu vyjadrenia potenciálnej protieróznej funkcie lesa pomocou protieróznych funkčných potenciálov.

Protierózny funkčný potenciál (podľa terminológie v práci Papánka, 1987, a v autorových publikáciách, resp. tzv. reálny potenciál funkcie lesa, konkrétne edaficko-pôdoochranný potenciál lesa, podľa Vyskota et al., 2003) má všeobecnú platnosť, lebo ním ohodnocujeme viac-menej nemenné prírodné podmienky a faktory, pôsobiace stabilne i pri meniacich sa faktoroch vegetácie (druhové zloženie, vek, štruktúra porastu a pod.), sčasti aj pôdy (napr. acidifikácia lesných pôd) a antropogénnych vplyvov (napr. intenzita ťažbových zásahov, hustota cestnej siete, protierózne technické zábrany a pod.). **Protierózny funkčný efekt** (reálny aktuálny efekt pôdoochrannej funkcie lesa podľa Vyskota et al., 2003) vyjadruje skutočný momentálny stav plnenia funkcií lesa za daných vegetačných podmienok a antropogénnych vplyvov, ktoré sa môžu pomerne rýchlo na danej lokalite alebo v regióne zmeniť. K nemu z územia lesov SR sa vyjadríme v časti Diskusia.

Protierózny funkčný potenciál sme odvodili z intenzity potenciálnej (možnej) vodnej erózie pôdy (ide o také erózne pôdne straty vplyvom povrchovo odtekajúcej vody, ktoré by vznikli na obnaženom povrchu pôdy hodnotenej plochy za predpokladu absencie lesného porastu, pôdoochranne účinnej bylinno-trávnej vegetácie a technických protieróznych opatrení). Tú sme vypočítali pomocou jednej z univerzálnych rovníc pôdnych strát – modifikovanou Frewertovou rovnicou, ktorú upravil pre ČR Stehlík (1970) a niektoré jej koeficienty modifikoval pre územie Slovenska autor (Midriak, 1975).

Táto rovnica má tvar E_p= D. G. P. S,

kde E_p – potenciálna vodná erózia vplyvom povrchového odtoku – odnos pôdy mm.rok^{-1}

D - koeficient dažďových podmienok
G - koeficient geologicko-substrátových podmienok
P - koeficient pôdnych podmienok
S - koeficient sklonitostných podmienok

Uvedená rovnica je vhodná najmä pre hodnotenie menších územných celkov, čo je pri vyjadrovaní priemerných údajov napr. pre geomorfologický celok určitým handicapom, znižujúcim presnosť výsledku (podľa Zdražila, 1965, môže ísť o rozsah chyby -10 + 15 %). Potenciálne erózne straty pôdy sme pre naše potreby rajonizácie územia oboch republík vyjadrovali ako súčin priemerných hodnôt všetkých štyroch koeficientov pre každý km^2 hodnoteného územia len lesnej pôdy na topografickej mape v mierke 1 : 25 000. Makrorajonizáciu územia ČR a SR sme potom vyjadrili kartograficky jednak na báze lesných hospodárskych celkov (LHC - obr. 1 a 2), jednak na báze geomorfologických celkov. Vychádzali sme z kartogramov, vyhotovených pre územie ČR na niekdajšom Geografickom ústave ČSAV v Brne a pre územie SR na Geografickom ústave SAV v Bratislave. Triedenie *protierózneho funkčného potenciálu lesa* sme uskutočnili na báze vlastnej čiastočnej modifikácie 5-člennej klasifikačnej stupnice (Zachar, 1982) podľa tab. 1.

Tab. 1 Protierózny funkčný potenciál (a protierózna funkcia) lesa na základe intenzity potenciálnej erózie pôdy vplyvom povrchového odtoku

Stu-peň	**Protierózny potenciál lesa**	**Protierózna funkcia lesa**	**Intenzita potenciálneho odnosu pôdy**	
			označenie	**mm.rok^{-1}**
1.	*nepatrný*	veľmi málo významná	nepatrná	do 0,05
2.	*nízky*	málo významná	slabá	0,06 - 0,50
3.	*priemerný*	stredne významná	stredná	0,51 - 1,50
4.	*vysoký*	vysoko významná	silná	1,51 - 5,00
5.	*veľmi vysoký*	veľmi vysoko významná	veľmi silná	5,01 -15,00

Keďže ide o možnú eróziu *pôdy* (nie zvetralinového plášťa vo všeobecnosti), treba v zmysle metódy Stehlíka (1970) poznamenať, že *hodnoty koeficienta pôdy* vychádzajú z hodnotenia zrnitosti pôdy (obsahu hrubého ílu v %) a obsahu humusu (v %). V uvedenej rovnici zastávajú veľmi významnú pozíciu, lebo môžu hodnotu súčinu ostatných troch koeficientov rovnice potenciálnych strát pôdy ovplyvňovať v smere zvyšovania až do 1,5-násobku a v smere znižovania do 0,75-násobku. Celkovú výšku potenciálnej straty pôdy (najmä pri lesných pôdach) však relatívne najviac ovplyvňuje koeficient sklonu svahu.
Rajonizáciu územia ČR ani SR podľa potenciálnej vetrovej erózie pôdy (a teda protideflačnej funkcie lesa) sme nerobili, ale vyčlenili sme územia so zvýšeným verejnoprospešným záujmom na protideflačnom pôsobení lesa. Realizovali sme to na základe úhrnného **protideflačného funkčného potenciálu lesa** a kategorizácie oblastí z hľadiska stupňa ich ohrozenosti vetrovou eróziou. Kvantifikácia protideflačného potenciálu lesa podľa Papánka (1975) vychádza z odhadu množstva zeminy, ktoré by podliehalo vetrovej erózii, keby les na danom mieste nechránil pôdu, a z odhadu množstva zeminy, ktoré lesný porast zachycuje z ovzdušia a viaže ho.
Za základ pre vyčlenenie oblastí so zvýšeným verejnoprospešným záujmom na protideflačnom pôsobení lesa sme zobrali najohrozenejšiu a silne ohrozenú oblasť podľa mapy Pasáka (1970). Pri nich je úhrnný protideflačný potenciál lesa väčší ako cca 5,3 $mm.rok^{-1}$ (odnosu alebo akumulácie) zeminy, čo zodpovedá 5. stupňu (veľmi silnej intenzite) potenciálnej erózie, ktorú taktiež berieme za základ na vyčlenenie oblastí so zvýšeným verejnoprospešným záujmom na protieróznom pôsobení lesa proti erózii vplyvom povrchového odtoku.
Podobne, ako v predchádzajúcom prípade, aj pri protizosuvnej funkcii lesa sme využili len súhrnný **protizosuvný potenciál lesa**, vyjadrený pre ČR aj SR na základe potenciálnej ohrozenosti lesnej pôdy zosúvaním. Išlo o tie plochy lesa, ktoré sú podľa mapy Holého (1970) intenzívne porušené zosúvaním – bez detailnejšej kvantifikácie pôdnych zosunov, avšak ako vyšší stupeň ohrozenia oproti územiam slabo porušeným zosúvaním.

Výsledky a diskusia

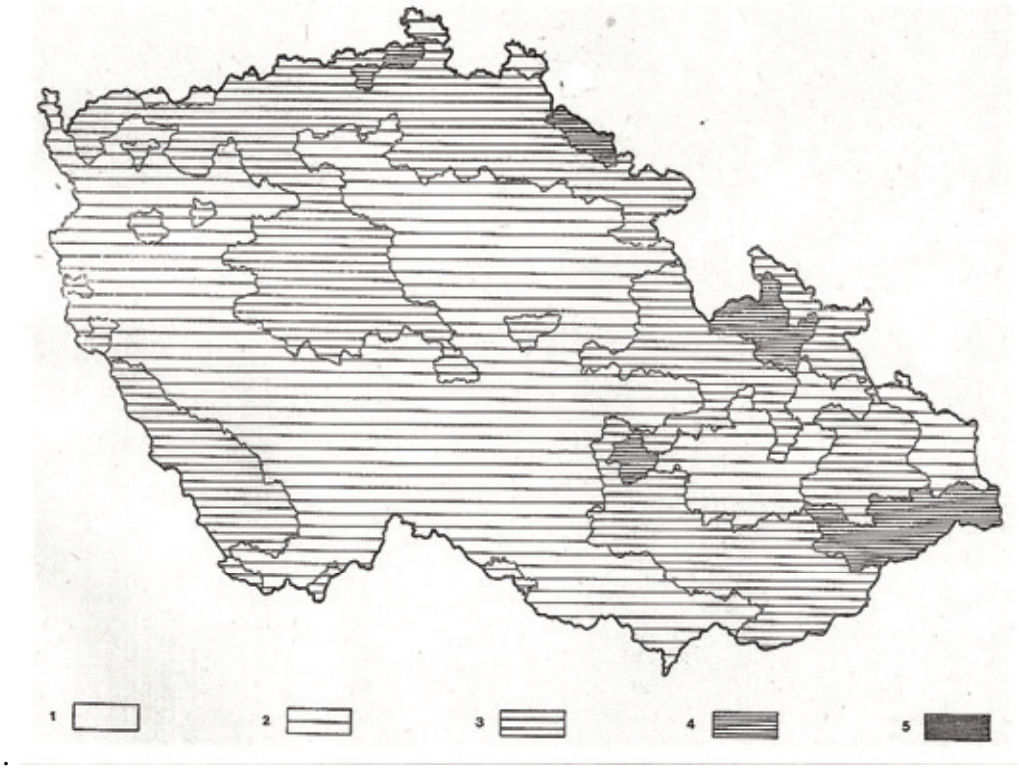
Protierózna funkcia lesa

Analýzou vypočítaných hodnôt potenciálnych pôdnych strát vyvolaných povrchovým odtokom sme zistili, že v ČR (hodnotené na báze jednotlivých **lesných hospodárskych celkov**) prevláda na území lesnej pôdy stredná intenzita erózie s priemerným možným odnosom pôdy 0,77 $mm.rok^{-1}$, a tak je tam v prevahe stredne významná protierózna funkcia lesa (mapka na obr.1, tab. 2). Lesný hospodársky celok je územne ucelená časť lesov ako najvyššia priestorová jednotka rozdelenia lesa za účelom spracovania súhrnných informácií o stave a vývoji lesov.

Tab. 2 Prehľad o potenciálnej protieróznej funkcii lesa na lesnej pôde v Českej republike a v Slovenskej republike na báze makrorajonizácie podľa lesných hospodárskych celkov

Závažnosť protieróznej funkcie lesa	Česká republika		Slovenská republika	
	ha	%	ha	%
Veľmi málo významná	-	-	10 035	0,5
Málo významná	1 162 033	43,9	48 168	2,4
Stredne významná	1 233 502	46,6	371 295	18,5
Vysoko významná	251 465	9,5	1 432 998	71,4
Veľmi vysoko významná	-	-	144 504	7,2
Spolu lesná pôda	2 647 000	100,0	2 007 000	100,0

Kvantifikácia protierózneho funkčného potenciálu (teda potenciálnej protieróznej funkcie lesa) sa vykonala z cca 390 LHC s priemernou výmerou jedného LHC cca 6 800 ha. V SR pri tom istom hodnotení (z počtu LHC cca 210 s ich priemernou výmerou cca 9 600 ha) prevláda silná intenzita možného odnosu pôdy a teda vysoko významná potenciálna protierózna funkcia lesa s priemernou možnou stratou pôdy až 2,63 mm.rok^{-1}.



Obr. 1 Mapka potenciálnej protieróznej funkcie lesa v Českej republike na báze hodnotenia LHC; protierózna funkcia: 1 – veľmi málo významná, 2 – málo významná, 3 – stredne významná, 4 – vysoko významná, 5 – veľmi vysoko významná



Obr. 2 Mapka potenciálnej protieróznej funkcie lesa v Slovenskej republike na báze hodnotenia LHC; protierózna funkcia: 1 – veľmi málo významná, 2 – málo významná, 3 – stredne významná, 4 – vysoko významná, 5 – veľmi vysoko významná

Pri porovnávaní rovnakých ukazovateľov obidvoch republík na báze makrorajonizácie je zjavná najmä väčšia diverzifikácia ohrozenosti plochy lesnej pôdy, protierózneho potenciálu lesa a teda aj protieróznej funkcie lesa na území SR (tab. 2, obr. 2) oproti ČR. Kým rozpätie krajných priemerných hodnôt potenciálnych pôdnych strát je na území ČR od 0,06 $mm.^{-1}$v LHC Kardašova Řečice do 4,76 mm v LHC Staré Hamry (79-násobok), v SR je toto rozpätie relatívne veľmi veľké – od 0,05 mm v LHC Dunajská Streda až po 7,71 $mm.rok^{-1}$ v LHC Belá – Necpaly; ide tu teda až o 154-násobný rozdiel!

Vzhľadom na to, že LHC sú do značnej miery nielen prírodné územné celky, ale aj administratívne celky, kvantifikáciu – makrorajonizáciu územia obidvoch republík podľa významnosti protieróznej funkcie lesa sme urobili aj na báze prirodzených územných jednotiek – **geomorfologických celkov**. ČR má podľa geomorfologického členenia v práci Czudeka (1972) 93 geomorfologických celkov a SR podľa práce Mazúra a Lukniša (1978) 84 geomorfologických celkov. Podiel a priemerná výmera lesnej pôdy (vrátane priemerného potenciálneho odnosu pôdy vplyvom povrchového odtoku) v týchto celkoch obidvoch republík sú zjavné z tab. 3 a zastúpenie jednotlivých stupňov závažnosti protieróznej funkcie lesa vplyvom povrchového odtoku v nich z tab. 4.

Tab. 3 Lesná pôda v geomorfologických celkoch Českej republiky a Slovenskej republiky

Štát	**Výmera lesnej pôdy**		**Geomorfologické celky**		**Priemerná možná strata pôdy** $mm.r^{-1}$
	ha	**%**	**Počet**	**Priemerná plocha v ha**	
ČR	2 647 000	33,4	93	28 462	0,84
SR	2 007 000	40,9	84	23 893	3,04

Tab. 4 Potenciálna protierózna funkcia lesa v Českej republike a v Slovenskej republike hodnotená na báze ich geomorfologických celkov

Závažnosť protieróznej funkcie lesa	**Česká republika**		**Slovenská republika**	
	ha	**%**	**ha**	**%**
Veľmi málo významná	-	-	-	-
Málo významná	852 334	32,2	34 119	1,7
Stredne významná	1 601 435	60,5	303 057	15,1
Vysoko významná	193 231	7,3	1 615 635	80,5
Veľmi vysoko významná	-	-	54 189	2,7
Spolu	2 647 000	100,0	2007 000	100,0

Pri makrorajonizácii potenciálnej protieróznej funkcie lesa na báze geomorfologických celkov sa významnosť tejto funkcie v ČR v 3. stupni a v SR v 4. stupni dosť výrazne stupňuje (porovnaj údaje v tab. 4 s tab. 2). Významne sa pri tomto kvantitatívnom vyhodnotení zvýšil aj priemerný potenciálny odnos pôdy v obidvoch republikách (posledný stĺpec v tab. 3), ale z rozpätia príslušného stupňa intenzity nevybočil. Zatiaľ, čo v ČR je podiel lesnej plochy v geomorfologických celkoch, pripadajúci do kategórie silnej (veľmi silná absentuje) intenzity potenciálnej erózie len 7,3 %, v SR zaberajú tieto dve kategórie (ktoré pokladáme za plochy veľmi významné z hľadiska zvýšeného verejnoprospešného záujmu na protieróznom pôsobení lesa) spolu až 83,2 % výmery lesnej pôdy!

Podľa geomorfologických provincií v ČR (sú tam 4) Česká vysočina má prevládajúcu stredne významnú, Středoevropská nížina a Panonská provincia málo významnú a napokon Západní Karpaty vysoko významnú protieróznu funkciu lesa. Z geomorfologických sústav (v ČR je ich

10) sú vodnou eróziou najviac ohrozené Vonkajšie Západné Karpaty (priemerný potenciálny odnos 1,96 mm) a Sudetská sústava (1,04 mm.rok^{-1}). Najvyššie priemerné potenciálne odnosy (a teda najvýznamnejšiu potenciálnu protieróznu funkciu lesa) majú tu geomorfologické celky Moravskoslezské Beskydy (4,13 mm), Rožnovská brázda (4,04 mm), Jablunkovská brázda (2,76 mm), Jablunkovská vrchovina (2,49 mm) a Slezské Beskydy (2,43 mm.rok^{-1}).

Na Slovensku sú 4 geomorfologické provincie, z ktorých v Západných Karpatoch a vo Východných Karpatoch prevláda vysoko významná a v Západopanónskej panve i vo Východopanónskej panve stredne významná protierózna funkcia lesa. Zo 17 geomorfologických oblastí má lesnú pôdu relatívne najviac ohrozenú vodnou eróziou Fatransko-tatranská oblasť (3,67 mm.rok^{-1}), kde dominuje vysoko významná protierózna funkcia lesa. Takúto priemernú protieróznu funkciu lesa (ale s vyššími potenciálnymi pôdnymi stratami) majú aj geomorfologické celky Nízke Tatry (4,69 mm možného odnosu pôdy), Starohorské vrchy (4,50 mm), Chočské vrchy (4,23 mm), Tatry (3,95 mm), pričom vo Veľkej Fatre (s priemerným potenciálnym odnosom pôdy až 5,32 mm ročne) je protierózna funkcia lesa dokonca veľmi vysoko významná.

Protideflačná funkcia lesa a protizosuvná funkcia lesa

V zmysle metodických poznámok sme tieto dve čiastkové pôdoochranné (v širšom zmysle tiež protierózne) funkcie lesa ani v jednej z hodnotených republík nerajonizovali podľa stupňov intenzity potenciálnych pôdnych strát. Vyčíslili sme však ich súhrnné rozlohy, ktoré uvádzame v tab. 5.

Tab. 5 Plocha zvýšeného záujmu na protideflačnom a protizosuvnom pôsobení lesov v Českej republike a v Slovenskej republike

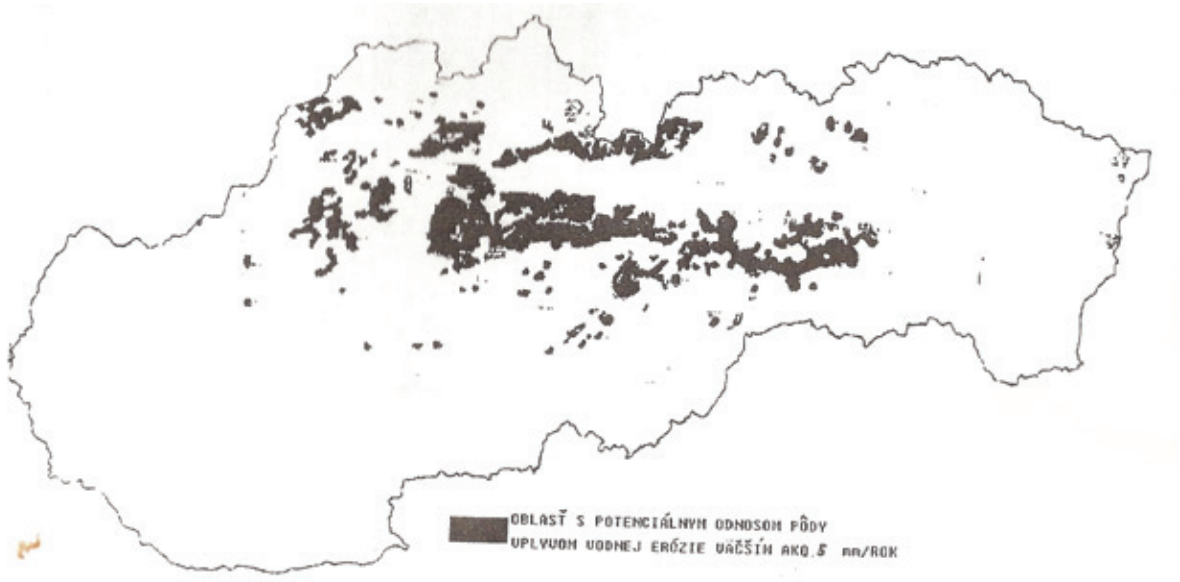
Potenciálna pôdoochranná funkcia lesa	Česká republika		Slovenská republika	
	ha	% z LPF	ha	% z LPF
Protideflačná funkcia lesa na plochách s vetrovou eróziou v najohrozenejších a silne ohrozených oblastiach	10 696	0,41	43 531	2,12
Protizosuvná funkcia lesa v oblastiach s intenzívnym zosúvaním pôdy	85 567	3,25	127 264	6,34

V ČR je ohrozená vetrovou eróziou najmä oblasť okolo Ohře, stredočeská nížinná oblasť a východočeská oblasť, najmä však územie Moravy v oblasti Znojma, Mikulova, Dolnomoravého a Dyjskosvrateckého úvalu. V SR sa uplatňuje protideflačná funkcia lesa predovšetkým na území Záhorskej nížiny, Podunajskej nížiny, v relatívne menšom rozsahu aj Východoslovenskej nížiny.

Rozloženie lesov na území intenzívne porušovanom zosúvaním pôdy je v ČR v oblasti Krušných hôr a Sudetskej sústavy, najmä však v oblasti pohorí Vonkajších Karpát – predovšetkým Beskydský, Javornícko-vizovický a Bielokarpatský horský oblúk. V SR majú potenciálnu protizosuvnú funkciu najmä lesy v nižších pohoriach (pahorkatinách) a vrchovinách flyšového pásma Západných i Východných Karpát (Midriak et al., 1987), sčasti aj v niektorých sopečných pohoriach Karpát, ale najmä v kotlinách - okrem ich nivného stupňa.

Hodnoty v tab. 5 môžeme pokladať za výmeru lesa potrebnú z hľadiska zvýšeného verejnoprospešného záujmu na jeho pôdoochrannom pôsobení vo vzťahu k príslušnej čiastkovej funkcii. Na doplnenie výsledkov našich analýz v tomto príspevku treba uviesť, že potenciálna protierózna funkcia lesa na plochách ohrozených vodnou eróziou s veľmi silnou potenciálnou eróziou pôdy (nad 5 mm za rok, čo je porovnateľné v prípade protideflačnej

funkcie lesa) sa vyskytuje v ČR na výmere 37 237 ha (1,41 % z LPF) a v SR na výmere až 328 462 ha (16,36 % z LPF – obr.3).



Obr. 3 Mapka oblastí Slovenskej republiky s lesnou pôdou ohrozenou veľmi silnou intenzitou potenciálneho odnosu pôdy (nad 5 $mm.r^{-1}$) – teda s veľmi vysoko významnou potenciálnou protieróznou funkciou lesa

Na základe týchto našich výpočtov by teda na území ČR malo ísť z celospoločenského hľadiska súhrnne o výmeru 5,07 % z LPF, na ktorej by mali lesy prednostne plniť jednotlivé pôdoochranné funkcie. Podľa Zelené zprávy ČR (2005) však ochranné lesy (spolu vo všetkých subkategóriách) dosahovali v rokoch 2000 až 2004 zastúpenie len 3,5 – 3,1 %. Za úplne priaznivú v tomto smere nemožno označiť ani situáciu v SR. Tam sme súhrn pôdoochranných funkcií so zvýšeným verejnoprospešným záujmom spoločnosti na ich pôsobení vyčíslili na 24,82 % (2,12 + 6,34 + 16,36) z LPF, pričom podiel kategórie ochranných lesov sa na Slovensku menil dosť prudko - od roku 1970 zo 6,4 % do roku 2002 na 16,6 % (Minďáš et al., 2006). Podľa Zelenej správy SR (2007) v súčasnosti je ich zastúpenie 17,0 %. Kvôli objektívnosti je však nutné konštatovať, že nami hodnotené pôdoochranné funkcie plnia z veľkej časti aj lesy v kategórii osobitného určenia (samozrejme i hospodárske lesy), ktorá dosahuje v SR zastúpenie ďalších 15,5 % z plochy lesných pozemkov.

K našim výsledkom, interpretovaným v tomto príspevku, je nutné dodať, že sú len jedným z možných variantov vyjadrenia – kvantifikácie ohrozenia lesnej pôdy, resp. odnosu pôdy, ako výsledku protierózneho funkčného efektu lesa (Papánek, 1978), resp. reálneho aktuálneho efektu edafickej – pôdoochrannej a protizosuvnej funkcie lesa (Vyskot et al., 2003). Reálnosť výsledkov použitej metodiky zisťovania potenciálnych pôdnych strát sme otestovali už dávnejšie z oblastí výskytu spustnutých pôd na Slovensku, kde sme ich mohli porovnať s reálnymi eróznymi pôdnymi stratami na karbonátových, vulkanických, flyšových i neogénnych nespevnených substrátoch (Midriak, 1965, 2004).

V tomto príspevku sme neuvažovali s viacerými ďalšími čiastkovými eróznymi ohrozeniami lesnej pôdy, pripadajúcimi v menšej miere do úvahy, napr. s koróznou činnosťou presakujúcej vody v krasových oblastiach (Kotarba, 1971, Midriak, 2004), s ohrozením pôd intrasolumnou (Zachar, 1970), resp. introskeletovou eróziou v lesoch (Vacek et al., 2007), ktorou je podľa posledne citovaného autora v ČR ohrozené 2,2 % pôd všetkých lesov (v horských oblastiach 46 535 ha a v podhorí 10 834 ha); nezaoberali sme sa tu ani

s protilavínovou pôdoochrannou funkciou lesa (Midriak, 1979) v supramontánnom stupni a s brehoochrannou funkciou lesa, ktoré majú špecifické postavenie medzi pôdoochrannými funkciami.

Na druhej strane, skúmaním povrchového odtoku a ním vyvolaných skutočných eróznych pôdnych strát v lesných porastoch rozličných oblastí SR sa zaoberali Midriak (1993) a Zaušková (2001). Podľa výsledkov týchto autorov môžeme konštatovať, že priemerné reálne erózne pôdne straty (ako deluáty) vplyvom povrchovo odtekajúcej vody v lesných porastoch kolíšu podľa zloženia drevín, veku a štruktúry lesných porastov i spôsobov ich obhospodarovania (pri rozličných geomorfologicko-pôdnych a klimatických podmienkach) od 40 do 192 $kg.ha^{-1}.rok^{-1}$ pri ihličnatých drevinách (smrek, jedľa, borovica, smrekovec, kosodrevina) a od 111 do 365 $kg.ha^{-1}.rok^{-1}$ pri listnatých drevinách (buk, dub, hrab).

Na území ČR sú v novšom období známe viaceré práce s kartografickým vyjadrením erózneho ohrozenia pôdy. Z nich možno spomenúť aspoň mapu potenciálnej erózie podľa katastrov obcí ČR (VÚVH, 2002) a pre účely kvantifikácie protieróznej funkcie lesa najvhodnejšiu mapu pôdnej erózie s detailnou klasifikáciou podľa Stehlíka (ÚHÚL, 2003). Na Slovensku ide o mapu potenciálnej vodnej erózie pôdy, vyhotovenú autorom (Midriak, 2002).

Záver

Záverom príspevku sa vyžaduje apelovať na vedecký front v Českej i Slovenskej republike, aby zvýšil pozornosť pri erodologickom výskume v oblastiach ohrozených vodnou a vetrovou eróziou, zosunmi, snehovými lavínami i ďalšími pôdnodeštrukčnými procesmi na lesnom fonde, aby bolo možné vyjadriť sa k skutočným (reálnym) hodnotám pôdnych strát a k pôdoochrannému funkčnému efektu lesa v celej škále prírodno-hospodárskych podmienok, a to v detailných mierkach.

Poďakovanie

Tento príspevok vznikol ako súčasť riešenia grantového projektu KEGA č. 3/3231/05 „Únosnosť a využitie krajiny“.

Literatúra

CZUDEK, T. (ed.), 1972: Geomorfologické členění ČSR. Studia Geographica 23, GÚ ČSAV Brno

HOLÝ, M., 1970: Vodní eroze v ČSSR. MLVH, Praha.

JAKUBÍKOVÁ, A., 2002: Ochrana a organizace povodí. Přednáška, Fsv ČVÚT Praha, 23 s.

KOTARBA, A., 1971: The course and intensity of present-day superficial chemical denudation in the Western Tatra Mts. Studia Geomorph. Carp.-Balcan., V.5, Krakow, p. 111 – 127.

MAZÚR., E., LUKNIŠ., M., 1978: Regionálne geomorfologické členenie SSR. Geograf. čas. 30, 2, s. 101 – 125.

MIDRIAK, R., 1965: Erózia spustnutých pôd na Slovensku. KDP, VÚLH Zvolen, 178 s.(rkp.)

MIDRIAK, R., 1975: Vylíšenie oblastí zvýšeného záujmu na pôdoochrannom pôsobení lesov v ČSSR. Záver. správa, VÚLH Zvolen, 109 s. + 5 máp (nepublik.)

MIDRIAK, R., 1979: Protilavínová ochrana lesa. Les.štúdie 27, 1977. Príroda, Bratislava, 218 s.

MIDRIAK, R. et al., 1981: Diferencované obhospodarovanie lesa podľa integrovaných funkcií. Lesnícke štúdie 31, 1981, Príroda, Bratislava, 224 s.

MIDRIAK, R.: Význam a využitie lesa v ochrane pôdneho fondu. s. 95-105. In Zachar, D. et al.: Les v krajine. Príroda, Bratislava, 1982, 237 s.

MIDRIAK, R. et al., 1987: Obhospodarovanie lesov vo flyšových oblastiach. Lesnícke štúdie 44, Príroda, Bratislava, 160 s.

MIDRIAK, R., 1993: Povrchový odtok a erózne pôdne straty v lesných porastoch Slovenska. Acta Facult. Forest. Zvolen, 35, s. 71-86.

MIDRIAK, R., 2000: Aplikácia ekológie v ochrane pôdy rozličných krajinných typov. In VOLOŠČUK, I. (ed.): Vývoj, súčasný stav a perspektívy aplikovanej ekológie na Slovensku. Ekológia – Lesníctvo – Ochrana prírody. Zbor.ref.z vedec.symp. vo Zvolene. FEE, Techn. univerzita vo Zvolene, s. 34 - 40.

MIDRIAK, R., 2002: Potenciálna vodná erózia pôdy (podľa R. K. Frewerta, K. Zdražila a O. Stehlíka). In Atlas krajiny Slovenskej republiky. MŽP SR Bratislava, SAŽP Banská Bystrica, s. 288.

MIDRIAK, R., 2004: Od erózneho ohrozenia po spustnuté pôdy Slovenska. Zbor. z konf. „3. pôdoznalecké dni na Slovensku“, Mojmírovce, VÚPOP Bratislava, s. 193 - 200 (CD)

MINĎÁŠ, J., KONÔPKA, J., NOVOTNÝ, J., JENDEK, S., 2006: Lesy Slovenska. Národné lesnícke centrum, Zvolen, 223 s.

MORAVČÍK, M., ČABOUN, V., TUTKA, J., 2007: Výskum, klasifikácia a uplatňovanie funkcií lesa v krajine. Správa. NLC – LVÚ Zvolen, 47 s. (nepublik.)

PAPÁNEK, F., 1975: Komplexná rajonizácia lesov podľa ich funkcií. Záver. spr. VÚLH Zvolen, 269 s. + 16 máp (nepublik.)

PAPÁNEK, F., 1978: Teória a prax funkčne integrovaného lesného hospodárstva. Lesnícke štúdie 29, Príroda, Bratislava, 218 s.

PASÁK, V., 1970: Wind erosion on soils. Scientific Monographs, 3, VÚM Zbraslav n. Vlt.

STEHLÍK, O., 1970: Geografická rajonizace eroze půdy v ČSR. Metodika zpracování. Studia Geographica 13, GÚ ČSAV, Brno, 40 s.

ÚHÚL, 2003: Půdní eroze (Klasifikace dle Stehlíka). Mapa. ÚHÚL Brandýs nad Labem (http://212.158.143.149/)

VACEK, S., PODRÁZSKÝ, V., MIKESKA, M., 2007: Ohrožení půd introskeletovou erozí v lesích ČR. Lesnická práce, r. 86.

VÚVH, 2002: Potenciální ztráta půdy vodní erozí v katastrech České republiky. Mapa. In Voda v ČR. VÚVH T.G.Masaryka, MŽP ČR a MZ ČR, Euroverlag, 203 s.

VYSKOT, I. et al., 2003: Kvantifikace a hodnocení funkcí lesů České republiky. Minist. život. prostředí, Praha, 188 s.

ZACHAR, D., 1970: Erózia pôdy. 2.vyd. SAV, Bratislava, 528 s.

ZACHAR, D., 1982: Soil erosion. Elsevier, Amsterdam - Oxford - New York, 548 p.

ZAUŠKOVÁ, Ľ., 2001: Povrchový odtok a erózne pôdne straty v lesných porastoch povodia vodárenskej nádrže Hriňová na území Biosférickej rezervácie Poľana. Acta Facultatis Ecologiae 8, Zvolen, s. 49-59.

ZDRAŽIL, K., 1965: Ekonomické hodnocení protierozní ochrany. (Metodika výpočtu). Stud. inf. ÚVTI, ř. Půdozn. a melior., 8, Praha, 36 s.

Zelená správa SR, 2007 - Správa o lesnom hospodárstve v Slovenskej republike 2007. MP SR, Bratislava, 113 s.

Zelená zpráva ČR, 2005 – Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky 2004. MZ ČR, Praha, 108 s.

HYDROPEDOLOGICKÉ CYKLY V LESNÝCH EKOSYSTÉMOCH SLOVENSKA

HYDROPEDOLOGICAL CYCLES IN FOREST ECOSYSTEMS OF SLOVAKIA

Ladislav Tužinský, Juraj Gregor, Viliam Pichler

Technická univerzita, Lesnícka fakulta, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, Slovenská republika, e-mail: tuzinsky@vsld.tuzvo.sk

Abstrakt

Veľmi častým intervalom vlhkosti pôdy v nižších lesných vegetačných stupňoch vo vegetačnom období je semiaridný interval vlhkosti, kedy zásoby pôdnej vody varírujú medzi hydrolimitmi BZD a BV. Pôda disponuje prevažne s kapilárne menej pohyblivou vodou, so zníženou prístupnosťou pre rastliny. Vo vrcholiacej vysúšacej fáze v období letných mesiacov v prípade deficitu zrážok sa znižuje množstvo vody ku kritickej hranici BV, v extrémne suchých dňoch možno očakávať pokles až do oblasti kapilárne nepohyblivej a pre rastliny nedostatočnej zásoby. Vlhkostný režim v pôdach horských lesov, s prevažne semiuvidickým intervalom (MKK-BZD) znamená pre rastliny veľmi dobrú až dobrú zásobu využiteľnej vody. Nebezpečie ale hrozí najdisponibilnejšej drevine na nedostatok vody, smreku, ktorého aktívne korene sa v najväčšej miere vyskytujú v povrchových vrstvách pôdy. Po dlhšie trvajúcich bezzrážkových a teplých dňoch v dôsledku vysokej spotreby vody na evapotranspiráciu (> 5 mm.deň$^{-1}$) klesá v nich zásoba vody do stavu, kedy sa už podstatne znižuje jej pohyblivosť a aj jej prístupnosť pre rastliny.

Kľúčové slová: lesný ekosystém, vlhkosť pôdy, hydrolimity, hydropedologické cykly

Abstract

The less favourable soil water conditions are recorded in the lowest forest vegetation zones. Analysis of soil water available for plants during the growing season shows that the water dynamics in the soil under the forest stands is most intense in the upper (0-50 cm) layers of the soil profile. During the culminating drying of period (July, August), the soil water supply decrease of the wilting point (WP) level. Soil water becomes capillary bound and non-available for plants. Loss of contact between the fine roots and water results in decrease of transpiration as well assimilation. The mountain forest soil water varies within the limits of the maximal capillary capacity (MCC) and the WP. Occurrence of hydropedological cycles with low available water supply is periodical. Uvidic interval (>MCC) dominated during accumulation period. During growing period was semiuvidic interval (MCC-PLA) the dominant one. In late summer or early fell water content can drop into semiarid interval (PLA-WP).

Key words: forest ecosystem, soil moisture, hydrolimits, hydropedological cycles

Úvod

Výraznejšie zvýšenie teploty vzduchu v zimných mesiacoch, zvyšovanie teploty a zmenšovanie úhrnov zrážok v teplom polroku, zníženie relatívnej vlhkosti vzduchu a rast potenciálnej evapotranspirácie, ako vyplýva zo scenárov a teórii možných vplyvov globálnych klimatických zmien, sa očakáva najmä v nižších lesných vegetačných stupňoch. Z uvedeného možno konštatovať, že tieto zmeny hydrologických procesov zasiahnu aj do vlhkostného režimu pôd, ktorý má z hľadiska existencie a vývoja lesa mimoriadny význam.

Existencia, produkcia a zdravotný stav lesných ekosystémov sú závislé v prvom rade od živinového režimu a dodávky potrebného množstva pôdnej vody. Vplyvom meniacich sa

ekologických podmienok dochádza aj k zmene vodného režimu pôd, o.i. s pribúdajúcimi hydropedologickými cyklami s obmedzenou, resp. nedostatočnou zásobou využiteľnej vody pre rastliny. Reálne nebezpečie hrozí aj lesným drevinám, najmä vplyvom redukcie evapotranspirácie a asimilácie, znížením ich obranyschopnosti proti škodlivým činiteľom a pri dlhšie trvajúcom deficite využiteľnej vody aj ich úplným rozpadom.
Vlhkostný režim pôdy môžeme charakterizovať ako výsledok procesov vzájomného spájania atmosférickej, pôdnej a podzemnej vody, ktoré prebiehajú v pôdnom profile účinkom síl príslušných ku gradientu celkového potenciálu pôdnej vody, gradientu napätia vodných pár v styčnej vrstve pôdy s atmosférou a k sacej sile rastlín (Benetín, 1970).
Veľkosť týchto síl závisí od fyzikálnochemických vlastností pôdy, klimatických podmienok (zrážky, napätie vodných pár v prízemnej vrstve vzduchu), druhu vegetačnej pokrývky (rozloženie koreňov, schopnosť rastlín čerpať vodu) a od hydrogeologických podmienok (režim podzemných vôd a dopĺňanie pôdnej vody z podzemných vôd).
Dynamika vody v pôde má v čase a priestore charakteristický priebeh. Časové a priestorové vymedzenie determinuje nie trvalý vodný režim, ale režim v určitom období, napr. vo vegetačnom období, počas hydrologických rokov atď. Vodný režim je teda komplex procesov a javov, ktorý rozhoduje o režime pôdnej vlahy, ktoré možno v hrubých rysoch rozdeliť od vsakovania vody do pôdy, jej pohybu v nej až po spotrebu vody na evapotranspiráciu. Vodný režim v lesných pôdach je okrem už spomenutých činiteľov (vlastnosti pôdy, klimatické a hydrologické podmienky) závislý v značnej miere od transformujúceho vplyvu lesných porastov, ktoré vzhľadom na druh dreviny, vek, zakmenenie, zápoj, prítomnosť a hustotu bylinnej a trávnej vegetácie pôsobí rozdielne na príjmové a výdajové zložky vodnej bilancie.
Predmetom príspevku je analýza vlhkostného režimu lesných pôd podľa prevládajúcej vlhkosti pôdy v priebehu dlhších období, prostredníctvom ekologickej klasifikácie. Kritériom pre ekologickú klasifikáciu vlhkosti pôdy boli stupeň prevlhčenia, stratifikácia vlhkosti a dĺžka prevlhčenia pôdneho profilu (Kutílek, 1971).

Materiál a metodika výskumu

Výskum vlhkostného režimu lesných pôd, sa vykonával na výskumných plochách (Tab. 1), ktoré boli lokalizované na Záhorskej nížine (Kamenný mlyn), Nitrianskej sprašovej pahorkatine (Báb), v oblasti Kozmálovských kopcov (Čifáre), Malých Karpát (Borinka, Biely Kríž), v Biosférickej rezervácii Poľana (Hukavský grúň) a na Hornej Orave (Oravská Polhora – Borsučie).

Tab. 1 Charakteristika výskumných plôch

Výskumná plocha	Drevina	Zakmenenie	Zápoj	Vek	SLT	Pôdny typ	Expozícia, nadm. výška
Kamenný mlyn	bo	0,9	90	115	CaQ	kambizem kyslá	rovina 170
	db	0,9	100	80			
Báb	db+hb	0,7	70-90	75	FQ	kambizem	NE / 210
Čifáre	db	0,8	90	70	CaQ	luvizem	rovina 170
Malé Karpaty Borinka, Biely Kríž	db-hb	0,8	70-90	85-90	FQ	kambizem	SW / 410
	bk	1,0	90	90	QF		SW / 450
	sm	0,8	65	90	QF		SW / 450
Poľana-Huk. grúň	bk	0,9	80	80-90	AF	kambizem andozemná	NW / 950
	sm	0,9	95	80	AF		
Oravská Polhora	sm	0,7	85	90	FA	kambizem kyslá	S / 940

V súčasnom období pokračuje výskum na plochách na Záhorskej nížine, Čifároch, Poľane a Hornej Orave, z ktorých základné informácie o doteraz získaných výsledkoch prinášame v tomto príspevku.
Priebeh okamžitej vlhkosti sa sledoval v dekádových intervaloch gravimetricky zo vzoriek zeminy, ktoré boli odobraté do kovových vysúšačiek prostredníctvom pôdneho vrtáka, do hĺbky 60 až 100 cm, v 10 cm vrstvách, v 3 až 5 opakovaniach, alebo zo zmiešanej vzorky z 5 odberových miest. Z takto odobratých pôdnych vzoriek pôdy sa okamžitá vlhkosť určila metódou ich vysušenia pri teplote 105 ^{0}C a vyjadrila sa v % hmotnosti, alebo % objemu.
Z hydrofyzikálnych charakteristík sa ďalej stanovili, maximálna kapilárna kapacita (MKK) podľa Nováka (in Klika a kol., 1954), najmenšia vodná kapacita (NV) podľa Dolgova (1959), v prirodzených podmienkach metódou stanovenia poľnej vodnej kapacity (PV), bod zníženej dostupnosti (BZD) a bod vädnutia (BV) podľa Drbala (1965) a maximálna hygroskopicita (MH) podľa Mitscherlicha v Beutelspacherovej modifikácii.
Všetky ostatné charakteristiky, ktoré sa v rámci hydropedologického výskumu na predmetných výskumných plochách sledovali (vlastnosti pôdy, zrážky, stok po kmeni, povrchový odtok, priesak do spodín, evapotranspirácia, vodná bilancia) sú analyzované v iných prácach (Tužinský 1987, 1999, 2002, 2004).
Množstvo vody prístupné pre rastliny sa vypočítalo odpočítaním mŕtvej vody od okamžitej vlhkosti pôdy. Hranicou medzi fyziologicky prístupnou a mŕtvou vodou bol bod vädnutia (BV). Zásoba využiteľnej vody (tab. 2) sa hodnotila podľa Kutílka (1966), ekologická klasifikácia vodného režimu pôd podľa toho istého autora (Kutílek, 1971).

Tab. 2 Zásoba využiteľnej vody (Kutílek, 1966)

Zásoba využiteľnej vody v mm			
vo vrstve pôdy 0 – 20 cm		vo vrstve pôdy 0 – 100 cm	
dobrá	> 40 mm	veľmi dobrá	> 160 mm
dostatočná	20 - 40	dobrá	130 - 160
nedostatočná	< 20	dostatočná	90 - 130
		nízka	60 - 90
		veľmi nízka	< 60

Výsledky

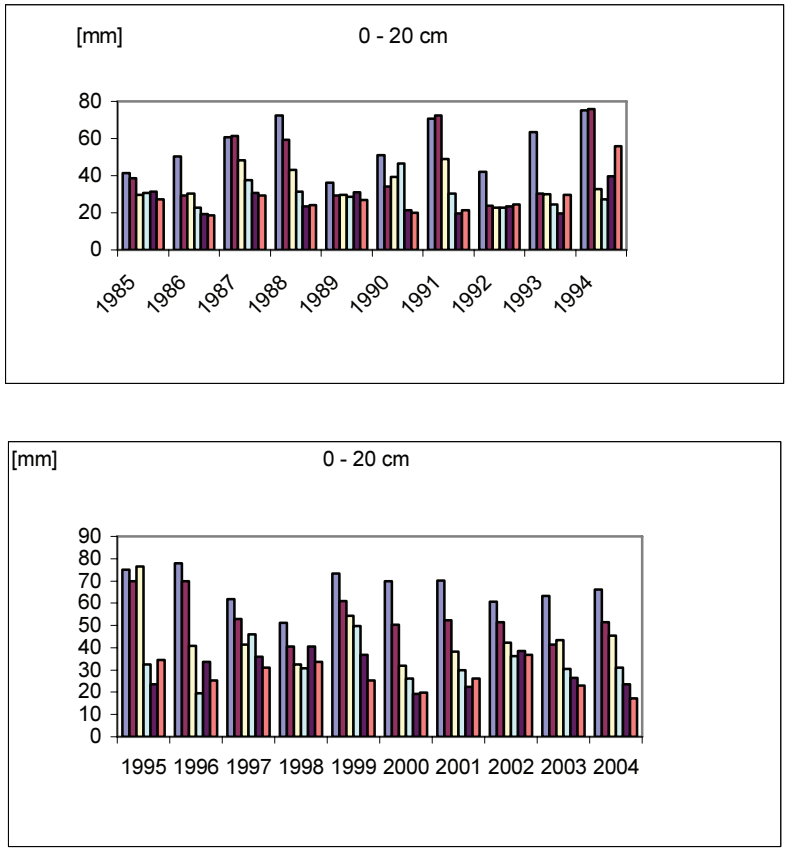
Záhorská nížina

Medzi najvýznamnejšie stanovištné podmienky, ktoré majú na svedomí zhoršený zdravotný stav lesov na Záhorskej nížine patrí vodný režim pôd. Menej priaznivé podmienky pieskov pre zásobovanie drevín vodou vyplývajú najmä vplyvom menej vyvinutého humusového horizontu, menšej vododržnosti a zhoršenej retenčnej schopnosti piesčitých pôd.
Maximálne množstvo vody sa vo fyziologickom profile pôdy vyskytuje na rozhraní zimných a jarných mesiacov. Najpriaznivejšie vlhkostné pomery sú v povrchových vrstvách pôdy, kde sa v porovnaní so strednými vrstvami (40 – 60 cm) vytvára vrstva zamrznutej pôdy. Pri jej rozmŕzaní dochádza k zvýšeniu vlhkosti pôdy, ktoré v dôsledku prenosu vody k rozmŕzajúcej povrchovej vrstve z hlbších vrstiev pôdy a vody z topiaceho sa snehu spôsobuje jej výraznejšie prevlhčenie. V tomto období sa vlhkosť povrchových vrstiev pôdy pohybuje v rozmedzí hydrolimitov BZD a MKK. V rokoch bohatých na zrážky, najmä v zimnom období, sa udržuje zvýšená vlhkosť pôdy aj v najhlbšie sledovaných vrstvách pôdy (90 – 120 cm).
Vo vegetačnom období sa vlhkosť pôdy udržuje väčšinou v rozmedzí hydrolimitov BZD a bodom vädnutia (BV). Vo vrcholiacej vysúšacej fáze, v letných mesiacoch, klesá až na kritickú hranicu BV. Prevažnú časť hydrologického roka prevláda normálna stratifikácia vlhkosti so zvyšovaním množstva vody s hĺbkou pôdy. Výnimkou sú teplé obdobia, najmä

letné mesiace (júl, august), kedy vplyvom zvýšenej desukcie sú intenzívne vysušované stredné vrstvy pôdy (30 – 60 cm), kde je najväčší výskyt aktívnych koreňov.
V stredných a najhlbšie sledovaných vrstvách pôdy (30 – 100 cm) sú zmeny vlhkosti v porovnaní s povrchovými menšie. Medzi borovicovým a dubovým porastom dochádza k najväčším rozdielom v rizosférnej vrstve s maximálnym výskytom aktívnych koreňov. Najväčšie straty desukciou možno pozorovať pod borovicovým porastom vo vrstve 40 až 60 cm, pod dubovým porastom v hĺbke 30 až 50 cm.
Vo vegetačnom období kolíše hladina podzemnej vody pod dubovým porastom od 190 do 310 cm, pod borovicovým porastom od 215 do 285 cm. Najviac rozvinutá, hustá, rovnomerná sieť koreňov zasahuje pod dubom i borovicou do hĺbky okolo 60 cm. V hlbších vrstvách pôdy dochádza k jej silnej redukcii, hlavne aktívnych koreňov, čo pri poklese hladiny podzemnej vody do kapilárne neaktívnych spodín a pri nedostatočných úhrnoch zrážok znamená v letných mesiacoch pokles vlhkosti až do oblasti nedostatočnej zásoby využiteľnej vody.
Podľa prevlhčenia, dĺžky prevlhčenia a stratifikácie vlhkosti (Kutílek 1971) sa v piesčitých pôdach Záhoria pod sledovanými porastami duba a borovice vytvárajú väčšinou 2 klasifikačné triedy vlhkosti. V zimnom období sa na krátky čas objavuje uvidický interval s množstvom vody v spodnej tretine medzi hydrolimitmi plnej vodnej kapacity (PVK) a MKK. Zasahuje predovšetkým povrchové a najhlbšie sledované vrstvy fyziologického profilu pôdy. V stredných vrstvách pôdy sa pohybuje vlhkosť väčšinou v oblasti semiuvidického intervalu, v rozmedzí hydrolimitov MKK a BZD. Vo vegetačnom období, v jeho prvej polovici, prevláda semiuvidický interval. V druhej polovici vegetačného obdobia prevláda semiaridný interval s vlhkosťou pôdy medzi hydrolimitmi BZD a BV.
V letných mesiacoch, kedy je výdaj vody najvyšší a vysúšacia fáza najintenzívnejšia najmä v povrchových a stredných vrstvách pôdy, objavuje sa aridný interval s obsahom vody pod kritickou hodnotou hydrolimitu BV. Pri takomto vlhkostnom stave sa stáva pôdna voda veľmi ťažko pohyblivou a neprístupnou pre rastliny. Pri trvalejšom nedostatočnom zásobení využiteľnou vodou hrozí rastlinám fyziologické oslabenie, prípadne aj ich vädnutie a uhynutie.

Kozmálovské kopce (Čifáre)

Časová a priestorová variabilita vlhkosti pôdy súvisí s charakterom klímy, ale najmä s transformačným vplyvom dubového porastu a hydrofyzikálnych vlastností pôdy. Oglejený horizont a minimálna vzdušná kapacita (<10 %) v hlbších vrstvách pôdy obmedzujú infiltráciu zrážkovej vody, silné prekorenenie v povrchových (prízemná bylinná a trávna vegetácia) a stredných vrstvách pôdy (desukcia koreňmi drevín) spôsobujú výraznú diferenciáciu množstva pôdnej vody vo fyziologickom profile pôdy. Prevláda normálna stratifikácia vlhkosti pôdy.
Z analýzy zásob vody v povrchovej 0-20 cm vrstve pôdy (obr. 1) je časový priebeh v každom z uvedených vegetačných období veľmi podobný. V prvej polovici vegetačného obdobia je pre rastliny k dispozícii prevažne dobrá, resp. dostatočná zásoba využiteľnej vody (> 20 mm). K výraznejším zmenám dochádza v druhej polovici vegetačného obdobia, kedy sa obsah využiteľnej vody rýchlo znižuje a v relatívne krátkom časovom horizonte klesá až do oblasti nedostatočnej zásoby (< 20mm). K zvýšeniu zásob využiteľnej vody dochádza len po výdatnejších letných dažďoch (1993, 1997, 1998, 1999), ktoré prenikajú len do povrchových vrstiev pôdy, z ktorých sú vo veľmi krátkom čase spotrebované na evapotranspiráciu. V letných, extrémne suchých obdobiach sa využiteľná voda odčerpáva úplne.

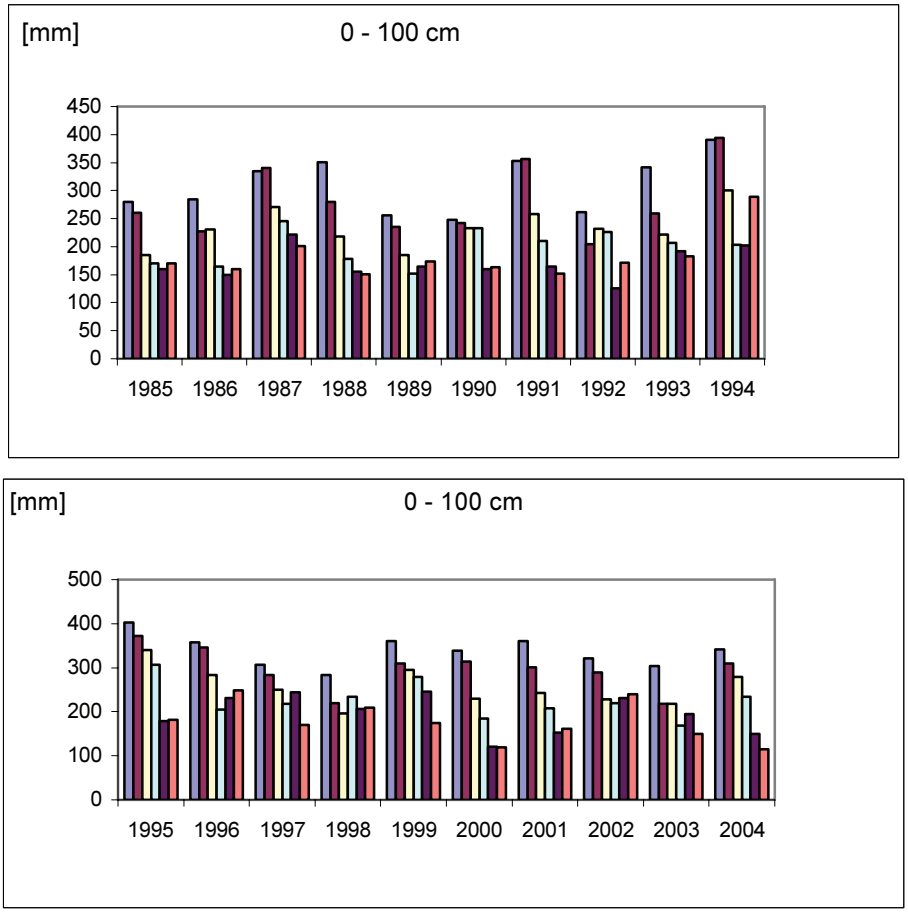


Obr. 1 Zásoba vody [mm] v povrchovej 20 cm vrstve pôdy vo vegetačných obdobiach (v poradí od apríla do septembra)

V celom fyziologickom profile (0 – 100 cm) sú zásoby pôdnej vody vzhľadom na prevažne normálnu stratifikáciu vlhkosti pôdy, vplyvom vyššieho obsahu vody v hlbších horizontoch pôdy, väčšinou priaznivé (obr. 2). Približne do konca júna varíruje množstvo pôdnej vody v rozmedzí hydrolimitov MKK a BZD a vegetácia má k dispozícii prevažne dostatočnú až veľmi dobrú zásobu využiteľnej vody (> 90 mm). V letných mesiacoch, kedy dochádza k maximálnemu čerpaniu vody, klesá jej obsah do oblasti nízkej zásoby (< 90 mm). Extrémna, pre rastliny nepriaznivá veľmi nízka zásoba využiteľnej vody (< 60 mm) vzniká po dlhšie trvajúcich suchých a teplých letných dňoch. Vzhľadom na štruktúrnu a textúrnu diferenciáciu pôdneho profilu je dĺžka takéhoto vlhkostného stavu závislá predovšetkým od dodávky vody zo zrážok.

V hydrologickom roku možno vlhkostný režim prostredníctvom hydrolimitov a na ich základe aj výskyt hydropedologických cyklov charakterizovať nasledovne:

V akumulačnom zimnom období je prevládajúcim intervalom semiuvidický interval s vlhkosťou pôdy medzi hydrolimitmi MKK a BZD, s obsahom vody prevažne v jeho hornej tretine rozpätia. Maximálne hodnoty vlhkosti sú v období na rozhraní zimných a jarných mesiacov, kedy infiltrácia a redistribúcia vody v pôdnom profile závisí v značnej miere aj od prúdenia vody k povrchu a ku zamrznutému povrchovému horizontu vplyvom tepelného gradientu zo spodných vrstiev (Kutílek, 1978). Množstvo vody v uvidickom intervale (PVK – MKK) s kapilárne pohyblivou, ľahko prístupnou vodou dokumentuje na konci zimných mesiacov dobré až veľmi dobré zásoby využiteľnej vody a zároveň pre vegetáciu dobrý štart do vegetačného obdobia.



Obr. 2 Zásoba pôdnej vody [mm] vo fyziologickom profile pôdy (0-100 cm) vo vegetačných obdobiach (postupne od apríla do septembra)

S pribúdajúcou teplotou a spotrebou vody na evapotranspiráciu sa začínajú zásoby pôdnej vody v závislosti na poveternostných podmienkach znižovať. Do semiuvidického intervalu (MKK – BZD) sa znižuje obsah vody v povrchovej vrstve pôdy najčastejšie od mája, v stredných a hlbších vrstvách pôdy od jeho konca. Intenzívny pokles vlhkosti nastáva vo vrchnej elementárnej vrstve pôdy kombináciou evaporácie a transpirácie prízemnou vegetáciou. Vlhkosť tejto vrstvy v relatívne krátkom čase klesá do semiaridného intervalu (BZD – BV), pri dlhšie trvajúcom suchom období jeho spodnej tretiny jeho variačného rozpätia. V takomto prípade má vegetácia k dispozícii väčšinou len nízku zásobu využiteľnej vody. V stredných a hlbších vrstvách je najčastejšie vertikálna gradácia intervalov semiuvidický – semiaridný, s prevahou vlhkosti medzi hydrolimitmi MKK a BZD.

V ďalšom období vegetácie zásoby pôdnej vody väčšinou klesajú a v semiaridnom intervale (BZD – BV) zotrvávajú takmer celú druhú polovicu vegetačného obdobia. Vo vertikálnom smere najviac vody ubúda vo vrstvách s maximálnym výskytom aktívnych koreňov (0–15 a 30–50 cm). V prípade dlhšie trvajúceho suchého a teplého obdobia sa môže znížiť vlhkosť pôdy až pod kritickú hranicu BV.

V období dlhšie trvajúceho sucha sa vrstva so zníženou zásobou využiteľnej vody prehlbuje, pod zónou s maximálnym výskytom koreňov do aridného intervalu (< BV) obyčajne neklesá. Z hľadiska pohyblivosti a využiteľnosti sa voda v kritických obdobiach sucha môže vyskytovať v oblasti s nižšou kapilárnou pohyblivosťou a pre rastliny ako ťažko prístupná.

Ďalší vývoj je na konci hydrologického roka, vzhľadom na radikálny útlm fyziologických procesov rastlín v réžii poveternostných podmienok. V období s nadnormálnym, resp. normálnym zrážkovým úhrnom dochádza k zvýšeniu obsahu pôdnej vody, maximálne do oblasti semiuvidického intervalu (MKK – BZD). V zrážkovo deficitnom období vlhkostný

režim pokračuje semiaridným intervalom (BZD – BV), v povrchových vrstvách s možnosťou prechodu do aridného intervalu vlhkosti pôdy (< BV).

Poľana (Hukavský grúň)

V zimnom období sú zásoby vody v pôde na všetkých výskumných plochách najčastejšie v rozmedzí hydrolimitov plnej vodnej kapacity (PVK) a maximálnej kapilárnej kapacity. Najväčšie množstvo vody zadržiava pôda pod bukovým porastom, najmenej vody je v pôde pod smrekovým porastom. Prevláda normálna stratifikácia vlhkosti s najväčšími zásobami vody v spodných vrstvách fyziologického profilu pôdy.

Na začiatku vegetačného obdobia a v jarných mesiacoch je v pôde pod bukovým porastom väčšinou kapilárne pohyblivá, v období topenia snehu a po výdatnejších zrážkach aj presakujúca gravitačná voda, stredne až ľahko pohyblivá. V smrekovom poraste prevláda kapilárna, stredne pohyblivá voda, s vyššími zásobami vody v hlbších horizontoch pôdy. Všeobecne možno vodný režim v tomto období charakterizovať ako veľmi priaznivý, s množstvom vody nad hranicou 60 % MKK.

Z údajov využiteľnej vody je transformujúci vplyv porastu veľmi evidentný. V akumulačnom období je na všetkých plochách prevažne veľmi dobrá zásoba využiteľnej vody, v povrchovej 20 cm vrstve pôdy > 40 mm, vo fyziologickom profile (0 – 50 cm) so zásobami vyššími ako 100 mm. V smrekovom poraste, v dôsledku väčšieho vysušenia pôdy v letných a jesenných mesiacoch trvá nasýtenie pôdy v porovnaní s bukovým porastom a voľnou plochou dlhšie a obdobie s dostatkom fyziologicky prístupnej vody sa znižuje. Dobrá zásoba využiteľnej vody spravidla začína vo februári a vrcholí v jarných mesiacoch. V bukovom poraste vzhľadom na meniacu sa fenofázu olistenia a zvýšený príjem vody zo stoku po kmeni je dobrá zásoba využiteľnej vody v pôde na začiatku zimného obdobia, oneskoruje sa len v prípade väčšieho deficitu zrážok. Na voľnej ploche dochádza k nasýteniu pôdy vodou, s prechodom do kapilárne pohyblivej, s ľahko prístupnou vodou už v novembri a začiatkom decembra.

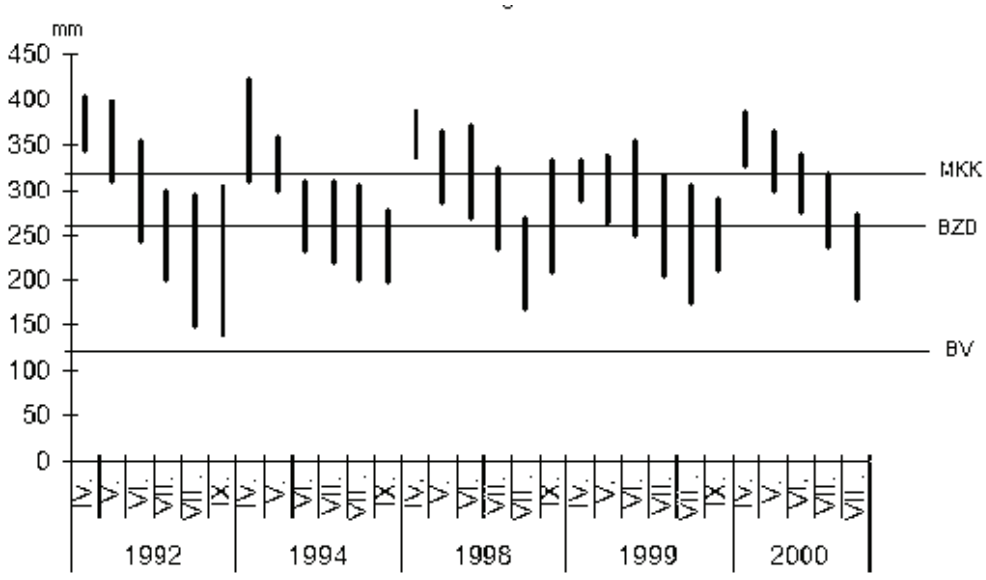
Vo vegetačnom období sa zásoba využiteľnej vody v povrchovej 0 – 20 cm vrstve pôdy pohybuje od dobrej zásoby (> 40 mm) do dostatočnej (20 – 40 mm), v letných mesiacoch, najčastejšie v júli môže klesnúť až do nedostatočnej zásoby (< 20 mm). V dôsledku prevažne normálnej stratifikácie možno v tomto období predpokladať čerpanie vody koreňmi smrekov aj zo stredných vrstiev pôdy (20 – 40 cm).

Vo fyziologickom profile (0 – 50 cm) sú najpriaznivejšie zásoby využiteľnej vody na voľnej ploche, s najčastejšie sa vyskytujúcou dostatočnou až veľmi dobrou zásobou (>50 mm). Veľmi dobré zásoby využiteľnej vody (> 80 mm) trvajú na voľnej ploche najčastejšie do konca júna, v prípade priaznivých zrážkových úhrnov do konca júla, v bukovom poraste do konca júna, v smrekovom poraste do konca mája, prípadne II. dekády júna. Najintenzívnejší pokles vzniká v smrekovom poraste, kde zásoba využiteľnej vody v letných mesiacoch, najčastejšie v prvej polovici augusta klesá až do oblasti veľmi nízkej zásoby (obr. 2). V bukovom poraste je prechod do takéhoto vlhkostného stavu miernejší, vyskytuje sa len v období po veľmi suchých a teplých dňoch a trvá kratšiu dobu.

V zimnom období prevláda uvidický interval vlhkosti s obsahom vody medzi hydrolimitmi PVK a MKK. Jeho dĺžka závisí od charakteru klímy a vysušenia pôdy v jesenných mesiacoch. V prípade väčšieho vysušenia pôdy na začiatku hydrologického roka a deficitu zrážok je vstupným intervalom semiaridný interval (BZD – BV) s množstvom vody v spodnej tretine existenčnej zásoby vody pre rastliny. V priebehu tohto obdobia je pre vodný režim rozhodujúci charakter klímy. Radikálnejšie zvýšenie obsahu pôdnej vody v kratšom časovom intervale je možné len po výdatnejších zrážkach, v smrekovom poraste v najväčšej miere v povrchových vrstvách (0 – 30 cm), v bukovom poraste a na voľnej ploche v celom fyziologickom profile.

V smrekovom poraste, s najvýraznejšou dynamikou vlhkosti pôdy v povrchových vrstvách pôdy, dochádza k zmene intervalu vlhkosti v najkratšom čase, už koncom mája a v júni, prechodom do semiuvidického intervalu (MKK – BZD), v extrémne suchom období, v letných a jesenných mesiacoch na krátky čas do rozhrania medzi semiaridným a aridným intervalom (BZD – BV). V bukovom poraste je vlhkostný stav priaznivejší. Vo vegetačnom období sa striedajú tri intervaly. Na jeho začiatku vzniká akvatický interval (> PVK), po postupne sa zvyšujúcej transpirácii klesá obsah pôdnej vody do uvidického a semiuvidického intervalu (PVK – BZD), v letných mesiacoch do semiaridného intervalu (BZD – BV). V takomto prípade sa môže znížiť množstvo pôdnej vody, najmä vo vrstve pôdy s najväčším výskytom aktívnych koreňov (30 – 50 cm) až do oblasti ťažko pohyblivej vody so zníženou prístupnosťou pre rastliny.
Na voľnej ploche sú vlhkostné pomery charakterizované v zimných a skorých jarných mesiacoch uvidickým intervalom, vo vegetačnom období s prevažne sa vyskytujúcim semiuvidickým, v letných mesiacoch aj semiaridným intervalom vlhkosti pôdy.

Horná Orava (Oravská Polhora – Borsučie)
V chladnom polroku (X. – III.) je režim vlhkosti menej priaznivý len na jeho začiatku, pôdny profil je nasýtený najčastejšie na 50 až 70 % maximálnej kapilárnej kapacity. Dĺžka obdobia s uvedeným vlhkostným rozhraním je limitovaná stavom vysušenia v jesenných mesiacoch a zrážkovými úhrnmi po skončení vegetačného obdobia. V klimaticky vlhšom období sa obsah vody zvyšuje nad 60 % MKK. Najmenej vody obsahujú podpovrchové pôdne horizonty. Vo vegetačnom období je variabilita vlhkosti pôdy veľmi výrazná (obr. 3) a pôdny profil je prevažne dostatočne zásobený využiteľnou vodou. Prevlhčenie pôdy sa znižuje smerom k povrchu pôdy. Vlhkosť pôdy sa pohybuje najčastejšie medzi 30 až 50 % obj., najvyššie hodnoty sú v najhlbších vrstvách fyziologického profilu pôdy, najnižšie v povrchovej 30 cm vrstve pôdy. Výrazná dynamika vlhkosti najmä v letných mesiacoch s poklesom vlhkosti do oblasti okolo 15 až 28 % obj. (50 – 75 % MKK) je výsledkom zvýšeného výdaja vody na evapotranspiráciu.



Obr. 3 Variačné rozpätie zásob pôdnej vody [mm] vo vegetačných obdobiach vo fyziologickom profile pôdy pod smrekovým porastom

Množstvo využiteľnej vody vo vegetačnom období, vo vrstve pôdy 0 – 20 cm dokumentuje, že jej zásoby sú prevažne dobré, resp. dostatočné. Výskyt nedostatočnej zásoby (< 20 mm) v letných mesiacoch je výsledkom vplyvu poveternostnej situácie s výskytom bezzrážkových

dní, vyšších teplôt vzduchu a z toho vyplývajúcim zvýšeným výdajom vody na evapotranspiráciu.
Veľmi dobrá zásoba využiteľnej vody (> 160 mm) sa udržuje spravidla do konca mája, v prípade priaznivej klímy do konca júna. Dĺžka hydropedologických cyklov s pohyblivou a ťažko prístupnou vodou, ktorá zasahuje v najväčšej miere len povrchové horizonty pôdy (0 – 30 cm) netrvá dlhší čas, môže však spôsobiť čiastočné fyziologické oslabenie plytko koreniacich rastlín, najmä prízemnej trávnej a bylinnej vegetácie.
V chladnom polroku je dominantný uvidický interval (PVK – MKK), v povrchových vrstvách pôdy (0 – 30 cm) na rozhraní zimných a jarných mesiacov akvatický interval (> PVK).
V prvej polovici vegetačného obdobia prevláda uvidický interval s prevažne normálnou stratifikáciou vlhkosti pôdy. Prechod do semiuvidického intervalu je plynulý, v povrchových horizontoch, v období zvýšeného výdaja vody na evapotranspiráciu (jún) dochádza k jeho vzniku skôr a jeho dĺžka sa predlžuje. V letných mesiacoch pri zvýšenej teplote a dlhšie trvajúcom bezzrážkovom období klesá obsah pôdnej vody do semiaridného intervalu (BZD – BV), jeho spodná tretina (< 50 % MKK) zasahuje len do horizontov s najväčším výskytom aktívnych koreňov. Pôdny profil možno zaradiť do triedy 2, radu B (3, 4) s trvaním intervalu medzi hydrolimitmi PVK – MKK od 6 do 10 mesiacov a medzi hydrolimitmi BZD a BV v trvaní menej ako 2 mesiace.

Záver

Z celého aspektu problematiky vlhkostného režimu lesných pôd si treba uvedomiť, že pri rozbore vlhkostného režimu sú okrem režimu zrážok a odtoku vody, ktoré patria medzi ľahšie sledovateľné zložky vodnej bilancie, z hydropedologického hľadiska zvlášť významné, napr. hydraulická vodivosť pôdy, drenážne vlastnosti pôd pre rozsah objemovej vlhkosti pôdy definované denzitou a drevinovým zložením lesných porastov, z hľadiska dotácie podzemnej vody vertikálny priesak pôdou a laterálny odtok, preferované prúdenie, zmena sorptivity pôdy a ďalšie (Pichler 2007, Šútor 1994).
Na základe doterajšieho štúdia vodnej bilancie lesných ekosystémov možno očakávať, že v prípade predpokladaných globálnych zmien klímy a ich dopadov na vodné hospodárstvo dôjde aj ku kvalitatívnym a kvantitatívnym zmenám vodného režimu lesných pôd. Pôjde predovšetkým o postupné znižovanie integrálneho obsahu vody v pôde z jedného hydrologického roka na druhý, zvýšenie výskytu hydropedologických cyklov s nízkou, resp. nedostatočnou zásobou využiteľnej vody, v horských podmienkach častejší výskyt a predĺženie doby ich trvania, v prípade prívalových dažďov prevlhčenie pôdy a zvýšený odtok vody do recipientov.
Monitoring dynamiky zásob vody v lesných pôdach deklaruje, že počet hydropedologických cyklov s kapilárne menej pohyblivou vodou a nízkou, resp. nedostatočnou zásobou využiteľnej vody pre rastliny sa nielen zvyšuje, ale sa predlžuje aj doba ich trvania. Najväčší deficit využiteľnej vody je v povrchových vrstvách pôdy, čím sa smrek stáva najdisponibilnejšou drevinou na sucho.
Súhrn poznatkov o vodnej bilancii, dynamike a režime vlhkosti pôdy zvlášť, je jedným z rozhodujúcich predpokladov pre viaceré zistenia a opatrenia, napr. rozhodnutia o spôsobe obhospodarovania lesov, výskyt navlhčovacích a vysúšacích cyklov, existenciu a dĺžku kritických období, štúdium reakcie drevín na zmenené vlhkostné podmienky a ich vplyv na fyziologické procesy, dezertifikáciu území a pod.

Poďakovanie

Táto práca bola čiastočne podporená finančnými prostriedkami z grantov VEGA č. 1/2383/05, 1/3548/06, 1/2357/05 a APVV-0468-06.

Literatúra

BENETÍN, J., 1970: Dynamika pôdnej vlahy. SAV Bratislava, 268 ss.
DRBAL, J., 1965: Praktikum melioračního půdoznalství. SPN Praha.
KLIKA, J., NOVÁK, V., GREGOR, J., 1954: Praktikum fytocenologie, ekologie, klimatologie a půdoznalství. ČSAV Praha, 773 ss.
KUTÍLEK, M., 1966: Vodohospodářska pedologie. SNTL,Praha, 275 ss.
KUTÍLEK, M., 1971: Ekologická klasifikace půdní vlhkosti. Vodní hospodářství 9: 250-256.
KUTÍLEK, M., 1978: Vodohospodářska pedologie. SNTL/ALFA, Praha/Bratislava, 296 ss.
PICHLER, V., 2007: Denzita bukových porastov ako nástroj regulácie hydrických a environmentálnych funkcií pôd. TU vo Zvolene, 50 ss.
ŠÚTOR, J., 1994: Voda v zóne areácie. III. Vodný zdroj prírodného prostredia. Zb. Voda pre život. MPH SR, VÚVH, Bratislava: 123-128.
TUŽINSKÝ, L., 1987: Water balance in forest ecosystems of the Small Carpathians. Ekológia (ČSSR), 6,1: 23.29.
TUŽINSKÝ, L., 1999: Bilancia vody v lesných ekosystémoch. Acta Facultatis Forestalis XLI, TU Zvolen: 55-65.
TUŽINSKÝ, L., 2002: Soil moisture in mountain spruce stand. Journal of Forest Science, 48, (1): 27-37.
TUŽINSKÝ, L., 2004: Vodný režim lesných pôd. TU vo Zvolene, 101 ss.

DENZITA BUKOVÝCH PORASTOV AKO NÁSTROJ REGULÁCIE HYDRICKÝCH A ENVIRONMENTÁLNYCH FUNKCIÍ PÔD

DENSITY OF BEECH FOREST AS A REGULATION TOOL FOF HYDRIC AND ENVIRONMENTAL SOIL FUNCTIONS

Marián Homolák, Viliam Pichler, Juraj Gregor, Juraj Bebej, Erika Gömöryová, Jozef Capuliak

Technická univerzita vo Zvolene, Lesnícka fakulta, Katedra prírodného prostredia, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, Slovenská republika, e-mail: kpp@vsld.tuzvo.sk

Abstrakt

Práca má za cieľ prezentovať nové poznatky o účinkoch redukcie zakmenenia bukových porastov na dynamiku pôdnej vlhkosti na výškovom tranzekte od cca 480 do 1150 m n. m, t. j. v pásme, ktoré je z hľadiska lesníckej výrobe rozhodujúce. Zaoberá sa pôdnou vodou, ktorá môže byť využitá zostávajúcim porastom, odtiecť alebo zotrvať v pôde, čím sa zníži retenčná kapacita pôdneho krytu a tým aj schopnosť tlmiť odtokové špičky vo vodných tokoch. Berie na zreteľ aj dôsledky pre akumuláciu a transformáciu látok, pri ktorých rozhodujúcu úlohu zohráva aj mikrobiálna aktivita pôdy, najmä čo sa týka rozpustného organického uhlíka.

Kľúčové slová: buk, pôdna voda, regulačné funkcie

Abstract

The goal of the contribution is presentation of new knowledge about effects of tree trunk reduction of beech forest on soil moisture dynamics at altitude transect from 480 to 1150 m a.s.l., i.e. in the zone what is the most productive in forest management. It deals with soil water which could be used by residual vegetation; it can run off or remain in soil. In this case retention capacity will decrease and thereby also ability to mitigate run-off peaks in water streams. There are recognized also consequences on accumulation and transformation of matter in what the decisive role plays microbial activity of soil, it means mainly soluble organic carbon.

Key words: beech, soil water, regulation functions

Úvod

Lesnícka veda a prax na Slovensku čelia v súčasnosti dvom hlavným nepriaznivým okolnostiam. Sú nimi na jednej strane globálne a regionálne zmeny prírodného prostredia, na strane druhej zasa hlboký rozpor medzi širokým využívaním a nedostatočným finančným ohodnotením regulačných funkcií lesných ekosystémov zo strany štátu.

Zmeny denzity porastov sú dôsledkom mnohých lesníckych opatrení. Tradičnou motiváciou na takéto zásahy je napr. snaha dosiahnuť produkciu požadovaných dimenzií a sortimentov dreva za kratší čas, predchádzanie tvorby nepravého jadra, resp. využitie svetlostného prírastku u priaznivo reagujúcich drevín. Cesty, ako dosiahnuť tento cieľ, spočívajú najmä v uplatňovaní intenzívnejších uvoľňovacích prebierok, ktoré sú založené na redukcii počtu

stromov a vyvolaní hrúbkového prírastku po uvoľnení disponibilných zdrojov, ako aj na aplikácii svetlostného hospodárstva a clonných rubov v rámci podrastového hospodárskeho spôsobu (Greguš 1980, Korpeľ *et al*. 1991, Burschel, Huss 1997).
Cieľom štúdie bolo preto objasniť:

- do akej miery bukové porasty v rôznych ekologických podmienkach reagujú na zmenu denzity z hľadiska zásoby pôdnej vody;
- či je možné redukciou zakmenenia bučín docieliť zvýšenú dotáciu podzemných vôd;
- ako zakmenenie vplýva na regeneráciu retenčnej kapacity lesných pôd, t. j. aké sú časové škály skúmaných procesov;
- ktoré procesy najviac podmieňujú vyrovnanosť spotreby vody lesnými porastmi, aké sú výnimky z tohto pravidla, a ako na ne vplýva nadmorská výška;

Poznatky prezentované v tejto práci vypĺňajú viaceré medzery v poznaní mechanizmov a procesov, vyvolaných lesníckou činnosťou pri zabezpečovaní ekologicko-produkčných, regulačných a environmentálnych funkcií lesných ekosystémov.

Materiál a metódy

Pri zbere a vyhodnocovaní vlastných údajov bola hlavná pozornosť sústredená na objasnenie účinkov redukcie denzity bukových porastov na dynamiku vlhkosti lesných pôd v rôznych nadmorských výškach.
Pre vzájomné porovnanie desukcie porastov buka boli vybrané merania pôdnej vlhkosti z poslednej tretiny vegetačného obdobia na lokalite Suchá dolina v JV časti Kremnických vrchov, na lokalite Vtáčnik na východnom úbočí rovnomenného masívu a napokon na lokalite Homôlka nachádzajúcej sa SSV svahu Javoria. Obdobie meraní od septembra do októbra bolo vybrané z dôvodu pôsobenia akumulovaného vplyvu zrážok a desukcie počas prvých dvoch tretín vegetačného obdobia, doznievajúceho prírastku a predpokladanej reakcie porastov na nástup zvlhčovania pôdneho profilu zrážkovou vodou po predchádzajúcom suchšom období.
Lokalita Suchá dolina sa nachádza v hornej časti povodia Kováčovského potoka. Nadmorská výška sa pohybuje od 450 do 510 m n. m. pri Z expozícii a sklone svahu okolo 17 – 20º. Suchá dolina patrí do mierne teplého, mierne vlhkého vrchovinového okrsku B_5 s priemernou ročnou teplotou 6,8 ºC a priemerným ročným zrážkovým úhrnom 778 mm (Střelec 1988, 1992, 1993). Pôdnym typom je nasýtený variant kambizeme andozemnej, z hľadiska textúry ide o ílovitú hlinu s vysokým obsahom skeletu – cca 30 %. Priemerné hĺbky na vybraných čiastkových plochách sú: 60 cm na ploche s nárastom, 67 cm na ploche po clonnom rube a 65 cm v kontrolnom poraste 0,9 (Kukla 1988, Gregor 1992). V čase meraní sa výskumná plocha skladala z viacerých čiastkových plôch (ďalej ČP), oddelených izolačnými pásmi. Hodnoty zakmenenia na jednotlivých ČP boli 0,3 (intenzívny clonný, v dobe merania mal zakmenenie 0,4) a 0,0 (dorub). ČP, na ktorej bolo zachované pôvodné zakmenenie 0,9, plní funkciu kontrolnej plochy (kontrola) (Pichler 2003).
Lokalita Javorie leží na S svahu rovnomenného masívu, v časti medzi kótami Javorie a Homôlka v nadmorskej výške 920–960 m n. m. Klimageograficky patrí do mierne chladného okrsku chladnej klimatickej oblasti s priemernou teplotou okolo 3,0 ºC a zrážkovým úhrnom 850 mm za rok. Pôdnym typom je kambizem andozemná s pôdnym profilom hlbokým 130 cm a s obsahom skeletu 30 %. Pôda sa vyvinula z cca 3 – 5 m hlbokej andezitovej svahoviny na rovnomernom svahu so sklonom do 20 % a SSZ expozíciou. Rovnorodý bukový porast z prirodzenej obnovy bol 115-ročný so strednou výškou 32 m, strednou hrúbkou 47 cm a objemom stredného kmeňa 2,63 m^3. Čiastkové plochy boli vybrané a označené rovnakým spôsobom ako na lokalite Suchá dolina.
Lokalita Vtáčnik je situovaná severne od obce Kľak v nadmorskej výške 1130 m n. m. Oblasť patrí k studenému subtypu horskej klímy. Pôdnymi predstaviteľmi sú andozem modálna

a kambizem andozemná, vytvorené zo svahoviny andezitu. Forma pokrývkového humusu s hrúbkou do 8 – 9 cm je moder. Dôkazom toho, že pôdy tu vo všeobecnosti menej alebo vôbec nepresychajú je prítomnosť amorfného alofánu. Stredná výška porastu je 30 m. Tak, ako na oboch predchádzajúcich lokalitách, jednotlivé ČP reprezentovali fázy clonného rubu. Zatiaľ čo v prípade Suchej doliny a Javoria mali bukové porasty prírode blízky charakter, kontrolná plocha Vtáčnik predstavuje zvyšok pralesa a nachádza sa v rovnomennej NPR Vtáčnik.
Rozdiely a podobnosti medzi jednotlivými lokalitami možno zhrnúť takto: na všetkých výskumných plochách tvorí buk takmer alebo úplne monodominantné porasty v približne rovnakom veku. Pôdy pod porastmi sa vyvinuli zo svahovín sopečných hornín. Avšak, kým svahoviny na lokalitách Javorie a Vtáčnik sú hrubé až niekoľko m, na lokalite Suchá dolina predstavuje ich hrúbka len asi 1 m. Tieto rozpätia boli stanovené prostredníctvom elektrickej rezistivitnej tomografie (Pellerina, Wannamakerb 2005) pri výbere lokalít vhodných pre umiestnenie výskumných plôch. Ide o zrejmú zhodu s poznatkami o svahovinách, že ich hrúbka s nadmorskou výškou rastie (Šály 1986). Podobne, pôdny substrát na Javorí aj Vtáčniku má rádovo vyšší obsah vitrickej zložky a tým aj alofánu, ktorý sa veľkou mierou podieľa na vysokom obsahu organického uhlíka v pôde a tým aj na jej vysokej pórovitosti a schopnosti viazať vodu. Pôda na lokalite Suchá dolina má relatívne nižšiu retenčnú kapacitu jednak pre svoju menšiu hĺbku a tiež pre menšie množstvo fyziologicky ľahko prístupnej vody. Celkove však možno konštatovať vzájomnú porovnateľnosť všetkých troch výskumných plôch v intervale kapilárnych pórov, rozhodujúcich z hľadiska desukcie a tým aj interakcie s lesnými porastmi.
Na všetkých troch lokalitách boli vybrané porasty so zakmenením 0,9, 0,3 a 0,0, reprezentujúce v uvedenom poradí prirodzené zakmenenie, porast po intenzívnom clonnom rube a voľnú plochu. V každom poraste sa rozmiestnili po tri meriská tak, aby boli situované v stredoch plôšok medzi jedincami úrovne. Každé merisko pozostávalo z troch pažníc a bolo charakterizované priemernou vzdialenosťou ich stredov od troch najbližších stromov podľa tab. 1:

Tab. 1 Charakteristika umiestnenia merísk na výskumných plochách

Parameter	Prir. zakmenenie	Clonný rub	Holina
Zakmenenie	0,9	0,3	0.0
Priemerná korunová projekcia (m^2)	24,5	34,6	–
Priemerný rozostup stromov (m)	5,0	9,0	–
Priem. vzd. merísk k trom najbližším stromom	3,0	5,0	–

Meranie objemovej vlhkosti pôdy na lokalite Suchá dolina prebiehalo s použitím neutrónovej sondy typu Wallingford, Mod. 225, v hliníkových pažniciach v hĺbke 15 cm a 20 až 70 cm s krokom 10 cm, vždy v 2 – 3 opakovaniach. Pred začiatkom každého merania bola neutrónová sonda kalibrovaná v nádrži s vodou (Θ=100 %). Terénne merania, t. j. štandardizovaný počet termalizovaných neutrónov boli prepočítavané na percentuálnu objemovú vlhkosť pomocou kalibračných kriviek zostrojených na základe paralelných meraní gravimetriou a neutrónovou sondou v suchom období a vo vodou nasýtenej pôde metodikou podľa Gardnera (1986). Na lokalite Homôlka a Vtáčnik bola na meranie pôdnej vlhkosti v 10 cm vrstvách do hĺbky 1 m použitá sonda EasyTest FOM, pracujúca na základe reflektometrie v časovej doméne, známej ako TDR (Time Domain Reflectometry) (Dalton, van Genuchten 1986, Skierucha, Malicki 2001).
Meranie hĺbky pôdy sa uskutočnilo metódou elektrickej rezistivitnej tomografie (Lehmann *et al.* 2006) s použitím automatického geoelektrického systému ARES (GF Instruments, s.r.o., Brno) na 30 m dlhých tranzektoch v smere po spádnici. Na vyhodnotenie meraní elektrickej

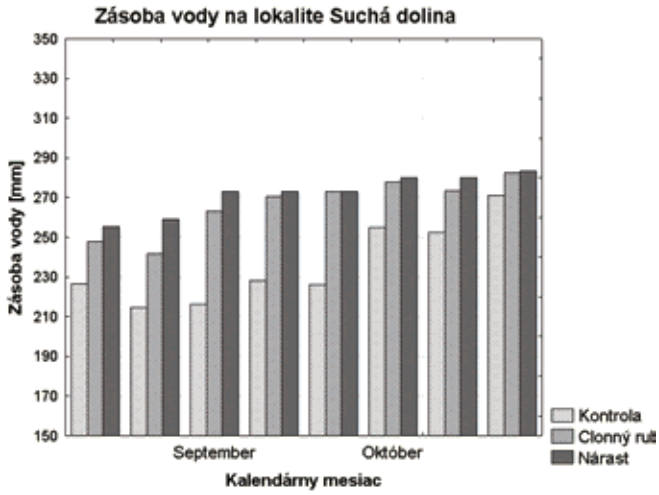
rezistivity bol použitý program na inverzný software RES2DINV (Geotomo Software, 2000–2004). Údaje o hĺbke pôdy na lokalite Suchá dolina boli prebrané z práce Gregora (1991).
Zásoby vody v pôde boli vypočítané ako súčin objemovej vlhkosti pôdy stanovenej neutrónovou metódou alebo metódou TDR, a hĺbky prekorenenej časti pôdneho profilu, v ktorej sa uskutočňovali merania pôdnej vlhkosti.
Vplyv zakmenenia na objemovú vlhkosť pôdy na všetkých lokalitách bol testovaný Friedmanovým testom, ktorý je neparametrickou alternatívou k analýze rozptylu:

$$\chi_F^2 = \frac{12}{nk(k+1)} \sum_{i=1}^{k} T_i^2 - 3n(k-1), \qquad (1)$$

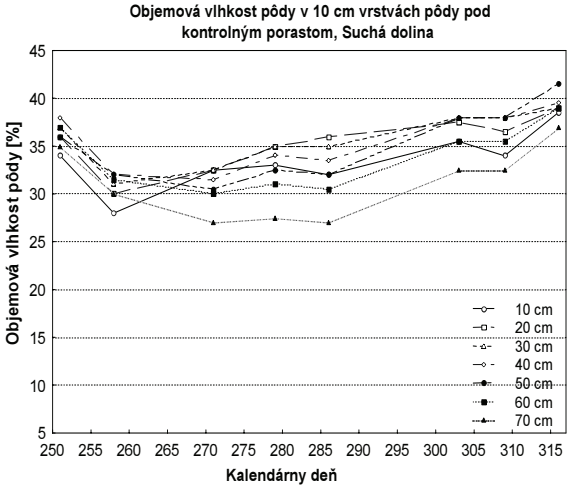
kde T_i predstavuje súčet poradí v i-tom výbere, k je počet výberov, Π_F^2 je testovacia charakteristika a k a n sú počty výberov a skupín (úrovní faktora). Na posúdenie miery zhody medzi sériami údajov nameranými v rozličných dňoch sa použil Kendallov koeficient zhody W, a párové rozdiely medzi účinkami rôzneho zakmenenia sa posudzovali viacnásobným testom priemerného poradia podľa Sokala, Rohlfa (1995). Štatistické spracovanie sa uskutočnilo v prostredí aplikácie Statistica 6 a Statistica Visual Basic (StatSoft, Inc., Tulsa, 2001).

Výsledky a diskusia

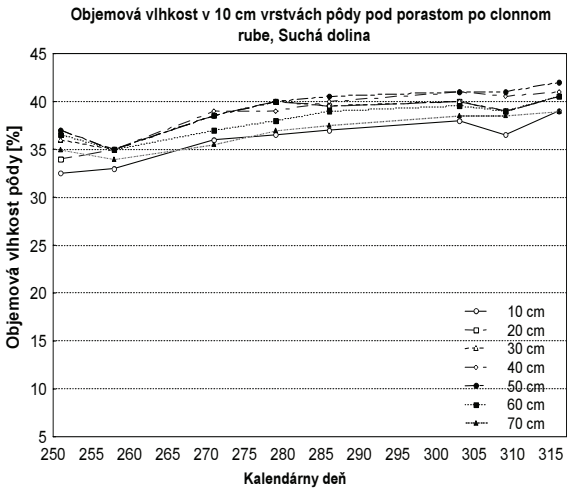
Na prvej lokalite bol pôdny kryt hlboký 1,0 – 1,8 m, pod ním sa nachádzala relatívne slabo konsolidovaná (utlačená) štrkovitá, kamenitá a balvanovitá vrstva zvetraného andezitu ako súčasť svahoviny s hrúbkou > 2 m. Aj na pôdnom povrchu a tesne pod povrchom sa miestami nachádzali ostrovčeky, resp. elipsoidné zhluky kamenia.
Hĺbka pôdy na výskumnej ploche Vtáčnik bola premenlivejšia, od cca 0,5 m v málo početných konvexných segmentoch mezoreliéfu v podobe hrebienkov a terénnych zlomov, do 1,5 m na prevládajúcich plochách s rovnomerným sklonom. Pod touto vrstvou sa podobne ako v masíve Javoria nachádzali časti hlavného a bazálneho svahovinového súvrstvia, tvorené vrstvami jemného až hrubého štrku s kameňmi a balvanmi do hĺbky najmenej 3,0 – 4,0 m.
Zásoby pôdnej vody na lokalite Suchá dolina sú graficky znázornené na obr. 1. Z grafu vidno, že počas bez zrážkových období s relatívne vysokou potenciálnou evapotranspiráciou a silnou desukciou, ktoré nasledovali po suchom vrchole vegetačného obdobia, vystúpili rozdiely medzi zásobou vody v kontrolnom poraste a náraste z 20 mm až na úroveň 57 mm. Naproti tomu najväčší rozdiel v zásobe vody medzi porastom s redukovaným zakmenením a nárastom dosiahol na 17 mm, t. j. iba 30,9 % z novovytvorenej retenčnej kapacity na kontrolnej ploche.
Uvedené hodnoty, t. j. 57 a 17 mm možno označiť ako tzv. dodatkovú retenčnú kapacitu, ktorá vznikla v dôsledku pokračujúcej silnej desukcie v kontrolnom poraste a doznievajúcej desukcie v poraste po clonnom rube. Pretože rozdiely vznikli v rozpätí 30–40 % objemovej vlhkosti (obr. 2 – 4), vzduchom vyplnený zvyšok z celkového objemu pôdnych pórov bol už prevažne tvorený rýchlo drénujúcimi a z hľadiska vododržnosti neúčinnými hrubými pórmi.
Detailnejší obraz o vlhkostnej dynamike v jednotlivých hĺbkach poskytujú grafy na obr. 2–4. Séria dokazuje, že rozdiely v objemovej vlhkosti pôdy v kontrolnom poraste, v preriedenom poraste a náraste vznikli primárne v dôsledku intenzívnej desukcie v hĺbke 40–70 cm. Najmä v období od 15. septembra do 30. októbra bola vlhkosť pôdy v kontrolnom poraste vo všetkých hĺbkach zreteľne nižšia ako na zvyšných dvoch čiastkových plochách. Tento poznatok okrem iného implikuje transpiračnú pasivitu porastu po clonnom rube v poslednej tretine vegetačného obdobia.
Friedmanov test, viacnásobný porovnávací test a Kendallov koeficient zhody preukázali štatisticky významný účinok zakmenenia na zásobu pôdnej vody, rozdielne efekty porastu s prirodzeným zakmenením a nárastu, resp. konzistentnosť tohto efektu.



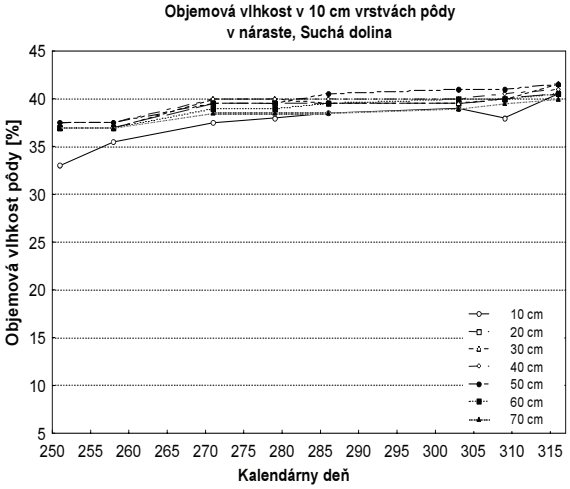
Obr. 1 Zásoby vody v kontrolnom poraste, v poraste po clonnom rube a v náraste na lokalite Suchá dolina. Celkový objem pórového priestoru bol ekvivalentný 337 mm zrážky



Obr. 2 Objemová vlhkosť v 10 cm vrstvách pôdy pod kontrolným porastom na lokalite Suchá dolina



Obr. 3 Objemová vlhkosť v 10 cm vrstvách pôdy pod porastom po clonnom rube na lokalite Suchá dolina



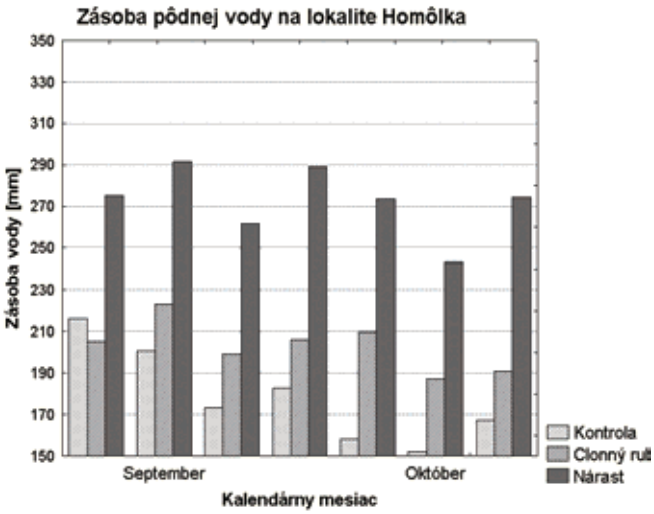
Obr. 4 Objemová vlhkosť v 10 cm vrstvách pôdy pod nárastom na lokalite Suchá dolina

Tab. 2 Friedmanov test vplyvu zakmenenia na zásobu pôdnej vody na lokalite Suchá dolina; Chi Sqr. $_{(N = 8, df = 2)}$ = 15,5 p < 0,00042; Kendallov koeficient zhody = 0,97177

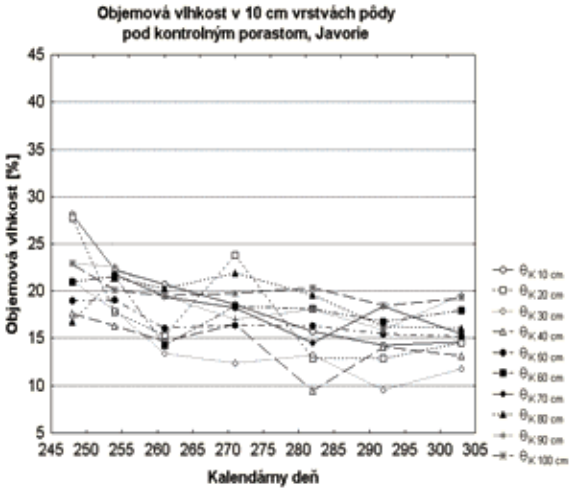
	Priem. poradie	Suma poradí	Priemer	Smer. odchýlka
Kontrola	1,0	8,0	236,2	20,5
Clonný rub	2,0	16,5	266,3	14,3
Nárast	2,9	23,5	272,1	10,0

Tab. 3 Viacnásobný porovnávací test účinkov zakmenenia na zásoby pôdnej vody na lokalite Suchá dolina (diferencie priem. poradí); diferencie sú štatisticky význ. na hladine významnosti 0,05 ak testovacie krit. > 1,20

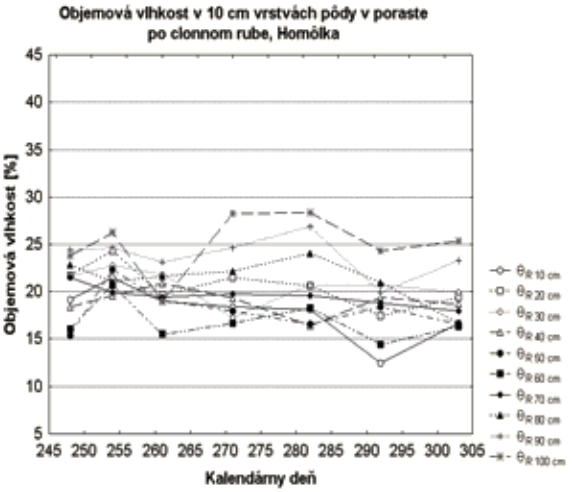
	Kontrola	Clonný rub	Nárast
Kontrola	---	1,06	1,94^{++}
Clonný rub	1,06	---	0,88
Nárast	1,93^{++}	0,88	---



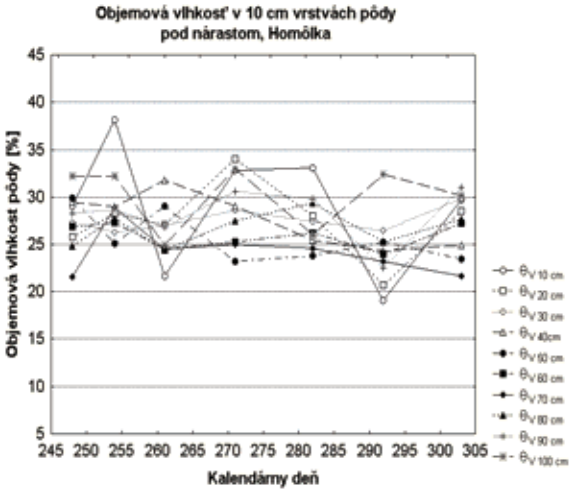
Obr. 5 Zásoby vody v kontrolnom poraste, v poraste po clonnom rube a v náraste na lokalite Homôlka



Obr. 6 Objemová vlhkosť v 10 cm vrstvách pôdy pod kontrolným porastom na lokalite Homôlka



Obr. 7 Objemová vlhkosť v 10 cm vrstvách pôdy pod porastom po clonnom rube na lokalite Homôlka



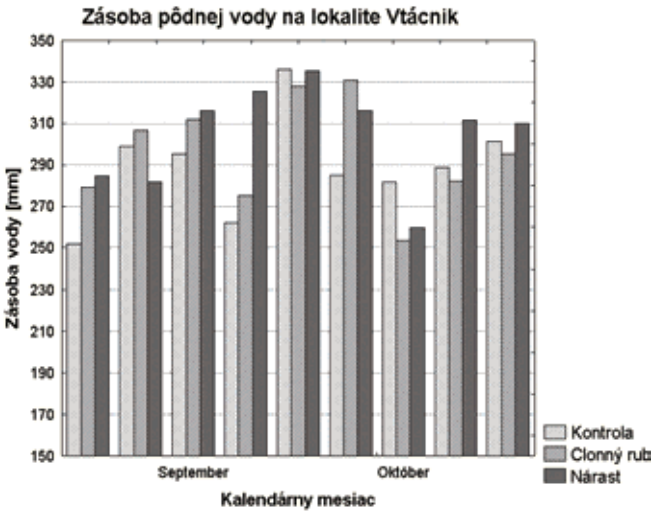
Obr. 8 Objemová vlhkosť v 10 cm vrstvách pôdy pod nárastom na lokalite Homôlka

Tab. 4 Friedmanov test vplyvu zakmenenia na zásobu pôdnej vody na lokalite Homôlka, Chi Sqr. $_{(N = 7,\ df = 2)}$ = 12,3 p < 0,00215; Kendallov koeficient zhody = 0,88

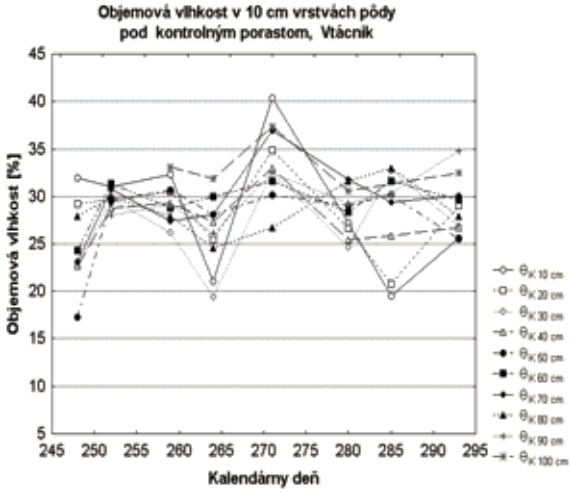
	Priem. poradie	Suma poradí	Priemer	Smer. odchýlka
Kontrola	1,1	8,0	178,7	23,1
Clonný rub	1,9	13,0	203,0	12,1
Nárast	3,0	21,0	272,7	16,5

Tab. 5 Viacnásobný porovnávací test vplyvu zakmenenia na zásoby pôdnej vody na lokalite Homôlka (diferencie priem. poradí); diferencie sú štatisticky významné na hladine významnosti 0,05 ak testovacie kritérium > 1,28

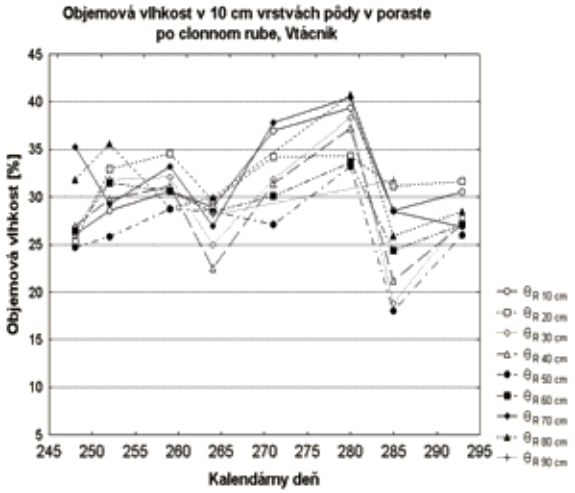
	Kontrola	Clonný rub	Nárast
Kontrola	---	0,71	$1,86^{++}$
Clonný rub	0,71	---	1,14
Nárast	$1,86^{++}$	1,14	---



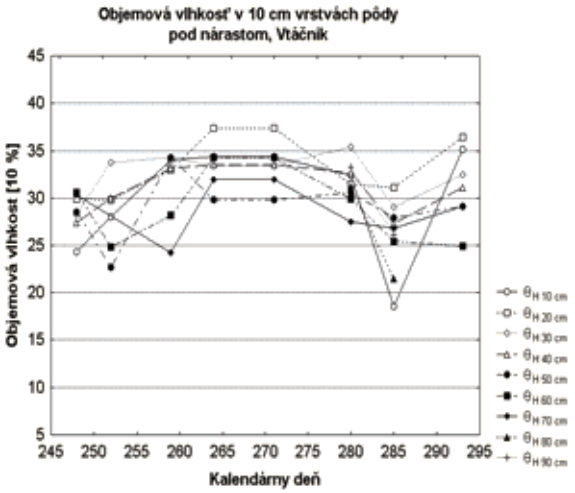
Obr. 9 Zásoby vody v kontrolnom poraste, v poraste po clonnom rube a v náraste na lokalite Vtáčnik



Obr. 10 Objemová vlhkosť v 10 cm vrstvách pôdy pod kontrolným porastom na lokalite Vtáčnik



Obr. 11 Objemová vlhkosť v 10 cm vrstvách pôdy pod porastom po clonnom rube na lokalite Vtáčnik



Obr. 12 Objemová vlhkosť v 10 cm vrstvách pôdy pod nárastom na lokalite Vtáčnik

Tab. 6 Friedmanov test vplyvu zakmenenia na zásobu pôdnej vody na lokalite Vtáčnik; Chi Sqr. $_{(N = 9,\ df = 2)}$ = 2,67, p < 0,26; Kendallov koeficient zhody = 0,15

	Priem. poradie	Suma poradí	Priemer	Smer. odchýlka
Kontrola	1,78	16,00	288,92	24,15
Clonný rub	1,78	16,00	300,39	34,67
Nárast	2,44	22,00	304,55	24,13

Na lokalite Homôlka po zrážkovo bohatom auguste nastalo v septembri a októbri obdobie s veľmi nízkym zrážkovým úhrnom, ktoré sa vyznačovalo vysokými rozdielmi v zásobe vody v pôde pod kontrolným porastom a nárastom – až 115 mm na začiatku októbra. Rozdiely medzi porastom po pokročilej fáze clonného rubu a nárastom dosiahli svoje maximum, cca 83 mm v prvej dekáde a na konci októbra (obr. 5). Z grafov na obr. 6 – 8 vidno, že zatiaľ čo mierne klesajúca zásoba pôdnej vody v kontrolnom poraste, približne 64 mm počas 44 dní bola spôsobená pokračujúcou desukciou a výparom z pôdy (obr. 6), na ploche pod porastom po pokročilom clonnom rube došlo k dočasnému nárastu zásoby na začiatku októbra v najhlbších vrstvách pôdy.

Tento zdanlivo paradoxný jav nastal účinkom postupného výstupu hladiny zvodnenej vrstvy svahoviny a kapilárnej obruby najskôr do hĺbky 100 cm, pričom tento vzostup bol relatívne najstrmší, a pozvoľnejšieho výstupu do hĺbke 90 a 80 cm (obr. 7). Dosiahnutie hĺbky 100 cm kapilárnou obrubou približne 30 dní po skončení obdobia s relatívne vysokým zrážkovým úhrnom a výskytom búrkových lejakov indikuje, pri 1,8 m hĺbke hladiny zvodnenej vrstvy svahoviny, zistenej vo vykopanej sonde a metódou elektrickej rezistivitnej tomografie, rýchlosť kapilárneho zdvihu asi 0,11 cm h^{-1}.

Podobný výstup, ale až na úroveň 35 %, ako aj následný pokles k 30 % objemovej vlhkosti pôdy, pozorovaný na ploche pod nárastom, pravdepodobne súvisel s rýchlejším výstupom hladiny zvodnenej vrstvy a jej následným poklesom v dôsledku bočného svahového odtoku (obr. 8). Friedmanov test, viacnásobný porovnávací test a Kendallov koeficient zhody preukázali štatisticky významný účinok zakmenenia na zásobu pôdnej vody, rozdielne efekty porastu s prirodzeným zakmenením a nárastu, resp. konzistentnosť tohto efektu. Zatiaľ čo úhrn zrážok na lokalite Vtáčnik v auguste a prvej dekáde septembra dosiahol 124 mm, vo zvyšku septembra to bolo len 64 a v októbri iba 28 mm. Už po jednoduchej okulárnej kontrole grafu na obr. 9 je zrejmé, že maximálny vzostup zásoby vody v prekorenenom pôdnom profile pod kontrolným porastom, až 84 mm v závere septembra aj pri zohľadnení priestorovej variability nekorešponduje s úhrnom zrážok za tento mesiac.

Pôda účinkovala ako filter, ktorý najskôr prepustil časť zrážok vo forme drenáže do zvodnenej vrstvy, a následne časť tejto položky prijal formou kapilárneho zdvihu. Súvislá zavodnená vrstva, detekovaná elektrickou rezistivitnou tomografiou, bola dotovaná aj prísunom svahovej vody z porastu nad výskumnou plochou. Zmeny výšky hladiny vody vo zvodnenej vrstve súviseli aj s následným poklesom zásoby pôdnej vody v polovici októbra, ako aj s odlišnosťami objemovej vlhkosti pôdy v kontrolnom poraste a poraste po clonnom rube medzi 265 – 285. kalendárnym dňom. V tomto intervale sa vlhkosť pôdy v poraste s redukovaným zakmenením udržala na zvýšenej úrovni dlhší čas (obr. 10–11). Možno zhrnúť, že dynamika zásoby vody sa na jednotlivých plochách významne nelíšila a štatisticky významný účinok zakmenenia na ňu nepreukázal ani Friedmanov test. Podobne Kendallov koeficient zhody indikoval nízku konzistentnosť účinku zakmenenia. Z týchto dôvodov sa upustilo od aplikácie viacnásobného porovnávacieho testu.

Absolútne a relatívne rozdiely ako aj časová dynamika zásob vody v pôde pod sériami bukových porastov s odlišnými denzitami a v troch rôznych nadmorských výškach boli podmienené viacerými procesmi s rozdielnymi charakteristickými časovými škálami.

Divergencia trendov desukcie pozorovaná v poslednej tretine vegetačného obdobia v porastoch s prirodzeným zakmenením a po clonnom rube na lokalite Suchá dolina nastal po predchádzajúcom suchom období, charakterizovanom nízkymi hodnotami vlhkostného potenciálu v intervale fyziologicky ťažko prístupnej vody.

Počas pozorovacieho obdobia dosiahli diferencie v zásobe pôdnej vody medzi nárastom a porastom s prirodzeným zakmenením najvyššiu hodnotu 57 mm, až 47 mm medzi porastom po intenzívnom clonnom rube a kontrolným porastom, a napokon iba 17 mm medzi nárastom a porastom po clonnom rube. Došlo k tomu v období nástupu rýchlej saturácie pôdneho

profilu zrážkovou vodou v poslednej tretine vegetačného obdobia, kedy transpirácia, prírastok a tým aj spotreba vody u listnáčov za normálnych okolností podľa rôznych autorov významne klesá (napr. Mitscherlich 1970, *et al*. 1992, Střelcová, Minďáš 2000). Paralelné nasycovanie pôdy v poraste s redukovaným zakmenením a pokles pôdnej vlhkosti i zásoby vody v kontrolnom poraste tak bolo rezultátom pokračujúcej, krátkodobo dokonca zvýšenej desukcie vrastavých a podúrovňových jedincov buka v poraste s prirodzeným zakmenením. Išlo pritom s vysokou pravdepodobnosťou o reakciu na mimoriadnu dodatočnú ponuku ľahko dostupnej pôdnej vody po suchom období júla a augusta, v ktorom boli stromy, patriace do 4. stromovej triedy podľa Krafta, vystavené z hľadiska spotreby vody silnej konkurencii úrovňových stromov, keď sa v pôde pod kontrolným porastom nachádzala už len ťažko prístupná voda.

Z pôdno-hydrologického hľadiska pozoruhodné zmeny objemovej vlhkosti pôdy v kontrolnom poraste nastali v perióde saturácie pôdy. Najmarkantnejšie prejavili na presune maxima diferencií z hĺbky 10 cm do hĺbky 70 cm v nasledovnom poradí: 4,2 % v hĺbke 10 cm, 6,0 % pri 20 cm, 6,1 pri 30 cm, 7,1 % v 40 cm hĺbke, ďalej 8,3 % v hĺbke 50 cm, 9,0 % pri 60 cm a nakoniec v hĺbke 70 cm dosiahol až 10,7 %. Tento drift naprieč pôdnym profilom trval cca 1 mesiac a termínovo sa prekrýval s obdobím, kedy podúrovňové stromy dosiahli vyšší prírastok ako zvýhodnené stromové triedy. Tento priebeh zodpovedá modelovej situácii, v ktorej by stromy s podradným sociologickým postavením presúvali desukciu do hlbších pôdnych vrstiev s komparatívne slabšou konkurenciou koreňov úrovňových jedincov, využívajúcich dostatok vody vo vrstvách bližšie k pôdnemu povrchu. Konceptuálne by takéto zvýšenie dodatočnej retenčnej kapacity pôdy v bukovom poraste oproti porastu so zakmenením 0,9 predstavovalo 45 mm oproti zakmeneniu 0,3 a až 56 mm oproti nárastu. To zároveň indikuje možnosti aj hranice schopnosti bukových porastov v podmienkach nižších stredohôr znižovať maximálne odtoky prostredníctvom dodatočnej retenčnej kapacity, pretože zvyšná časť pórového priestoru pozostáva už z hrubých gravitačných pórov.

Záver

Merania z lokality Homôlka a z masívu Vtáčnika vniesli do súboru vyhodnocovaných údajov nové momenty nielen z hydropedologického uhla pohľadu, ale aj z hľadiska gradientov stanovištných faktorov, najmä nadmorskej výšky a hrúbky svahovín. Na tejto lokalite, ktorá sa z hľadiska svojej nadmorskej výšky nachádza uprostred pomysleného výškového tranzektu Suchá dolina – Homôlka – Vtáčnik, boli pozorované najvyššie diferencie v zásobe pôdnej vody medzi nárastom a prirodzeným zakmenením – až 115 mm, na druhom mieste medzi nárastom a redukovaným zakmenením (83 mm) a nakoniec medzi redukovaným a prirodzeným zakmenením, ktoré dosiahli 51 mm. Nápadný vzostup zásoby vody v pôde pod porastom po clonnom rube na prelome septembra a októbra o 10 mm nastal síce zdanlivo bez kauzálnej príčiny, pretože mu v skoršom období nepredchádzali významnejšie zrážky, v skutočnosti ho však podmienil nárast objemovej vlhkosti pôdy v spodnej časti pôdneho profilu, kam vystúpila kapilárna obruba zvodnej vrstvy svahoviny. Pre kapilárny zdvih bola v tomto prípade odvodená rýchlosť asi 0,11 cm h^{-1}, takže obruba dosiahla pôdnu hĺbku 100 cm od hladiny zvodnenej vrstvy v hĺbke 180 cm za zhruba 30 dní. V rovnakom čase, ale až o 30 mm, vzrástla zásoba vody aj v pôde pod nárastom.

Na lokalite Vtáčnik sa zásoby vody v pôde javili len málo závislé na bezprostredne predchádzajúcich zrážkach, nakoľko pôdne profily boli, podobne ako na lokalite Homôlka, ovplyvňované kapilárnym zdvihom zo zvodnenej vrstvy svahoviny. Rozdiel spočíval v tom, že zatiaľ čo na Homôlke sa zavodnená vrstva vytvorila len pod porastom po clonnom rube a nárastom, na Vtáčniku bola detekovaná na celej sérii plôch.

Výsledky meraní a následné výpočty ukázali, že:

- počas bezzrážkového obdobia na vrchole vegetačnej periódy porasty s prirodzeným zakmenením a po intenzívnom clonnom rube na najnižšie položenej lokalite Suchá dolina znížili zásoby pôdnej vody na rovnakú úroveň v intervale fyziologicky ťažko prístupnej vody s vlhkostným potenciálom – 800 hPa;
- v závere vegetačného obdobia vznikli na lokalitách Suchá dolina a Homôlka v spodnej polovici výškového tranzektu preukazné a konzistentné diferencie v zásobe vody v pôde pod kontrolným porastmi a porastmi po clonnom rube;
- maximálne rozdiely zásoby vody v pôdach pod porastmi po intenzívnom clonnom rube a kontrolnými porastmi s prirodzeným zakmenením predstavovali v závere vegetačného obdobia 47 mm a 51 mm v prospech porastov s redukovaným zakmenením;
- na lokalite Vtáčnik, t. j. vo vrchnej časti tranzektu bola medzi zásobou vody v kontrolnom poraste a poraste po clonnom rube zaznamenaná maximálna diferencia 30 – 40 mm, vplyv zakmenenia však nebol štatisticky významný.

Ďalšiemu výskumu hydrických procesov v lesných pôdach je potrebné venovať napriek obtiažnosti terénnych meraní náležitú pozornosť, pretože vo vodnej bilancii lesných ekosystémov vyvolávajú podstatne vyššiu variabilitu ako proces transpirácie.

Poďakovanie

APVV-0468-06, 1/2383/05, 1/3548/06.

Literatúra

BURSCHEL, P., HUSS, J., 1997: Grundriss des Waldbaus. Parey Buchverlag Berlin, 1997, 487 s.

DALTON, F. N., VAN GENUCHTEN M. TH., 1986: The time-domain reflectometry method for measuring soil water content and salinity. Geoderma 38, 237 – 250.

GARDNER, W. H., 1986: Water Content. *In:* Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical and Mineralogical Methods, 2nd Edition, edited by A. Klute. ASA, Inc./SSSA, Inc., Madison, 493 – 544.

GÖMÖRYOVÁ, E., 2004: Small-scale variation of microbial activities in a forest soil under a beech (Fagus sylvatica L.) stand. Polish J. Ecol., 52, 311–321.

GÖMÖRYOVÁ, E., 2004 b: Priestorová variabilita niektorých mikrobiálnych charakteristík v bukovom poraste. In: ROHOŠKOVÁ, E. (eds), Pedodiverzita. Pedologické dny 2004, Roztoky u Křivoklátu, 34 – 35.

GREGOR, J., 1991: Množstvo vody v pôde v podmienkach bukového ekosystému. Lesnický časopis, 37, 175 – 185.

GREGOR, J., 1992: Vlhkosť pôdy v bučine v závislosti od reliéfu a zakmenenia. Kandidátska dizertačná práca TU, Zvolen. 104 s.

GREGUŠ, C., 1980: Výsledky rúbaňového hospodárstva na výskumnej základni Bilely Váh. Príroda, Bratislava, 231 s.

KORPEĽ, Š., PEŇÁZ, J., SANIGA, M., TESAŘ, V., 1991: Pestovanie lesa. Príroda, Bratislava, 472 s.

KUKLA, J., 1988: Chemizmus lyzimetrických roztokov a migrácia živín v pôdach vybraných lesných ekosystémov. ZS VI-4-2/04, ÚEL CBEV SAV vo Zvolene, pp. 54.

LEHMANN, P., HINZ, CH., MCGRATH, G., TROMP-VAN MEERVELD, H. D., MCDONNELL, J. J., 2006: Rainfall threshold for hillslope outflow: an emergent property of flow pathway connectivity. Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss., 3, 2923 –2961.

MITSCHERLICH, G., 1970: Wald, Wachstum und Umwelt, Band I-Form und Wachstum von Baum und Bestand. J. D. Sauerländer s Verlag, Frankfurt a.M., 142 pp.

PELLERINA, L., WANNAMAKERB, P. E., 2005: Multi-dimensional electromagnetic modeling and inversion with application to near-surface earth investigations. Computers and Electronics in Agriculture, 46, 71 – 102.

PICHLER, V., 2003: Ekologicko produkčné a environmentálne aspekty vodného režimu pôdy po zmene density stromovej zložky bukového ekosystému. Habilitačná práca. TU vo Zvolene, pp. 142.

SKIERUCHA, W., MALICKI, M. A., 2001: Moisture of porous materials determined by reflectometric method. Acta Agrophysica, 57, 83 – 91.

SOKAL, R. R., ROHLF, F. J., 1995: Biometry. W. H. Freemen & Co., New York, pp. 850.

STŘELCOVÁ, K., MINDÁŠ, J., 2000: Transpirácia buka lesného vo vzťahu k meniacim sa podmienkam prostredia. Vedecké štúdie 11/2000/A, TU vo Zvolene, 82 pp.

STŘELEC, J., 1988: Úvodné analýzy mikroklímy. ZS VI-4-2/07. ÚEL CBEV SAV vo Zvolene, pp. 44.

STŘELEC, J., 1992: Vplyv ťažbového zásahu v bukovom poraste na zmeny osvetlenia. Lesn. Čas., 38, 6, 551 – 558.

STŘELEC, J., 1993: Vybrané prvky mikroklímy v pôde a prízemnej vrstve vzduchu bukového ekosystému vo vzťahu k ťažbovo obnovným postupom. Kandidátska dizertačná práca. ÚEL SAV vo Zvolene, pp. 101.

ŠÁLY, R., 1986: Svahoviny a pôdy Západných Karpát. Veda, Bratislava, 200 s.

ŠMELKO, Š., WENK, G., ANTANAITIS, V., 1992: Rast, štruktúra a produkcia lesa. Príroda, Bratislava, 342 s.

DYNAMIKA VLHKOSTI MŔTVEHO DREVA AKO KOMPONENTU VODNEJ BILANCIE LESNÝCH EKOSYSTÉMOV

MOISTURE DYNAMICS OF DEAD WOOD AS A COMPOUND OF WATER BALANCE IN FOREST ECOSYSTEMS

Veronika Jaloviarová, Marián Homolák, Viliam Pichler, Juraj Gregor, Erika Gömöryová, Jozef Capuliak

Technická univerzita vo Zvolene, Lesnícka fakulta, Katedra prírodného prostredia, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, Slovenská republika, e-mail: kpp@vsld.tuzvo.sk

Abstrakt

Práca skúma dynamiku vlhkosti mŕtveho dreva a jeho retenčnú schopnosť v prirodzenom jedľovo-bukovom lese. Odumieranie stromov vplyvom biotických a abiotických činiteľov, alebo ich kombinácie, je prirodzený proces. Cieľom práce bolo stanoviť vlhkosť mŕtveho dreva ako pórovitého materiálu v závislosti od rôznych stupňov rozkladu. Vychádzalo sa z merania vlhkosti v objemových percentách. Experiment prebiehal na viacerých miestach, výsledky uvádzame z prírodnej rezervácie Pod Dudášom v CHKO Poľana. V poraste sa vytvorili tri experimentálne plochy, na ktorých sa zistil objem mŕtveho dreva a vykonali vlastné meranie vlhkosti mŕtveho dreva metódou TDR, založenou na princípe prenosu elektromagnetických vĺn. Z nameraných hodnôt vlhkostí sa hodnotila dynamika vlhkosti v závislosti od stupňov rozkladu, hĺbky merania v priereze kmeňa a vplyv zrážok pre jednotlivé dni merania.

Kľúčové slová: mŕtve drevo, lesný ekosystém, bilancia vody

Abstract

The paper investigates moisture dynamics of dead wood and its retention capacity in a natural fir-beech forest. Rotting of trees by influence of biotic and abiotic factors or their combination is considered as natural process. The aim of the research was specify moisture of dead wood as porous material depending on various stages of decay. The experiment was based on measurement of moisture in volume percentage. The trial was running on several plots, we show results from the natural reservation Pod Dudášom in the CHKO Poľana. Three experimental plots were established in the forest on what the volume of dead wood was measured as well as measurements of dead wood moisture by TDR methodology (based on the principle transmission of electric-magnetic waves). Measured values were background for assessment of moisture dynamics in relation to stage of decay, depth of measurement in trunk diameter and influence of precipitation in individual measured days.

Key words: dead wood, forest ecosystem, water balance

Úvod

Problematika mŕtveho dreva je v posledných desaťročiach veľmi diskutovanou otázkou z rôzneho uhla pohľadu. V minulosti sa zaznával význam mŕtveho dreva, dnes vzrastá uznanie jeho úlohy v ekosystéme, objavuje sa množstvo zaujímavých výsledkov výskumov a pozorovaní. Prítomnosť mŕtveho dreva pozitívne ovplyvňuje chemickú (fulvokyseliny, humínové látky a pod.), fyzikálnu (štruktúra, retencia a pod.) a biologickú (mykoríza, machorasty a pod.) kvalitu pôdneho prostredia. Odumretý strom je neustále meniacim sa dynamickým prostredím, čo umožňuje na relatívne malom území spolužitie mnohých

OBSAH

organizmov s rozdielnymi nárokmi na spôsob života (Gutowski et al. 2004). Rozkladajúce sa drevo plní v ekosystéme nenahraditeľnú úlohu mikroprostredia (pásmo tieňa, pásmo styku s pôdou, zvýšená vlhkosť, zmenená teplota, voľný priestor pre rast ďalšieho jedinca) a pre prírodné lesy vytvára typický mikroreliéf terénu. Ležiaci kmeň stromu postupom času zväčšuje svoju schopnosť zadržiavať vodu a stáva sa rezervoárom vody pre les.

Prales ako prirodzený lesný ekosystém je charakterizovaný dynamickou rovnováhou, ktorá poukazuje na určitú proporcionalitu medzi jeho žijúcimi a mŕtvymi súčasťami. Tu zohráva nekromasa dreva v rôznych štádiách rozkladu, ako aj na tomto procese sa podieľajúce organizmy, rozhodujúcu rolu. Nekromasa sa vníma ako prechodná forma celkového organického obehu látok v geochemických a energetických cykloch, ktorá zabezpečuje vývoj pralesa a jeho trvalosť. Tak zohráva mŕtve drevo vo vývojových cykloch prírodného lesa významnú úlohu pre jeho rovnováhu a stabilitu (Saniga 1999).

Odumieranie stromov je súčasťou životného cyklu lesov. K príčinám odumierania možno zaradiť nevyhovujúce životné prostredie a nedostatok priestoru vo vzťahu k spodnej vrstve lesa (proces prirodzeného zrieďovania), fyziologickú starobu, t.j. dosiahnutie veku prirodzeného dožívania, extrémny účinok abiotických faktorov, najmä vetra a snehu, extrémny účinok biotických faktorov, najmä podkôrneho hmyzu.

Mŕtve drevo, nazývané v literatúre aj tlejúce drevo, má viacero foriem. Dudley et al. (2004) rozlišuje:

a) žijúce staré stromy – veľmi staré stromy s veľkými korunami, dutiny vo veľmi starých stromoch, mŕtve drevo na živých stromoch
b) stojace mŕtve stromy – veľmi staré stromy s veľkými konármi, stojace kmene, pahýle, rôzneho veku postupne strácajúce kôru a konáre, pne s dierami, mladé odumreté stromy
c) ležiace drevo – spadnuté kmene s kôrou a konármi, prevažne neporušené, drevo sa začína zmäkčovať zvnútra, stále sa nachádza nad zemou, ale postupne sa prepadáva, spadnuté kmene bez kôry a konárov, zmäkčujúce sa a postupne prenikajúce do pôdy, spadnuté kmene dobre rozložené, bez kôry alebo konárov, celé na zemi, spadnuté kmene takmer kompletne rozložené, drevo spráchnivené, ale stále v celku, vývraty s koreňovým systémom
d) zvyšky dreva v pôde a vo vode – veľké drevné úlomky, menšie kusy drevných úlomkov, vrátane konárov, vetvičiek a kôry, kusy drevných úlomkov v riekach a potokoch

Gutowski et al (2004) a Jankovský (2001) pri rozklade dreva uvádzajú tri fázy:

a) kolonizácia – primárny rozklad dreva (osídľovanie biologicky nenarušeného substrátu špecializovanými organizmami, hlavne saprofytickými a parazitickými hubami)
b) sekundárna kolonizácia – dekompozícia (vlastné procesy rozpadu a rozkladu rastlinných pletív za spoluúčasti mnohých organizmov viazaných na mŕtve drevo, povrch je kolonizovaný autotrofnými lišajníkmi, machorastami a hubami)
c) humifikácia – postupujúci rozklad štruktúry dreva až po úplnú mineralizáciu dreva pri vzrastajúcom podiele pôdnych organizmov

Rozklad dreva ako aerobný proces prebieha v relatívne širokom rozpätí vonkajších podmienok, ovplyvňovaný mnohými faktormi. Medzi hlavné faktory sa radia koncentrácia vzdušných plynov, vlhkosť dreva, pH prostredie, teplota a pod. Pri vlhkosti nižšej ako 20 % a vyššej ako 140 % (hmotnostných) sa rozklad dreva zastavuje.

Hnacou silou prúdenia vody, tzn. prenosu vody v dreve ako pórovitom materiáli, je všeobecne spád potenciálu. Väzba vody na makromolekulárne štruktúry a rozpustné látky spôsobuje zníženie jej dostupnosti pre chemické látky a pre rozpúšťanie iných látok. Termodynamický stav vody možno porovnať so stavom čistej vody a rozdiel možno vyjadriť v jednotkách potenciálnej energie. Vodný potenciál Ψ, ako ho definovali Kmeť (1998), sa rovná rozdielu voľnej energie na jednotku objemu materiálu viazanej (alebo tlak vyrovnávajúcej alebo osmoticky viazanej) vody a na jednotku objemu čistej vody. Medzi

miestami s rôznym vodným potenciálom existuje rozdiel potenciálov. Tento jav je analogicky stavu elektrickému systému, v ktorom rôzne body majú rôzne napätia. Tak ako prúd preteká z bodu s vyšším napätím do bodu s nižším napätím, majú i živé bunky snahu znižovať rozdiel vodných potenciálov. Táto snaha sa prejavuje premiestňovaním vody alebo iných látok. Premiestňovanie vody prebieha vždy v smere, ktorý vedie k zvýšeniu vodného potenciálu (Kmeť1998).
Celkový potenciál pórovej vody Φ pri zanedbaní zložky geometrického usporiadania a pri rozpise tlakovej zložky definoval Kutílek (1984):

$$\Phi = \Psi_g + \Psi_w + \Psi_o + \Psi_a + \Psi_e \quad (1)$$

Jednotlivé zložky možno definovať takto:

Φ - celkový potenciál
Ψ_g - gravitačný potenciál
Ψ_o - osmotický potenciál
Ψ_w - vlhkostný (vodný) potenciál
Ψ_a - pneumatický potenciál
Ψ_e - záťažový potenciál

Materiál a metódy

Prírodná rezervácia Pod Dudášom (miestny názov Lichnerov pás) sa nachádza v katastrálnom území Očová, parc. č. 3679 (4,48 ha) a Hriňová, parc. č. 15584 (1,76 ha) a patrí LZ Kriváň, LHC Kyslinky, dielec 290, celková výmera 6,24 ha. Rezervácia je v nadmorskej výške 1000-1200 m, prevláda severná expozícia, sklon svahu je 25-30 %. Priemerná ročná teplota je 3,7 °C a priemerné ročné zrážky sú 1010 mm. Geologickým podkladom je andezit, pôdnym typom kambizem, stredne hlboká, skeletnatá, čerstvo vlhká. Prevládajúcim lesným typom je papradinová jedľová bučina AF v. st. Južnú časť PR o rozlohe 5 % tvorí deväťsilová podmáčaná buková javorina FAc v. st. V drevinovej vrstve sa uplatňuje smrek, jedľa, javor horský a jaseň a našla sa aj stará osika, pričom merané bolo mŕtve drevo smrekov a jedlí. Vekové rozpätie je 140–200 rokov, s výskytom ešte starších jedincov. Porast je preriedený, zakmenenie 0,7. V spodnej vrstve sa nachádza obnova buka. Zmiešanie drevín je skupinové, zakmenenie nerovnomerné, miestami až medzernaté.
Na ploche rezervácie sa vytýčili 3 štorcové experimentálne plochy 50 x 50m. Jednotlivé plochy boli orientované po spádnici, aby sa zachytila variabilita rozloženia mŕtveho dreva. Na každej ploche sa zisťovala hrúbka a dĺžka mŕtveho dreva a stanovila sa jeho poloha. Pri každom kuse sa stanovil stupeň rozkladu, a pokiaľ to bolo možné aj druh dreviny (smrek alebo jedľa). Všetky kmene boli chránené od priameho slnečného žiarenia tieňom stojaceho porastu. Týmto bolo zabezpečené, že sa kmene neprehrievali.
Na meranie vlhkosti dreva sa použila metóda TDR (Time Domain Reflectometry). Princíp tejto metódy spočíva v meraní dielektrickej konštanty pôdy prostredníctvom času, za aký prejde elektromagnetická vlna sondou inštalovanou v mŕtvom dreve. Tento čas primárne závisí od dielektrickej konštanty pôdy, ktorá rastie s pôdnou vlhkosťou (Dalton, van Genuchten 1986, Plagge 1991). Meranie sa vykonávalo v pravidelných intervaloch
Možnosť merania vlhkosti mŕtveho dreva vo svojich prácach uviedli Saniga (2001) a Gregor (2000). Objem stojacich, alebo zlomených kmeňov bol určený tak ako pri žijúcich stromoch, za pomoci objemových tabuliek na základe výšky a hrúbky $d_{1,3}$. Ak zvyšná časť stromu bola ležiaca, pripočítala sa k výške stromu ležiaca časť a objem sa zistil za pomoci rastových tabuliek. Na zistenie objemu ležiacich mŕtvych stromov alebo ich častí bol potrebné zmerať dĺžku l a priemer v strede kmeňa $d_{l/2}$ a objem vypočítať Huberovým vzorcom (Šmelko 2000):

$$V = \pi / 4 * (d_{1/2})^2 * l \quad (2)$$

Evidovalo sa drevo hrubiny, t.j. drevo s hrúbkou $d_{1,3}$ viac ako 8 cm. Objem nekromasy sa hodnotil podľa nasledujúcich stupňov rozkladu:

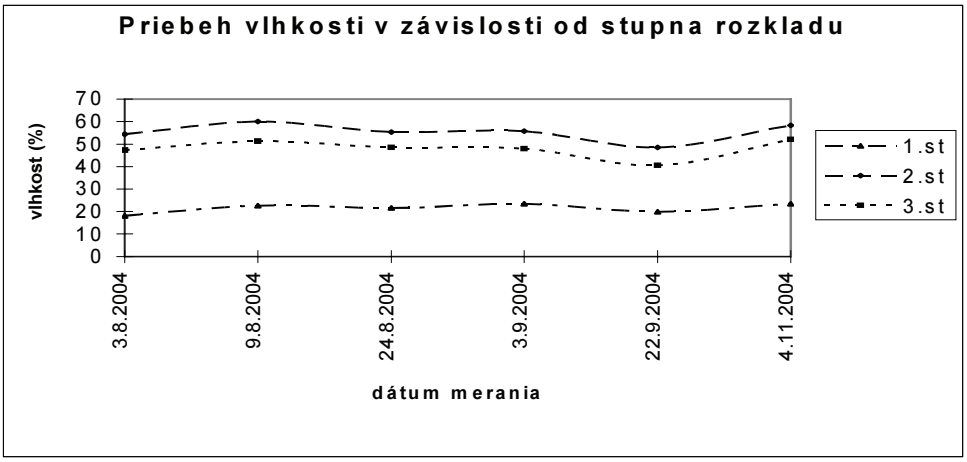
1. stupeň rozkladu - stromy čerstvo padnuté, alebo stojace odumreté stromy, ktoré majú pomerne zdravé drevo s kôrou, pričom sa dá určiť druh dreviny
2. stupeň rozkladu – hnijúce, ale ešte kompaktné kmene, kôra opadáva, ale druh dreviny sa dá určiť
3. stupeň rozkladu – pokročilý stupeň rozkladu, druh dreviny nie je možné určiť.

Výsledky a diskusia

Množstvo mŕtveho dreva na pokusných plochách bolo 138,68 m^3. Objem sa zistil spolu na ploche 7500 m^2, čo je 12 % z celkovej plochy rezervácie. Prepočítaním objemu na hektár sa zistila hodnota 184,9 $m^3.ha^{-1}$, na celej ploche (6,24 ha) rezervácie sa nachádza 1153,78 m^3 mŕtveho dreva. Pri porovnaní týchto výsledkov a hodnôt zistených Sanigom (2001), vyplýva, že hodnota 184,9 $m^3.ha^{-1}$, zodpovedá objemu mŕtveho dreva v prechode medzi štádiom optima a rozpadu v Dobročskom pralese. Rezervácia Pod Dudášom sa nachádza v štádiu rozpadu, nameraná hodnota by mala vykazovať vyššie hodnoty objemu mŕtveho dreva. Táto skutočnosť sa dá vysvetliť ťažbou vo výške 343,6 m^3.
Zo všetkých nameraných hodnôt sa pre každý deň merania a každý stupeň rozkladu vypočítal aritmetický priemer vlhkostí (tab.1).

Tab. 1 Priemerné hodnoty vlhkostí pre každý stupeň rozkladu

Dátum	vlhkosť v 1.st (%)	vlhkosť v 2.st (%)	vlhkosť v 3.st (%)
3.8.2004	18,05	54,41	47,23
9.8.2004	22,58	60,03	51,3
24.8.2004	21,5	55,37	48,5
3.9.2004	23,36	55,73	47,87
22.9.2004	19,89	48,43	40,46
4.11.2004	23,47	58,25	52,02



Obr. 1 Priebeh vlhkostí pre jednotlivé stupne rozkladu

Najnižšie hodnoty objemovej vlhkosti boli dosiahnuté v prvom stupni rozkladu. Možno predpokladať, že to je spôsobené najväčšou kompatibilitou dreva, kmene v tomto stupni sú čerstvo odumreté, majú kôru, ktorá tiež určitým spôsobom bráni prenikaniu vody. Pri prechode medzi prvým a druhým stupňom rozkladu sa zvyšuje podiel kapilárnych pórov. Priemerné hodnoty v druhom a treťom stupni rozkladu majú veľmi podobný priebeh, ale čo je zaujímavé, hodnoty v druhom stupni prevyšujú priemerné hodnoty tretieho stupňa rozkladu približne o 6 až 9 objemových %. Tento jav by sa dal vysvetliť tým, že v druhom stupni sa štruktúra kapilárnych pórov v dreve udržiava v stave, kedy dokážu viesť vodu. V treťom stupni je už štruktúra vodivých pletív pravdepodobne úplne deštruovaná, a tým sa znižuje schopnosť vedenia vody. Pri prechode medzi druhým a tretím stupňom sa podiel kapilárnych pórov znižuje a zvyšuje sa podiel gravitačných pórov (vplyvom gravitácie sa v nich voda neudržuje, ale steká do hlbších vrstiev).

Variačné rozpätie medzi najnižšou (18,05 %) a najvyššou (60,03 %) priemernou hodnotou v sledovanom období je až 41,98 %, čo zodpovedá podielu 7,8 mm na vodnej bilancii ekosystému. V rámci prvého stupňa rozkladu je variačné rozpätie 5,42 %, v druhom stupni 11,6 % a v treťom stupni 11,56 %. Najnižšie variačné rozpätie zodpovedá len 1 mm, z čoho vidíme, že prvý stupeň rozkladu sa podieľa najnižšou mierou na vodnej bilancii.

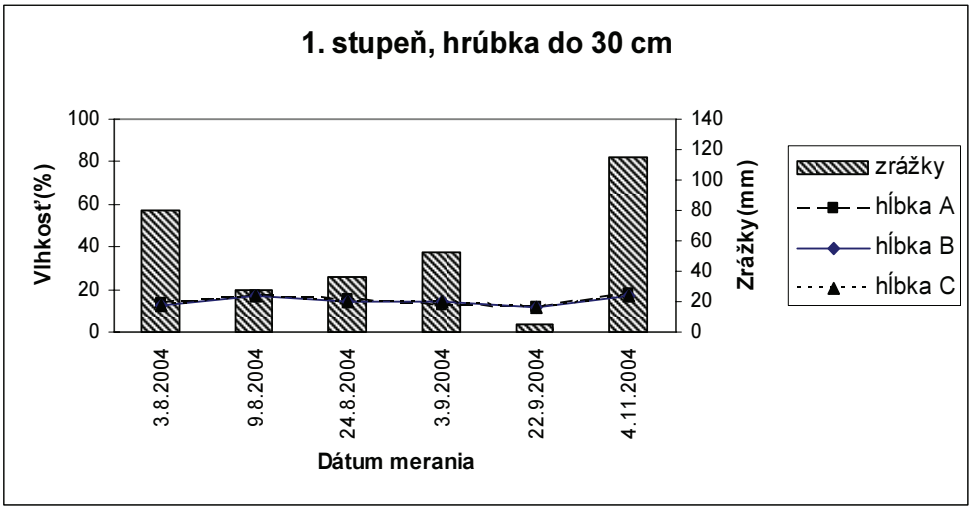
Pri hodnotení vlhkosti mŕtveho dreva v závislosti od hĺbky smerom od povrchu kmeňa stromu do stredu sa využili hodnoty namerané v pozdĺžnom reze. Vyhodnocovali sa tri hĺbky merania smerom od povrchu kmeňa ku stredu. Najbližšie k povrchu sa označila hĺbka A, smerom do stredu ďalej je hĺbka B a najbližšia k stredu je označená hĺbka C. Zvolili sa dve kategórie pre každý stupeň rozkladu, a to kmene s hrúbkou do 30 cm a kmene nad 30 cm (Obr. 2 – obr.7) .

Pri kmeňoch prvého stupňa s hrúbkou do 30 cm možno vidieť, ako vlhkosti pre každý strom zvlášť majú vo všetkých hĺbkach veľmi podobný priebeh. Možno to vysvetliť tým, že kmene prvého stupňa nezmenili, alebo len veľmi málo, svoju štruktúru, prenikaniu vody bráni kôra a takisto sa podieľa na ich dynamike aj malá hrúbka.

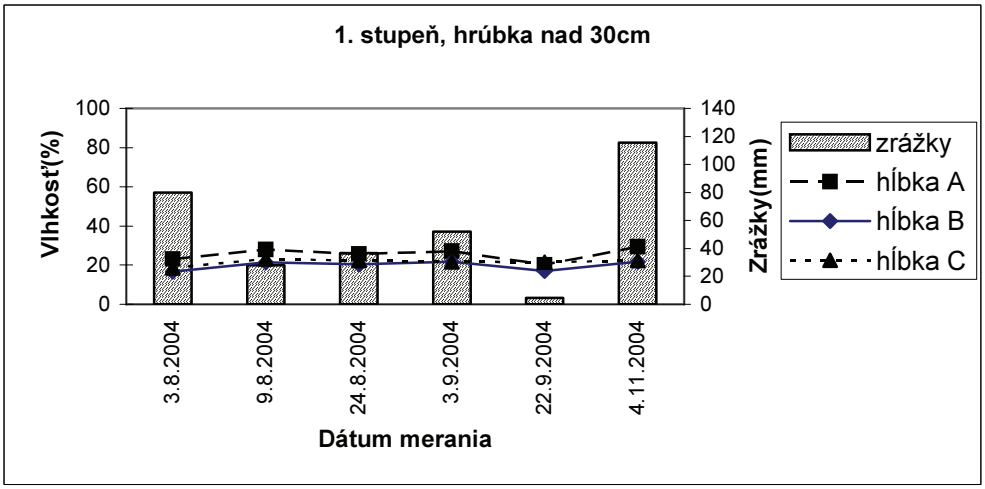
Najvýraznejší prejav zmien v dynamike vlhkosti ukazuje druhý stupeň rozkladu, v ktorom sa postupne začína meniť štruktúra a veľmi významne sa na procese pohybu vody podieľajú kapilárne póry s hrúbkami do 30 cm. Väčšie zmeny kolísania badať hlavne v hĺbke C, v ostatných hĺbkach majú krivky podobný priebeh, možno usudzovať, že pri nižších hrúbkach je v menšom priestore homogenita väčšia a dochádza k prekrývaniu polí pôsobnosti vody medzi jednotlivými sférami hĺbok.

V treťom stupni možno konštatovať veľké variačné rozpätie, rozrušenosť materiálu a zvyšujúci sa podiel gravitačných pórov umožňuje rýchly presun vody do hlbších vrstiev kmeňa. Kmene v kategórii hrúbok do 30 cm v treťom stupni rozkladu dosahujú v hĺbke C najnižšie hodnoty vlhkosti, hĺbky A a B výrazne reagujú na zmeny vonkajších podmienok, najmä prísunu vody zo zrážok. Tieto kmene boli poväčšine už takmer rozložené, preto sa dá usudzovať, že voda z najnižších sfér, infiltruje do pôdy, čo by vysvetlilo aj najnižšie hodnoty v hĺbke C. Pri kmeňoch s hrúbkami nad 30 cm naopak dosahovali najvyššie hodnoty vlhkosti v hĺbke C, čo by sa dalo vysvetliť väčšou hrúbkou kmeňov s pomalšie postupujúcim rozkladom kmeňa.

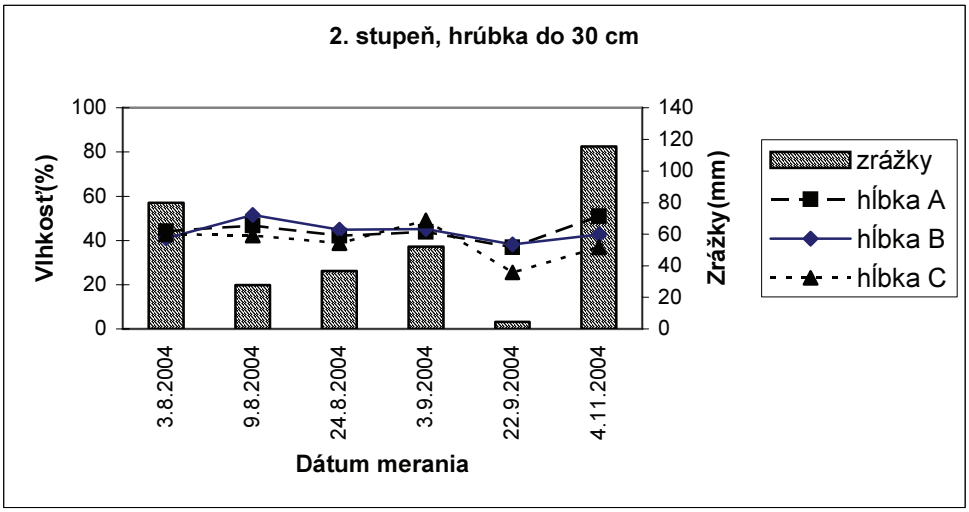
V prvom stupni rozkladu v kategórii hrúbok do 30 cm variačné rozpätie kolíše od minimálnej hodnoty (9,93 %) vlhkosti po maximálnu hodnotu (18,07 %) 8,14 %. V kategórii hrúbok nad 30 cm toho istého stupňa rozkladu je kolísanie o niečo vyššie, a to 12,6 %. V druhom stupni rozkladu s hrúbkami kmeňov do 30 cm je variačné rozpätie 13,95 %, s hrúbkami nad 30 cm 28,43 %, čo je zároveň aj najväčšie rozpätie. V treťom stupni v kategórii s nižšími hrúbkami vykazuje variačné rozpätie 22,87 %, s väčšími hrúbkami kmeňov je toto rozpätie 25,06 %.



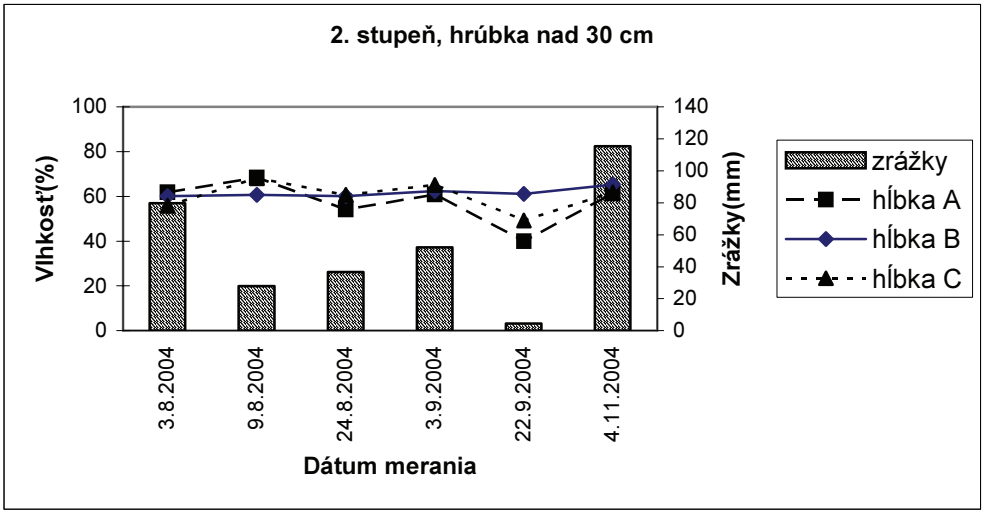
Obr. 2 Priemerné hodnoty vlhkosti pre rôzne hrúbky v 1. stupni rozkladu s hrúbkami kmeňov do 30cm



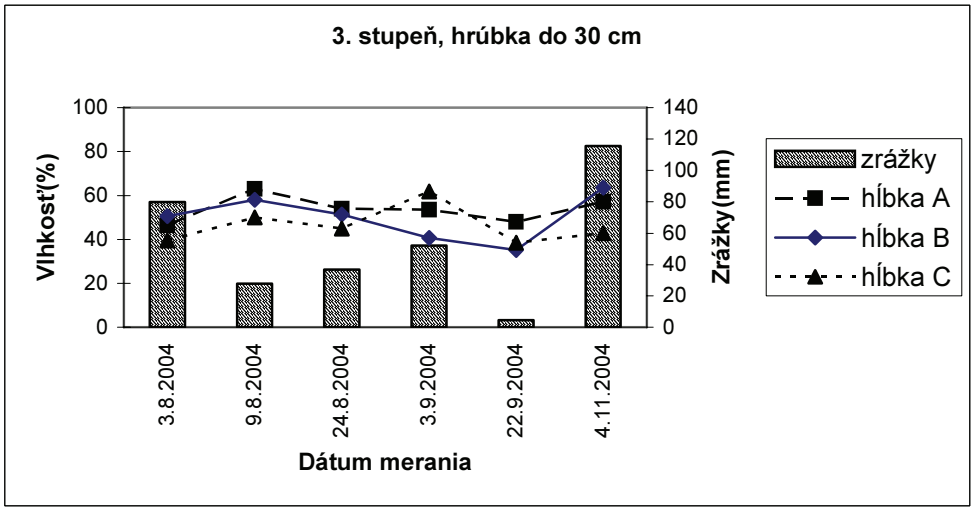
Obr. 3 Priemerné hodnoty vlhkosti pre rôzne hĺbky v 1. stupni rozkladu s hrúbkami kmeňov nad 30 cm



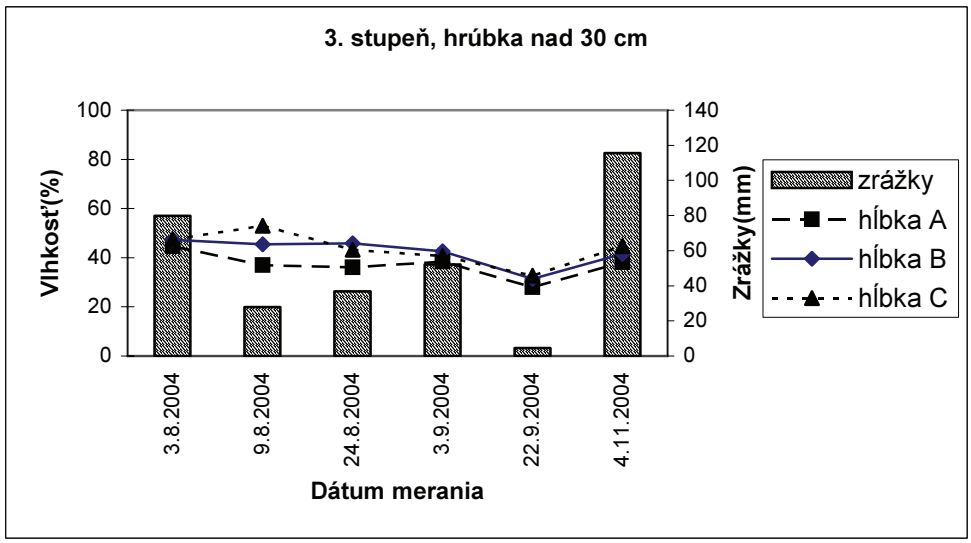
Obr. 4 Priemerné hodnoty vlhkosti pre rôzne hĺbky v 2. stupni rozkladu s hrúbkami kmeňov do 30 cm



Obr. 5 Priemerné hodnoty vlhkosti pre rôzne hĺbky v 2. stupni rozkladu s hrúbkami kmeňov nad 30 cm



Obr. 6 Priemerné hodnoty vlhkosti pre rôzne hĺbky v 3. stupni rozkladu s hrúbkami kmeňov do 30 cm



Obr. 7 Priemerné hodnoty vlhkosti pre rôzne hĺbky v 3. stupni rozkladu s hrúbkami kmeňov nad 30 cm

Vlhkosť mŕtveho dreva v závislosti od zrážok

Zrážky, možno považovať za hlavný činiteľ ovplyvňujúci dynamiku zmien vlhkosti mŕtveho dreva. V niektorých prípadoch (v dni merania 9.8.) sa môže zdať neprimeraná reakcia zvýšenia vlhkosti na málo výrazný vzostup zrážok. Tu treba upozorniť na fakt, že v porovnaní s ostatnými obdobiami, padlo výraznejšie množstvo zrážok dva dni pred meraním, za ten čas voda vsiakla do dreva a následne sa prejavila na zvýšenej vlhkosti. Takisto možno pozorovať výrazné zmeny vlhkostí 22.9., ktoré analogicky reagujú na relatívne suché obdobie, ktorým takmer celý september bol. Kmene stromov v tomto dni merania vykazovali nízke hodnoty.

Záver

Pohyb vody v mŕtvom dreve je procesom veľmi dynamickým. Zo získaných výsledkov možno vyvodiť nasledujúce závery:

- množstvo mŕtveho dreva na experimentálnych plochách predstavuje 138,68 m^3, objem na hektár 184,9 m^3;
- najvyššia vlhkosť bola v druhom stupni rozkladu, najnižšia vlhkosť bola nameraná v prvom stupni rozkladu;
- pri vlhkosti v rôznych hĺbkach v druhom stupni rozkladu s hrúbkami kmeňov nad 30 cm je najväčšie variačné rozpätie (28,43 %), v prvom stupni rozkladu dosahuje variačné rozpätie najmenšie hodnoty v oboch hrúbkových kategóriách;
- najvyššie zistené množstvo vody bolo v druhom stupni rozkladu s hrúbkami kmeňov nad 30 cm pri tangenciálnom aj pozdĺžnom reze, najnižšie hodnoty boli zistené v prvom stupni rozkladu;
- počas sledovaného obdobia prijaté množstvo vody bolo vyššie ako vydané množstvo vody;
- veľký vplyv na vlhkosť majú zrážky, so zväčšujúcim sa množstvom zrážok rastie aj vlhkosť mŕtveho dreva;
- vlhkosť reaguje na zrážky plynulo a pri ich absencii možno sledovať výrazné preschnutie hlavne v blízkosti povrchu kmeňa.

Zistené výsledky sú svojho druhu prvými získanými v oblasti merania vlhkosti stromovej nekromasy ako významnej ekologickej podmienky mŕtveho dreva a lokality xylobiotických organizmov.

Poďakovanie

APVV-0468-06, 1/2383/05, 1/3548/06

Literatúra

BREZINA, L., 1994: Vývoj zásob zdravých a imisiami poškodených smrekových porastov. Aktuálne problémy v rozvoji hospodárskej úpravy lesov. Zborník referátov, TU Zvolen, 1994, s. 17-24.

DALTON, F.N., VAN GENUNCHTEN, M.TH., 1986: The time domain reflectometry method for measuring soil water content and salinity. Geoderma, 38, s.237 -250.

DUDLEY, N., EQUILIBRIUM, VALLAURI, D., POLLARD, D., 2004: WWF France: Deadwood-living forests. World Wide Fund For Nature, Gland, Switzerland, 2004,15 s.

GREGOR, J., 2000: Vplyv denzity bukového porastu a reliéfu na vlhkosť pôdy. Vedecké štúdie 2000/A, TU Zvolen, s. 56.

GUTOWSKI, J.M., BOBIEC, A., PAWLACZYK, P., ZUB, K., 2004: Drugie zycie drzewa. Warszawa - Hajnowka, WWF Polska, 2004, s.30-100, 140.

JANKOVSKÝ, L., 2001: TLEJÍCI DŘEVO. In: Tlejíci dřevo 2001. Sborník referátů. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, 2001, s.7-12.

KMEŤ, J., 1998: Fyziológia rastlín. Zvolen: TU vo Zvolene, 1998, s. 19- 38.

KUTÍLEK, M., 1984: Vlhkosť pórovitých materiálů. Praha: SNTL - Nakladatelství technické literatury, 1984, s. 20-33, 41-44.
PLAGGE, R., 1991: Bestimmung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit im Boden. Bodenökologie und Bodengenese (Berlin), Heft 3, 152 ss
SANIGA, M., 1999: Štruktúra a regeneračné procesy Dobročského pralesa. TU Zvolen, Vedecké štúdie 2/1999/A, 63.
SANIGA, M., SCHÜTZ, J.P., 2000: Dynamik des Totholzes in zwei gemischten Urwäldern der Westkarpaten im pflanzengeographischen Bereich der Tannen-Buchen- und Buchenwälder in verschiedenen Entwicklungsstadien, 152, Schweiz. Z. Forstwes., 10/2001, s. 407- 416.
ŠMELKO, Š., 2000: Dendrometria. Zvolen: TU vo Zvolene, 2000, s.107.

VÝZNAM URBÁNNYCH (ANTROPOGÉNNYCH) PÔD A ICH IMPLEMENTÁCIA V PLÁNOVACÍCH PROCESOCH MESTA

RELEVANCE OF URBAN (ANTHROPOGENIC) SOILS AND THEIR IMPLEMENTATION IN CITY PLANNING PROCESSES

Jaroslava Sobocká

Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy Bratislava, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava, Slovenská republika, e-mail: sobocka@vupu.sk

Abstrakt

Funkcie pôd v urbánnom ekosystéme sa môžu v priebehu veľmi krátkej histórie meniť veľmi rýchle. Výsledkom bývajú silne zmenené pôdy so stopami ich historického využívania. Ekologické funkcie urbánnych pôd môžu silne degradovať v dôsledku intenzívnych priemyselno-urbanizačných aktivít, environmentálne funkcie sú zase oveľa rôznorodejšie - multifunkčné. Samotná kvalita urbánnych pôd závisí od jej využitia v urbanizovanom priestore, t.j. funkčné využitie krajiny je dominantným faktorom vývoja týchto pôd. Funkcie urbánnych pôd sú odlišné od funkcií v poľnohospodárskej či lesnej krajine. Hodnotia sa: ako základňa pre život a životné prostredie človeka, ako základňa pre život rastlinných a živočíšnych organizmov, ako komponent prírodnej a hydrologickej rovnováhy, ako komponent živinového cyklu, ako filtračné, pufračné a transformačné médium, ako archív prírody a kultúry, ako priestor pre poľnohospodársku a lesnú produkciu biomasy, ako médium pre infiltráciu, retenciu a prúdenie vody, ako regulačné teleso klímy s chladiacim efektom. Kritériá hodnotenia kvality pôdy a rešpektovanie ich pôdnych funkcií nie sú implementované do riadiacich a plánovacích procesov, hlavne tých ktoré riešia problematiku životného prostredia v mestách. Podobne súvisiace legislatívno-právne opatrenia sa netýkajú ochrany urbánnych pôd a nie sú včlenené do celkovej ochrany pôd, čo je zrejme úloha pre budúcnosť.

Kľúčové slova: urbánna pôda, pôdne funkcie, urbánny ekosystém, ochrana pôdy

Abstract

Soil functions in urban ecosystem can be changed very quickly in course of very short history. The results of this process can strongly change soils with traces of their historical use. Ecological functions of urban soils can strongly degraded due to intensive industrial-urbanization activities, environmental functions are more various – multifunctional. The quality of urban soils itself is depending upon their use in urbanized area, i.e. functional use of urbanized land is dominating factor of development of these soils. Functions of urban soils are different from ones in agricultural or forest landscape. They evaluate as a basis for live and environment of human, as a basis for plant and animal organisms, as a compound of natural and hydrological balance, as a component of nutrient cycle, as a filtration, buffering and transformation medium, as a natural and cultural archive, as a space for agricultural and forest biomass production, as a medium for infiltration, retention and flux of water, as regulation climate body with cooling effect. Criteria of soil quality and respecting of their soil functions are not implemented in control and decision processes, mainly in that which dealing with topic of environment in cities. Likewise relating legislative and legal measures do not refer urban soil protection and do not include in the general soil conservation. Perhaps this is a task for future.

Key words: urban soil, soil functions, urban ekosystem, soil conservation

Úvod

Urbánne pôdy predstavujú všeobecný terminologický pojmem pre pôdy vyskytujúce sa v urbanizovanom, priemyselnom, dopravnom, banskom a vojenskom území. Podľa najnovšieho klasifikačného systému pôd Slovenska (SPS, VÚPOP 2000) je väčšina urbánnych pôd zaradená do skupiny pôd antropických, t.j. pôd s prejavom výrazného antropického pôdotvorného procesu, tzv. antropedogenézy. Prevažná väčšina týchto pôd predstavuje pôdy, ktoré sú v tomto systéme pomenované ako kultizeme a antrozeme. Okrem nich v urbanizovanom území nachádzame pôdy prirodzené, (napr. mestské lesoparky) a pôdy čiastočne fyzikálne alebo chemicky narušené (napr. pôdy s pôvodnou morfológiou, ale so zmeneným chemizmom pôd v dôsledku emisného spadu).

Terminologicky treba rozlíšiť dva pojmy: urbánne a antropogénne pôdy. Termín *„antropogénne pôdy"* predstavuje zovšeobecnený pojem pre pôdy zaradené do tried podľa antropogénnych znakov do antropogénnych pôd, t.j. je to klasifikačný koncept. Termín „*urbánne pôdy*" bol zavedený Burghardtom (1994) ako všeobecný terminologický koncept pre pôdy vyskytujúce sa v urbanizovanom, priemyselnom, dopravnom, banskom a vojenskom území. Hlavným dôvodom ich diferenciácie je ich umiestnenie v tomto priestore. Tieto pôdy možno veľmi ľahko odlíšiť podľa toho, v akom priestore sa nachádzajú, t.j. pôdy nachádzajúce sa v banskom území sa často nazývajú banské pôdy, industriálne pôdy sú pôdy priemyselných oblastí ap. (Sobocká 2001). Tento prístup založený na princípe lokalizácie je ich základným diferenciačným kritériom.

Avšak doteraz v medzinárodnej literatúre zaznamenávame nejednotné chápanie termínu „urbánne pôdy", hoci sa zachováva princíp lokalizácie. Sú dva prístupy: jeden chápe pôdu užšie, to znamená, urbánne pôdy sú len plochy ohraničené silnou antropickou činnosťou a ostatné plochy považuje za prírodné pôdy. Druhý prístup uvažuje urbánne pôdy v oficiálnych hraniciach mesta, nakoľko všetky plochy mesta sú súčasťou jednotného urbánneho systému. Naše chápanie sa približuje druhému prístupu, nakoľko urbánne pôdy možno študovať len v interakcii s ostatnými zložkami socio-ekonomického a prírodného prostredia.

Špecifické funkcie urbánnych pôd

Urbánna pôda ako základňa pre život a životné prostredie človeka

Princípom hodnotenia tejto pôdnej funkcie je nebezpečenstvo, ktoré vzniká pri bezprostrednom kontakte človeka s pôdou. Zdravie a život človeka môžu byť ovplyvnené rôznou kontamináciou z pôd či výskytom patogénnych (alergénnych) organizmov, ktoré môžu napádať a infikovať ľudský organizmus. Pôdne kontaminanty môžu znižovať kvalitu potravín pre konzumenta v potravovom reťazci. Tiež je nebezpečný kontakt človeka s kontaminovaným prachom. Tento sa dostáva do dýchacieho traktu veľmi rýchlo vdychovaním, či iným spôsobom, čo môže vo veľkej miere ovplyvniť jeho zdravie. Na tieto ohrozenia sú zvlášť vysoko citlivé diferencované mestské populácie, hlavne deti, starí a chorí ľudia. V urbanizovaných priestoroch sú zvlášť citlivé na kontakt s pôdou deti, pri hraní môžu jesť zeminu (piesok), porania sa v zle udržiavaných pieskoviskách a ihriskách, môžu sa dostať do kontaktu s nebezpečnými látkami (stavebný odpad) a podobne. Čisté a hygienicky nezávadné pôdy, ktoré neobsahujú polutanty, ani iné nebezpečné látky, chránia ľudský organizmus a zabraňujú prieniku kontaktnej pedosféry do podzemných vôd a do atmosféry. Takto pomáhajú redukovať náklady spoločnosti vynakladané na celkový zdravotný stav mestského obyvateľstva.

Urbánna pôda ako základňa pre život a životný priestor zvierat, rastlín a pôdnych organizmov

Táto funkcia sa snaží chrániť pôdu ako lokalitu pre kultivované i nekultivované rastlinné a živočíšne spoločenstvá vyskytujúce sa v urbanizovanom či priemyselnom prostredí. Pôdu treba hodnotiť ako základňu vzácnych biologických území a rastlinného habitatu v urbanizovanom území. Jej význam spočíva v ochrane biodiverzity a možnosti nerušeného vývoja celkovej prírody. Na druhej strane pôdy výrazne narušené antropogénnou činnosťou (degradované pôdy) musia byť predmetom sanácie a ich funkcia sa výrazne degraduje. Preto hodnotenie a mapovanie vegetácie a flóry vo vzťahu ku pôde má veľký význam nielen z hľadiska udržateľnosti a vývoja vzácnych biotopov, ale i pre odhalenie pôdnych území so zníženou či porušenou funkciou.
Pôda je však aj prostredím výbehu v domácnostiach chovaných zvierat (psov, mačiek, a iných domácich miláčikov), prostredím pre chov vtáctva, hydiny a iných hospodárskych zvierat. Často krát je ochranná funkcia týchto pôd znížená v dôsledku jej znečisťovania exkrementmi a možným infikovaním patogénnymi organizmami. Pôdne organizmy majú často krát zníženú funkciu v dôsledku nedostatočného mikrobiálneho rozkladu zapríčineného „nezdravým prostredím“. Ide napr. o pôdy pod nepriepustnou asfaltovou vrstvou, betónom, kedy, kedy anaeróbne podmienky prispievajú k vzniku patogénnych prostredí. Podobne zasolené pásy pôdy pozdĺž ciest a diaľnic (v dôsledku solenia ciest počas zimy) zapríčiňujú výskyt špecifických baktérií odolných voči alkalickému pôdnemu prostrediu

Urbánna pôda ako komponent prírodnej rovnováhy
Je to základná ochranná funkcia všetkých prírodných zložiek vyskytujúcich sa v urbanizovanom území. Zabezpečuje nielen ochranu všetkých prvkov fyzicko-geografickej či geoekologickej sféry, ale i eviduje možné ohrozenia v dôsledku možných antropogénnych ovplyvnení. Pôda ako jeden z indikátorov stavu prírodného prostredia odhaľuje a eviduje možné dopady rôznych priemyselno-urbanizačných aktivít na okolitú prírodu (mestské parky a lesoparky, okrasné záhrady, vzácne biotopy, chránené územia). Intenzita rušivých a deštrukčných ľudských zásahov v tomto prostredí býva vysoká a rôznorodá, napr. ovplyvnenie lesných spoločenstiev a lesoparkov emisiami, kyslými dažďami, vývoz smetiskového odpadu do lesa, neriadené, či zakázané stavby a skládky, rušenie lesnej zveri a vtáctva hlukom, a pod.

Urbánna pôda ako komponent hydrologickej rovnováhy
Hodnotenie tejto funkcie pôdy je založené na distribúcii a infiltrácii povrchovej i podzemnej vody sústredenej v aeračnej zóne pôdnych profilov. Pôda predstavuje určitý filter, ktorý voda využíva pri prechode profilom. Na prechod pôdnym telesom potrebuje prúdenie (tok) vody určitý čas, kedy môže pôdu buď vyčistiť od nežiaducich látok (solí, prachu, kontaminantov), alebo na druhej strane pôdny profil zaniesť rôznymi škodlivými látkami. V tomto smere má prioritu samotná kvalita podzemnej vody a jej možnosti prenikať do aeračnej zóny pôd. Tento aspekt je zvlášť dôležitý vtedy, ak sa voda využíva pre pitné účely, nakoľko existuje nebezpečenstvo možného kontaktu znečistených pôd s podzemnou vodou využívanou pre pitné účely. Ďalším kvalitatívnym aspektom je aj hodnotenie distribúcie vody tam, kde častá či náhodná erózia alebo záplavy ohrozujú znečistenie podzemnej vody. Tieto rizikové územia možno nájsť aj v menej využívaných územiach, napr. ak erózia vzniká vo vyšších polohách terénu, záplavy bez výnimky postihujú všetky typy urbanizovaných území.

Urbánna pôda ako filtračné a pufračné médium (ťažké kovy)
Táto pôdna funkcia má mimoriadny význam, zvlášť v urbánnom environmente, pretože hlavné zdroje znečistenia ako sú doprava, priemysel, stavebná činnosť, apod. sa koncentrujú v priemyselných a urbanizovaných územiach a produkujú veľké množstvo emisných spadov, hlavne ťažných kovov. Je potrebné zdôrazniť, že mnoho senzitívnych (citlivých) ľudí, či zvierat, alebo iných organizmov trpí znečistením a jeho druhotnými účinkami. Meranie a

hodnotenie pufračnej schopnosti pôd môže napomôcť chrániť zdravie ľudí, živočíchov i rastlín, tiež čistotu podzemných a povrchových vôd.
Ak sú polutanty v pôde viazané na ílové minerály a humusové látky, možno ich spoľahlivo udržať mimo potravového reťazca. Hlavne ílové minerály a väčšina organických látok sú zložkami jemnozeme s vysokou kapacitou zadržať a čiastočne eliminovať ťažké kovy. Intenzita týchto pôdnych procesov sa väčšinou silne viaže na hodnoty pH, t.j. sila väzby v ílových mineráloch ťažkých kovov sa znižuje so znižovaním pH hodnôt. Časť mobilnej frakcie humusu býva vysoká v kyslom prostredí a následne schopnosť väzby humusu sa znižuje pri nízkych hodnotách pH. Tieto poznatky sa zohľadňujú pri hodnotení pôdy ako média pre filtrovanie a pufrovanie ťažkých kovov. Je zrejmé, že objemová hmotnosť je dôležitým aspektom pre pufrovanie, pretože 1 cm^3 pôdy viaže dvojnásobok ťažkých kovov, ak má dvojnásobnú váhu. Na druhej strane ohraničuje možnosti pre pufrovanie pôdnych zložiek. pri vysokej objemovej hmotnosti.

Urbánna pôda ako transformačné médium
Funkcia je založená na schopnosti pôdy transformovať chemické zložky, predovšetkým pomocou mikroorganizmov. Pozornosť je sústredená na úlohu mikroorganizmov pri transformačnom procese a v urbanizovanom priestore má tak isto mimoriadny význam. Ak mikroorganizmy žijú v prostredí, ktoré má optimálnu kvalitu vody, živiny a životný priestor, ako aj primeranú teplotu, ich množenie, rast a tým aj transformácia budú veľké. Pretože mikrobiologická aktivita je najvýraznejšia hlavne pri povrchu pôdy, význam pre hodnotenie pôdy ako transformačného média má len povrchový pôdny horizont. Hodnotenie zohľadňuje nielen pôdne vlastnosti ako obsah humusu a typ pôdnej štruktúry, ktoré silne vplývajú na mikrobiologickú aktivitu, ale aj pH hodnoty, nakoľko aj pôdna reakcia sa výrazne podieľa na aktivite mikroorganizmov. Na druhej strane treba pripomenúť, že v urbanizovanom území nachádzame územia pokryté dlažbou, asfaltom, líniovými konštrukciami, betónovými blokmi, pod ktorými aktivita transformačných procesov ustáva, resp. stáva sa patogénnou. Vzhľadom na obmedzený životný priestor (nezdravé anaeróbne podmienky) činnosť mikroorganizmov sa redukuje, resp. orientuje na zmenený mutačný proces. V tomto smere sa transformačný proces zastavuje a urbanizované prostredie sa tak stáva semenišťom patogénnych organizmov.

Urbánna pôda ako archív prírody a kultúry
Hodnotenie archívnej funkcie sa zakladá na konzervovaní takých pôd, ktoré vykazujú špeciálne znaky ako je napr. kombinácia dávnych (reliktných) pôdotvorných faktorov, bývalého využívania zeme, významné archeologické poznatky o pôde, atď. Takto možno zachovať dokumenty o minulosti krajiny, resp. civilizácie pre pochopenie súčasnosti i budúcnosti. Archívne funkcie rozlišujú pôdu ako dokument o histórii krajiny a pôdu ako médium, ktoré uchováva dôkazy o pôvode a dejinách civilizácií. Hodnotenie archívnej funkcie nemožno všeobecne generalizovať, nakoľko existuje vysoká variabilita pôdnych vlastností s veľmi diferencovanou významovosťou v rôznych územiach. Je založené hlavne na expertných poznatkoch. Príkladmi kultúrnej histórie môžu byť: (i) pôdy vzniknuté z veľmi špecifického (zriedkavého) pôdotvorného substrátu (napr. vrstvy pôd so znakmi vyhorených miest v historickom čase); (ii) pôdy s kultúrnymi reliktami (predhistorické alebo lokálne zvláštnosti napr. remeselníctvo, domácnosť, banská ťažba); (iii) pôdy ovplyvnené špeciálnym (historickým) používaním (dávne vinohradníctvo, zakladanie starých terás, a pod.).

Urbánna pôda ako priestor pre produkciu rastlín
Funkcia hodnotí optimálne podmienky pre rast rastlín ako dôležitú základňu života ľudí a zvierat. Sústreďuje sa na produkciu potravín pre človeka a ostatné organizmy v rámci potravového reťazca. Hodnotenie je založené na prirodzenej úrodnosti pôdy. Najprv sa hodnotia fyzikálne vlastnosti pôdy: dostatočná hĺbka zakorenenia a zrnitosť pôdy. Ďalšími dôležitými znakmi sú množstvo rastlinou prístupnej vody a pôdny vzduch, zásobenie rastlín

živinami (sorpčný komplex) a pôdna štruktúra. Prímestská poľnohospodárska produkcia je do určitej miery závislá od charakteru pôd a miery jej znečistenia, nakoľko sa nachádza v blízkosti zdrojov emisií. Z tohto hľadiska je potrebné priebežné monitorovanie rizikových prvkov. Zvlášť nebezpečné sú poľnohospodárske produkcie prímestských záhrad a záhradkárskych osád, nakoľko ich lokalizácia v blízkosti priemyselných podnikov a dopravných trás nedáva záruku na pestovanie hygienicky nezávadnej produkcie. Tiež nadmerné používanie pesticídov, či rôznych fertilizačných opatrení môže viesť k ďalšej kontaminácii týchto pôd.

Pre rast rastlinnej produkcie sú dôležité klimatické podmienky, ktoré môžu byť ovplyvňované mnohými faktormi. Prímestská poľnohospodárska produkcia v urbanizovanom prostredí aj ostatná urbánna vegetácia priaznivo pôsobí ako tlmiaci efekt extrémnych klimatických prejavov. Produkuje kyslík, redukuje teploty v lete a zmierňuje teploty v zime a v dôsledku evapotranspirácie sa podieľa na zvyšovaní celkovej humidity územia. Treba tiež uvažovať o tom, že rastliny sú dôležité ako lapače prachu, ktoré ho môžu dažďom vetrom alebo gravitáciou prenášať do pôdy, kde sa táto zdraviu nebezpečná zložka pôdy akumuluje a stabilizuje. Okrem toho bohatá rastlinná vegetácia poskytuje estetický zážitok pre človeka a priaznivo pôsobia na jeho duševné zdravie. Avšak tento účinok nezávisí len na type rastlinstva (trávny porast, okrasné záhrady, lesopark, vinice, sady), ale aj na ročnom období.

Urbánna pôda ako komponent živinového cyklu

Jednou zo základných funkcií pôdy je jej produkčná schopnosť. Jednou z vlastností produkčnej schopnosti je schopnosť pôdy udržať živiny a poskytnúť ich pre rast a vývoj rastlinných spoločenstiev. Nakoľko kvalitná pôda dokáže uvoľniť veľké množstvo živín, aj príjem živín rastlinami býva vysoký. Tento trend je podporený umelým hnojením a inými zúrodňovacími zásahmi. Ak dôjde k vyčerpaniu živín rastlinami, pôda sa síce zbavuje kationických živín ako draslík, horčík, vápnik a sodík, avšak pútacie (sorpčné) schopnosti pôdy zostávajú vysoké. Inými slovami, pôda má schopnosť udržať živiny potrebné pre ekologický cyklus a v tomto je jej funkcia veľmi významná. V niektorých prípadoch možno hodnotiť aj určitú zásobenosť pôd živinami, kedy množstvo využiteľných viazaných katiónov závisí od materského substrátu pôdy.

Urbánna pôda ako médium pre infiltráciu, retenciu a prúdenie vody

Hodnotenie pôdy ako média pre zadržiavanie a prúdenia vody má mimoriadny význam v urbanizovanom území, ktoré predstavuje na rozdiel od voľnej krajiny teleso popretkávané kanalizačnými zariadeniami s usmernenými odtokmi i zaplombovaním, t.j. vytvorením nepriepustného povrchu bez možnosti riadeného odtoku vodných zrážok. Rozloženie siete mestskej kanalizácie a sa stáva dôležitým subjektom plánovania mesta. Nedostatočné poznatky o vlastnostiach pôd v mestách môžu spôsobiť rôzne záplavové udalosti spojené s nedostatočným vsakovaním vody do pôdy. Táto funkcia pôdy môže poskytnúť potrebnú informáciu o ich vlastnostiach a podporiť rozhodovanie pre ďalšie plánovanie mesta s cieľom prevencie záplav. Mnohé vybudované kanalizačné siete nerešpektujú schopnosti pôdy infiltrovať (zadržiavať) vodu, t.j. celkovú kapacitu zásob vody v pôde. Podrobné vyhodnotenie tejto funkcie poskytne dodatočné informácie o možnostiach, ako je treba merať schopnosť retenčnej kapacity pôdy, napr. pri náhlych zrážkových udalostiach.

Urbánna pôda ako regulačné teleso klímy – chladiaci efekt

Vplyv pôdy spolu s vegetáciou výrazným spôsobom zlepšuje urbánnu mikroklímu a celkovo prispieva k lepším podmienkam pre život. Chladiaci efekt vyparovania pôdnej vody redukuje vysoké teploty a zvyšuje relatívnu humídnosť hlavne v nižších prízemných vrstvách počas leta. V dôsledku nízkych teplôt v zime sa vyskytuje silná redukcia vyparovania a vtedy je chladiaci účinok veľmi malý až nulový. Hodnotenie chladiaceho efektu pôdy je silne spojené s vyparovaním (evaporáciou) pôdnej vody. Voda sa vyparuje v závislosti od teploty vzduchu

a humídnosti vzduchu. Prístupné množstvo vody, ktoré sa môže vypariť je teda dôležitým vstupným parametrom. Aj vegetácia spolu s pôdou v urbanizovanom prostredí priaznivo pôsobí ako tlmiaci efekt extrémnych klimatických prejavov ako je sucho, veternosť, nedostatok vlahy a pod. Pôda produkuje kyslík, zmierňuje teploty v lete a v zime a v dôsledku evapotranspirácie sa podieľa na zvyšovaní celkovej humidity územia

Kvalita urbánnych pôd

Najprv je treba zdôrazniť, že neporovnateľne väčšia pozornosť sa venovala a stále sa venuje skúmaniu poľnohospodárskych pôd, pre ktoré boli navrhnuté kritéria hodnotenia kvality týchto pôd predovšetkým kvôli ich produkčným vlastnostiam. Problém hodnotenia urbánnych pôd nie je zatiaľ vyriešený a doteraz nebola všeobecne deklarovaná kvalita urbánnych pôd. Pri jej definovaní na rozdiel od poľnohospodárskej pôdy treba zohľadniť hlavne ekologické, environmentálne a socio-ekonomické funkcie. Všeobecne možno deklarovať, že kvalita urbánnej pôdy závisí od toho ako je pôda využívaná rôznymi skupinami mestskej populácie. Z vyššie uvedeného dôvodu sa v poslednom období čoraz častejšie dôraz kladie na skúmanie urbánnych pôd z hľadiska potenciálneho rizika ohrozenia zdravia človeka, nakoľko s týmito pôdami sme či už v priamom alebo nepriamom dennom kontakte. Navrhovanie kritérií hodnotenia kvality urbánnych pôd vychádza z týchto princípov:

- využitie urbánnych pôd v urbánnom komplexe (druh a intenzita)
- možnosti kontaktu človeka s týmito pôdami a tým aj ohrozenia ľudského zdravia.
- rešpektovanie pôdnych funkcií v urbánnom komplexe.

Definovali sme niekoľko typov urbánneho územia využívaných mestskou populáciou. Sú rozdelené podľa požiadaviek na kvalitu pôdy na niekoľko typov.

1. typ sú detské ihriská, detské škôlky, školské dvory, detské futbalové štadióny sú mestské areály, ktoré využíva detská populácia do 15 rokov. Využitie týchto plôch je zvlášť rizikové z hľadiska zhoršenej kvality pôdy (Sobocká, Burghardt 2005). Nebezpečenstvom z pôd je ich kontaminácia z dopravných, priemyselných a iných zdrojov. V niektorých krajinách existujú projekty ochrany týchto areálov na základe zákonom určených limitných hodnôt rizikových prvkov, špeciálne určených pre tieto plochy. Tieto miesta by mali byť monitorované a chránené z hľadiska zdravia detí a mladých ľudí. Tieto územia môžu byť aj infikované exkrementmi psov, mačiek, a iných zvierat žijúcich v urbanizovanom priestore a predstavujú potenciálne nebezpečenstvo nákazy hlavne pre detskú populáciu.

2. typ sú športoviská, plochy využitia voľného času a ostatné plochy pre ľudí, ktorí priamo, alebo nepriamo prichádzajú do kontaktu s pôdou. Sú to športoviská pre dospelých, rekreačné areály, zóny voľného oddychu, reštaurácie v otvorenom priestore, kiná (amfiteátre) v otvorenom priestore. Mnohé z nich sú bez vegetácie a môžu byť tvorené materiálom ako popolčeky, trosky a recyklované materiály. Tie sa stávajú zdrojom jemného prachu (častice < 10 μm), ktorých dýchanie spôsobuje zdravotné problémy. Súčasťou tohto typu sú verejné zelené plochy ako parky, lesoparky, prírodné rezervácie, rozmanité zelené plochy ako pouličná zeleň, stromoradia, ktoré slúžia ako dominantné lokality s bariérovou funkciou hlavne v emisných lokalitách. Majú vysokú filtrovaciu kapacitu prachu a pre mestá sú nevyhnutné pre zachovanie zdravého životného prostredia.

3. typ sú obytné zóny, sídelné štvrte, vilová a rodinná zástavba, tiež komerčno-obytné a komerčné plochy vrátane historického jadra a priľahlých území. Stupeň ich zástavby je rôzny, avšak v každom prípade predstavujú životné prostredie, ktoré má mať všetky atribúty nezávadnosti. Je to miesto akumulácie najväčšieho počtu mestského obyvateľstva a preto nároky na životné prostredie majú byť vysoké. Tento typ urbánneho ekosystému produkuje veľké množstvo odpadov a smetí, preto nároky na čistotu a estetiku týchto priestorov sú vysoké. Bohužiaľ skutočnosť býva iná, prach, špina, odpady sú sprievodným javom mnohých obytných štvrtí. V mnohých mestách čistota obytných štvrtí a ich údržba je nedostatočná.

Nestačí len pokosiť trávnik, ale aj odstrániť naakumulovanú špinu pozdĺž chodníkov a ciest a starať sa o kompletnú výsadbu zelene. Vyšliapané chodníky plné kontaminovaného prachu treba zatrávniť a udržiavať v dobrom stave.

4. typ sú poľnohospodárske územia (orná pôda, lúky a pasienky, sady, záhrady a vinohrady). Vzhľadom na to, že produkcia poľnohospodárskych produktov sa realizuje v prímestskej (sub-urbánnej) zóne, tieto lokality sú predmetom zvýšenej pozornosti najmä vo vzťahu k produkcii nezávadných potravín. Ich plocha sa nárastom urbanizačného vývoja čoraz viac zmenšuje, avšak ich výskyt má svoje opodstatnenie (rýchla dostupnosť na mestské trhy, možnosť pestovania čerstvej zeleniny a ovocia, lepšie nákupno-odberateľské možnosti ap.). Je potrebné sledovať vlastnosti týchto pôd predovšetkým z hľadiska ich možnej kontaminácie pokiaľ sa nachádzajú v blízkosti priemyselných a iných emisných zdrojov, spaľovní a intenzívnych dopravných a komunikačných línií (autostrády, letiská, železnice).

5. typ sú priemyselné, banské, dopravné, prípadne vojenské lokality. Sú to lokality s veľkým množstvom produkcie exhalátov, emisií a rôznych technogénnych odpadov z priemyselnej, ťažobnej, banskej a ťažobnej činnosti. Mesto vždy prijíma opatrenia na elimináciu emisných spadov, resp. znáša dôsledky týchto aktivít a snaží sa o nápravu. Avšak väčšinou býva v úlohe pasívneho prijímateľa pokút za znečistenie životného prostredia. V mnohých mestách sa tiež nachádzajú opustené územia evidované mestom ako pozostatok a demonštrácia bývalých priemyselných, ťažobných alebo banských aktivít. Manažment a administratíva mesta bývajú veľa krát konfrontovaní s problémami využitia opustených miest, napr. rôzne druhy skládok odpadu, stavebného materiálu, chemicky znečistené územia, staré environmentálne záťaže. Tieto tzv. „brownfields“ sú nebezpečné z hľadiska ich nedostatočnej zabezpečenosti voči ich kontaktu s obyvateľstvom a možného transferu napr. kontaminovaných prachových častíc do bezprostredného okolia, t.j. životného priestoru obyvateľstva. Je potrebné poznať stav kontaminácie, resp. stupeň degradácie týchto lokalít, aby sa mestá mohli správne rozhodnúť pre ich ďalšie využívanie.

6. typ predstavujú plochy špecifického využitia ako sú prímestské záhradkárske osady, cintoríny, pohrebiská, lokality v okolí benzínových púmp, atď. Napr. súkromné záhrady a záhradkárske osady sú médiom pre rast rastlín, ale aj kloakou pre polutanty. Tieto pôdy prijímajú veľké množstvo zúrodňovacích komponentov, pesticídov a minerálnych hnojív, ktoré môžu byť potenciálne kontaminované rôznymi polutantmi. Mesto musí mať poznatky o nezávadnosti pôd týchto území jednak z hľadiska produkcie zeleniny, jednak priamo stykom detí hrajúcich sa v záhradách. Pri zistení kontaminácie záhrad musia byť zavedené opatrenia pre zabránenie transferu polutantov do podzemných vôd. Podobne je potrebné zabezpečiť cintoríny a pohrebiská voči infikovaniu pôdneho prostredia pri nedostatočnej mineralizácii organickej hmoty a možného transferu nebezpečných patogénnych látok do podzemných vôd.

Legislatívne opatrenia a limity kvality pôd

Je potrebné zdôrazniť, že legislatíva Slovenskej republiky z hľadiska hodnotenia kvality pôd nie je špecifikovaná, t.j. posudzovanie kvality pôdy a existujúce limity sú platné len pre poľnohospodársku pôdu a pôda v urbanizovaných, priemyselných, dopravných prostrediach sa neakceptuje. Pre zistenie environmentálnych záťaží sa požíva len metodický pokyn (uvedený nižšie), ktorý však nie je záväzný. Podľa smernice Rady Európy 96/61/ES z 24. septembra 1996 o integrovanej prevencii a kontrole znečisťovania životného prostredia konajúc v súlade s postupom stanoveným v článku 189c Zmluvy sa konštatuje, že hoci existuje legislatíva Spoločenstva v boji proti znečisťovaniu ovzdušia a o prevencii alebo minimalizácii vypúšťania nebezpečných látok do vôd, neexistuje žiadna porovnateľná legislatíva spoločenstva týkajúca sa prevencie alebo minimalizácie emisií do pôdy (čl. 6).

Pritom sa tiež uvádza, že separátne kontroly emisií do ovzdušia, vody alebo pôdy môžu viesť (a vedú) k prenosu jednej zložky životného prostredia do druhej.
Domnievame sa, že pokiaľ sa ochrana pôdy, stanovenie konkrétnych hraničných hodnôt, ktoré neprekračujú zdravotné riziká v znečistených urbanizovaných, priemyselných, dopravných, banských i vojenských územiach nedostanú do legislatívnych zámerov, nemožno hovoriť o celkovej „integrovanej prevencii a kontrole znečisťovania životného prostredia".
Je nepochopiteľné, že životné prostredie SR i EÚ sa monitoruje len cez vodu a vzduch. Je mnoho vedeckých štúdií, ktoré dokazujú, že v pôde sa zachovávajú všetky „stopy" znečistenia, environmentálnych poškodení a znečistení, pôda akumuluje škodliviny i kontaminanty pochádzajúce zo vzduchu i z podzemnej vody. Na druhej strane je médium, ktoré dokáže znečistenie prenášať do iných kontaktných sfér. Zabúda sa na veľmi dôležitú funkciu pôdy, nie je to produkčná schopnosť, ale schopnosť pôdy pufrovať (zmierňovať) množstvo kontaminantov v pôde cez pufračné, filtračné, transformačné či bariérne funkcie. To znamená, že kvalitná pôda s dobrou zásobou kvalitného humusu, vyvinutou pôdnou štruktúrou i priaznivým vodno-vzdušným režimom sa s kontaminantmi dokáže do určitej miery vysporiadať sama.
Zákon 205/2004 (podobne zákon 245/2003 Z.z.) síce uvádza prahové hodnoty pre uvoľňovanie znečisťujúcich látok do pôdy (príloha 1 k zákonu 205/2004 Z.z.), avšak neuvádza znečistenie samotnej pôdy, t.j. pre podmienky kontroly znečistenia životného prostredia je informácia nedostatočná. Zisťovanie prítomnosti znečisťujúcich látok je možné predovšetkým v pôde, pretože je kontaktným médiom, indikátorom kvality životného prostredia. Slovenská republika rieši legislatívne problém kontaminácie a degradácie pôd v týchto legislatívnych normách:

- **Metodický pokyn MSPNM a SKŽP č. 130/1992**.

Je to pokyn vypracovaný pre koncepciu likvidácie starých environmentálnych záťaží a obsahujúci limity pre hodnotenie stavu znečistenia zemín a podzemných vôd v kategóriách A, B, C (tzv. holandské limity). Podľa tohto pokynu pri prekročení hodnôt kategórie C je nevyhnutné vykonať sanáciu územia. Tento postup je uplatňovaný len pre likvidácii starých záťaží. Nie je komplexne riešené životné prostredie miest a veľkomiest, nakoľko sa neberie do úvahy celková závažnosť zdravotného mestskej populácie a environmentálnych rizík, ani súčasné a budúce využitie územia. Keďže v súčasnosti neexistujú jednotné metodické pokyny pre hodnotenie rizika, používajú sa rozdielne postupy, čo umožňuje často účelové využívanie rizikovej analýzy. Odporúča sa uplatňovať ukazovatele a normatívy pre asanáciu znečistenej zeminy a podzemných vôd. Ukazovatele a normatívy znečistenia zeminy, podzemnej vody a pôdneho vzduchu sa uvádzajú v týchto kategóriách:
A: pozaďové hodnoty, charakterizujúce približné ich prírodne obsahy, prípadne dohodnuté hodnoty požadovanej medze citlivosti analytického stanovenia
B: limitné koncentrácie ukazovateľov, ktorých dosiahnutie vyžaduje prieskumné práce s cieľom vysvetliť pôvod, či zdroj znečistenia
C: limitné koncentrácie ktoré vyžadujú asanačný zásah, ak je preukázané riziko migrácie znečistenia do okolia a možnosť poškodenia ďalších zložiek životného prostredia.
Zemina má dané ukazovatele pre kovy, ostatné anorganické látky, rádioaktívne látky, organické látky, pesticídy, a iné.

- **Rozhodnutie MPSR č. 531/1994-540 o najvyšších prípustných hodnotách škodlivých látok v pôde a o určení organizácií oprávnených zisťovať skutočné hodnoty týchto látok".**

Slovenská republika pristúpila k zavedeniu limitov pre poľnohospodárske pôdy v roku 1994. Tieto limity boli zostavené na základe holandského prístupu a ABC limitov pre poľnohospodárske pôdy Slovenska. Analyzuje sa zrnitostná frakcia pod 2 mm. Ak dosiahnu obsahy určenej rizikovej látky indikačné hodnoty B a C analyzuje sa celý profil a frakcia pod

0,125. Uvádzajú sa hodnoty pre štandardnú pôdu: obsah ílovej frakcie 25 % (frakcia < 2μm) a obsah organickej hmoty 10 % (v kg.100).

- **Zákon č.220/2004 Z.z. o ochrane a využívaní poľnohospodárskej pôdy a o zmene zákona č. 245/2003 Z.z. o integrovanej prevencii a kontrole znečisťovania životného prostredia a doplnení niektorých zákonov**.

V prílohe 2 zákona č. 220/2004 sú uvedené limitné hodnoty rizikových prvkov. Limitné hodnoty podľa najnovšieho zákona o ochrane pôdy zohľadňujú hodnoty pôdnej textúry a pôdnej reakcie, pričom pre stanovenie ich obsahu sa využíva rozklad lúčavkou kráľovskou, pri Hg celkový obsah. Prevýšenie limitnej hodnoty aspoň jedného rizikového prvku indikuje jeho kontamináciu. Pri prevýšení limitnej hodnoty sa určí kritická hodnoty znečistenia, vypracuje sa zhodnotenie rizík zo znečistenia poľnohospodárskej pôdy a vypracuje sa návrh na odstránenie znečistenia. Určené sú detailné metódy stanovenia odberu a úpravy pôdnych vzoriek a vybraných ukazovateľov v poľnohospodárskej pôde.

Záver

Na záver treba poznamenať, že v mestách je celkovo veľký problém ochrany pôd. Je to preto, že ceny stavebných pozemkov sú vysoké a pôda akokoľvek kvalitná nemá v urbanizovanom priestore význam a býva zaberaná pre iné účely. Problémom sú tiež priemyselne využívané a neskôr opustené územia (brownfields), ktoré pre ďalšiu zástavbu nie sú vhodné v dôsledku vysokého zaťaženia škodlivými látkami a pre investora predstavujú plochy s vysokými nákladmi na remediáciu a rekultiváciu. Utilizačná funkcia týchto pôd je na veľmi nízkej úrovni. Tak isto zástavba pôd pre sídelné účely a dopravnú infraštruktúru je prevažne spojená so škodlivými zmenami pôd ako deštrukcia pôdneho profilu, umelo navozené skrývky, zmena pôdnych vlastností, ťažba surovín ap.

Pôvodným zámerom zákona o ochrane pôd je predchádzať týmto javom alebo na minimálnu mieru eliminovať urbanizačné postupy. Avšak realita ukazuje, že pôdne zmeny degradačného charakteru sú pre užívateľov obývaných území, rôznych priestorov pre ekonomické a verejné služby a pod. menej významné až podradné. Práve silné zmeny v pôdach miest a veľkomiest sú často výsledkom nesprávneho využívania funkcií urbánnych pôd, ktoré nerešpektujú ich významnosť pri tvorbe životného prostredia.

Je zámer a motivácia uvažovať o vytvorení a implementovaní legislatívneho rámca pre hodnotenie urbánnych pôd v podmienkach SR. Hlavným predpokladom pre návrh legislatívnych opatrení by malo byť vypracovanie metodiky hodnotenia urbánnych pôd rešpektujúc zachovanie diferenciačných princípov pedo-urbánnych ekosystémov. Sledovaním tohto cieľa sa naskytuje možnosť dôkladnejšej ochrany urbánnych pôd, ktorá do úvahy závažnosť zdravotného a environmentálneho rizika mestského obyvateľstva.

Literatúra

BURGHARDT, W., 1994: Soils in Urban and Industrial Environment. Pflanzenrenährung Bodenk., 157: 205-214.

SOBOCKÁ, J., 2001. New Trends in Anthropogenic Soil Groups Formation. In: Soil Anthropization VI. Proceedings of the Int. Workshop Bratislava, June, 20-22, 2001. ISBN 80-85361-87-6.

BURGHARDT, W., 2005: Urban soils and their impact on health of children. Report of the COST explanatory workshop "Integration and synergy on environment and health". Brussels, Belgium, 16-18 February 2005: 95-97.

SOBOCKÁ, J., 2007: Urbánne pôdy (príklad Bratislavy). VÚPOP Bratislava, 126 s. + prílohy.ISBN 978-80-89128-39-6.

SPS, VÚPOP, 2000: Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. Bazálna referenčná taxonómia. VÚPOP Bratislava, 76 s., ISBN 80-85361-70-1.

ACIDIFIKACE A ZNEČIŠTĚNÍ LESNÍCH PŮD V OBLASTI SLEZSKÝCH BESKYD

FOREST SOIL ACIDIFICATION AND POLLUTION IN THE EGION OF SILESIAN BESKYDS

Luboš Borůvka, Lenka Pavlů, Ondřej Drábek, Antonín Nikodem

Katedra pedologie a geologie, Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha 6, 165 21 Suchdol, Česká republika, e-mail: Boruvka@af.czu.cz

Abstrakt

Česká část Slezských Beskyd představuje vzhledem ke své poloze v blízkosti průmyslových oblastí území s vysokou atmosférickou depozicí rizikových látek a tedy zvýšeným nebezpečím znečištění a acidifikace. Cílem této studie zadané MZe ČR bylo posoudit půdní podmínky oblasti. Byly odebrány vzorky jednotlivých horizontů půdních profilů na 25 místech a byly u nich stanoveny základní půdní charakteristiky, obsahy přístupných živin (P, K, Ca, Mg), vybraných rizikových prvků (Cd, Pb, Zn, Cu a Mn) a výměnných (potenciálně toxických) forem hliníku. Bylo zjištěno, že severní až severozápadní část území je kontaminovaná těžkými kovy, zejména olovem, pravděpodobně v důsledku průmyslové, hutní a těžební činnosti v nedalekém Třinci a na Ostravsku. Většina kovů antropogenního původu je ale zadržena v nadložních organických horizontech. Depozice ovlivnila příznivě obsah bazických složek (Ca a Mg) v půdě. Pod bukovými porosty byly ve srovnání se smrkovými zjištěny vyšší hodnoty pH, kvalitnější organická hmota, vyšší obsahy Ca, Mg, K, Zn a Mn a nižší obsahy výměnného Al. Přímá souvislost kontaminace nebo acidifikace s poškozením porostů v této oblasti ale nebyla zjištěna.

Klíčová slova: lesní půdy, kontaminace, acidifikace, rizikové prvky, těžké kovy, hutnictví

Abstract

The Czech part of the Silesian Beskyds represent an area with high atmospheric deposition of potentially toxic substances and consequently with high risk of pollution and acidification, due to proximity of heavy industry. The aim of this study supported by the Ministry of Agriculture was to assess soil conditions of this area. Samples of separate soil horizons were collected on 25 sites. Basic soil characteristics were determined, as well as available nutrients (P, K, Ca, and Mg), selected risk elements (Cd, Pb, Zn, Cu, and Mn), and exchangeable (potentially toxic) aluminium forms. It was found that northern and north-western part was polluted with heavy metals, especially Pb, probably due to the industrial, mining and metallurgical activity in Třinec and Ostrava region. Most metals of anthropogenic origin were bound in surface organic horizons. Deposition showed positive effect on soil base constituents (Ca and Mg). Higher pH values, better humus quality, higher Ca, Mg, K, Zn, and Mn concentrations and lower content of exchangeable Al were found under beech compared to spruce. Nevertheless, direct relationship between soil pollution or acidification and tree defoliation was not confirmed.

Key words: urban soils, pollution, acidification, risk elements, heavy metals, metallurgy

Úvod

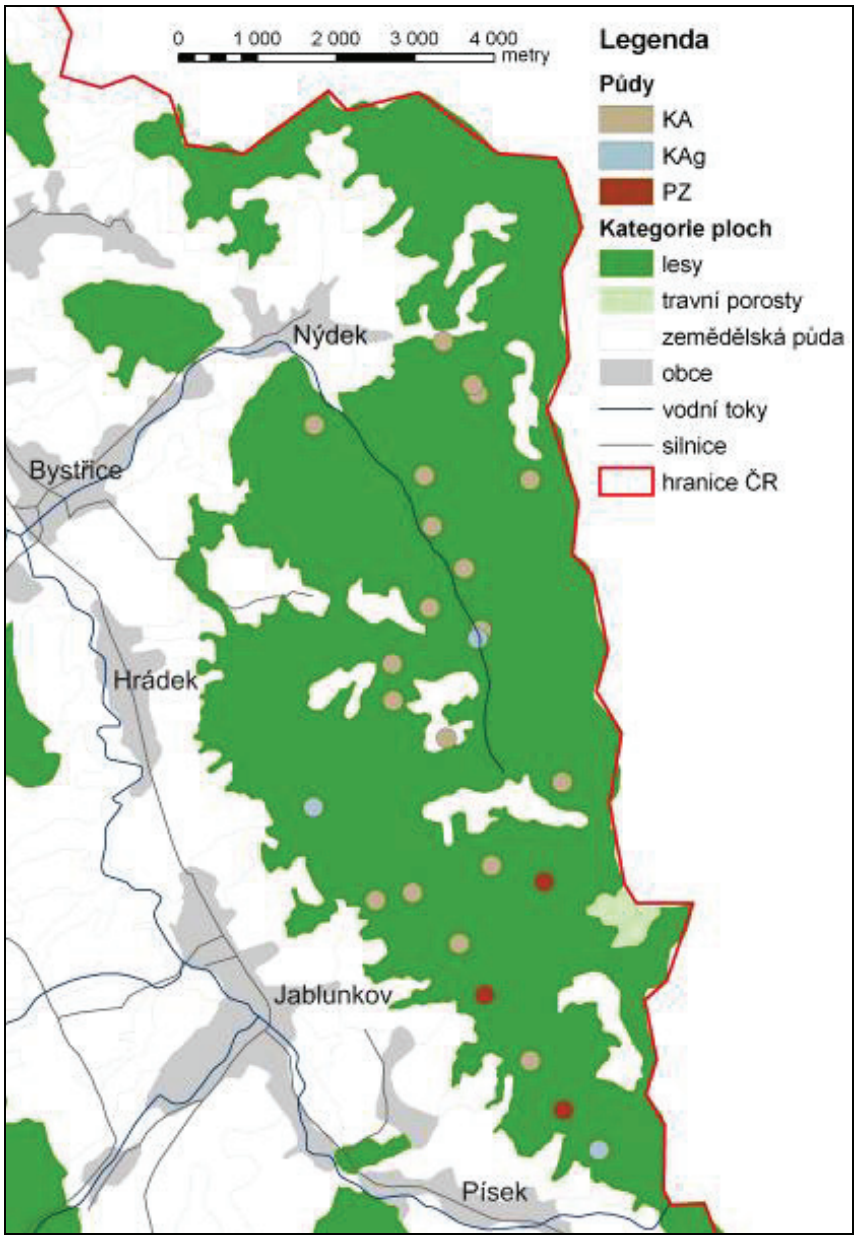
Lesní porosty na území Lesní správy Jablunkov v oblasti Slezských Beskyd v nejvýchodnějším výběžku České republiky vykazují viditelné poškození. Příčina tohoto stavu není dosud uspokojivě vysvětlena. Zájmové území se nachází v blízkosti průmyslové a důlní oblasti, což může představovat významný zdroj kontaminace.

Cílem této studie je posoudit některé půdní faktory, které se mohou potenciálně podílet na zhoršování zdravotního stavu lesních porostů na Jablunkovsku. Konkrétně bylo cílem posoudit míru acidifikace půd a kontaminace rizikovými prvky a zhodnotit prostorové rozložení vybraných ukazatelů půdní degradace.

Materiál a metody

Zájmové území se nachází v české části Slezských Beskyd, které jsou součástí flyšového komplexu Západních Beskyd, jež patří do soustavy geologicky mladých pásemných pohoří, vznikajících koncem druhohor a ve třetihorách z usazenin moře. Rozkládají se na pravém břehu řeky Olše, na západě jsou ohraničeny Jablunkovskou brázdou (údolí řeky Olše), na východě Živeckou kotlinou. Nejvyššími vrcholy české části Slezských Beskyd jsou Velká Čantoryje (995 m n.m.), Stožek (987 m) a Kyčera (990 m).
Geologické podloží Slezských Beskyd je vybudováno převážně z uloženin svrchní křídy. Na zájmovém území převládají čtyři typy hornin. První, nacházející se v jižní a jihozápadní části, je tvořen marinními pískovci, jílovci a slepenci kenozoického stáří (istebňanské vrstvy). Další tři typy hornin jsou tvořeny marinními pískovci a jílovci godulských vrstev mezozoického stáří. Dva z nich, střední a spodní oddíl godulských vrstev, se nacházejí v severní části zájmového území, třetí typ, svrchní oddíl godulských vrstev, tvoří centrální část zájmového území. Mimoto se na území Slezských Beskyd nacházejí lokálně i další typy hornin, ale na těchto plochách nebyl odebírány půdní vzorky.
Slezské Beskydy charakterizují vysoké průměrné srážky, až 1300 mm za rok. Průměrná roční teplota je 6-7°C. V půdním pokryvu převládají kambizemě, převážně dystrické, v nižších polohách modální, a dále ve vyšších polohách podzoly.
V těsné blízkosti zájmového území jsou v provozu Třinecké železárny, a.s., jako potenciální zdroj kontaminace. Dalšími potenciálními zdroji kontaminace či kyselé atmosférické depozice jsou průmyslové a těžební činnosti v nedaleké ostravsko-karvinské oblasti, a obdobné zdroje za hranicemi v Polsku. Zájmové území tak představuje oblast s vysokou depozicí, zvláště těžkých kovů.
Půdní vzorky byly odebrány na 25 lokalitách rozmístěných po celém zájmovém území v závislosti na místních podmínkách (Obr. 1).
Rozsah nadmořských výšek odběrových stanovišť byl 466 až 787 m. Většina lokalit byla tvořena kambizeměmi (KA), převážně dystrickými, pouze na třech lokalitách byl zjištěn půdní typ podzol (PZ). U třech kambizemí bylo patrné oglejení (KAg). Na 14 lokalitách byl smrkový porost (SM), na dalších třech lokalitách byl smrk s podrostem buku. Smrkojedlové a smrkobukové porosty zaujímaly po dvou lokalitách, na jedné lokalitě byl smrkoborový porost. Tři lokality byly pokryty bukovým porostem (BK).
Na každé lokalitě byly odebrány vzorky nadložních organických horizontů F a H a dále všech minerálních horizontů, pokud to jejich mocnost dovolovala. Odebrané vzorky byly usušeny na vzduchu a byla z nich připravena jemnozem.
Ve vzorcích byly stanoveny základní půdní charakteristiky běžnými postupy: půdní reakce aktivní (pH_{H2O}) v suspenzi půdy s převařenou destilovanou vodou, půdní reakce výměnná ve výluhu půdy 1M KCl (pH_{KCl}), kvalita humusu spektrofotometricky pomocí barevného kvocientu ($Q_{4/6}$) – poměru absorbancí výluhu půdy 0,05M $Na_4P_2O_7$ při vlnové délce 400 a 600 nm (Pospíšil, 1981). Obsah přístupných živin byl stanoven ve výluhu Mehlich III (Zbíral, 1996). Konečné stanovení fosforu ve výluhu bylo provedeno spektrofotometricky, draslík byl stanoven pomocí AES a Ca a Mg pomocí AAS. Obsahy rizikových prvků (Cd, Pb, Zn, Cu a Mn) byly stanoveny v extraktu 2M HNO_3 za studena v poměru zemina : extraktant 1 : 10. Obsahy kovů ve výluzích byly stanoveny na atomovém absorpčním spektrometru v plameni acetylen-vzduch za standardních podmínek. Obsah kovů extrahovatelných 2M HNO_3 představuje maximální množství kovů potenciálně mobilizovatelných nebo přijatelných

rostlinami, i když skutečný příjem rostlinami je v naprosté většině případů podstatně nižší. Pro výluh 2M HNO_3 jsou stanoveny maximálně přípustné obsahy kovů v zemědělských půdách (MŽP, 1994).



Obr. 1 Mapa zájmového území s vyznačením odběrových míst

Výměnné, potenciálně toxické formy Al byly stanoveny podle metodiky Drábka et al. (2003). Potenciálně toxické (výměnné) formy Al (Al_{KCl}) jsou extrahovány z půdy pomocí 0,5M KCl v poměru zemina : extraktant 1 : 10 (w/v); směs se protřepává po dobu 24h, poté se odstředí a v případě potřeby filtruje. Koncentrace Al ve výluhu je následně stanovena pomocí ICP-OES (VARIAN Vista Pro, VARIAN, Austrálie).

Výsledky byly statisticky zpracovány v programu Statgraphics Centurion XV. Prostorové rozložení půdních charakteristik bylo hodnoceno pomocí geostatistických nástrojů v programu ArcMap 9.1 (ESRI, Inc.). Pomocí běžného krigingu byly vytvořeny mapy prostorového rozložení jednotlivých charakteristik. Vzorkovací síť nepokrývala rovnoměrně celé území,

takže zejména v západní a severní části jsou hodnoty extrapolovány. Přesto lze získané mapy považovat za vhodné znázornění trendů v prostorovém rozložení hodnot jednotlivých půdních charakteristik.

Výsledky a diskuse

Všechny hodnoty aktivní půdní reakce byly v kategoriích půd velmi silně kyselých a silně kyselých (Tab. 1). Výměnná půdní reakce se pohybovala mezi velmi silně kyselými a středně kyselými půdami. Hodnoty z kategorie středně kyselých půd byly zaznamenány pouze v horizontech B a C, zatímco v horizontech F, H, A a Ep byly pouze hodnoty velmi silně kyselé a silně kyselé půdní reakce. Poměrně vysoké hodnoty barevného kvocientu ukazují, že se jedná o půdy s nízkou kvalitou humusových látek.
Obsahy Al extrahovatelné 0,5M KCl odpovídají obsahům zjištěným např. v lesních půdách Novohradských hor jako oblasti s relativně nízkým zatížením kyselou depozicí (Borůvka et al., 2005). Hodnoty Al_{KCl} v minerálních horizontech zjištěné v této studii jsou srovnatelné i s oblastí Jizerských hor jako představitele území silně zatíženého kyselou depozicí, obsahy v nadložních horizontech byly ale v Jizerských horách vyšší (např. Mládková et al., 2004).

Tab. 1 Průměrné hodnoty půdních charakteristik v jednotlivých horizontech

Horizont	pH_{H2O}	pH_{KCl}	$Q_{4/6}$	Al_{KCl} (mg.kg^{-1})
F	3,86	2,92	9,36	441,1
H	3,81	2,95	8,04	703,0
A + E	3,53	2,83	8,14	855,5
B	3,99	3,68	14,03	743,1
C	4,06	4,04	13,74	418,7

V nadložních horizontech je i díky depozici zásoba přístupných forem vápníku a hořčíku, stejně jako draslíku, dobrá až vysoká (Tab. 2). Jedinou ze sledovaných živin, u které se obsahy v horizontech F a H pohybovaly pouze na úrovni nízké až střední zásoby, je fosfor. Zásobenost minerálních horizontů živinami je ale malá.

Tab. 2 Průměrné hodnoty obsahů přístupných živin (mg.kg^{-1}) v jednotlivých horizontech

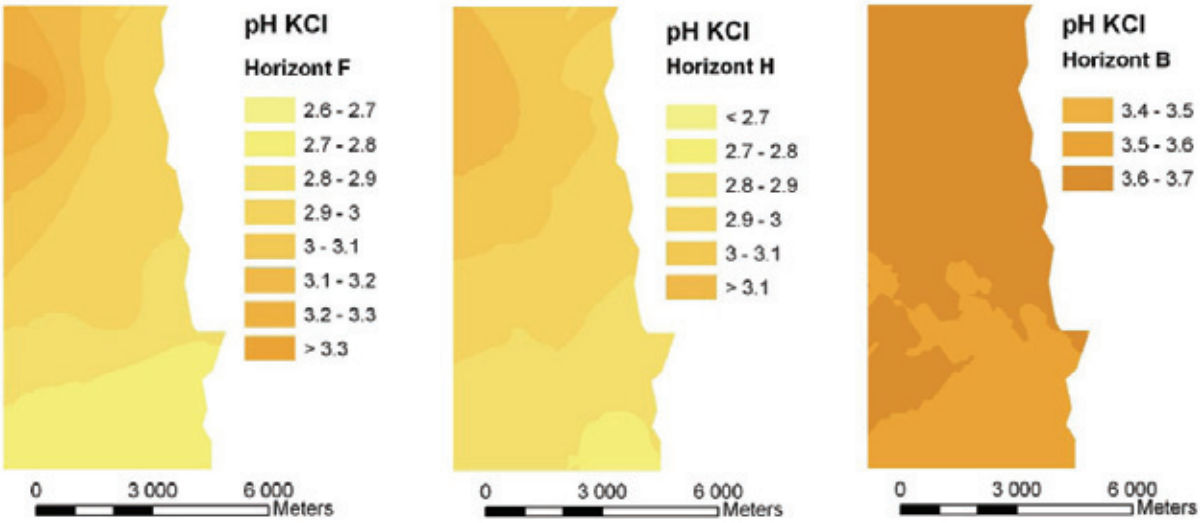
Horizont	*P*	*K*	*Mg*	*Ca*
F	39,4	283,8	122,3	1202,6
H	20,6	178,4	58,0	492,2
A + E	-	53,0	17,8	89,0
B	-	46,9	15,9	107,4
C	-	35,6	-	65,4

Obsahy potenciálně rizikových prvků Cd, Cu, Pb, Zn a Mn se pohybovaly od nízkých hodnot až po hodnoty odpovídající kontaminovaným půdám (Tab. 3). Protože většina vysokých hodnot byla zjištěna v nadložních organických horizontech F a H, lze hovořit o povrchové kontaminaci způsobené atmosférickou depozicí. Stupeň povrchového obohacení, počítaný jako poměr obsahu prvku v horizontu F k obsahu v horizontu B, dosahoval hodnot až 7,5 v případě Cd, 8,9 v případě Zn, 9,2 v případě Mn, 22,7 v případě Pb a dokonce 31,7 v případě Cu. U posledních dvou prvků se projevuje vysoká afinita k organické hmotě, která zadržuje tyto dva prvky ve svrchní vrstvě a omezuje jejich mobilitu a transport do hlubších vrstev. Vazba Pb, Cu a pravděpodobně i ostatních prvků na organickou hmotu v nadložních horizontech ale současně snižuje jejich přístupnost pro rostliny a tedy i jejich toxicitu.

Tab. 3 Průměrné hodnoty obsahů rizikových prvků extrahovatelných 2M HNO_3 ($mg.kg^{-1}$) v jednotlivých horizontech

Horizont	*Cd*	*Cu*	*Mn*	*Pb*	*Zn*
F	0,96	34,9	108,5b	239,7	53,2
H	0,60	27,7	50,2	277,0	27,7
A + E	0,38	6,3	13,8	44,5	10,0
B	0,40	4,1	143,3	17,6	13,3
C	0,40b	3,0	37,7	11,0	13,7

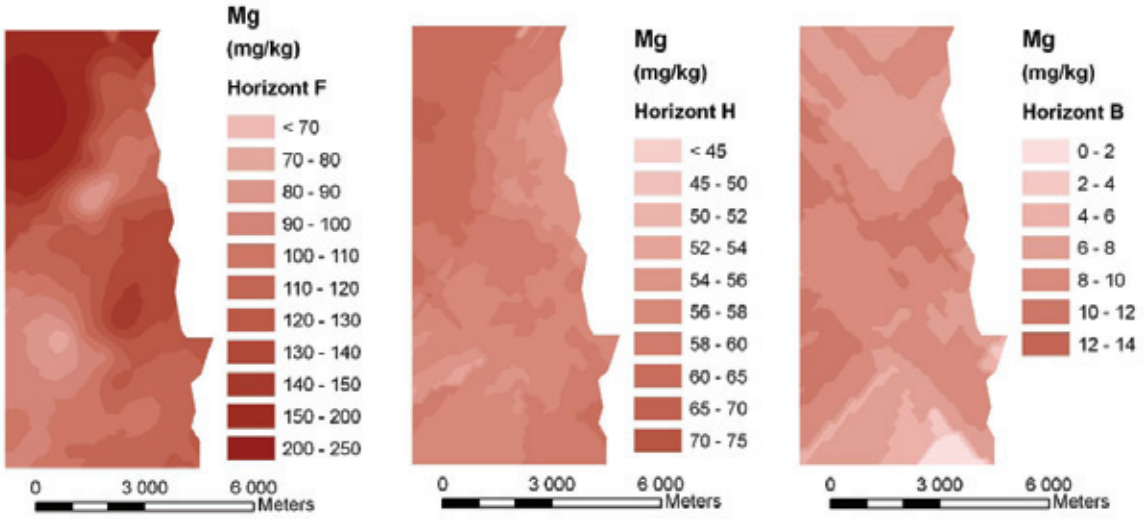
Druhové složení porostu se projevilo statisticky významně na hodnotách půdních charakteristik nadložních horizontů; vliv na charakteristiky minerálních horizontů byl ve většině případů neprůkazný. Bukový porost vykázal průkazně vyšší hodnoty aktivní i výměnné půdní reakce v nadložních horizontech a nižší hodnoty barevného kvocientu, tedy kvalitnější humus v horizontu H. Bukové porosty dále vykázaly ve srovnání se smrkovými vyšší obsah K, Mg a Ca a neprůkazně vyšší i obsah P v horizontu F. Vyšší pod bukovými porosty byly i obsahy Zn a Mn v horizontech F a H, obsahy ostatních těžkých kovů se průkazně nelišily. Koncentrace Al_{KCl} byla pod bukovými porosty nižší než pod smrkovými, tento rozdíl byl ale průkazný pouze v horizontu F. Smíšené porosty většinou vykazovaly přechodné vlastnosti mezi bukovým a smrkovým porostem.
Do hodnocení rozdílů mezi porosty s různou úrovní poškození byly zahrnuty pouze porosty smrkové a smíšené se zastoupením smrku. Mezi jednotlivými kategoriemi relativního poškození porostů nebyly zjištěny jasné a průkazné trendy v hodnotách sledovaných půdních charakteristik. Z těchto výsledků vyplývá, že ani kontaminace sledovanými těžkými kovy, ani obsah potenciálně toxických forem Al se nejeví jako jednoznačná příčina poškození porostů.



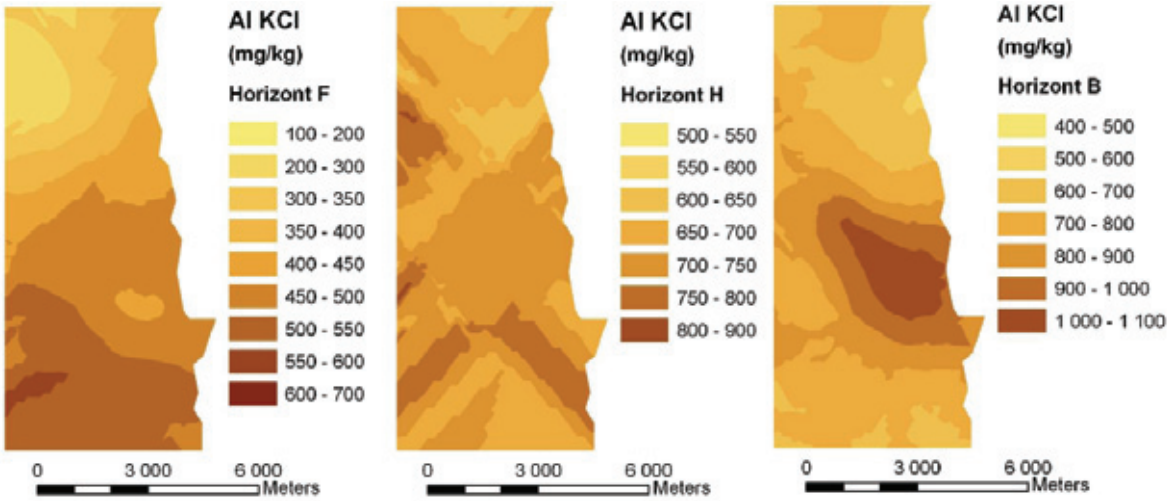
Obr. 2 Krigingové mapy rozložení hodnot výměnné půdní reakce v jednotlivých horizontech

Krigingové mapy rozložení odhadů hodnot jednotlivých půdních charakteristik byly vytvořeny pouze pro horizonty F, H a B, protože pro další horizonty (A, Ep, C) nebyl dostatek údajů potřebný pro geostatistické zpracování (Obr. 2-7). V severní až severozápadní části zájmového území se obecně vyskytují v nadložních organických horizontech F a H vyšší hodnoty pH a vyšší obsahy P, Ca, Mg, Mn, Pb a Zn než v jižní části. Důvodem mohou být prašné spady, u kterých lze vzhledem k poloze Třince a Ostravska a k převládajícímu směru

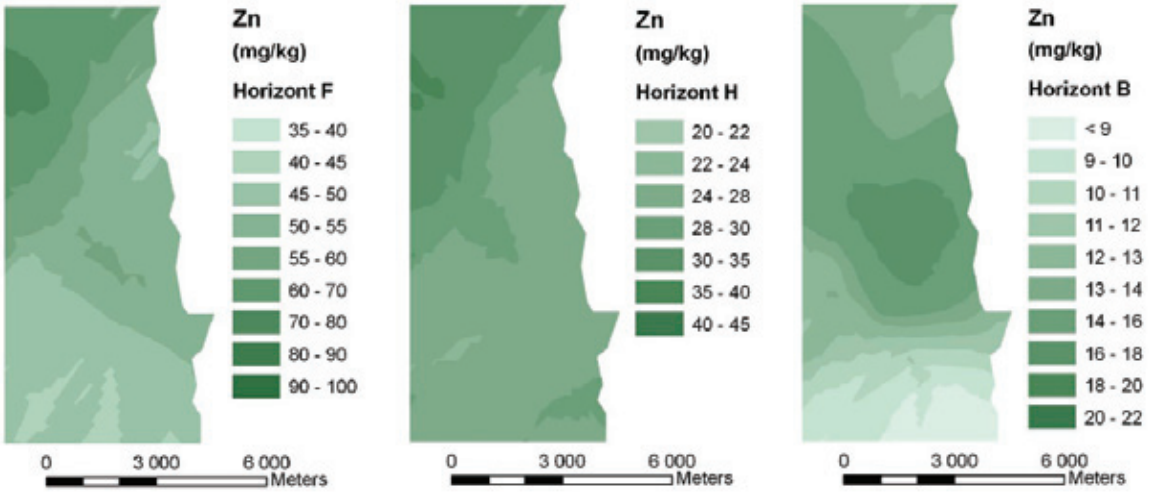
větrů předpokládat právě v severozápadní části území největší hodnoty. Tyto spady vnášely či stále vnášejí do půdy jednak rizikové prvky, jednak bazické složky obsahující Ca (a zřejmě i Mg). Koncentrace Al_{KCl} je v této části území nejnižší, zřejmě díky nižší rozpustnosti Al při vyšších hodnotách pH. Naopak nejvyšší hodnoty Al_{KCl} v nadložních horizontech se nacházejí v jižní části území, kde jsou hodnoty pH nejnižší.
Ve střední části území při hranici s Polskem byl zjištěn relativně zvýšený obsah Cd, Cu a Zn v horizontech B, doprovázený též vyššími hodnotami Al_{KCl}. Naznačuje to přítomnost hornin bohatších na tyto prvky, jakousi slabou geochemickou anomálii. Uvedené území se přibližně shoduje s plochou svrchních godulských vrstev. V nadložních horizontech se toto zvýšení již téměř neprojevilo, neboť bylo překryto antropogenní kontaminací. Toto území představuje současně nejvyšší nadmořské výšky v rámci zkoumané oblasti.



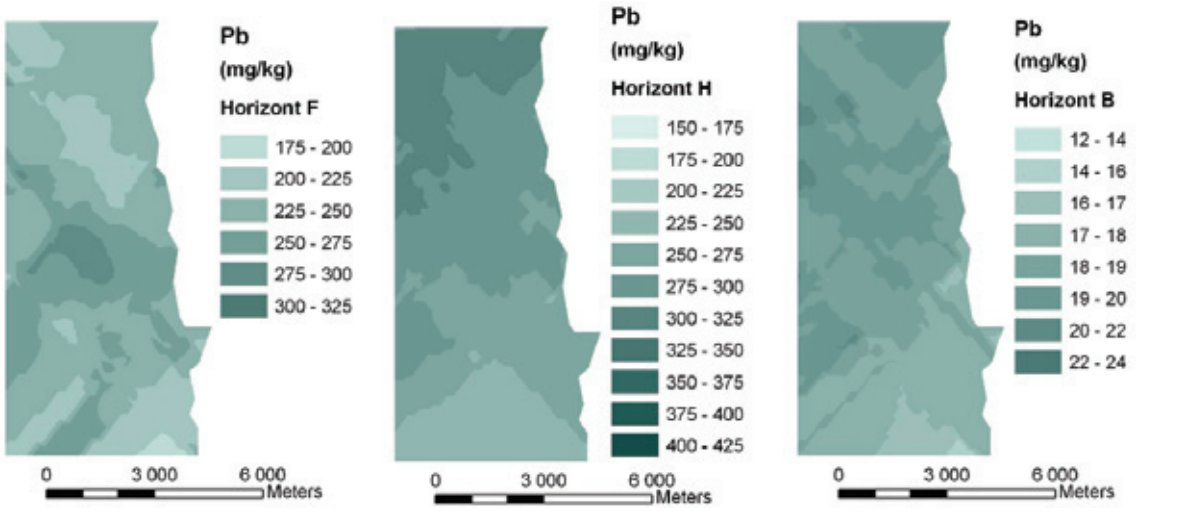
Obr. 3 Krigingové mapy rozložení hodnot přístupného hořčíku v jednotlivých horizontech



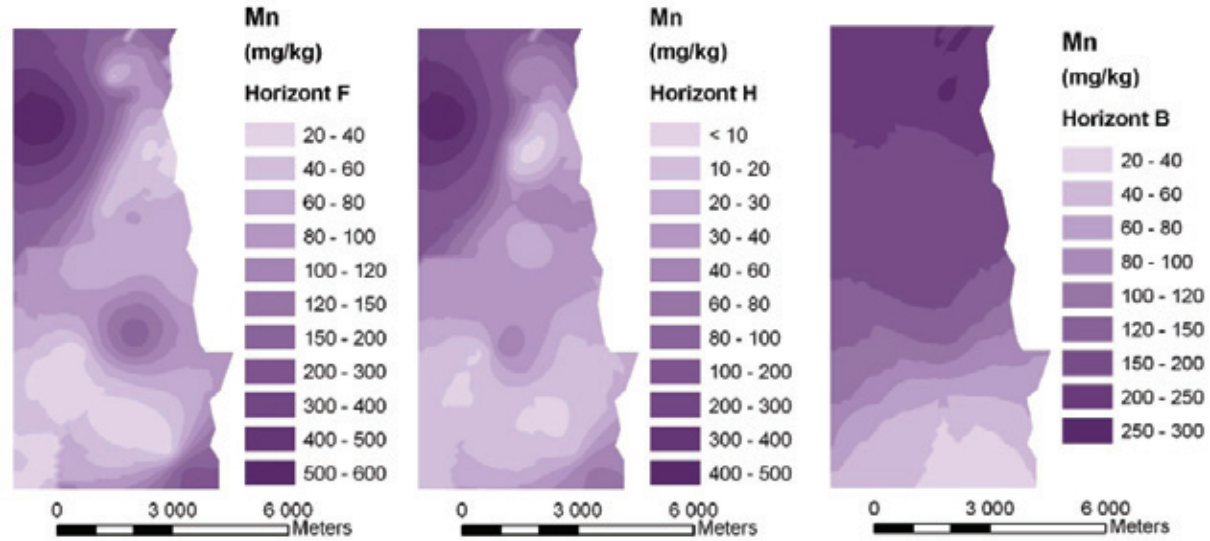
Obr. 4 Krigingové mapy rozložení hodnot výměnných forem Al v jednotlivých horizontech



Obr. 5 Krigingové mapy rozložení hodnot koncentrace Zn extrahovatelného 2M HNO_3 v jednotlivých horizontech



Obr. 6 Krigingové mapy rozložení hodnot koncentrace Pb extrahovatelného 2M HNO_3 v jednotlivých horizontech



Obr. 7 Krigingové mapy rozložení hodnot koncentrace Mn extrahovatelného 2M HNO_3 v jednotlivých horizontech

Závěry

Na základě získaných výsledků lze vyvodit tyto závěry:

- Severní až severozápadní část území je kontaminovaná rizikovými prvky, pravděpodobně v důsledku průmyslové, hutní a těžební činnosti. Ze sledovaných prvků je nejvýraznější kontaminace olovem. Většina kovů antropogenního původu je ale zadržena v nadložních organických horizontech. Rozložení obsahů rizikových prvků v podpovrchových minerálních horizontech je ovlivněno geologickým podložím.
- Souběžně se vstupem rizikových prvků ze spadu do půdy dochází i ke vstupu bazických složek, zejména vápníku a hořčíku. Vede to ke zmírnění kyselosti půdy a ke snížení mobility a přístupnosti rizikových prvků, čímž se snižuje jejich nebezpečnost.
- V nadložních horizontech je i díky depozici zásoba přístupných forem vápníku a hořčíku, stejně jako draslíku, dobrá až vysoká. Jedinou ze sledovaných živin, u které se obsahy v horizontech F a H pohybovaly pouze na úrovni nízké až střední zásoby, je fosfor. Zásobenost minerálních horizontů živinami je malá.
- Na půdních vlastnostech se významně projevilo druhové složení lesních porostů, a to opět zejména v nadložních organických horizontech. Pod bukovými porosty byly ve srovnání se smrkovými zjištěny vyšší hodnoty pH, kvalitnější organická hmota, vyšší obsahy Ca, Mg, K, Zn a Mn a nižší obsahy Al_{KCl}.

Závěrem lze tedy konstatovat, že v české části Slezských Beskyd jsou půdy kontaminovány těžkými kovy a dochází zde k acidifikaci. Nebyla zjištěna přímá souvislost kontaminace nebo acidifikace s poškozením porostů v této oblasti.

Poděkování

Tato studie vznikla za podpory Ministerstva zemědělství ČR na základě smluv číslo 1AL/2006-SU a 15746/2007-16210. Řešení je též součástí výzkumného záměru MSM6046070901.

Literatura

POSPÍŠIL, F., 1981: Group- and fractional composition of the humus of different soils. In: Transactions of the Fifth International Soil Science Conference, Vol. 1. Research Institute for Soil Improvement, Prague, 135-138.

ZBÍRAL, J., 1996: Analýza půd II - jednotné pracovní postupy. SKZÚZ, Brno.

MŽP, 1994: Vyhláška MŽP, kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu. Sb. 13/1994, č. 4, s. 88.

DRÁBEK, O., BORŮVKA, L., MLÁDKOVÁ, L., KOČÁREK, M., 2003: Possible method of aluminium speciation in forest soils. Journal of Inorganic Biochemistry 97: 8-15.

BORŮVKA, L., MLÁDKOVÁ, L., NIKODEM, A., DRÁBEK, O., 2005: Prostorové rozložení vlastností lesních půd v Novohradských horách. In Horáček, J., Váchalová, R. (eds.): Ochrana a využití půdy v podhorských oblastech. Sborník referátů z III. konference ČPS. Jihočeská univerzita, České Budějovice: 157-164.

MLÁDKOVÁ, L., BORŮVKA, L., DRÁBEK, O., 2004: Distribution of labile aluminium forms in soils of Jizera Mountains region. Plant, Soil and Environment 50: 346-351.

VÝVOJ A MOŽNOSTI HODNOCENÍ ANTROPOGENNÍ ZÁTĚŽE PŮD RIZIKOVÝMI LÁTKAMI V ČESKÉ REPUBLICE

DEVELOPMENT AND APPROACHES FOR ANTHROPOGENIC LOAD OF SOILS BY RISK SUBSTANCES IN THE CZECH REPUBLIC

Radim Vácha, Markéta Vysloužilová, Viera Horváthová, Jarmila Čechmánková, Petr Kuba

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy,v.v.i., Žabovřeská 250, Praha 5, Zbraslav, 156 27 Česká republika, e-mail: vacha@vumop.cz

Abstrakt

Příspěvek se zabývá možnostmi hodnocení zátěže našich zemědělských půd rizikovými látkami, skupina potenciálně rizikových prvků (RP) a perzistentních organických polutantů (POP) jsou hodnoceny odděleně. Je nutné vycházet z povahy a zdrojů znečištění u obou jmenovaných skupin kontaminantů. V případě RP je nutné přihlédnout v rámci jejich výskytu v půdách k přírodnímu pozadí, danému geochemicky. Zátěž POP je pak vztahována výrazněji k antropogenním zdrojům, jejich hodnocení však může být relativně komplikovanější (sumární obsahy v rámci jednotlivých skupin POP, zavedení ekvivalentů toxicity). Systém limitních hodnot může významně redukovat rizika, vyplývající ze zvýšené zátěže půd rizikovými látkami. Limitní hodnoty je možno rozdělit na limity obsahů rizikových látek v půdách a na limity, regulující vstupy rizikových látek do půd. Vývoj limitních hodnot obsahu RL v půdách dospěl k využívání hierarchických limitů, většinou v posloupnosti od pozaďových hodnot rizikových látek v půdách k limitům, vztaženým ke konkrétnímu riziku, eventuálně až k limitům asanačním. V podmínkách ČR byla navržena novelizace vyhlášky MŽP č. 13/1994 Sb., prozatím však nebyla legislativně schválena. Předložený návrh je vypracován na principu výše zmíněném. Vyšší stupeň limitních hodnot je však navržen pouze pro RP. Otázka POP ve vztahu k definovanému riziku je v současné době řešena zpravidla rizikovou analýzou, která však klade značné odborné, personální a finanční nároky. Vzhledem k obecně udávanému nízkému transferu POP z půdy do rostlin, bývá kladen důraz na další rizika (inhalace, vliv na ostatní složky ekosystému). Na základě řešení projektu NAZV však dokládáme, že ani riziko přestupu vybraných organických polutantů (polycyklické aromatické uhlovodíky) do rostlinné produkce (kořenová zelenina) není nevýznamné. Limitní hodnoty, regulující vstupy rizikových látek do půd jsou u nás využity v případě hnojiv a pomocných půdních látek (zákon ČR 156/1998 Sb. ve znění pozdějších předpisů) a čistírenských kalů (vyhláška MŽP 382/2001 Sb. o podmínkách upravených kalů na zemědělské půdě). Oprávněně kriticky se poukazováno na stále chybějící legislativní předpis, který by stanovil podmínky aplikace vytěžených rybničních a říčních sedimentů na zemědělskou půdu.

Klíčová slova: riziková látka, limitní hodnoty, antropogenní zátěž půd

Abstract

The paper is focused on evaluation of risky substances loads of Czech agricultural land. The groups of potentially risky elements (RE) and persistent organic pollutants (POPs) are evaluated separately because of different character and source of contamination. In the case of RE is necessary to respect their natural background contents given by geochemical composition of a parent rock. POPs loads are markedly related to anthropogenic sources and their evaluation is possible to determine on the base of relatively complicated calculation of summary contents within particular groups of POPs and implementation of toxic equivalents. Risks following from increased RE and POPs soil loads could be control by the system of limit values. The limit values could be separate into two groups, the limits of REs and POPs contents in the soil and the limits that regulate inputs of REs and POPs into the soil.

The limit values system is based on the hierarchical limits in order from background values of REs and POPs in the soils to the limits connected with particular risks and eventually to sanitary limits. In the Czech Republic there were proposed updating of order of MŽP no. 13/1994 Sb. that however had not already been legislative approved. Submitted proposal is dispose on a principle above mentioned. Higher level of limits is proposed only for REs. The problem of POPs in relation to defined risk is solved by hazard operation study in the present time. That however presents considerable special personal and financial demands. Regarding generally indicated low POPs transfer from soil to plants; the emphasis is set to other risks such as inhalation and influence of ecosystem. On the base of our studies in terms of NAZV project is necessary to note, that transfer of chosen POPs (polycyclic aromatic hydrocarbons) to plant production (rooted vegetables) in not negligible. The limit values regulated entry of REs and POPs into the soils are used in the Czech Republic in case of fertilizers and additional soil substances (law CR no. 156/1998 Sb. subsequently amended) and sewage sludge (order MŽP no. 382/2001 Sb. about conditions of modified sewage sludge on agricultural land). It is rightly and critically pointed out still missing legislative regulation for assessment of conditions of ponds and rivers sediments application on agricultural land.

Key words: risk element, limit values, anthropogenic load of soils

Problematika

Rizikové látky v zemědělských půdách ČR, obsažené v legislativních předpisech na ochranu půdy (vyhláška MŽP ČR č. 13/1994 Sb.) se dělí na skupinu potenciálně rizikových prvků (RP) a perzistentních organických polutantů (POP). Toto dělení je standardně zavedeno v oblasti kontaminace životního prostředí rizikovými látkami.

Pokud mají být hodnoceny obsahy rizikových látek v půdách, musí být přihlédnuto k charakteristice obou uvedených skupin. Platí přitom, že skupina RP může být více vázána na přirozené zdroje zátěže půd, která je dána především geochemií půdotvorného substrátu, zatímco zdroje POP jsou vázány převážně na antropogenní zdroje (Holoubek a kol. 2003).

Nutnost specifického hodnocení výskytu RP a POP v půdách vychází dále z anorganické povahy RP, které jsou v prostředí stálé, zatímco POP se v čase rozkládají, za vzniku dalších sloučenin.

Osud rizikových prvků v prostředí, který je rozhodující z pohledu jejich toxicity a ekotoxicity, je určen procesy jejich sorpce na organominerální sorpční komplex půd, desorpce a přechodu do půdního roztoku, kdy vlastnosti jednotlivých rizikových prvků se vztahují k hodnocení jejich mobility v půdním prostředí, biopřístupnosti pro rostliny, případně jejich pronikání do potravního řetězce a dalších složek ekosystému. K tomuto hodnocení se používají v převažující míře chemické metody, hodnocení je v současné době založeno zpravidla na porovnání jejich celkových obsahů a obsahů v méně agresivních extrakčních činidlech (Podlešáková a kol. 2001, Száková a kol. 2001).

V případě POP není jejich stanovení v půdním prostředí na obsahy celkové a mobilní standardně zavedeno, i když existují práce, zabývající se tímto tématem (Thiele a Brümmer 1999). Vzhledem k výskytu mnoha skupin POP je jejich hodnocení komplikovanější a jeho principy lze vymezit následovně:

- Stanovení koncentrace jednotlivých sloučenin.
- Stanovení sumárních koncentrací v rámci jednotlivých skupin POP (suma PAU, suma PCB_7, BTEX, EOX, uhlovodíky $C_{10} – C_{40}$, suma PCDD/F).
- Stanovení hodnot součtu toxických ekvivalentů, které jsou odvozeny z míry karcinogenního rizika jednotlivých sloučenin (součet toxických ekvivalentů polycyklických aromatických uhlovodíků - TEF PAU, mezinárodní toxický ekvivalent polychlorovaných dibenzo-p-dioxinů a dibenzofuranů - I-TEQ PCDD/F). Z pohledu vlivu zátěže prostředí na lidské zdraví je tento princip přesnější, než použití sumárních obsahů. Vhodné je porovnání obou způsobů hodnocení.

Zvýšený výskyt rizikových látek v půdním prostředí může vyústit obecně v tato rizika:

- Negativní vliv na ekosystém (základní funkce půdy, přechod do dalších složek ekosystému).
- Negativní vliv na zemědělskou produkci, kvantitativní a kvalitativní.
- Negativní vliv na zdraví člověka daný zvýšenou expozicí rizikovými látkami (potravní řetězec, inhalace, dermální příjem).

Účinným legislativním nástrojem, který je určen k regulaci výskytu rizikových látek v půdách, je systém limitních hodnot. Princip stanovení limitních hodnot prošel poměrně složitým vývojem a v současné době existují dvě skupiny limitních hodnot, určené ke:

- Stanovení maximálně přístupných obsahů rizikových látek v půdním prostředí
- Regulaci vstupů rizikových látek do půdního prostředí prostřednictvím aplikace hnojiv, pomocných půdních látek, čistírenských kalů a dalších materiálů.

Limitní hodnoty rizikových látek v půdním prostředí se v současném pojetí dělí do dvou skupin, které zahrnují:

1. Hodnoty odvozené z aktuálního stavu zátěže půd statisticky. Bývají zpravidla stanoveny tzv. pozaďové hodnoty rizikových látek v půdách, které vyjadřují statisticky určenou hodnotu zátěže půd, a to přírodními a difúzními antropogenními zdroji. V našich podmínkách jsou reprezentovány návrhy limitních hodnot, zpracovaných Podlešákovou a Němečkem (Němeček a kol. 1996, Podlešáková a kol 1996).
2. Hodnoty stanovené experimentálně - zaměřené na cílovou složku, v závislosti na využití půdy a rozhodujícím riziku, např. ohrožení kvantity a kvality rostlinné produkce, ohrožení aktivity půdní mikroflóry, ohrožení zdraví obyvatel apod.)

Toto pojetí limitních hodnot vyústilo k zavedení tzv. hierarchických limitních hodnot, které jsou určeny k podchycení nastavených rizik, plynoucích ze zvýšené zátěže půd rizikovými látkami. Obecně se ustálil systém tzv. A, B, C limitů, kde:

A – vyjadřují pozaďové hodnoty RL v půdách (background values),

B – je vztaženo k definovanému riziku,

C – určuje nutnost remediačních (asanačních) zákroků.

Uvedený princip byl využit při vypracování návrhu novelizace, v tomto směru již nevyhovující, vyhlášky č. 13/1994 Sb. (Sáňka a kol. 2002). První stupeň limitních hodnot určuje *preventivní limit* a byl odvozen z materiálů VÚMOP Praha a ÚKZÚZ. Vyjadřuje svrchní mez variability pozadí našich zemědělských půd a limitní hodnoty RP a POP vymezují hranici, jejíž překročení signalizuje zvýšenou zátěž prostředí rizikovými látkami. Takto zatížené půdy je třeba ochránit před dalšími vstupy rizikových látek, proto na ně nelze aplikovat např. kaly ČOV.

Indikační limit zastupuje druhý stupeň limitních hodnot a při jeho nedodržení dojde se statistickou pravděpodobností k překročení kritické zátěže rostlin. Vymezené riziko v tomto případě určuje kvantita a kvalita rostlinné produkce. Limitní hodnoty byly odvozeny od porovnání celkových a mobilních obsahů RP v půdách, kdy byl vymezen vliv půdních vlastností na mobilitu jednotlivých RP (Podlešáková a kol. 2001). Druhý stupeň limitních hodnot byl vypracován pouze pro potenciálně rizikové prvky.

Asanační limit jako třetí úroveň limitních hodnot nebyl prozatím vypracován.

Důvodem absence indikačního limitu pro POP je zejména:

- Technická a finanční náročnost analýz POP v prostředí
- Rozklad a přeměna výchozích sloučenin na metabolity (různá forma, různá úroveň toxicity)
- Určení rozhodujících rizik. (Hrozí vyšší riziko přechodu do rostlin nebo poškození lidského zdraví při práci na lokalitě-inhalace, dermální příjem?)

V případě POP bývá obecně udávaná nízká mobilita v půdním prostředí a mnozí autoři považují za rozhodující z hlediska jejich vstupů do rostlin mimokořenový příjem (Meneses a

kol. 2002). Možné transferové cesty polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU), které lze považovat za relevantní pro celou skupinu POP shrnuje Holoubek (2005) následovně:

- Z půdního roztoku kořenem (závisí na vodním režimu rostliny a obsahu lipidických složek v kořenu, umožňujících snadnější sorpci do vnitřních pletiv).
- Absorpcí PAHs na povrch kořene.
- Foliární příjem látek odpařených z půdního povrchu.
- Absorpcí PAHs na listovou plochu.
- Některé PAHs jsou syntetizovány přímo rostlinami.

V rámci řešeného projektu NAZV č. QF 4063 jsme provedli sledování přechodu PAU z půdy do kořene mrkve. Bylo potvrzeno, že kořeny mrkve byly zatíženy PAU oběma možnými způsoby, to znamená prostřednictvím půdního roztoku a absorpcí PAU v povrchových vrstvách kořene. Přitom z hlediska vstupu PAU do kořene mrkve byla rozhodující chemická forma PAU (počet aromatických jader, jejich uspořádání) a půdní vlastnosti, zejména obsah a kvalita organické hmoty. Bylo potvrzeno, že půdním roztokem mohou do kořene vstupovat PAU s nízkým počtem jader (2-3 jaderné sloučeniny), a to především v půdách sorpčně chudých (v uvedeném případě písčitá FLm).

V půdách s vyšším obsahem organické hmoty se naopak uplatnila absorpce PAU, a to jednodušších i složitějších sloučenin) v povrchových vrstvách kořene, kde hraje úlohu vazba PAU na specifické organické sloučeniny, především karoten (Bobovnikova a kol. 2000). Nelze proto považovat vstup POP do rostliny transferovou cestou přes kořeny rostlin za málo významný. Zároveň by šetřením zátěže nadzemní části rostlin zjištěno, že v podmínkách intravilánu vesnických sídel, může být problematické dodržení limitu obsahu benzo(a)pyrenu v potravinách (nařízení 208/2005/ES, limit 2 $\mu g \cdot kg^{-1}$), a to z důvodů suché a mokré depozice (limit byl dodržen v případě důkladného omytí rostlin).

Limitní hodnoty regulující vstup rizikových látek do půd, jsou u nás legislativně zapracovány především v:

- Zákonu 156/1998 Sb. ve znění zákona 147/2000 Sb., („Zákon o hnojivech“).
- Vyhlášce MŽP 382/2001 Sb. novelizované vyhláškou MŽP 504/2004 Sb. (Vyhláška o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě).

Především kaly ČOV, aplikované na zemědělskou půdu, jsou považovány za významný zdroj vnosu rizikových látek do zemědělských půd, a to jak RP (Melcer a kol. 1988, Balík a kol. 1999), tak i POP (Witte 1988, Starke a kol. 1991, Webber a Singh 2001). Byla také navržena novelizace již nevyhovující směrnice 86/278/EEC (Brusel 2000), do které byly zapracovány i limitní obsahy POP. V rámci řešení projektu NAZV č. QD 1297 (Vácha a kol. 2006) jsme vypracovali návrh doporučených maximálních obsahů vybraných POP pro kaly ČOV k přímé aplikaci na zemědělskou půdu (Tab.1).

Tab. 1 Doporučené mezní koncentrace POP v kalech ČOV ($\mu g \cdot kg^{-1}$, I-TEQ $ng \cdot kg^{-1}$*)

Ukazatel	Σ PAU	Σ MAU	PCB_6	HCB	DDT	DDE	DDD	PCDD/F *
Doporučený limit kaly	10 000	10 000	600	60	60	60	30	80
Původní návrh EU kaly	6 000	-	800	-	-	-	-	100
Ref. hodnota, půdy ČR	1 000	130	20	20	15	10	10	1

Složitost legislativního přijetí již navržených limitních obsahů může být ilustrována odmítnutím nově koncipovaného materiálu EU, kdy dále zůstává v platnosti zastaralá a nesmírně benevolentní směrnice 86/278/EEC.

V České republice je v několika posledních letech vyvíjen tlak na přijetí legislativní úpravy aplikace vytěžených rybničních a říčních sedimentů. Vypracovaná forma návrhu vyhlášky

(Tab. 2) nebyla zatím akceptována, především z důvodů neshody rozdílných názorových skupin (zástupci povodí, orgány ochrany ZPF apod.).

Tab. 2 Doporučené mezní koncentrace RL v říčních a rybničních sedimentech k aplikaci na zemědělskou půdu

Rizikové látky	Mezní hodnoty v sušině sedimentu ($mg.kg^{-1}$)	Mezní hodnoty v sušině kalu ($mg.kg^{-1}$)
As – arsen	30	30
Be – berylium	5	
Cd – kadmium	1	5
Co – kobalt	30	
Cr – chrom	200	200
Cu – měď	100	500
Hg – rtuť	0,8	4
Ni – nikl	80	100
Pb – olovo	100	200
V – vanad	180	
Zn – zinek	300	2 500
PAU	1	
PCB_7	0,2	0,6

Je přitom zřejmé, že přes relativní striktnost návrhu z pohledu absolutních čísel, je ve svém důsledku návrh této zákonné formy benevolentnější, než je tomu v případě kalů ČOV (tab. 3). Tato skutečnost opět dokládá nesnadnost prosazení, v mnoha případech i vědecky zdůvodnitelných limitů, do legislativy.

Tab. 3 Porovnání vnosu RL (maximálně uvažované množství) do zemědělských půd při aplikaci rybničních a říčních sedimentů (návrh vyhlášky) a kalů ČOV (vyhl. 382/2001 Sb.)

	Aplikační dávka $750t.ha^{-1}$/10 let vnos RL ($g.ha^{-1}$)	Aplikační dávka $15t.ha^{-1}$/10 let vnos RL ($g.ha^{-1}$)
As – arsen	22 500	450
Be – berylium	3 750	
Cd – kadmium	750	75
Co – kobalt	30	
Cr – chrom	150 000	3 500
Cu – měď	75 000	7 500
Hg – rtuť	600	60
Ni – nikl	60 000	1 500
Pb – olovo	75 000	3 000
V – vanad	135 000	
Zn – zinek	225 000	37 500
PAU	750	
PCB_7	150	9

Závěr

- Systém limitních hodnot může účinně ochránit zemědělský půdní font i rostlinnou produkci před zvýšeným vstupem rizikových látek.

- Je třeba řešit otázky:
  - experimentální (nastavení limitních hodnot)
  - právní přijatelnosti (otázka zjednodušení systému limitních hodnot pro legislativu)
  - ekonomické a politické přijatelnosti.

Literatura

BALÍK, J., TLUSTOŠ, P., SZÁKOVÁ, J., HANČ, A., BLAHNÍK, R., 1999: The distribution of heavy metals in plants growing in soils treated by sewage sludge. 5th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements, 11.-15. July, Vienna, Austria, Proceedings of extended abstracts, p. 290-291.

BOBOVNIKOVA, T.I., ALEKSEEVA, L.B., DIBTSEVA, A.V., CHERNIK, G.V., ORLINSKY, D.B., PRIPUTINA, I.V., PLESKACHEVSKAYA, G.A., 2000: The influence of capacitor plant in Serpukhov on vegetable contamination by polychlorinated biphenyls. Sci. Tot. Environ., 246 (1): p. 51-60.

Directive 86/278/EEC, 1986. EU Sewage sludge directive No.86 /278/EEC, Brussels.

HOLOUBEK, I. a kol., 2003: Národní inventura Perzistentních organických polutantů v České republice. Projekt GF/CEH/01/003 Enabling activities to facilitate early action on the implementation of the Stockholm Convention on Persistent organic pollutants (POPs) in the Czech Republic. TOCOEN REPORT No. 249. (In Czech)

HOLOUBEK, I., 2005: Chemie životního prostředí IV. Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAHs). http://recetox.muni.cz/index.php?id=23

MELCER, H., MONTEITH, H., NUTT, S.G., 1988: Variability of toxic trace contaminants in municipal sewage treatments plants. Water Science and Technology, 20 (4/5): 275 – 284.

MENESES, M., SCHUHMACHER, M., DOMINGO, J.L., 2002: A design of two simple models to predict PCDD/F concentrations in vegetation and soils. Chemosphere (46), Issues 9-10, p. 1393-1402.

MŽP ČR, 1994: Vyhláška MŽP ČR, č. 13/94 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu.

MŽP ČR, 2004: Vyhláška MŽP ČR 504/2004 Sb., o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě.

NĚMEČEK, J., PODLEŠÁKOVÁ, E., PASTUSZKOVÁ, M., 1996: Návrh limitních hodnot kontaminace půd perzistentními organickými xenobiotickými látkami pro ČR., Rostlinná výroba, 42: 49 – 53.

PODLEŠÁKOVÁ, E., NĚMEČEK, J., 2001: Impact of soil factors on the transfer of trace elements into plants. Rostlinná výroba, 47 (3): 104-110.

PODLEŠÁKOVÁ, E., NĚMEČEK, J., HÁLOVÁ, G., 1996: Návrh limitů kontaminace půd potenciálně rizikovými stopovými prvky pro ČR. Rostlinná výroba, 42 (3): 119-125.

PODLEŠÁKOVÁ, E., NĚMEČEK, J., VÁCHA, R., 2001: Mobility and bioavailability of trace elements in soils. In: Ed. by Iskandar, I. K., Kirkham, M. B. *Trace Elements in Soil: Bioavailability, Flux, and Transfer*. Boca Raton, London, NY, Washington, DC, USA: CRC Press LLC., 2001, s. 21 – 42. ISBN 1-56670-507-X.

SÁŇKA, M., NĚMEČEK, J., PODLEŠÁKOVÁ, E., VÁCHA, R., BENEŠ, S., 2002: Vypracování kritických hodnot obsahů rizikových prvků a organických cizorodých látek v půdě a jejich příjem rostlinami z hlediska ochrany kvality a kvantity zemědělské produkce. Zpráva MŽP, 2002, 60 s.

STARKE, U., HERBERT, M., EINSELE, G., 1991: Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Soil and Ground Water. Part I. 1680 BOS 9 Lfg., 10: 1 – 38. (In German).

SZÁKOVÁ, J., TLUSTOŠ, P., BALÍK, J., PAVLÍKOVÁ, D., BALÍKOVÁ, M., 2001: A comparison of suitability of mild extraction procedures for determination of available portion of As, Cd and Zn in soil. Chemické listy, 95 (3): 179-183.

THIELE, S., BRÜMMER, G. W., 1999: Chemische Extraktionverfahren zur Abschätzung des mikrobiell abbaubaren PAK-Anteils kontaminierten Böden. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 91/I, p. 522-525.

VÁCHA, R., VYSLOUŽILOVÁ, M., HORVÁTHOVÁ, V., ČECHMÁNKOVÁ, J., 2006: Recommended maximum contents of persistentn organic pollutants in sewage sludge for application on agricultural soils. PLANT SOIL ENVIRON., 52 (8): 362-367.

WEBBER, M.D., SINGH, S.S., 2001: Contamination of agricultural Soils. Agriculture and Agri-Food Dostupné na internete: http://sis.agr.gc.ca/cansis/publications/health/chapter09.html. 2001.

WITTE, H., 1988: Study of the input of organic pollutants to soil and plants as a result of the agriculture utilization of sludge: part A: Level of sludge contamination with organics. Korrespondenz Abwasser, 35 (5): 440 – 448.

WORKING DOCUMENT ON SLUDGE, 2000: An EU-initiative to improve the present situation for sludge management, Brussels, ENV.E.3/LM, 19 p.

Zákon 156/1998 Sb.: Zákon ve znění zákona č. 147/2002 Sb. o hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech a o agrochemickém zkoušení zemědělských půd (zákon o hnojivech), ve znění pozdějších předpisů.

HODNOCENÍ EKOSYSTÉMOVÝCH A ZDRAVOTNÍCH RIZIK KONTAMINACE ZEMĚDĚLSKÝCH PŮD – METODY A PŘÍPADOVÉ STUDIE V ČESKÉ REPUBLICE

ECOSYSTEM AND HEALTH RISK ASSESSMENT OF CONTAMINATED AGRICULTURAL SOILS – METHODS AND CASE STUDIES IN THE CZECH REPUBLIC

Milan Sáňka, Pavel Čupr

Masarykova universita, Výzkumné centrum pro chemii životního prostředí a ekotoxikologii, Kamenice 126/3, 62500 Brno, Česká republika, e-mail: sanka@recetox.muni.cz, cupr@recetox.muni.cz

Abstrakt

Kontaminace půd je jedním ze tří hlavních negativních faktorů, které byly specifikovány v rámci práce tzv. „Advisory forum“, skupiny odborníků pro přípravu legislativy v ochraně půdy v zemích EU. Problematika kontaminace byla také popsána v dokumentu „Towards a Thematic Strategy for Soil Protection“. V návrhu Směrnice o ochraně půdy EU je prevenci kontaminace, identifikaci ohrožených oblastí a nápravným opatřením věnován celý jeden oddíl. Příspěvek uvádí hlavní postupy pro hodnocení ekosystémových a zdravotních rizik kontaminace zemědělských půd. V návaznosti jsou popsány konkrétní postupy a výsledky hodnocení rizik třech případových studií: I. Kontaminace půd Kutnohorska arzénem, II. Kontaminace půd Novojičínska rtutí a III. Hodnocení rizik vyplývajících z používání fosforečných hnojiv s obsahem kadmia v ČR.

Klíčová slova: zemědělské půdy, kontaminace, hodnocení rizik, metodika

Abstract

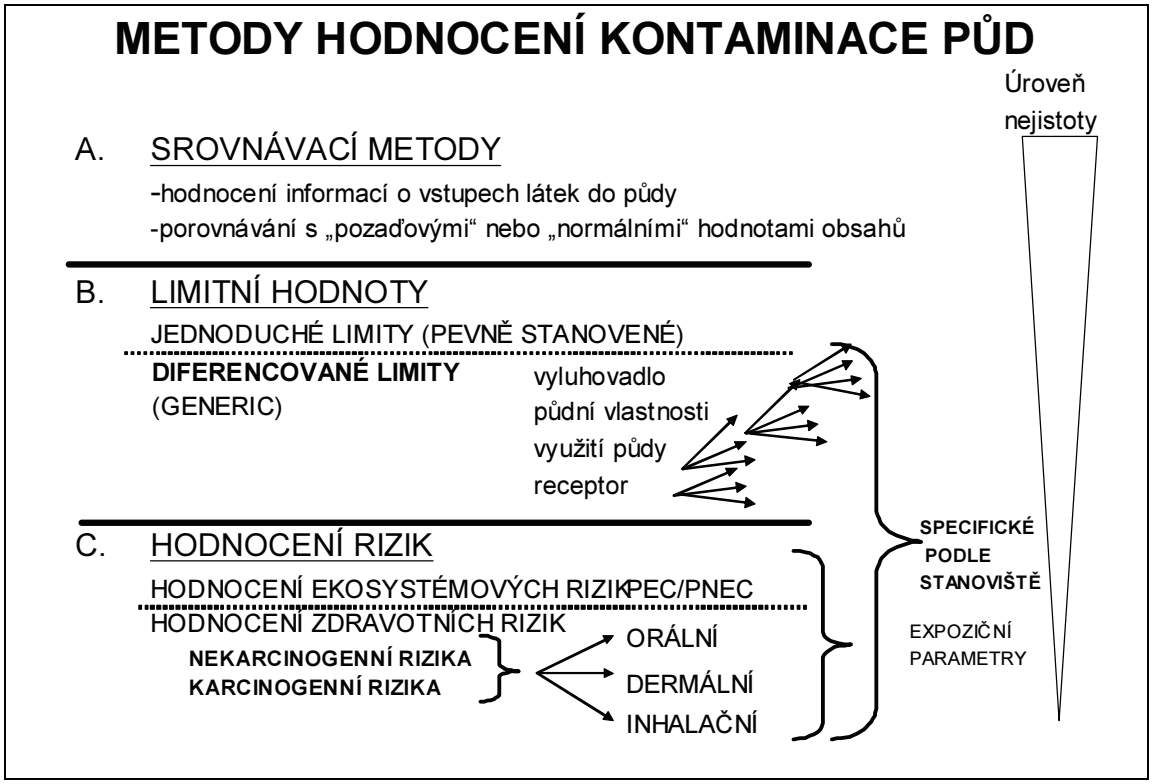
Soil contamination is one of the three main degradation processes that were specified as a result of the work of Advisory forum – a group of experts preparing legislation in soil protection in EU. The topic of soil contamination was also described in the document „Towards a Thematic Strategy for Soil Protection“. In the EU Soil Framework Directive proposal, the whole chapter is devoted to soil contamination. The presented contribution describes the main procedures for ecosystem and health risk assessment of contaminated agricultural soils. The specific procedures and results are described in three case studies: I. Contamination of Kutná Hora region by arsenic, II. Contamination of soils by mercury in Nový Jičín region and III. Risk assessment of application of phosphate fertilizers with cadmium content in the Czech Republic.

Key words: agricultural soils, contamination, risk assessment, methodology

Úvod

V podstatě každý evropský stát má ve své legislativě předpis nebo metodický pokyn pro hodnocení kontaminace půd, přístup k řešení této problematiky je však velmi rozdílný. Uplatňují se metody předběžných odhadů a srovnávání s referenčními hodnotami, dále zejména různé systémy limitních hodnot a konečně jednoduché i složitější metody rizikové analýzy.

Je třeba zdůraznit, že obecně je kontaminace půd pouze jedním z faktorů, které se mohou podílet na výsledném riziku pro ekosystém nebo člověka, v konkrétních případech je však často hlavním nebo i jediným zdrojem tvořícím výsledné riziko.
Schematicky jsou základní přístupy a metody používané pro hodnocení kontaminace půd znázorněny na obrázku 1.



Obr. 1 Metody hodnocení kontaminace půd

Rozhodujícím kritériem pro výběr hodnotící metody je požadovaná přesnost a výše nákladů potřebných na celý proces vyhodnocení. Současně se uplatňuje úroveň znalostí o dané problematice a socioekonomické vztahy (co si společnost „může dovolit“ z hlediska ekonomické přijatelnosti a přijatelnosti veřejností a státní správou)
Účelem příspěvku je vyhodnotit postupy a výsledky hodnocení kontaminace zemědělských půd metodami rizikové analýzy u tří specifických studií:

a) Kontaminace zemědělských půd okolí Kutné Hory v důsledku staré důlní činnosti.
b) Kontaminace zemědělských půd okolí Nového Jičína v důsledku geogenních anomálií.
c) Hodnocení rizik vyplývajících z používání fosforečných hnojiv s obsahem kadmia na zemědělské půdě.

Materiál a metody

V ČR je problematika hodnocení rizik kontaminace půd upravena několika legislativními předpisy. Jedná se o vyhlášky stanovující maximálně přípustné obsahy látek v půdách, případně odpadech na půdu aplikovaných a dále o metodické pokyny pro hodnocení rizik. (Přehled literatury). Pro hodnocení zemědělských půd (Vyhl. č. 13/1994 Sb.), pro ukládání odpadů na povrchu terénu (Vyhl. č. 294/2005 Sb.) a pro aplikaci odpadních kalů ČOV (Vyhl. č. 382/2001 Sb.) jsou stanoveny limitní hodnoty, které jsou ve většině případů expertním odhadem učiněným na podkladech statistických výsledků o obsazích látek v půdě a udávaných limitů pro nepříznivé působení látek na ekosystémy nebo člověka. V zahraniční

legislativě jsou limitní hodnoty často vztaženy ke způsobu využití půdy, což je základním kritériem pro stanovení expozičního scénáře (viz např. tabulka 1).

Tab. 1 Příklad uplatnění diferencovaných limitů pro PAU a různé typy využití území podle Švýcarské legislativy (Verordnung über Belastungen des Bodens 814.12, 2000)

Typ limitní hodnoty	**limit** [1)]	
	PAU_{16}	**benzo(a)pyren**
Preventivní hodnota	1	0,2 [2)]
Indikační hodnota pro přímou expozici (orální, inhalační, derm)	10	1 [3)]
Indikační hodnota pro zemědělskou výrobu	20	2 [2)]
Asanační hodnota pro dětská hřiště	100	10 [3)]
Asanační hodnota pro zahrádky	100	10 [2)]

[1)] obsahy v $mg.kg^{-1}$ pro půdy do 15% humusu a v $mg.dm^{-3}$ pro půdy nad 15% humusu a
[2)] Hloubka vzorkování 0-20 cm
[3)] Hloubka vzorkování 0-5 cm

Na druhé straně metodické pokyny MŽP pro hodnocení rizik jsou zaměřeny převážně na hodnocení silně kontaminovaných průmyslových, vojenských a městských ploch, kde expoziční cesta přes potravní řetězec je málo významná. Zejména v těchto případech, ale i na zemědělské půdě je možné jako mezistupeň mezi srovnáním s limitními hodnotami a plnohodnotnou analýzou (zdravotních) rizik použít metodu SSLs (*Soil Screening Levels*).
SSLs jsou stanovené hodnoty obsahů rizikových látek v půdě, které v daných podmínkách stanoviště a expozičního scénáře znamenají vznik zdravotního rizika. Nezohledňují případná další ekologická rizika. Jsou odvozeny pro jednotlivé látky pomocí standardizovaných soustav rovnic, které v sobě zahrnují:

- toxicitu látky
- předpokládané využití sledované lokality
- předpokládané expoziční scénáře, včetně charakteristik receptorů a expozičních cest.

Konkrétní hodnoty SSLs jsou pro každou látku zpětně počítány na základě její toxicity. Pro expoziční cestu inhalací, dermálním kontaktem a ingescí je použito faktorů $1x10^{-6}$ pro karcinogenní riziko a HQ 1 pro nekarcinogenní riziko, pro migraci do podzemních vod je použito limitů pro podzemní vody.
V uvedených případových studiích Kutná Hora a Nový Jičín bylo použito metodického postupu pro hodnocení rizik podle US EPA (EPA, 1991a, 1991b), který je v souladu s metodickým postupem podle metodického pokynu MŽP pro analýzu rizik kontaminovaných území. U studie hodnocení rizik vyplývajících z používání fosforečných hnojiv s obsahem kadmia v ČR bylo použito postupů doporučených EU pro tyto účely (ERM, 2000).
Uvedena je stručná charakteristika použitých postupů:

Ekosystémová rizika
Byl použit přístup, který je založen na hodnocení poměru mezi předpokládanou environmentální koncentrací (**PEC**) a předpokládanou koncentrací bez účinku (**PNEC**).
Odvození hodnot PEC vychází z hodnocení expozice a může být založeno jak na vlastních experimentálních stanoveních koncentrací stresoru (chemické látky) v prostředí, tak na modelovacích a teoretických přístupech. Hodnota PNEC (Predicted No Effect Concentration) je odvozena pro daný vztah stresor-receptor ve fázi hodnocení účinků a reprezentuje protektivní hodnotu, tj. bezpečnou koncentraci, při které lze očekávat nevýznamné nebo

žádné účinky. Odvození hodnot PNEC je založeno buď na přímých stanoveních toxicity čisté chemické látky (prospektivní přístupy) nebo komplexních směsí z prostředí (retrospektivní EcoRA). Prakticky se však nejčastěji používají limitní hodnoty.

Zdravotní rizika

Základní kroky pro hodnocení zdravotních rizik jsou:

1. určení nebezpečnosti (*hazard identification*)
2. určení vztahu dávka - odpověď (*evaluation of dose - response relationship*)
3. hodnocení expozice (*exposure characterisation*)
4. charakterizace rizika (*risk characterisation*)

Nekarcinogenní

Kvantifikace rizika nekarcinogenních účinků využívá referenčních dávek získaných z hodnocení vztahů mezi dávkou a odpovědí. Mírou rizika je v tomto případě poměr RfD a příjmu odhadnutého pro danou expoziční cestu. Tento poměr se nazývá koeficient toxické nebezpečnosti *HQ*:

$$HQ = \frac{Příjem}{RfD_d}$$

kde je *Příjem* – je celková absorbovaná dávka chemické látky – (v $mg.kg^{-1}.den^{-1}$)
RfD_d – referenční dávka

Výpočet celkového rizika nekarcinogenních účinků *HI* (celkový index toxické nebezpečnosti) je pro směs látek vyjádřeno vztahem:

$$\boldsymbol{HI_i = \Sigma HQ_i}$$

Reálné riziko nekarcinogenního účinku nastává v případě, že hodnota $\boldsymbol{HI > 1}$.

Karcinogenní

Výpočet karcinogenního rizika se provádí podle následujícího vztahu:

$$\boldsymbol{CVRK = 1 - e^{(-Příjem \times CSF)}}$$

kde CSV = *cancer slope factor* pro danou látku

Riziko takto vypočtené – *CVRK* - se považuje za celoživotní vzestup pravděpodobnosti počtu nádorových onemocnění nad všeobecný průměr v populaci pro jednotlivce v důsledku definované expozice danému faktoru. Hodnota *CVRK* tedy představuje pravděpodobný počet případů onemocnění rakovinou.

Pro případ aditivního kumulovaného výpočtu této pravděpodobnosti U.S. EPA doporučuje použití hodnoty jednoho případu v 10 tisícové populaci ($\mathbf{1.10^{-4}}$). Pro jednotlivé chemické látky, zařazené do rizikové analýzy, je akceptovatelné riziko jeden případ v milionové populaci ($\mathbf{1.10^{-6}}$).

Pro karcinogenní i nekarcinogenní riziko je zásadní stanovit a kvantifikovat expoziční cesty:

- dermální expozice (přímý kontakt s půdou)
- inhalační expozice (sekundární prašnost z povrchu půdy)
- orální expozice (příjem trávicím traktem – sekundární prašnost)
- dietární expozice (příjem trávicím traktem – přestup látek z půdy do potravních řetězců)

Výsledky a diskuse

Studie Kutná Hora

Zdroje kontaminace v dané oblasti jsou následující: i) geologickými podmínkami, tj existencí rudního ložiska, ii) rozvlečením haldového materiálu - aplanací a erozí historických odvalů po těžbě a hutnění rud, iii) důlními vodami, které v minulosti vytékaly z dědičných štol, iv)

v menší míře úmyslnou aplikací sedimentů a kalů na půdu. Hlavním kontaminantem je arzén. Hodnocení bylo prováděno individuálně pro 11 stanovených sektorů, ve kterých byly měřeny obsahy As a dalších prvků v ovzduší, vodách, půdě, materiálu hald a v zemědělských plodinách.
U ekosystémových rizik - PEC - PNEC je hodnota kritického poměru nejvíce překračována u arzénu. Pro As je kritická hodnota překročena ve všech sektorech; průměrná hodnota za celé zájmové území je 3,06. Ve srovnání s hodnotou pro ČR jde o patnáctinásobek! Za celé území je kritická hodnota překročena ještě u zinku (1,71) a u mědi (1,15).
U nekarcinogenních rizik byly nejvyšší hodnoty HI zjištěny pro matrici haldy (expozice orální i dermální). U orální expozice došlo dokonce u mediánů pro všechny hodnocené sektory k překročení přijatelného rizika. Při dermálním kontaktu bylo toto překročení identifikováno u centrálních sektorů 3, 4, 5 a 8, kde jsou situovány staré haldy. U karcinogenních rizik výrazně překračují limit akceptovatelného rizika CVRK taktéž matrice haldy a půdy při orální, o řád méně při dermální expozici. Celkové hodnoty CVRK se pohybují kolem 1E-03.
Výsledky karcinogenních rizik pro obsahy arzénu v půdě nad obecně přijatelnou úrovní jsou opakovaně sledovány i při systémovém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva České republiky ve vztahu k životnímu prostředí SZÚ. Podobné vyhodnocení bylo provedeno na základě výsledků bazálního monitoringu půd ČR – tabulka 2.

Tab. 2 Hodnoty teoretických odhadů karcinogenních a nekarcinogenních rizik pro případ středních hodnot obsahů As v monitoringu ČR v půdách a rostlinách

Koncentrace v půdě mg.kg^{-1} suš	**As**
medián	7,3
HI-dermal	0,004783
CVRK-dermal	9,22E-07
HI-oral	0,031429
CVRK-oral	**6,06E-06**

Koncentrace v rostlinách	mg.kg^{-1} suš	**As**
typ rostlinného materiálu		
brambory - hlízy		0,07
mrkev - kořen		0,02
zelí		0,1

zdravotní rizika (dietární exp.)	**riziko**	**As**
brambory - hlízy	***HI***	0,362
mrkev - kořen	***HI***	0,011
zelí	***HI***	0,048
brambory - hlízy	***CVRK***	**1,40E-05**
mrkev - kořen	***CVRK***	4,20E-07
zelí	***CVRK***	**1,87E-06**

Toto porovnání je exemplárním případem problematické interpretace výsledků rizikových analýz. Nelze tedy interpretovat pouze číslo, ale číslo ve vzájemných souvislostech.

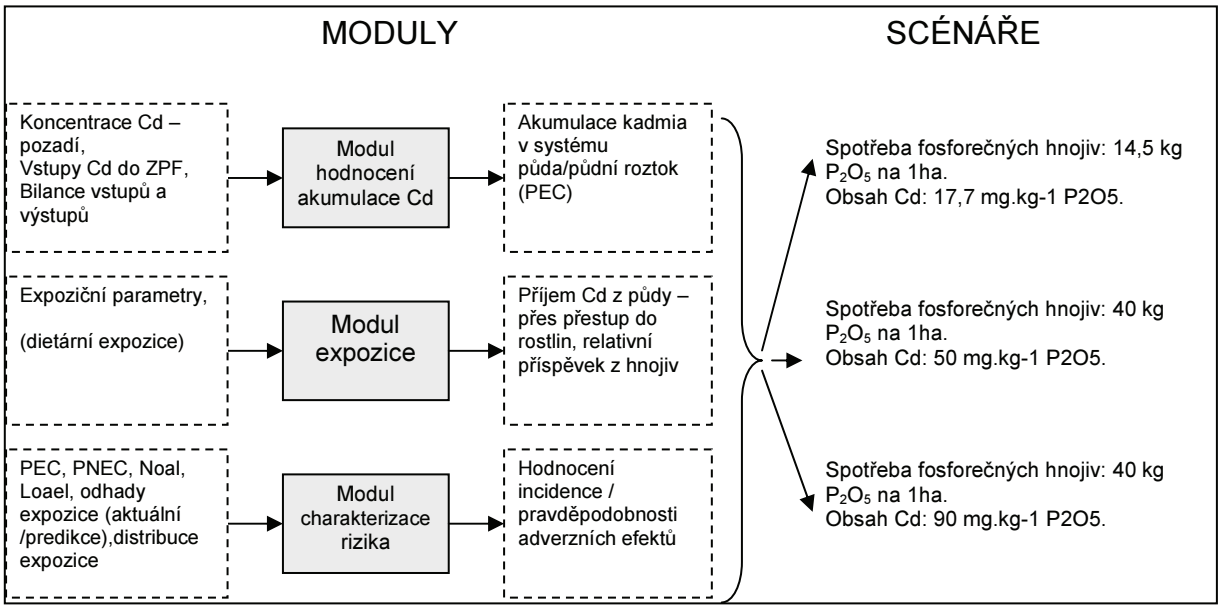
Studie Nový Jičín

S vysokou pravděpodobností lze předpokládat, že zdroje rtuti v půdách zájmového území jsou jak **geogenního**, tak **antropogenního** původu. Přesné rozlišení obou zdrojů v současnosti není možné provést. Rozlišení je pouze orientační, podle výskytu geochemických anomálií a předpokládaného antropogenního ovlivnění. Není též vyloučen překryv obou zdrojů. Kritickým kontaminantem je rtuť, méně Cd, ostatní prvky nebyly hodnoceny. Bylo provedeno hodnocení ekosystémových rizik a zdravotních rizik nekarcinogenní rizika pro scénář dermální, orální a dietární expozice. Nebyly provedeny výpočty pro inhalační expozice.

Vyhodnocení bylo provedeno pro jednotlivé produkční bloky z databáze LPIS tak, že do výpočtů vstupovaly průměrné hodnoty obsahů Hg v půdě a v rostlinách z více odběrů za produkční blok.
Obsahy rtuti v půdě jsou v zájmovém území cca o jeden řád vyšší v porovnání s pozaďovými hodnotami pro ČR Celkem na 12 plochách produkčních bloků bylo zjištěno překročení kritického poměru PEC/PNEC pro obsah rtuti v půdě. Nejvyšší hodnota překročení byla zjištěna 7,23. Při hodnocení zdravotních rizik expoziční cestou dermální, orální a dietární nebyly zjištěny hodnoty koeficientu nebezpečnosti HQ překračující kritickou hodnotu 1 a to jak u HQ pro jednotlivé expoziční cesty, tak pro HQ celkové. I při zjištěných obsazích rtuti v půdě nedochází k významným transferům do dalších složek životního prostředí a ohrožování zdraví člověka.

Studie hodnocení ekosystémových a zdravotních rizik vyplývajících z používání fosforečných hnojiv s obsahem kadmia

Studie byla zpracována jako podkladový materiál k žádosti České republiky o udělení výjimky pro obsah kadmia ve fosforečných hnojivech dovážených do České republiky. Účelem je vyhodnotit potenciální rizika vyplývající z používání fosforečných hnojiv s obsahem kadmia pro ekosystémy a lidské zdraví.



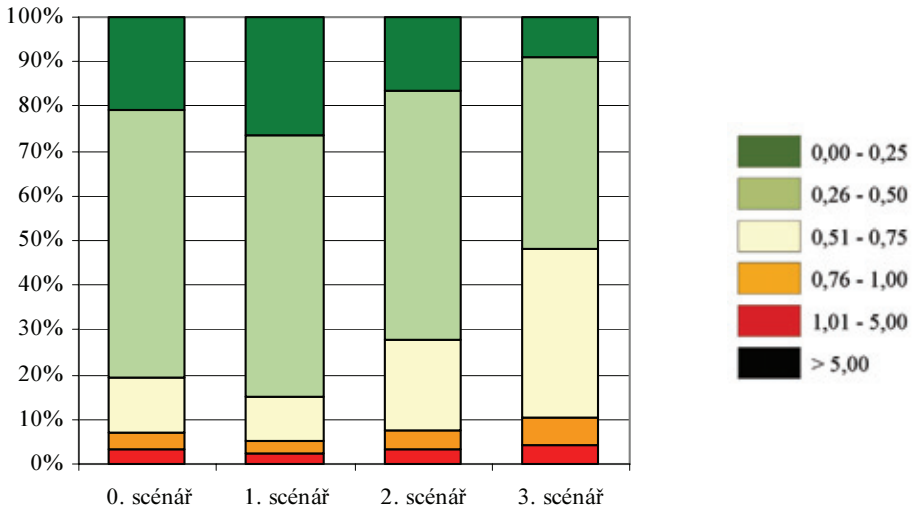
Obr. 2 Schéma designu hodnocení ekosystémových a zdravotních rizik vyplývajících z používání fosforečných hnojiv s obsahem kadmia

Pro zvolené scénáře byly počítány:

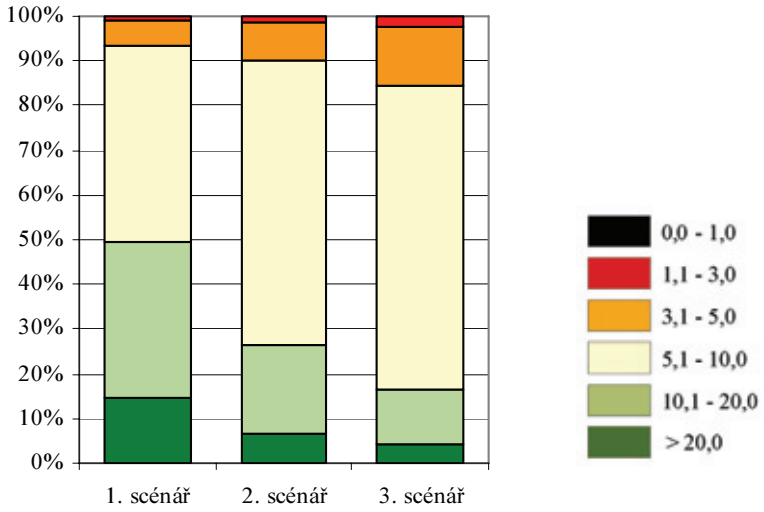
- akumulace kadmia v půdě za dobu 100 let a „vyrovnaný stav“;
- celkové dietární příjmy Cd populací v době t_0 a t_{100};
- ekosystémová rizika indexem HI (hazard index) za dobu 100 let (v době t_0 a t_{100}) při použití 3 kritérií PNEC, jako hlavní bylo použito kritérium návrhu preventivního limitu obsahu Cd v půdě 0,5 mg.kg^{-1} (Sáňka a kol., 2000);
- zdravotní rizika indexem MOS (*margin of safety*), při aplikaci kritického dietárního příjmu 37 μg Cd.den^{-1} (*Studie Risk Assessment Cadmium Metal*, 2003).

Tab. 3 Výsledky výpočtů akumulace Cd v půdě pro 3 scénáře aplikace hnojiv za 100 let

Modul hodnocení akumulace Cd v půdě mg.kg^{-1}	**Scénář1**	**Scénář2**	**Scénář3**
Cd v půdě v roce t (t_0 +100)	0,2677	0,3150	0,3583
Steady state -vyrovnaný stav obs Cd v půdě	0,2570	0,5274	0,7755



Obr. 3 Procentické zastoupení vybraných kategorií indexů HI v dílčích variantách expozičních scénářů při aplikaci hodnot PNEC 0,5 mg.kg^{-1}



Obr. 4 Procentické zastoupení vybraných kategorií indexů MOS v dílčích variantách expozičních scénářů při aplikaci hodnot NOAEL 37 ug.den^{-1}

Výsledky studie ve všech hodnocených modulech ekosystémových a zdravotních rizik potvrdily, že pokud by došlo ke zvýšení obsahu Cd ve fosforečných hnojivech nad 50 mg . kg ^{1} P_2O_5 a k optimalizaci dávek hnojení fosforečnými hnojivy (scénář 3), došlo by při respektování půdních podmínek ČR k nepříznivým změnám:

- Vyrovnaná bilance obsahu Cd v půdě (*steady state*) vzroste z hodnoty 0,25 $mg.kg^{-1}$ až na hodnotu 0,77 $mg.kg^{-1}$, což je hodnota výrazně převyšující navržený preventivní limit 0,5 $mg.kg^{-1}$.
- Razantně se zvýší plocha zemědělské půdy s hodnotou HI překračujícím kritickou hodnotu 1, a to až na 1064 tis. ha (24,9%) plochy zemědělské půdy v ČR, při použití nejpřísnější hodnoty PNEC.
- Pro kritický dietární příjem 37 μg $Cd.den^{-1}$ vzroste plocha zemědělské půdy v kategorii MOS 1-3 z 0,8% na 2,2%. Přitom za bezpečnou je považována až hodnota MOS > 3.
- V důsledku navýšení dietárního příjmu dojde u rizikových skupin obyvatel k překračování kritické hodnoty LOAEL pro Cd-U minimálně u 5% populace.

Závěr

Presentované studie popisují možnosti aplikace postupů pro hodnocení ekosystémových a zdravotních rizik vyplývajících z kontaminace zemědělských půd. Přestože jsou používány základní metodické principy hodnocení rizik, způsoby hodnocení kontaminace zemědělských půd se liší od standardizovaných postupů vypracovaných pro hodnocení průmyslových, městských a vojenských prostorů. Použité přístupy jsou specifické pro každý případ s ohledem na rozsah kontaminace, sledované kontaminanty a parametry expozičních scénářů. Získané výsledky je třeba interpretovat v kontextu s referenčnímu údaji pro běžné podmínky zemědělských půd.

Poděkování

Příspěvek byl zpracován s podporou Ministerstva školství ČR (projekt MSM0021622412 INCHEMBIOL).

Literatura

ČUPR, P., SÁŇKA, M., BARTOŠ, T., HOLOUBEK, I., 2007: Studie hodnocení ekosystémových a zdravotních rizik vyplývajících z používání fosforečných hnojiv s obsahem kadmia. TOCOEN, s.r.o. Brno/RECETOX MU Brno. TOCOEN REPORT No. 285, leden 2007, 66 s + přílohy.

EPA, 1991 a: Summary Report on Issues in Ecological Risk Assessment. EPA/625/3-91/018. US EPA, Washington, D. C.

EPA, 1991 b: Risk Assessment Guidance for Superfund: Vol.I – Human Health Evaluation Manual (Part B, Development of Risk-based Preliminary Remediation Goals), Interim. Publication 928,7-01B. Office of Emergency and Remedial Response, US EPA, Washington, D. C.

ERM, 2000: A Study to Establish a Programme of Detailed Procedures for the Assessment of Risks to Health and the Environment from Cadmium in Fertilisers. European Commission, Directorate General Industry, Environmental Resources Management. 8 Cavendish Square, London W1M 0ER. February 2000, FINAL REPORT (ETD/99/502247).

Metodický pokyn hlavního hygienika České Republiky "Hodnocení zdravotních rizik" ze dne 16.11.1999 pod zn: HEM - 300 - 15.1.99/42358.

Metodický pokyn MŽP pro analýzu rizik kontaminovaného území. Věstník MŽP, ročník XV, částka IX, 2005.

Metodický pokyn MŽP pro průzkum kontaminovaného území Věstník MŽP, ročník XV, částka IX, 2005.

Metodický pokyn MŽP. Vzorkovací práce v sanační geologii. MŽP, prosinec 2006.

Metodický pokyn MŽP. Zásady zpracování studie proveditelnosti opatření pro nápravu závadného stavu kontaminovaných lokalit. MŽP, červen 2007.

Metodický pokyn odboru pro ekologické škody Ministerstva životního prostředí České republiky – kritéria znečištění zemin a podzemní vody. MŽP ČR, 1. 7. 1996. (nabytí účinnosti od 31. 7. 1996).

Risk Assessment Cadmium metal, Cadmium Oxide, Final draft, July 2003. Federal Public Service for Public Health, Safety of the Food Chain and the Environment Directorate-general Public Health: Environment.

SÁŇKA, M., KADLUBIEC, R., 2006: Zdroje extrémních obsahů rtuti na Novojičínsku a posouzení vstupu do potravního řetězce. Závěrečná zpráva projektu MŽP, odbor geologie.

SÁŇKA, M., MALEC, J., ČUPR, P., KADLUBIEC, R., SKYBOVÁ, M. ŠKAREK, M., 2003: Riziková analýza a monitorování složek životního prostředí v Kutné Hoře a okolí. Závěrečná zpráva, 129 s. Ministerstvo životního prostředí ČR, odbor geologie.

SÁŇKA, M., NĚMEČEK, J., PODLEŠÁKOVÁ, E., VÁCHA, R., BENEŠ., S., 2002: Vypracování kritických hodnot obsahů rizikových prvků a organických cizorodých látek v půdě a jejich příjem rostlinami z hlediska ochrany kvality a kvantity zemědělské produkce. Studie Ministerstva životního prostředí ČR:MŽP, 2000, 60 s.

SÁŇKA, M., VÁCHA, R., 2006: Hodnocení limitů rizikových látek pro půdy v normativních předpisech ČR a vybraných evropských zemí. Vstupní studie pro účely aktualizace legislativy v ochraně půdy se zvláštním zřetelem na organické rizikové látky. MŽP ČR, 2006, 51 s.

SÁŇKA, M., 2006: Edited by Claudio Carlon: Soil screening values. Derivation methods of Soil Screning Values in Europe. A review of national procedures towards harmonisation opportunities. Project EU HERACLES. European Commission Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability.

Verordnung über Belastungen des Bodens 814.12, 2000.

Vyhláška č. 275/1998 Sb., ve znění pozdějších předpisů agrochemickém zkoušení zemědělských půd a zjišťování půdních vlastností lesních pozemků.

Vyhláška č. 294/2005 Sb. o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady.

Vyhláška MŽP č. 382/2001 Sb. o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě ve znění vyhlášky č. 504/2004 Sb.

Vyhláška MŽP ČR č. 13/94 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu.

Zákon ČNR č. 334/92 Sb. O ochraně zemědělského půdního fondu ve znění pozdějších předpisů.

PROBLÉMY ANTROPIZÁCIE PÔD

PROBLEMS OF SOILS ANTHROPIZATION

Zoltán Bedrna

Katedra pedológie Prírodovedeckej fakulty Univerzity Komenského, Bratislava, Slovenská republika, e-mail: bedrna@fns.uniba.sk

Abstrakt

Cieľom príspevku je poukázať na niektoré problémy klasifikácie antropogénnych pôd a mapovania urbanizovaných území. Klasifikácia antropogénnych pôd nie je doriešená ani na medzinárodnej, ani na národných úrovniach. Okrem kultizeme (Anthrosol) a antrozeme (Technosol) by bol vhodný pre naše podmienky aj pôdny typ degradozem (Degradosol). Antropogénna pôda je prírodný typ pôdy, lebo človek je súčasť prírody. Substrát nie je pôda, ale človekom umele vytvorené prostredie z technogénnych alebo prírodných materiálov na zakoreňovanie rastlín. Hranica medzi pôdou a nepôdou spočíva v uplatnení definície pôdy, kedy technogénne materiály, zemina, hornina, budovy, voda a ľad nemajú humus, vrstvy a horizonty, vlastnosti a funkcie prírodného útvaru. Problémy s mapovaním v urbanizovanom území spočívajú v zaradení do nepôdy chodníkov, budov, ciest, skládok odpadu, kúpalísk, jazier, výstupov pevných hornín a pod. Rozdiely mestskej a vidieckej antropizácie pôd spočívajú vo väčšom zastúpení antrozemí v mestách a kultizemí na dedine. Dokumentujú to aj príklady podrobnej pôdnej mapy urbanizovaných území. Vhodným prostredím riešenia problémov antropizácie pôd sú konferencie poriadané Katedrou pedológie Prírodovedeckej fakulty Univerziry Komenského spolu s Výskumným ústavom pôdoznalectva a ochrany pôdy v Bratislave od roku 1994 v počte 8.

Kľúčové slová: antropizácia pod, klasifikacia, mapovanie

Abstract

Goal of this article is to point out some problems of classification of anthropogenic soils and also some problems of soil survey of urbanized areas. Classification of anthropogenic soils is not well solved on international, or on national levels. Besides Anthrosol and Technosol it should be suitable for our condition also soil type Degradosol. Anthropogenic soil is natural soil type, because also man is a part of nature. Substratum is not a soil but man-made artificially prepared medium out from technogenic, or natural materials for take roots of plants. Border between soil and non-soil consist in be of use of definition of soil, when technogenic materials, rocks, building, water, ice do not contain humus, lagers and horizonts, properties and functions of specific natural formation. Problem with soil survey in urbanized areas are mainly in tabling as none-soil of pavements, buildings, roads, dump wastes, swimming pools, lakes, rock-out crop, etc. Differences in urban and rural anthropization consist mainly in larger substitution of Technosols in towns and Anthrosols in villages. This is documented also with some examples of detail pedological maps of urbanized areas. Very convenient environment for solving of problems of soil anthropization are conferences done by Department of Soil Science, Faculty of Natural Sciences Comenius University to gether with Research Institute of Soil Science and Soil Conservation in Bratislava since 1994 all together 8.

Key words: anthropization of soils, classification, mapping

Úvod

Antropogénne pôdy sa pri prieskume poľnohospodárskej a lesnej pôdy v bývalom Československu dobre nemapovali. Intravilány sídlisk zostali nepreskúmané. Nedostatočne

boli hodnotené a klasifikované kultizeme viníc a ovocných sadov, ako aj plochy v podobe buldozermi rozrušenej regozeme na pieskoch v borovicových lesoch rieky Moravy. Až neskoršie (Hraško a kol. 1991) bola definovaná kultizem a antrozem, ktoré sa uchovali v národných klasifikáciach pôd (Němeček a kol. 2001, Kolektív 2000) až po súčasnosť.
Národné klasifikácie v zahraničí majú veľký počet typov antropogénnych pôd a nepôd, ako napr. Kultur-Rohboden, Gartenboden (Hortisol) Rigolboden, Schűttungsboden, Deponienboden (Nestroy et al. 2000), Phyrolit, Aerosol, Ekranolith, Hortisol, Nekrosol atď. (Burghardt 2001), agrozeme s 18 typmi, agroabrazeme s 8 typmi, chemodegrazeme, technogénne nepôdne formácie so 4 skupinami (Shishov et al. 2001) a pod. Zjednocujúca klasifikácia pôd (WRB 2006) pozná len dva typy antropogénnych pôd: Anthrosols s ľudským zásahom do pôdy jej zúrodnením a Technosols ako pôdy vytvorené z antropogénneho pôdotvorného susbtrátu. Do Anthrosols sú zjednotené všetky národné antropogénne pôdy, ako napr. rakúskych rigolovaných vinohradov (Rigolboden), nemeckých záhrad (Hortisols), indických a japonských ryžových polí (paddy soils), čínskych sprašových terás (chejlutu), severoeurópskych rašelinou a slamou zúrodnených polí (plaggen) a mnohé iné zúrodnené pôdy. Patria k nim aj naše kultizeme. To všetko sú pôdy, v ktorých človek vylepšil ich vlastnosti a funkcie vo vzťahu k rôznorodej biote. V klasifikácii však chýba opak kultizeme (Anthrosol), a teda človekom výrazne a dlhodobo pozmenená a narušená pôda vo vzťahu k biote. Ide o utlačenú pôdu hospodárskeho dvora, pôdu znečistenú demolicou, prekrytú železničným zvrškom, výrazne intoxikovanú ťažkými kovmi a rizikovými látkami, alebo prekrytú sypkými škodlivinami. Z hľadiska morfogenetických, fyzikálnych, chemických a biologických vlastností a funkcií si zaslúži osamostatnenie. Sobocká (1997) ju navrhla nazývať degradozem. Príklad takejto pôdy viď Jaďuďa (2005).
Ani s Technosols (naše antrozeme) to nie je všetko v poriadku. Za pôdu totižto nemôžeme považovať smetisko, úložisko odpadu, technogénny hydroponický substrát, alebo zeminu v črepníku. Technogénny substrát nie je pôda, ale človekom umele vytvorené prostredie z technogénnych alebo prírodných materiálov na zakoreňovanie rastlín. Hranica medzi pôdou a nepôdou spočíva v uplatnení definície pôdy, kedy technogénne materiály, zemina, hornina, budovy, voda a ľad nemajú humus, vrstvy a horizonty, vlastnosti a funkcie prírodného útvaru.
Antropogénne pôdy sú prírodné typy pôd, lebo človek je súčasť prírody. Substráty a technogénne nepôdne materiály do klasifikácie prírodných pôd jednoznačne nepatria. Za pôdu nemôžeme považovať nielen technogénne substráty, ale aj urbanizované plochy prekryté budovami, cestami a chodníkmi, ako aj výstupy pevných hornín pokryté len machom, riasami a lišajníkmi. Svedčí o tom aj legenda pôdnej mapy Európy (Jones, Montanarella, Jones ed. 2006), v ktorej sú popri jednotlivých typoch pôd osobitne uvedené urbánne plochy, plochy rozrušené človekom, pevná hornina, ľad, voda a dokonca aj rašeliniská (?)
Problémy s mapovaním urbanizovaného územia spočívajú teda v zaradení do ***nepôdy*** chodníkov, budov, ciest, skládok odpadu, kúpalísk, jazier, výstupov pevných hornín a pod. Urbánne pôdy nie sú mapovacou jednotkou, lebo vyjadrujú len spôsob využitia pôdnej pokrývky, podobne ako poľnohospodárske, lesné, pastvinárske a iné pôdy určitého krajinného celku využitia Zeme.
Na rozdiely v štruktúre antropogénnych pôd vidieckych a mestských sídiel sme poukázali na 4. pôdoznaleckých dňoch na Slovensku v Čingove (Bedrna 2005). Na potvrdenie našich záverov z úvodnej časti tejto stati a spomenutého príspevku uvádzame tri príklady podrobných pôdnych máp urbanizovaných území, a to intravilánu dediny, mesta a zastavanej časti katastru.
Na záver stručného úvodu do problematiky si dovolíme upozorniť na vhodné prostredie riešenia problémov antropizácie pôd, ktoré predstavujú konferencie usporiadané Katedrou pedológie Prírodovedeckej fakulty Univerzity Komenského spolu s Výskumným ústavom

pôdoznalectva a ochrany pôdy v Bratislave. Doteraz boli usporiadané v rokoch 1994, 1995, 1998, 1999, 2000, 2001, 2003 a 2004 v počte 8.

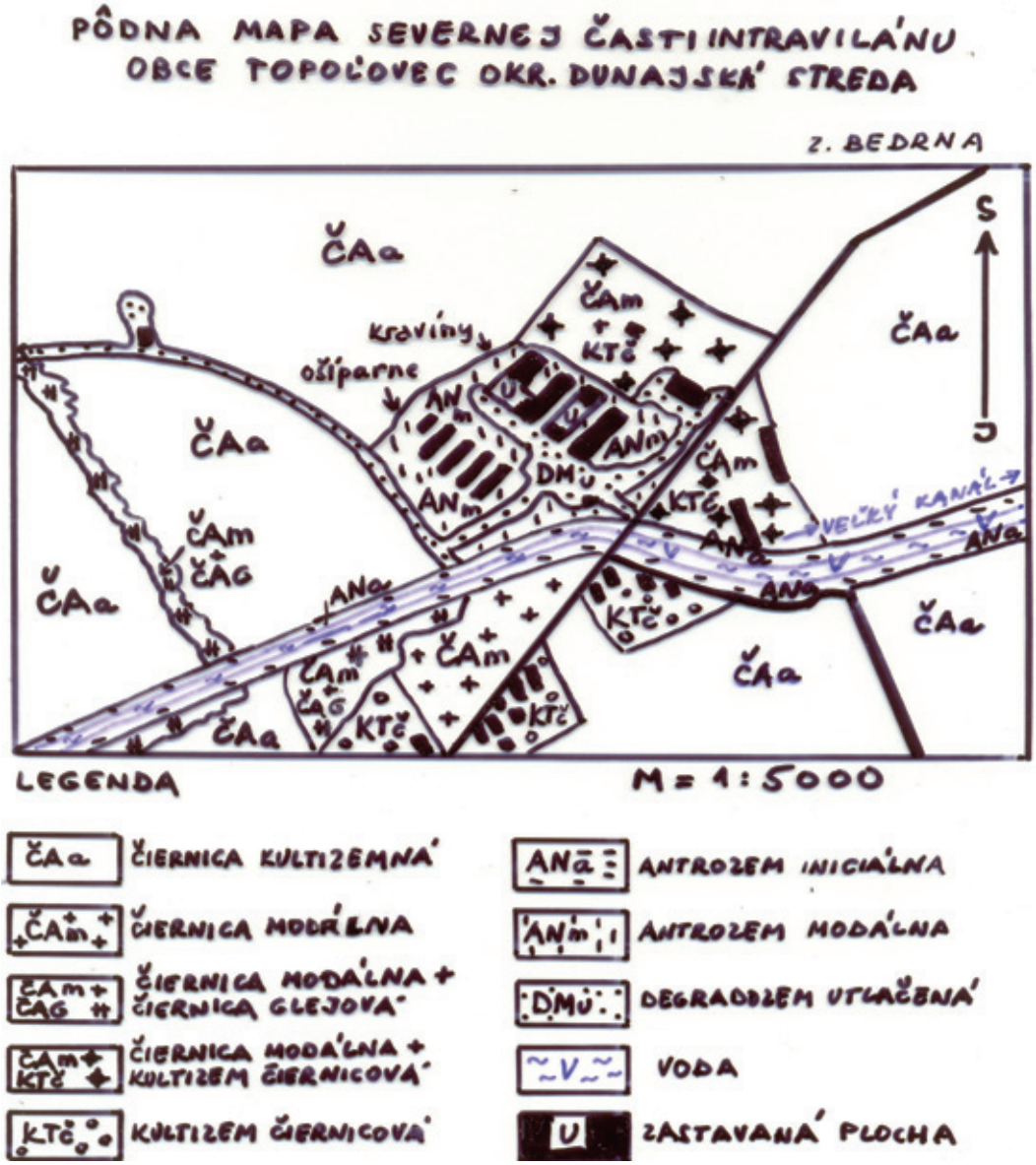
Materiál a metódy

V práci sa opierame o podrobné plány a mapy pôdnych typov a subtypov, prípadne bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek, ako aj ortofotomapy (dostupné na internete) častí intravilánov a osídlených častí katastru niektorých sídelných útvarov na Slovensku. V niektorých prípadoch boli pôdne pomery upresnené terénnym prieskumom. Príkladom sú mapy severnej časti intravilánu obce Topoľovec (okres Dunajská Streda), južného výbežku miestnej čiastky Rača mesta Bratislava a osídlenej severozápadnej časti katastra Jelšava pri osade Teplá Voda na juhu Stredného Slovenska. Použité aj výsledné mapové materiály sú v mierkach 1:5 000 a 1:10 000.
Skratky pôdnych typov a subtypov sú podľa Morfogenetickej klasifikácie pôd Slovenska (Kolektív 2000), doplnené o degradozem (DM). Na mapách sme nepôdy označili osobitnými skratkami, a to vodné plochy ako „V“ a zastavané plochy ako „U“.
Intenzitu antropizácie vyjadrujú stupne: žiadna až veľmi slabá (modálne subtypy pôd), slabá (kultizemné subtypy pôd), stredná (kultizeme) a silná (antrozeme, degradozeme a zastavané plochy).
Cieľom tejto časti príspevku je poukázať na vhodnosť označenia niektorých pôd ako degradozem s jednotlivými subtypmi, ako aj potreba mapovať nielen pôdy ale aj nepôdy najmä v urbanizovanom území.

Výsledky a diskusia

V severnej časti intravilánu obce Topoľovec (okres Dunajská Streda) je umiestnený hospodársky dvor, výbeh, maštale a ošípareň miestneho poľnohospodárskeho družstva na ploche asi 4 ha. S centrom sídla sú tieto objekty spojené asfaltovou cestou (zastavaná plocha „U“), ktorá premostením pretína Veľký odvodňovací kanál (vodná plocha „V“). Niektoré poľnohospodárske pozemky sú spojené s objektom poľnými cestami, čiastočne spevnenými štrkom, s trvale odstránenou vegetáciou prejazdami a utlačeným povrchom (degradozem utlačená DMu). Takýto charakter má aj časť plochy v hospodárskom dvore. Prevládajúci pôdny pokrov intravilánu predstavujú okrem nepôdy najmä kultizem čiernicová (KTč), čo je pre vidiecke sídla typické a charakteristické. Na mape prevláda slabá antropizácia pôd a to hlavne v extraviláne, zatiaľ čo v intraviláne dominuje predovšetkým stredná, ako aj žiadna až veľmi slabá, menej silná antropizácia pôdy (obr. 1).
Pôdna mapa južnej časti intravilánu mestskej čiastky Rača v Bratislave (obr. 2) predstavuje sídlisko obklopené zo severnej časti koľajnicami železničnej trate a železničnou stanicou (degradozem nakrytá – DMn) a z južnej časti ohraničené taktiež železničným násypom (ANm +DMn) od mestskej čiastky Nové Mesto. Ku západnému okraju sídliska prilieha záhradkárska kolónia „Žabí majer“ s prevládajúcou pôdou typu kultizem čiernicová (KTč). Na východe okrem vodnej plochy („V“) po vyťažení štrku , pri ktorej sú záhrady s kultizemou čiernicovou (KTč), sa nachádzajú aj menšie plochy ornej pôdy s čiernicou glejovou kultizemnou ($ČA_Ga$) a fluvizemou glejovou kultizemnou (FM_Ga). Na sídlisku okrem rozsiahlej zastavanej plochy („U“) prevládajú pôdy typu antrozem modálna (ANm), ktoré sú z pôd najviac rozšírené nielen v tejto časti intravilánu, ale aj v celej južnej a juhovýchodnej časti katastru Rača. Na skúmanom území prevládajú silno, menej stredne antropizované pôdy.

Obr. 1



Pôdna mapa časti katastra Jelšava v oblasti baníckej osady Teplá Voda (obr. 3) poskytuje pohľad na intoxikovanú kambizem modálnu (KMm) a kultizemnú (KMa) znehodnotenú prašnými exhalátmi $Mg(OH)_2$ – brucitu a iných horečnatých zlúčenín z magnezitových závodov vyrábajúcich ohňovzdorné „šamotové“ tehly. Okrem degradozeme intoxikovanej (DMi) sa vyskytuje na predmetnom území aj degradozem nakrytá (DMn) na železničných zvrškoch a haldách hlušiny vyťaženej z miestnych baní, ako aj degradozem utlačená (DMu) miestnych poľných, čiastočne spevnených ciest, parkovísk a odpočívadiel. V osade Teplá Voda je okrem zastavanej plochy značný výskyt kultizeme modálnej (KTm), najmä v záhradách, na ihrisku a zatrávnených plochách v okolí administratívnych stavieb bane a magnezitky. Na mape sú teda zastúpené pôdy so žiadnou až veľmi slabou, slabou, strednou aj silnou antropizáciou.

Začiatky mapovania urbanizovaných území u nás v 90-tich rokoch minulého storočia sú poznamenané nepresnosťou označovania najmä pôdneho a nepôdneho pokrovu (Bedrna, Račko, Šurina 1994, Gábrišová 1995, Bedrna a kol. 1995) Postupne v novších prácach (Bedrna 2002, 2005) sú tieto nedostatky čiastočne odstraňované a mapovacie jednotky sú

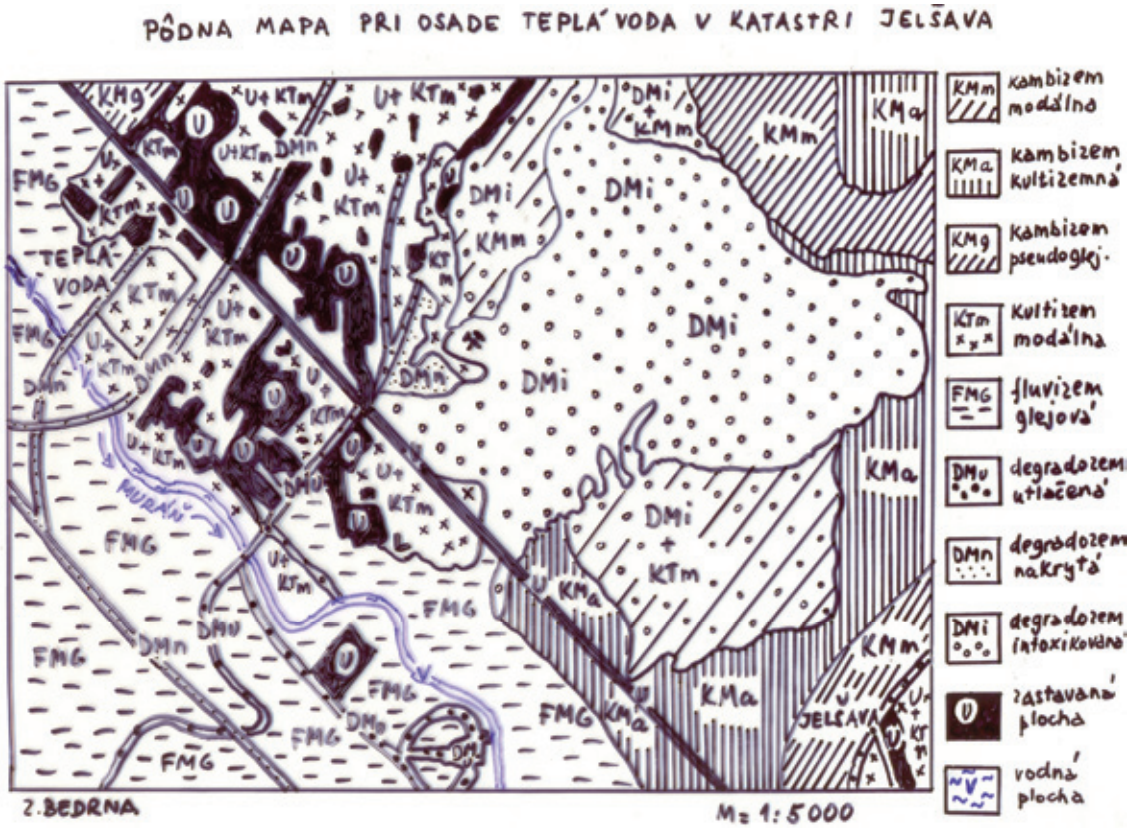
upresňované v súlade s novšími poznatkami o pôdach a nepôdach v urbanizovanej krajine. Osobitnou klasifikáciou a mapovaním sa však zrejme budú naďalej vyznačovať práce niektorých pôdoznalcov (Kolény 1994, 1995, Sobocká 2004).
V každom prípade bude treba venovať osobitnú pozornosť najmä mapovaniu komplexov jednotlivých typov pôd a typov pôd s nepôdami. Komplexy a asociácie pôd súvisia s mierkou mapy. Osobitný význam bude mať aj vyznačenie zastúpenia jednotlivých komponentov v komplexe a asociácii pôd. Zjednodušene v skratkách sa to môže vyznačovať: 50 KTč + 50 U = komplex pozostávajúci z 50 % kultizeme čiernicovej a 50 % zastavanej plochy.

Obr. 2



Ďalšiu pozornosť si zaslúži aj podrobnejšie hodnotenie technogénnych substrátov. Podľa definície WRB (2006) je pôdou (Technosol) aj dialnica, detský betónový bazén s polmetrovou vodou, asfaltovaný chodník, vydláždené odpočívadlo a parkovisko, lavička do výšky 0,5 metra, prípadne aj ďalšie ľudské výtvory. Ekranické a linické Technosols (WRB 2006) sú v podstate pochované pôdy pod nepôdou, ktorou je podľa mňa betón, železo, asfalt, dosky dreva a pod. Tak ako nezobrazujeme na pôdnych mapách pochované typy fosílnych pôd, ale len recentné a reliktné pôdy povrchu pevniny, nemali by sme za pôdy ako prírodný útvar považovať človekom vytvorené stavby, ktoré treba nazývať pravým menom a nevymýšľať pre nich násilne podobu pôdy.

Obr. 3



Záver

Navrhujem neprispôsobovať slovenskú a českú klasifikáciu antropogénnych pôd WRB klasifikácii a to najmä v prípade pôdneho typu Technosol (Antrozem ?). Pre naše podmienky by bol okrem kultizeme a antrozeme vhodný aj pôdny typ degradozem s ďalšími subtypami: utlačená, nakrytá, intoxikovaná a pod. V klasifikácii pôd by sa mali pre mapovacie a praktické účely charakterizovať aj nepôdy a technogénne materiály (substráty) na zakoreňovanie rastlín. Pri mapovaní urbanizovaných území treba jednoznačne vyčleňovať plochy pôdy a nepôdy. Pochované pôdy pod pevnými nepriepustnými materiálmi, tzv. technogénnymi substrátmi (betón, asfalt) nemapovať spolu s recentnými a reliktnými prírodnými typami pôd, ku ktorým patrí aj kultizem a antrozem.

Poďakovanie

Príspevok bol vypracovaný vďaka GP VEGA 1/2339/05.

Literatúra

BEDRNA, Z., 2002: Environmentálne pôdoznalectvo. Veda Bratislava, 352 s.

BEDRNA, Z., 2005: Rozdiely v štruktúre antropogénnych pôd vidieckych a mestských sídiel. In: Sobocká, J. ed.: Štvrté pôdoznalecké dni na Slovensku, Čingov v Slovenskom raji VÚPOP Bratislava, s. 21 – 27.

BEDRNA, Z., RAČKO, J., ŠURINA, B. 1994: Príspevok k výskumu pôd Bratislavy. Geografický časopis 46, č. 3, s. 307 – 318.

BEDRNA, Z., JURÁNI, B., FINKOVÁ, D., KROMKA, M., MIČUDA, R., VICENÍKOVÁ, H., VYKOUKOVÁ, I.1996 : Soil ecological problems of parks in Bratislava. Ekológia (Bratislava), 15, č. 1, s. 147 – 152.

BURGHARDT, W., 2001: Soils of Low Age as specific Features of Urban Ecosystem. In: Sobocká, J. ed.: Soil Anthropization VI. Proceedings. VÚPOP, Pri F UK Bratislava, pp. 11 – 17.

GÁBRIŠOVÁ, P., 1995: Niektoré environmentálne problémy parkov, záhrad a plôch zelene v Bratislave s dôrazom na pôdu. Diplomová práca na Katedre pôdoznalectva PriF UK Bratislava, 56 s.

JAĎUĎA, M., 2005: Assessment, description of soil profile in the chemical waste dump and its impaction on urban planning. Ved. Práce VÚPOP Bratislava, 27, s. 43 – 49.

JONES, A., MONTANARELLA, L., JONES, R. ed. 2006: Soil Atlas of Europe. Institut for Environment and Sustainability European Soil Bureau ISPRA Varese Italy 128 p.

KOLEKTIV, 2000: Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. VÚPOP, Soc. Ped. Slovaca, Bratislava 76 s.

KOLENY, M., 1994: Príklady mapovania silne devastovaných pôd v priestore Bystrička a Martin. In: Bedrna, Z. ed.:Antropizácia pôd I. PriF UK Bratislava, s. 24 – 25.

KOLENY, M., 1995: Príspevok k poznaniu antropogénnych pôd Modry. In: Bedrna, Z. ed.: Antropizácia pôd II. PriF UK Bratislava, s. 33 – 41.

NĚMEČEK, J. a kol., 2001: Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. ČZU a VÚMOP Praha, 78 s.

NESTROY, O. et al., 2000: Systematische Gliederung der Bőden Ősterreichs (ősterreichische Bodensystematik 2000). Mitt. der Ősterr. Bodenkundl. Gessel.,. Wienna, H 60 pp. 1 – 99.

SHISHOV, L., TONKONOGOV, V., LEBEDEVA, I., GERASIMOVA, M. eds., 2001: Russian Soil Classification System.V.V. Dokuchaev Soil Science Institute. Moskva, 221p

SOBOCKÁ, J., 1997: Návrh klasifikácie antropických pôd pre MKSP. In: Pôda v súčasných environmentálnych podmienkach. TU Zvolen, s. 161 – 170.

SOBOCKÁ, J., 2004: Necrosol as a new anthropogenic soil type. In: Sobocká, J. ed.:Soil Anthropization VIII. Proceedings, VÚPOP a PriF UK Bratislava pp. 107 – 113.

WRB, 2006: World reference base for soil resources. World soil resourses reports 103. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 133 p.

http://www.podnemapy.sk/bpej

DLOUHODOBÝ VÝVOJ KRAJINY, VÝVOJ ZMĚN PŮDNÍHO POKRYVU A ZMĚN VYUŽITÍ PŮDY V DŮSLEDKU POLITICKÝCH A EKONOMICKÝCH POMĚRŮ

LONG-TERM DEVELOPMENT OF LANDSCAPE, SOIL COVER AND LAND USE AS A CONSEQUENCE OF THE CHANGES IN THE POLITICAL AND ECONOMIC CONDITIONS

Pavel Novák, Jiří Obršlík, Jan Vopravil, Monika Čermáková, Jitka Lagová

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy v.v.i. Praha 5 – Zbraslav, Žabovřeská 250, 156 27, Česká republika, e-mail: pnovak@vumop.cz

Abstrakt

Od druhé světové války došlo v České republice k řadě politických a hospodářských změn, které se odrazily ve využití půdy, hospodaření na půdě, vzhledu krajiny, v osídlení a které měly vliv na změny půd samých. Jak tyto politické a ekonomické podmínky ovlivnily půdy některých oblastí je dokumentováno na příkladu tří odlišných regionů s odlišným půdním pokryvem a odlišným působením vnějších vlivů. V horské oblasti Šumavy dochází i v současnosti k opouštění půdy, zesilování hydromorfního vývoje půd a rozšiřování lesa. Dříve zkultivované pseudogleje se lokálně postupně mění na stagnogleje modální či až histické a zrašelinělé stagnogleje. V černozemní oblasti jihovýchodní Moravy dochází ve svažitém terénu k intenzivní plošné vodní erozi a z původních černozemí se stávají regozemě nebo až pararendziny na podložních horninách flyše. V bývalém vojenském prostoru Ralsko v severních Čechách se krajina a půdy spontánním vývojem vrací k přírodní rovnováze a na převrstvených sterilních píscích se velmi rychle tvoří nové kryptopodzoly a podzoly. V těchto určitých případech a regionech není tedy možné se plně spolehnout na historické mapování a data z období Komplexního průzkumu půd nebo bonitačního mapování.

Klíčová slova: vývoj krajiny a půd, hydromorfní vývoj, plošná eroze, podzolový proces, změny půdního pokryvu

Abstract

A number of political and economic changes have proceeded in the Czech Republic since the Second World War up to present days. They have reflected in land use, land management, human settlements, in the appearance of the landscape and finally they have affected the soils themselves. How these political and economic conditions influence the soils of some regions is characterized on the examples of the three different regions with different soil cover and different effects of external influences. Abandonment of the land, gradual increase of the soil hydromorphic development and the spontaneous expansion of forest are still visible and problems in the mountain region of the Bohemian Forest. Stagnic Cambisols and Haplic Stagnosols that were reclaimed in the eightieths of the last century are slowly transformed into Gleyic and Histic Stagnosols (WRB classification) mostly regarding to bad or none function of low quality constructed drainage systems. In the Chernozems region of the South-East Moravia on slope terrain relief the intensive sheet erosion has proceeded very quickly. Originally Chernozem soils are changed into Regosols, Rendzic Leptosols and even Rankers on the wide places where the whole Chernozem profiles and even the loess layer have been washed down and the flysh sandstone bedrock is now denuded. The landscape and the soils in the former military area Ralsko in the North Bohemia have been influenced by spontaneous natural development that started after the military activities were finished. The landscape returns to natural balance. On excavated sterile sands the new Entic and Haplic Podzols are quickly created. From these reasons the reliability of the

historical results of the General Soil Survey (1962 – 1972) could be in some regions to consider carefully.

Key words: soil and land development, hydromorphic development, sheet erosion, podzolic process, changes of soil cover

Úvod

Vytváření krajiny, tvorba a užití půdy ve Střední Evropě je výsledkem lidské aktivity trvající řadu století až tisíciletí. Z tohoto hlediska je období několika desítek posledních let časovou periodou zdánlivě krátkou a nedůležitou, ale právě v tomto období došlo u nás k řadě zvratů v politických a ekonomických poměrech. Ty se promítly a odrazily v krajině, v osídlení, užití a hospodaření na půdě. Odrazily se však také v půdě samé. Ačkoliv půda je považována za relativně nejstabilnější složku životního prostředí, může v ní docházet k poměrně rychlým a výrazným změnám, které jsou jednak výsledkem nějakého cíleného rozhodnutí (vyplývajícího právě z politické a ekonomické situace), nebo jsou to změny z hlediska lidské společnosti nechtěné, vyplývající však jako vedlejší, nezamýšlený důsledek těchto rozhodnutí; konečně to mohou být změny čistě přírodního charakteru. Každý z těchto vlivů může půdy určité lokality nebo i regionu významným způsobem ovlivnit.

Podobné změny samozřejmě neproběhly všude stejně. Lišily se v různých oblastech podle přírodních a ekonomických podmínek a na převážné části našeho území nedošlo k zásadní změně v charakteru a složení půdního pokryvu. Na příkladech tří různých lokalit se však pokoušíme ukázat, že změny v charakteru a složení půdního pokryvu mohly – jako důsledek vývoje po nějakém antropickém zásahu – proběhnout velmi rychle a že současné půdy na těchto lokalitách i jejich užití mohou být velmi odlišné od výchozího stavu před několika desítkami let.

Materiál a metody

Pro sledování byla vybrána tři různá a dosti extrémní modelová území, na kterých vlivy politické a ekonomické výrazně zasáhly krajinu, využití půdy i půdu samotnou.

Prvním modelovým územím je dlouhodobě sledovaná lokalita ve Strážném na Šumavě (okres Prachatice). Plocha přibližně 160 ha je kotlina otevřená k jihu až jihozápadu, v nadmořské výšce 820 – 980 m. Svahy jsou mírné, přímé, jen v závěru údolí dosahují až 15 – 17°. Klimaticky je to chladná oblast s ročními srážkami kolem 1 100 mm a průměrnou roční teplotou 4°C. Půdotvornými substráty jsou deluviální a svahové hlíny a zvětralá rula, případně i rašeliny. Původními a dosud převažujícími půdami jsou katény půd se semi- až hydromorfním vývojem: kambizemě, kambizemě oglejené, pseudogleje, stagnogleje, gleje až organozemě.

Druhým modelovým územím je černozemní oblast jihovýchodní Moravy v podhůří Ždánického lesa v okrese Hodonín. Sledované území má celkem přes 2 200 ha a je zemědělsky vysoce produktivní oblastí. Průměrná roční teplota je 9,2°C a srážky kolem 510 mm ročně. Část letních srážek přichází ve formě přívalových dešťů. Geologickým půdotvorným substrátem jsou převážně různě mocné (0,5 – 2,0 m) pokryvy spraše překrývající podloží paleogenních flyšových pískovců nebo břidlic. Geomorfologicky je terén tvořen krátkými svahy (150 – 300 m) se svažitostí 5 až 18°. Podle Komplexního průzkumu půd 1962 byly v celé oblasti mapovány ± černozemě v různých stadiích eroze a akumulace.

Třetí modelovou lokalitou je území bývalého vojenského prostoru Ralsko (okr. Česká Lípa), asi 80 km severně od Prahy. Území patří k České křídové tabuli s podložím odvápněných křídových pískovců, které jsou překryty minerálně chudým křemenným pískem s místním přimísením eolického materiálu. Ty tvoří vlastní půdotvorný substrát. Průměrná roční teplota je 7 – 8°C, srážky 650 – 750 mm ročně a větší část území je mírně zvlněná pahorkatiny. Půdy

byly a jsou většinou tvořeny arenickými podzoly nebo kryptopodzoly, arenickými kambizeměmi či regozeměmi nebo vzácněji luvizeměmi.
Byly sledovány a vyhodnoceny:

- vztahy a změny ve využití půdního fondu (les, orná půda, travní porosty, opuštěná půda atd.), organizace zemědělského půdního fondu;
- osídlení a jeho vliv na krajinu;
- degradace půd (erozí, zamokřením, vojenskou činností, spontánním zalesňováním...)
- obnovování půdního krytu a vegetace spontánním vývojem po ukončení destrukčních vojenských aktivit;
- změny půd a změny složení a struktury půdního pokryvu jako důsledku antropických zásahů a vlivů.

Pozornost byla na jednotlivých modelových územích věnována tomu, co bylo pro daný region a lokalitu nejvíce typické. Každé území bylo odlišným způsobem dotčeno politickými a ekonomickými změnami, které se promítly do různých zásahů, které zásadním způsobem ovlivnily vývoj krajiny a půdního pokryvu. Pro vyhodnocení a charakteristiku těchto změn byly využity především metody Dálkového průzkumu Země (konkrétně časové řady leteckých snímků) a detailní pozemní půdní průzkum zaměřený na problematiku každého modelového území. Všechna modelová území jsou rovněž z různých hledisek dlouhodobě sledována. Největší pozornost byla samozřejmě věnována změnám půd a změnám půdního pokryvu.

Výsledky

1. Modelové území Strážný na Šumavě

bylo dotčeno těmito zásahy:

1946: vysídlení německého obyvatelstva

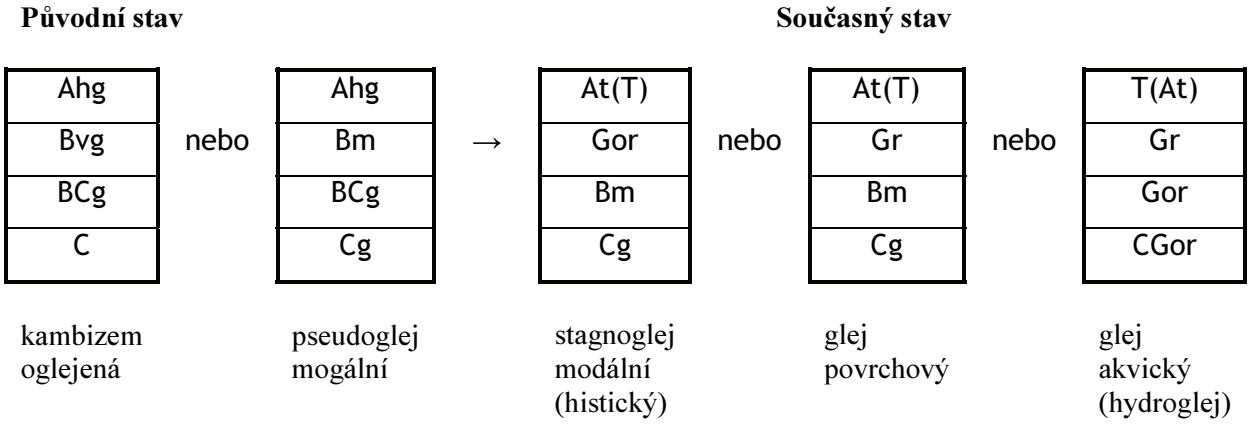
1950-1989: pohraniční pásmo – změny v osídlení (likvidace rozptýlených samot a drobných osad); rozšiřování opuštěné půdy, rozšiřování zamokřených ploch, rozšiřování lesa.

1987-1988: rozsáhlé odvodnění zamokřených (i nezamokřených) ploch systematickou drenáží se zanedbáním příčin zamokření a velmi nízkou úrovní stavebních prací.

1989-2007: špatná funkce odvodnění, znovu postupné opouštění ploch, opět zvýšené (zvláště lokální) zamokření, postup lesa náletem nebo přirozeným zmlazením.

2007: krajinný ráz je lepší než kdykoliv v minulosti (ochranné pásmo NP Šumava); půdy lokálně zbažinělé, zrašeliněné, zemědělsky ani lesnicky nevyužívané, jejich vývoj směřuje k vyšší hydromorfnosti a větší heterogenitě půdního pokryvu.

Schematicky lze vývoj půd naznačit takto:



Tento vývoj lze označit jako důsledek:

- likvidace sítě odvodňovacích povrchových stružek a kanálů;
- při výstavbě drenáže zanedbání původních příčin zamokření (povrchovou vodou nad vododržnou vrstvou jež leží v hloubce 60 – 80 cm, uložením drénů pod ní), nepodchycení pramenných vývěrů, zahrnutí kamenů a stromů do tzv. „melioračních hrobů“ jež jsou v současnosti kolektory vody;
- žádné údržby drenážních systémů, postupného extenzivního využívání a opouštění půdy.

2. Černozemní oblast jihovýchodní Moravy

1938-1950: půdní držba rozdrobena do velkého množství „řemenových“ parcel vedoucích po svahu, dlouhých 400 i více metrů při šíři někdy i 10 – 12 m;

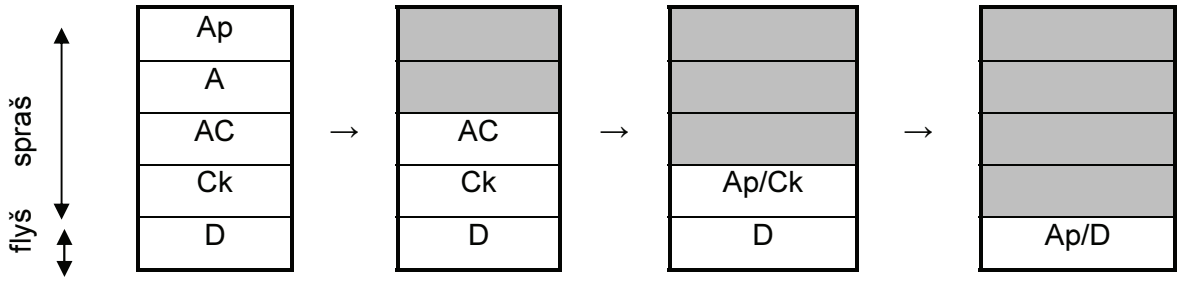
1950-1960: násilná kolektivizace: rozorání mezí, cest, likvidace drobných remízků, stromů, zatravnění, drobných sadů → vytvoření velkých bloků honů 180 – 300 ha v členitém terénu na půdách silně erozně zranitelných;

1960-2005: rychlý rozvoj plošné vodní eroze. Podle leteckých snímků bylo vyhodnoceno celkem 2 263 ha území. Z toho eroze byla vyhodnocena na 1 626 ha orné půdy:

- výrazně erodované půdy 1938: 234 ha – 14,4 %
- výrazně erodované půdy 1971: 444 ha – 27,3 %
- výrazně erodované půdy 1993: 866 ha – 53,3 %
- výrazně erodované půdy 2004: 924 ha – 56,8 %

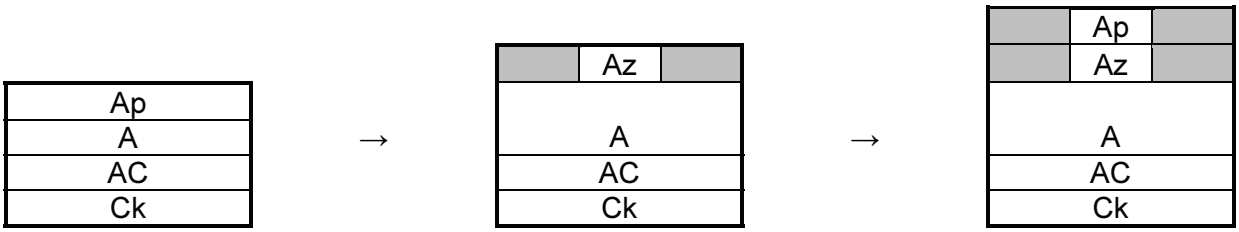
2007: na rozsáhlých plochách této geomorfologicky členité oblasti došlo k rozsáhlému vzrůstu podílu silně erodovaných ploch a došlo tak i k zásadním změnám ve struktuře půdního pokryvu.

Schematicky lze vývoj na erozi exponovaných svazích naznačit:



černozem modální na spraši | černozem erodovaná na spraši | regozem karbonátová na spraši | pararendzina na flyšovém pískovci nebo ranker

Je-li oderodována celá vrstva spraše, začínají se nové půdy tvořit na podložních pískovcích nebo břidlicích flyše – pararendziny, v krajních případech až rankery. V depresních a podsvahových polohách nebo i v mělkých průlezích terénních vln dochází naproti tomu k akumulaci oderodovaného materiálu:



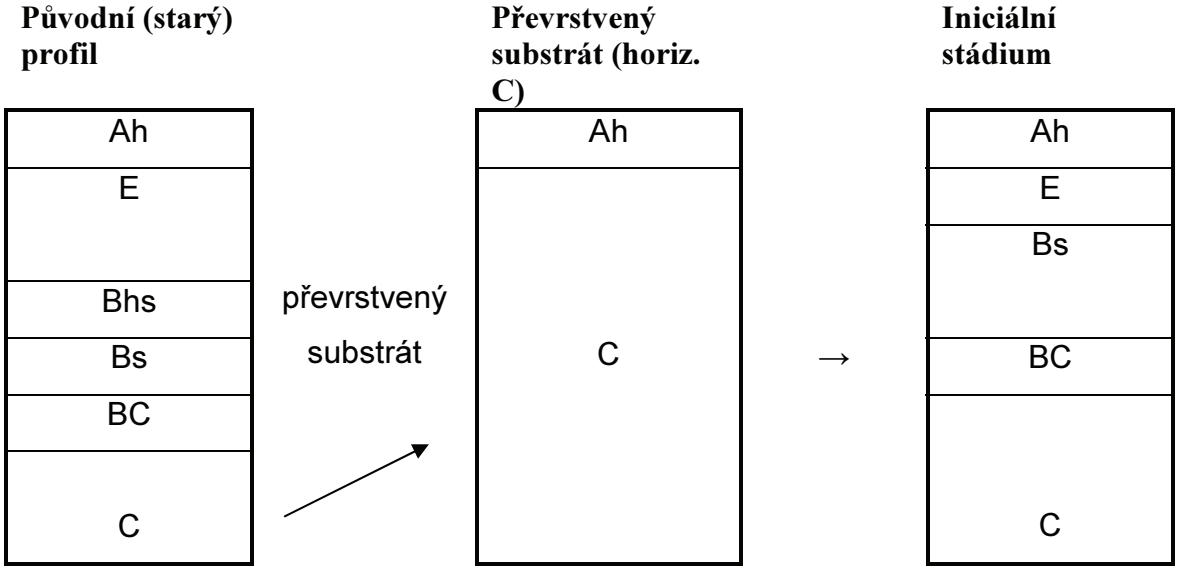
černozem modální | černozem akumulovaná | koluvizem modální

Koluvizemě místy dosahují mocnosti až 1,5 m akumulovaného materiálu. Tento vývoj struktury půdního pokryvu je jednoznačným výsledkem intenzivní eroze na velkých honech orné půdy bez jakýchkoliv protierozních opatření v členitém terénu. Právě černozemě na spraši jsou vodní erozí vysoce zranitelné (vysoký „K“ faktor erodovatelnosti Wischmaierovy rovnice).
Charakter půd celého regionu už tedy místně je jiný, než byl v době provádění Komplexního průzkumu půd a mapování a výsledky KPP už tedy zcela neplatí. Výhledově dojde k poklesu produkční schopnosti díky zhoršeným sorpčním vlastnostem půdy, menší vododržnosti, menší aktivní hloubce profilů a větší zranitelnosti suchem, zrychleným odtokem vody, vymrzáním.

3. Bývalý vojenský prostor Ralsko

1945-1950: odchod německého obyvatelstva, dosídlení, malovýrobní zemědělství
1950-1955: rozšíření vojenského prostoru
1968: sovětská invaze
1969-1991: celý prostor intenzivně využíván pouze Sovětskou armádou; dělostřelecká, tanková, letecká ostrá střelnice a rozsáhlé zemní práce, zničení vegetačního krytu.
1992: odchod Sovětské armády, ponechání větší části prostoru spontánnímu přírodnímu vývoji.
2007: postupná obnova vegetace, postupné přirozené zalesňování, obnova iniciálních půd na dříve sterilních materiálech výkopů.

Schematicky je možno rychlé obnovování půd (podzolů) naznačit jako:



podzol arenický | regozem arenická | iniciální podzol arenický

Současný proces tvorby spodických horizontů podzolů a celých iniciálních profilů podzolů je sice extrémně rychlý (30 – 40 roků), je však prokazatelný analyticky (Němeček, 2001) i morfologicky a neodporuje některým literárním údajům (Franzmeier 1965, Němeček 1990). K tak rychlému vývoji může docházet snad i proto, že zejména při povrchu půdy je rozptýleno větší množství střepin granátů ze střeleb, které korodují a obohacují půdu Fe a Mn.

Závěr

Naše krajiny i naše půdy se od konce 2. světové války výrazně změnily pod tlakem politických a ekonomických událostí. K těmto změnám došlo i od doby provedení Komplexního průzkumu půd (1960-1972) i od doby vymezování bonitovaných půdně-

ekologických jednotek (1975-1980). Změny jsou pozitivní i negativní. Bylo poukázáno na několik negativních dopadů rozhodnutí, které byly důsledkem tohoto politického a ekonomického vývoje. Proto je při každém rozhodování nutno si uvědomit souvislosti, které každé rozhodnutí sebou nese a je nutno uvážit i budoucí vedlejší účinky každého lidského zásahu. Konečně je nutno si uvědomit, že nelze vždy se spolehnout na historické poznatky a údaje z datových bází, protože současná situace může být už jiná. Vždy je tedy třeba „staré“ a „nové“ údaje konfrontovat a zároveň si uvědomit příčinu změn.

Poděkování

Tento příspěvek je jedním z výsledků řešení etapy DÚ 01 výzkumného záměru MZe – VÚMOP 00027049 (2004 – 2008).

Literatura

FRANZMEIER D.P. et al., 1965: Use of amorphous material to identify spodic horizons. Soil Sci. Soc. Amer., Proc. 29, pgs 737 – 743, Madison.

Letecké fotografie z let 1938 – 2005. Vojenský topografický a hydrometeorologický ústav, Dobruška.

NĚMEČEK J., SMOLÍKOVÁ L., KUTÍLEK M., 1990: Pedologie a paleopedologie. Academia Praha, 560 str.

NĚMEČEK J. a kol., 2001: Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. ČZU – VÚMOP Praha.

NOVÁK P., 2005: Destruction and restoration of landscape and soils in former military areas. Proceed. Int. Conf. SUITMA, Cairo.

NOVÁK P. a kol., 2006: Vývoj eroze na vybraném území v různých časových obdobích. Výstup výzk. záměru MZe 00027049, VÚMOP Praha.

OBRŠLÍK J., 2006: Antropogenní ovlivnění zemědělského půdního fondu v podhůří Ždánického lesa. Disertační práce, MZLU Brno.

PRIRODZENÁ VARIABILITA ZLOŽENIA, OBOHATENIE A PROBLÉMY HODNOTENIA KONTAMINÁCIE PÔD SLOVENSKA

NATURAL VARIABILITY OF COMPOSITION, ENRICHMENT AND PROBLEMS IN EVALUATION OF SOIL CONTAMINATION IN SLOVAKIA

Ján Čurlík

e-mail: Jan.Curlik@next-com.sk

Abstrakt

Pôdy sú zdrojom aj kloakou potenciálne toxických stopových prvkov (PTSP). Ich systematické geochemické štúdium na Slovensku ukázalo, že celý rad týchto prvkov vykazuje znaky antropogénneho obohatenia. Ide o antropogénny input z historických zdrojov, najmä z banskej, pražiarenskej a hutníckej činnosti, zo spaľovania fosílnych palív (As, Bi, Cd, Hg, Pb, Sb, Se, Sn, Zn, Mn), z poľnohospodárskych aktivít na pôde (Hg, Cu,Cd, Zn) ale aj z diaľkového (cezhraničného) prenosu látok v atmosfére (Cd, Hg, Pb, As). Cieľom tohto príspevku je načrtnúť, ako sa dá charakter zloženia pôd využiť na odlíšenie prirodzenej geochemickej variability (fónových koncentrácií), od povrchového antropogénneho obohatenia. Uvádza sa tiež stručný prehľad štatistických metód výpočtov obohatenia a princípy hodnotenia stupňa kontaminácie pôd. Udáva faktory obohatenia v černozemiach na spraši v Podunajskej nížine vo vzťahu k niektorým PTSP pri použití bazálnych geochemických obsahov v C-horizontoch. Toto obohatenie je významné a klesá v rade Hg>Cu>Cd>Pb>Zn>As. Zákonné kritéria kvality pôd (limity), používané v súčasnosti na Slovensku, nezohľadňujú zvláštnosti prirodzenej geochemickej variability pôd a nedajú sa použiť ako referenčné hodnoty na posúdenie obohatenia, ani fónových koncentácii PTSP v pôde.

Kľúčové slová: geochemický fón, bazálny geochemický obsah, geochemická variabilita zloženia, hodnotenie kontaminácie, faktory obohatenia, legislatívne problémy

Abstract

Soils serve as a source and sink of potentially toxic trace elements (PTTE). Systematic geochemical study of Slovakian soils pointed to clear evidence that most of them show anthropogenic topsoil enrichment. It concern of historical load from mining, smelting, metallurgy and fossile fuel combustion, (As, Bi, Cd, Hg, Pb, Sb, Se, Sn, Zn, Mn, F), agricultural activities on soils (Hg, Cu,Cd, Zn) and transboundary air transport (mostly Cd, Hg, Pb, As). The aim of this contribution is to outline how soil composition pattern can be used to distinguish natural soil geochemical variability (background values) from anthropogenic enrichment. It brings a short overview of statistical methods used to assess topsoil enrichment and principles of evaluation soil contamination level. Based on the geochemical baseline values of chernozemic soils on loess in Danube Lowland enrichment factors to some PTTE are presented. Enrichment factors are notable and apparently fall in a row Hg> Cu> Cd> Pb> Zn>As. Legal soil quality criteria (limits) presently used in Slovakia do not respect natural soil geochemical variability and hardly can be used as reference values to assess topsoil enrichment and background values of PTTE in soil.

Key words: background value, geochemical baseline, geochemical variability, contamination assessment, enrichment factors, legal problems

Úvod

V literatúre sa stretávame s veľmi protichodnými názormi na posudzovanie stupňa kontaminácie pôd. Sú názory, že aktivity človeka zasiahli takmer každý kút našej Zeme a prakticky nemáme pôdu, ktorá by nebola antropogénne ovplyvnená (van der Meent et al.1990). Napriek tomu sa často hovorí o „čistých", o „kontaminovaných", či „znečistených" pôdach. Robia sa súpisy kontaminovaných pôd (území) založené na legislatívnych normách (limitoch).

Na Slovensku je kontaminácia definovaná v novom zákone na ochranu poľnohospodárskych pôd (Zák. 220 /2004 Zb.). Podľa neho aj malé rozdiely v nameraných hodnotách oproti limitom, posúvajú do kategórie kontaminovaných celý rad pôd. Zákon ani nedefinuje, čo máme rozumieť pod čistou pôdou.

Zrovnávanie takýchto rigidných hodnôt nezahŕňa žiadne informácie o prirodzenej variabilite chemického zloženia pôd, ani nepresnosti v nameraných či normatívnych hodnotách. Hoci rigidný prístup je v legislatíve efektívny, často neodráža realitu, že mnohé pôdy sú do určitej miery antropogénne pozmenené. Najmä vo vzťahu k potenciálne toxickým stopovým prvkom, ktoré predstavujú riziká pre rastliny a organizmy, sú tieto problémy odborne, ale aj legislatívne riešené nedostatočne.

Aby bolo možné riešiť problém kontaminácie pôd, treba poznať, či pôda obsahuje kvantitatívne vysokú, alebo neobvyklú koncentráciu špecifickej kontaminujúcej látky, zistiť a porozumieť, ktorá *kvantita je normálna, obvyklá.* To sa dá prakticky robiť zrovnaním nameraných údajov s nejakou pôvodnou referenčnou hodnotou. Z vedeckého hľadiska je však oveľa dôležitejšie vysvetliť variabilitu zloženia a presnejšie fónové hodnoty a preto je potrebné použiť komplexnejšie metódy a viac meraných dát (Hindel, Fleige, 1991 Hisseret al. 2003; Spijker, 2000, Loska et al., 2003).

Tento príspevok sa zaoberá problematikou ako odlíšiť prirodzenú variabilitu chemického zloženia od antropogénneho vplyvu, ako atribút, aj v geografickom priestore, vo vzťahu k potenciálne toxickým stopovým prvkom v pôde. Poukazuje na procesy, ktoré ovplyvňujú zloženie, vrátane antropogénnych vplyvov. Na príklade černozemi na spraši v Podunajskej nížine poukazuje na dlhodobé antropogénne obohatenie povrchových horizontov a jeho kvantifikáciu. Dotýka sa tiež niektorých vedeckých a legislatívnych problémov hodnotenia kontaminácie pôd Slovenska.

Základné geochemické údaje o pôdach Slovenska

Systematické geochemické štúdium pôd prebieha na Slovensku zhruba 15 rokov a zahŕňa výsledky dvoch veľkých programov:

a) Geochemický atlas SR (V-Časť-Pôdy: Čurlík, Šefčík, 1999),
b) Súbor máp geologických faktorov životného prostredia SR (M 1:50 000) jednotlivých regiónov Slovenska, kde sú zaradené aj pôdne geochemické mapy povrchových horizontov pôd (e.g. Čurlík a kol.1997, 1999, 2004, 2005).

Geochemický atlas pokrýva celé územie a pôdne geochemické mapy, v súčasnosti okolo 3/5 územia Slovenska. To predstavuje viac ako 10 000 analytických údajov o potenciálne toxických stopových prvkoch z povrchových horizontov (A-horizonty), a viac ako 5000 údajov z C-horizontov. Metodické postupy odberov aj analýz pôd sa počas toho obdobia nemenili a sú podrobnejšie popísané v originálnych prácach (Čurlík, Šefčík, Šurina, 1998; Čurlík, Šefčík, 1999).

Týmto spôsobom bola získaná relevantná databáza údajov na základe ktorej je možné vysvetliť charakter distribúcie stopových prvkov vo vzťahu ku geogénnym aj antropogénnym zdrojom kontaminácie.

Pôvod potenciálne toxických prvkov v pôde

Celkové obsahy, profilové trendy a charakter obohatenia pôd je závislý od pôvodu prvkov a biogeochemických procesov v pôde. Litogénne podmienené obsahy sú zdedené od materských hornín (Tab.1). V niektorých prípadoch (ultrabáziká a ich detritické deriváty) môžu byť obsahy veľmi vysoké. Ak sú pôdy staré, vylúhované, alebo poskytujú substráty recentným pôdam, chemické zloženie môže byť významne modifikované, čiže zdedené od predchádzajúceho vývojového cyklu.

Tab. 1 Pôvod stopových prvkov v pôde (Čurlík, 2003)

zdedené:	***od materských hornín***		
	od predchádzajúceho vývojového cyklu (pedogenézy)		
pedogénne (redistribuované, koncentrované)			
vnášané do pôd	***z prírodných zdrojov***	cez atmosféru	
		prírodnými vodami	
	antropogénne	priamo do pôd	
		cez atmosféru	
		kontaminovanými vodami	

Ak sú prvky vnášané priamo, alebo cez atmosféru do pôd, potom sú obohatené povrchové horizonty. Ich profilová redistribúcia závisí od pedogenézy, ale aj od povahy samotných prvkov a ich migračnej schopnosti. Ak sú prvky vnášané podzemnými vodami, toto obohatenie môže mať opačný trend a môže stúpať do hĺbky, alebo fixovať k určitým horizontom či geochemickým bariéram (oxidačno-redukčné, sorpčné, výparné, karbonátové). Intenzita obohatenia, vzdialenosť kumulácie určitého prvku od zdroja kontaminácie je podmienená hydrotermickým režimom podzemných vôd.
Z načrtnutého je vidieť, že tieto problémy sú zložité a vyžadujú systémový prístup k štúdiu (v systéme pôda-voda- rastlina).

Prirodzená geochemická variabilita a diferenciácia chemického zloženia pôd

Pôdy vyvinuté na rôznych substrátoch sa vyznačujú rôznou paragénnou asociáciou minerálneho a tým aj chemického zloženia. Čím sú pôdy mladšie, slabo vyvinuté, je variabilita ich chemického zloženia *v heterolitnom prostredí*, prejavom zdedenia od materských substrátov (Klaver, 1997).
Osobitné substráty, akými sú niektoré flyšové pieskovce a ílovce (bázika a ultrabázika) bohaté na Cr, Ni, V (a Mo), ovplyvnili svojím zložením aj všetky pôdy v drenážnych systémoch východoslovenských riek a alúvia Váhu, ktoré často obsahujú nadlimitné koncentrácie týchto prvkov (Čurlík, 2005).
V jadrových pohoriach Západných Karpát, kde sú tektonicky zblížené granitoidné a metamorfované horniny s mezozoickými komplexmi (prevažne vápencovo-dolomitickými), sú iné pozaďové koncentrácie v pôdach na kryštaliniku a v mezozoických komplexoch. Na živce sa viaže olovo, stroncium a bárium. V magmatických a metamorfovaných horninách sú preto zvýšené obsahy Al, Na, K, Ba, Sr, Mo, Pb, P a F. Naproti tomu karbonátové komplexy majú nízke obsahy ťažkých kovov, niekde s výnimkou Cd, ale vysoké obsahy Sr. Podhorské oblasti, kde sú znášané zmiešané materiály, majú chemické zloženie zdedené od rôznorodých východiskových hornín. O vplyve materských substrátov na obsah stopových prvkov v pôde prinášajú cenné informácie práce Němečka a kol. (1996), Němca a kol. (2002).

V *monolitných územiach* akými sú aluviálne nivy riek, Podunajská rovina a Žitný ostrov, je radiálna krajinno-geochemická diferenciácia látok spätá s pôdno-geochemickými bariérami a migračnými schopnosťami prvkov v systéme podzemná voda-pôda-rastlina. Fónová geochemická štruktúra je v týchto podmienkach odrazom vzťahov v subsystémoch a prejavuje sa zonálnosťou štruktúry pôdneho krytu. Pri rôznom hydromorfnom ovplyvnení pôd môžeme zistiť opačný trend antropogénneho obohatenia, teda smerom k hladine podzemných vôd, ktoré sú médiom prenosu látok najmä antropogénneho pôvodu (Čurlík, Dlapa, 1994; Čurlík, 2005).

Prirodzené obsahy a hodnotenie antropogénneho obohatenia

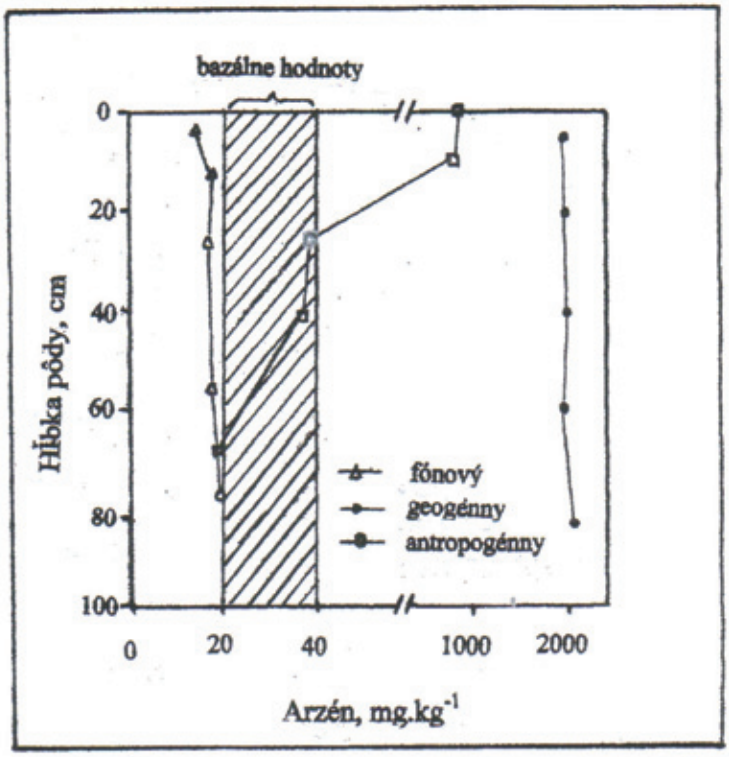
Na vyjadrenie prirodzených obsahov prvkov v prírodných médiách (pôdy, vody, sedimenty) sa v geochemickom štúdiu vo svete používajú dva rôzne parametre a to tzv. (*geochemický) fón (background) a bazálny geochemický obsah (geochemical baseline).*

U nás sa pojem „background" prekladá z angličtiny ako „pozadie" (pozaďové hodnoty). Pritom sa v slovenskej literatúre (aj v češtine) oddávna používa vhodný termín *geochemický fón* alebo jednoducho *fón, fónový obsah* (Bouška a kol., 1980). Tento pôvodný, prioritný a sémanticky vhodnejší výraz je treba zachovať aj súčasnosti. Fónový obsah reprezentuje prirodzené hladiny určitého prvku v prírodných médiách bez ľudského ovplyvnenia, čiže idealizovanú situáciu. Táto hodnota sa dá získať z miest prakticky nedotknutých človekom. Pre pôdy to technicky znamená hodnoty získané z merania obsahov v pôdotvorných substrátoch (Adriano, 2002). Treba dodať, že to platí len za predpokladu potvrdenia homogenity pôdneho profilu.

Bazálny geochemický obsah (geochemical baseline), podľa Salminena (2006), reprezentuje úroveň merania obsahov v určitom mieste, v určitej dobe a vyjadruje variabilitu v zložení materských hornín, ako aj vstup látok do média (pôdy, vody, sedimentu) z antropogénnych zdrojov. Je *funkciou (f) času, miesta, vzorkovaného média, vzorkovacieho protokolu, metódy prípravy vzoriek a stanovenia.* „*Baseline*"- pojem sám o sebe znamená čiaru, líniu, ktorá slúži ako základ, hranicu pre meranie, výpočet alebo lokalizáciu, ku ktorej sa porovnávajú ostatné hodnoty. (Salminen, Tarvainen, 1997, Salminen, Gregorauskiene, 2000; Matchullat et al., 2000; Salminen, 2006). V skutočnosti ide o *fluktuačný rozsah koncentrácie*, ktorý sa v pôdach mení v závislosti od materských hornín a od zrnitostného zloženia pôd (Obr.1). Vie sa napríklad, že zinok, ktorý sa prednostne viaže na íl, bude mať oveľa väčšie koncentrácie v ílovitých, ako v piesočnato-hlinitých pôdach. Obsahy ortuti, ktorá sa viaže na humus, sú vyššie v pôdach s vyšším podielom organických látok. Z toho vyplýva, že použitie jedného regionálneho fónu nie je správne a pri štúdiu môže zastierať regionálnu variabilitu, najmä v prípade rozsiahlej difúznej kontaminácie.

Antropogénna kontaminácia znamená často povrchové obohatenie pôd. Otázkou je, ako teda odlíšiť geochemickú variabilitu zloženia a odraz povrchového antropogénneho obohatenia. To sa dá robiť na dvoch úrovniach. Pre praktické potreby posudzovania kontaminácie sa uprednostňuje jednoduchý postup, ktorý nevyžaduje veľa meraných údajov. Avšak z vedeckého hľadiska je vysvetlenie variability zloženia oveľa zložitejšie. Použité metódy stanovenia musia umožniť získať precíznejšie, realistické hodnoty a ak je to potrebné, využiť aj komplexnejšie postupy, s použitím viacerých relevantných dát.

Na zisťovanie povrchového antropogénneho obohatenia pôd v príslušnom priestore existuje viacero štatistických metód, ktoré sa členia na *univariantné (a), bivariantné (b) a multivariantné (c)* (Gregorauskiene, Kadunas, 1997; Spijker, 2000; Reimann, de Caritat, 2000; Praharaj et al., 2003; Ridghway et al., 2003).



Obr.1 Príklady pôdnych profilov s fónovými a bazálnymi hodnotami, antropogénne a geogénne obohatených arzénom (Upravené podľa Adriano,2002)

a) Výhodou jednoduchých *univariantnych* metód je, že pre stanovenie *fónovej* obsahov potrebujeme len jednu nameranú hodnotu. Napríklad na základe štatistickej distribúcie prvku určíme limit (najčastejšie medián), pod ktorým sú hodnoty považované za fónové a nad nim „obohatené" (*geochemicky anomálne*). *Geochemická anomália* sa vypočíta ako *priemerná hodnota* plus *dvojnásobok smerodajnej odchýlky (*2σ). Tieto metódy vychádzajú z prospekčnej geochémie (Selinus, Esbensen, 1995). Nevýhodou týchto prepočtov je, že sa vypočítavajú zo štatistických súborov, ktoré môžu byť posunuté k vyšším hodnotám v dôsledku regionálneho obohatenia (najmä pri difúznej kontaminácii pôd).

Viacerými autormi bol na posúdenie povrchového obohatenia pôd použitý *index geoakumulácie*(I_{geo}) alebo *faktor obohatenia. Index geoakumulácie* (E_f) bol napríklad použitý na poznanie obohatenia dnových sedimentov a pôd (Loska et al., 2002, Reimann, Caritat, 2000). V tomto koncepte sa stanoví pomer medzi nameraným obsahom a referenčnou fónovou hodnotou, násobenou konštantou 1,5, ktorá má zabezpečiť, aby boli brané do úvahy možné fluktuácie zloženia, akoaj nepatrné antropogénne obohatenie:

$$I_{geo} = \log_2 \frac{Cn}{1{,}5.Bn}$$

kde: *Cn* – je obsah prvku v skúmanej pôde, *Bn*- fónový obsah prvku v pôde, *1,5*- konštanta.

Ako referenčná fónová hodnota sa berie priemer, alebo medián z podložných horizontov pôd za celú krajinu, za región, alebo pomer *nameraných obsahov v pôde s globálnymi hodnotami*, ako sú napríklad *priemerné zloženie vrchnej kontinentálnej kôry* (Wedepohl, 1995), či *priemerné zloženie pôd sveta.* Interpretácia výsledkov je nasledovná:

$I_{geo} \leq 0$ je praktický nekontaminovaná pôda, 0-1 - nekontaminovaná až slabo kontaminovaná, 1-2 - slabo kontaminovaná, 2-3 - stredne až silne kontaminovaná, 3-4 - silne kontaminovaná, 4-5 - silne až veľmi silne kontaminovaná, >5 - veľmi silne kontaminovaná

Modifikáciou tejto metódy je tzv. f*aktor obohatenia* (E_f) vyjadrený vzťahom (Loska et al., 2002:

$$E_f = \frac{Cn/\ Cref}{Bn/\ B_{ref}}$$

kde: C_n je obsah stanoveného prvku v študovanej pôde; C_{ref} je obsah stanoveného prvku v referenčnom prostredí; B_n je obsah referenčného prvku v študovanej pôde; B_{ref} je obsah referenčného prvku v referenčnom prostredí.

Ako referenčný sa odporúča prvok s nízkou variabilitou obsahov a so stopovými množstvami v prostredí, alebo prvky s vyššími obsahmi, ale ich vzťah ku stanovenému prvku nie je antagonistický či synergický. Za referenčné (konzervatívne) sa najčastejšie vyberajú Al, Mn, Fe a Sc. Podľa faktora obohatenia sa vyčleňuje päť tried kontaminácie: *Ef <2 ochudobnenie až minimálne obohatenie, Ef 2-5 stredné obohatenie, Ef 5-20 výrazné obohatenie, Ef 20-40 veľmi silné obohatenie, Ef >40 extrémne obohatenie;*

Pretože potenciálne toxické prvky sú primárne viazané na alumosilikáty, ich významná korelácia s hliníkom (Al_2O_3) vypovedá o tom, že variabilita obsahov tohto prvku je výsledkom prirodzenej variability obsahov Al_2O_3. Ak je korelácia nízka, potom variabilitu obsahov prvku určujú iné procesy (Spijker, 2005; Wilczke et al., 1998). Namerané hodnoty s pomerom okolo 1 nevykazujú odchýlky od globálnych hodnôt, väčšie alebo menšie indikujú anomálie. Väčšie hodnoty ako 1 sa považujú za obohatenie prírodnými procesmi, alebo antropogénnym inputom látok.

V praxi sa priemerné hodnoty často nahrádzajú *prijatými právnymi limitmi*, pričom sa hovorí o nadlimitných koncentráciách. Problémom zostáva v tom, že pre mnohé prvky nie sú limity určené (napr. Ba, Sb, Sn) a odvodenie limitov v mnohých zákonných normách nie je jednoznačne definované. To doslovne platí aj o novom zákone na ochranu poľnohospodárskych pôd Slovenska (Zákon 220/2004 Zb. MP SR).

b*) Bivariantné metódy* sa zakladajú na princípoch použitia referenčných dát o ktorých sa predpokladá, že sú výsledkom prírodných procesov. Obyčajne sa za pôvodné, nezmenené, považujú spodné horizonty pôd. Pomer obsahov medzi povrchovými a spodnými horizontmi na tom istom mieste nám vypovedá o povrchovom obohatení (Facchinelli et al., 2001). Táto metóda je nevhodná za predpokladu, že profil je heterogénny.

V snahe vyvarovať sa toho, že povrchový a spodný horizont sú litologicky odlišné, niektorí autori používajú tzv. normalizovaný pomer *r,* v ktorom je záujmový prvok *x* normalizovaný ku konzervatívnemu prvku *y* podľa vzťahu (Spijker, 2000)*:*

$$r = \frac{x/y \text{ (povrchový hor.)}}{x/y \text{ (spodný hor.)}}$$

Nevýhodou metódy je, že na zistenie obohatenia je potrebné merať až štyri hodnoty.

c) Multivariantné metódy vychádzajú z analýzy základných komponentov pôdy (klastrová analýza, regresné modely ai.). Pre potreby výpočtu fónových hodnôt sa však nepoužívajú často (Facchinelli et al., 2001).

Okrem výpočtov, hodnotenie geochemických pôdnych dát v geografickom priestore - na mapách, poskytuje dobrý obraz o charaktere distribúcie a anomálnych koncentráciach vo vzťahu ku geogénnym aj antropogénnym zdrojom znečistenia (Licht, Tarvainen, 1996; Nikkarinen et al., 1996).

Doposiaľ však neexistuje jednoznačná metóda na určenie bazálneho geochemického obsahu, ani na zistenie antropogénneho obohatenia.

Hodnotenie kontaminácie a povrchového obohatenia pôd Slovenska

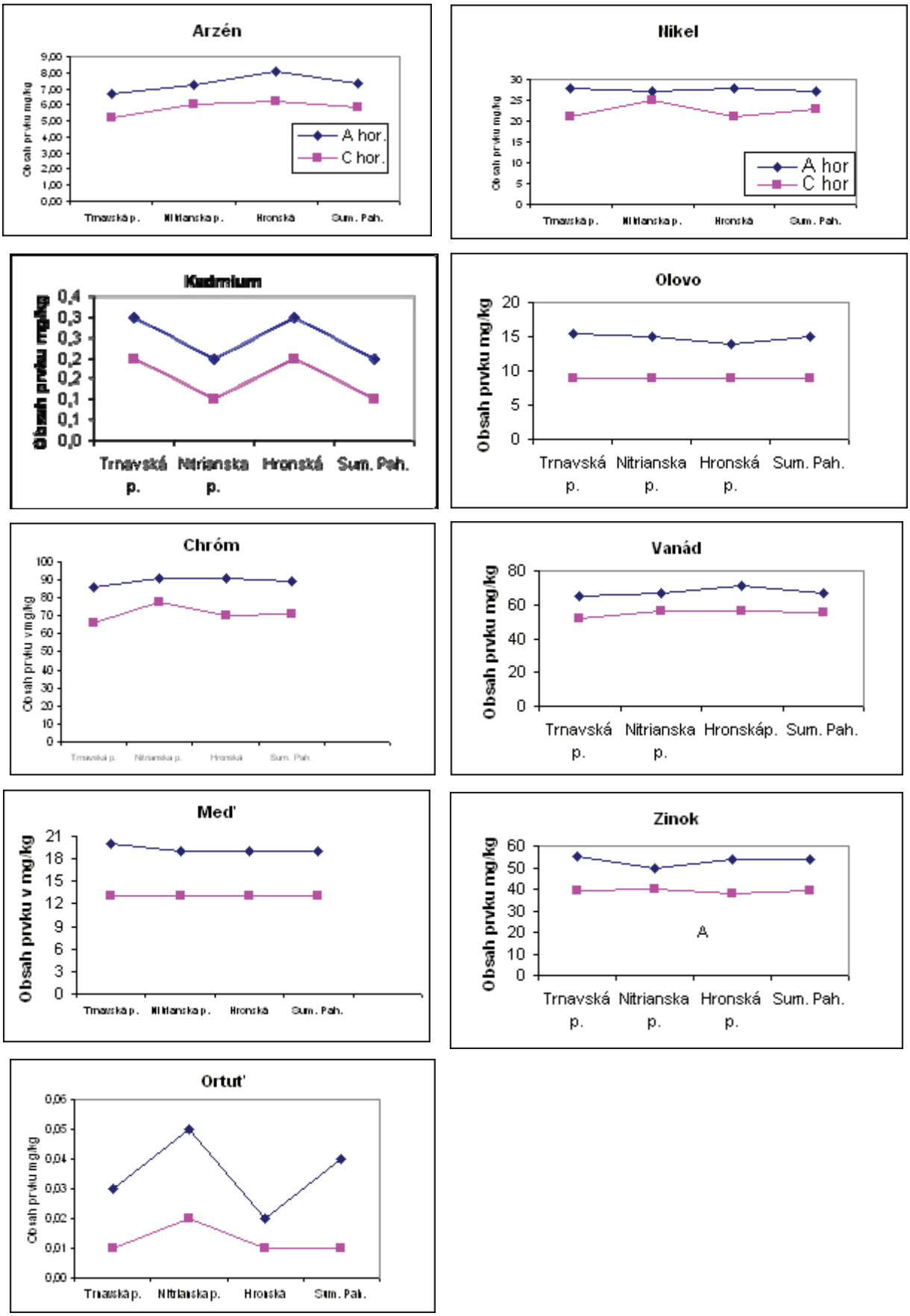
Z poznania histórie Slovenska sa dá očakávať, že recentné pôdy obsahujú vyššie koncentrácie potenciálne toxických stopových prvkov, ako pôvodné predindustriálne. To potvrdilo aj naše štúdium. Priestorová variabilita obsahov potenciálne toxických stopových prvkov je výsledkom geochemickej diferenciácie zloženia pod vplyvom pedogeochemických procesov,

ale aj ovplyvnenia z rôznych antropogénnych zdrojov (baníctvo, priemysel, atmosférický transport, poľnohospodárstvo).
Na hodnotenie kontaminácie pôd Slovenska slúžia údaje z Geochemického atlasu SR (Čurlík, Šefčík, 1999) a pedogeochemické štúdium z jednotlivých regiónov Slovenska, vrátane pedogeochemických máp (Čurlík a kol., 1997, 1998). Aj v celosvetovom merítku predstavujú tieto údaje veľmi bohatú databázu. Dá sa z nej dedukovať vzťah k jednotlivým litopedologickým zvláštnostiam Slovenska, ale aj k rozdielnym zdrojom antropogénnej kontaminácie. Samotné zhodnotenie kontaminácie bolo robené tromi spôsobmi:
a) prezentáciou mediánových hodnôt, ktoré boli považované za fónové
b) porovnaním s vtedy platnými limitmi (modifikovaný A-B-C holandský zoznam)
c) prezentáciou monoprvkových a asociačných pedogeochemických máp.
Tým, že v rámci atlasu boli stanovované rovnaké prvky v A- a v C-horizontoch, možno sa aspoň rámcovo vyjadriť k povrchovému obohateniu pôd na Slovensku (bivariantná metóda).

Tab. 2 Rámcové hodnotenie povrchového obohatenia pôd pomerom nameraných hodnôt v A- a C-horizontoch pôd Slovenska (bivariantná metóda)

Horizont	As	Ba	Be	Bi	Cd	Ce
A	7,2	381	1,3	0,3	0,3	65
C	6,6	387	1,4	0,2	0,1	67
A/C	1,09	0,98	0,93	1,5	3,0	0,97
Horizont	Co	Cr	Cs	Cu	Ga	Hg
A	9	85	5	17	12	0,08
C	10	87	5	17	13	0,05
A/C	0,9	0,98	1,0	1,0	0,86	1,6
Horizont	La	Li	Mo	Ni	Pb	Sb
A	38	33	0,5	25	20	0,7
C	38	37	0,5	28	14	0,5
A/C	1,0	0,89	1,0	0,89	1,43	1,4
Horizont	Se	Sn	V	W	Y	Zn
A	0,10	5	74	< 1	26	61
C	0,05	4	82	< 1	26	55
A/C	2,0	1,25	0,9		1,0	1,11
Horizont	Mn (%)	Fe (%)	Al (%)			
A	0,068	2,64	5,88			
C	0,062	3,02	6,60			
A/C	1,1	0,87	0,89			

Za bazálne geochemické obsahy je možné považovať mediánové hodnoty z C-horizontov (Tab. 2). Len jednoduché porovnanie pomerov priemerných hodnôt (A/C) ukazuje, že obohatenie povrchových horizontov sa prejavuje u As, Bi, Cd, Hg, Pb, Sb, Se, Sn, Zn, Mn.
Ide o antropogénny input z historických zdrojov najmä z banskej a hutníckej činnosti, spaľovania fosílnych palív, poľnohospodárskych aktivít na pôde, ale aj z diaľkového (cezhraničného) prenosu látok v atmosfére. Toto obohatenie je zreteľné najmä u Cd, Pb, Hg, Sb, As, Se a Pb (index obohatenia 1,4- 3). Pretože boli hodnotené rôzne, málo zvetrané a silne zvetrané pôdy, je treba počítať s rôznym skreslením hodnôt, lebo u zvetraných pôd obyčajne možno očakávať vylúhovanie prvkov na povrchu. Realistickejší obraz historického antropogénneho obohatenia pôd sme získali zo štúdia černozemí Podunajskej nížiny. Tieto pôdy sú homogénne (zo spraše) bez významného vylúhovania. Vnášané prvky sú odoberané len úrodou a rozptyľované v orničnom horizonte orbou (Obr. 2).



Obr. 2 Povrchové obohatenie povrchových horizontov černozemí na spraši Podunajskej nížiny niektorými potenciálne toxickými stopovými prvkami

Faktor obohatenia povrchových horizontov černozemí kolíše v pomerne širokých intervaloch od 1,15-1,2 (As), cez 1,4-1,6 (Cr, Zn, Pb), 1,7- 1,8 (Cd, Cu) až po výrazné obohatenie u ortuti (2,8). Súvisi to s využitím týchto prvkov v poľnohospodárskej praxi (moridlá, pesticídy, hnojivá) a to v závislosti od pestovania plodín. Z týchto prepočtov je evidentné, že povrchové obohatenie klesá v rade Hg>Cu>Cd>Pb>Zn>As, čo je podobné ako uvádza Spijker (2000) v severnom Francúzsku. V Holandsku vykazuje najväčšie obohatenie Cd, ktorého obsahy sú tam vyššie vďaka používaniu vysokých dávok fosfatických hnojív s obsahom Cd.

Legislatívne problémy hodnotenia kontaminácie

Nový zákon o ochrane poľnohospodárskych pôd (Zákon 220/2004 Zb.) má celý rad nedostatkov, ktoré ho degradujú vo vzťahu k praktickej ochrane pôd. Odhliadnuc od toho, že sa nevzťahuje na ochranu pôdy ako prírodného útvaru, vo väzbe na ostatné zložky v krajine má aj iné limitácie. Napríklad kritérium zrnitosti, ktorá sa v súčasnosti hodnotí v ternárnom systéme a v zákone v binárnom, bráni jeho adaptácii pre zeminy a sedimenty.
Vo vzťahu k tematike rozoberanej v tomto príspevku jeho najvážnejším nedostatkom je, že nezohľadňuje systematicky overené geochemické poznatky o fónových koncentráciách prvkov v pôdach a ich prirodzenej plošnej variabilite. Už nepatrné prekročenie fónových hodnôt pre As a Cd (7,2 resp.0,3 $mg.kg^{-1}$; Čurlík, Šefčík, 1999) ich posúva do skupiny kontaminovaných pôd. Pritom v niektorých skupinách pôd (podzoly, litozeme, rendziny) sú fónové koncentrácie As a Cd na Slovensku vyššie.
Fónové (mediánové) hodnoty pre Cr v pôdach Slovenska sú 87 $mg.kg^{-1}$ v C-horizontoch (Čurlík, Šefčík, 1999). Prakticky viac ako 75% našich pôd spadá do pôd kontaminovaných Cr. Podobne fónové hodnoty pre F prekračujú u viacerých skupín 400 $mg.kg^{-1}$ (pararendziny, gleje, čiernice, litozeme). Naproti tomu limity pre Hg sú neopodstatnene vyššie a tak mnohé kontaminované pôdy zostávajú v kategórii čistých pôd. Pritom obsah Hg nie je funkciou zrnitosti, ale obsahu organických látok. V nezrelých pôdach na kryštaliniku a v rendzinách sú koncentrácie Pb často vyššie ako limitné. Naopak obsahy Se, ktorý je v slovenských pôdach deficitný, neobsahujú ani v pôdach kontaminovaných sírou hodnoty vyššie ako základný limit. Obsahy zinku u ílovitých pôd prirodzene prekračujú 200 $mg.kg^{-1}$.
Z uvedeného je zrejmé, že praktické využitie legislatívnych noriem je zaťažené mnohými nedostatkami, ktoré vyžadujú podstatnú novelizáciu. V tomto kontexte vystupuje do popredia potreba poznania priestorovej diferenciácie chemického zloženia pôd a ich antropogénne znečistenie.

Závery

Naše štúdium poukazuje na to, že v podmienkach Slovenska je potrebné venovať väčšiu pozornosť geogénnej kontaminácii a problémom obohatenia pôd v superakválnych podmienkach, kde môže mať trend stúpajúci do hĺbky.
Na určenie antropogénneho príspevku do pôd je potrebné mať vhodnú referenčnú hodnotu, alebo bazálny geochemický obsah (geochemical baseline), ktorý približuje prirodzené zloženie pôd. Tento môže simulovať obsah geochemických prvkov zo spodných horizontov (C-horizonty) za predpokladu, že profil je homogénny. Poskytuje najmä dobrý pohľad pri poznaní charakteru geologicko-pedologickej variability zloženia, nepravidelných prírodných zmien a antropogénneho ovplyvnenia pôd. Odchýlky od bazálnych obsahov môžu indikovať rôzne procesy.
Bazálny geochemický obsah (geochemical baseline) sa v súčasnosti stále viac používa na stanovenie fónových obsahov. Je *chápaný ako fluktuačný rozsah koncentrácie*, ktorý závisí od charakteru materských hornín (substrátov), zrnitostného zloženia pôd, obsahu karbonátov,

seskvioxidov a humusu. Preto pri regionálnych štúdiách nevystačíme s jeho jednou hodnotou, ale s viacerými, v závislosti od lito-pedologických jednotiek regiónu a podrobnosti mierky.
Štúdium povrchového obohatenia černozemí, relatívne „najčistejších“ pôd na Slovensku poukazuje na historický významný príspevok povrchovej antropogénnej kontaminácie. Toto obohatenie klesá v rade Hg>Cu>Cd>Pb>Zn>As. Prvky frekventovanejšie aplikované v poľnohospodárstve (Hg, Cu, Cd,) majú index obohatenia vyšší.
Predmetné štúdium poukazuje na to, že použitie zákonné limity nie sú dobrými referenčnými hodnotami pre simuláciu fónových hodnôt pre pôdy, ani neumožňujú odhaliť antropogénne obohatenie. V mnohých prípadoch sú kontaminované pôdy považované za „čisté“ a naopak niektoré „nadlimitné“ sú nekontaminované. Pre potreby štúdia antropogénneho obohatenia by sa mali použiť bazálne geochemické hodnoty z podložných horizontov pre litopedologické jednotky.

Literatúra

ADRIANO, D.C., 2002: Trace elements in the terrestrial environment. Springer Verlag, Berlin, 533 str.

ČURLÍK, J., DLAPA, P., 1994: The distribution pattern of the elements in the soils of the superaqual Žitný ostrov landscape (SW Slovakia) 3rd. Intern. Symposium on Environmental Geochemistry, Krakow, Poland, Ext. abstracts. s.63-65.

ČURLÍK, J., ŠEFČÍK, P., VOJTEK, R., 1997: Súbor máp geofaktorov životného prostredia regiónu modelového územia Galanta v mierke 1 : 50 000. Záver. správa, VÚPÚ, Bratislava, 25str.

ČURLÍK, J., ŠEFČÍK, P., ŠURINA, B., 1998: Metodika pre zostavenie pôdnych a pedogeochemických máp. VÚPÚ, Bratislava, 50str.

ČURLÍK, J., ŠEFČÍK, P., 1999: Geochemický atlas Slovenskej republiky. Časť V.- Pôdy. VÚPOP Bratislava, 100 s. + 83 máp.

ČURLÍK, J., 2003: Potenciálne toxické stopové prvky a ich distribúcia v pôdach Slovenska. Doktorská dizertačná práca, ŠGÚDŠ Bratislava, Manuskript, 225 str.

ČURLÍK, J., ŠEFČÍK, P., POLC, R., 2004 a: Mapa kontaminácie pôd regiónu Horná Nitra M 1:50 000. ŠGÚDŠ Bratislava, CD ROM + Sprievodný text, 85 str.

ČURLÍK, J., ŠEFČÍK, P., POLC, R., 2004 b: Pedogeochemická mapa regiónu Popradská kotlina Horný Šariš 1:50 000 ŠGÚDŠ Geofond, Bratislava, CD ROM + Sprievodný text 42 str.

ČURLÍK, J., 2005: Krajinno-geochemické aspekty poznania diferenciácie chemického zloženia pôd v oblasti Žitného ostrova. In: Ďurža, O., Rapant, S. (Eds.) Geochémia 2005, Zborník referátov ŠGÚDŠ a Bratislava, 99-103.

FACHINELLI, A., SACCHI, E., MALLEN. L., 2001: Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils. Environmental Pollution 114, pp. 313–324.

GREGORAUSKIENE, V., KADUNAS, V., 1997: Experience and goals of geochemical mapping for environmental protection in Lithuania. Journal of Geochemical Exploration 60, pp. 67–76.

HINDEL, R., FLEIGE, H., 1991: Trace elements in soils-geogenic and anthropogenic contents (PartI). UBA texte 10/91, Berlin.

HISSER, C., REMY S., PROBST, J.L., 2003: Natural and anthropogenic contributions to mercury in soils and stream sediments of the upper Thur river basin (Alsace, France) *J. Phys. IV France* 107 (2003) 621.

KLAVER, G.T., 1997: A geological interpretation of heavy metal concentrations in soils and sediments in the southern Netherlands. Journal of Geochemical Exploration 59, pp. 163–174.

LICHT, O., TARVAINEN, T., 1996: Multipurpose geochemical maps produced by integration of geochemical exploration data sets in The Paraná Shield, Brazil. Journal of Geochemical Exploration 56, pp. 167–182.

LOSKA, K., WIECHULA, D., BARSKA, B., CEBULA, E., CHOJNECKA, A., 2003: Assessment of arsenic enrichment of cultivated soils in Southern Poland. Journal of environmental studies V.12, N.2:187-192.

MATSCHULLAT, J., OTTENSTEIN, R., REIMANN, C., 2000: Geochemical background: can we calculate it? Environmental Geology 39, pp. 990–1000.

NĚMEC, P., SÁŇKA, M., STAŇA, J., 2002: Role of geological substrate in assessment of risk element contents in soil p.164-168.
NĚMEČEK, J., PODLEŠÁKOVÁ, E., VÁCHA, R., 1996: Geogenic and anthropogenic soil loads. Rostl. Výr. 42:535-541.
NIKKARINEN, M., KAUNISKANGAS, E., NNENONEN, K. 1996:, Use of geological and geochemical data for the derivation of maps for environmental planning in Iisalmi, Finland. Applied Geochemistry 11, pp. 261–270.
PRAHARAJ, T., TRIPATHY, S., POWELL, M.A., HART, B.R.,: 2003: Geochemical studies to delineate topsoil contamination around an ash pond of coal-based thermal power plant in India. Environmental geology 45: 86-97.
REIMANN, C., DE CARITAT, P., 2000: Intrinsic flaws of element enrichment factors (EFs) in environmental geochemistry**.** Environmental science & technology (Environ. sci. technol.) Vol. 34, n°24, pp. 5084-5091.
SALMINEN, R., GREGORAUSKIENE**,** V., 2000: Consideration regarding the definition of a geochemical baseline of elements in the surficial materials in areas differing in basic geology. Applied Geochemistry 15, pp. 647–653.
SALMINEN, R., TARVAINEN, T., 1997: The problem of defining geochemical baselines. A case study of selected elements and geological materials in Finland. Journal of geochemical exploration 60, pp. 91–98.
SELINUS, O.S., ESBENSEN, K., 1995: Separating anthropogenic from natural anomalies in environmental geochemistry. Journal of Geochemical Exploration 55, pp. 55–66.
SPIJKER, J. 2005: Geochemical patterns in the soils of Zeeland. Natural variability versus anthropogenic impact. Nederlandse Geografische Studies 330. Utrecht, pp.204
VÁCHA, R., NĚMEČEK, J., PODLEŠÁKOVÁ, E., 2002: Geochemical and anthropogenic soil load by potentially risky elements. Rostl.Výr., 48,2002(10):441-447
VAN DER MEENT, D.T., ALDENBERG J.H., CANTON C.A.M., VAN GESTEL SLOOFF, W., 1990: Desire for Levels. Rapport 670101002, Rijksinstitiuut voor Volksgezondheid en Milieu.
WEDEPOHL, K.H., 1995: The composition of the continental crust. Geochemica et Cosmochimica Acta 59, pp. 1217–1232.
WILCKE, W., MULLER, S., KANCHNAKOOL, N., ZECH, W., 1998, Urban soil contamination in Bangkok: heavy metal and aluminum partitioning in topsoils. Geoderma 86, pp. 211–228.
Zákon 220/2004 o ochrane a využívaní poľnohospodárskych pôd a o zmene zákona č.245/2003 Z.z.o integrovanej prevencii a kontrole znečisťovania životného prostredia a o zmene a doplnení niektorých zákonov

BIOSOIL – EVROPSKÝ PROJEKT MONITORINGU LESNÍCH PŮD – PRŮBĚH V ČESKÉ REPUBLICE

BIOSOIL – THE EUROPEAN PROJECT OF FOREST SOILS MONITORING – PROGRESS IN THE CZECH REPUBLIC

Vít Šrámek, Lucie Vortelová, Bohumír Lomský

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v.v.i, Strnady 136, 252 02 Jíloviště, sramek@vulhm.cz; vortelova@vulhm.cz; lomsky@vulhm.cz

Abstrakt

Evropská komise v současné době v rámci programu „Forest Focus“ financuje rozsáhlý demonstrační projekt monitoringu lesních půd BIOSOIL (2005-2008). Ten zčásti navazuje na půdní šetření prováděné v rámci programu ICP Forests v roce 1995. Projekt by měl přispět k testování jednotných celoevropských metod odběru a analýz vzorků lesních půd a měl by sloužit k vytvoření jednotné databáze spravované výzkumnými centry Evropské komise. Získaná data též umožní zhodnotit změny v půdních vlastnostech v období 1995-2007 v systematické síti ploch. Předpokládá se, že výsledky budou využity i v řadě dalších environmentálně zaměřených studií. V České republice představuje program popis půdních profilů, odběr a analýzu půdních vzorků na 146 plochách systematického monitoringu a na 8 plochách intenzivního monitoringu lesních ekosystémů. Na projekt navazuje i část věnující se hodnocení biodiverzity jednotlivých ploch. Příspěvek blíže představuje metodiku projektu a uvádí příklady dílčích výsledků z pěti ploch intenzivního monitoringu.

Klíčová slova: půdní průzkum, monitoring lesných pôd, BIOSOIL projekt

Abstract

European Commission in this time supports comprehensive demonstration project of the monitoring of forest soils BIOSOIL (2005-2008) in the frame of program “Forest Focus”. This program is partially linked to the field investigation carried out in the program ICP Forests in 1995. Project could be contributed to the testing of unified wide-European sampling and analyses of forest soil probes. Also it could be served as a background for formation of unified database managed by research centres of European Commission. Obtained data can facilitate to assess changes in soil properties in the period 1995-2007 using systematic net of research plots. It is assumed that results will be used in range of further environmentally oriented studies. In the Czech Republic the program represents description of soil profiles, sampling and analyses of soil probes on 146 plots of systematic monitoring and on 8 plots of intensive monitoring in forest ecosystems. The project includes also a part evaluating biodiversity of individual plots. The contribution presents methodology more detailed and given examples of partial results from five plots of intensive monitoring.

Key words: soil survey, forest soils monitoring, BIOSOIL project

Úvod

Půda je základní a určující součástí lesních ekosystémů a narušení půdního prostředí se může výrazně projevit sníženou stabilitou ekosystému a zhoršením zdravotního stavu lesních porostů (Fisher, Binkley, 2000). Hodnocení půdních vlastností a sledování vývoje půd proto bylo vždy nedělitelnou součástí studií zabývajících se zdravotním stavem lesů.
Jednotný monitoring zdravotního stavu lesů v Evropském měřítku byl zahájen v roce 1986 v rámci mezinárodního programu ICP Forests. Program vznikl pod hlavičkou UNECE a

v rámci „Úmluvy o dálkovém přenosu látek přes hranice států“ (CLRTAP) a byl tedy zaměřen zejména na hodnocení vlivu znečištění ovzduší na lesy. Právně byl vymezen směrnicí Evropského společenství 3528/86 (Boháčová, Uhlířová, Šrámek, 2007). Monitorační schéma bylo původně reprezentováno pouze plochami v pravidelné síti 16x16 km, která byla v lesnatých oblastech zahuštěna na 8x8 km a ve které byla každoročně prováděna hodnocení zdravotního stavu dřevin. Tato, takzvaná první úroveň monitoringu, v současné době v ČR zahrnuje 303 ploch, data ze 146 ploch jsou předávána evropským datovým centrům. V roce 1994 byla reflektována potřeba podrobnějších informací o procesech v lesních ekosystémech založením ploch intenzivního monitoringu lesních ekosystémů. Na těchto plochách jsou kontinuálně prováděna komplexní, instrumentálně náročná šetření s cílem podchycení dynamiky všech faktorů, které zásadněji ovlivňují vitalitu lesních porostů. V České republice je v současné době 16 ploch intenzivního monitoringu, jež bývají někdy označovány jako plochy II. úrovně monitoringu.

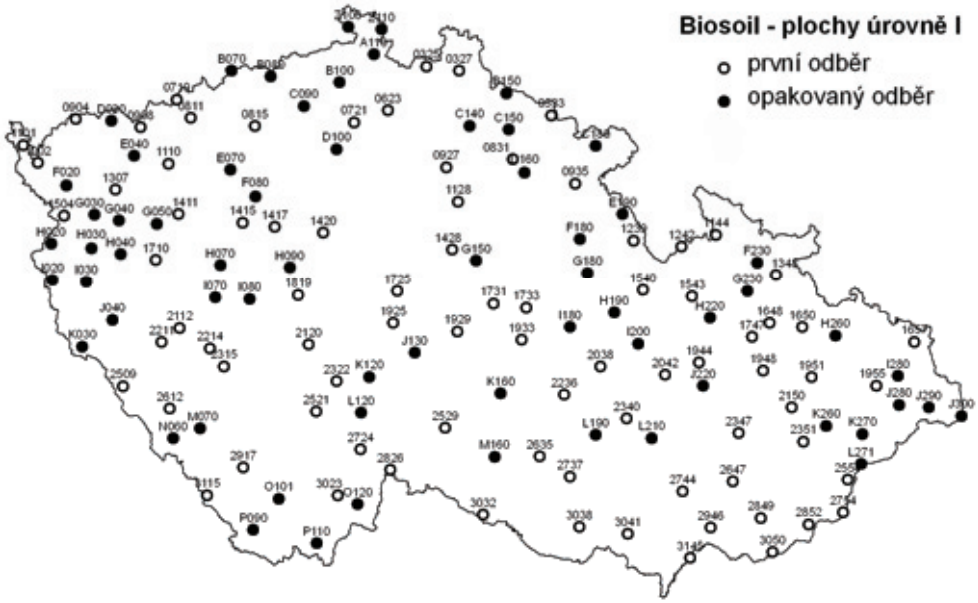
V průběhu druhé poloviny devadesátých let přestal program ICP Forests výrazně akcentovat problematiku znečištění ovzduší a do popředí se postupně dostávala další environmentální témata jako je sledování projevů globální změny klimatu, hodnocení biodiverzity lesních ekosystémů či sekvestrace uhlíku v lesních porostech a lesních půdách. V letech 2003-2007 je celý program financován v rámci programu Evropské komise „Forest-Focus“ vymezeného směrnicí ES 2152/2003.

Půdní šetření v rámci programu ICP Forest byla zahájena v roce 1995, kdy byly na podstatné části ploch úrovně I vykopány půdní sondy, popsány půdní profily a odebrány vzorky humusu (horizonty L a FH) a vzorky minerální půdy z konstantních hloubek 0-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm a 40-80 cm. Původně se předpokládaly opakované odběry v periodě 10 let, tedy v roce 2005. Vzhledem k výrazné finanční náročnosti tak rozsáhlého šetření se však opakování odběrů pozdrželo. Opakování odběrů půd z ploch I. úrovně monitoringu zdravotního stavu lesů tak probíhá až v letech 2005-2008 v rámci evropského projektu BIOSOIL. Jak z názvu vyplývá, kromě půdních šetření jsou na každé ploše ještě podrobně hodnoceny parametry charakterizující biodiverzitu jednotlivých stanovišť.

BIOSOIL je vnímán jako demonstrační projekt, mezi jehož hlavní cíle patří:

- vytvoření celoevropské databáze lesních půd pro potřeby ochrany a výzkumu v oblasti životního prostředí (např. studium acidifikace, eutrofizace, bilance uhlíku v lesních ekosystémech, vliv klimatických změn, atd.)
- aktualizace existující databáze lesních půd např. o informace, zahrnující popis půdních profilů, chemismus a hloubku půdních vrstev, použitých analytických a odběrových metod atd.
- dokončení a testování evropské metodiky pro monitoring lesních půd a zhodnocení její použitelnosti pro celoevropský monitoring lesních půd, před případným zahájením dalšího celoevropského projektu
- objasnění prostorové variability na základě získaných informací objevit a vysvětlit časové změny v lesních půdách
- zlepšení současných hodnotících konceptů ve specifických více rozvinutých statistických analytických metodách zahrnujících odhad nejistot
- Zlepšení existujícího systému kontroly kvality

První rok řešení byl věnován zejména přípravě jednotlivých metodických podkladů, které shrnuje půdní část manuálu programu ICP Forests (UNECE, 2006). Vlastní terénní práce a odběry vzorků započaly v roce 2006. Ukončení terénních prací se předpokládá na podzim 2007, ukončení analýz a předání výsledků do června 2008. V České republice se odběry týkají 146 ploch tzv. nadnárodní sítě (obr. 1).



Obr. 1 Plochy projektu BIOSOIL v ČR s vyznačením lokalit, kde se opakují odběry z roku 1995

Kromě již uvedeného probíhají odběry půd náročnější metodikou i na plochách intenzivního monitoringu. Na nich byl sledován vývoj půdního chemismu i v minulosti, odběry byly prováděny zhruba v pětiletém intervalu. Vzhledem k tomu, že na některých z těchto ploch monitoring navazuje na starší výzkumné aktivity, jsou k dispozici i delší řady výsledků.

Materiál a metody

Pro projekt BIOSOIL bylo na území České republiky vybráno 146 ploch I. úrovně (17,2 % listnatých, 74,5 % jehličnatých, 8,3 % smíšených porostů) a 8 ploch II. úrovně (50% listnatých a 50 % jehličnatých porostů) rovnoměrně rozmístěných po území ČR. Na nich jsou odebírány vzorky z půdních sond pro účely klasifikace půdního typu podle mezinárodní (FAO 2006) i národní (Němeček a kol. 2001) klasifikace. Podle manuálu ICP Forests (UNECE 2006) jsou odebírány směsné vzorky humusové vrstvy a minerální půdy z hloubek 0-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm, 40-80 cm. Na plochách I. úrovně je odebírána jedna sada směsných vzorků skládající se minimálně z pěti subvzorků, na plochách II. úrovně jsou odebírány tři sady směsných vzorků. Směsné půdní vzorky jsou odebírány pomocí půdního vrtáku o průměru 8 cm. Na plochách obou úrovní je odebírána z 5 čtvercových plošek 25 x 25 cm opadanka L a humusová vrstva FH pro stanovení objemové hmotnosti.
Vzorky jsou průběžně analyzovány ve zkušebních laboratořích Výzkumného ústavu lesního hospodářství a myslivosti v.v.i. a v laboratořích VÚMOP v.v.i. Pro zajištění kvality analýz národních laboratoří, se laboratoře jednak účastní kruhových testů a dále byla vybrána centrální laboratoř projektu (INRA, Francie), která provede reanalýzy odebraných vzorků půd asi u 10 – 15 % vybraných monitoračních ploch.
U směsných vzorků jsou analyzovány následující parametry:

- Objemová hmotnost opadanky, humusové vrstvy a minerální půdy (0-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm, 40-80 cm)
- Skeletnatost

- Zrnitostní složení minerální půdy (obsah částic o velikosti <2 μm, 2-63 μm, 63μm-2mm)
- pH(H2O), pH(CaCl2)
- C_{org}
- N_{tot}
- Karbonáty
- Přístupné obsahy prvků ve výluhu roztokem $BaCl_2$: K, Na, Ca, Mg, Al, Fe, Mn, H
- Pseudototální obsahy prvků ve výluhu lučavkou královskou: K, Na, Ca, Mg, Al, Fe, Mn, Zn, Cu, Pb, Cd, As, Cr, Ni, P, S, Hg
- Oxalátový výluh pro stanovení Fe a Al

Výsledky

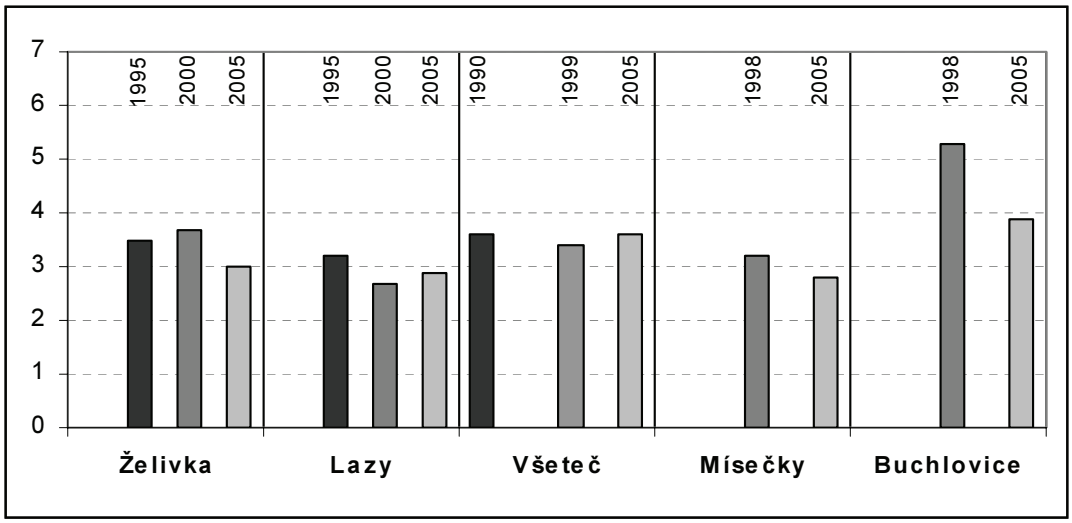
V současné době probíhají laboratorní analýzy vzorků programu BIOSOIL. Celkové zpracování výsledků na evropské i na národní úrovni bude zahájeno v polovině roku 2008. Očekává se, že projekt poskytne reprezentativní informace o stavu lesních půd v různých regionech a díky shodným odběrovým i analytickým metodám bude sloužit jako výchozí databáze pro další obdobné průzkumy. Na řadě lokalit navíc umožní srovnání chemických vlastností půdy za období 1995 – 2005.
Určitou představu o tom, jaké informace mohou výsledky projektu poskytovat, dávají již zpracované vzorky z několika ploch intenzivního monitoringu. Charakteristika ploch je uvedena v tabulce 1.

Tab. 1 Charakteristika vybraných ploch intenzivního monitoringu lesních ekosystémů

Plocha	Označení	Dřevina	Přírodní lesní oblast	Nadm. výška	Půdní typ
Želivka	I140	SM	Středočeská pahorkatina	440 m	kambizem oglejená
Lazy	Q521	SM	Karlovarská vrchovina	875 m	kryptopodzol modální
Všeteč	Q103	BK	Středočeská pahorkatina	615 m	kambizem dystrická
Mísečky	B151	BK	Krkonoše	940 m	podzol modální
Buchlovice	Q361	BK, DBz	Středomoravské Karpaty	350 m	kambizem pelická

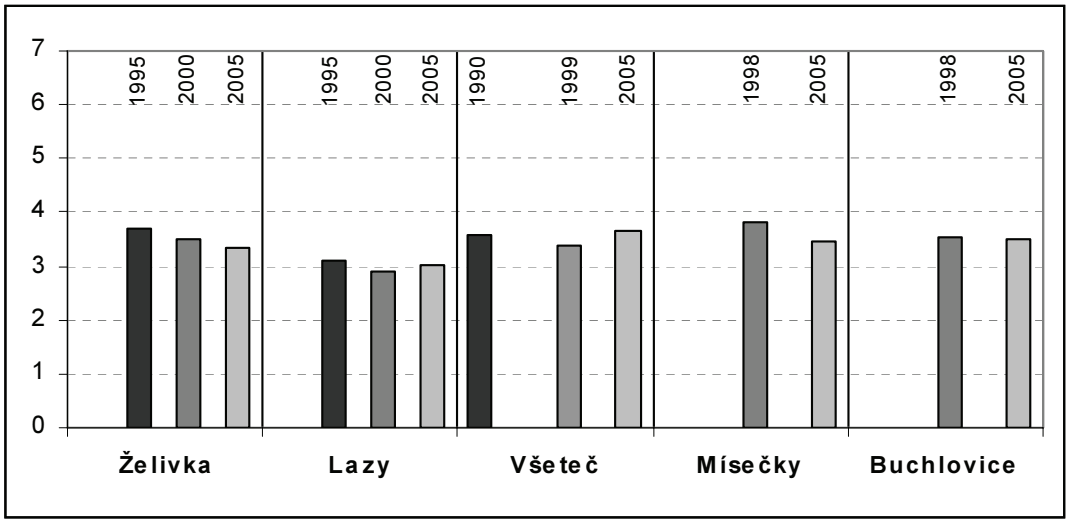
SM = smrk ztepilý; BK = buk lesní; DBz = dub zimní.

Přes různorodost půdních i přírodních podmínek vykazují opakované analýzy v letech (1990)1995-2005 určité společné rysy. V tomto příspěvku, kde jde spíše o „ilustraci“ dostupných dat, se budeme dále blíže věnovat vývoji pH a obsahu přístupného vápníku a hořčíku jako základních bazických které představují základní živiny ovlivňující přímo vitalitu lesních porostů (Binkley, 1986)
Vývoj hodnot výměnného $pH_{(CaCl_2)}$ na jednotlivých plochách v humusovém a svrchním minerálním horizontu je patrný z obr. 2 a 3. Z obr. 2 je patrné, že prakticky na všech plochách byl v hodnoceném období obecně pozorován pokles hodnot pH v humusu. Jedinou výjimkou je plocha Všeteč, kde je pH víceméně vyrovnané. Nárůst pH byl pozorován také v období 1995 – 2000 na ploše Želivka a v období 2000 – 2005 na ploše Lazy. Na plochách Mísečky a Buchlovice došlo v období 1998 – 2005 k poklesu pH, přičemž na ploše Buchlovice šlo o vůbec nejvyšší zaznamenanou změnu – okyselení o téměř 1,5 stupně pH. Změny pH v humusové vrstvě je však nutno hodnotit s opatrností, neboť mohou být významně ovlivněny obdobím odběru, průběhem počasí během vegetačního období, dobou opadu listů apod. kationtů, které představují základní živiny ovlivňující přímo vitalitu lesních porostů (Binkley, 1986).

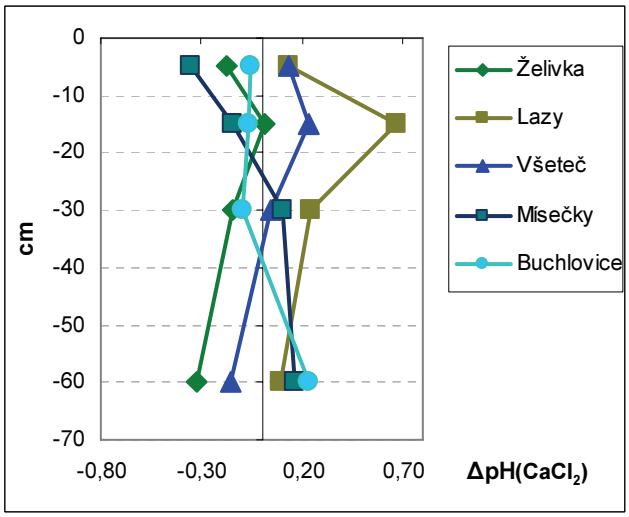


Obr. 2 Vývoj pH($CaCl_2$) na jednotlivých plochách v horizontu FH

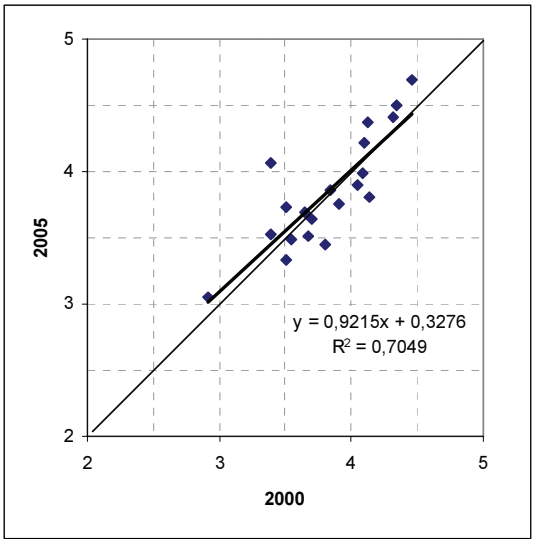
Vývoj výměnného pH v nejsvrchnějším minerálu na obr. 3 dokumentuje prakticky kontinuální okyselování půdy u smrkového porostu na ploše Želivka a okyselování v průběhu devadesátých let na plochách Lazy a Všeteč. V období od konce devadesátých let došlo k dalšímu okyselování pouze na plochách Želivka a Mísečky. Na ploše Buchlovice byla situace v nejsvrchnějším minerálu poměrně stabilní, u ploch Lazy a Všeteč došlo k mírnému nárůstu pH. Z obr. 4 je patrné, jak se v období 2000-2005 vyvíjelo pH v jednotlivých hloubkách půdy. Je patrné, že k nárůstu pH v rámci celého profilu došlo pouze na ploše Lazy. Výraznější okyselení bylo pozorováno ve svrchních minerálních horizontech do 20-40cm na plochách Mísečky a Buchlovice, na ploše Želivka v rámci celého profilu. Zajímavý je obdobný trend změn v rámci půdního profilu na plochách Želivka, Lazy a Všeteč. Z obr. 2-4 vyplývá, že změny kyselosti půdy v hodnocených porostech nelze vztáhnout k jejich druhové skladbě.



Obr. 3 Vývoj pH($CaCl_2$) na jednotlivých plochách v horizontu 0-10 cm



Obr. 4 Změna pH($CaCl_2$) v období 2000 (1999;1998) – 2005 na jednotlivých plochách v různých hloubkách půdy



Obr. 5 Vývoj pH($CaCl_2$) v minerálních horizontech v letech 2000(1998; 1999) podle jednotlivých odběrů

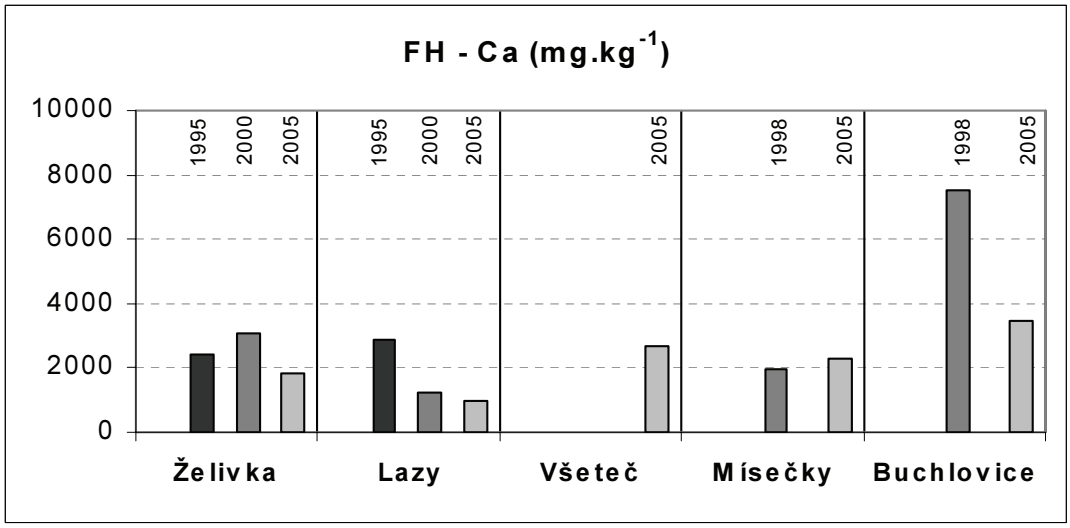
Z obrázku 5 vyplývá, že směrnice změn pH v minerálních horizontech se blíží 1, jde tedy obecně spíše o mírné snížení acidity. Pro definitivní posouzení tohoto vývoje je ovšem nutno počkat na výsledky analýz z dalších ploch.

Pro hodnocení vývoje pH jsou na plochách intenzivního monitoringu k dispozici i analýzy vzorků půdní vody odebrané ve svrchním minerálním horizontu (obr. 6). V zásadě na všech plochách s výjimkou Buchlovic je v letech 2000 - 2004 pozorován mírný nárůst hodnot pH v půdním roztoku. Oproti pH v humusu a v nejsvrchnějším minerálu (obr. 2 a 3) je u půdního roztoku patrný výrazný rozdíl v kyselosti mezi plochami Želivka, Lazy a Mísečky s hodnotami okolo 4 a plochami Všeteč a Buchlovice, kde je pH zhruba o jednotku vyšší.



Obr. 6 Vývoj pH půdního roztoku na jednotlivých plochách v letech 2000 - 2004

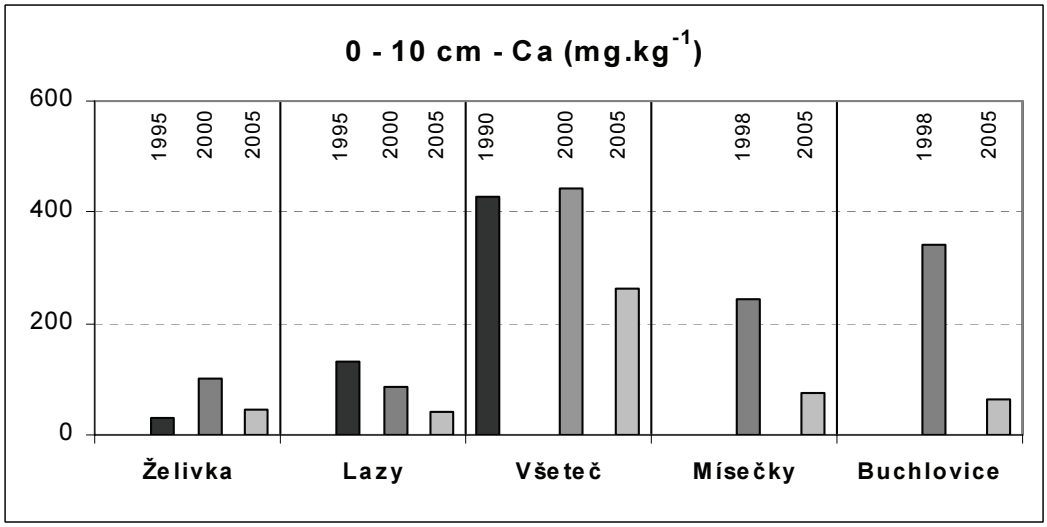
Vývoj obsahu přístupného vápníku na jednotlivých plochách v humusovém a svrchním minerálním horizontu je patrný z obr. 7 a 8.
V případě vápníku jsou v humusové vrstvě na různých plochách pozorovány různé trendy. Ty většinou odpovídají i vývoji u draslíku, který není prezentován. Také obsahy vápníku na Buchlovicích výrazně poklesly, na Lazech od roku 1995 klesají, na Želivce se v roce 2000 zvýšily a v roce 2005 opět poklesly. Stejně jako u draslíku je v humusové v letech 1998 – 2005 zaznamenána pouze mírná změna, u vápníku však jde o nárůst hodnot.



Obr. 7 Vývoj obsahu vápníku [mg.kg^{-1}] na jednotlivých plochách v horizontu FH

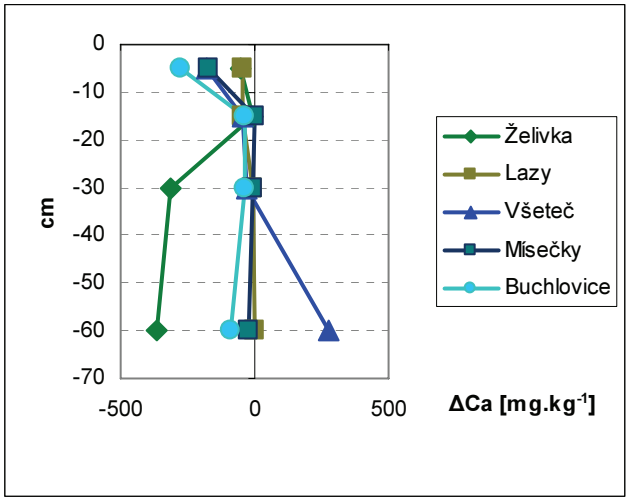
Ve svrchním minerálním horizontu je také trend obdobný jako u draslíku – u všech ploch s výjimkou Želivky byl pozorován pokles obsahů přístupného vápníku. Nejvýraznější je tento jev u Buchlovic, kde došlo ke snížení o cca 80% z původní zásoby. Na Mísečkách byl zaznamenán pokles o více než dvě třetiny původní hodnoty, na Všetči „pouze“ o necelou polovinu. Přitom s výjimkou Všetče se svrchní minerální horizonty v bukových porostech obsahem vápníku přiblížily porostům smrkovým. Již pro rok 1998 lze zásobu vápníku ve svrchním minerálu na plochách Mísečky a Buchlovice hodnotit jako nízkou (140 – 350

mg.kg^{-1}), hodnoty z roku 2005 však již představují výraznou deficienci tohoto prvku. Ve smrkových porostech byly obsahy vápníku velmi nízké ve všech třech odběrech.



Obr. 8 Vývoj obsahu vápníku [mg.kg^{-1}] na jednotlivých plochách v horizontu 0-10 cm

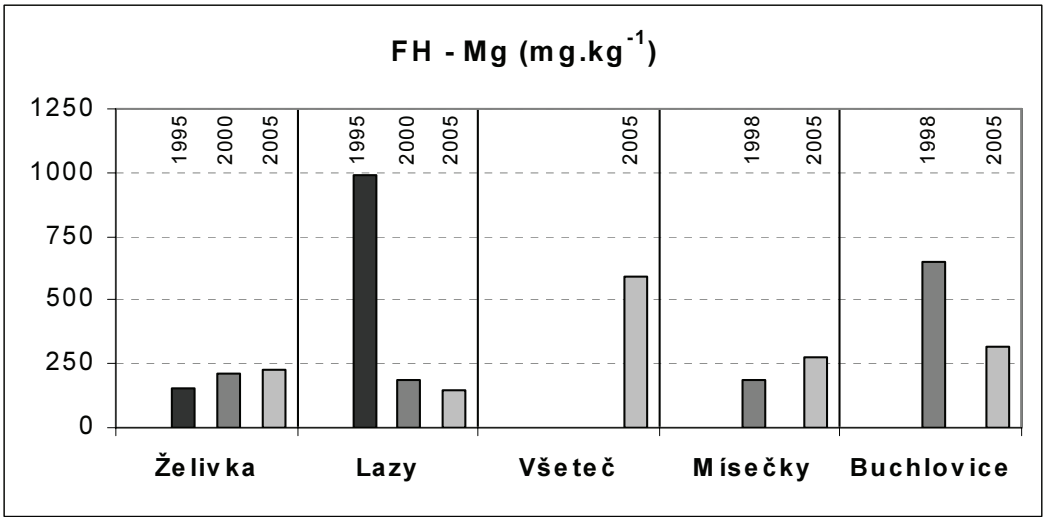
Z obrázku 9 vyplývá, že rozsáhlejší změny obsahů vápníku se odehrály zpravidla pouze ve svrchním minerálním horizontu 0-10 cm. V hlubších horizontech došlo pouze k minimálním změnám, i když i ty byly spíše negativní. Výjimkou jsou plochy Všeteč, kde došlo k významnému nárůstu vápníku i v horizontu 40-60cm, a Želivka, kde se naopak nejvýraznější pokles obsahu vápníku projevil v horizontech 20-40 cm a 40-80 cm.
Vztah obsahu vápníku v odběrech z roku 2000 a 2005 ve všech minerálních horizontech můžeme obecně interpretovat jako průměrné snížení obsahu přístupného vápníku v minerální půdě o cca 70 mg.kg^{-1}.



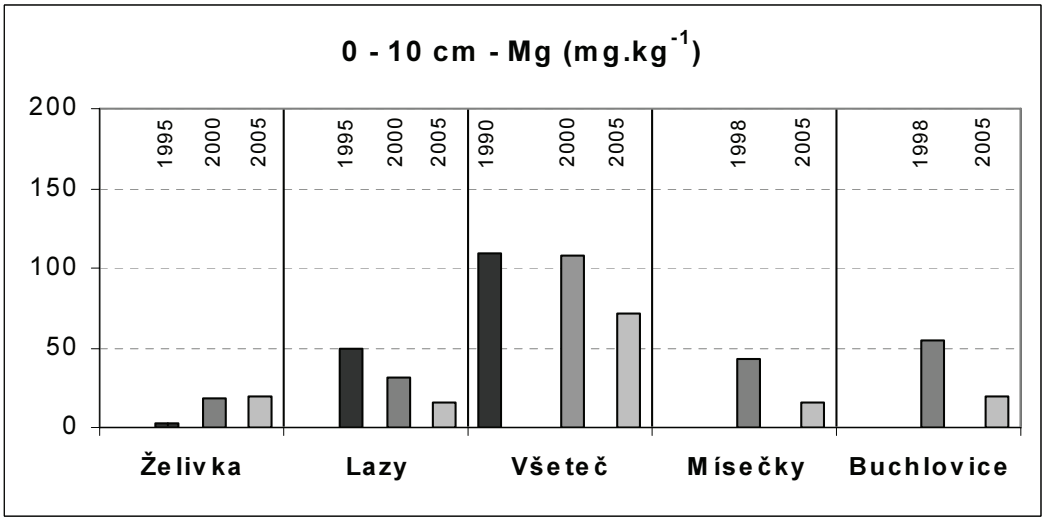
Obr. 9 Změna obsahu Ca v období 2000 (1999;1998) – 2005 na jednotlivých plochách v různých hloubkách půdy.

Vývoj obsahu hořčíku na jednotlivých plochách v humusovém a svrchním minerálním horizontu je patrný z obr. 10 a 11. V humusovém horizontu jsou patrné různé tendence vývoje obsahu na jednotlivých plochách. Na Želivce a na Mísečkách je patrný nárůst obsahu hořčíku

v humusu, na plochách Lazy a Buchlovice výrazný pokles (přičemž v roce 1995 je obsah hořčíku v humusovém horizontu na Lazech překvapivě vysoký). V nejsvrchnějším minerálním horizontu byl na všech plochách s výjimkou Želivky pozorován pokles obsahu hořčíku. Od ostatních ploch se poněkud odlišuje plocha Všeteč, kde v letech 1990 – 2000 není patrný výraznější pokles obsahu hořčíku a přestože v roce 2005 dochází k poklesu Mg o 35%, je absolutní hodnota výrazně vyšší, než na ostatních plochách a zásobu hořčíku lze hodnotit jako střední (40-70 mg.kg^{-1}). Na všech ostatních plochách včetně Želivky jsou obsahy hořčíku velmi nízké bez ohledu na rozdílné zastoupení dřevin.



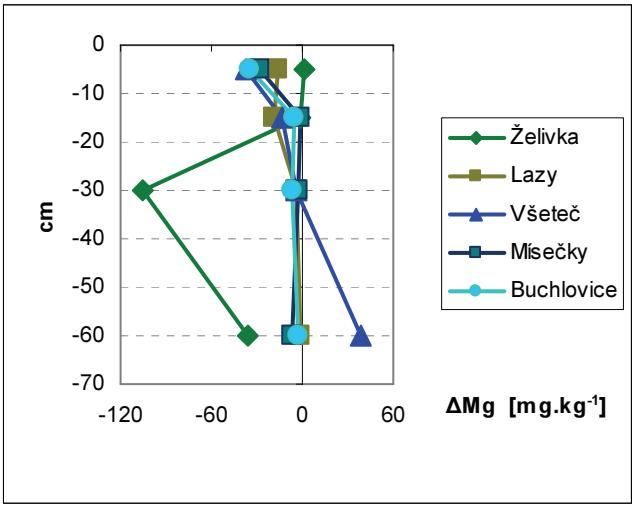
Obr. 10 Vývoj obsahu hořčíku [mg.kg^{-1}] na jednotlivých plochách v horizontu FH



Obr. 11 Vývoj obsahu hořčíku [mg.kg^{-1}] na jednotlivých plochách v horizontu 0-10 cm

Z obrázku 12 je patrný vývoj obsahu přístupného hořčíku pro jednotlivé plochy v různých hloubkových horizontech. Je patrné, že přestože nejvýraznější změna byla zaznamenána v minerálu v hloubce 0-10 cm, k obdobným posunům došlo i v horizontu 10-20 cm. V hlubších vrstvách půdy je absolutní hodnota změny menší, přesto jde s výjimkou nejhlubšího profilu plochy Všeteč (40-80 cm) o pokles Mg. Zajímavý je průběh u plochy Želivka, kde jde v horizontu 0-10 cm o nepatrný nárůst obsahu Mg (o 2 mg.kg^{-1}), v hlubších horizontech se však již jedná o pokles. Přitom nejvýznamnější je pokles v hloubce 20-40 cm.

Tento průběh, který se do jisté míry projevil také u vápníku, bude nutno ještě ověřit, až budou k dispozici výsledky dalších analýz.
S určitou dávkou opatrnosti tak lze vývoj obsahu Mg v minerálu obecně hodnotit jako pokles o cca 6,6 mg.kg^{-1}.



Obr. 12: Změna obsahu Mg v období 2000 (1999;1998) – 2005 na jednotlivých plochách v různých hloubkách půdy.

Závěr

Je zřejmé, že uvedené výsledky nemohou dát žádnou konzistentní informaci o stavu či vývoji lesních půd a nebyly s tímto cílem ani předkládány. Přesto i těchto několik málo ploch vykazuje určité tendence, které na jedné straně svědčí o zmírnění acidifikace, na druhé o dalším snižování zásoby přístupných bazických kationtů v posledních 5 – 10 letech. Tyto indicie mohou být v rozhodující míře potvrzeny či vyvráceny po celkovém zpracování dat získaných v rámci projektu BIOSOIL.
Hlavním cílem přednesení tohoto příspěvku na společné konferenci České pedologické společnosti a Slovenské společnosti bylo uvést projekt BIOSOIL do širšího povědomí odborné veřejnosti. Je totiž zřejmé, že se kromě Evropského standardu monitoringu stane i významnou národní databází informací o lesních půdách. Ta by podle současných předpokladů měla být do značné míry otevřená, aby data mohla sloužit pro zpracování a analýzy všem odborným subjektům v rámci České republiky.

Poděkování

Příspěvek vznikl s podporou výzkumného záměru Ministerstva zemědělství ČR „Stabilizace funkcí lesa v biotopech narušených antropogenní činností v měnících se podmínkách prostředí.“ MZe č. 0002070201.

Literatura

BINKLEY, D., 1986: Forest nutrition management. J. Willey and Sons, 290s.
BOHÁČOVÁ, L., UHLÍŘOVÁ, H., ŠRÁMEK, V. (eds.), 2007: Monitoring zdravotního stavu lesa v České republice. Ročenka programu ICP Forests/Forest Focus – data 2005. VÚLHM, 155s.
FAO, 2006: World reference base for soil resources 2006: World soil resources reports 103. Roma, 128 s.

FISHER, R., F., BINKLEY, D., 2000: Ecology and management of forest soils. J. Willey and Sons, 489s.

NĚMEČEK, J., MACKŮ, J., VOKOUN, J., VAVŘÍČEK, D., NOVÁK, P., 2001: Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. Praha, 78 s.

UNECE, 2006: Sampling and analysis of Soil. In: Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests, UNECE, CLRTAP, ICP Forests, 161 s.

ÚČINEK VÁPNĚNÍ NA REVITALIZACI LESNÍCH PŮD – VYHODNOCENÍ DLOUHODOBÉHO EXPERIMENTU

LIMING EFFECTS ON FOREST SOIL REVITALIZATION – EVALUATION OF A LONG-TERM EXPERIMENT

Ida Drápelová, Jiří Kulhavý

Ústav ekologie lesa, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Zemědělská 3, Brno 613 00, Česká republika, e-mail: idad@mendelu.cz

Abstrakt

Práce se zabývá vyhodnocením dlouhodobého experimentu, jehož cílem je studovat vliv vápnění na lesní půdu v horské oblasti Moravskoslezských Beskyd. Půdní typ je humusoželezitý podzol s formou humusu mor-moder a s poměrně nízkým obsahem živin. Lesní porosty leží v nadmořské výšce 908 m a jsou tvořeny monokulturou smrku (*Picea abies* [L.] Karst.) ve věku 28 let (v r. 2006). Jednotlivé výzkumné plochy mají rozlohu 0,25 ha. Plocha FD byla v 80. letech vápněna dolomitickým vápencem v úhrnné dávce 9 $t.ha^{-1}$. Kontrolní plocha FK vápněna nebyla. Na výzkumných plochách je hustota zalesnění cca 2500 stromů na hektar. V letech 2001 – 2006, tj. 14 až 19 let od poslední aplikace vápence, byly ve čtrnáctidenních intervalech odebírány vzorky podkorunových srážek na pokusných plochách, vzorky srážek na volné ploše a vzorky lyzimetrických vod pod horizontem Ao na vápněné a nevápněné ploše a ve vzorcích bylo stanovováno pH, vodivost a koncentrace vápníku, hořčíku, sodíku, draslíku, železa, fluoridů, chloridů, síranů, dusitanů, dusičnanů, fosfátů, uhličitanů, hliníku a amoniaku. Byly vyhodnoceny průměrné koncentrace jednotlivých iontů v půdní vodě z lyzimetrů. Statistickou analýzou dat (t-test, $\alpha = 0{,}05$) bylo prokázáno, že na vápněné ploše byly v lyzimetrických vodách významně vyšší koncentrace vápníku, hořčíku a fosfátů a také pH půdního roztoku odebíraného na vápněné ploše bylo vyšší než pH půdního roztoku odebíraného z nevápněné kontrolní plochy. Obsah dusičnanů v lyzimetrických vodách z vápněné a nevápněné plochy se významně nelišil.

Klíčová slova: půdní roztok, lyzimetrické vody, vápnění, lesní půdy, Moravskoslezské Beskydy.

Abstract

This study deals with the evaluation of a long term liming experiment the aim of which is to investigate the influences of liming on forest soil in the mountain region of Moravian-Silesian Beskids in the Czech Republic. The soil type is humo-ferric Podzol with mor-moder humus type with relatively low nutrient content. The forest stands of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst) are situated at an altitude of 908 m, the age of the monoculture was 28 years in 2006. The area of each individual research plot is 0.25 ha. The FD plot was limed with dolomite limestone at a total rate of 9 $t.ha^{-1}$ in 1980s. The control plot (FK) has not been limed. Stand densities in the FD and FK plots are 2500 $trees.ha^{-1}$. During the years 2001 – 2006, it means 14 - 19 years since the last liming episode, samples of throughfall and atmospheric precipitation and samples of lysimetric waters under the Ao-horizon were collected biweekly and analysed for pH and conductivity and for the content of calcium, magnesium, potassium, iron, fluoride, chloride, sulphate, nitrate, nitrite, carbonate, aluminium and ammonium ions. Mean concentrations of individual analyses were evaluated in lysimetric waters. Concentrations of calcium, magnesium and phosphate were significantly higher in lysimetric waters on the limed plot (t-test, $\alpha = 0.05$) and pH of soil solution was significantly higher on the limed plot. The content of nitrates in lysimetric waters didn't differ significantly on limed and not limed plot.

Key words: soil solution, lysimetric water, liming, forest soil, Moravian-Silesian Beskyds

Úvod

Vápnění lesních půd má u nás poměrně dlouhou historii (Materna, 2001). První pokusy uskutečněné koncem 50. let si kladly za cíl zvýšení přírůstu porostů. Výsledky však nebyly jednoznačné a ukázalo se, že ke zvýšení přírůstu po vápnění dochází jen za určitých podmínek. V 70. a 80. letech minulého století se v lesích industrializovaných zemí střední Evropy a o něco později i v Severní Americe objevil fenomén tzv. žloutnutí lesních dřevin vyúsťující u nás na nejvíce postižených lokalitách do rozvratu a odumírání porostů (Krušné hory). Za hlavní příčinu chřadnutí lesů byly považovány průmyslové imise, kyselá depozice do lesních půd, nevhodný způsob obhospodařování lesa a poruchy ve výživě lesních dřevin způsobené změnami chemismu v půdách.

Acidifikace půd urychlená kyselou depozicí způsobuje ochuzování sorpčního komplexu o bazické kationty a vytváří podmínky pro zvyšování koncentrace toxických forem hliníku v půdním roztoku. Nově se začalo pohlížet na vápnění už nejen jako na prostředek meliorační a hnojivý, ale jako na prostředek ochranný a kompenzační, který by měl zpomalit proces okyselování lesních půd a zachránit lesní porosty. V České republice byla od 70. celoplošně povápněna rozsáhlá území v Krušných horách, Beskydech, Jizerských horách, Krkonoších i v Orlických horách (Hruška a Cienciala, 2001).

Na vápnění vynakládá Česká republika každoročně desítky milionů korun (68 milionů v r. 2002 podle údajů Ministerstva zemědělství) s cílem:

- zpomalit procesy acidifikace lesní půdy;
- doplnit bazické kationy, které jsou z ekosystému odebírány s vytěženou biomasou a vyplavovány kyselými srážkami (Hultberg, Ferm, 2004);
- usnadnit přirozené zmlazování porostů;
- aktivizovat mikrobiální procesy v kyselém humusu a podpořit vývoj minerální půdy;
- chránit vodní zdroje před pronikáním těžkých kovů;
- chránit kořenový systém lesních dřevin před toxickým působením Al^{3+}.

Vápnění však je razantním zásahem do ekosystému a nese s sebou i potenciální rizika (Hüttl, Zöttl, 1993, Marschner et al., 1989). Urychlená přeměna organické hmoty vyvolaná vápněním může mít za následek zvýšení produkce dusičnanů (nitrifikace) a jejich vyplavování zejména v lokalitách bohatých na dusík nebo zatížených vysokou depozicí dusíku. Také očekávané snížení mobility těžkých kovů v důsledku zvýšení pH půdního roztoku může být nežádoucím způsobem kompenzováno zvýšenou produkcí rozpustných organických látek, které převádějí těžké kovy zpět do roztoku. Je zřejmé, že změny vyvolané vápněním a jejich přínos pro půdu a lesní hospodářství vždy závisí na charakteristikách stanoviště, zejména na vlastnostech půdy, na množství a složení depozic, na klimatu i na druhu hlavních lesních dřevin.

Zájmové území této studie se nachází v Moravskoslezských Beskydech na hranicí České republiky a Slovenska v blízkosti jedné z nejvíce imisně zatížených oblastí v Evropě označované jako „černý trojúhelník II“ (Markert et al., 1996). Pokusné plochy byly vytyčeny v porostech smrku 2. generace. Plochy v České republice byly 80. letech 20. stol. vápněny dolomitickým vápencem, plocha kontrolní se stejným porostem vápněna nebyla. Sledování složení srážkových a lyzimetrických vod a výživy porostu zde bylo zahájeno v polovině roku 1998 na dvou plochách s různou hustotou porostního zápoje a výsledky byly průběžně publikovány (Kulhavý, Betušová, 1999, Kulhavý et al., 2000, Kulhavý, Betušová, 2001, Kulhavý, Betušová, 2002). Vliv vápnění je vyhodnocován od roku 2002, kdy byla nainstalována sběrná zařízení na nevápněné ploše (Kulhavý et al., 2003, Kulhavý et al., 2004, Kulhavý et al., 2005, Kulhavý, Drápelová 2006). Cílem studie je vyhodnotit na základě dlouhodobých měření vliv vápnění na půdní vlastnosti a na složení lyzimetrických vod.

Materiál a metody

Výzkumné plochy na Bílém Kříži se nacházejí v nadmořské výšce 908 m s geografickými souřadnicemi 49° 30´10´´ s. š. a 18°32´20´´ v.d. Klima je mírně chladné (průměrná roční teplota 4,9 °C), vlhké (průměrná relativní vzdušná vlhkost 80 %) a bohaté na srážky (průměrný roční úhrn srážek 1100 mm) s převahou jižních větrů. Terén má jižní expozici se sklonem 10°. Geologické podloží tvoří flyšové vrstvy s převahou pískovců. Půdní typ je humusoželezitý podzol s formou humusu mor-moder a s poměrně nízkým obsahem živin. Lesní porosty jsou tvořeny monokulturou smrku (*Picea abies* [L.] Karst.) s malou příměsí jedle, jeřábu a vrby. Stáří porostu je 28 let, lesním typem je kyselá jedlová bučina metlicová. V letech 1983, 1985 a 1987 byly porosty na ploše označené dále jako plocha FD vápněny dolomitickým vápencem v úhrnné dávce 9 $t.ha^{-1}$. Použitý vápenec obsahoval 31 % CaO a 21 % MgO. Plocha FD má rozlohu 50x50 m (0,25 ha) a počet stromů v r. 2002 na této ploše byl 2500, průměrná výška stromů v r. 2002 byla 9,7 m a jejich výčetní tloušťka 11,5 cm. Kontrolní plochou FK byla plocha, která nebyla v minulosti vápněna. Porost na této ploše byl založen ve stejné době, má stejný charakter a hustotu jako porost na ploše FD. Podrobnější popis ploch a klimatických podmínek uvádí např. Kulhavý et al. (2000).

Odběr vzorků půd se uskutečnil v červenci 2003. Vzorky byly vysušeny a upraveny na jemnozem I (Zbíral, 2002). Aktuální půdní reakce (pH/H_2O) a výměnná půdní reakce (pH/KCl) byly měřeny potenciometricky z výluhu půdních horizontů v poměru 1:2,5. Obsah celkových živin (Mg, K, P, Fe, Mn, Cu a Zn) byl zjišťován v extraktu po mineralizaci lučavkou královskou za horka standardními postupy (Zbíral, 2003), přístupné živiny byly stanoveny ve výluhu dle Melicha II (Zbíral, 2002). Celkový dusík a uhlík byly stanoveny na elementárním analyzátoru LECO CNS 2000 při teplotě spalování 1000 °C.

K odběru lyzimetrických vod byly použity podpovrchové lyzimetry vlastní konstrukce vyrobené z polyetylénu, které byly umístěny na rozhraní organického a minerálního horizontu. Sběrná plocha lyzimetrů je 550 cm^2. Odběry byly prováděny od roku 2001 ve čtrnáctidenních intervalech, v zimním období se odběry neuskutečňují. V terénu bylo měřeno množství zachycené půdní vody a po převozu vzorků do laboratoře bylo zjišťováno chemické složení vody. Ve všech odebraných vzorcích se stanovovalo pH (potenciometricky s kombinovanou elektrodou HC 143 THETA 90 na digitálním pH metru JENWAY 3030) a měrná vodivost (konduktometr JENWAY 4320). Koncentrace kationtů Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}, železa a hliníku byly stanoveny metodami atomové absorpční spektrometrie (plamen, příp. grafitová kyveta), koncentrace aniontů byly stanoveny iontoměničovou HPLC (chromatograf Dionex DX-600 s analytickou kolonou AS11 HR). Obsah amoniaku byl měřen spektrometricky dle normy ČSN ISO 7150-1, 1994.

Z koncentrací látek vyjádřených v $mg.l^{-1}$a z množství srážek v jednotlivých odběrech byla vypočítána průměrná koncentrace (průměr vážený množstvím) iontů v průsakové vodě za sledované období (rok 2001 – 2005). Průměrné pH bylo vypočteno jako záporný logaritmus váženého průměru koncentrací H^{+} iontů. Koncentrace jednotlivých iontů v půdní vodě na vápněné ploše byly porovnány s koncentracemi iontů na ploše kontrolní dvouvýběrovým t-testem na hladině významnosti $\alpha = 0,05$.

Výsledky a diskuze

Obsah celkových živin v půdních horizontech na vápněné a kontrolní ploše je uveden v tabulce 1. Podle očekávání je na vápněné ploše v horizontech nadložního humusu i v organominerálním horizontu vyšší obsah vápníku a hořčíku než na ploše kontrolní. V nižších horizontech jsou obsahy vápníku vyrovnané, ale obsah hořčíku v těchto horizontech je podstatně vyšší na vápněné ploše, což lze zdůvodnit snadnějším pronikáním hořčíku do nižších vrstev půdy v důsledku vyšší mobility tohoto iontu. Obsah celkového fosforu je ve

všech horizontech vyšší na vápněné ploše. V horizontech nadložního humusu na vápněné ploše se projevil úbytek celkového dusíku a uhlíku, který byl popsaný např. Huberem et al. (2006) ve smrkovém porostu v Německu. Nižší obsah dusíku a uhlíku v humusových horizontech může být způsoben zvýšením koncentrace rozpuštěné organické hmoty v půdní vodě a jejím vyplavováním do nižších vrstev půdy a také zvýšením půdní respirace ve vápněném porostu (Huber et al., 2006).

Tab. 1 Obsah celkových živin v půdních horizontech na vápněné (FD) a nevápněné (FK) ploše, Bílý Kříž, odběr vzorků v r. 2003

Horizont	N v %		C v %		C/N		P [mg/kg]		Mg [mg/kg]		Ca [mg/kg]		K [mg/kg]	
	FD	FK	FD	FK	FD	FK	FD	FK	FD	FK	FD	FK	FD	FK
Ol	1,36	1,67	46,40	49,30	34,2	29,5	842	396	1263	499	3344	1281	1061	1026
Of	1,03	1,67	20,95	36,20	20,3	21,7	684	424	1425	362	2626	1120	1154	985
Oh	0,94	1,08	19,00	21,30	20,3	19,7	710	226	1354	411	1791	516	983	1083
Ae	0,28	0,33	5,38	6,28	19,1	19,2	316	85	600	251	466	320	434	443
Ep	0,06	0,04	1,08	0,80	17,7	21,6	158	10	240	182	186	229	326	384
Bhs	0,15	0,12	3,92	2,57	26,5	21,2	500	10	1456	889	315	237	794	894

Výsledky stanovení aktuální a výměnné půdní reakce prokazují přetrvávající pozitivní vliv vápnění (Tab. 2). Ve všech zkoumaných horizontech byla zjištěna nižší acidita (tj. vyšší hodnota pH) na vápněné ploše. Tento rozdíl je největší v horizontech nadložního humusu, kde dosahoval až 1 jednotky pH. V organominerálním horizontu Ae byl rozdíl výměnného pH 0,37 jednotek pH a aktuálního pH 0,68 jednotek pH. V nižších půdních horizontech byly rozdíly menší. Přesto jde o výrazné rozdíly vzhledem k tomu, že v době odběru půdních vzorků uplynulo již 15 let od posledního vápnění. Gryschko a Horlacher uvádějí ve svém přehledu výsledky z německého Schwarzwaldu, kde za 25 let po vápnění pokleslo výměnné pH svrchních horizontů lesní půdy opět na výchozí hodnoty. V Krušných horách bylo v desetiletém odstupu od vápnění na vápněných plochách naměřeno pH v humusových horizontech vyšší o 0,4 – 0,9 jednotky a v minerálních horizontech o 0,5 – 0,7 jednotky v porovnání s kontrolní plochou, přičemž větší rozdíly byly zjištěny na plochách, kde byly aplikovány vyšší dávky vápence (Hruška, Cienciala, 2001).

Tab. 2 Aktivní a výměnné pH půdního výluhu v půdních horizontech na vápněné (FD) a nevápněné (FK) ploše, Bílý Kříž, odběr vzorků v r. 2003.

Horizont	pH(KCl)		$pH(H_2O)$		Δ pH(KCl)	Δ $pH(H_2O)$
	FD	FK	FD	FK	FD-FK	FD-FK
Ol	4,34	3,54	4,78	4,13	0,80	0,65
Of	3,94	2,95	4,65	3,66	0,99	0,99
Oh	3,43	2,71	4,32	3,36	0,72	0,96
Ae	3,18	2,81	4,23	3,55	0,37	0,68
Ep	3,21	3,04	4,06	3,78	0,17	0,28
Bhs	3,69	3,60	4,30	4,16	0,09	0,13

Také ve složení a nasycenosti sorpčního komplexu byly na vápněné a nevápněné ploše zjištěny rozdíly. Nasycenost sorpčního komplexu byla v horizontech nadložního humusu na vápněné ploše o 26 až 27 % vyšší, v organominerálním horizontu Ae o 15 % vyšší než na ploše kontrolní. Sorpční komplex v horizontu Ep byl naopak více nasycen na kontrolní ploše a u horizontu Bhs nebyly pozorovány výrazné rozdíly v nasycenosti sorpčního komplexu na vápněné a kontrolní ploše (viz tabulka 3 a obrázek 1). Sorpční komplex byl nasycený pouze v horizontech Ol a Oh na vápněné ploše. Zvýšení kationtové výměnné kapacity v humusové

kapacity v humusových horizontech je zřejmě důsledkem urychlení procesu humifikace (Hruška, Cienciala, 2001).

Tab. 3 Srovnání kationtové výměnné kapacity (CEC) a nasycenosti sorpčního komplexu na vápněné (FD) a nevápněné (FK) ploše, Bílý Kříž, odběr vzorků v r. 2003.

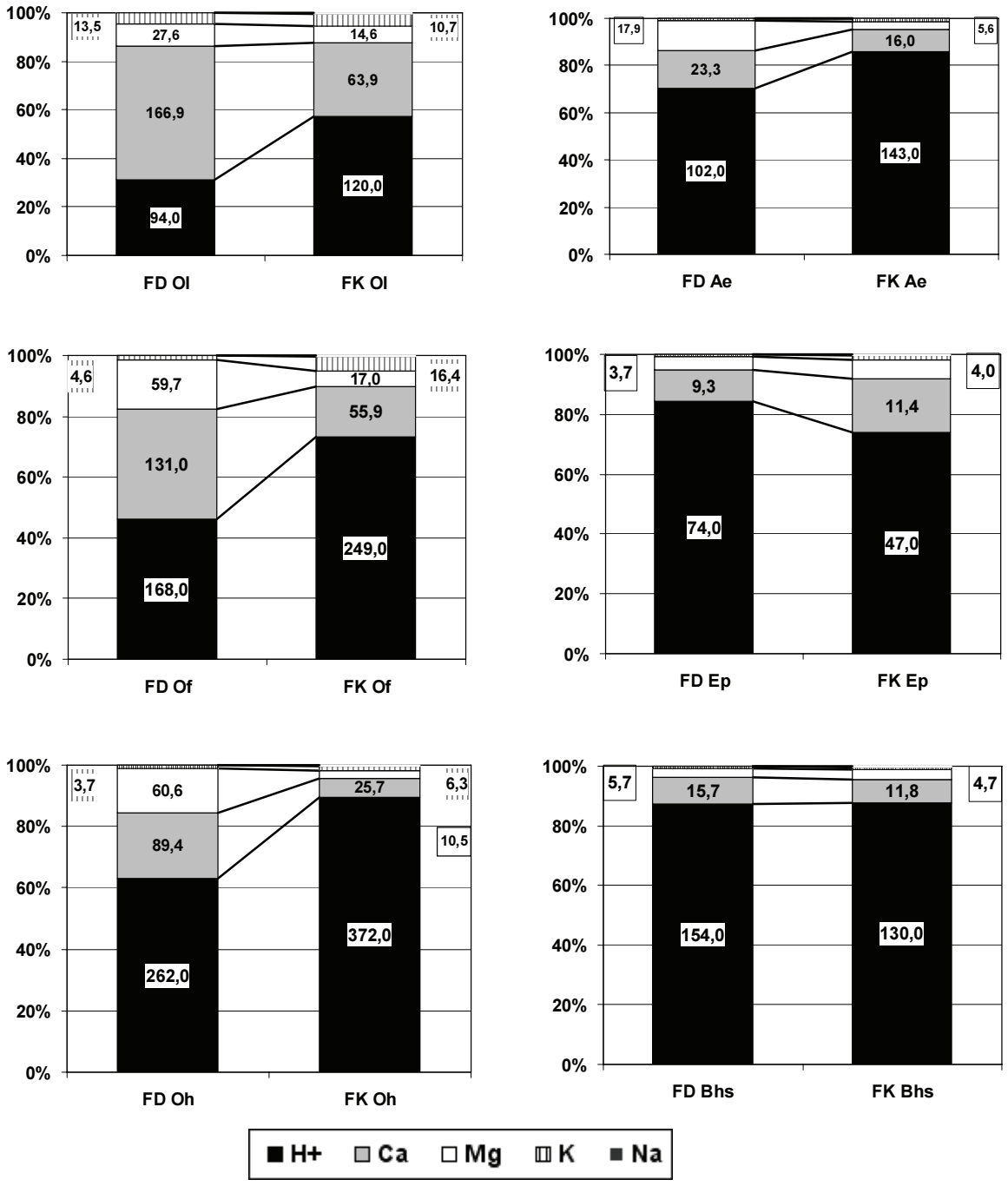
Horizont	CEC [mmol chem. ekv./kg]		Bsat v %	
	FD	FK	FD	FK
Ol	302,6	209,8	68,9	42,8
Of	363,4	339,8	53,8	26,7
Oh	415,8	415,5	37,0	10,5
Ae	144,7	166,9	29,5	14,3
Ep	87,7	63,6	15,7	26,1
Bhs	176,6	148,2	12,8	12,3

V tabulce 4 jsou uvedeny průměrné hodnoty pH a průměrné hodnoty koncentrací některých iontů v lyzimetrických vodách na vápněné i kontrolní ploše za celé sledované období.

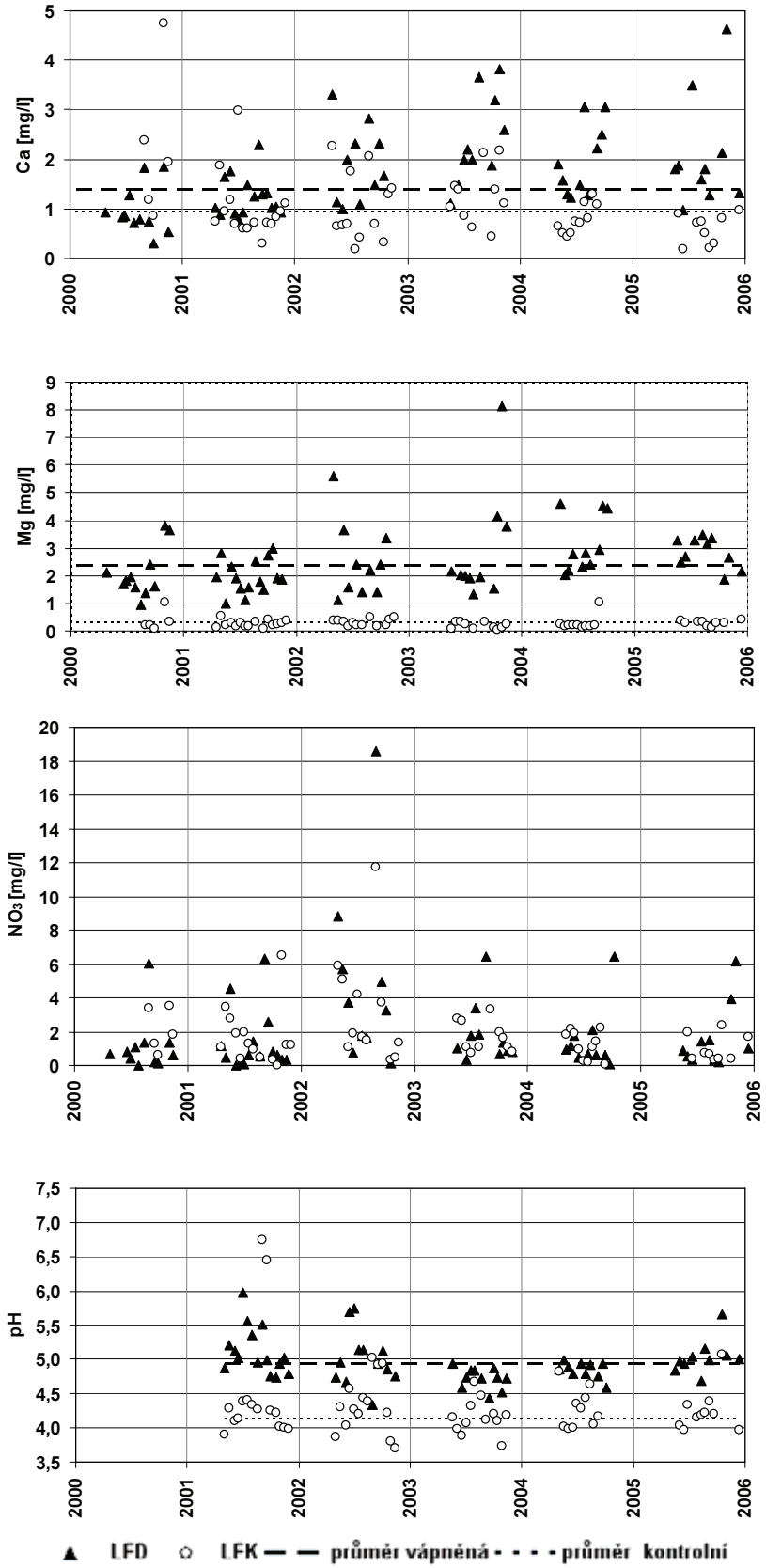
Tab. 4 Průměrné koncentrace vybraných iontů v $mg.l^{-1}$a pH v lyzimetrických vodách na vápněné (FD) a nevápněné (FK) ploše, Bílý Kříž odběry z let 2001 – 2006; tučně jsou vyznačené hodnoty průměrných koncentrací u těch parametrů, které se při dlouhodobém sledování statisticky významně lišily v odběrech na vápněné a nevápněné ploše ($p<0,05$)

Sledovaný parametr	Plocha FD	Plocha FK
pH	**4,94**	**4,14**
Ca^{2+}	**1,39**	**0,96**
Mg^{2+}	**2,36**	**0,27**
K^{+}	**0,87**	**1,48**
Al	**0,64**	**0,29**
NO_3^{-}	1,21	1,65
HPO_4^{2-}	**0,17**	**0,07**
$NH4^{+}$	**0,12**	**0,23**

Také ve složení půdní vody odebírané podpovrchovými lyzimetry nacházíme značné rozdíly mezi plochou vápněnou a kontrolní. To je patrné z údajů v tabulce 4 a z grafů na obrázku 2. Průměrné pH půdní vody (vážený průměr kalkulovaný z koncentrací H^{+} iontů) za celé sledované období) na vápněné ploše je o 0,9 jednotek pH vyšší než průměrné pH prosakové vody na ploše kontrolní.



Obr. 1 Složení sorpčního komplexu na vápněné (FD) a nevápněné (FK) ploše, Bílý Kříž, odběr vzorků v r. 2003; údaje ve sloupcích v mmol chem. ekvivalentů na kg



Obr. 2 Koncentrace vápníku, hořčíku, dusičnanů a pH v půdní vodě pro jednotlivé odběry z lyzimetrů na vápněné (**LFD**) a kontrolní (**LFK**) ploše v letech 2001-2006

Statisticky významně vyšší koncentrace vápníku (t-test: $\alpha = 0.05$, p = 9.4E-06), hořčíku (t-test: $\alpha = 0.05$, p = 1.2E-23), fosforečnanů (t-test: $\alpha = 0.05$, p = 0.01) a hliníku (t-test: $\alpha = 0.05$, p = 0,0006) byly v průběhu sledovaného období zjišťovány v prosakové vodě na vápněné ploše. Vyšší koncentrace hořčíku ve srovnání s vápníkem na vápněné ploše lze vysvětlit vyšší mobilitou tohoto prvku a jeho snadnějším vyplavováním. Zvýšení koncentrací hliníku v půdním roztoku po vápnění bylo popsáno např. Kreutzerem et al. (1989) nebo Huberem et al. (2006). Tento jev lze vysvětlit jednak vytěsňováním hliníku ze sorpčních míst vápenatými a hořečnatými kationy a také tím, že hliník tvoří rozpustné organokovové komplexy s rozpustnými organickými látkami, jejichž koncentrace byly v období let 2001-2005 statisticky významně vyšší na vápněné ploše (Drápelová et al., 2006).
Koncentrace draslíku a amonných iontů byly v prosakových vodách odebraných na vápněné ploše naopak statisticky významně nižší než na ploše kontrolní (t-test: $\alpha = 0,05$, $p_{draslík} = 0,003$, $p_{amonné\ ionty} = 0,002$). Koncentrace dusičnanů se na vápněné a kontrolní ploše statisticky významně nelišily a v žádném z odběrů nepřekročily koncentraci 50 mg na litr, která je podle normy limitní pro pitnou vodu. Lze tedy konstatovat, že na vápněné ploše nedochází ke zvýšenému vyplavování dusičnanů, před kterým varuje např. Hüttl a Zöttl (1993). Problémy pro výživu porostu by mohl představovat snížený poměr koncentrací draslíku a vápníku (antagonismus Ca a K ve výživě) na vápněné ploše.

Závěr

I v odstupu 16 let od posledního vápnění byly rozborem lesních půd odebraných na vápněné a kontrolní ploše v lokalitě Bílý Kříž prokázány změny vyvolané vápněním: zvýšení pH ve všech půdních horizontech a změny ve složení a nasycenosti sorpčního komplexu v horizontech nadložního humusu. V těchto organických horizontech byl též na vápněné ploše zjištěn mírný úbytek uhlíku a dusíku v porovnání s kontrolní plochou, poměr C/N však vápněním ovlivněn nebyl.
Dlouhodobé sledování složení půdního roztoku prokázalo významné rozdíly mezi vápněnou a nevápněnou plochou: na vápněné ploše byly v lyzimetrických vodách významně vyšší koncentrace vápníku, hořčíku a fosfátů a také pH půdního roztoku odebíraného na vápněné ploše bylo vyšší než pH půdního roztoku odebíraného z nevápněné kontrolní plochy. Koncentrace draslíku a amonných iontů byly v prosakových vodách odebraných na vápněné ploše naopak statisticky významně nižší než na ploše kontrolní. Obsah dusičnanů v lyzimetrických vodách z vápněné a nevápněné plochy se významně nelišil.
Na vápněných plochách v lokalitě Bílý Kříž nedochází ke zvýšenému vyplavování dusičnanů, ale v důsledku snížení poměru koncentrací K/Ca by mohly být porosty na vápněné ploše ohroženy relativním nedostatkem draslíku.

Poděkování

Práce vznikla s podporou výzkumného záměru MSM 6215648902.

Literatura

ČSN ISO 7150-1, 1994: Jakost vod. Stanovení amonných iontů. Část 1: Manuální spektrometrická metoda.

DRÁPELOVÁ, I., REMEŠ, M., KULHAVÝ, J., 2006: Význam DOC v půdotvorných procesech. In Šarapatka, B., Bednář, M. Pedogeneze a kvalitativní změny půd v podmínkách přírodních a antropicky ovlivněných území. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, 2006, s. 5–6. ISBN 80-244-1448-1.

GRYSCHKO, R., HORLACHER, D., 2007: Bodenversauerung - Ursachen, Auswirkungen, Maßnahmen (Literaturstudie). převzato z http://www.xfaweb.baden-wuerttemberg.de/ bofaweb/ berichte/ tbb03b/tbb03b.html k datu 3.8.2007.

HRUŠKA J., CIENCIALA E., 2001: Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd - limitující faktor současného lesnictví, Česká geologická společnost. 160 s.

HUBER, C., BAIER, R., GÖTTLEIN, A., WEIS, W., 2006. Changes in soil, seepage water and needle chemistry between 1984 and 2004 after liming an N-saturated Norway spruce stand at the Höglwald, Germany. Forest Ecology and Management 233: 11–20.

HULTBERG, H., FERM, M., 2004: Temporal changes and fluxes of sulphur and calcium
in wet and dry deposition, internal circulation as well as in run-off and soil in a forest at Gårdsjön, Sweden. Biogeochemistry 68: 355–363.

HÜTTL, R.F., ZÖTTL, H.W., 1993: Liming as a mitigation tool in Germany's declining forests reviewing results from former and recent trials. Forest Ecology and Management, 61 (1993) 325-338.

KULHAVÝ, J., BETUŠOVÁ, M., 1999: Příspěvek k poznání charakteru podkorunových srážek při různé intenzitě výchovného zásahu. Zpravodaj Beskydy "Vliv imisí na lesy a lesní hospodářství Beskyd", MZLU v Brně, 12: 59-64.

KULHAVÝ, J., BETUŠOVÁ, M., 2001: Depoziční toky ve smrkové monokultuře při různé hustotě porostního zápoje. Zpravodaj Beskydy, MZLU v Brně, 14: 51-58.

KULHAVÝ, J., BETUŠOVÁ, M., 2002: Depoziční toky ve smrkové monokultuře při různé hustotě porostního zápoje. Zpravodaj Beskydy, MZLU v Brně, 15: 67-72.

KULHAVÝ, J., BETUŠOVÁ, M., FORMÁNEK, P., 2000: Contribution to the knowledge of resilience of forest ecosystems at higher altitudes of the Moravian-Silesian Beskyds. Ekológia 20, Supplement 2001/1: 15-35.

KULHAVÝ, J., DRÁPELOVÁ, I., 2006: Depoziční toky a chemismus lyzimetrických vod ve smrkové monokultuře při různém způsobu obhospodařování – výsledky za rok 2005. Zpravodaj Beskydy, MZLU v Brně, 18: 35-42.

KULHAVÝ, J., DRÁPELOVÁ, I., LESNÁ, J., 2003: Depoziční toky a chemismus lyzimetrických vod ve smrkové monokultuře při různém způsobu obhospodařování. Zpravodaj Beskydy, MZLU v Brně, 16: 39-46.

KULHAVÝ, J., DRÁPELOVÁ, I., REMEŠ, M., 2004: Depoziční toky a chemismus lyzimetrických vod ve smrkové monokultuře při různém způsobu obhospodařování – výsledky za rok 2003. Zpravodaj Beskydy, MZLU v Brně, 17: 45-52.

KULHAVÝ, J., DRÁPELOVÁ, I., REMEŠ, M., 2005: Depoziční toky a chemismus lyzimetrických vod ve smrkové monokultuře při různém způsobu obhospodařování – výsledky za rok 2004. Zpravodaj Beskydy, MZLU v Brně, 18: 35-42.

KULHAVÝ, J., FORMÁNEK, P., BETUŠOVÁ, M., 2000: Ekologické aspekty pěstování smrkových monokultur ve 2. generaci na stanovištích vyšších poloh Moravskoslezských Beskyd. Ekológia 19, Supplement 2000/1: 130-150.

KREUTZER, K., REITER, H., SCHIERL, R., GÖTTLEIN, A., 1989: Effects of acid irrigation and liminy in a Norway spruce stand (Picea abies [L.] Karst.). Water, Air, and Soil Pollution 48: 111-125.

MARKERT, B., HERPIN, U., BERLEKAMP, J., OEHLMANN, J., GRODZINSKA, K., MANKOVSKA, B., SUCHARA, I., SIEWERS, U., WECKERT, V. AND LIETH, H., 1996: A comparison of heavy metal deposition in selected Eastern European countries using the moss monitoring method, with special emphasis on the 'Black Triangle'. Sci. Total Environ. 193, 85–100.

MARSCHNER, B., STAHR, K., RENGER, M., 1989: Potential hazard sof lime application in a damaged pine forest ecosystem in Berlin, Germany. Water, Air, and Soil Pollution 48: 45-57.

MATERNA, J., 2001: Vápnění – pohled do minulosti. Lesnická práce 80, číslo 11.

ZBÍRAL, J., HONSA, I., MALÝ, S., 1997: Jednotné pracovní postupy. Analýza půd III. UKZUZ Brno, 150 s.

ZBÍRAL, J., 2002: Jednotné pracovní postupy. Analýza půd I. UKZUZ Brno, 195 s.

ZBÍRAL, J., 2003: Jednotné pracovní postupy. Analýza půd II. UKZUZ Brno, 224 s.

VÝVOJ PŮD NA SPRAŠÍCH V ANTROPICKY OVLIVNĚNÝCH A CHRÁNĚNÝCH ÚZEMÍCH PRAHY

DEVELOPMENT OF SOILS ON LOESSES IN ANTHROPOGENICALLY AFFECTED AND PROTECTED AREAS OF PRAGUE

Anna Žigová[1], Martin Šťastný[2], Jana Krejčová[3]

[1]Geologický ústav AV ČR, v.v.i., Rozvojová 269, 165 00 Praha 6 – Lysolaje, Česká republika, e-mail: zigova@gli.cas.cz,
[2]Ústav struktury a mechaniky hornin AV ČR, v.v.i., V Holešovičkách 41, 182 09 Praha 8, Česká republika, e-mail: stastny@irsm.cas.cz,
[3]Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., Drnovská 507,161 06 Praha 6 – Ruzyně, Česká republika, e-mail: krejcova@vurv.cz

Abstrakt

Vývoj půd na spraších je diferencován v závislosti na podmínkách pedogeneze a antropickém ovlivňování daného území. Pro sledování pedogeneze s antropickým ovlivněním byla vybrána pokusná políčka Výzkumného ústavu rostlinné výroby, v.v.i. v Praze-Ruzyni. Neporušené území reprezentuje přírodní rezervace Roztocký háj – Tiché údolí. Vývoj půd byl hodnocen na základě zrnitostního složení, chemických vlastností, charakteristik půdní organické hmoty, mineralogického složení jílové frakce a mikromorfologické analýzy. Výsledky ukázaly rozdíly v kvalitativních a kvantitativních charakteristikách půdní organické hmoty A- horizontů v zemědělské krajině a chráněných území.

Klíčová slova: pedogeneze, spraš, antropicky ovlivněné území, chráněné území

Abstract

The development of soils on loess is differentiated depending on the conditions of pedogenesis and anthropogenic influence in the selected territory. Experimental fields of the Crop Research Institute in Praha-Ruzyně, v.v.i. were chosen for the observation of pedogenesis with anthropogenic factor. The territory with natural condition is represented by the Roztocký háj – Tiché údolí Nature Reserve. Soil development was evaluated on the basis of particle size distribution, chemical properties, character of soil organic matter, and mineralogy of clay fraction and micromorphological analysis. The results revealed differences in the qualitative and quantitative parameters of soil organic matter of A-horizons in agricultural landscape and in protected areas.

Key words: pedogenesis, loess, anthropogenically affected area, protected area

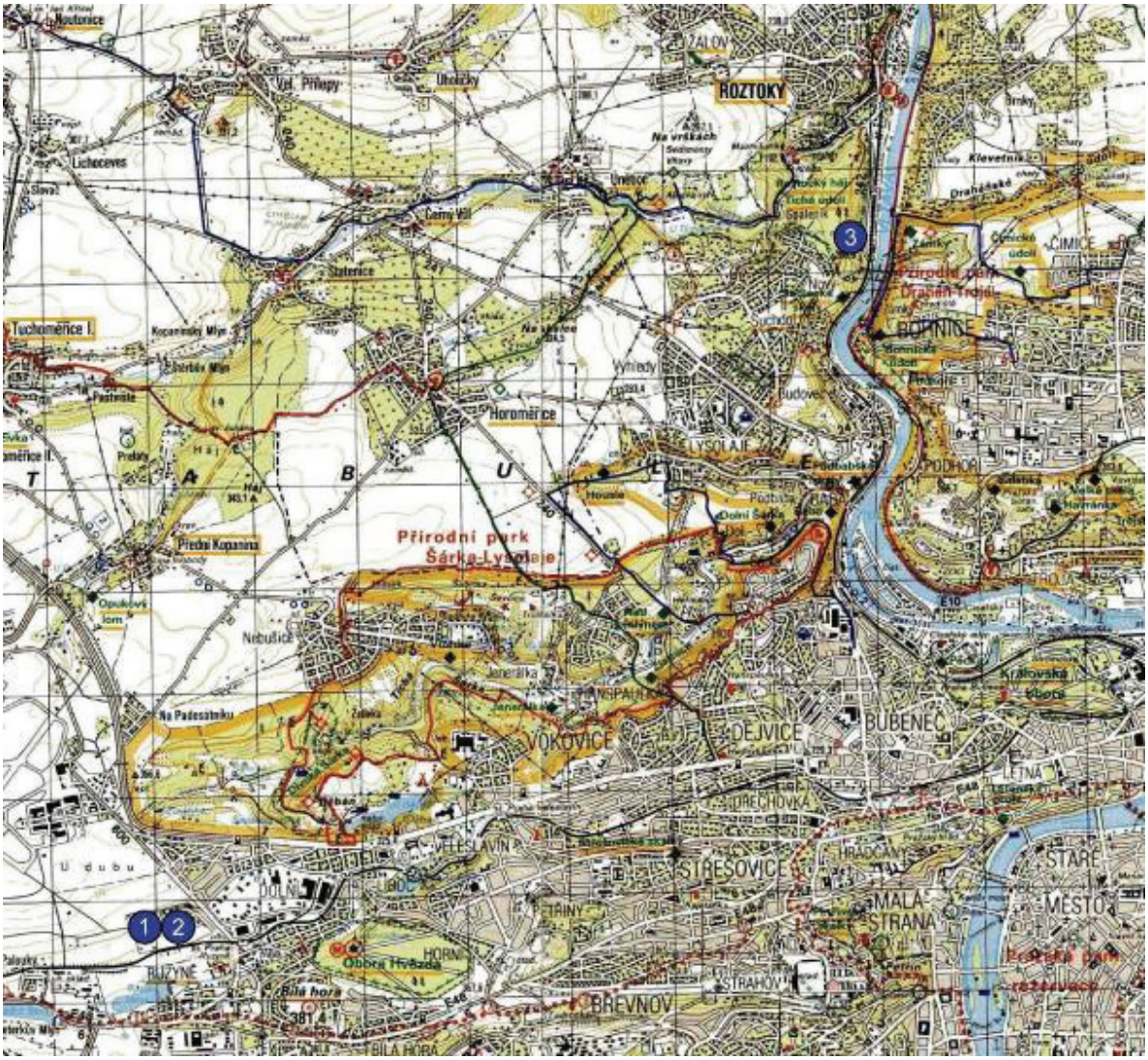
Úvod

V pražském prostoru zaujímá významné postavení vývoj půd na spraších. Nacházejí se v chráněných územích, ale rovněž v místech, která jsou v značné míře dotčena urbanizací a industrializací. Odlišnosti vývoje půd na spraších jsou dány jednak přírodními podmínkami, ale rovněž působením antropogenního faktoru. Míra a charakter působení člověka pak ovlivňuje i stabilitu půdního pokryvu. V současnosti jsou k dispozici údaje o některých aspektech pedogeneze v zástavbě Prahy (Žigová, Šťastný, 2006). Cílem prezentovaného příspěvku je shrnout poznatky o vývoji půd na spraších v rozdílných podmínkách využívání.

Materiál a metody

Ke studiu vývoje půd byly použity reprezentativní profily na pokusných políčkách Výzkumného ústavu rostlinné výroby, v.v.i. (Praha – Ruzyně 1A a Praha – Ruzyně 1B) a přírodní rezervace Roztocký háj – Tiché údolí (Praha – Roztocká). Základní údaje o přírodních podmínkách a půdách v Praze – Ruzyni popsal Damaška a Němeček (1966). Přírodní rezervace Roztocký háj – Tiché údolí je charakterizována v práci Ložka a kol. (2005).
Lokalizace půdních profilů Praha – Ruzyně 1A (1), Praha – Ruzyně 1B (2), Praha – Roztocká (3) je zobrazena na Mapě 1 v mírce 1 : 50 000.

Mapa 1 Lokalizace půdních profilů



Lokalita Praha – Ruzyně 1A je situována v nadmořské výšce 339 m, se souřadnicemi N $50^0$05,082´, E $14^0$18,008´. Stratigrafie profilu je následující: Ap-Ac-K-Ck. Půda byla klasifikována jako černozem modální. Na pokusném políčku se provádějí pokusy na stres. V době odběru bylo strniště po ozimé pšenici a předplodinou byla hořčice bílá. Na parcele se aplikují pouze minerální hnojiva (NH_4NO_3 v dávce 100 kg N/ha a vápenec).
Praha – Ruzyně 1B se nachází v nadmořské výšce 345 m a souřadnice jsou N $50^0$05,110´, E $14^0$17,823´. Stratigrafie profilu je následující: Ap-Ac-Bth-BtCk-Ck. Půda byla klasifikována

jako černozem luvická. Na pokusném políčku byl aplikován humát draselný v množství 2,3 t/ha. Předplodinou ozimé pšenice byl jarní ječmen.

Profil Praha – Roztocká byl dokumentován v nadmořské výšce 195 m se souřadnicemi N $50^0$08,664′, E $14^0$23,748′. Stratigrafie profilu je následující: Ah-Ev-Bt_1-Bt_2-Ck. Půda byla klasifikována jako hnědozem luvická.

V jednotlivých horizontech bylo sledováno zrnitostní složení, pH_{H2O}, pH_{KCl}, $CaCO_3$, kationtová výměnná kapacita (CEC), stupeň sorpčního nasycení, obsah jednotlivých výměnných kationtů, Cox, uhlík extrahovatelný horkou vodou (Chw), Nt a poměr C/N. Zrnitostní rozbor půdy byl proveden pipetovací metodou. Výměnná půdní reakce byla stanovena v 1M roztoku KCl. CEC a jednotlivé výměnné kationty byly stanoveny metodou Mehlicha.

Uhlík extrahovatelný horkou vodou (Chw) byl stanoven podle metodiky Ghani et al. (2003), která byla upravena Krejčovou. Množství 2 g zeminy (<0,25 mm) bylo rozmícháno v 50 ml destilované v Erlenmeyerově baňce a umístněno na 24 hodin do sušárny s teplotou 80 ^oC. Po filtraci (Filtrak 390) se alikvotní podíl, obvykle 20 ml, dle koncentrace uhlíku, odebral na vlastní stanovení uhlíku.

Pro mineralogický výzkum frakce <0,001 mm byly připraveny orientované preparáty podle metodiky Jacksona (1979). Vzorky byly studovány v přirozeném stavu, sycené ethyléglykolem při teplotě 80 ^oC 4 hodiny a žíhané při teplotě 550^oC 4 hodiny. Rentgenogramy byly zachyceny na přístroji Philips PW 3710 za použití záření Cu Kα, 40 kV, 55 mA s rychlostí posunu goniometru $1^o.min^{-1}$. Stanovení minerálů bylo provedeno semikvantitativně. Mikromorfologická analýza se prováděla v orientovaných vzorcích v půdních výbrusech mikroskopem Olympus BX 51.

Výsledky diskuse

V tabulce 1 jsou shrnuty výsledky o zrnitostním složení půd. Údaje o chemických vlastnostech půd jsou v tabulce 2 a tabulka 3 obsahuje data o půdní organické hmotě. V grafech je prezentováno mineralogické složení půd.

Tab. 1 Zrnitostní složení půd

Lokalita, hloubka (cm)	<0.001 mm %	<0.01 mm %	0.01-0.05 mm %	0.05-0.25 mm %	0.25-2.00 mm %
Praha - Ruzyně 1A					
0-32	21,0	46,2	42,3	8,8	2,6
32-56	27,3	49,0	43,7	6,2	1,1
56-72	23,6	44,1	41,3	12,7	1,8
72-125	21,5	51,8	33,1	12,5	2,6
Praha - Ruzyně 1B					
0-31	26,2	44,6	35,0	15,1	5,3
31-47	28,7	47,8	37,1	12,2	2,9
47-59	31,1	50,7	36,2	11,0	2,1
59-102	29,8	52,6	32,8	11,6	2,9
102-125	25,2	43,3	36,9	14,5	5,2
Praha - Roztocká					
0-6	14,8	38,3	49,2	8,8	3,7
6-20	20,9	42,2	44,1	8,5	5,2
20-70	38,7	55,1	38,8	4,7	1,4
70-110	26,5	41,3	45,9	9,3	3,5
110-173	20,5	36,6	49,0	13,1	1,4

Tab. 2 Chemické vlastnosti půd

Lokalita, hloubka (cm)	pH_{H2O}	pH_{KCl}	$CaCO_3$ %	V	CEC mmol (p^+) . kg^{-1}	K^+	Na^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}
Praha - Ruzyně 1A									
0-32	7,67	7,32	0,3	100	239,7	5,6	4,4	236,8	12,2
32-56	7,62	7,17	0,1	100	244,2	4,5	4,5	244,5	12,8
56-72	7,72	7,32	8,5	100	192,5	3,6	4,1	237,1	17,8
72-125	7,83	7,27	2,6	100	269,0	3,7	5,0	290,7	37,9
Praha - Ruzyně 1B									
0-31	7,44	6,90	0,3	95,3	211,3	11,9	3,9	201,1	12,8
31-47	7,49	6,82	0,1	100	218,9	5,4	1,9	206,2	11,7
47-59	7,57	6,76	<0,1	100	244,4	4,2	3,9	231,4	15,4
59-102	7,90	7,17	2,8	100	257,9	4,7	4,0	274,9	21,1
102-125	7,98	7,22	1,0	100	179,8	3,2	1,8	191,9	16,2
Praha - Roztocká									
0-6	5,32	4,98	<0,1	98,5	339,7	9,1	4,0	185,2	27,1
6-20	4,51	3,75	<0,1	100	165,3	3,3	4,5	64,7	18,2
20-70	5,04	4,08	<0,1	92,3	259,0	4,4	4,7	133,1	46,3
70-110	5,52	4,67	<0,1	89,9	197,7	4,3	5,5	126,7	44,3
110-173	7,66	7,27	4,0	100	155,5	4,1	5,8	157,9	37,2

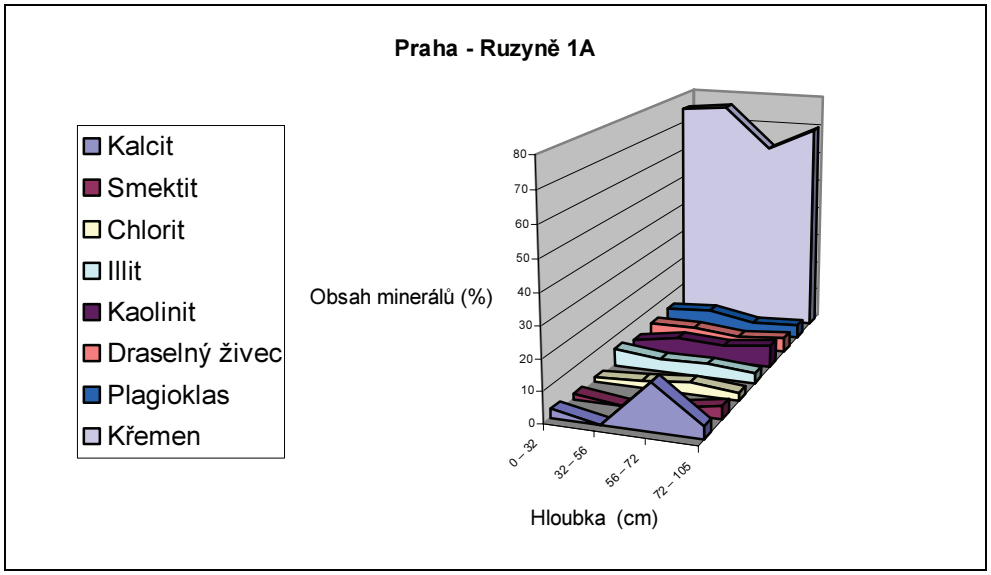
Tab. 3 Půdní organická hmota

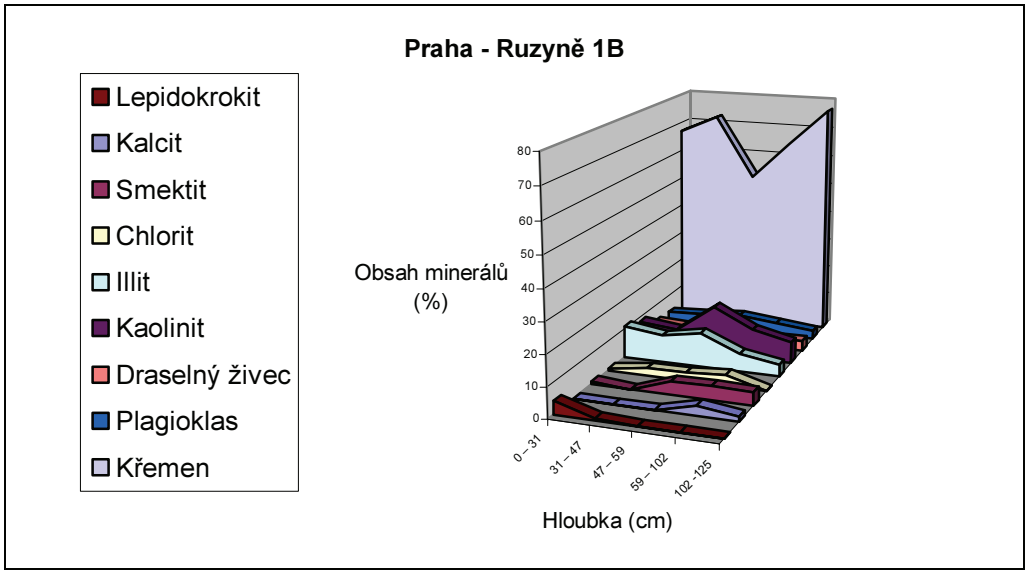
Lokalita, hloubka (cm)	Cox %	Chw v % Cox	Chw mg/kg	Nt %	C/N
Praha - Ruzyně 1A					
0-32	1,27	2,69	341	0,132	9,24
32-56	0,97	2,34	227	0,102	9,51
56-72	0,42	3,17	133	0,044	9,54
72-125	0,31	6,71	208	0,038	8,15
Praha - Ruzyně 1B					
0-31	1,48	3,07	455	0,134	11,04
31-47	0,96	3,16	303	0,097	9,90
47-59	0,77	4,43	341	0,081	9,51
59-102	0,39	6,31	246	0,041	9,51
102-125	0,17	3,59	61	0,023	7,39
Praha - Roztocká					
0-6	4,63	5,26	2718	0,444	10,43
6-20	1,19	3,95	478	0,130	9,15
20-70	0,46	2,63	147	0,069	6,67
70-110	0,20	4,87	73	0,051	3,92
110-173	0,22	3,84	73	0,050	4,40

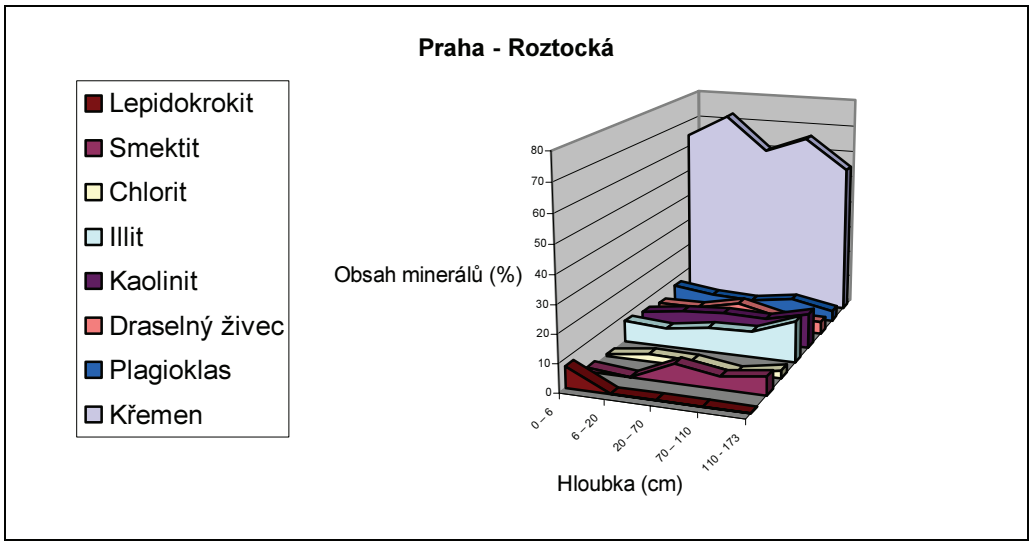
Zrnitostní složení sledovaných profilů vykazuje určitou shodnost, ale i rozdíly. Ve všech studovaných profilech převládá frakce 0,01-0,05 mm což je charakteristické pro vývoj půd na spraších. Pro profil Praha – Ruzyně 1A je charakteristické poměrně rovnoměrné zastoupení jednotlivých frakcí v celém profilu. V profilu Praha – Ruzyně 1B byl zaznamenán zvýšený podíl frakce <0,001 mm frakce a popsán šedohnědých argilanů v spodní části profilu. U profilu Praha – Roztocká je přechod z Ev-horizontu do Bt_1-horizontu mírně zvlněný a koeficient texturní diferenciace má hodnotu 1,85.

Chemické vlastnosti půd se odvíjejí od vlastností půdotvorného substrátu a následně jsou kontrolovány typem pedogenetických procesů, což se projevuje i v chemických parametrech.

Obsah $CaCO_3$ je vyšší pouze ve spodních částech profilu, což je dáno tím, že půdotvorným substrátem je spraš. Hodnoty pH se v profilech Praha – Ruzyně 1A a Praha – Ruzyně 1B ve spodní části profilu pohybují v rozmezí neutrální až alkalické. U profilu Praha – Roztocká je hodnota pH většinou kyselá a Ck-horizontě neutrální. Takový průběh je charakteristický pro půdy, ve kterých probíhá výraznější proces illimerizace.
Hodnoty kationtové výměnné kapacity, sorpční nasycenosti sorpčního komplexu a zastoupení jednotlivých výměnných kationů odpovídají jednotlivým pedogenetickým procesům na základě kterých byly půdy diagnostikovány.
Obsah Cox a Nt je nejvyšší ve všech studovaných půdách v A-horizontech. Zvýšený obsah v porovnání se zemědělskými půdami je na lokalitě Praha – Roztocká. Pro vyjádření kvalitativního charakteru jsou však údaje o obsahu Cox, Nt a ukazatel C/N nepostačující. V poslední době je kromě klasické frakcionace půdního humusu (stanovení obsahu humínových kyselin a fulvokyselin) využíván k hodnocení jeho kvality rovněž obsah uhlíku extrahovatelného z půdních vzorků horkou vodou. Úloha tohoto "aktivního uhlíku", především v orných půdách, spočívá ve stimulaci aktivity půdních mikroorganismů (heterotrofů), jejichž působením je ovlivňována hladina živin v půdním prostředí.
Vysoké obsahy C_{hw} ve svrchních vrstvách půdy mohou být odrazem nízké mikrobiální aktivity (např. nízká teplota) nebo málo stabilních forem humusu. Z tohoto pohledu lze označit humusové látky v půdě lokality Praha - Roztocká ve srovnání s ostatní lokalitami za méně stabilizované. Absolutní hodnoty obsahu oxidovatelného uhlíku C_{ox} (%) a C_{hw} (mg/kg) se s hloubkou profilu zpravidla snižovaly, což se shoduje s údaji uvedenými rovněž v práci Cheshire (1979). Pokud vyjádříme obsah uhlíku extrahovatelného horkou vodou v % $C_{ox,}$ získáme trendy často opačné, se zvyšující se hloubkou profilu se obsah C_{hw} zvyšuje. Souvisí to především s jeho rychlým mikrobiálním využíváním jako mikrobiálně dostupného zdroje energie při biochemických transformacích prvků v půdě a s vyšší mobilitou, díky níž jeho obsah vyjádřený v % C_{ox} s hloubkou profilu vzrůstá.
V mineralogickém složení všech sledovaných půd se vyskytuje křemen, plagioklas, draselný živec, kaolinit, illit, chlorit a smektit. Kalcit byl identifikován v Praze – Ruzyni 1A a Praze – Ruzyni 1B. Lepidokrokit byl zaznamenán ve svrchní části profilů Praha - Ruzyně 1A a Praha – Roztocká. Profily Praha – Ruzyně 1A a Praze – Ruzyně 1B mají obdobné mineralogické složení. Ve spodní část u profilu Praha – Ruzyně 1B však narůstá obsah illitu a kaolinitu, co do jisté míry může indikovat procesy illimerizace. I když mineralogické složení profilu lokality Praha – Roztocká je podobné jako u předcházejících lokalit, byl zjištěn zvýšený obsah smektitu v Bt-horizontu, což je v souladu s výsledky Sirového (1966, 1973) popsanými pro hnědozem. Procesům translokace jílů odpovídá i zvýšený obsah křemene v horizontu Ev v porovnání s ostatními horizonty.
Odlišnosti ve vývoji půd byly zaznamenány i na základě mikromorfologické analýzy půd. V profilu Praha – Ruzyně 1A je skladba Ap-horizontu poměrně těsná s malým podílem pórů. V horizontu Ck se vyskytují jehličkové formy kalcitu a rovněž kalcitové klence. V porovnání s předcházejícím profilem má Praha – Ruzyně 1B ve skladbě Ap-horizontu vyšší podíl pórových prostor a rovněž se zde v malém množství nacházejí zuhelnatěné zbytky rostlin. V horizontech Bth a BtCk jsou pórové prostory lemovány argilany, pro které jsou charakteristické proudovité textury. V Ck-horizontu byly popsány amorfní formy karbonátů. Mikromorfologická charakteristika lokality Praha – Roztocká je značně odlišná od předcházejících lokalit. Ve skladbě Ah-horizontu nacházíme značné množství pórových prostor, zbytků rostlin v různém stupni rozkladu. V porovnání s výše a níže ležícími horizonty je v mikroskeletu horizontu Ev vysoký podíl křemene. Zejména v horizontu Bt_1 jsou póry lemovány a rovněž vyplněny proudovitými strukturami, typickými pro půdy s procesem illimerizace. V horizontu Bt_2 je četnost ploch se zastoupením argilanů nižší. Amorfní formy karbonátů se v Ck-horizontu nacházejí v malém množství.


Praha - Ruzyně 1A
Kalcit
Smektit
Chlorit
Illit
Kaolinit
Draselný živec
Plagioklas
Křemen
Obsah minerálů (%)
80
70
60
50
40
30
20
10
0
0 – 32
32 – 56
56 – 72
72 – 105
Hloubka (cm)


Praha - Ruzyně 1B
Lepidokrokit
Kalcit
Smektit
Chlorit
Illit
Kaolinit
Draselný živec
Plagioklas
Křemen
Obsah minerálů (%)
80
70
60
50
40
30
20
10
0
0 – 31
31 – 47
47 – 59
59 – 102
102-125
Hloubka (cm)


Praha - Roztocká
Lepidokrokit
Smektit
Chlorit
Illit
Kaolinit
Draselný živec
Plagioklas
Křemen
Obsah minerálů (%)
80
70
60
50
40
30
20
10
0
0 – 6
6 – 20
20 – 70
70 – 110
110 - 173
Hloubka (cm)

Závěr

Analýza jednotlivých parametrů ukazuje, že vývoj půd na spraších na sledovaných lokalitách probíhal v rozdílných podmínkách.
V Praze – Ruzyni přírodní podmínky umožnily vývoj černozemí. V důsledku prostorové variability došlo k vývoji různých subtypů černozemí. Rozdíly v charakteristikách organické půdní hmoty jsou podmíněné podmínkami pokusů, tj. antropogenním zásahem.
V sledované sekvenci chráněného území Roztocký háj – Tiché údolí podmínky pedogeneze vedly ke vývoji půd s procesem illimerizace. Jednotlivé charakteristiky organické půdní hmoty horizontu Ah odpovídají přírodním podmínkám formování.

Poděkování

Příspěvek vznikl za podpory grantu A 3001030504 Grantové agentury AV ČR a je součástí vědného záměru Z 3013 0516 Geologického ústavu AV ČR, v.v.i.

Literatura

DAMAŠKA, J., NĚMEČEK, J., 1966: Geneticko-agronomická charakteristika půd Ústředního výzkumného ústavu rostlinné výroby (hospodářského objektu) v Praze-Ruzyni. Vědecké práce Ústředního výzkumného ústavu rostlinné výroby v Praze-Ruzyni, 10: 153-162.

GHANI, A., DEXTER, M., PERROTT, K.W., 2003: Hot-water extracble carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. Soil Biology & Biochemistry, 35, 1231-1243.

CHESHIRE, M.V., 1979: Nature and origin of carbohydrates in soil. Academic Press, London. 216 pp.

JACKSON, M.L., 1979: Soil chemical analyses - advanced course. Madison, Wisconsin, 895 pp.

LOŽEK, V., KUBÍKOVÁ, J., SPRYŇAR, P. a kol., 2005: Střední Čechy. In. Mackovčin P. a Sedláček M. (eds.): Chráněná území ČR, svazek XIII. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno, Praha, 904 pp.

SIROVÝ, V., 1966: Jílové minerály v půdach ČSSR. Rostlinná výroba: 12 (6): 697-700.

SIROVÝ, V., 1973: Mineral composition of the clay fraction in soils on Czech territory. Sixth Conference on Clay Mineralogy and Petrology: 339 – 352.

ŽIGOVÁ, A., ŠŤASTNÝ, M., 2006: Pedogeneze území Prahy ovlivněná antropogenní činností. In. Šarapatka B., Bednář M. (Eds.) Pedogeneze a kvalitativní změny půd v podmínkách přírodních a antropicky ovlivněných území. 35-38. Sborník referátů z 11. pedologických dnů. Kouty nad Desnou, 20-21.9.2006.

Posterové prezentácie

VÝVOJ KONTAMINACÍ PŮD VYBRANÝMI ANORGANICKÝMI A ORGANICKÝMI ŠKODLIVINAMI V INTRAVILÁNU MĚSTA BRNA

PROGRESS OF SOIL CONTAMINANTION WITH SELLECTED ANORGANIC AND ORGANIC POLLUTANTS IN BRNO URBAN AREA

Vladimír Adamec[1], Milan Sáňka[2], Monika Schwarzová[1], Roman Ličbinský[1], Jiří Huzlík[1], Kamil Effenberger[1]

[1] Centrum dopravního výzkumu, v.v.i., Líšeňská 33a, 636 00 Brno, Česká republika, e-mail: vladimir.adamec@cdv.cz

[2]Masarykova Universita, RECETOX, Kamenice 126/3, 625 00 Brno, Česká republika

Abstrakt

Problematika znečištění životního prostředí a možná zdravotní rizika plynoucí z této antropogenní zátěže jsou, zejména v posledním desetiletí, středem zájmu nejen odborné veřejnosti. Významnou roli zde hrají především chemické škodliviny s kumulativním efektem, které vedle toxických mohou mít i genotoxické nebo karcinogenní účinky. Cílem presentovaného monitoringu bylo vyhodnocení vývoje obsahu vybraných kovů a polyaromatických uhlovodíků v půdách intravilánu města Brna, ležících převážně v blízkosti frekventovaných komunikací. Odběry vzorků půd byly provedeny v letech 1991, 2002 a 2006, z různých vrstev půdního profilu a následně analyzovány standardními chemickými postupy. Z dosažených výsledků chemických analýz je možné konstatovat, že nedošlo ke statisticky významným změnám, došlo však na většině lokalit k překročení navrhovaných preventivních limitů. Vzhledem k plošnému překračování preventivních limitů a trendům mírného nárůstu obsahu některých sledovaných škodlivin, je doporučeno provádět systematický monitoringu půd v městských aglomeracích i v budoucnu.

Klíčová slova: půda, znečištění, rizikové prvky, polyaromatické uhlovodíky, intravilán města

Abstract

The issue of environmental pollution and possible health effects resulting from these anthropogenic burdens are especially in last decade the object of interest not only of scientists. Significant are firstly chemical pollutants with cumulative effects that could have besides toxic also genotoxic or carcinogenic properties. The goal of presented monitoring was progress evaluation of selected metals and polyaromatic hydrocarbons concentrations in Brno urban area soils nearby the roads with high traffic intensity. Soil samples were taken in 1992, 2002 and 2006 from different soil profile layers and consequently analysed using standard chemical procedures. Possible source quantification was done on all localities including traffic intensity evaluation used for traffic burden indexes determination. It is possible to note on the basis of obtained results that no statistically significant changes occurred. However, preventive limits were exceeded on majority of the chosen localities. Due to this fact and because of small increase of observed pollutants concentrations is recommended to do regular soil monitoring in the future.

Key words: soil, pollution, risk elements, polyaromatic hydrocarbons, urban area

Úvod

Doprava se v posledních desetiletích stala významným faktorem ovlivňujícím životní prostředí člověka a to jak v pozitivním tak i negativním směru. Spalovací i nespalovací emise mobilních prostředků mohou, zejména v intravilánu měst s vysokou intenzitou především automobilové dopravy, výrazně přispět ke znečištění půdního prostředí. Mezi nejzávažnější škodliviny patří rizikové prvky (RP), především Pb, Cr, Ni, Zn, Cu a Cd a polyaromatické uhlovodíky (PAU). Většina těchto látek má persistentní charakter a působí v prostředí toxicky i při nízkých koncentracích. Znečištěná půda se tak může stát a to i přes svou výraznou schopnost účinně detoxikovat obsažené škodlivé látky, zdrojem znečištění ostatních složek životního prostředí (ŽP). Presentované výsledky práce si kladou za cíl vyhodnotit úroveň znečištění půd na vybraných lokalitách v intravilánu města Brna a poskytnout tak informaci o současném stavu kontaminace půd jako podklad pro kvalifikované rozhodování v oblasti ochrany ŽP.

Materiál a metody

Výběr 182 lokalit, od kterého se pak odvíjely odběry v dalších letech, byl sestaven Odborem životního prostředí Úřadu města Brna v roce 1991. Při výběru byly zohledněny místní poměry dané především potenciálním rizikem antropogenní zátěže, morfologickými a mikroklimatologickými podmínkami a charakterem vegetace. Navazující odběry, za účelem zjištění případných změn v úrovni kontaminace půd, byly provedeny v roce 2002. S cílem posoudit úroveň zatížení lokalit emisemi z dopravy bylo vybráno v roce 2006 ze souborů let 1991 a 2002 deset lokalit, u kterých byl předpoklad tohoto možného ovlivnění. Přehled lokalit, vč. jejich stručné charakteristiky uvádí následující tabulka 1.

Tab. 1 Charakteristika odběrových lokalit

Název lokality	Popis lokality
Kounicova - Kotlářská	Parková plocha v areálu PřF MU u měřící stanice, oddělená od komunikace chodníkem. Uzavřenost terénu 100 %. Loc: 49°12´20.0" N, 16°35´50.1" E.
Lužánky - Drobného - Pionýrská	Travnatá plocha bez vyšší vegetace na ostrůvku MHD uprostřed křižovatky. Uzavřenost terénu 50 %. Loc: 49°12´33.2" N, 16°36´34.3" E.
Úvoz - Údolní	V těsné blízkosti budovy VUT, travnatá plocha bez vyšší vegetace oddělená od komunikace chodníkem. Uzavřenost terénu 100 %. Loc: 49°11´53.7" N, 16°35´36.6" E.
Moravské nám. - Lidická - Koliště	Parková plocha oddělená od komunikace chodníkem. Uzavřenost terénu 75 %. Loc: 49°12´0.00" N, 16°36´29.6" E.
Gajdošova - Táborská	Zatravněná plocha oddělená od komunikace chodníkem. Uzavřenost terénu 50%, Loc: 49°11´43.6" N, 16°38´47.6" E
Mendlovo náměstí	Parková plocha oddělená od komunikace chodníkem, cca 0,5 m vyvýšená nad povrch komunikace. Uzavřenost terénu 75 %. Loc: 49°11´29.1" N, 16°35´43.5" E.
Dornych - Zvonařka	Parková plocha oddělená od komunikace chodníkem, odběr pod stromy. Uzavřenost terénu 50 %. Loc: 49°11´14.7" N, 16°37´09.7" E.
Bohunice - nemocnice	Zatravněná plocha u komunikace. Uzavřenost terénu 50 %. Loc: 49°10´25.7" N, 16°34´28.5" E.
Kratochvílová - dálnice	Travnatý svah cca 5m od komunikace. Uzavřenost terénu 50 %. Loc: 49°9´44.8" N, 16°35´55.8" E.
Ráječek (Brněnské Ivanovice)	Travnatá mez u asfaltové polní cesty, otevřená plocha. Uzavřenost terénu 25 %. Loc: 49°9´47.3" N, 16°38´4.7" E.

Půdní vzorky byly odebrány sondovací tyčí z hloubky 0 – 20 cm, výsledný vzorek pro každou lokalitu byl složen z dílčích odběrů, z plochy cca 10 m^2. Vzorky byly dále přímo v terénu kvartovány pro úpravu hmotnosti na požadované množství. Pro stanovení organických látek byly vzorky uloženy ve skleněných vzorkovnicích, pro anorganické analýzy byly použity mikrotenové sáčky. Dokumentace vzorků dále obsahovala datum a čas odběru, kultura, vegetační pokryv, vzdálenost od komunikace a budov a případné faktory, které mohou způsobit kontaminaci z jiných zdrojů. Vzorky půd byly následně vysušeny, zhomogenizovány, přesáty na frakci < 0,2 mm a rozděleny na dva dílčí vzorky pro stanovení obsahů RP - Pb, Cr, Ni, Zn, Cu, Cd a PAU. Pro stanovení RP bylo naváženo 10 g vzorku půdy a přidáno 100 ml zředěné 2M HNO_3 za laboratorní teploty. Vzorek byl třepán 6 hodin, následně bylo ze suspenze odfiltrováno 20 ml výluhu pro stanovení vybraných RP (AAS, ICP/MS). Obsahy PAU byly analyzovány na GC/FID a GC/MS po předchozím extrahování superkritickou fluidní extrakcí (SFE) oxidem uhličitým s přídavkem toluenu jako modifikátorem (Sáňka, Strnad, 1991). Získaná data byla statisticky zpracována v programu QC.Expert 2.7. Byla provedena dvoufaktorová analýza rozptylu (ANOVA 2) podle faktorů „lokalita“ a „rok měření“.

Výsledky a diskuse

Výsledky analýz RP a Σ PAU v půdách na vybraných lokalitách jsou shrnuty v tabulce 6, koncentrace jednotlivých PAU vybraných podle Metodického pokynu OEŠ MŽP ČR (1999) jsou uvedeny v tabulce 7. K jejich vyhodnocení bylo použit jednak kritérium „A“ uvedené již v citovaném Metodickém pokynu a popsané v tabulce 2, jednak návrh preventivních limitů obsahů škodlivin pro běžné půdy (Sáňka a kol., 2002) uvedené v tabulce 3.

Tab. 2 Kritéria hodnocení kontaminace zemin podle metodického pokynu MŽP

	A	**B**	**C obyt.**	**C rekr.**	**C prům.**	**C všestr.**
I. Kovy					mg.kg^{-1} suš.	
Cd	0,5	10	20	25	30	12
Cr	130	450	500	800	800	380
Cu	70	500	600	1000	1500	190
Ni	60	180	250	300	500	210
Pb	80	250	300	500	800	300
Zn	150	1500	2500	3000	5000	720
II. Polycyklické aromatické uhlovodíky						
anthracen	0,1	40	60	80	100	-
benz[a]anthracen	0,1	4	5	10	50	-
benzo[a]pyren	0,1	1,5	2	4	10	-
benzo[b]fluoranthen	0,1	4	5	10	50	-
benzo[ghi]perylen	0,05	20	30	40	80	-
benzo[k]fluoranthen	0,05	10	15	20	30	-
fluoranthen	0,3	40	50	80	150	-
fenanthren	0,15	30	40	60	100	-
chrysen	0,05	25	40	50	80	-
indeno[1,2,3-cd]pyren	0,1	4	5	10	50	-
naftalen	0,05	40	60	80	100	-
pyren	0,2	40	60	80	100	-
PAU celkem (A)[1)]	-	-	-	-	-	40
PAU celkem (B)[1)]	1	190	280	380	640	-

[1)] PAU A = součet obsahů všech PAU uvedených v tabulce; PAU B = součet PAU bez anthracenu, naftalenu a benzo(b)fluoranthenu.

Tab. 3 Navržené preventivní hodnoty sledovaných škodlivin v půdě

Rizikový prvek	Preventivní hodnota (mg.kg-1 v suš.)	Polyaromatické uhlovodíky	Preventivní hodnota (µg.kg-1 v suš.)
Cd	0,5	Fluoranthen	300
Cr	90	Pyren	200
Cu	60	Fenanthren	150
Ni	50	Benzo(b)fluoranthen	100
Pb	60	Benzo(a)anthracen	100
Zn	120	Anthracen	50
		Indeno(cd)pyren	100
		Benzo(a)pyren	100
		Benzo(k)fluoranthen	50
		Benzo(ghi)perylen	50
		Chrysen	100
		Naftalen	50
		Σ PAU	1000

Kritérium „A“ odpovídá přibližně přirozeným obsahům sledovaných látek v přírodě, proto překročení této hodnoty se posuzuje jako znečištění. Srovnání koncentrace RP v půdách s kritérii hodnocení kontaminace zemin podle Metodického pokynu MŽP a navrženými preventivními limity je uvedeno v tabulce 8. Z tabulky je patrné, že kritérium „A“ i preventivní limity pro vybrané RP byly překročeny jen na některých lokalitách. Nejvyšší koncentrace na všech sledovaných lokalitách vykazoval z RP Zn. Pro porovnání koncentrací vybraných PAU a Σ PAU v půdách byla použita stejná kritéria jako pro RP. Srovnání výsledků s těmito kritérii je uvedeno v tabulce 9. Z výsledků analýz je zřejmé, že na všech lokalitách došlo k překročení kritéria „A“ i preventivních limitů pro většinu sledovaných PAU. Výjimku tvoří lokalita Kounicova - Kotlářská, kde došlo v roce 2006 ke snížení koncentrací většiny PAU pod kritérium „A“ i navrhované preventivní limity oproti roku 2002. Na lokalitě Moravské nám. - Koliště - Lidická byl zjištěn v roce 2006 nárůst koncentrací PAU nad hodnoty kritéria „A“ a preventivních limitů ve srovnání s rokem 2002.
Kritérium „C“ pro obytné zóny, jehož překročení představuje významné riziko ohrožení zdraví člověka a dalších složek ŽP, nebylo na žádné sledované lokalitě pro vybrané škodliviny překročeno.
Výsledky statistické analýzy ukazují, že jak rozdíly mezi jednotlivými lokalitami, tak mezi jednotlivými roky měření nejsou statisticky významné. Časové průběhy středních hodnot obsahů RP a PAU pro všechny lokality vypočítané Hornovou metodou pro malé výběry jsou znázorněny na obr. 1. Dále byly zjištěny trendy v časovém průběhu koncentrací jednotlivých škodlivin na sledovaných lokalitách a vyjádřeny jako směrnice lineární regrese (tabulka 4). Tyto směrnice jsou převážně statisticky nevýznamné na hladině $\alpha = 0,05$. Statisticky významné trendy jsou vyznačeny v této tabulce tučně. Jedná se o Ni, Zn, Cd a Σ PAU vždy na jedné ze sledovaných lokalit, u ostatních lokalit a sledovaných škodlivin byl zjištěn taktéž klesající trend avšak statisticky nevýznamný s výjimkou lokalit Kounicova - Kotlářská a Úvoz - Údolní kde byl zaznamenán vzrůstající trend u většiny sledovaných škodlivin (tabulka 5). Uvedené výsledky je však třeba posuzovat jako všeobecné trendy vzhledem k statisticky málo významným změnám ve sledovaném období a na vzorkovaných lokalitách.

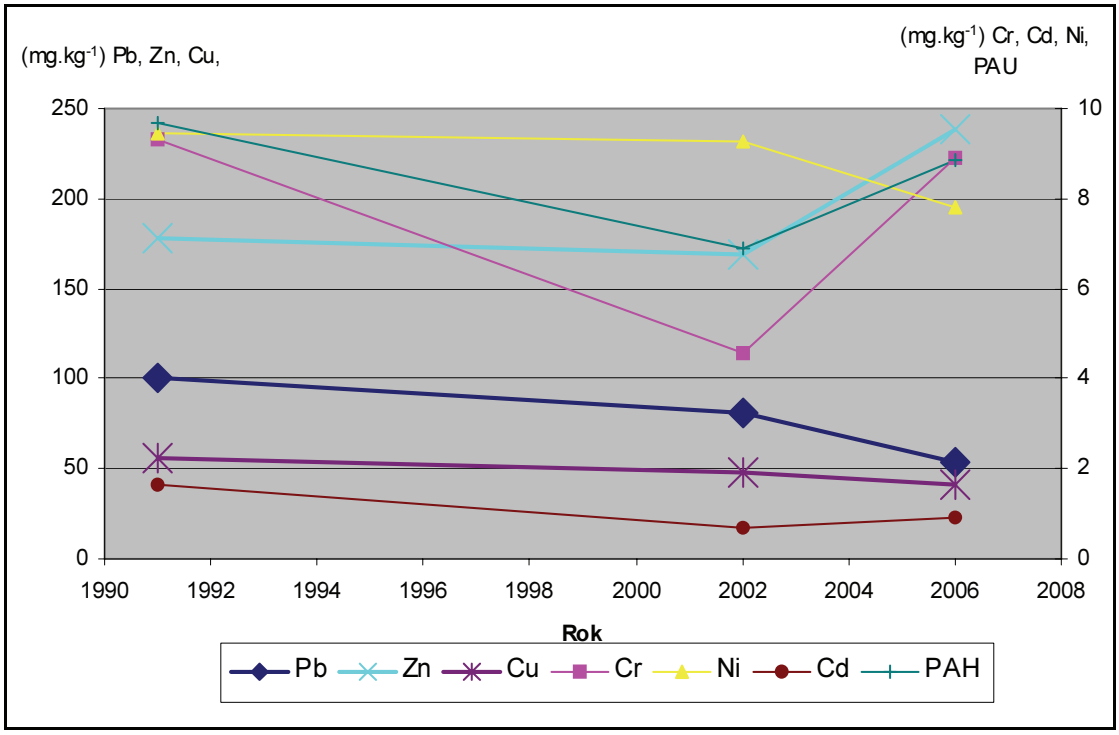
Tab. 4 Směrnice regrese časového průběhu koncentrací rizikových prvků a Σ PAU v půdách na jednotlivých lokalitách ve třech periodách odběru

Lokalita	Pb	Cr	Ni	Zn	Cu	Cd	Σ PAU
Dornych - Zvonařka	-2,450	0,175	0,005	-3,169	-1,123	0,044	0,194
Kounicova - Kotlářská	-10,194	-0,005	0,074	13,945	0,903	0,032	-2,761
Lužánky - Drobného - Pionýrská	-6,644	-0,451	-0,164	***-16,039***	**-4,576**	-0,184	-0,077
Mendlovo nám.	-2,049	-0,705	-0,361	-8,643	-3,311	-0,144	0,260
Mor.nám. - Lidická - Koliště	-1,746	0,092	-0,075	-3,641	-0,580	-0,030	0,324
Úvoz - Údolní	0,818	0,136	**-0,022**	11,961	0,966	0,042	2,025

tučné písmo - směrnice statisticky významná na hladině 0,05
tučná kurzíva - *směrnice statisticky významná na hladině 0,1*

Tab. 5 Procentické vyjádření poklesu koncentrací s časem

Lokalita	Pb	Cr	Ni	Zn	Cu	Cd	Σ PAU
% lokalit s klesajícím trendem	83	50	67	67	67	50	33



Obr. 1 Časové průběhy středních hodnot obsahů škodlivin v půdách pro všechny lokality

Dosažené výsledky jsou srovnatelné s daty publikovanými v řadě odborných prací (Adamec a kol., 1999, Anděl a kol., 1999, Adamec a kol., 2005). Příkladem může být studie zabývající se zdravotními riziky kontaminovaných půd ve vybraných 10 městských aglomeracích ČR, provedená SZÚ, která prokázala překročení některých preventivních limitů pro RP, především pak pro Pb. Rovněž bylo zjištěno četné překročení preventivních limitů obsahů PAU ve všech monitorovaných městech, což potvrzují i výsledky této práce (Zimová a kol., 2004). Další studie věnující se anorganickým kontaminantům v půdním ekosystému, především jejich šířením a biodostupností (Tříska a kol., 2005, Makovníková a kol., 2006). Zjistili, že z RP je nejzávažnější škodlivinou Zn, jehož koncentrace v ŽP v posledních letech výrazně vzrostla. Tento fakt potvrzuje i srovnání analýz z let 1991, 2002 a 2006 uvedené v této práci.

Tab. 6 Koncentrace škodlivin v půdách (mg.kg^{-1}) na jednotlivých lokalitách ve třech periodách odběru

Lokalita	1991							2002							2006						
	Pb	Cr	Ni	Zn	Cu	Cd	Σ PAU	Pb	Cr	Ni	Zn	Cu	Cd	Σ PAU	Pb	Cr	Ni	Zn	Cu	Cd	Σ PAU
Kounicova - Kotlářská	257,40	5,74	7,52	127,50	55,88	0,31	45,75	57,00	3,50	7,60	109,00	51,50	0,33	12,60	137,00	6,47	8,90	400,00	74,70	0,91	5,35
křižovatka Pionýrská	136,60	12,85	10,45	310,00	95,00	3,01	6,93	75,00	3,10	8,20	110,00	44,30	0,38	10,40	32,70	7,85	8,16	78,10	26,50	0,48	4,19
Úvoz - Údolní	69,80	7,58	9,03	192,00	42,55	0,79	15,64	76,00	4,50	8,80	227,00	47,60	0,74	9,57	83,10	11,30	8,69	407,00	59,10	1,61	56,46
křižovatka Koliště	61,80	5,82	8,42	157,00	37,03	0,65	5,39	76,00	4,90	9,10	140,00	43,20	0,33	2,01	23,30	7,91	6,74	93,90	23,70	0,19	12,80
Mendlovo nám.	63,40	14,94	10,96	185,50	67,13	2,68	1,56	91,00	10,30	10,80	150,00	53,20	2,12	3,36	14,20	3,22	4,15	33,90	9,17	0,15	5,86
Dornych - Zvonařka	97,70	10,18	10,52	198,50	69,25	1,28	3,68	88,00	5,60	10,30	245,00	47,70	1,06	10,30	54,60	15,20	10,70	121,00	55,80	2,19	4,94
Gajdošova - Táborská	31,30	6,53	7,33	151,00	30,75	0,30	0,79	-	-	-	-	-	-	-	61,20	9,73	9,10	151,00	52,90	6,74	1,45
Bohunice - nemocnice	16,90	6,13	5,83	11,05	4,85	0,01	0,31	-	-	-	-	-	-	-	73,10	6,43	6,91	106,00	22,80	0,56	28,44
Kratochvílova - dálnice	19,80	5,57	7,38	66,50	11,66	0,15	4,18	-	-	-	-	-	-	-	15,40	6,79	9,83	36,00	15,20	0,13	0,33
Brněnské Ivanovice	75,60	5,70	9,34	44,00	22,60	0,24	16,47	-	-	-	-	-	-	-	36,10	6,90	8,35	96,40	33,60	0,42	36,60

- *nestanoveno*

Tab. 7 Koncentrace vybraných PAU v půdách (μg/kg) na jednotlivých lokalitách ve sledovaných letech

Lokalita	Nap	Phen	Ant	Fla	Py	BaA	Chu	BbF	BkF	BaP	IcdP	BghiPe	Σ PAU
2006													
Kounicova - Kotlářská	2 870,7	798,7	252,9	152,5	310,0	31,8	53,6	31,7	23,0	39,8	52,0	29,9	4 646,7
křižovatka Pionýrská	22,7	46,2	2,5	137,0	158,3	116,8	154,2	397,8	165,6	235,8	1 189,8	851,7	3 478,3
Úvoz - Údolní	438,3	9 825,2	1 638,6	12 684,4	9 021,0	4 283,7	4 354,2	3 140,5	1 811,8	2 246,4	2 633,8	1 436,3	53 514,0
křižovatka Koliště	93,7	942,1	297,1	3 172,4	2 081,3	1 010,5	865,6	1 182,2	430,1	607,4	704,2	761,1	12 147,6
Mendlovo nám.	213,3	417,3	70,2	907,1	737,0	417,0	568,9	746,9	280,1	435,1	574,9	430,5	5 798,2
Dornych - Zvonařka	165,2	398,8	62,0	750,9	568,1	372,1	499,6	625,8	342,2	463,3	315,7	209,2	4 772,8
2002													
Kounicova - Kotlářská	25,0	826,0	244,0	2350,0	1880,0	1060,0	1080,0	1050,0	567,0	1300,0	1140,0	837,0	12359,0
křižovatka Pionýrská	4,0	866,0	214,0	2039,0	1582,0	861,0	993,0	1040,0	530,0	1160,0	995,0	765,0	11049,0
Úvoz - Údolní	65,0	1080,0	276,0	1780,0	1330,0	719,0	775,0	720,0	389,0	856,0	720,0	495,0	9205,0
křižovatka Koliště	14,0	106,0	32,0	293,0	267,0	181,0	204,0	208,0	105,0	229,0	195,0	148,0	1982,0
Mendlovo nám.	31,0	412,0	94,0	591,0	483,0	215,0	269,0	278,0	132,0	293,0	282,0	198,0	3278,0
Dornych - Zvonařka	32,0	1100,0	297,0	1910,0	1400,0	770,0	946,0	867,0	443,0	904,0	770,0	530,0	9969,0

Tab. 8 Srovnání koncentrace RP v půdách s kritérii hodnocení kontaminace zemin podle metodického pokynu MŽP a navrženými preventivními limity

	1991												2002												2006											
	Pb		Cr		Ni		Zn		Cu		Cd		Pb		Cr		Ni		Zn		Cu		Cd		Pb		Cr		Ni		Zn		Cu		Cd	
Limit	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*
A Kounicova - Kotlářská	+	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+
B křižovatka Pionýrská	+	+	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C Úvoz - Údolní	-	+	-	-	-	-	+	+	-	-	+	+	-	+	-	-	-	-	+	+	-	-	+	+	+	+	-	-	-	-	+	+	-	-	+	+
D křižovatka Koliště	-	+	-	-	-	-	+	+	-	-	+	+	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E Mendlovo nám.	-	+	-	-	-	-	+	+	-	+	+	+	+	+	-	-	-	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
F Dornych - Zvonařka	+	+	-	-	-	-	+	+	-	+	+	+	+	+	-	-	-	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	+
G Gajdošova - Táborská	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	+	-	-	-	-	+	+	-	-	+	+
H Bohunice - nemocnice	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+
I Kratochvílova - dálnice	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
J Brněnské Ivanovice	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

+ překročení limitní hodnoty, - nepřekročení limitní hodnoty, 0 - neanalyzováno

Tab. 9 Srovnání koncentrace vybraných PAU a Σ 12 PAU v půdách s kritérii hodnocení kontaminace zemin podle metodického pokynu MŽP a navrženými preventivními limity

Lokalita	Nap		Phen		Ant		Fla		Py		BaA		Chu		BbF		BkF		BaP		IcdP		BghiPe		Σ PAU	
2006 *Limit*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*
A Kounicova - Kotlářská	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+
B křižovatka Pionýrská	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
C Úvoz - Údolní	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
D křižovatka Koliště	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
E Mendlovo nám.	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
F Dornych - Zvonařka	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
2002 *Limit*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*	*1*	*2*
A Kounicova - Kotlářská	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
B křižovatka Pionýrská	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
C Úvoz - Údolní	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
D křižovatka Koliště	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
E Mendlovo nám.	-	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
F Dornych - Zvonařka	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

+ překročení limitní hodnoty, - nepřekročení limitní hodnoty

Závěr

Provedené šetření v roce 2006 navázalo na plošný průzkum kontaminace půd města Brna z roku 1991 a jeho opakování na výběru lokalit v roce 2002. Soubor dat ze tří period šetření s rozsahem 15 let je cenným podkladem pro hodnocení stavu a vývoje kontaminace urbánních půd.

Zjištěné výsledky ve všech periodách dokazují, že vliv antropogenní zátěže, především dopravy na chemické znečištění půd ve městech je významný. Na většině hodnocených lokalit jsou překračovány navrhované preventivní limity (Sáňka, Strnad, 1991) i kritéria A metodického pokynu MŽP (1999), zejména pro olovo, kadmium, zinek a polyaromatické uhlovodíky individuální i sumární. Nejsou však překračována kritéria pro asanaci.

Vzhledem k tomu, že časová perioda šetření byla umístěna do období razantního nárůstu intenzity dopravy, je významným zjištěním, že nedochází ke statisticky významnému zvyšování obsahu uvedených kontaminantů v půdě. Z vyjádření procentického zastoupení lokalit se vzrůstem a s poklesem obsahů sledovaných kontaminantů je u rizikových prvků patrný spíše trend poklesu (zejména u olova), u obsahů PAU naopak nárůstu. To v zásadě koresponduje s vývojem obsahů těchto látek v celkových emisích dopravy.

Pro další hodnocení je též důležité, že se opakovaně prokazuje vysoká variabilita obsahů rizikových prvků i PAU jak v čase, tak mezi jednotlivými lokalitami, a to nejen jako důsledek nevyrovnané intenzity zátěže, ale i variability půdních podmínek a mechanických zásahů do půd.

Poděkování

Práce byla podpořena projektem VaV MD ČR č. 1F54H/098/520 a Výzkumným záměrem MD ČR č. 4499457501.

Literatura

ADAMEC, V., HOFMAN, J., ČUPR, P., HOLOUBEK, I., DUŠEK, L., HRDLIČKA, A., ANSORGOVÁ, A., CÍCHOVÁ, J., HROMKOVÁ, I., SVOBODNÍK, A., MACHÁLKOVÁ, K., DOLEŽAL, L., ANDĚL, P., GORČICOVÁ, I., MELINGEROVÁ, M., VIŠŇÁK, R., VONIČKA, P., PÍŠA, V., MORAVEC, F., HENŽLÍK, V., 1999: Zhodnocení ekologického rizika provozu dálnice D11. TOCOEN REPORT No. 153. Brno: TOCOEN, 1999. 106 s.

ADAMEC, V., BENCKO, V., DUFEK, J., JEDLIČKA, J., 2005: Persistent organic pollutants in transport emissions and health. The Czech Republic experience. In The 17th Annual Conference of the International Society for Environmental Epidemiology (ISEE). Johannesburg (South Africa), September 13-16, 2005. s. 66.

ANDĚL, P., GORČICOVÁ, I., MELINGEROVÁ, M., VIŠŇÁK, R., VONIČKA, P., ADAMEC, V., HOFMAN, J., ČUPR, P., HOLOUBEK, I., DUŠEK, L., HRDLIČKA, A., ANSORGOVÁ, A., CÍCHOVÁ, J., HROMKOVÁ, I., SVOBODNÍK, A., MACHÁLKOVÁ, K., DOLEŽAL, L., PÍŠA, V., MORAVEC, F., HENŽLÍK, V. 2006: Zhodnocení ekologického rizika provozu dálnice D1. Liberec: EVERNIA, 1999. 105 s.

MAKOVNÍKOVÁ, J., BARANČÍKOVÁ, G., DLAPA, P., DERCOVÁ, K., 2006: Anorganické kontaminanty v pódnom ekosystéme. Chem. Listy 100, s. 424-432, Praha. 2006.

Metodický pokyn odboru pro ekologické škody Ministerstva životního prostředí České republiky – kritéria znečištění zemin a podzemní vody. MŽP ČR, 1. 7. 1996. (nabytí účinnosti od 31. 7. 1996). Zpravodaj SVČR, 1999, č.3.

SÁŇKA, M., STRNAD, M., 1991: Současný stav a vývoj půdního fondu v okrese Brno město. Část: Kontaminace půd a rostlin rizikovými prvky a polyaromatickými uhlovodíky v intravilánu města. (Zpráva pro Magistrát města Brna). Agema, ČÚOP, SKZÚZ, ČGÚ., Brno, prosinec 1991, 37s.

SÁŇKA, M., NĚMEČEK, J., PODLEŠÁKOVÁ, E., VÁCHA, R., BENEŠ, S., 2002: Vypracování kritických hodnot obsahů rizikových prvků a organických cizorodých látek v půdě a jejich příjem

rostlinami z hlediska ochrany kvality a kvantity zemědělské produkce. (Závěrečná zpráva). MŽP Praha, 2002.
TŘÍSKA, J., RŮŽIČKOVÁ, K., BYSS, M., MAREŠOVÁ, V., HUZLÍK, J., ADAMEC, V., 2005: Vliv dopravy na životní prostředí – polyaromatické uhlovodíky ve vzorcích půdy z okolí vybraných komunikací. In Ovzduší 2005, Brno, 9. – 11. 5. 2005. Brno: Masarykova Univerzita, 2005, s. 296-299. ISBN 80-210-3688-5.
ZIMOVÁ, M., MATĚJŮ, L., MELICHERČÍK, J., PUKLOVÁ, V., LEPŠÍ, P., JEŽOVÁ, M., 2005: Zdravotní rizika kontaminace půdy městských aglomerací. (Odborná zpráva za rok 2004). SZÚ Praha, 2005.

MERANIE KVAPKOVEJ ERÓZIE PÔDY V POĽNÝCH PODMIENKACH

MEASUREMENT OF SPLASH EROSION IN THE FIELD CONDITIONS

Jaroslav Antal, Peter Šurda

Katedra biometeorológie a hydrológie, Slovenská poľnohospodárska univerzita
Hospodárska 7, 949 01 Nitra, Slovenská republika,
e-mail: Jaroslav.Antal@uniag.sk, superpet@post.sk

Abstrakt

Mnohí vedci – výskumníci a erodológovia pokladajú uvoľňovanie (rozpájanie) a transport pôdnych častíc, vyplývajúci z účinku dopadu dažďových kvapiek na povrch pôdy, t.j. kvapkovú eróziu za prvý a najdôležitejší subproces v celkovom procese vodnej erózie pôdy. Najvýznamnejším pôsobením dažďových kvapiek je ich rozrušovací (rozpájací) účinok na pôdne agregáty. Napriek tejto skutočnosti je výskum a meranie kvapkovej erózie na území Slovenska veľmi zriedkavé. Príspevok sa zaoberá, okrem analýzy kvapkovej erózie, aj metódami, ktoré sa v zahraničí používajú na meranie kvapkovej erózie. Obsahuje aj čiastkové výsledky našich meraní kvapkovej erózie v poľných podmienkach. Uvoľňovanie pôdnych častíc a ich transport účinkom dopadu dažďových kvapiek môže byť merané použitím rôznych prístupov, ktoré zahŕňajú rôzne erodomerné štíty, panely alebo malé fľašky, či lieviky. Pri meraní kvapkovej erózie v poľných podmienkach bola použitá modifikácia erodomerného zariadenia. Všetky výskumné práce boli realizované na pôdnom celku, ktorý bol rozdelený na dve časti. Počas prvého roku meraní bola na prvej pestovaná slnečnica ročná a na druhej repa cukrová. Počas druhého roku bola na oboch plochách pestovaná pšenica letná. Pri všetkých meraniach boli hodnoty kvapkovej erózie najnižšie v poraste repy cukrovej. Počas celého sledovaného obdobia dosahovala vyššie hodnoty kvapková erózia, meraná v smere klesania svahu. Experiment potvrdil možnosť aplikácie modifikovaných erodomerných zariadení pri meraní kvapkovej erózie pôdy v poľných podmienkach.

Klúčové slová: kvapková erózia, erozivita dažďa, erodomerné štíty, poľné merania

Abstract

According to many researchers, detachment and transport of soil particles ensuing from the impact of raindrops, or splash for short, as an important first step in the chain of processes leading to loss of soil and subsequent sediment transport. The result of this process is that the soil particles are more movable and predisposed to their transport by surface runoff. But despite of the previous mentioned facts, the measurement of raindrop erosion is still very rare in the conditions of Slovak Republic.
Soil detachment and transport by rainsplash can be measured using a variety of approaches, including splash cups, trays, and boards. In this study, the raindrop (splash) erosion in the field conditions was measured through the use of modified splash boards facing up and down the predominant slope direction. The study was carried out on two experimental sites of Slovak University of Agriculture, which were typically maintained. The experimental crops were Common Sunflower (*Helianthus annus*) and Sugar Beet (*Beta vulgaris, subsp. esculenta*) during the first year of measurements and Common wheat (*Triticum aestivum*) during the second year of measurements. The amount of splashed soil was at all events higher in downslope direction. The lowest values of splash transport have been measured also at all events under Sugar beet, which means that the crop cover of short growing plants reduce the amount of soil splashed by raindrop erosion. Presented methodology seems to be suitable for making direct observation of splash erosion process.

Key words: splash erosion, rainfall erosivity, splash boards, field experiments

Úvod

Erózia pôdy je prirodzený proces, ktorý spôsobujú prírodné činitele, ale ktorý je ovplyvňovaný aj ľudskou činnosťou. Erózia v tomto kontexte nie je škodlivým javom, pokiaľ strata pôdy nepresiahne určité limitné hodnoty. Tieto limity sú dané prirodzenou schopnosťou obnovy povrchovej vrstvy pôdy, t.j. množstvo stratenej pôdy musí byť menšie ako množstvo vytvorenej pôdy.

Podľa Morgana (1995) pôdna erózia predstavuje dvojfázový proces, pozostávajúci z oddeľovania jednotlivých pôdnych častíc z pôdnej matrice a ich následný transport tečúcou vodou alebo vetrom. V prípade, ak už nie je k dispozícii energia potrebná pre transport pôdnych častíc, nastáva tretia fáza – usadzovanie alebo akumulácia pôdnych častíc.

Voda je prítomná takmer všade na zemskom povrchu, cirkuluje v krajine a preto môže spôsobovať eróziu rôznym spôsobom. Pôsobí nielen v kvapalnom, ale aj v pevnom skupenstve. Dažďová erózia, nazývaná aj pluviálna (z latinského *pluvis* – dážď), je plošne najrozšírenejšia. Podľa Antala (2005), pozostáva z niekoľkých fáz:

1. Fáza dopadu dažďových kvapiek na povrch pôdy.
2. Fáza vyšpľachovania pôdnych častíc (často spojené s deštrukciou pôdnych agregátov).
3. Fáza následného odnosu (transportu) uvoľnených pôdnych častíc povrchovým odtokom zrážkovej vody.
4. Ďalšou fázou, ktorá môže, ale ktoré aj nemusí na záujmovom území nastať, je štádium usadzovania a akumulácie transportovaných pôdnych častíc. Vzhľadom na to sa môže, ale aj nemusí, pokladať za jedno zo štádií vodnej erózie.

Dažďová erózia pôdy je výsledkom interakcie dvoch zložiek: dažďa a pôdy. Intenzita erózie, je vždy ovplyvnená oboma zložkami. Podľa Hudsona (1973) vodnú eróziu ovplyvňuje najmä erozivita dažďa a erodovateľnosť pôdy. Erozivitu dažďa definuje ako potenciálnu schopnosť dažďa spôsobiť eróziu. Je funkciou charakteristík dažďa. Erodovateľnosť je citlivosť alebo náchylnosť pôdy na vodnú eróziu. Je funkciou charakteristík pôdy a manažmentu pôdy (usporiadania a hospodárenia na pôde).

Na základe už uvedených skutočností možno povedať, že strata pôdy úzko súvisí s dažďom. Čiastočne je spôsobovaná rozrušovaním povrchu pôdy pri dopade dažďových kvapiek a čiastočne odnosom pôdy povrchovým odtokom.

Prvým a veľmi dôležitým krokom v reťazci procesov, vedúcom k transportu pôdnych častíc a následnej strate pôdy je oddeľovanie a transport pôdnych častíc dopadom a nárazom dažďových kvapiek. Dopadajúce dažďové kvapky sú schopné rozpojiť oveľa väčšie množstvo pôdnych častíc ako nekoncentrovaný povrchový odtok. Následne môžu byť rozpojené pôdne častice zachytené a odnesené odtekajúcou vodou (Hudson, 1973).

Účinky dopadu dažďových kvapiek na pôdne častice sú vyjadrením pôsobenia kinetickej energie kvapiek dopadajúcich na zemský povrch. Prvý komponent hybnosti dažďovej kvapky, ktorý pôsobí smerom dolu svahom, sa prenesie v plnej miere na povrch pôdy, ale prenos kinetickej energie na pôdne častice má dva efekty. V prvom rade má sceľovací účinok, t.j. zhutňuje pôdu, súčasne pôsobí aj rozrušujúca sila a to v momente, keď sa voda prudko rozstrekuje a navracia sa smerom opačným ako je smer dopadu, formou postranných lúčov (prúdov) vody. Momentálne rýchlosti v týchto prúdoch dosahujú skoro dvojnásobok rýchlosti dopadu dažďovej kvapky a sú dostatočne veľké na to, aby udelili adekvátne zrýchlenie pôdnym časticiam. Tieto častice sú vymrštené do vzduchu a prenášané drobnými vodnými kvapôčkami, ktoré vznikajú roztrieštením dažďovej kvapky pri kontakte so zemským povrchom. Teda dažďové kvapky spôsobujú rovnako zhutňovanie ako aj trieštenie pôdnych častíc (Morgan, 1995).

Najzávažnejším dôsledkom kvapkovej erózie pôdy je oddeľovanie pôdnych častíc, ktoré sú následne odnášané povrchovým odtokom, t.j. podieľa sa na zvyšovaní množstva sedimentov v povrchovom odtoku, ktorý je hlavným činiteľom transportu pôdnych častíc. Avšak na

vrchných častiach svahov, najmä tých, ktoré majú konvexný tvar, môže byť erózia pôdy rozstrekovaním dominantným eróznym procesom. Poznanie zákonitostí procesu vodnej erózie rozstrekovaním je predpokladom pre možnosť jej redukcie a tým aj redukcie množstva sedimentov transportovaných povrchovým odtokom.
Pre spoločné meranie kvapkovej, plošnej a rýhovej erózie sa používajú pokusné plôšky (parcely) na meranie erózneho zmyvu a Gerlachove žľaby. Pokusy určiť podiely týchto foriem erózie na súhrnnom procese boli založené na samostatnom meraní jednotlivých foriem erózie. Sreenivas et al. (1947) ako prvý použil na zachytávanie rozstrekovaných pôdnych častíc valcové nádoby (poháre) a lieviky, vsadené v pôde. Intenzita rozpájania pôdy bola vyjadrená podielom hmotnosti zachyteného materiálu a plochy povrchu nádoby (s polomerom R, v m). Táto metóda bola použitá neskôr v mnohých nasledujúcich štúdiách.
Kvapková erózia sa meria v poľných podmienkach pomocou tzv. štítov, panelov (Ellison, 1944) alebo malých fliaš, či lievikov (Bolline, 1978). Tieto sú zasadené do pôdy, pričom ich horný okraj prečnieva 1 až 2 mm nad povrchom pôdy, čím sa eliminuje prístup povrchového odtoku. Zachytený rozstreknutý pôdny materiál je odoberaný a vážený. Alternatívou tohto prístupu je tzv. akumulačná nádoba (Morgan, 1995), používaná v poľných podmienkach. Toto zariadenie pozostáva z dvoch koncentrických valcovitých nádob. Stredový vnútorný valec obsahuje blok pôdy. Vonkajší koncentrický valec slúži na zachytávanie rozstreknutého pôdneho materiálu. Kvantifikácia zachyteného materiálu, meraného na jednotku plochy, závisí od priemeru lievikov alebo misiek.
Pri poľných experimentoch sa často používajú tzv. erodomerné štíty, tabule (Ellison, 1944), alebo panely. V tomto prípade množstvo zachyteného materiálu je vyjadrené buď na jednotku plochy zásobníka alebo jednotku dĺžky. Výsledné hodnoty merania nie je možné úplne presne vyjadriť ako intenzitu rozpájania, pretože to aké množstvo pôdnych častíc skončí kolektoroch závisí na rozdelení veľkostí trajektórií rozstreknutých pôdnych častíc.
Hlavným cieľom tejto práce je aplikácia jednoduchej techniky na vyhodnotenie intenzity kvapkovej erózie, použitím modifikovaného erodomerného zariadenia. Ďalším cieľom bolo porovnanie nameraných hodnôt intenzity kvapkovej erózie.

Materiál a metódy

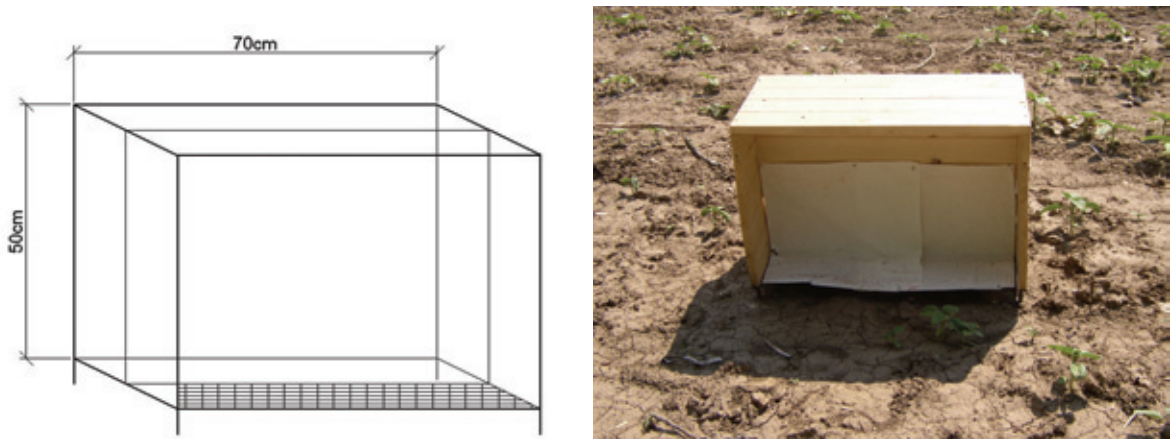
Záujmové územie

Záujmové územie sa nachádza v katastri obce Kolíňany, na juhozápadnom Slovensku v Nitrianskom kraji, kde sa úrodná rovina Podunajskej nížiny začína mierne dvíhať do vrchov Tribeča. Všetky výskumné práce boli realizované na pôdnom celku č. 26, ktorý je obhospodarovaný Vysokoškolským poľnohospodárskym podnikom – závod Kolíňany.
Z hľadiska pedologického patrí záujmové územie do hnedozemnej oblasti. Vytvoreným pôdnym typom je hnedozem, ktorú v rámci platného Morfogenetického klasifikačného systému pôd Slovenska môžeme bližšie klasifikovať ako subtyp hnedozem kultizemná (HMa). Zároveň je potvrdený vysoký stupeň ovplyvnenia pôdy antropogénnou činnosťou v tejto lokalite.

Modifikované erodomerné zariadenie

Pri meraní kvapkovej erózie v poľných podmienkach bola použitá modifikácia erodomerného zariadenia, ktoré používal pri svojom výskume Mati (1994). Používané erodomerné zariadenie je skrinka s otvorenou prednou a zadnou stenou. Zariadenie je vyrobené z drevených dosiek, štyroch kovových tyčí a drôteného pletiva. Skrinka má dĺžku 70 cm, šírku 40 cm a výšku 50 cm. Štyri kovové tyče na spodnej strane zariadenia sú zasadené v zemi.
Spodná časť skrinky, umiestnená 10 mm nad povrchom pôdy, je tvorená jemným drôteným pletivom, ktoré zabezpečuje voľný odtok vody. Nad pletivom je uchytený malými špendlíkmi vopred navážený filtračný papier. Počas dažďa sa filtračný papier zachytávajú pôdne častice,

ktoré sú uvoľňované a prenášané dažďovými kvapkami. Keďže spodná časť zariadenia je tvorená drôteným pletivom, voda postupne odteká a na filtračnom papieri zostávajú iba zachytené uvoľnené pôdne častice. Zariadenie bolo umiestnené otvorenými stranami kolmo na smer sklonu svahu, čím sa zabezpečilo súčasné meranie v smere klesania aj v smere stúpania sklonu svahu. Zjednodušený nákres a fotografia použitého zariadenia je na Obr. 1.



Obr. 1 Erodomerné zariadenie (zjednodušený nákres a umiestnenie v teréne)

Organizácia experimentu

Všetky experimentálne práce boli realizované na pôdnom celku č. 26 s miestnym názvom „Nad rybníkom“. Merania prebiehali počas vegetačného obdobia v roku 2006 a v roku 2007. V roku 2007 bol pôdny celok rozdelený na dva hony. Na prvom hone bola počas sledovaného obdobia pestovaná repa cukrová, na druhom to bola slnečnica ročná. V roku 2007 merania prebiehajú v poraste pšenice letnej. V roku 2006 bolo vykonaných 5 sérií experimentov, v roku 2007 zatiaľ 3 série experimentov. Časová schéma experimentov je uvedená v Tab. 1 a 2.

Tab. 1 Časová schéma experimentu (rok 2006)

Číslo série	**I.**	**II.**	**III.**	**IV.**	**V.**
Doba trvania	2.–20.6.2006	21.-5.7.2006	6.-25.7.2006	26.-17.8.2006	18.-31.8.2006

Tab. 2 Časová schéma experimentu (rok 2007)

Číslo série	**I.**	**II.**	**III.**
Doba trvania	14.5.-8.6.07	9.6.-28.6.07	29.6.-16.7.07

Na konci každej série (sledovaného obdobia) bol filtračný papier odobratý aj so zachytenými pôdnymi časticami. Po vysušení boli filtračné papiere odvážené.

Intenzita kvapkovej erózie v smere stúpania i klesania sklonu svahu bola vyjadrená v $g.m^{-1}$, t.j. množstvo pôdnych častíc vyjadrené v jednotkách hmotnosti na jednotkovú dĺžku okraja zariadenia cez ktorý sú prenášané vodnými kvapkami. Intenzita kvapkovej erózie bola vypočítaná ako podiel nameranej hmotnosti uvoľnených pôdnych častíc (v g) a projektovanej dĺžky príslušnej strany erodomerného zariadenia, pričom sa nezohľadňovala veľkosť plochy z ktorej prenášané pôdne častice pochádzali, t.j. výsledky tohto experimentu sú vyjadrené ako hmotnosť prenášanej pôdy v g cez okraj merného zariadenia dlhý 70 cm.

Údaje o zrážkovej činnosti (zrážkové úhrny v mm) v záujmovom území boli merané v päťminútových intervaloch automatickým zrážkomerom Katedry biometeorológie

a hydrológie, umiestneným v areáli Vysokoškolského poľnohospodárskeho podniku v Kolíňanoch.

Výsledky a diskusia

V roku 2006, počas sledovaného obdobia spadlo v lokalite Kolíňany celkovo 172 mm zrážok. Najväčší zrážkový úhrn počas sledovaného obdobia sa v záujmovom území vyskytol v mesiaci august. Počas augusta spadlo 95,60 mm, počas júna 55,80 mm. Najmenej zrážok spadlo v júli (20,60 mm). Najväčší zrážkový úhrn (26,2 mm) počas sledovaného obdobia v záujmovom území dosiahol dážď zo dňa 3.8. 2006.
V roku 2007, počas sledovaného obdobia spadlo celkovo 100,2 mm zrážok. Najväčší zrážkový úhrn počas sledovaného obdobia sa v záujmovom území vyskytol v mesiaci máj. Počas mája spadlo 39,8 mm (6 zrážok), počas júna 29,3 mm (7 zrážok). Najväčší zrážkový úhrn (16,8 mm) počas sledovaného obdobia v záujmovom území dosiahol dážď zo dňa 9.7. 2007.

Tab. 3 Miera kvapkovej erózie v poraste slnečnice ročnej

Séria	S_k		H_z [mm]	max. i_d [mm.h^{-1}]	Σ E [J.m^{-2}]	EI_{30} [J.m^{-2}. cm.hod^{-1}]	R [MJ.ha^{-1}. cm.hod^{-1}]	E ≥ 10 [J.m^{-2}]
	S_{kk} [g.m^{-1}]	S_{ks} [g.m^{-1}]						
1.	4,07	2,64	13,2	3,23	123,615	264,15	——	——
2.	66,03	51,21	47,2	36,96	1068,403	38385,33	31,92	943,75
3.	11,67	6,97	5,8	19,20	113,331	1630,18	——	74,11
4.	27,44	16,46	73,6	11,60	1200,841	10160,14	13,28	501,65
5.	14,69	13,1	32,2	29,20	599,798	13543,23	——	371,33

(kde S_k - miera kvapkovej erózie, S_{kk}- miera kvapkovej erózie v smere klesania svahu, S_{ks}- miera kvapkovej erózie v smere stúpania svahu, H_z-zrážkový úhrn, max. i_d-max. intenzita dažďa, Σ E-suma kinetickej energie zrážkových udalostí počas sledovaného obdobia

V roku 2006 boli erodomerné zariadenia umiestnené na dvoch plochách. Na prvej bola pestovaná slnečnica ročná, na druhej repa cukrová. Meranie kvapkovej erózie prebiehalo súčasne v smere stúpania aj v smere klesania sklonu svahu. Meranie bolo rozdelené do piatich časových úsekov – piatich sérií pozorovaní. Namerané hodnoty kvapkovej erózie ako aj merané dažďové charakteristiky a hodnoty kinetickej energie dažďov pre každú sériu pozorovaní sú uvedené v Tab. 3 (pre porast slnečnice ročnej) a v Tab. 4 (pre porast repy cukrovej)
Po porovnaní výsledkov sme zistili, že najväčšia hodnota kvapkovej erózie (66,03 g.m^{-1}) sa vyskytla počas druhej série meraní, t.j. v termíne od 21.6. do 5.7.2006, najnižšie hodnoty (1,44 g.m^{-1}) boli namerané počas prvej série meraní v termíne od 2.6. do 20.6.2006.
V roku 2007 boli erodomerné zariadenia umiestnené na plochách, kde bola pestovaná pšenica letná. V Tab. 5 sú uvedené namerané hodnoty kvapkovej erózie ako aj merané dažďové charakteristiky a hodnoty kinetickej energie dažďov počas prvých troch sérií pozorovania.

Tab. 4 Miera kvapkovej erózie v poraste repy cukrovej

Séria	S_k		H_z [mm]	max. i_d [mm.h^{-1}]	Σ E [J.m^{-2}]	EI_{30} [J.m^{-2}. cm.hod^{-1}]	R [MJ.ha^{-1}. cm.hod^{-1}]	E ≥ 10 [J.m^{-2}]
	S_{kk} [g.m^{-1}]	S_{ks} [g.m^{-1}]						
1.	2,61	1,44	13,2	3,23	123,615	264,15	——	——
2.	20,01	5,43	47,2	36,96	1068,403	38385,33	31,92	943,75
3.	10,64	4,77	5,8	19,20	113,331	1630,18	——	74,11
4.	17,29	5,16	73,6	11,60	1200,841	10160,14	13,28	501,65
5.	14,53	4,49	32,2	29,20	599,798	13543,23	——	371,33

(kde S_k - miera kvapkovej erózie, S_{kk}- miera kvapkovej erózie v smere klesania svahu, S_{ks}- miera kvapkovej erózie v smere stúpania svahu, H_z-zrážkový úhrn, max. i_d-max. intenzita dažďa, Σ E-suma kinetickej energie zrážkových udalostí počas sledovaného obdobia (podľa vzťahu (1.1))

Tab. 5 Miera kvapkovej erózie v poraste pšenice letnej

Séria	S_k		H_z [mm]	max. i_d [mm.h^{-1}]	Σ E [J.m^{-2}]
	S_{kk} [g.m^{-1}]	S_{ks} [g.m^{-1}]			
1.	23,30	7,16	42,0	26,4	774,23
2.	3,91	2,21	29,3	17,2	475,96
3.	4,23	3,11	28,9	25,3	527,66

(kde S_k - miera kvapkovej erózie, S_{kk}- miera kvapkovej erózie v smere klesania svahu, S_{ks}- miera kvapkovej erózie v smere stúpania svahu, H_z-zrážkový úhrn, max. i_d-max. intenzita dažďa, Σ E-suma kinetickej energie zrážkových udalostí počas sledovaného obdobia (podľa vzťahu (1.1))

Vplyv dažďových charakteristík na hodnoty kvapkovej erózie.

Hodnotenie korelácie medzi mierou kvapkovej erózie a jednotlivými charakteristikami môže byť ovplyvnené súčasným počtom meraní intenzity erózie a zrážkových úhrnov, keďže výskum zatiaľ prebiehal len počas jedného vegetačného obdobia. Korelácia pod 0,1 je triviálna, 0,1–0,3 malá, 0,3–0,5 stredná a nad 0,5 veľká. Korelácia 0,7–0,9 sa často uvádza ako veľmi veľká a 0,9–1 ako takmer dokonalá.

1. Celkový zrážkový úhrn. Najmenšie hodnoty koeficientu korelácie zo všetkých dažďových charakteristík boli vypočítané pre celkový zrážkový úhrn, čo znamená najmenšiu závislosť miery kvapkovej erózie od tejto charakteristiky dažďa (hodnoty Pearsonovho koeficientu korelácie-r sa pohybujú od 0,36 pre porast slnečnice ročnej a merania v smere stúpania sklonu svahu po 0,57 pre porast repy cukrovej v smere sklonu svahu, čo je stredná korelácia). Na základe doterajších pozorovaní možno povedať, že celkový zrážkový úhrn v mm podstatne neovplyvňuje kvapkovú eróziu pôdy.

2. Maximálna intenzita dažďa. Korelácia medzi hodnotami kvapkovej erózie a maximálnou intenzitou dažďa v sledovanom období je väčšia ako v prípade zrážkového úhrnu za daný časový úsek. Hodnota korelačného koeficientu (r) sa pohybuje od 0,41 (pre cukrovú repu

v smere klesania sklonu) po 0,71 (pre slnečnicu ročnú v smere stúpania sklonu), čo znamená strednú až veľkú koreláciu.

3. Kinetická energia dažďa. Bola počítaná ako suma kinetických energií jednotlivých zrážkových udalostí počas sledovaného obdobia podľa vzťahu (1.1). Korelácia v tomto prípade väčšia ako v oboch predchádzajúcich prípadoch, pričom hodnota korelačného koeficientu (r) sa pohybuje od 0,66 (pre slnečnicu ročnú v smere klesania sklonu) do 0,92 (pre cukrovú repu v smere sklonu svahu), čo je veľmi veľká až takmer dokonalá korelácia.

4. EI_{30}. Tento index bol počítaný ako súčin kinetickej energie danej zrážkovej udalosti a maximálnej 30-minútovej intenzity daného dažďa. To znamená, že zohľadňuje obidva predchádzajúce faktory, t.j. kinetickú energiu aj intenzitu dažďa. Hodnoty korelačného Pearsonoveho koeficientu sa pohybujú v rozmedzí od 0,86 (pre cukrovú repu v smere klesania svahu) do 0,98 (pre slnečnicu ročnú v smere klesania sklonu), čo znamená veľmi veľkú až takmer dokonalú koreláciu.

5. KE≥10. Je alternatívou indexu EI_{30}, pričom zohľadňuje intenzitu dažďa, tým spôsobom, že počíta len s kinetickou energiou tých dažďových oddielov, v ktorých intenzita dažďa dosiahne alebo prekročí hodnotu 10 $mm.h^{-1}$. Korelácia je aj v tomto prípade veľká, keď koeficient korelácie dosahuje hodnoty od 0,86 (pre slnečnicu ročnú v smere klesania svahu) do 0,98 (pre slnečnicu ročnú v smere stúpania svahu), čo znamená veľmi veľkú až takmer dokonalú koreláciu.

Vplyv vegetačného krytu na hodnoty kvapkovej erózie

Pri všetkých meraniach uskutočnených v roku 2006 bola kvapková erózia nižšia v poraste repy cukrovej, a to aj v smere stúpania aj v smere klesania sklonu svahu. Konkrétne, hodnoty kvapkovej erózie v poraste repy cukrovej merané v smere klesania sklonu počas sledovaného obdobia boli 1,1 až 3,3-krát menšie ako v poraste slnečnice ročnej. V smere stúpania sklonu boli 1,5 až 9,4-krát menšie.

Vplyv smeru sklonu svahu na hodnoty kvapkovej erózie

Počas celého sledovaného obdobia dosahovala vyššie hodnoty kvapková erózia, meraná v smere klesania svahu. V poraste slnečnice ročnej dosahovala kvapková erózia v smere klesania sklonu 1,1 až 1,7-krát väčšie hodnoty ako v smere stúpania svahu. V poraste repy cukrovej mala kvapková erózia v smere klesania sklonu 1,8 až 3,7-krát väčšie a v poraste pšenice letnej 1,4 až 3,3-krát väčšie hodnoty ako v smere stúpania svahu.

Záver

V roku 2006 sa celkovo v záujmovom území, počas sledovaného obdobia vyskytlo 31 zrážkových udalostí, ktorých celkový zrážkový úhrn predstavoval 172 mm. V roku 2007 to bolo počas sledovaného obdobia 21 zrážkových udalostí, ktorých celkový zrážkový úhrn predstavoval 100,2 mm.

Po porovnaní výsledkov sme zistili, že najväčšia hodnota kvapkovej erózie počas sledovaného obdobia v roku 2006 (66,03 $g.m^{-1}$) sa vyskytla počas druhej série meraní, t.j. v termíne od 21.6. do 5.7.2006, v roku 2007 to bolo počas prvej série meraní (14.5.-8.6.2007).

Najvyšší vplyv na hodnoty kvapkovej erózie, t.j. najväčšia korelácia je medzi kvapkovou eróziou a indexom KE≥10 (koeficient korelácie dosahuje hodnoty od 0,86 do 0,99) Takmer taká istá ja aj závislosť kvapkovej erózie a indexu EI_{30} (hodnoty korelačného Pearsonoveho koeficientu sa pohybujú v rozmedzí od 0,86 do 0,98). Najmenšia závislosť medzi porovnávanými charakteristikami sa zistila medzi hodnotami kvapkovej erózie a celkovým zrážkovým úhrnom. Aj tieto výsledky potvrdili vhodnosť používania indexov EI_{30} a KE≥10 pre určovanie intenzity vodnej erózie pôdy.

Pri všetkých meraniach uskutočnených v roku 2006 boli hodnoty kvapkovej erózie nižšie v poraste repy cukrovej, a to aj v smere stúpania aj v smere klesania sklonu svahu. Dôvodom

nižších hodnôt kvapkovej erózie v poraste repy cukrovej je pravdepodobne skutočnosť, že táto plodina vytvára vegetačný kryt tesne nad povrchom pôdy, čím eliminuje veľkou mierou účinok kinetickej energie dopadajúcich dažďových kvapiek.
Počas celého sledovaného obdobia dosahovala vyššie hodnoty kvapková erózia, meraná v smere klesania svahu. Dôvodom je pravdepodobne skutočnosť, že pôdne častice sú transportované v smere klesania sklonu svahu na dlhšie vzdialenosti ako v smere stúpania sklonu. To znamená, že plocha z ktorej pochádzajú zachytené pôdne častice, transportované dolu svahom je väčšia (t.j. je väčšie aj množstvo prenášaných pôdnych častíc).
Experiment potvrdil možnosť aplikácie modifikovaných erodomerných zariadení v poľných podmienkach. Podľa Morgana (1995) je kvapková erózia hlavným faktorom (t.j. podmieňuje vznik) plošnej (sheet) a medzistružkovej (interrill) erózie, keďže nesústredený povrchový odtok nedosahuje v poľných podmienkach také rýchlosti, aby bol schopný oddeliť pôdne častice z povrchu pôdy, čiže transportuje len častice uvoľnené kvapkovou eróziou. Schopnosť rozpájania pôdnych častíc sa prejavuje až pri pokročilejších štádiách erózneho procesu, keď sa povrchový odtok sústreďuje, nadobúda vyššie rýchlosti a vyrýva do pôdneho profilu rôzne hlboké zárezy. Z toho vyplýva, že najúčinnejšie opatrenia proti plošnej a medzistružkovej erózii sa musia zakladať na minimalizovaní kvapkovej erózie, t.j. eliminovaní kinetickej energie dopadajúcich kvapiek na povrch pôdy. Takýto efekt majú biologické protierózne opatrenia (t.j. opatrenia, využívajúce vegetačný kryt plodín) alebo protierózne opatrenia, využívajúce rôzne pôdne stabilizátory (sádra, polyakrylamid, polysacharidy). Použitá metóda preto môže byť použitá pri kvantifikácii účinnosti týchto opatrení pri eliminácii kvapkovej erózie v konkrétnych poľných podmienkach.

Poďakovanie

Príspevok vznikol za podpory grantového projektu VEGA 1/3458/06.

Literatúra

ANTAL, J., 2005: Protierózna ochrana pôdy. 1.vyd. Nitra: Vydavateľstvo SPU. 2005, 79 s. ISBN 80-8069-572-5

ANTAL, J., FÍDLER, J. et al. 1989: Poľnohospodárske meliorácie. Bratislava: Príroda. 1989, 472 s. ISBN 80-07-00011-9.

BOLLINE, A., 1978: Study of the importance of splash and wash on cultivated loamy soils of Hesbaye. Earth Surface Processes 3: 71 – 84.

ELLISON, W.D., 1944: Studies of raindrop erosion. Agric. Eng. 25:131–136, 181–182.

HUDSON, N., 1973: Soil conservation. 2. vyd. Ithaca: Cornell university press. 1973, 320 s. ISBN 0-8014-0654-4.

KINNELL, P.I.A., 2005: Raindrop impact induced erosion processes and prediction. Hydrological processes 19, 2815 – 2844. On internet: http://members.ozemail.com.au/~pkinnell/RIIEPP.pdf

MATI, B.M., 1994: Splash transport of soil on a slope under various crop covers. Agricultural Water Management 26: 59 – 66. 1994, roč. 26, č. 1-2, s. 59-66.

MORGAN, R.P.C., 1995: Soil erosion and conservation. 2. vyd. New York: John Wiley and sons. 1995, 198 s., ISBN 0-470-23514-4.

SREENIVAS, L.. 1947: Some relationships of vegetation and soil detachment in the erosion process. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 12:471–474.

ŠURDA, P., ANTAL, J., 2006: Determination of the rainfall erosivity through the use of rainfall characteristics. In: Bioclimatology and water in the land: bioklimatologické pracovné dni 2006. 1. vyd. Elektronický konferenčný zborník. Nitra: Slovenská poľnohospodárska univerzita, 2006. ISBN 80-89186-12-2. Nestr. 1 elektronický optický disk (CD-ROM).

WISCHMEIER, W.H., SMITH, D.D., 1965: Predicting rainfall – Erosion losses from cropland east of the Rocky mountains : agricultural handbook. No. 282, Washington D. C.

VPLYV RÔZNEHO PODIELU OBILNÍN V OSEVNÝCH POSTUPOCH NA OBSAH HUMUSU, OBSAH CELKOVÉHO DUSÍKA A PÔDNU REAKCIU

THE INFLUENCE OF DIFFERENT SHARE OF CEREALS IN CROP ROTATIONS ON THE HUMUS CONTENT, THE CONTENT OF TOTAL NITROGEN AND SOIL REACTION

Mária Babulicová

Slovak Centre of Agriculture Research in Nitra – Research Institute of Plant Production in Piešťany, Bratislavská cesta 122, Piešťany, Slovak Republic

Abstrakt

Pokus bol založený v roku 1974 na výskumnej stanici Borovce patriacej SCPV Nitra – VÚRV Piešťany. Pokus je umiestnený v oblasti s kontinentálnym podnebím. Priemerná ročná teplota je 9,2 °C, priemerná suma zrážok za rok je 593 mm (30-ročný priemer). Pokusné stanovište sa nachádza na hlinitej černozemi hnedozemnej. Cieľom práce bolo zistiť vplyv rôzneho podielu obilnín v osevných postupoch (40 %, 60 %, 80 %) až po monokultúrne pestovanie pšenice letnej f. ozimnej a jačmeňa siateho jarného na obsah humusu, obsah celkového dusíka a pôdnu reakciu. Výraznejší pokles humusu bol sledovaný v osevných postupoch (priemerný obsah za všetky sledované varianty: 1,847 %) v porovnaní s obsahom humusu pri monokultúrnom pestovaní (priemerný obsah za všetky sledované varianty: 1,908 %). Napriek výraznejšiemu poklesu obsahu humusu v osevných postupoch boli dosiahnuté vyššie úrody pšenice letnej f. ozimnej (6,62 t.ha^{-1}) a jačmeňa siateho jarného (5,33 t.ha^{-1}) v osevných postupoch v porovnaní s úrodami pšenice letnej f. ozimnej v monokultúre (5,25 t.ha^{-1}) a jačmeňa siateho jarného (4,98 t.ha^{-1}). Najnižší obsah celkového dusíka bol v roku 2004 (0.095 %).

Kľúčové slová: osevné postupy, monokultúra, pšenica letná f. ozimná, jačmeň siaty jarný, úroda zrna, obsah humusu, obsah celkového dusíka, pôdna reakcia

Abstract

The field experiment was carried out in Experimental Station Borovce belonging to Slovak Agricultural Research Centre Nitra – in the Research Institute of Plant Production Piešťany. The trial occurs in the area of continental climate; the average annual temperature is 9.2 °C; the sum of the annual precipitation is 593 mm (30 years average). The field experiment is located on a medium heavy textured soil (Luvi-Haplic Chernozem on loess). In years 1999 – 2006 the content of humus, the content of total N and soil reaction were evaluated by the growing of winter wheat and spring barley in the crop rotations and in the monoculture. The humus content in crop rotations was reduced stronger (the average humus content in crop rotations: 1.847 %) than by the monoculture growing (the average humus content by monoculture growing: 1.908 %). Despite of the stronger reduced trend of humus content in the crop rotations than in the monoculture, the grain yield of winter wheat (6.62 t.ha^{-1}) and the grain yield of spring barley (5.33 t.ha^{-1}) was higher in crop rotations than the grain yield of winter wheat (5.25 t.ha^{-1}) and the grain yield of spring barley (4.98 t.ha^{-1}) by the monoculture growing. The content of total N (0.095 %) was lowest in the year 2004.

Key words: crop rotation, the monoculture, winter wheat, spring barley, the grain yield, the humus content, the content of total nitrogen, soil reaction

Úvod

Hlavným cieľom dlhodobých pokusov je zlepšenie pôdnej úrodnosti, rozvoj trvalo udržateľného hospodárenia a skúmanie okolností, ktoré vedú k zlepšenou pôdnych vlastností a ochranných opatrení pre pôdu a jej funkcie. V dôsledku expanznej a intenzifikačnej činnosti v poľnohospodárstve sa obsah organickej hmoty v pôde vo všeobecnosti znižuje. Pôdna organická hmota je dôležitým faktorom pre tvorbu pôdnej štruktúry a stabilných agregátov, ovplyvňuje infiltračnú rýchlosť, slúži ako tlmič rýchlych výkyvov pH a ako energetický zdroj pre mikroorganizmy (Barančíková, 2005). Klimatické podmienky podmieňujú režimy biologických, chemických a fyzikálno-chemických vlastností pôd (Němeček, 1990). V jednotlivých zemepisných oblastiach sa typ klimatických podmienok prejavuje rozdielne (kontinentálny, prímorský, horský a iné). K správnemu hospodáreniu na pôde patrí okrem systému kvalitného obrábania pôdy, systému správneho hnojenia pôdy a úprav teplo-vzdušných pomerov aj pravidelné striedanie plodín v rámci osevných postupov. aplikácia organických hnojív, primerané hnojenie a osevný postup. Aplikácia organických hnojív, primerané hnojenie a osevný postup má kladný vplyv na zvýšenie humusu v pôde a zlepšenie jeho kvality (Reeves, 1997, Šoltýsová, Hecl, 1977). Osevný postup patrí takto medzi významné agrotechnické opatrenia, ktoré umožňujú nielen využívať niektoré biologické vlastnosti plodín, ale priaznivo ovplyvňujú aj úrodnosť pôdy. Striedanie plodín je osobitne dôležité v špecializovaných poľnohospodárskych podnikoch, zameraných na pestovanie jednej alebo dvoch hlavných plodín, uplatňujúcich tzv. voľný osevný postup, ktorý sa pružne podriaďuje trhovým mechanizmom doby. Tu je potrebné využívať vhodné opatrenia, ktorými sa dajú čiastočne eliminovať tieto nežiadúce vplyvy agrotechniky – do úvahy prichádza častejšia aplikácia maštaľného hnoja, pestovanie medziplodín, využívanie rôznych pôdo-ochranárskych techník, ktoré sú používané pri spracovaní pôdy (Miklovič, 2002).
Cieľom práce bolo zistiť vplyv rôzneho podielu obilnín v osevných postupoch (40 %, 60 %, 80 %) až po monokultúrne pestovanie pšenice letnej f. ozimnej a jačmeňa siateho jarného na úrodu zrna, obsah humusu, obsah celkového dusíka a pôdnu reakciu.

Materiál a metóda

Stacionárny pokus so 40 %, 60 a 80 % zastúpením obilnín v osevných postupoch v Borovciach pri Piešťanoch bol založený v roku 1974. Nachádza na hlinitej černozemi hnedozemnej. Oblasť, kde sa pokus nachádza je charakterizovaná ako veľmi teplá so sumou teplôt za rok 3000 °C, priemernou teplotou za rok 9,2 °C a priemernou teplotou za vegetačné obdobie 15,5 °C. Priemerná ročná suma zrážok je 593 mm (30-ročný normál), za vegetačné obdobie 358 mm.
V prvej časti pokusu sa nachádzajú osevné postupy so 40 %, 60 % a 80 % podielom obilnín (Tab. 1). K jačmeňu siatemu jarnému boli pri hladineH_1 boli aplikované dávky: 50 kg. č. ž. N. ha^{-1}, 35 kg. č. ž. P.ha^{-1} a 80 kg. č. ž. K. ha^{-1}, pri hladine H_2: 50 kg. č. ž. N. ha^{-1}, 15 kg. č. ž. P. ha^{-1} a 20 kg. č. ž. K. ha^{-1}. K pšenici letnej f. ozimnej boli pri hladine hnojenia H_1 použité dávky: 90 kg. č. ž. N. ha^{-1}, 35 kg. č. ž. P.ha^{-1} a 80 kg. č. ž. K. ha^{-1}, pri hladine hnojenia H_2: N 120 kg. č. ž. N. ha^{-1}, 10 kg. č. ž. P.ha^{-1} a 25 kg. č. ž. K. ha^{-1}. Dávky živín pri úrovni H_2 bolo vypočítané bilančnou metódou podľa Metodiky hnojenia a výživy rastlín (Bízik, Fecenko, Kotvas, Ložek, 1998). V osevných postupoch bola použitá odroda pšenice ozimnej Petrana a odroda jačmeňa jarného Bojos.
V druhej časti pokusu bola pestovaná pšenica ozimná a jačmeň jarný v monokultúre. Boli použité viaceré spôsoby na zmiernenie negatívnych dôsledkov monokultúrneho pestovania pšenice ozimnej a jačmeňa jarného (Tab. 2). Pri zaorávaní slamy bola bolo použitých 10 kg dusíka na 1 tonu slamy obilnín. V rokoch 2000 a 2001 bola aplikovaná dávka 3 t $CaCO_3$.ha^{-1} na celú plochu pokusu. Na zelené hnojenie bola použitá horčica biela. Bola vysiata po zbere

obilnín a zaoraná na jeseň pre orbou. Zelená hmota vyprodukovaná na zelené hnojenie nebola vážená. Na parcelkách (varianty hnojenia: SL; SL + ZH) sa ponechala slama obilnín po zbere úrody, ktorá bola následne posekaná a zapravená do pôdy. Priemerná úroda slamy po zbere jačmeňa jarného bola 3,3 $t.ha^{-1}$ a priemerná úroda slamy po zbere pšenice ozimnej bola 4,7 $t.ha^{-1}$. Maštaľný hnoj v dávke 40 $t.ha^{-1}$ bol aplikovaný len ku kukurici siatej na zrno na jeseň pred orbou. Výsledky z rokov 1999 – 2006 boli spracované korelačnou analýzou. Pri monokultúrnom pestovaní pri pšenici letnej f. ozimnej a jačmeni siatom jarnom n = 48, pri osevných postupoch pri pšen

ici letnej f. ozimnej a jačmeni siatom jarnom n = 32.

Tab. 1 Štruktúra osevu pri 40 %, 60 % a 80 % zastúpení obilnín

Osevné postupy		
40 % obilnín	60 % obilnín	80 % obilnín
1. hrach siaty	1. hrach siaty	1. pšenica letná f. ozimná
2. pšenica letná f. ozimná	2. pšenica letná f. ozimná	2. jačmeň siaty jarný
3. kukurica siata (na siláž)	3. jačmeň siaty ozimný	3. hrach siaty
4. jačmeň siaty jarný	4. kukurica siata (na siláž)	4. pšenica letná f. ozimná
5. kukurica siata (na zrno)	5. jačmeň siaty jarný	5. jačmeň siaty ozimný

Tab. 2 Monokultúrne pestovanie pšenice letnej f. ozimnej a jačmeňa siateho jarného

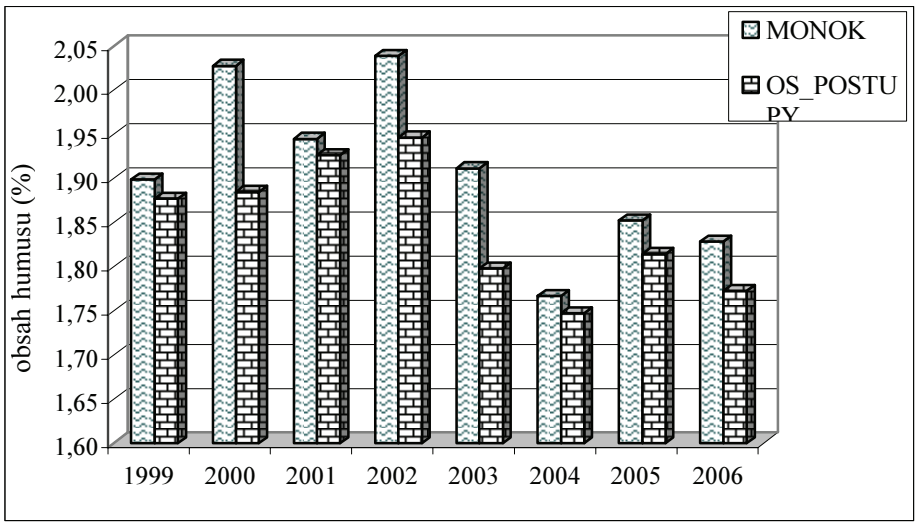
Sled 1	Monokultúrne pestovanie dvoch odrôd pšenice letnej f. ozimnej	Hnojenie:
	- kontrolný variant (hnojenie len minerálnym hnojením)	K
	- minerálne hnojenie + zaorávanie slamy	SL
	- minerálne hnojenie + zaorávanie slamy + zelené hnojenie	SL + ZH
	Monokultúrne pestovanie dvoch odrôd jačmeňa siateho jarného	
	- kontrolný variant (hnojenie len minerálnym hnojením)	K
	- minerálne hnojenie + zaorávanie slamy	SL
	- minerálne hnojenie + zaorávanie slamy + zelené hnojenie	SL + ZH
Sled 2	Striedanie dvoch odrôd pšenice letnej f. ozimnej a jačmeňa siateho jarného	
	- kontrolný variant (hnojenie len minerálnym hnojením)	K
	- minerálne hnojenie + zaorávanie slamy + zelené hnojenie	SL + ZH
Sled 3	Pestovanie pšenice ozimnej prerušované každý druhý rok kukuricou siatou na siláž	K
	Pestovanie jačmeňa jarného prerušované každý druhý rok kukuricou siatou na zrno	K
Sled 4	Pestovanie pšenice ozimnej a jačmeňa jarného prerušované každý druhý rok ovsom siatym	

Výsledky a diskusia

Obsah humusu v pôde (Graf 2) v osevných postupoch i pri monokultúrnom pestovaní obilnín mal klesajúcu tendenciu. Priemerný obsah humusu v pôde v rokoch 1999 – 2006 v osevných postupoch dosiahol 1,85 % a pri monokultúrnom pestovaní 1,91 %. Výraznejší pokles obsahu humusu v osevných postupoch v porovnaní s monokultúrnym pestovaním možno odôvodniť absenciou organického hnojenia v osevných postupoch, kde okrem použitia maštaľného hnoja ku kukurici siatej na zrno nebolo použité žiadne iné organické hnojenie. Priebeh obsahu humusu v dlhšom časovom rozmedzí je závislý na pestovanej plodine. Pri jačmene siatom jarnom (ďalej jačmeň jarný) sa pohyboval obsah humusu v pôde v osevných postupoch od 1,75 % do 1,96 a pri monokultúrnom pestovaní od 1,69 % do 2,01 %. Pri pšenici letnej f. ozimnej (ďalej pšenica ozimná) v osevných postupoch bol obsah humusu v pôde v intervale

od 1,71 % do 1,93 a pri monokultúrnom pestovaní od 1,77 % do 2,10 % (Tab. 3). Pri pestovaní pšenice ozimnej v osevných postupoch sme zistili zápornú závislosť (Tab. 6A): 1. medzi pôdnou reakciou a obsahom humusu (r = -0,500 **); 2. pôdnou reakciou a celkovým N (r = - 0,422*). Pri monokultúrnom pestovaní pšenice ozimnej (tab. 6B) bola zistená medzi obsahom humusu a celkovým N kladná korelačná závislosť (r = 0,876**).

Graf 2 Obsah humusu v pôde v osevných postupoch a pri monokultúrnom pestovaní



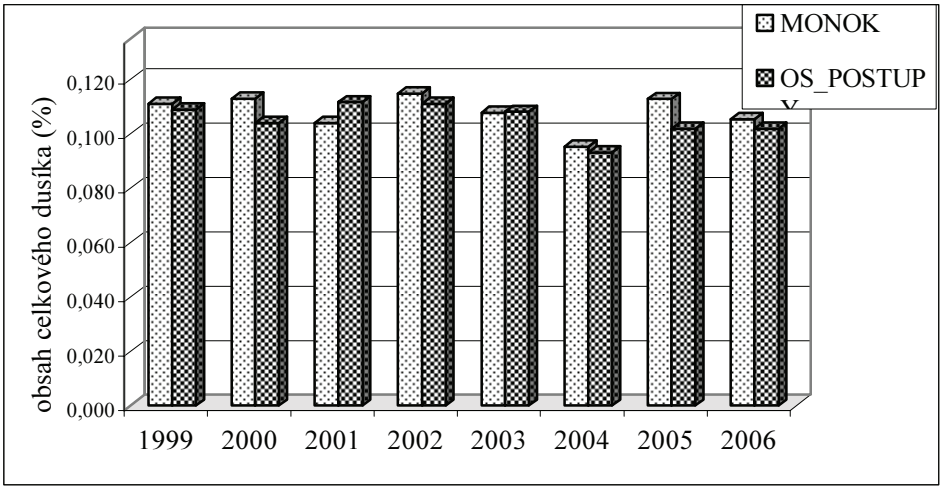
Tab. 3 Obsah humusu (%) v pôde pri pestovaní pšenice ozimnej f. ozimnej a jačmeňa siateho jarného v osevných postupoch a v monokultúre

	1999	**2000**	**2001**	**2002**	**2003**	**2004**	**2005**	**2006**	**Priemer**
OP_PO	1,91	1,89	1,93	1,89	1,78	1,71	1,71	1,73	1,82
M_PO	1,91	2,05	1,94	2,10	1,90	1,77	1,81	1,96	1,93
OP_JJ	1,85	1,88	1,95	1,96	1,86	1,75	1,89	1,77	1,86
M_JJ	1,89	2,01	1,95	1,98	1,92	1,76	1,89	1,69	1,89

Poznámky: OP – osevný postup
M – monokultúra
PO – pšenica ozimná
JJ – jačmeň jarný

V obsahu celkového dusíka sa v rokoch 1999 – 2006 neprejavila výrazne klesajúca alebo vzrastajúca tendencia, výraznejšie odchýlky v obsahu celkového uhlíka boli pozorované v rokoch 2004 (Graf 3). V tomto roku (Tab. 4) bol zistený najnižší obsah celkového dusíka N (0,093 %) v osevných postupoch a najnižší obsah celkového dusíka pri monokultúrnom pestovaní (0,095). V uvedenom roku bol najväčší zrážkový deficit (Graf 1). Zaznamenali sme o 116, 9 mm nižšiu sumu zrážok za vegetačné obdobie v porovnaní s dlhodobým normálom a priemerná denná teplota vzduchu bola vyššia o 0,76 °C.

Graf 3 Obsah celkového dusíka v osevných postupoch a v monokultúre

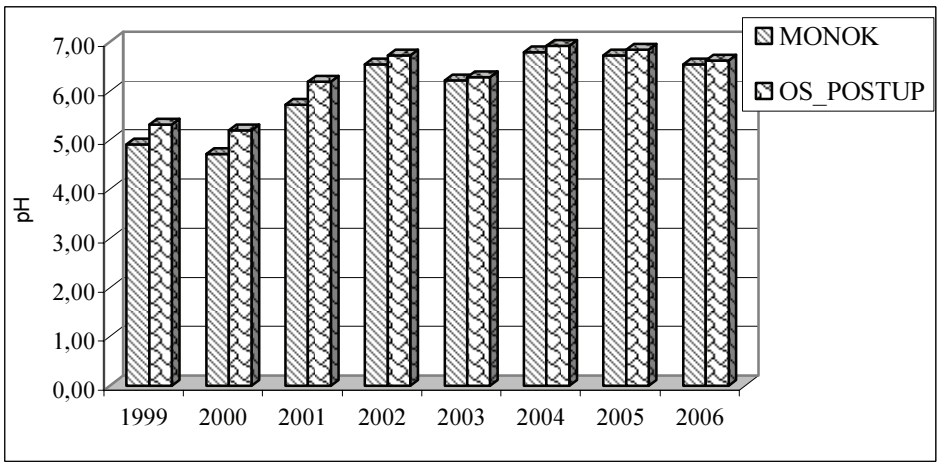


Tab. 4 Obsah celkového N (%) v pôde pri pestovaní pšenice letnej f. ozimnej a jačmeňa siateho jarného v osevných postupoch a v monokultúre

	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	Priemer
OP_PO	0,107	0,110	0,112	0,110	0,106	0,095	0,100	0,101	0,105
M_PO	0,112	0,114	0,105	0,118	0,110	0,098	0,114	0,112	0,110
OP_JJ	0,111	0,098	0,112	0,113	0,110	0,092	0,104	0,103	0,105
M_JJ	0,110	0,112	0,103	0,112	0,106	0,093	0,111	0,099	0,106

V priebehu sledovaných rokov sme pozorovali zvyšovanie pôdnej reakcie v osevných postupoch i pri monokultúrnom pestovaní (Graf 4). Priemerná hodnota pH v pôde v osevných postupoch dosiahla 6,26 a pri monokultúrnom pestovaní 6,10. V osevných postupoch pri pestovaní pšenice ozimnej (r = - 0,422 *) a jačmeňa jarného (r = - 0,484 *) bola zistená záporná korelačná závislosť medzi pôdnou reakciou a obsahom celkového dusíka (Tab. 6A, 7A).

Graf 4 Pôdna reakcia v osevných postupoch a pri monokultúrnom pestovaní



Tab. 5 Pôdna reakcia pri pestovaní pšenice letnej f. ozimnej a jačmeňa jarného v osevných postupoch a v monokultúre

	1999	**2000**	**2001**	**2002**	**2003**	**2004**	**2005**	**2006**	**Priemer**
OP_PO	5,23	5,21	6,13	6,47	6,37	7,07	6,97	6,60	6,26
M_PO	5,41	5,18	5,66	6,51	6,05	6,62	6,75	6,42	6,08
OP_JJ	5,45	5,23	6,19	6,75	6,25	6,79	6,85	6,52	6,25
M_JJ	5,17	5,22	5,18	6,58	6,40	6,96	6,70	6,67	6,11

Tab. 6 A Korelačná analýza pšenice letnej f. ozimnej pestovanej v osevných postupoch

	obsah humusu	celkový N	pH
úroda	0,212 ns	- 0,083 ns	-0,053 ns
obsah humusu		0,138 ns	-0,500 **
celkový N			- 0,422 *

Tab. 6 B Korelačná analýza pri monokultúrnom pestovaní pšenice letnej f. ozimnej

	obsah humusu	celkový N	pH
úroda	0,060 ns	- 0,070 ns	- 0,180 ns
obsah humusu		0,876 **	0,010 ns
celkový N			0,145 ns

Tab. 7 A Korelačná analýza jačmeňa siateho jarného pestovaného v osevných postupoch

Jačmeň jarný v osevných postupoch			
	obsah humusu	Celkový N	pH
úroda	0,099 ns	-0,657 *	0,318 ns
obsah humusu		0,044 ns	-0,072 ns
celkový N			-0,484 *

Tab. 7 B Korelačná analýza pri monokultúrnom pestovaní jačmeňa siateho jarného

	obsah humusu	celkový N	pH
úroda	0,030 ns	- 0,111 ns	0,152 ns
obsah humusu		-0,220 ns	-0,068 ns
celkový N			0,048 ns

Vysvetlivky k tabuľke 6 A, 6 B, 7A, 7B:
ns – nepreukazný vzťah
* významnosť pri P = 0,05
** významnosť pri P = 0,01
Pri monokultúrnom pestovaní pri pšenici letnej f. ozimnej a jačmeni siatom jarnom n = 48, pri osevných postupoch pri pšenici letnej f. ozimnej a jačmeni siatom jarnom n = 32.

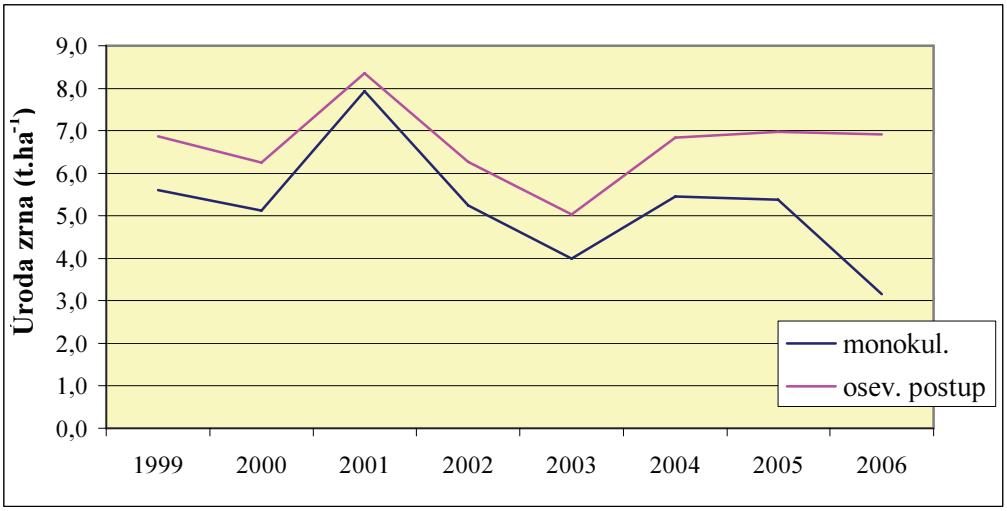
Na úrodu zrna pšenice ozimnej a jačmeňa jarného najvýraznejšie vplývali klimatické podmienky jednotlivých rokov. Najnižšia úroda zrna pšenice ozimnej v osevných postupoch v roku 2003 (5,04 $t.ha^{-1}$) bola podmienená nedostatkom zrážok v mesiacoch II. – VI. (Graf 1).

Graf 1 Odchýlky priemerných teplôt a sumy zrážok za vegetačné obdobie (III. – VII.) od dlhodobého normálu (1950 – 1981)



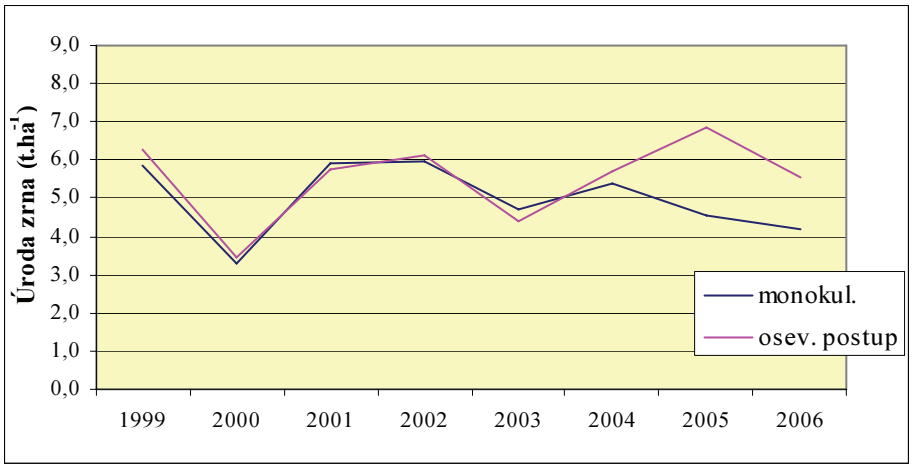
Odchýlky v sume zrážok za uvedené mesiace v porovnaní s dlhodobým normálom boli: vo februári -23,6 mm, v marci -31,1 mm, v apríli -26,5 mm, v máji -25,3 mm a v mesiaci jún -46,1 mm. Pri monokultúrnom pestovaní sme zistili najnižšiu úrodu zrna v roku 2006 (3,06 $t.ha^{-1}$). Pri jačmeni jarnom sme v roku 2000 v dôsledku deficitu zrážok v mesiacoch IV. – VI. a zvýšeným priemerným teplotám v porovnaní s dlhodobým normálom dosiahli najnižšiu úrodu zrna jačmeňa jarného v osevných postupoch 3,43 $t.ha^{-1}$ a v monokultúre 3,00 $t.ha^{-1}$. Úroda zrna pšenice ozimnej napriek výraznejšiemu poklesu humusu v osevných postupoch bola vo všetkých sledovaných rokoch vyššia v osevných postupoch v porovnaní s monokultúrnym pestovaním (Graf 5).

Graf 5 Úroda zrna pri pestovaní pšenice letnej f. ozimnej v osevnom postupe a v monokultúre



Rozdiely v úrode zrna jačmeňa jarného pri pestovaní v osevných postupoch a v monokultúre boli do roku 2004 nevýznamné. Výraznejšie rozdiely v úrode zrna boli pozorované v rokoch 2005 a 2006 (Graf 6).

Graf. 6 Úroda zrna jačmeňa siateho jarného pri pestovaní v osevnom postupe a v monokultúre



Záver

Priemerný obsah humusu v pôde v osevných postupoch bol nižší (1,847 %) ako obsah humusu pri monokultúrnom pestovaní obilnín (1,908 %).

Priebeh obsahu humusu v dlhšom časovom rozmedzí je závislý na pestovanej plodine. Pri monokultúrnom pestovaní pšenice ozimnej bola zistená medzi obsahom humusu a celkovým N vysoká kladná korelačná závislosť (r = 0,876 **).

Úroda zrna pšenice ozimnej napriek výraznejšiemu poklesu humusu v osevných postupoch bola vo všetkých sledovaných rokoch vyššia v osevných postupoch v porovnaní s monokultúrnym pestovaním.

V obsahu celkového dusíka sa v rokoch 1999 – 2006 neprejavila výrazne klesajúca alebo vzrastajúca tendencia, výraznejšie odchýlky v obsahu celkového uhlíka boli pozorované v rokoch 2004.

Výsledky uvedené v tomto príspevku boli získané z projektu APVV-0645-06.

Literatúra

BARANČÍKOVÁ, G., 2005: Vývoj pôdnej organickej hmoty na vybraných typoch trvalých trávnych porastov a orných pôd v priebehu monitoringu. In : Zborník z konferencie „Štvrté pôdoznalecké dni na Slovensku“, Čingov 14. – 16. jún, 2005, VÚPOP, Bratislava, 2005, s. 7-14, ISBN 80 – 89128 – 18 – 1.

MIKLOVIČ, D., 2002: Vplyv striedania plodín na pôdne vlastnosti. In *naše pole*, 2002, č. 5, s. 35.

NĚMEČEK, J., SMOLÍKOVÁ, L., KUTÍLEK, M., 1990: Pedologie a paleontologie. Academia, Praha 1990, 546 s.

POKORNÝ E., STŘALKOVÁ, R., DENEŠOVÁ, O., 2002: Vliv ročníku na vybrané vlastnosti ornic. In : Zborník z XIV. Česko-slovenská bioklimatická konference, 2. – 4. září 2002, Lednice na Moravě, s. 357 – 364, ISBN 80-85813-99-8.

REEVES, D.W., 1997: The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. In: Soil and Tillage Research, vol. 43, 1997, N1 – 2, pp. 131 – 167.

ŠOLTÝSOVÁ, B., HECL, J., 1997: Changes in quantity and quality of humus and the content of heavy metals resulting from crop rotation. In: Acta Acad. Agric Tech. Olsztyn Agricultura, 1997, N. 64, s. 177 – 183.

ZMĚNY KVALITY HUMUSU PŘI RŮZNÉM ZAKLÁDÁNÍ POROSTU CUKROVKY

ORGANIC MATTER CHANGES AT DIFFERENT SUGAR BEET SOIL TILLAGE

Barbora Badalíková

Výzkumný ústav pícninářský, spol. s r.o. Troubsko, Česká republika,
e-mail: badalikova@vupt.cz

Abstrakt

Vliv různého zpracováním půdy k cukrovce na kvalitu humusu byl sledován mezi rokem 2004 a 2006 v polním pokusu na třech lokalitách v řepařské výrobní oblasti s odlišnými půdními a klimatickými podmínkami. Bylo zjištěno, že zpracování půdy má vliv na kvalitu humusu v půdě. Po dvou letech se kvalita humusu zvýšila na půdách černozemního typu, nejvíce u varianty mělce i hluboko kypřené ve Velešovicích a u varianty orané v Morkovicích. Na hnědozemi bylo zaznamenáno zvýšení kvality humusu pouze u varianty hluboko kypřené.

Klíčová slova: kvalita humusu, zpracování půdy, cukrovka

Abstract

The influence of different soil tillage to sugar beet on the organic matter quality was observed between the year 2004 and 2006 in field trial on the three localities in sugar beet growing region with different soil and climatic conditions. It was found, that the soil tillage has influence on the organic matter quality in soil. After two years the organic matter quality was increased on Chernozem soils mostly by variants of shallow and deeply loosening in Velesovice and by variant with ploughing in Morkovice. On Luvisol it was found out increasing of the organic matter quality only in the variant deeply loosening.

Key words: humus quality, soil tillage, sugar beet

Úvod

Problémy s pěstováním cukrovky se v posledních letech stále stupňují. Snahou současné evropské politiky je absolutní utlumení pěstování cukrovky, což představuje zmrazení cen výkupu cukrovky a tudíž nerentabilnost či ztráta pro pěstitele.

Pro zlepšení ekonomické situace se zkouší využít bezorebné technologie zpracování půdy k cukrovce. Je možné použít stroje pro mělké zpracování půdy, které přímo urovnají povrch půdy a umožní zapravení průmyslových hnojiv na podzim. Použitím těchto technologií je však riziko zvýšení větvení kořenů cukrovky (mrcasotost). Základním předpokladem pěstování cukrovky, technologií redukovaného zpracování půdy, je udržení případně zvýšení půdní úrodnosti a snížení energetických vstupů. Podle Muchové a kol. (1998) různé způsoby zpracování půdy mají vliv na změny parametrů technologické kvality cukrové řepy. Prochot (1996) a Fecenko, Šoltysová (2000) poukazují na pozitivní působení některých stimulátorů růstu z hlediska oživení půdního prostředí, což vede ke zvýšení aktivace rizosféry. Může se pak s výhodou uplatnit technologie mělkého zpracování půdy. Při mělkém zpracování půdy dochází i ke změnám v obsahu humusu a jeho kvalitě. Obsah humusu nebyl výrazně ovlivněn

zpracováním půdy při pěstování cukrovky, ale kvalita humusu může být ovlivněna využíváním různých technologií zpracování půdy (Badalíková, Červinka, 2007).

Materiál a metody

Pro porovnání různých technologií zpracování půdy k cukrovce a jejich vliv na vývoj a růst této plodiny byl založen v roce 2004 v polních provozních podmínkách pokus na třech lokalitách v řepařské výrobní oblasti s odlišnými půdními i klimatickými charakteristikami. Ve všech lokalitách a na všech variantách byla zařazena jednotná odrůda cukrovky Polaris.
Na počátku řešení proběhl půdní průzkum jednotlivých lokalit, seznámení se s půdními podmínkami, charakteristikou jednotlivých zemědělských podniků. Na všech třech lokalitách byl proveden počáteční odběr půdních vzorků pro zjištění obsahu humusu a jeho kvalitativních složek, stanovení půdní reakce a počátečný živinný stav půdy. Odběry půdních vzorků proběhly na začátku vegetace a po sklizni předplodiny ječmene jarního, a sice ze čtyř hloubek: 0-0,10; 0,10-0,20; 0,20-0,30; 0,30-0,40 m. Celkový obsah humusu resp. oxidometrické stanovení půdní organické hmoty bylo provedeno metodou Walkley-Black, modifikací Novák-Pelíšek. Frakcionace humusu byla stanovena urychlenou metodou Konvové a Belčikové. K posouzení kvality humusu, která je velmi důležitá z hlediska posuzování půdního prostředí, byl sledován obsah huminových kyselin (C_{HK}) a fulvokyselin (C_{FK}) a jejich poměr. Kvalita humusových látek odpovídá svým charakterem danému půdnímu typu, ale i zpracováním půdy ji může ovlivnit. Čím je poměr HK : FK širší, tím je humus kvalitnější a naopak. Stupeň rozladu organických zbytků je rozhodujícím faktorem jak udržet nebo zvýšit celkový obsah organické hmoty v půdě. Ten závisí nejen na klimatických podmínkách té které oblasti, ale i na způsobu zpracování půdy (podpora mikrobiální činnosti, zadržení půdní vláhy, apod.).
Na všech třech lokalitách byly sledovány tři varianty různých technologií pěstování - zpracování půdy - cukrovky:

Varianty zpracování půdy

AI - hluboké kypření do 0,35 m
AII - mělké kypření do 0,18 m
B - orba do 0,25 m

Základní půdní a klimatické podmínky podle lokalit:

Zemědělský podnik Rakovec Velešovice, a.s., okr. Vyškov

Půda je charakterizována jako černozem modální na spraši, varieta karbonátová, zrnité struktury, hlinité, hloubka ornice do 30 cm. Půdní reakce neutrální až alkalická, obsah přístupného P střední, K vysoký, Mg vysoký a celkového dusíku střední. Dlouhodobý roční průměr srážek 490 mm, dlouhodobá průměrná roční teplota je 8,7 ^{0} C.

Agrodružstvo Morkovice, a.s., okr. Kroměříž

Půdy jsou zde charakterizovány jako černozem modální na spraši, hlinité, zrnité struktury, bez skeletu, hloubka ornice do 28 cm. Půdní reakce byla zjištěna neutrální, obsah přístupného P střední, K dobrý, Mg vysoký a celkového dusíku střední. Dlouhodobý roční průměr srážek 615 mm, dlouhodobá průměrná roční teplota je 8,5 ^{0} C.

ZD Bohuňovice, spol. s r.o., okr. Olomouc

Půda je charakterizována jako hnědozem luvická na sprašové hlíně, drobtovité struktury přecházející v lístkovitou, hlinité-jílovitohlinité, hloubka ornice do 31 cm. Půdní reakce slabě kyselá, obsah přístupného P střední, K střední, Mg dobrý a celkového dusíku střední. Dlouhodobý roční průměr srážek je 570 mm, dlouhodobá průměrná roční teplota je 8,7 ^{0} C.

Výsledky a diskuze

V počátečním sledování na podzim 2004 (viz tab.) na lokalitě Velešovice byla zjištěna kvalita humusu na stejné úrovni u všech variant zpracování půdy, a to jak v průměru tak v jednotlivých hloubkách. Poměr C_{HK} : C_{FK} se pohyboval od 0,37 u varianty AI v hloubce 0,20-0,30 m do 0,66 u varianty AI v hloubce 0,30-0,40 m a u varianty AII v hloubce 0,10-0,20 m).

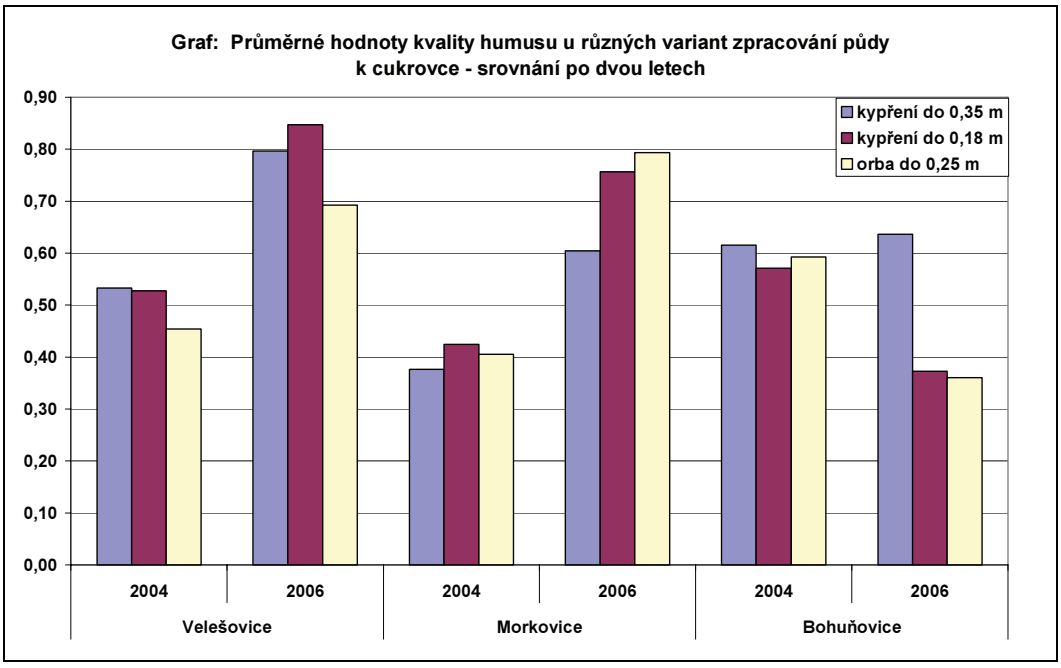
Na lokalitě Morkovice byly zjištěny na podzim 2004 hodnoty kvality humusu nižší oproti lokalitě Velešovice a byly vyrovnané mezi jednotlivými variantami zpracování půdy. Pohybovaly se v průměru od 0,38 (AI) do 0,42 (AII). Nejvyšší poměr C_{HK} : C_{FK} byl naměřen 0,66 u varianty AII v hloubce 0,10-0,20 m.

Na lokalitě Bohuňovice byla zjištěna v roce 2004 na podzim v průměru nejlepší kvalita humusu 0,62 u varianty AI. Hodnoty poměru C_{HK} : C_{FK} byly vyrovnané mezi variantami zpracování půdy i v jednotlivých hloubkách odběru.

Na počátku vegetace 2006 (tab. 1) na lokalitě Velešovice byla kvalita humusu vyrovnaná ve všech hloubkách odběru. Nejvyšší poměr C_{HK} : C_{FK} byl zjištěn ve spodní vrstvě půdy 0,30-0,40 m u varianty AI. V průměru byl u této varianty zjištěn poměr C_{HK} : C_{FK} 0,89. U varianty AII byla zjištěna kvalita humusu v průměru 0,84. U varianty B byl zjištěn poměr C_{HK} : C_{FK} nejnižší ze všech variant, a sice 0,79, což naznačuje nízkou kvalitu humusu. Na konci vegetace 2006 se zvýšilo množství fulvokyselin u všech variant a to mělo za následek snížení kvality humusu. Pouze u varianty AII se díky zvýšení huminových kyselin v hloubce 0,20-0,40 m zlepšil nepatrně i poměr C_{HK} : C_{FK}.

Na lokalitě Morkovice na počátku vegetace 2006 byla kvalita humusu zjištěná podle poměru C_{HK} : C_{FK} u varianty AI v průměru 0,70 a kolísala v jednotlivých hloubkách. U varianty AII byla zjištěna kvalita humusu jako nejlepší ze sledovaných variant 1,11, z důvodu vyššího obsahu huminových kyselin. Z vertikálního pohledu byla nejlepší kvalita zjištěna ve spodních vrstvách půdy. U varianty B byla zjištěna kvalita humusu nejhorší ze všech variant, a sice v průměru 0,62 z důvodu vyššího obsahu fulvokyselin ve svrchních vrstvách půdy.

Na konci vegetace 2006 (graf 1) byl zaznamenán pokles kvality humusu u všech variant zpracování vyjma varianty B, kde byl zjištěn vyšší obsah huminových kyselin ve spodním horizontu 0,20-0,40 m.



Tab.1 Kvalita humusu při různém zpracování půdy k cukrovce

Varianty zpracování půdy	Hloubka odběru (m)	2004			jaro 2006			podzim 2006		
		Velešovice	Morkovice	Bohuňovice	Velešovice	Morkovice	Bohuňovice	Velešovice	Morkovice	Bohuňovice
AI	0-0,10	0,45	0,38	0,43	0,86	0,82	0,53	0,70	0,42	0,82
	0,10-0,20	0,66	0,34	0,38	0,74	0,57	0,57	0,76	0,33	0,88
	0,20-0,30	0,37	0,44	0,60	0,97	0,71	0,46	0,71	0,60	1,08
	0,30-0,40	0,66	0,34	1,04	1,00	0,69	0,25	0,63	0,70	0,50
	průměr	0,53	0,38	0,62	0,89	0,70	0,45	0,70	0,51	0,82
AII	0-0,10	0,43	0,52	0,75	0,85	0,75	0,39	0,46	0,57	0,52
	0,10-0,20	0,66	0,66	0,61	0,83	0,87	0,36	0,47	0,33	0,41
	0,20-0,30	0,39	0,33	0,48	1,01	1,48	0,33	1,18	0,33	0,23
	0,30-0,40	0,62	0,19	0,45	0,66	1,36	0,31	1,32	0,36	0,43
	průměr	0,53	0,42	0,57	0,84	1,11	0,35	0,86	0,40	0,40
B	0-0,10	0,40	0,59	0,37	0,67	0,60	0,39	0,67	0,58	0,60
	0,10-0,20	0,45	0,43	0,39	0,79	0,73	0,30	0,62	0,46	0,43
	0,20-0,30	0,45	0,28	0,85	0,95	0,59	0,31	0,54	1,00	0,45
	0,30-0,40	0,53	0,32	0,76	0,73	0,56	0,17	0,58	1,60	0,24
	průměr	0,45	0,41	0,59	0,79	0,62	0,29	0,60	0,97	0,43

AI - varianta hloubkové kypření do 0,35 m

AII - varianta mělké kypření do 0,18 m

B - varianta orba do 0,25 m

Na lokalitě Bohuňovice na počátku vegetace 2006 (graf 1) byla nejnižší kvalita zaznamenána opět u varianty B v průměru 0,29 a nejvyšší u varianty AI, v průměru 0,45. Na tomto stanovišti byla zaznamenána nejnižší kvalita humusu ze všech sledovaných lokalit. Podle zjištěného poměru C_{HK} : C_{FK} se hodnoty kvality pohybovaly pouze od 0,17 (var. B) do 0,57 (var. AI). Obsah fulvokyselin byl vyšší oproti huminovým kyselinám u všech sledovaných variant a ve všech hloubkách. Na konci vegetace 2006 se kvalita humusu zvýšila u všech variant, nejvíce u varianty AI.
Výsledné hodnoty naznačují že, zpracování půdy do jisté míry ovlivňuje jak obsah tak i kvalitu humusu. K problematice zpracování půdy a setí cukrovky byla věnována řada příspěvků, např. Hůla (1995), který hodnotí přínosy různých technologií zpracování půdy k cukrovce.

Závěr

Po dvou letech sledování můžeme konstatovat, že došlo ke zlepšení kvality humusu na lokalitách Velešovice a Morkovice na půdách černozemního typu u všech variant zpracování půdy. Na lokalitě Bohuňovice na hnědozemi došlo ke zvýšení kvality pouze u varianty hluboko kypřené do 0,35 m. Na černozemi ve Velešovicích byla zjištěna v průměru hodnot nejlepší kvalita humusu u hluboko i mělce kypřené varianty, zatímco na lokalitě v Morkovicích u varianty orané. Při vertikálním hodnocení poměru C_{HK} : C_{FK} v jednotlivých hloubkách půdního profilu byla zjištěna vyšší kvalita humusu u varianty hluboko kypřené ve svrchní vrstvě půdy, u varianty mělce kypřené ve spodní vrstvě půdy a u varianty orané ve svrchní vrstvě půdy.

Poděkování

Příspěvek byl zpracován v rámci projektu Mze ČR, NAZV pod č. 1G46038.

Literatura

BADALÍKOVÁ, B., ČERVINKA, J., 2007: Pohyb humusu v závislosti k systému pěstování cukrovky. (Humus movement in relationship to system of sugar beet growing). In Sb. Technika v zemědělství a potravinářství ve třetím tisíciletí, MZLU Brno, s.25-32.

FECENKO, J., ŠOLTYSOVÁ, B., 2000: Interakčné vzťahy Elorisanu s priemyselnými hnojivami. In: Agrochémia, roč. 40, č.1, s.7-12.

HŮLA, J., 1995: Podzimní zpracování půdy pro cukrovku. LCaŘ 111, 1995, č.7/8, s.199.

PROCHOT, A., 1996: Effect of the exogenous growth regulator Fazor 80 SG on intensity of regrowth and resistance to storage rot in sugarbeet. In: Gazeta-Cukrownicza, roč. 104, č.7, s.127-135.

MUCHOVÁ, Z., FRANČÁKOVÁ, H., SLAMKA, P., 1998: Vplyv obrábania pôdy a hnojenia na kvalitu cukrovej repy. In: Rostlinná výroba, roč. 44, č. 4, s.167-172.

PRÍSTUP K TVORBE MAPY OBSAHU ORGANICKÉHO UHLÍKA NA POĽNOHOSPODÁRSKYCH PÔDACH SLOVENSKA

APPROACH TO CONSTRUCTION OF SOIL ORGANIC CARBON MAP ON AGRICULTURAL SOILS OF SLOVAKIA

Gabriela Barančíková[1], Jarmila Makovníková[2]

Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy Bratislava,
[1]Regionálne pracovisko Prešov, Raymannova 1, 08001 Prešov, Slovenská republika,
e-mail: bar@vupop.sk
[2]Regionálne pracovisko Banská Bystrica, Mládežnícka 36, 97405 Banská Bystrica,
Slovenská Republika, e-mail: makovnikova.vupu@bystrica.sk

Abstrakt

Jedným zo základných pôdnych parametrov, ktorý sa od roku 1993 pravidelne monitoruje na poľnohospodárskych pôdach Slovenska je aj obsah organického uhlíka (POC). Monitoring POC na základnej monitorovcej sieti je realizovaný v 5-ročných cykloch na orných pôdach (OP) a trvalých trávnych porastoch (TTP). Poľnohospodárske pôdy sú rozdelené na základe pôdneho typu, subtypu, materskej horniny a druhu pozemku (OP, TTP) do 24 pôdnych skupín. Pri tvorbe mapového výstupu POC v ornicovom horizonte pre poľnohospodárske pôdy Slovenska sme využili digitálnu pôdnu mapu Slovenska 1: 400 000, ktorá reprezentuje plošné zastúpenie jednotlivých pôdnych asociácií (na základe pôdnych typov a subtypov) v rámci SR. Na základe údajov LPIS (Identifikačný systém produkčných blokov na poľnohospodárskej pôde) z augusta 2006 bolo územie poľnohospodárskych pôd na Slovensku rozdelené na orné pôdy a TTP. Aby sa zachovalo aj určité regionálne rozdelenie, hodnotili sme POC jednotlivých pôdnych asociácií (skupín) podľa krajov. Hranice krajov SR boli prevzaté zo spojitej vektorovej mapy 1:50 0000 Geografického a kartografického ústavu a Arc GEO s r.o. z roku 2002. Metodický postup môžeme zhrnúť do nasledovných bodov:

- predpríprava údajov, vytvorenie digitálnej údajovej vrstvy orných pôd a TTP pre mapu Slovenska 1: 400 000,
- vytvorenie celkovej databázy obsahu POC v poľnohospodárskych pôdach Slovenska na báze ČMS-Pôda,
- vytvorenie účelovej databázy obsahu POC na základe pôdneho typu, subtypu, materskej horniny a druhu pozemku,
- štatistické zhodnotenie obsahu POC v pôde na báze údajov ČMS-P.

Mapový výstup reprezentuje obsah POC v percentách v ornici jednotlivých pôdnych asociácií. Hodnoty organického uhlíka sú rozdelené do piatich kategórií, ktorých rozsahy POC sú rozdielne pre orné pôdy a trvalé trávne porasty.

Kľúčové slová: pôdny organický uhlík, mapa, poľnohospodárske pôdy, Slovensko

Abstract

One of the basis soil parameters, which are monitored since 1993 on agricultural soils of Slovakia is also soil organic carbon (SOC). SOC monitoring is realized in 5 year period on arable soils and pasture. Agricultural soils are divided on the basis soil types and subtypes, parent material and soil management (arable soils, pasture) into 24 classes. At construction of SOC map the soil map of Slovakia 1:400 000 was used. Based on LPIS (Land parcel identification system) data, area of agricultural soils of Slovakia was divided on arable soils and pasture. Evaluation of SOC of soil classes according Slovak regions was done. Region borders from vector map of Geographic and

Cartographic Institute Arc Geo from 2002 year were taken up. Guideline of SOC map it can be summarized into following points:
- advance preparation, formation of digital data level of arable soils and pasture for soil map of Slovakia 1:400 000,
- formation of complex database of SOC content in agricultural soils of Slovakia based on Partial Monitoring System – Soil,
- formation of final database of SOC content based on soil types, subtypes, parent material and soil management,
- statistical evaluation of SOC content in soil.

Map output represents SOC percentage content in top soil of individual soil association. SOC values are divided into 5 categories. Range of SOC in categories is different for arable soils and pasture.

Key words: soil organic carbon content, map, agricultural soils, Slovakia

Úvod

Obsah organickej hmoty v pôde je produktom rozkladu rastlinných a živočíšnych zvyškov, ktoré sú následne syntetizované mikroorganizmami pod vplyvom teploty, vlhkosti a fyzikálno-chemických podmienok pôdneho prostredia do heterogénneho komplexu pôdnej organickej hmoty (POH).

V dôsledku expanznej a intenzifikačnej činnosti poľnohospodárstva počas 20.storočia sa obsah organickej hmoty v pôde vo všeobecnosti znižuje v porovnaní s prirodzenou vegetáciou. Nakoľko POH je dôležitým faktorom pre tvorbu pôdnej štruktúry a stabilných agregátov, ovplyvňuje infiltračnú rýchlosť, slúži ako tlmič rýchlych výkyvov pH a ako energetický zdroj pre mikroorganizmy, cieľom súčasných snáh je ochrana pôdnej organickej hmoty, ktorá okrem úrodotvornej funkcie plní tiež nezastupiteľnú funkciu pri eliminácii kontaminácie pôdy a pri sequestrácii uhlíka (Jones a kol., 2004, Baritz a kol. 2004). Sprievodným znakom intenzifikácie poľnohospodárstva (premena pasienkov na ornú pôdu, nízky prísun kvalitnej organickej hmoty) môže byť postupné znižovanie stavu POH, ktoré v konečnom dôsledku môže znamenať zníženie poľnohospodárskej produkcie, zvýšenie erózie, záplav, zhutnenia pôdy i zníženie pufrovacej schopnosti pôdy.

Výraznými zmenami, ktoré mohli mať podstatný vplyv na množstvo POH prešlo aj slovenské poľnohospodárstvo. Aktuálny stav pôdneho organického uhlíka (POC) v poľnohospodárskych pôdach Slovenska umožňuje zistiť monitoring POH, ktorý je súčasťou Čiastkového monitorovacieho systému Pôda. V rámci neho sa v pravidelných 5-ročných cykloch od roku 1993 monitorujú aj základne parametre pôdnej organickej hmoty. Údaje získaných v priebehu monitorovania obsahu pôdneho organického uhlíka môžu byť podkladom pre spracovanie mapového výstupu POC v orniciach poľnohospodárskych pôd Slovenska.

Na základe údajovej databázy Komplexného prieskumu pôd (KPP) SR sú spracované viaceré štatistické hodnotenia vlastností poľnohospodárskych pôd Slovenska, medzi nimi aj obsah organického uhlíka a obsah humusu. Na báze BPEJ bola spracovaná mapa obsahu organického uhlíka v pôde pre vrstvu 0–30 cm (Bielek 1998) a na jej podklade bola publikovaná mapa v mierke 1: 1 000 000 (Bielek 2002). Obe mapy boli spracované na základe jednoduchého expertného algoritmu s využitím taxotransférových pravidiel a vyjadrujú kategorizáciu percentuálneho obsahu organickej hmoty v pôde do troch tried (nízky, stredný a vysoký obsah). Najnovším výstupom hodnotiacim priestorovú distribúciu obsahu organickej hmoty v pôde na základe údajov BPEJ a KPP je priestorový model zásob organického uhlíka v pôde (t/ha), ktorý bol spracovaný pre územie Trnavského kraja (Skalský a kol. 2006). V zahraničí je v poslednom období známych viacero sofistikovaných prístupov k tvorbe mapových výstupov, prezentujúcich hodnoty pôdneho organického uhlíka pôd v jednotlivých krajinách Európy (Howard a kol., 1995, Arrouays a kol., 2001, Liebens

a VanMolle, 2003, Letters a kol., 2005) i sveta (Batjes, 2005), resp. v rámci celej Európy (Batjes, 2002, Jones a kol., 2005).
Mapový výstup, ktorý prezentujeme v tejto práci je založený na aktuálnych údajoch obsahu POC v orniciach poľnohospodárskych pôd Slovenska.

Materiál a metódy

Monitoring POC na základnej monitorovcej sieti je realizovaný v 5 ročných cykloch na poľnohospodárskych lokalitách umiestnených na orných pôdach (OP) a trvalých trávnych porastoch (TTP) ako aj na lokalitách nad hornou hranicou lesa. Monitorovacie lokality sú rozdelené na základe pôdneho typu, subtypu, materskej horniny a druhu pozemku (OP,TTP) do 24 pôdnych skupín. Celkový počet monitorovacích lokalít základnej siete poľnohospodársky využívaných pôd je 318. Pri tvorbe mapového výstupu sa použili údaje pôdneho organického uhlíka stanovené v ornicovom horizonte z odberu realizovanom v roku 2002.

Výsledky a diskusia

Metodický prístup k mapovému výstupu
Pri tvorbe mapového výstupu sme využili pôdnu mapu Slovenska 1:400 000, ktorá reprezentuje plošné zastúpenie jednotlivých pôdnych asociácií (na základe pôdnych typov a subtypov) v rámci SR (Kobza, 1999).
Obsah POC prvotne síce závisí od genézy konkrétneho pôdneho typu, ale pri intenzívne využívaných orných pôdach dochádza k rapídnemu poklesu jeho množstva. Na orných pôdach, v porovnaní s TTP je charakteristická nižšia zásoba humusu, nakoľko pri rozoraní TTP a pasienkov dochádza k porušeniu prirodzenej rovnováhy a obsah humusu sa podstatne zníži v dôsledku intenzívnej mineralizácie hlavne v ornicovom horizonte (Chukov, 2000). Guo a Gifford (2002) na základe výsledkov meta-analýzy uvádzajú, že pri zmene hospodárenia na pôde v prípade rozorania pasienkov je pokles pôdneho organického uhlíka až 59 %. Ďalší autori (Gregorich a kol., 1995, Ellert a Gregorich, 1996) uvádzajú, že obsah pôdnej organickej hmoty v orničnej vrstve kultivovaných pôd je okolo 15 až 30 % nižší než na pôdach pod prirodzenou vegetáciou. Podstatne nižšie hodnoty POC na orných pôdach ako na TTP v rámci rovnakého pôdneho typu boli v priebehu monitorovania zistené aj u nás (Linkeš, 1997, Barančíková, 2002). Z uvedeného dôvodu sme pokladali za nevyhnutné územie poľnohospodárskych pôd na Slovensku rozdeliť na orné pôdy a TTP, ktoré bolo realizované na základe údajov LPIS (Identifikačný systém produkčných blokov na poľnohospodárskej pôde) z augusta 2006.
Aby sa zachovalo aj určité regionálne rozdelenie, hodnotili sme POC jednotlivých pôdnych skupín podľa krajov. Hranice krajov SR boli prevzaté zo spojitej vektorovej mapy 1:50 0000 Geografického a kartografického ústavu a Arc GEO s.r.o. z roku 2002. Takéto administratívne rozdelenie umožní sledovať zmeny stavu POC na poľnohospodárskych pôdach v rámci jednotlivých krajov, čo je dôležité pre potreby štátnych orgánov, hlavne Ministerstva pôdohospodárstva SR. Pre prácu so vstupnými georeferencovanými digitálnymi údajmi a implementáciu výslednej digitálnej údajovej vrstvy bol využitý programový balík ArcGIS®.
Metodický postup môžeme zhrnúť do nasledovných bodov:

- predpríprava údajov, vytvorenie digitálnej údajovej vrstvy orných pôd a TTP pre mapu Slovenska 1: 400 000,
- vytvorenie celkovej databázy obsahu POC v poľnohospodárskych pôdach Slovenska na báze ČMS-Pôda,

- vytvorenie účelovej databázy obsahu POC na základe pôdneho typu, subtypu, materskej horniny a druhu pozemku,
- štatistické zhodnotenie obsahu POC v pôde na báze údajov ČMS-Pôda.

Mapový výstup reprezentuje obsah POC v percentách v ornici (hĺbka 0-10 cm) jednotlivých pôdnych asociácií. Nakoľko pôdnych skupín, v rámci ktorých sa uskutočňuje monitorovanie organického uhlíka je 24 a pôdnych asociácií 57 (Kobza, 2002, Kobza, 1999), niektoré pôdne skupiny reprezentujú aj niekoľko pôdnych asociácií. Napr. v rámci monitoringu je iba jedna pôdna skupina pre černozeme, ale pôdnych asociácií zahrňujúcich černozeme je sedem. To znamená, že všetkých sedem asociácií v rámci daného kraja je reprezentovaných iba jednou hodnotou POC. Hodnota POC v danom kraji pre konkrétnu pôdnu skupinu je reprezentovaná hodnotou POC, ktorá predstavuje priemernú hodnotu všetkých monitorovacích sond v rámci danej pôdnej skupiny v danom kraji. V prípade, že v danom kraji nemáme pre určitú pôdnu skupinu žiadnu monitorovaciu sondu, použije sa priemerná hodnota POC pre celé Slovensko pre danú pôdnu skupinu. V rámci jednotlivých krajov takéto plochy predstavujú iba minimálne percento z celkovej výmery poľnohospodársky využívaných pôd.

Na mapovom výstupe sú hodnoty organického uhlíka rozdelené do piatich kategórií, ktorých rozsahy POC sú rozdielne pre orné pôdy a trvalé trávne porasty. K takémuto rozdeleniu sme pristúpili preto, lebo hodnoty orných pôd na väčšine poľnohospodárskych pôd Slovenska v dôsledku intenzívneho využívania nezávisia od genézy daného pôdneho typu, ale väčšina z nich sa pohybuje v pomerne úzkom rozsahu 1-2%. Kategória 1 orných pôd reprezentuje lokality s veľmi nízkym obsahom POC (<1 %) a kategória 5 orné pôdy s najvyšším obsahom POC (>2,5%). Rozsah hodnôt POC v kategóriách 2. až 4. je 0,5 % (Tabuľka 1).

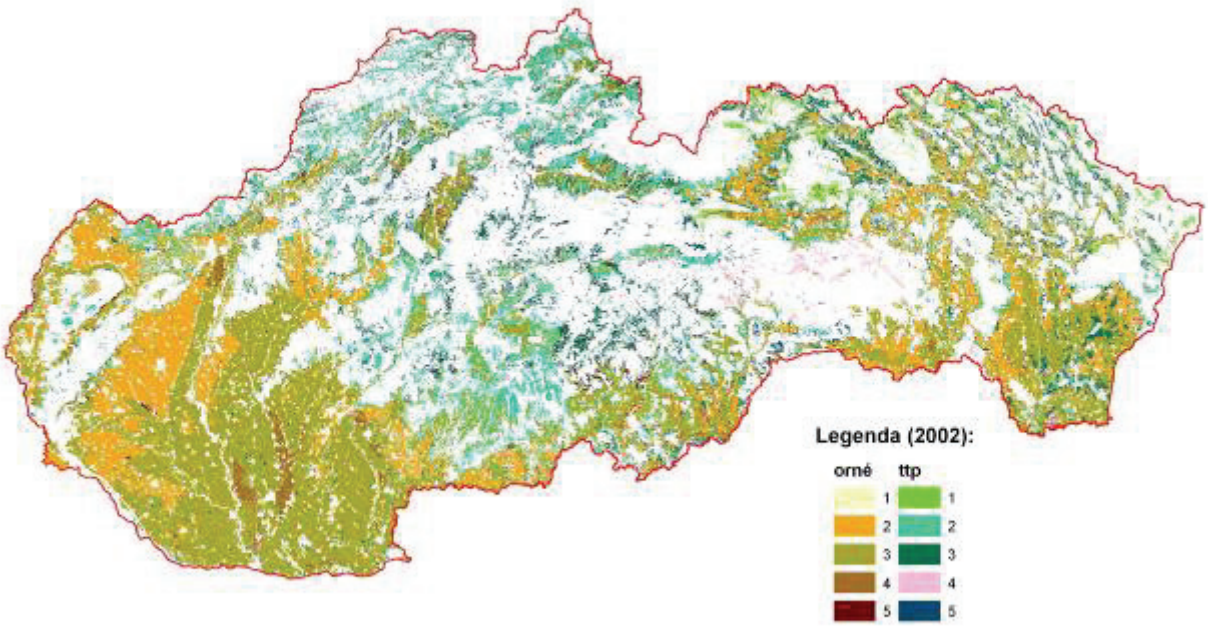
Obsah POC v rámci TTP, nakoľko odráža genézu konkrétneho pôdneho typu, je podstatne vyšší. V najnižšej kategórii 1 sú pôdne lokality s obsahom POC<2% a v najvyššej kategórií 5 pôdy, ktorých obsah POC je vyšší ako 5%. Rozsah hodnôt POC v kategóriách 2 až 4 je 1 % (Tabuľka 1).

Tab. 1 Kategórie pôdneho organického uhlíka pre lokality na orných pôdach (OP) a trvalých trávnych porastov (TTP) Slovenska

Kategória	rozsahy POC (%) pre OP	rozsahy POC (%) pre TTP
1.	<1	<2
2.	1 - 1.5	2 - 3
3.	1.5 - 2	3 - 4
4.	2 - 2.5	4 – 5
5.	>2,5	>5

Aktuálne výsledky stavu obsahu organického uhlíka na poľnohospodárskych pôdach Slovenska

Ako je možné vidieť na mapovom výstupe (obr.1), intenzívne obrábané pôdy (orné pôdy) dominujú na juhozápade a juhu Slovenska, čiastočne aj na Východoslovenskej nížine. Na orných pôdach v Bratislavskom a Trnavskom kraji (juhozápad Slovenska) sa najvyššie hodnoty POC nachádzajú na nekarbonátových čierniciach (kategória 5) a najnižšie hodnoty predovšetkým na regozemiach a pseudoglejoch (kategória 2). Dominantnou kategóriou POC orných pôd v Bratislavskom, Trnavskom a Nitrianskom kraji je kategória 3, ktorá podľa Hraška (Hraško a Bedrna, 1988) reprezentuje strednú zásobu POC. V Nitrianskom kraji predovšetkým orné pôdy černozemí a fluvizemí disponujú dobrou zásobou POC (kategória 4). Orné pôdy na južnom Slovensku a Východoslovenskej nížine sú charakteristické predovšetkým strednou zásobou POC (kategória 3). Na juhu Banskobystrického kraja sa nachádzajú orné pôdy čierníc, ktorých hodnoty POC spadajú do kategórie 5.



Obr. 1 Hodnoty pôdneho organického uhlíka (%) v ornicovom horizonte poľnohospodárskych pôd Slovenska

V severnejších oblastiach Slovenska (Žilinský kraj, sever Banskobystrického, Prešovského a Košického kraja) je poľnohospodársky pôdny fond využívaný predovšetkým ako trvalé trávne porasty (Obr. 1). V Banskobystrickom kraji je možné nájsť trvalé trávne porasty, predovšetkým na pseudoglejoch, s nízkymi hodnotami POC (hodnota POC nižšia ako 2 %, kategória 1). Väčšinu územia trvalých trávnych porastoch však zaberajú oblasti s hodnotami POC od 2 do 4 % (kategórie 2 a 3). Vysokými hodnotami POC (nad 4 %, kategória 4) disponujú kambizeme a rendziny na trvalých trávnych porastoch Slovenského Rudohoria (severozápadná časť Košického kraja). V horských oblastiach Banskobystrického a Žilinského kraja sa nachádzajú tiež pôdne typy s najvyššími hodnotami POC (podzoly, rankre podzolové, litozeme na TTP), ktoré reprezentujú veľmi dobrú zásobu humusu (Hraško, Bedrna, 1988). V mapovom výstupe je to kategória POC 5 na TTP.

Záver

Údaje získané z monitoringu pôdnej organickej hmoty je možné využiť aj pri tvorbe mapových výstupov. Prezentovaná práca v prvom rade podáva jeden z možných metodických prístupov pri tvorbe mapového výstupu POC. Jedná sa o prvú aproximáciu stavu POC na poľnohospodárskych pôdach Slovenska, ktorá bola zrealizovaná na základe údajov ČMS-P a regionálneho rozdelenia POC v ornicovom horizonte jednotlivých pôdnych skupín. Prezentovaný prístup k tvorbe mapového výstupu oproti predchádzajúcim grafickým výstupom POC má jeden podstatný rozdiel. Pokiaľ predchádzajúce mapové výstupy, spracované predovšetkým na základe údajov POC z KPP nebrali do úvahy rozdelenie pôdnych typov na základe pokryvu (orné pôdy, trvalé trávne porasty), uvedený postup tvorby

mapového výstupu zohľadňuje rozdelenie poľnohospodárskych pôd na OP a TTP na základe údajov LPIS. Takýto prístup umožňuje zohľadniť podstatné rozdiely POC medzi OP a TTP rovnakého pôdneho typu a tým vytvoriť reálnejší pohľad na distribúciu organického uhlíka na poľnohospodárskych pôdach a pôdach nad hornou hranicou lesa na území Slovenska. V ďalšom období riešenia sa chceme zamerať na kvantifikáciu rozdielov v obsahu POC ornicového horizontu medzi jednotlivými monitorovacími cyklami a tiež na kalkuláciu zásob organického uhlíka v t/ha v jednotlivých slovenských regiónoch. Zásoba pôdneho organického uhlíka zistená na základe monitoringu POC bude predstavovať východiskový stav pri predpovedaní obsahu POC pri možných klimatických zmenách a zmenách v hospodárení na poľnohospodárskych pôdach Slovenska v budúcom období.

Poďakovanie

Táto práca bola podporená Agentúrou na podporu výskumu a vývoja na základe zmluvy č. APVV-0333-06.

Literatúra

ARROUAYS, D., DESLAIS, W., BADEAU, V., 2001: The carbon content of topsoil and its geographical distribution in France. Soil Use and Management, 117, 7-11.

BARANČÍKOVÁ, G., 2002: Monitoring obsahu a kvality pôdnej organickej hmoty In: Kobza, J. et al: Monitoring pôd Slovenskej republiky (Soil Monitoring of Slovak Republic). Bratislava: VÚPOP, str. 54-73.

BARITZ, R., DE NEVE, S., BARANCIKOVA, G., GRONLUND, A., LEIFELD, J., KATZENSTEINER, K., KOCH, H.J., PALLIERE, C. ROMANYA, J., SCHAMINEE, J., 2004: Working group of organic matter and biodiversity, Task Group 5 on Land use practives and SOM. In: Reports of the technical working groups, Volume III, Organic matter, str. 137-164; editors: Van-Camp, L, Bujarrabal B, Gentile, A.R., Jones, R.A.J., Montanarella, L, Olazabal, C, Selvaradjou, S.H. EUR 21319 EN/3 European Communities, 2004.

BATJES, N.H., 2002: Carbon and nitrogen stocks in the soils of Central and Eastern Europe. Soil Use and Management, 18, 324-329.

BATJES, N.H., 2005: Organic carbon stocks in the soils of Brazil, Soil Use and Management, 21, 22-24.

BIELEK, P., 1998: Dusík v poľnohospodárskych pôdach Slovenska. VÚPÚ, Bratislava, 256 s.

BIELEK, P., 2002: Obsah humusu v poľnohospodárskych pôdach. In Atlas Krajiny Slovenskej Republiky, MŽP SR, Bratislava, SAŽP Banská Bystrica, (2002), s. 105.

GUO, L.B., GIFFORD, R.M., 2002: Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis." Global Change Biology, 8, 345-360.

HOWARD, P.J.A., LOVELAND, P. J., BRADLEY, R.I., DRY, E.T., HOWARD, D.M., HOWARD, D.C., 1995: The carbon content of soil and its geographical distribution in Great Britain. Soil Use and Mangement, 11, 9-15.

HRAŠKO, J., BEDRNA, Z., 1988: Aplikované pôdoznalectvo. Príroda, str. 32-40.

CHUKOV, S.N., 2000: Study by ^{13}C – NMR spectroscopy of humus acids molecular parameters in anthropogenically disturbed soils. In: Proceedings of 10th International Meeting of the IHSS, Toulouse, str. 81-84.

JONES, R.J.A., HIEDERER, R., RUSCO, E., MONTANARELLA, L., 2005: Estimating organic carbon in the soils of Europe for policy support, Eur. J. Soil Sci., 56, 655-671.

KOBZA, J., 1999: Legenda k pôdnej mape SR v mierke 1:400 000. VÚPOP, Bratislava, 64 str.

KOBZA, J., 1999: Metódy čiastkového monitorovacieho systému. In: Kobza, J. et all: Monitoring pôd Slovenskej republiky (Soil monitoring of Slovak republic). Bratislava: VÚPOP, str.14-20.

LETTERS, S., VAN ORSHOVEN, J., VAN WESEMAEL, B., DE VOS, B., MUYS, B., 2005: Stocks and fluxes of SOC for landscape units in Belgium derived from heterogeneous data sets for 1990 and 2000. Geoderma, 127, 11-23.

LIEBENS, J., VANMOLLE, M., 2003: Influence of estimation procedure on soil organic carbon stock assessment in Flanders, Belgium. Soil Use and Management, 19, 364-371.

LINKEŠ, V., KOBZA, J., ŠVEC, M., ILKA, P., PAVLENDA, P., BARANČÍKOVÁ, G., MATÚŠKOVÁ, L., 1997: Monitoring pôd Slovenskej republiky. Súčasný stav monitorovacích vlastností pôd 1992-1996. VÚPÚ Bratislava, str. 80-90.

SKALSKÝ R., ŠURINA, B., BLEHO, S., MAKOVNÍKOVÁ, J., RYBÁR, O., 2006: Slovakia Soil Database Pilot Areas Project to flow local information into a harmonised Multiscale European Soil Information System. Final technical report to contract No. 381004 F1SC, VÚPOP, Bratislava, 41 s.

VERIFIKÁCIA TEÓRIE PODZOLIZÁCIE V RÁMCI ŠTÚDIA LESNÝCH PÔD SLOVENSKA

PODZOLIZATION PARADIGM VERIFICATION WITHIN THE FRAME OF THE FOREST SOILS OF THE SLOVAKIA

Juraj Bebej, Viliam Pichler, Juraj Gregor, Ladislav Tužinský

Technická univerzita Zvolen, Lesnícka fakulta, T.G.Masaryka 24, 960 53 Zvolen, Slovenská republika, e-mail: bebej@vsld.tuzvo.sk

Abstrakt

Konflikty medzi súčasnými modelmi podzolizácie, terénnymi pozorovaniami a novými poznatkami získanými v oblasti štúdia dynamiky organickej hmoty, zvetrávania minerálov (za účasti ektomykoríznych húb), mikrobiálnej aktivity na rozhraní skelet – pôda a geochemických procesov viedli k vypracovaniu projektu v rámci Agentúry na podporu vedy a výskumu (APVV). Predložený príspevok podáva prehľad o štruktúre a zámeroch tohto projektu, ako aj jeho jednotlivých pracovných balíkoch – s dôrazom na očakávané výsledky a ich potenciálny ekologický dopad - predovšetkým so zreteľom na prehodnocovanie nutričného potenciálu lesných pôd SR s vysokým podielom skeletovej frakcie.

Kľúčové slová: lesné pôdy, teória podzolizácie, minerálne zvetrávanie, mikrobiálne aktivity

Abstract

The conflicts among the present podzolization models, field observation and the new findings in the field of the organic matter dynamics, mineral weathering (with involvement of the rock–eating ectomycorrhizal fungi), microbial activities and the geochemical processes resulted in elaboration of new project within the frame of the Slovak Research and Development Agency. This article presents the structure, tasks and particular actions of submitted project – with emphasis on the expected results and its possible ecological impacts especially regarding the re-evaluation of the nutrification potential of the skeleton-rich forest soils of the Slovakia.

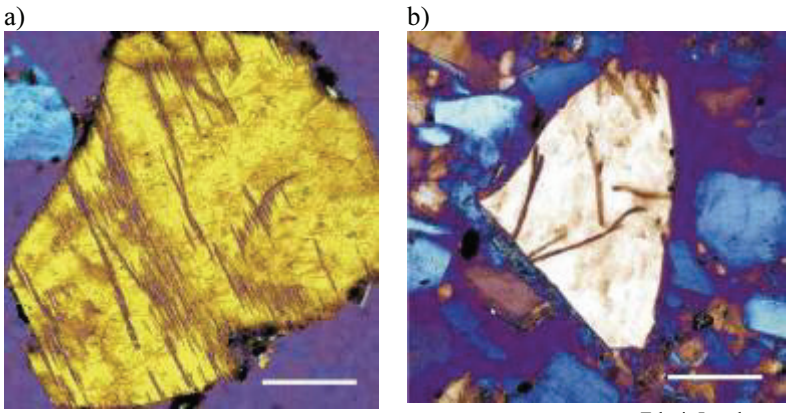
Key words: forest soils, podzolization paradigma, mineral weathering, microbial activities

Úvod

Explózia nových poznatkov v oblasti pedológie viedla k zisteniu, že mikrobiálne spoločenstvá na povrchu pôdneho skeletu modifikujú intenzitu a mechanizmy chemického a fyzikálneho zvetrávania horniny (Gömöryová, 2003, 2004, Gömöryová et al., 2006). Priamo alebo nepriamo indukujú dezintegráciu minerálov, hydratáciu, rozpúšťanie a tvorbu sekundárnych minerálov. Všetky takto podmienené reakcie môžu akcelerovať rozpúšťanie minerálov, čo vedie k zvyšovaniu pórovitosti a permeability pôd, ku špecifickej kolonizácii pôdnych horizontov rôznorodými mikrobiálnymi spoločenstvami – so signifikantným dopadom na pôdnu úrodnosť.

Predchádzajúce experimentálne práce poukazovali na to, že komplexotvorné organické látky môžu viesť k signifikantnému nárastu uvoľňovania hliníka z alumosilikátov do roztoku v porovnaní s anorganickými podmienkami. Pri reakciách za účasti organizmov, alebo organických látok a za prítomnosti komplexotvorných organických ligandov možno očakávať, že hliník bude prednostne mobilizovaný v porovnaní s kremíkom – hlavne kvôli

tvorbe Al-komplexov, ktoré spôsobia redistribúciu prvkov v primárnych a sekundárnych nerastoch ako aj v koexistujúcom roztoku.
Živce sú jedným z najrozšírenejších minerálov, ktoré sa vyskytujú vo všetkých druhoch magmatických, sedimentárnych a metamorfovaných hornín, ako aj v pôde. Z toho dôvodu živce predstavujú dôležitý zdroj biologicky dostupného vápnika a draslíka pre väčšinu ekosystémov. Zvetrávanie živcov teda prispieva významne k pôdnej úrodnosti a ku kolobehu Ca a K vo väčšine ekosystémov. Zvetrávanie zŕn živcov začína miestach puklín, dutín a dislokácií týchto minerálov. Biologická aktivita môže akcelerovať zvetrávanie živcov. Ukázalo sa, že baktérie kolonizujú otvorené pukliny, vnútri ktorých urýchľujú zvetrávanie exkréciou kyseliny glykónovej (Welch and Ulman, 1999). Predpokladá sa, že hýfy lišajníkových húb kolonizujú intragranulárne póry pozdĺž puklín, kde môžu zvyšovať tvorbu naleptaných otvorov produkciou oxalátov. Zdokumentovaná prítomnosť „tunelových" štruktúr vo vnútri zŕn živcov a amfibolov (Jongmans et al., 1997) viedla k hypotéze, že tieto štruktúry vznikli v dôsledku aktivity ektomykoríznych húb tým, že tieto rozpúšťali minerály vylučovaním organických kyselín (Jongman et al., 1997). Rúrkové („tunelové") štruktúry boli nájdené v zrnách nestabilných minerálov z eluviálneho horizontu podzolov boreálnych lesných pôd (Van Breemen et al., 2000). Tieto sa vyskytujú najmä vo vrchných častiach pôdy, pretože väčšina ektomykoríznych koreňov sa nachádzala v organickom horizonte.



Zdroj: Landeweert R. et al., (2001)

Obr. 1 Mikrofotografie živcov pri skrížených nikoloch. Mikrofotografia 1a) dokumentuje chemicky zvetraný živec s čiastočne prepojenými, subparalelnými kavitami tvoriacimi tzv. „leptové obrazce" – na rozdiel od 1b), kde v štruktúre živca sú viditeľné viac-menej neusporiadané rúrkovité „vedenia" spôsobené hýfmy lišajníkových húb

Van Breemen et al. (2000) predpokladajú, že produkty zvetrania minerálov (K, Mg, Ca, Al, Fe a Si) mobilizované ektomykoríznymi hubami v E-horizonte sú transportované hýfami do mykoríznych koreňov rastlín v O-horizonte, kde časť týchto prvkov (K, Ca, Mg a P) je transportovaná do rastlín. Zvyšné prvky, ktoré nie sú priamo spotrebovávané rastlinami (Al, Fe a Si), sú vylučované hýfmi v blízkosti koreňov, alebo sú akumulované priamo v týchto hýfoch. Po odumretí hýfov dochádza k ich uvoľňovaniu do okolitého prostredia a k ich následnej perkolácii z O-horizontu do E-horizontu, čo spôsobuje vysoký tok týchto prvkov na rozhraní O/E a E/B horizontov podporovaný (a) vysokou aktivitou nizkomolekulových organických kyselín (LMA) produkovaných mykoríznymi hubami, ako aj (b) aktivitou vysokomolekulových organických kyselín uvoľňovaných z humifikovaných organických látok v O-horizonte.
Pretože výrazný skok na rozhraní horizontov E/B koinciduje s poklesom hustoty hýfov, z tohto vzťahu možno vyvodiť nasledovné:

1. z vysokej denzity hýfov v E-horizonte vyplýva vysoká aktivita LMW organických kyselín vylučovaných hýfmi, čo vedie k vysokej mobilite organo-komplexov železa a hliníka v tomto horizonte,
2. v B-horizonte, kde je málo hýfov s nízkou aktivitou LMW organických kyselín, dochádza k výraznej precipitácii organokomplexov železa a hliníka a formovaniu iluviálneho horizontu,
3. pokiaľ platia vyššie uvedené vzťahy, potom E-horizont možno považovať za horizont zvetraný a vybielený mykoríznymi hubami (a teda, možno ho považovať za produkt biologického zvetrávania).

Na základe vyššie uvedených faktov bola vyslovená hypotézu, že spolupôsobenie rastlín s ektomykoríznymi hubami je hnacou silou podzolizácie. Buurman. et al. (2002) na základe rozporov medzi súčasnými modelmi podzolizácie a terénnym pozorovaniami, ako aj na základe zistení Van Breemena et al. (2000) vypracovali novú paradigmu podzolizácie. Z existencie zonálnych a intrazonálnych podzolov s rozdielnymi vlastnosťami organických látok a sesquioxidov železa a hliníka vyplýva existencia dvoch rozdielnych mechanizmov podzolizácie:

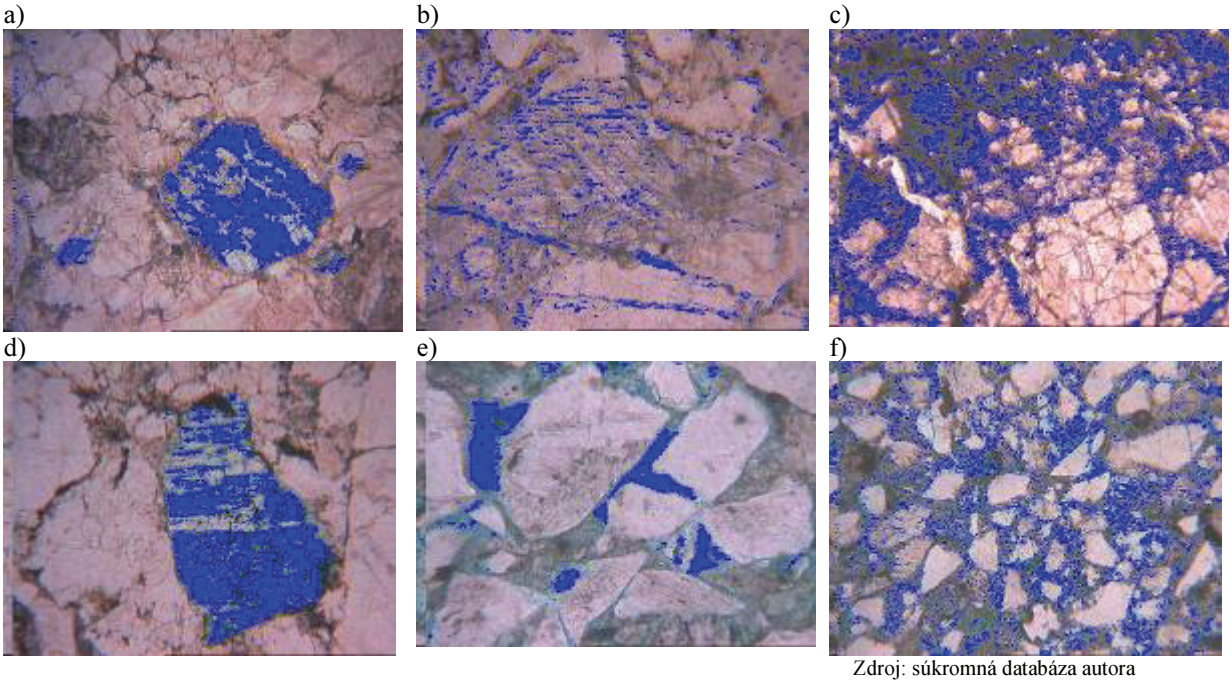
1. mechanizmus: mobilizácia, transport a precipitácia iluviálnych organických látok prebieha v súlade s klasickou teóriou podzolizácie. Tento proces vedie k tvorbe monomorfných iluviálnych kutanov, pričom iluviálny humus je podobný ľahko rozpustným organickým látkam (DOC),
2. mechanizmus: podzolizácia je skôr výsledkom biologickej aktivity ako procesu iluviácie. Po morfologickej stránke tento proces vedie k tvorbe organických peletov a chemizmus organických látok v B-horizonte naznačuje, že ich pôvod je najmä v rozložených koreňoch.

Taktiež sa zistilo, že rozdielne mechanizmy podzolizácie závisia od dynamiky organických látok v pôdach (Buurman et Jongmans, 2002, 2005). V relatívne bohatých pôdach sa DOC rýchlo rozkladá mikrobiálnou aktivitou. V B-horizonte prevláda akumulácia zlúčenín Fe a Al a organických látok vo forme peletov (polymorfných organických látok), tvoriacich sa z rozložených koreňov. V chudobnejších, alebo v zamokrených pôdach, kde rozklad DOC je inhibovaný kyslým prostredím alebo nedostatkom kyslíka, môže dochádzať ku akumulácii značného množstva DOC vo forme monomorfných povlakov. E-horizont v takýchto podmienkach vzniká v dôsledku precipitácie kovov z ľahkorozpustných organokomplexov, ktoré v dôsledku následného mikrobiálneho rozkladu stratili schopnosť udržiavať organokomplexy kovov v stabilnej forme. Z pohľadu daných faktov je potrebné pripomenúť, že horniny rozkladajúce ektomykorízne huby („rock eating fungi“) pravdepodobne zohrávajú kľúčovú úlohu v procese podzolizácie tým, že poskytujú tesnú väzbu medzi podzolizáciou a zvetrávaním minerálov.

V súvislosti s novou teóriou podzolizácie Van Breemen et al. (2000) konštatovali, že "...táto teória by mala byť podporená ďalším výskumom", nakoľko spomínaná hypotéza bola doposiaľ potvrdená len pre lesné pôdy vyskytujúce sa pod ektomykoríznymi ihličnanmi. Na základe tejto skutočnosti vyvstáva otázka, či obdobné mechanizmy, procesy sa vyskytujú aj v lesných pôdach s listnatými porastmi, alebo aj v iných typoch okyslených lesných pôd ochudobnených o živiny - tvoriacimi cca 13% podiel na celkovej rozlohe lesných pôd v SR.

Van Breemen et al. (2000) a Buurman et al. (2002, 2005) uviedli doposiaľ v prospech svojej hypotézy celý rad argumentov (vychádzajúcich z terénnych pozorovaní, štúdia morfológie a zloženia organickej hmoty, rádioizotopových a geochemických dát). Na strane druhej však doposiaľ chýbajú niektoré doplňujúce informácie – menovite informácie dostupné na úrovni pôdnej mikromorfológie, petrofyziky („pórovitosti") a zmien minerálneho zloženia primárnych a sekundárnych minerálov pôd a skeletu, ktoré by mali zaznamenávať časovo-priestorovú postupnosť zvetrávania a zmeny pórovitosti v priľahlých pôdnych horizontoch v dôsledku reakcií v sústave skelet – jemnozem - biota.

Z mineralogického pohľadu možno formulovať nasledovnú pracovnú hypotézu. V prípade, že eluviálny horizont (E) bude vznikať v dôsledku aktivity mykoríznych húb (t.j. bude sa jednať o proces riadený biologickou činnosťou), potom tento proces by mal viesť k vzniku mohutných prejavov sekundárnej pórovitosti v nestabilných mineráloch skeletu. Tento proces by mal byť doprevádzaný premenou týchto nestabilných minerálov. Mobilizáciou Ca, Si a K zo živcov (pôsobením mykoríznych húb) by mala viesť k albitizácii živcov – a na základe novej teórie podzolizácie – k migrácii Ca, K a (P) v biologicky dostupnej forme priamo do rastlín. Takýto proces by mal podporovať vznik sekundárnej pórovitosti v primárnych mineráloch (živcoch) – a naopak, nemalo by dochádzať k „in-situ" precipitácii sekundárnych minerálov Ca a Si v týchto živcoch (t.j. k tzv. poronekrotickým premenám pôvodnej pórovej siete).
Podľa Van Breemena et al. (2000) iluviálny B-horizont by mal predstavovať horizont s intenzívnymi prejavmi poronekrózy (t.j. redukcie primárnej a sekundárnej pórovitosti). Na základe tejto skutočnosti autigenéza (ako diagenetický proces vzniku nových sekundárnych minerálov) by mala byť časovo-priestorovo paralelná s procesmi precipitácie organokomplexov Si, Al a Fe.



Zdroj: súkromná databáza autora

Obr. 2 Ilustrácia možného vplyvu skeletovej frakcie pôd na formy a typy výskytu pórovitosti pôdach – na základe analógie so sedimentárnymi horninami zo sedimentárnych paniev Slovenska. Z obrázkov je zreteľné, že intergranulárna optická pórovitosť (modrá farba) je prednostne viazané na kontakt klastických zŕn so základnou hmotou (obr. 2c, e, f), kým intragranulárna pórovitosť je prakticky vždy viazaná na úlomky kryštalických vápencov a dolomitov (2b), resp. na úlomky nestabilných minerálov – živcov (2a,d) kde táto nadobúda vlastnosti sekundárnej pórovitosti

Mikrobiálne spoločenstvo v E-horizonte by mala zapĺňať prednostne novo vzniknutú sekundárnu pórovú sieť, nakoľko tieto „voľné" priestory sú vhodné pre rast a reprodukciu mikrobiálneho spoločenstva. Respirácia organickej hmoty mikrobiálnou aktivitou typická pre tento horizont (porovnaj Buurman et al., 2002) by mala v okolí spomínanej sekundárnej pórovej siete podporiť proces jej konzumácie – na rozdiel od B-horizontu, kde precipitácia autigénnych minerálov by mala chronologicky korešpondovať s akumuláciou organickej hmoty.
Prítomnosť skeletu v pôde, proces jeho dezintegrácie a zvetrávania vedie pochopiteľne k zisteniu, že pôdny skelet a minerály v ňom obsiahnuté môžu v zásadnej miere ovplyvňovať

sorpčný komplex pôd v najširšom slova zmysle. V pedológii takúto možnosť potvrdil Kohler et al. (2001) na príklade skeletovej frakcie tvorenej z metamorfovaných hornín, ktorá sa ukázala ako dominantný zdroj bázických katiónov (Mg a Ca) sorpčného komplexu pôd – až s 80% podielom na celkovej bilancii týchto prvkov vo výmennom komplexe pôdnych vzoriek v prirodzenom uložení podľa zistení autora pochádza zo skeletového materiálu. Práce Cortiho et al. (1988) naznačili, že túto skutočnosť možno pripísať do značnej miery distribúcii zrnitostných tried skeletovej frakcie – s tendenciou negatívnej korelácie medzi stupňom alterácie skeletu, katiónovou výmennou kapacitou a veľkosťou jeho zrnitostnej triedy. Spomínané konštatovanie môže mať zásadný význam pre lesné pôdy SR s obrovskou variáciou a pestrosťou v zložení skeletu. Integrované štúdium pôd (t.j. jemnozeme ako aj skeletu) môže mať teda závažné implikácie pri oceňovaní nutričných vlastností lesných pôd.

Ciele projektu

Berúc do úvahy vysoký ekologický význam skeletu v bio-, geochemickom cykle živín ako aj na základe nových poznatkov v tejto oblasti pôdoznalectva, sa ukazuje ako potrebné:

- kvantifikovať výmennú sorpčnú kapacitu skeletu za účelom predikcie zdroja výmenných katiónov v lesných pôdach
- zhodnotiť úlohu skeletu v súvislosti s diverzitou mikrobiálneho spoločenstva v horizontoch s rozdielnym typom a obsahom skeletu
- špecifikovať zásobu katiónov v spojitosti s rozdielnym typom, stupňom zvetrania a veľkosťou skeletu
- preukázať existenciu rúrkových („tunelovitých“) štruktúr v živcoch vytváraných ektomykoríznymi hubami v skelete, ktoré by takýmto spôsobom podporili platnosť hypotézy o hýfami akcelerovanom zvetrávaní aj v podmienkach lesných pôd SR
- prehodnotiť význam novej paradigmy podzolizácie aj v rámci podzolov lesných pôd SR
- poskytnúť nové mineralogické, geochemické a petrofyzikálne dôkazy o biologickom zvetrávaní skeletu a o jeho dôsledkoch na pedogenézu a kolobeh živín
- reinterpretovať mobilitu, akumuláciu, dynamiku a obeh organických látok z pohľadu vyššie uvedených faktov
- integrovať získané výsledky do štandardných pôdoznaleckých výskumných postupov tak, aby ich bolo možné využiť pre hodnotenie, ako aj pre inventarizáciu vlastností lesných pôd s ohľadom na vplyv globálnych zmien prostredia.

a) **b)**



Zdroj: fotoarchív autorov

Obr. 3 Pôdny profil podzolu na lokalite Tichá dolina (a), v ktorom sa vyskytuje skeletová frakcia balvanovitej veľkosti granitoidného zloženia, intímne prerastaná mykoríznymi hubami (b)

Materiál a metódy

Predložený projekt pozostáva z viacerých vzájomne prepojených pracovných balíkov (WPs). **WP 1** je zameraný na litologické, mineralogické, petrofyzikálne a geochemické štúdium lesných pôd a jeho cieľom je charakterizovať základný súbor litologických, mineralogických, petrofyzikálnych a geochemických parametrov reprezentatívnych profilov lesných pôd. Štúdium objemovej hmotnosti, pórovitosti, minerálneho zloženia, výmennej kapacity katiónov (CEC) jemnozeme (<2 mm), ako aj skeletu (>2mm) v profiloch lesných pôd poskytne informácie o faktoroch kontrolujúcich uvoľňovanie živín prístupných pre rastliny na rozhraní skelet - jemnozem. Osobitná pozornosť sa sústredí na odhalenie možnej prítomnosti „tunelových" štruktúr v zrnách živcov, o ktorých sa predpokladá že by mali vznikať v dôsledku činnosti hýfov húb v boreálnych podzoloch a ktoré by mali indikovať proces biologického zvetrávania v horninových úlomkoch vedúci k vzniku rezervoára CEC. Mikromorfologické štúdium pôd, štúdium primárnych a sekundárnych minerálov pomocou elektrónovej (SEM, TEM) a optickej mikroskopie, ako aj štúdium optickej pórovitosti výbrusov pôdnych vzoriek impregnovaných farebnými organickými živicami by malo napomôcť pri stanovení chronológie procesov minerálneho zvetrávania súvisiacich s mobilizáciou a precipitáciou organo-komplexov chemických prvkov, ktoré by mali viesť k vzniku eluviálnych a iluviálnych horizontov.
Cieľom **WP2** pod názvom „Štúdium a hodnotenie interakcií medzi skeletom a pôdnymi mikroorganizmami" bude hodnotenie celkovej mikrobiálnej biomasy a aktivity pôdnych mikroorganizmov vo vzťahu k pôdnemu skeletu, predovšetkým k jeho zloženiu, miery zvetrania a jeho veľkosti, porovnanie biomasy pôdnych mikroorganizmov vo frakcii jemnozeme a skeletu, hodnotenie kvalitatívneho zloženia mikrobiálneho spoločenstva s ohľadom na mineralogické, fyzikálne a chemické vlastnosti skeletu, ako aj štúdium priestorovej variability mikroorganizmov (biomasy a aktivity) v pôdnom profile so zreteľom na rozmiestnenie pôdneho skeletu. Logickým vyústením tohto pracovného balíka bude aj štúdium kvantity a aktivity rhizosférnych mikroorganizmov v pôdach s rôznym druhom a obsahom skeletu.
Zámerom **WP3** „Dynamika pohybu organickej hmoty v systéme stromová nekromasa – pokrývkový humus – pôda a jej vplyv na pohyb vody a priestorovú variabilitu infiltrácie vody v lesných pôdach" je stanoviť a modelovať závislosť medzi pohybom a akumuláciou vody a vo vode rozpustených látok, osobitne uhlíka na rozhraní stromovej nekromasy – pokrývkového humusu - pôdnych horizontov lesných pôd.

Očakávané výsledky projektu

Riešenie projektu by malo viesť k nasledovným výsledkom:

- k stanoveniu CEC skeletu z reprezentatívnych vzoriek lesných pôd chudobných na živiny,
- k možnému potvrdeniu biologicky riadeného zvetrávania v horninových úlomkoch (skelete) v lesných pôdach SR - vplyvom pôsobenia mykoríznych húb a k odhaleniu existencie tunelových štruktúr v živcoch vznikajúcich vplyvom pôsobenia týchto húb,
- k možnému potvrdeniu platnosti novej teórie podzolizácie (Buurman et al., 2002, 2005) novými mineralogicko / petrografickými dôkazmi,
- k zisteniu nových informácií o súvise medzi geochemickými a nutričnými cyklami v pôdach na strane jednej a diagenézou, autigenézou a alteračnými zmenami v pôdach na strane druhej,
- k možnému prehodnoteniu nutričného potenciálu lesných pôd chudobných na živiny,
- k rozšíreniu základných vedeckých poznatkov v oblasti mikrobiológie lesných pôd,
- k rozšíreniu poznatkov o úlohe rhizosférnych mikroorganizmov pri výžive lesných drevín,

- k bližšiemu objasneniu úlohy pôdnych organizmov v pedogenetických procesoch – hlavne však pri formovaní podzolov,
- k podrobnejšej charakteristike teplotného a vodného režimu doprevádzajúceho rozklad stromovej nekromasy - vo vzťahu k dynamike rozkladu mŕtveho dreva v lesných ekosystémoch a ekologických nárokoch xylobiotických organizmov,
- k stanoveniu priestorovej variability zásob uhlíka v pôde v závislosti od priestorovej distribúcie stromovej nekromasy, dynamiky rozkladu, vlastností pokrývkového humusu a preferovaných smerov prúdenia v lesných pôdach.

Záver

Široký záber problematiky riešenej v diskutovanom projekte APVV, aplikácia nových metód štúdia a ich časová náročnosť vedie k tomu, že v I. etape výskumu (rok 2007) sme sa zamerali na terénne práce, odbery a dokumentáciu vzoriek. Prvé výsledky sa očakávajú v I. polovici r. 2008. Získané výsledky budú priebežne zverejňované na vedeckých konferenciách a vo vedeckých publikáciách.

Poďakovanie

Predložený príspevok vznikol vďaka podpore grantu APVV-0468-06 a vedeckých grantov Agentúry MŠ SR a SAV VEGA č. 1/2383/05 a 1/3548/06.

Literatúra

BANFIELD, J.F., BARKER, W.W., WELCH, S.A., TAUNTON, A., 1999: Biological impact on mineral dissolution: Application of the lichen model to understanding mineral weathering in the rhinosphere. Proc. Natl. Acad.Sci. USA, 96, pp 3400-3411.

BUURMAN, P., JONGMANS, A.G., 2002: Podzolization – An additional paradigm. Edafologia, 9 (2), pp. 107-114.

BUURMAN, P., JONGMANS, A.G., 2005: Podzolization and organic matter dynamics. Geoderma, 125, pp. 71-83.

CERTINI, G., CAMPBELL, C.D., EDWARDS, A.C., 2004: Rock fragments in the soil support different microbial community from the fine earth. Soil Biology & Biochemistry 36, 119-1128.

CORTI, G., UGOLINI, F.C., AGNELLI, A., 1998: Classing the soil skeleton (greater than two milllimeters): propose approach and procedure. Soil Science Society of America Journal 62, 1620-1629.

FLURY, M., FLÜHLER, H., 1995: Tracer characteristics of brilliant blue FCF. Soil Sci. Soc. Am. J., 59:22-27.

FLURY, M., FLÜHLER, H, JURY, W.A., LEUENBERGER, J., 1994: Susceptibility of soils to preferential flow of water: a field study. Water Resour. Res. 30 (7):1945-1954.

GRAS, R., 1972: Effect des éléments grossiers sur la dynamique de l´eau dans un sol sableux. I. Comportement des éléments grossiers poreux vis-a-vis de l´eau. Ann. Agrion., 23: 197-239.

GÖMÖRYOVÁ, E., 2003: Spatial variability of microbial soil characteristics under a single beech tree. Folia oecologica, 20, (2), 181-190.

GÖMÖRYOVÁ, E., 2004: Small-scale variation of microbial activities in a forest soil under a beech (Fagus Sylvatica L.) stand. Pol. J. Ecol., 52, (3), 311-321.

GÖMÖRYOVÁ, E., GREGOR, J., PICHLER, V., GÖMÖRY, D., 2006: Spatial pattern of soil microbial characteristics and soil moisture in a natural beech forest. Biologia, 61, Suppl. 19, 329-333.

HEISER, U., RABER, B., HILDEBRAND, E.E., 2004: The importance of the soil skeleton for plant-available nutrients in sites of the Southern Black Forest, Germany. Eur. J. Forest Res., 123, pp. 249-257.

JONGMANS, A.G., VAN BREEMEN, N., LUNDSTRÖM, U.S., VAN HESS, P.A.W., FINLAY, R.D., SRINIVASAN, M., UNESTAM, T., GIESLER, R., MELKERUD, P.A., OLSSON, M., 1997: Rock-eating fungi. Nature 389, 682-683.

JURY, W.A., GARDNER, W.R., GARDNER, W.H., 1991: Soil Physics. John Wiley & Sons, New York, 328 pp.

KOHLER, M., 2001: Inonenspeicher and Ionenmobilisierungspotentiale der Skelettfraction von Waldböden im Schwartzwald. Freib. Bodenk.Abh., 39, pp. 1-158.

LANDEWEERT, R., HOFFLAND, E., FINLAY, R.D., KUYPER, T. W., VAN BREEMEN, N., 2001: Linking plants to rocks: ectomycorrhizal fungi mobilize nutrients from minerals. Trends in Ecology & Evolution, 16 (5), 248-254.

MUNN, L., HARINGTON, N., MCGIRR, D.R., 1987: Rock fragments. In: R.D.Williams & G.E. Schuman (Editorsň. Reclaiming Mine Soils and Overburnden in the Western United States. Analytic Parameters and Procedures. Soil Conservation Society of America, pp.259-282.

POESEN, J.,H. LAVEE, 1994: Rock fragments in top soils: significance and processes, Catena 23, 1-28.

ŠÁLY, R., 1986: Svahoviny a pôdy Západných Karpát. Veda, Bratislava, 200 pp.

UGOLINI, F.C., CORTI, G., AGNELLI, A., PICCARDI, F., 1996: Mineralogical, physical and chemical properties of rock fragments in soils. Soil Sciences 161, 521-542.

VAN BREEMEN, N., LUNDSTRÖM, U.S., JONGMANS, A.G., 2000: Do plants drive podzolization via rock-eating mycorrhizal fungi? Geoderma, 94, 163-171.

WELCH, S.A., MCPHAIL, D.C., 2003: Mobility of major and trace elements during biologically mediated weathering of granite. In: Roach, I.C. ed. 2003. Advances in Regolith, pp. 437-440.

KATIONTOVÁ VÝMĚNNÁ KAPACITA, JEJÍ DYNAMIKA A KATEGORIZACE PRO PŮDY STŘEDNÍ MORAVY

EXCHANGE KATION KAPACITY, ITS DYNAMICS AND CATEGORIZATION FOR SOILS IN CENTRAL MORAVIA

Martin Brtnický, Martin Janček, Jiřina Foukalová, Eduard Pokorný

Ústav agrochemie, půdoznalství, mikrobiologie a výživy rostlin
Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Zemědělská 1, 61300 Brno,
Česká republika, e-mail: Martin.Brtnicky@seznam.cz

Abstrakt

Sledování dynamiky kationtové výměnné kapacity probíhala v letech 1993 až 1999 na maloparcelových pokusech Zemědělského výzkumného ústavu Kroměříž, s. r. o. Naším cílem bylo postihnout dynamiku kationtové výměnné kapacity. Vzorky ornice byly odebírány z hloubky 0 – 30 cm ve čtrnáctidenních intervalech v období od třetí dubnové do třetí červencové dekády. V návaznosti na tuto práci byly v letech 2001-2003 odebrány vzorky černozemí na 52 pozemcích střední Moravy. Vzorky k analýzám byly z pozemků odebírány bodově z hloubky 0-30 cm. Výsledky byly podrobeny analýze jedné proměnné. Cílem bylo pokusit se kvantifikovat vliv obsahu jílnatých částic a data odběru vzorku na hodnotu KVK. Potvrdilo se, že kationtová výměnná kapacita není stabilní půdní vlastností, mění se v čase a je závislá na půdním druhu. Při hodnocení celkové KVK by mělo být vždy přihlíženo k obsahu jílnatých částic. Ovlivnění termínem odběru se zatím statisticky prokázat nepodařilo.

Klíčová slova: kationtová výměnná kapacita, černozem, střední Morava

Abstract

There was surveyed the exchange cation capacity dynamics during the years 1993 – 1999. The survey took place on small – plots at Agricultural Research Institute, Kroměříž. Our objective was to observe dynamic of the cation exchange capacity. The samples of the topsoil were taken from the depth 0-30 cm. Sampling was proceeded from the third decade of April to third decade of July every 2 weeks. Following this study there were taken samples of Chernozems at 52 areas in central Moravia during the years 2001-2003. The samples for the analyses were taken by dots from the depth 0-30cm. The results were statistically analysed. The aim was to quantify the influence of the clay content of elements and the date of sampling on the value of the cation exchange capacity. There was confirmed the cation exchange capacity is not stable feature, but that it changes its value during the time and it differs according to the kind of soil. However the cation exchange capacity should be always respecting the content of clay elements. The influence of the date of taking of samples was not proofed.

Key words: cation exchange capacity, Chernozem, Central Moravia

Úvod

Půdní sorpční komplex zabezpečuje sorpční schopnost půd, na které závisí půdotvorné, fyzikální, fyzikálně-mechanické, fyzikálně chemické a chemické procesy potažmo i půdní úrodnost. Sorpční komplex se vyznačuje důležitou schopností sorpčními silami poutat prvky, jež mají důležitou funkci v půdotvorném procesu, ale také ve výživě rostlin.

Sorpční komplex je tvořen minerálními koloidy (jíl) a organickými sloučeninami (humus), přičemž velikost sorpce je dána především obsahem organických látek tvořících součást sorpčního komplexu, protože jeho poutací schopnost je desetkrát vyšší než poutací schopnost podílu minerálního (Pokorný, Šarapatka, 2003).
Kationtová výměnná kapacita je veličina závislá zejména na množství a kvalitě organických látek, jílových minerálů a obsahu vody (Kutílek, 1978).
Kationtová výměnná kapacita není statickým ukazatelem, ale mění se v průběhu času. Závisí na půdních i mimopůdních faktorech. Z půdních jsme jako nejdůležitější z našeho pohledu vybrali obsah jílnatých částic. Z mimopůdních charakteristik je důležitá teplota a s tím související vliv termínu odběru vzorku. Cílem bylo pokusit se kvantifikovat vliv obsahu jílnatých částic a data odběru vzorku na hodnotu KVK.

Materiál a metody

První sledování probíhala v letech 1993 až 1999 na polyfaktoriálních maloparcelových pokusech Zemědělského výzkumného ústavu Kroměříž, s. r. o., kde byly ve čtrnáctidenních intervalech v období od třetí dubnové do třetí červencové dekády, odebírány vzorky z profilů 0 – 30 cm z půdního typu černozem. Cílem bylo sledování a hodnocení dynamických změn celkové kationtové výměnné kapacity v ornici.
Pokusné pozemky Zemědělského výzkumného ústavu Kroměříž, s.r.o., leží v jižní části Hornomoravského úvalu, který je v této části omezen Litenčickými vrchy a Chřiby. Na východě sousedí s Kelečskou pahorkatinou, Hostýnskými vrchy a Vsetínskou vrchovinou.
Z hlediska biogeografického členění (Culek, 1996) patří oblast do Kojetínského regionu, patřícího do podcelku Středomoravské nivy v rámci Hornomoravského úvalu.
Dále byly zpracovány vzorky černozemí odebrané na 52 pozemcích střední Moravy. Odběry probíhaly v letech 2001-2003. Vzorky ornice k jednotlivým analýzám byly z pozemků odebírány bodově v hloubce 0-30 cm. Vzorky byly odebrány v oblasti střední Moravy, která patří do Hercynské a Západokarpatské podprovincie. Na vnější straně Západokarpatské podprovincie leží mocné usazeniny flyše, v nichž se střídají pískovce, jílovce a nesouvislý řetězec bradlových vápenců. (Culek 1996). Na ostatních odběrných místech jsou kvartérní spraše.

Tab. 1 Klimatické údaje území (www.chmi.cz)

Meteorologická stanice	**Měsíc**												**Rok**
	1.	**2.**	**3.**	**4.**	**5.**	**6.**	**7.**	**8.**	**9.**	**10.**	**11.**	**12.**	
	Průměrná teplota vzduchu (° C)												
Holešov	-2,4	-0,3	3,6	8,7	13,7	16,6	18	17,6	13,9	9	3,7	-0,4	8,5
	Úhrn srážek (mm)												
Holešov	27,8	29,2	29,2	42,5	68,9	88	78	77,6	48,4	41,4	45,6	38,6	615,4

V pokusu byla použita metoda stanovení výměnných kationtů ve výluhu octanem amonným. Nejprve se výměnné kationty vytěsní ze zeminy opakovanou extrakcí roztokem octanu amonného ($NH_4C_2H_3O_2$) o pH = 7,0. Jednotlivé výměnné kationty se stanoví ve výluhu atomovou absorpční spektrometrií (Javorský, 1987).
Pro stanovení kationtové výměnné kapacity (T, KVK) se po vytěsnění výměnných kationtů a nasycení zeminy amonnými ionty při pH 7,0 se alkoholem vymyjí zadržené zbytky roztoku octanu a sorbované amonné ionty se vytěsní okyseleným roztokem chloridu sodného. Ve výluhu se stanoví amonné ionty po reakci s fenolem a chlornanem absorpční spektrofotometrií (Javorský, 1987).

Obsah jílnatých částic byl stanoven hustoměrnou metodou.
Trendy vývoje KVK v závislosti na čase a obsahu jílnatých částic jsou zachyceny pomocí polynomů 2. (jílnaté částice) respektive 4. (čas) stupně. Poté jsme dopočítali korekční činitele pro dané závislosti. K hodnocení statistických ukazatelů byl použit program Microsoft Excel (Orvis, 1994).

Výsledky a diskuse

K hodnocení bylo použito rozborů 52 vzorků ornic černozemí z různých míst střední Moravy a 196 výsledků získaných rovněž z rozborů ornice černozemě na pokusných políčkách Zemědělského výzkumného ústavu Kroměříž, s.r.o. Výsledky z pokusných políček jsme podrobili analýze jedné proměnné (Tab. 2).

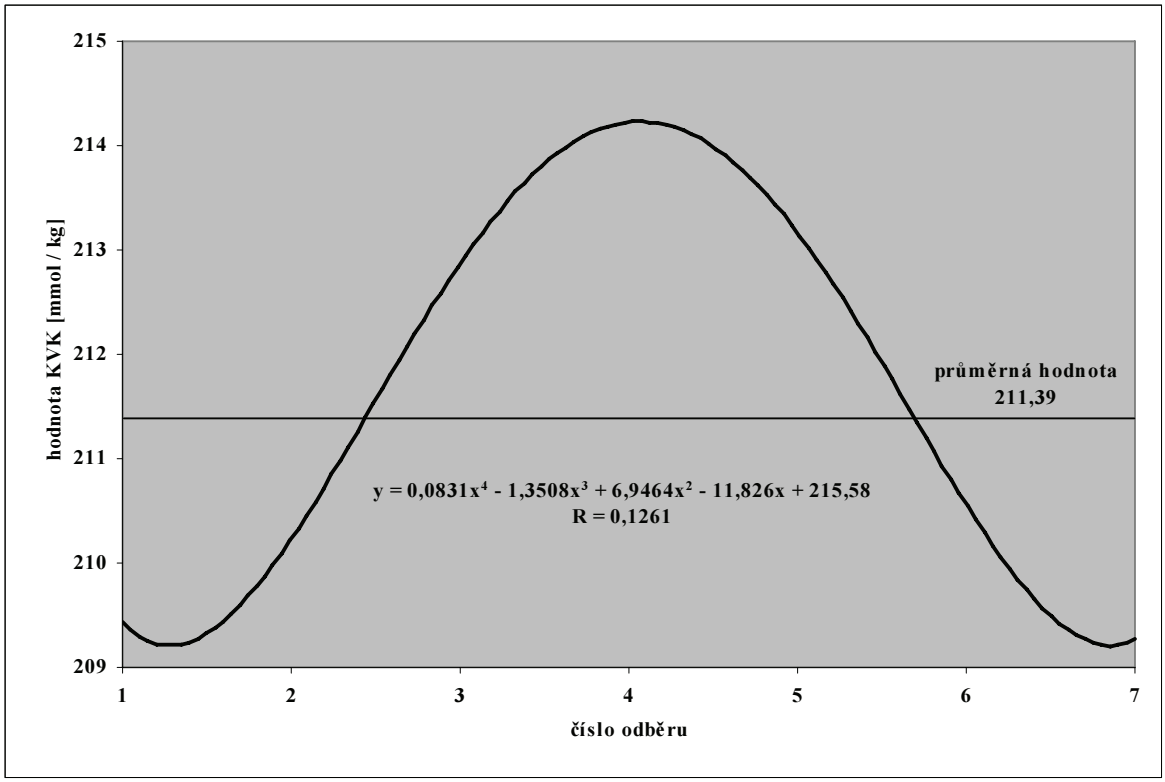
Tab. 2 Statistický přehled KVK – pokusná políčka Kroměříž

KVK *pokusná políčka*	
Střední hodnota	211,39
Chyba střední hodnoty	1,05
Medián	212
Modus	210
Směr. odchylka	14,67
Rozptyl výběru	215,28
Špičatost	0,93
Šikmost	-0,56
Rozdíl max-min	94
Minimum	152
Maximum	246
Součet	41433
Počet	196

Poté byl zachycen vývoj závislosti KVK v čase za pomocí polynomu 4. stupně (Graf 1). Z těchto výsledků je patrné, že mezi jednotlivými odběry jsou viditelné rozdíly. Největší rozdíl oproti průměru (211,39 mmol . kg^{-1}) byl 159. a nejmenší 187. dne.
S ohledem na tuto rozkolísanost jsme vypočítali korekční činitele (Tab. 3) – přepočet na námi stanovenou průměrnou hodnotu vzorků pro vliv času (termínu odběru) na KVK.

Tab. 3 Korekční činitele pro jednotlivé termíny odběru

Číslo odběru	**Den odběru**	**Průměr jednotlivé odběry**	**Celkový průměr**	**Rozdíl**
1	116.	209,43	211,39	1,96
2	132.	210,32	211,39	1,07
3	144.	212,43	211,39	-1,04
4	159.	215,11	211,39	-3,71
5	174.	212,29	211,39	-0,89
6	187.	211,00	211,39	0,39
7	201.	209,18	211,39	2,21



Graf 1 Závislost KVK na termínu odběru

KVK závislou na obsahu jílnatých částic jsme určovali na základě výsledků z odběrů orné půdy v oblasti střední Moravy. Výsledky jsme rovněž podrobili analýze jedné proměnné (Tab. 4, 5).

Tab. 4 Statistický přehled KVK – oblast střední Moravy

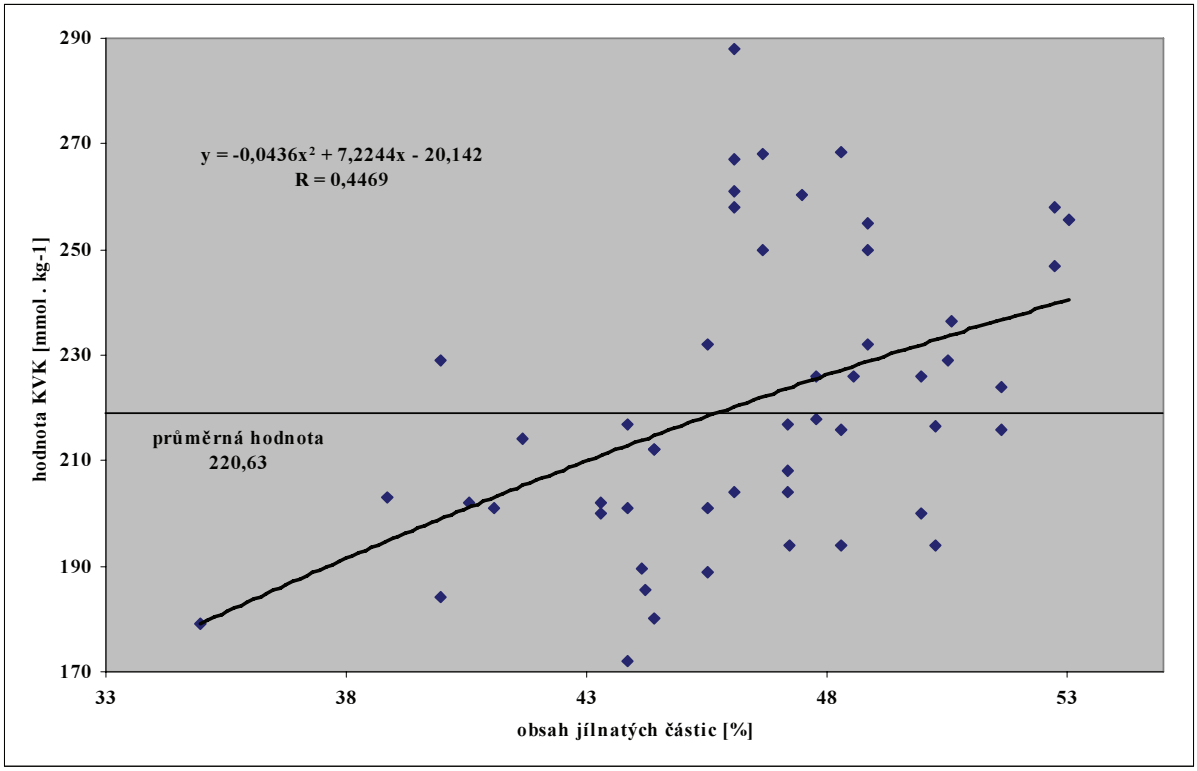
KVK *oblast střední Moravy*	
Střední hodnota	220,63
Chyba střední hodnoty	3,85
Medián	216,25
Modus	201
Směr. odchylka	27,74
Rozptyl výběru	769,32
Špičatost	-0,61
Šikmost	0,46
Rozdíl max-min	116
Minimum	172
Maximum	288
Součet	11472,5
Počet	52

Tab. 5 Statistický přehled obsahu jíl. částic – oblast střední Moravy

Obsah jíl. částic *oblast střední Moravy*	
Střední hodnota	46,40
Chyba střední hodnoty	0,52
Medián	46,65
Modus	46,09
Směr. odchylka	3,78
Rozptyl výběru	14,28
Špičatost	0,57
Šikmost	-0,58
Rozdíl max-min	18,05
Minimum	34,98
Maximum	53,03
Součet	2412,65
Počet	52

Poté jsme zachytili vývoj závislosti KVK na obsahu jílnatých částicích polynomem 2. stupně (Graf 2). Z těchto výsledků jsme zjistili, že mezi jednotlivými odběry jsou značné rozdíly. Největší rozdíl oproti průměru (220,63 mmol . kg^{-1}) byl při obsahu jílnatých částic 34 - 37 % a nejmenší v rozsahu jílnatých částic 43 - 46 % a 46 – 49 %.

Graf 2 Závislost KVK na obsahu jílnatých částic



S ohledem na tuto variabilitu jsme vypočítali korekční činitele (Tab. 6) - přepočet na námi stanovenou průměrnou hodnotu vzorků pro vliv obsahu jílnatých částic na KVK. Vytvořili jsme 7 skupin obsahu jílnatých částic a pro každou dopočítali průměrnou hodnotu KVK pro danou skupinu.

Tab. 6 Korekční činitele pro vliv obsahu jílnatých částic

% obsah jílnatých částic	Průměrná hodnota KVK ve skupině	Celkový průměr	Rozdíl
34-37	181	220	39
37-40	193	220	27
40-43	204	220	16
43-46	215	220	5
46-49	225	220	-5
49-52	233	220	-13
52-55	241	220	-21

Hodnocením časové řady průběhu KVK byla potvrzena její závislost na termínu odběru. Výsledné hodnoty se však od sebe liší pouze v jednotkách. Praktické využití korekce výsledků na dobu odběrů je však málo pravděpodobné vzhledem k přesnosti metody.
Naopak závislost KVK na obsahu jílnatých částic byla, podobně jak uvádí Kutílek (1978), statisticky prokázána. Jednotlivé půdní druhy se mohou lišit až v desítkách mmol . kg^{-1}. Při stanovení KVK bychom měli vždy vycházet z obsahu jílnatých částic a zohlednit jej korekcí.

Závěr

Potvrdilo se, že kationtová výměnná kapacita není stabilní půdní vlastností, mění se v čase a je závislá na půdním druhu. Při hodnocení celkové KVK by měla být vždy přihlíženo obsahu jílnatých částic. Ovlivnění termínem odběru se zatím statisticky prokázat nepodařilo. Mohlo být způsobenou krátkou dobou odběrů (pouze v rozmezí od dubna do července). Výsledné tabulky korelačních činitelů by měly sloužit k porovnání výsledků naměřených hodnot KVK odebraných s různým obsahem jílnatých částic.

Poděkování

Příspěvek byl zpracován s podporou Výzkumného záměru č. MSM6215648905 „Biologické a technologické aspekty udržitelnosti řízených ekosystémů a jejich adaptace na změnu klimatu“ uděleného Ministerstvem školství, mládeže a tělovýchovy České republiky.

Literatura

CULEK, M., 1996: Biogeografické členění České republiky. Enigma Praha: 347 s.
DEMEK, J., 1965: Geomorfologie Českých zemí. ČAV Praha: 335 s.
DUFEK, J., 1992: Biometrika. VŠZ Brno: 152 s.
JANDÁK, J., 2003: Cvičení z půdoznalství. MZLU Brno: 92 s.
JANDÁK, J., PRAX, A., POKORNÝ, E., 2001: Půdoznalství MZLU Brno: 140 s.
JAVORSKÝ, P., 1987: Chemické rozbory v laboratořích I. díl . MZV ČSR: 397 s.
KUTÍLEK, M., 1978: Vodohospodářská pedologie. SNTL Praha: 295 s.
ORVIS W, J., 1994: Excel pro vědce a inženýry. Compputer press Brno, 498s.
POKORNÝ, E., ŠARAPATKA, B., 2003: Půdoznalství pro ekozemědělce. ÚZPI Praha: 40s.
Internet: www.chmi.cz

HLEDÁNÍ VZTAHŮ MEZI EMPIRICKÝMI HYDROLIMITY A OBECNĚ POUŽÍVANÝMI PARAMETRIZACEMI RETENČNÍCH KŘIVEK

RELATING EMPIRICAL COUNTRY-SPECIFIC HYDROPHYSICAL SOIL INDICES TO COMMONLY USED RETENTION CURVE PARAMETERISATION

František Doležal[1], Jaromír Dušek[2], Martina Vlčková[1], Tomáš Vogel[2]

[1]Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., Žabovřeská 250, 156 27 Praha 5 – Zbraslav, Česká republika, e-mail: dolezal@vumop.cz, vlckova@vumop.cz
[2]Fakulta stavební, České vysoké učení technické, Thákurova 7, 166 29 Praha 6, Česká republika, e-mail: dusek@mat.fsv.cvut.cz, vogel@fsv.cvut.cz

Abstrakt

Empirické ukazatele (hydrolimity) byly a někde dosud jsou v Česku používány k rychlé a velkoplošné charakterizaci různých půd. Praktické aplikace simulačních modelů založených na Richardsově rovnici však zvyšují poptávku po exaktních hydraulických charakteristikách půd. Ta je částečně uspokojována pedotransferovými funkcemi, je však žádoucí pokusit se také o zhodnocení informace obsažené v empirických hydrolimitech. Matematickou simulací můžeme napodobit laboratorní stanovení hydrolimitů a tak odvodit jejich hodnoty pro půdu, jejíž exaktní charakteristiky známe, i vztahy mezi exaktními charakteristikami a hydrolimity. Z tohoto hlediska je zkoumána Vášova technická metoda stanovení bodu vadnutí, založená na předpokladu, že při vsaku vody do suché zeminy se na frontě smočení vyskytuje vlhkost bodu vadnutí. Procedura byla simulována pomocí modelu S1_D pro 81 kombinaci van Genuchtenových parametrů: vlhkosti nasycené půdy θ_s, nasycené hydraulické vodivosti K_s a tvarových parametrů retenční křivky α a n. V 73 případech byly získány smysluplné hodnoty Vášova bodu vadnutí BV. Pomocí BV lze odhadnout chybějící reziduální vlhkost θ_r, jsou-li známy ostatní van Genuchtenovy parametry (K_s, θ_s, α a n). Lze také použít hodnoty BV k odhadu jednoho bodu retenční křivky. To je nadějné, i když zatím odhady nejsou příliš přesné. Některé zdroje nepřesností mohou být v budoucnu odhaleny a odstraněny.

Klíčová slova: pedotransférové funkce, bod vadnutí, reziduální vlhkost, van Genuchtenovy parametry

Abstract

Empirical indices (so-called „hydrolimits“) were and somewhere still are used in Czechia for rapid and large-scale characterisation of different soils. On the other hand, practical applications of simulation models based on the Richards equation boost up a demand for exact soil hydraulic characteristics. This demand is partially satisfied by pedotransfer functions, but it is also desirable to evaluate the information contained in the empirical indices. Mathematical simulations can imitate their laboratory determination and so assist in determining their values for the soils the exact characteristics of which are known. From there, we can derive relations between the exact characteristics and the empirical indices. A so-called “technical” method of wilting point estimation, due to Váša, is evaluated from this point of view. The method assumes that the soil moisture content at the wetting front, when water infiltrates into a dry soil, corresponds to the wilting point. The procedure was simulated using S1_D model for 81 combinations of the van Genuchten parameters: the saturated moisture content θ_s, the saturated hydraulic conductivity K_s and the retention curve shape parameters α and n. Meaningful Váša’s wilting point values BV were obtained in 73 cases. The missing residual moisture content θ_r can be estimated with the help of BV, if the other van Genuchten parameters (K_s, θ_s, α a n) are known. BV can also be used to estimate a single point of the retention curve. This is encouraging, even though

the estimates are so far not very accurate. Some sources of inaccuracies can be identified and removed in future.

Key words: pedotransfer functions, wilting point, residua moisture content, van Genuchten parameters

Úvod

České a slovenské půdní fyzice po desetiletí dominovaly empirické ukazatele, zvané hydrolimity nebo hydrokonstanty, stanovené buď v terénu nebo v laboratoři pomocí jednoduchých manipulací s neporušenými nebo porušenými půdními vzorky (viz např. Váša, 1960; Drbal, 1962; Váša a Drbal, 1975). Mezi nejznámější z nich patří nasáklivost a maximální kapilární kapacita podle Nováka (např. Novák a Hrubeš, 1932; Novák, 1954; Klika *et al*., 1954) a bod vadnutí stanovený technickou metodou (Váša, 1955, 1956, 1959). Dokonce i po obecném přijetí Darcyho-Buckinghamovy-Richardsovy teorie půdní vody v okolních evropských zemích i československým vědeckým prostředím byly a jsou empirické hydrolimity nadále široce používány, protože jejich stanovení je podstatně rychlejší a levnější než jakékoli měření teoreticky opodstatněnějších retenčních křivek a křivek hydraulické vodivosti. Dokonce ani rozsáhlý Komplexní průzkum zemědělských půd (Němeček a kol., 1967; Damaška a kol., 1967; Sirový a Facek, 1967), který byl prováděn v 60. a 70. letech 20. století, neznamenal v tomto ohledu přelom. Jeho výsledná databáze speciálních kopaných sond obsahuje také jen empirické hydrolimity. V současné době se začínají i v Česku v širší míře prakticky využívat simulační modely procesů probíhajících v půdě a ve složkách prostředí s půdou souvisejících. Tyto modely jsou většinou založeny na Richardsově rovnici a jejích zobecněních, a tudíž roste poptávka po spolehlivých a dobře parametrizovaných údajích o hydraulických vlastnostech různých půd. Tato poptávka je částečně řešena empirickými procedurami odvozování bodů nebo parametrů retenčních křivek a křivek hydraulických vodivostí ze zrnitostního složení, obsahu humusu a dalších běžněji známých vlastností půdy. Tyto procedury jsou obvykle označovány jako pedotransferové funkce (termín zavedl Bouma, viz Bouma a van Lanen, 1987). Samy pedotransferové funkce však musejí být nejprve odvozeny a přizpůsobeny podmínkám jednotlivých zemí, geologických útvarů a klimatických zón. Primárních dat k tomu potřebných, tj. přímo změřených exaktních hydraulických charakteristik půd (retenčních křivek a křivek hydraulické vodivosti), je v Česku nedostatek. Proto je žádoucí pokusit se o sekundární zhodnocení informace obsažené v rozsáhlých datových souborech empirických hydrolimitů za účelem přibližného odvození bodů nebo parametrů exaktních hydraulických charakteristik, buď k získání podkladových dat pro odvození obvyklých pedotransferových funkcí, nebo k přímému užití. Tento článek informuje o prvních pokusech v naznačeném směru.

Materiál a metody

Základní myšlenkou je získat relace mezi hydrolimity a exaktními charakteristikami inverzním postupem. Vycházíme z předpokladu, že exaktní charakteristiky jsou známy. Matematickou simulací můžeme pak napodobit laboratorní stanovení empirických hydrolimitů, a tak odvodit hodnoty hydrolimitů pro půdu, jejíž exaktní chrakteristiky známe, aniž bychom cokoli měřili. Provedeme-li velký počet takových simulací pro různé hypotetické půdy, definované ničím jiným než svými exaktními charakteristikami, získáme nakonec dostatečně rozsáhlou databázi, jejíchž každý záznam obsahuje jak empirické hydrolimity, tak exaktní charakteristiky. Na základě takové databáze je pak možno se pokusit o odvození vztahů mezi oběma skupinami charakteristik a o zhodnocení těsnosti těchto vztahů a jejich praktické použitelnosti k odhadu exaktních charakteristik pro jiné půdy, pro které jsou známy pouze empirické hydrolimity.

V tomto článku je zkoumána pouze Vášova (1959) tzv. technická metoda stanovení bodu vadnutí. Metoda je originální a v jiných zemích než v bývalém Československu se, pokud víme, nikdy nerozšířila. Její inspirací byly ideje a pokusy Dolgova (1948, zejména s. 169-170, citováno podle Roda, 1952, s. 386-390), který zjistil, že při svislém kapilárním vzlínání vody do sloupce zeminy se na frontě smočení vyskytuje vlhkost přibližně odpovídající bodu vadnutí stanovenému klasickou vegetační metodou. Dolgov (1948) a po něm s určitými výhradami i Rode (1952) interpretují tento výsledek tak, že před frontou smočení je půdní voda nespojitá (styková) a teprve při postupu fronty se jednotlivé shluky vody spojují a stávají se podstatně pohyblivějšími. Okamžik přechodu, v obráceném směru ovšem, mezi spojitou (pohyblivou) a prakticky nespojitou (prakticky nepohyblivou) vodou odpovídá podle těchto autorů situaci, kdy se voda stává pro rostliny prakticky nedostupnou v důsledku své nízké pohyblivosti. Váša (1959 a osobní sdělení) využil těchto poznatků k návrhu relativně snadné metody stanovení bodu vadnutí. Namísto prosté absorpce vody (procesu neustálého zvlhčování půdy) se v jeho metodice kombinuje absorpce vody do suché zeminy s desorpcí vody ze zóny již předtím zvlhčené (tuto kombinaci obvykle označujeme termínem „redistribuce“). Skleněná nebo jiná průhledná trubička o průměru cca 1,2 cm a délce cca 10 cm, na spodní straně uzavřená, se za stálého sklepávání naplní suchou jemnozemí (tedy porušeným vzorkem půdy) až do výšky cca 1 cm od vrchu trubičky. Na horní povrch takto vytvořeného sloupce zeminy se po kapkách z byrety dodává malé množství vody (obvykle 0,5 cm^3 nebo 1,0 cm^3) tak, aby nedošlo k zaplavení povrchu. Pak se vrch trubičky uzavře (např. vatou) a trubička se zeminou se nechá určitou dobu stát (obvykle do druhého dne, tedy cca 24 hodiny). Poté se vezme vzorek zeminy z oblasti viditelné fronty smočení o výšce 2 cm a stanoví se gravimetricky jeho vlhkost. Tato vlhkost, popř. po převodu na objemové vyjádření pomocí odjinud známé objemové hmotnosti neporušené půdy, je považována za odhad bodu vadnutí.

Tento postup jsme simulovali pomocí modelu S1_D (Vogel, 1999), založeného na Richardsově rovnici pohybu vody v půdě v kapacitním tvaru, tj. s tlakovou výškou půdní vody jako primární závislou proměnnou. Geometrie oblasti proudění je znázorněna na obr. 1. Je použita jediná, v daném případě svislá prostorová souřadnice x, kladná směrem vzhůru a s počátkem na horním povrchu sloupce zeminy. Oblast proudění je definována jako:

$$\mathrm{AB}: \quad x \in [-d, 0] \tag{1}$$

kde d je celková výška sloupce zeminy. Počáteční podmínka odpovídá stavu na vzduchu vyschlé zeminy, která má všude tlakovou výšku $h = H_i = -10^{12}$ cm:

$$\mathrm{AB}: \quad x \in [-d, 0]; \quad t = 0; \quad h = H_i \tag{2}$$

kde t je čas a h je tlaková výška (kladná při přetlaku, záporná při podtlaku). Na dolním konci sloupce zeminy předpokládáme po celou dobu simulace okrajovou podmínku nulové hustoty toku:

$$\mathrm{B}: \quad x = -d; \quad t > 0; \quad q_x = 0 \tag{3}$$

kde q_x je objemová hustota toku vody ve směru souřadnice x (kladná směrem nahoru, záporná směrem dolů). Na horním konci sloupce probíhá nejprve svislá infiltrace vody pod prakticky nulovou tlakovou výškou až do doby T_1, kdy je absorbováno určité, předem dané malé množství vody. Poté platí i zde podmínka nulové hustoty toku a uvnitř oblasti proudění probíhá redistribuce vody, a to až do skončení pokusu, k němuž dojde v čase T_2:

$$\begin{aligned} \mathrm{A}: \quad & x = 0; \quad 0 < t \le T_1: \quad h = 0 \\ & x = 0; \quad T_1 < t \le T_2: \quad q_x = 0 \end{aligned} \tag{4}$$

Fronta smočení, která je při fyzicky prováděném pokuse rozlišitelná pohledem, musí být při simulaci definována náhradním způsobem. Zvolili jsme definici, podle níž zóna smočení je oblast, ve které ve směru proudění hustota toku ubývá. Vzhledem k naší znaménkové konvenci je tato zóna definována jako:

$$-L_2 \le x < -L_1 : \quad \frac{\partial q_x}{\partial x} < 0 \tag{5}$$

kde L_1 je (kladná) hloubka horní hranice zóny smočení a L_2 je (kladná) hloubka její dolní hranice, měřeno od horního povrchu sloupce zeminy. Poloha optické fronty smočení ($x = -L$), pokud bychom potřebovali ji vyčíslit, může být odhadnuta jako průměr obou hloubek:

$$L = (L_1 + L_2)/2 \tag{6}$$

a šířka zóny smočení W jako jejich rozdíl:

$$W = L_2 - L_1 \tag{7}$$

Průměrná vlhkost půdy v zóně smočení je pak odhadem bodu vadnutí:

$$BV = \frac{1}{L_2 - L_1} \int_{-L_2}^{-L_1} \theta(x, T_2)\, dx \tag{8}$$

kde $\theta(x,t)$ je objemová vlhkost půdy jako funkce prostorové souřadnice x a času t a BV je odhad objemové vlhkosti půdy na bodu vadnutí. Retenční křivka půdy je při tomto výpočtu dána zobecněnou van Genuchtenovou (1980) rovnicí podle Vogela a Císlerové (1988):

$$\begin{aligned} &\theta(h) = \theta_r + (\theta_m - \theta_r)(1 + (-\alpha h)^n)^{-m} \quad \text{for} \quad h < h_s \\ &\theta(h) = \theta_s \quad \text{for} \quad h \ge h_s \end{aligned} \tag{9}$$

kde θ je objemová vlhkost, h je tlaková výška, θ_s je objemová vlhkost nasycené půdy, θ_r je reziduální objemová vlhkost, α a n jsou tvarové parametry, $m = 1 - 1/n$ a h_s je tlaková výška vstupu vzduchu, která může být vypočtena dosazením θ_s za $\theta(h)$ a h_s za h do první rovnice v (9). Aproximace relativní hydraulické vodivosti K_r jako funkce objemové vlhkosti nebo tlakové výšky se pak získá dosazením (9) do Mualemovy (1976) teorie. Podrobnosti uvádějí Vogel a Císlerová (1988). Skutečná hydraulická vodivost K je odhadována jako součin relativní hydraulické vodivosti a hydraulické vodivosti nasycené půdy (označované zkráceně jako „nasycená hydraulická vodivost“). Hystereze retenční křivky je modelována podle Koola a Parkera (1987), a to tak, že hlavní křivka odvodňování i hlavní křivka zvlhčování jsou obě aproximovány rovnicí (9), ale s různými hodnotami parametru α, které označujeme jako α_d pro křivku odvodňování a α_w pro křivku zvlhčování.

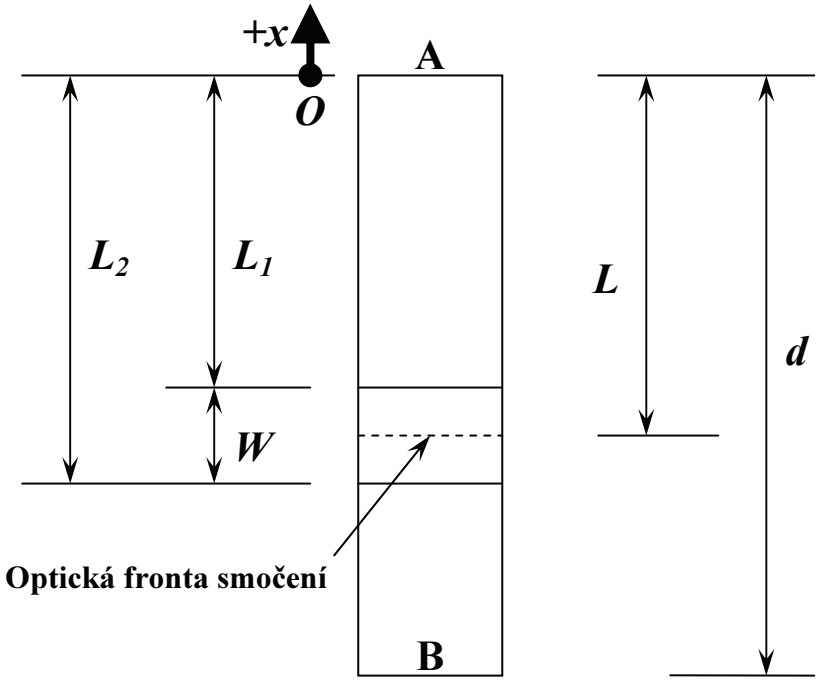
Opakovanými simulacemi jsme zjišťovali odhady bodu vadnutí podle (8) pro různé hypotetické půdy, definované pomocí van Genuchtenových parametrů. Měnili jsme pouze následující parametry: vlhkost nasycené půdy θ_s, nasycenou hydraulickou vodivost K_s a tvarové parametry odvodňovací větve retenční křivky α_d a n. Reziduální vlhkost θ_r byla držena na konstantní hodnotě, protože její hodnota se uplatní ve výpočtu jen jako aditivní konstanta a obraz proudění vody v půdě jí jinak vůbec není neovlivněn. Parametry θ_m a α_w nebyly měněny nezávisle, nýbrž jejich hodnoty byly odvozovány z θ_s a α_d pomocí empirických, předchozí zkušeností ověřených vzorců:

$$\theta_m = \theta_s + 0.001\ \mathrm{cm^3\ cm^{-3}}; \quad \alpha_w = 2\alpha_d \tag{10}$$

Druhý z uvedených vzorců byl použit např. Dohnalem *et al.* (2006).

V této úvodní studii nebylo možno dostatečně hustě prozkoumat celý obor v úvahu připadajících hodnot van Genuchtenových parametrů. Typická maxima a minima těchto parametrů jsou uvedena v tab. 1. Extrémy hydraulické vodivosti jsou převzaty od Minasnyho and McBratneyho (2000, jejich obr. 7 na s. 921, předpovídané hodnoty), extrémy ostatních parametrů jsou vzaty podle Minasnyho and McBratneyho (2002, jejich tab. 5 na s. 360, ze všech hodnot v tabulce). Tato čísla zcela jistě nejsou absolutními hranicemi možných hodnot parametrů (s výjimkou nulového minima θ_r), ale spíše ilustrací obvyklých mezí, ve kterých se pohybují úvahy teoretiků a modelářů. Úmyslně jsme použili extrémy *předpovídaných*, a nikoli *měřených* hodnot nasycené hydraulické vodivosti *Ks*, neboť měřené hodnoty se

pohybují v daleko širších mezích v důsledku činitelů, které van Genuchtenovou parametrizací nejsou explicitně vystiženy (jako např. preferenční proudění nebo vazba vody k povrchům jílových částic). Vzájemná korelace mezi jednotlivými van Genuchtenovými parametry nebyla v této fázi práce zkoumána ani jinak brána v úvahu.



Obr. 1 Schéma úlohy simulace stanovení bodu vadnutí Vášovou technickou metodou

V tab. 1 jsou také uvedeny výchozí hodnoty parametrů, které charakterizují, byť zjednodušeným způsobem, půdu, kterou jsme se zabývali v předchozích pracích (viz např. Doležal *et al.*, 2007). Jedná se o tužší zónu ornice a mělkého podorničí (v hloubkách 10-25 cm pod povrchem) orné půdy, hlubokého hlinitého pseudogleje na zvětralině pararuly ve Valečově u Havlíčkova Brodu na Českomoravské vrchovině (49°38'40" s.š., 14°30'25" v.d., 461 m n.m.), který patří v mnoha ohledech k nejtypičtějším českým půdám.

Tab. 1 Typické rozsahy a výchozí hodnoty van Genuchtenových parametrů a trojice jejich hodnot vybrané pro simulaci

Parametr	Minimum	Maximum	Výchozí hodnota	Hodnoty vybrané pro simulaci		
				nízká	střední	vysoká
θ_r ($m^3\ m^{-3}$)	0	0.312	0.07	0.07 (nebylo měněno)		
θ_s ($m^3\ m^{-3}$)	0.220	0.701	0.4	0.2	0.4	0.6
α (cm^{-1})	0.001	1.000	0.02	0.002	0.02	0.2
n (1)	1.019	2.711	1.12	1.12	1.7	3
K_s ($cm.d^{-1}$)	~ 2	~ 2×10^6	17.28	1	17.28	100

Pro každý z parametrů uvedených v tab. 1 (kromě reziduální vlhkosti θ_r) byly vybrány tři typické hodnoty; jedna nízká, druhá střední a třetí vysoká, s uvážením jejich typických rozsahů a výchozích hodnot. Simulace úlohy popsané výše (stanovení bodu vadnutí Vášovou technickou metodou) byly provedeny pro všechny kombinace vybraných hodnot parametrů, kterých bylo celkem $3^4 = 81$. Výpočty byly prováděny pro různě velké objemy vsáklé vody tak, aby fronta smočení byla po 24 hodinách od začátku pokusu bezpečně uvnitř sloupce

zeminy, tj. aby vlhká zóna nebyla ani příliš krátká, ani příliš dlouhá. Při výpočtech zatím samozřejmě nebereme v úvahu možné potíže v důsledku toho, že Vášova metoda pracuje s porušenou zeminou, která v průběhu měření může bobtnat nebo se naopak prosedat a jejíž objemová hmotnost je definována jen zhruba. Urbánek (1967 a osobní sdělení) zjistil, že bod vadnutí stanovený Vášovou metodou může výrazně záviset na stupni zhutnění zeminy v trubičce.

Výsledky a diskuse

Z 81 simulace s různými kombinacemi parametrů byl v 17 případech shledán jako vhodný objem dodané vody 1 cm^3, ve 41 případě 0,5 cm^3, v 10 případech 0,25 cm^3 a v 5 případech 0,125 cm^3, přičemž byl uvažován vnitřní průměr trubičky 1,09 cm a výška sloupce zeminy 10 cm (taková trubička byla skutečně používána v laboratoři VÚMOP). Ve 4 případech voda po 24 hodinách nebo i dříve protekla (simulovaně) celým sloupcem zeminy, i když jí bylo dodáno jenom 0,125 cm^3, a ve zbývajících 4 případech se nepodařilo dosáhnout numerické konvergence výpočtu. Následující analýze byly tedy podrobeny celkem 73 případy.

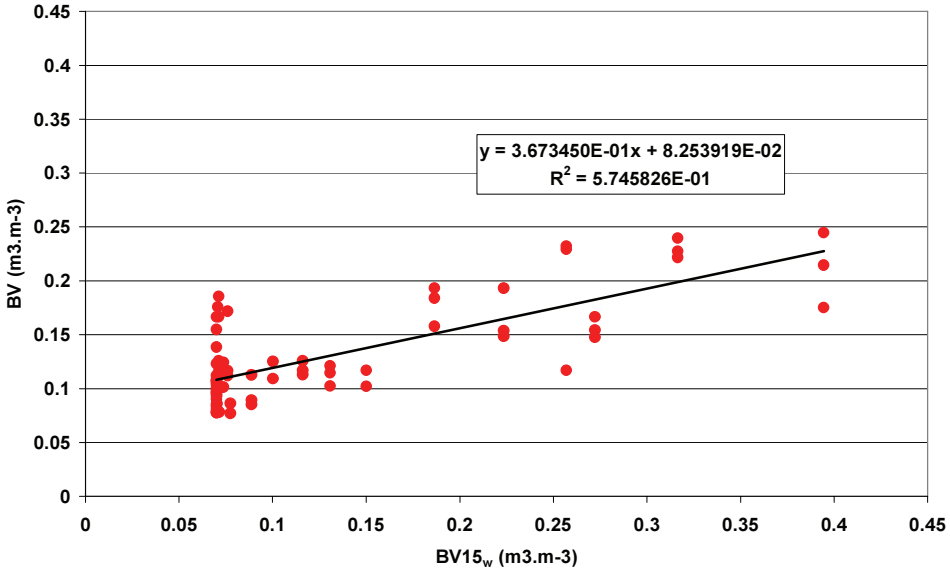
Výsledné hodnoty bodu vadnutí (označené zde jako *BV*) byly korelovány k jednotlivým van Genuchtenovým parametrům. Byla nalezena výrazná kladná korelace mezi *BV* a vlhkostí nasycené zeminy θ_s, výrazná záporná korelace mezi *BV* a tvarovým exponentem *n*, zatímco záporná korelace *BV* k nasycené hydraulické vodivosti K_s a kladná korelace BV k tvarovému součiniteli α_d byly velmi slabé. Ve všech čtyřech případech vliv ostatních parametrů a jejich interakcí do značné míry přehlušuje vliv zkoumaného parametru, takže kvantifikace vztahů mezi empirickým bodem vadnutí *BV* a van Genuchtenovými parametry tímto způsobem není možná.

Ze známých retenčních křivek pro jednotlivé hypotetické půdy byly vypočteny konvenční body vadnutí, definované na základě empirických výzkumů Richardse a Weavera (1944) jako rovnovážné vlhkosti půdy při tlaku půdní vody -15 barů (resp. tlakové výšce -15 000 cm). Tyto hodnoty jsou označeny jako *BV15*. Byly vypočteny jak pro odvodňovací, tak pro zvlhčovací hlavní větev hysterezní smyčky retenční křivky. Zde jsou uvedeny jen výsledky odvozené ze zvlhčovací větve, které vycházejí poněkud lépe. Na obr. 2 je znázorněna závislost mezi *BV* a *BV15*. Závislost je méně těsná, než by bylo možno očekávat. Zejména je však vidět, že Vášův bod vadnutí *BV* se pohybuje v mnohem užších mezích než Richardsův a Weaverův bod vadnutí *BV15*. Hodnoty *BV15* kolem 0,4 $m^3\ m^{-3}$ se zdají být nerealistické, avšak Urbánek (1967) naměřil na velmi těžkých půdách v Poohří extrémní hodnoty *BV* až téměř 0,35 $cm^3\ cm^{-3}$. Nereálně vysoké hodnoty *BV15* mohou být způsobeny tím, že jsme mechanicky kombinovali různé hodnoty různých van Genuchtenových parametrů, které k sobě fyzikálně nemohou patřit, ale současně to svědčí i o nedokonalosti van Genuchtenova modelu retenčních křivek, zejména pojmu reziduální vlhkosti. Kdybychom chtěli odhadovat *BV15*, tj. jeden bod retenční křivky, s pomocí regresní rovnice udané na obr. 2, můžeme počítat s chybami řádu až 0,1 $m^3\ m^{-3}$.

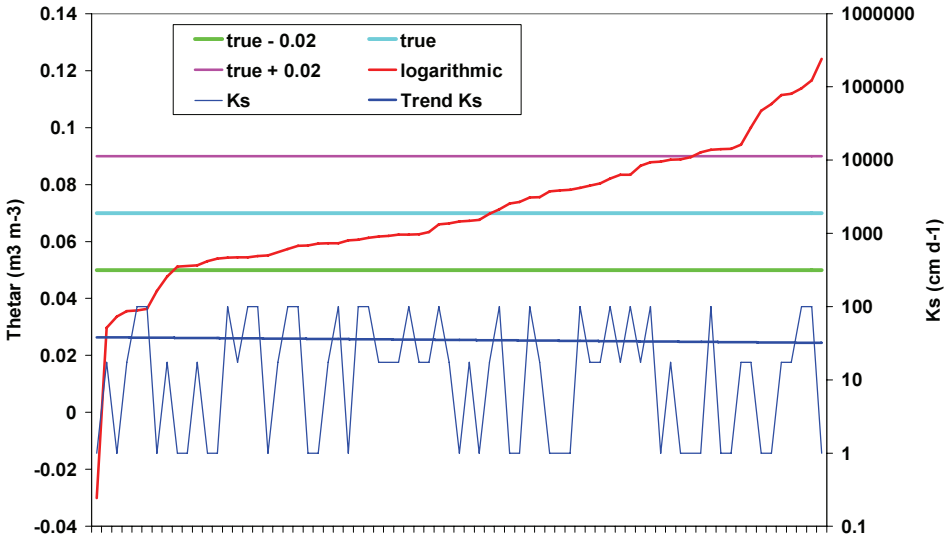
Protože zatím zkoumáme jen jediný hydrolimit (Vášův bod vadnutí *BV*), nelze očekávat, že bychom z něho mohli odhadnout více než jeden bod retenční křivky (např. *BV15*) nebo jediný van Genuchtenův parametr. Přirozeným kandidátem na parametr k odhadnutí je zejména reziduální vlhkost θ_r. Pokusíme se tedy prozkoumat alespoň proveditelnost úlohy (do značné míry jen akademické) odhadu reziduální vlhkosti θ_r z Vášova bodu vadnutí BV a z dalších známých van Genuchtenových parametrů K_s, θ_s, α_d a *n*. Vzhledem k tomu, že jsme při simulacích udržovali reziduální vhkost na jediné konstantní hodnotě, nelze ji přímo k ničemu korelovat. Lze však vyčíslit např. rozdíl $BV - \theta_r$ a zkoumat vícenásobnou regresi tohoto rozdílu k parametrům K_s, θ_s, α_d a *n*. Zkusmo jsme zjistili (podrobnosti zde nejsou uvedeny), že pravděpodobně nejtěsnější vztah (nejvyšší součinitel korelace) se získá, jsou-li parametry K_s, α_d a *n* před výpočtem logaritmovány. Výsledkem je regresní rovnice:

$$BV - \theta_r = A + B_1 \times \ln(K_s) + B_2 \times \theta_s + B_3 \times \ln(\alpha_d) + B_4 \times \ln(n) \qquad (11)$$

kde A = 6.830067E-02, B_1 = -6.240903E-03, B_2 = 1.598720E-01, B_3 = 5.769765E-03 a B_4 = -6.957000E-02 jsou regresní koeficienty. Příslušný součinitel korelace je R = 0.842.



Obr. 2 Vztah mezi bodem vadnutí podle Vášovy metody (*BV*) a podle Richardse a Weavera (*BV15*)



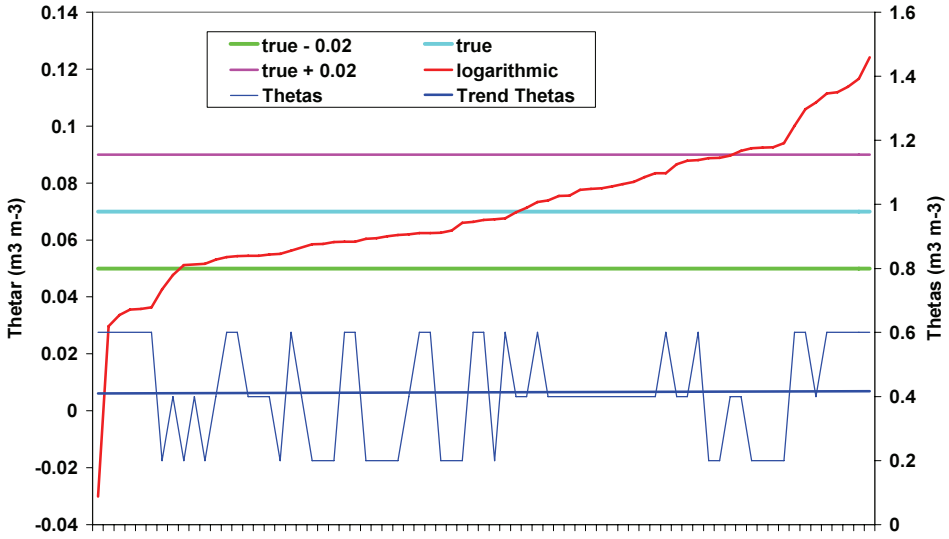
Obr. 3 Vliv nasycené hydraulické vodivosti K_s na výstižnost odhadu reziduální vlhkosti θ_r

Rozdíl BV - θ_r vypočtený podle (11) v sobě nese informaci o van Genuchtenových parametrech dané půdy (K_s, θ_s, α_d a n). K tomu můžeme přiřadit informaci o Vášově bodu vadnutí BV této půdy, a to nejlépe tak, že od BV změřeného Vášovou metodou (nebo získaného simulací této metody) odečteme rozdíl BV - θ_r získaný z regresní rovnice (11). Výsledkem je hledaný odhad reziduální vlhkosti θ_r:

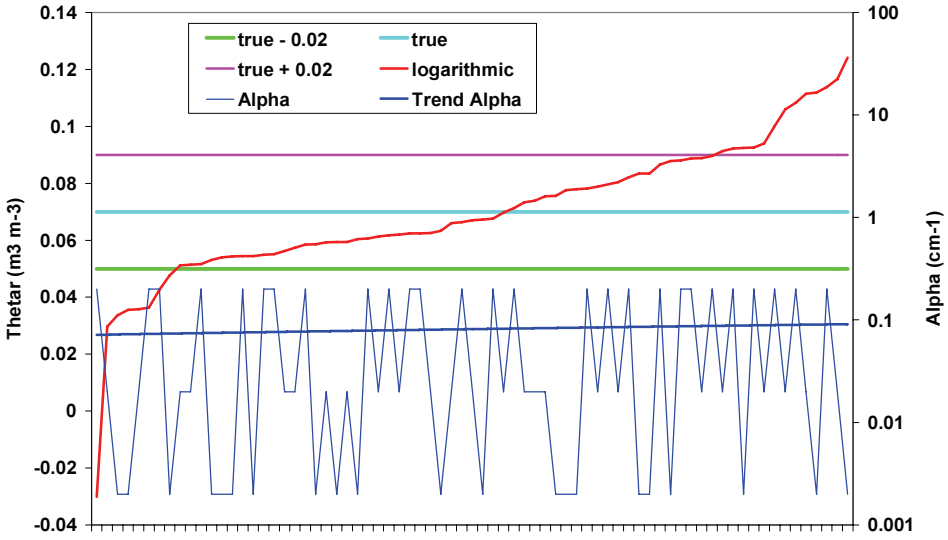
$$\theta_r(odhad) = BV - (BV - \theta_r)(z\ regrese) \qquad (12)$$

Tyto odhady reziduální vlhkosti jsou vyneseny na obr. 3 až 6 pro všechny 73 simulované případy, přičemž body jsou seřazeny vzestupně podle odhadnutého θ_r. V dolní části grafů

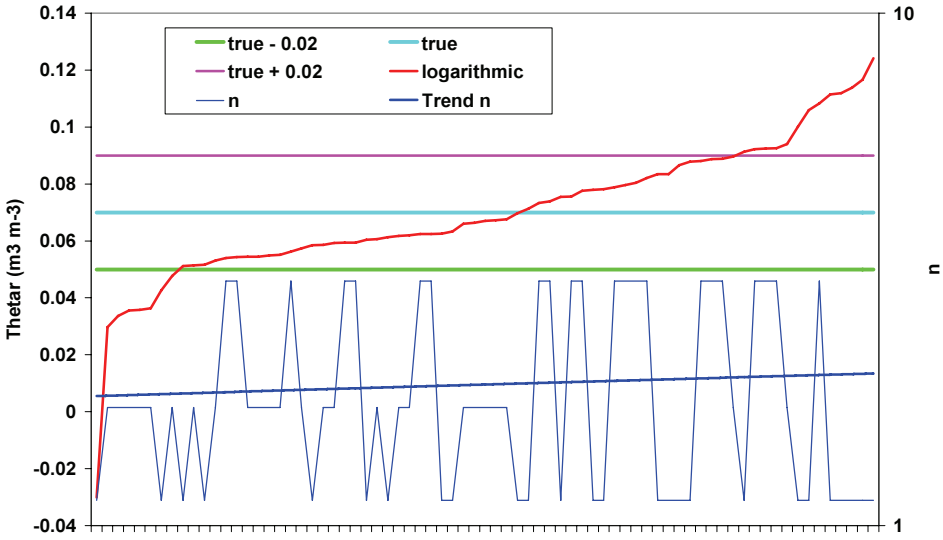
jsou vyneseny odpovídající hodnoty jednotlivých van Genuchtenových parametrů (K_s, θ_s, α_d a n). Z těchto obrázků je vidět, že zhruba v 70 % případů se odhad θ_r pohybuje v pásu ± 0,02 m^3 m^{-3} kolem skutečné hodnoty 0,07 m^3 m^{-3}, občas se však vyskytnou i odhady velmi nepřesné (což ovšem mohou být i artefakty, způsobené nedokonalostí numerické simulace nebo tím, že jsem zanedbali vzájemnou korelovanost van Genuchtenových parametrů). Van Genuchtenovy parametry K_s, θ_s, α_d a n (vynesené v dolních částech obrázků 3 až 6) kolísají velmi nahodile a jejich trendy, při tomto seřazení případů, jsou jen slabé (poněkud výraznější jen je trend n). Nelze tedy říci, že některý jednotlivý van Genuchtenův parametr má výrazný vliv na kvalitu odhadu reziduální vlhkosti.



Obr. 4 Vliv vlhkosti nasycené půdy θ_s na výstižnost odhadu reziduální vlhkosti θ_r



Obr. 5 Vliv tvarového součinitele retenční křivky α_d na výstižnost odhadu reziduální vlhkosti θ_r



Obr. 6 Vliv tvarového exponentu retenční křivky n na výstižnost odhadu reziduální vlhkosti θ_r

Závěr

Smysluplná, nedegenerovaná vzájemná závislost mezi exaktními hydraulickými vlastnostmi půdy a empirickými hydrolimity může být zjištěna, pokud existuje, pouze tehdy, je-li počet exaktních parametrů (např. van Genuchtenových parametrů a/nebo bodů retenční křivky a křivky hydraulické vodivosti) na jedné straně a počet empirických ukazatelů na druhé straně přibližně stejný a dostatečně velký. V našem případě, kdy jsme zkoumali pouze jediný empirický ukazatel, totiž bod vadnutí *BV* stanovený Vášovou technickou metodou, tato podmínka nebyla splněna. Přesto se ukázalo, že s pomocí *BV* lze pro danou půdu odhadnout chybějící reziduální vlhkost θ_r, jsou-li známy ostatní van Genuchtenovy parametry (K_s, θ_s, α_d a n). Lze také použít hodnoty *BV* k odhadu jednoho bodu retenční křivky (vlhkosti půdy při tlakové výšce -15000 cm). To je nadějné, i když se zatím zdá, že tyto odhady nejsou příliš přesné. Lze však doufat, že některé zdroje nepřesností budou v dalších fázích výzkumu

odhaleny a odstraněny. Jde o takové záležitosti jako např. zanedbání korelace mezi van Genuchtenovými parametry, zanedbání faktu, že zemina použitá při Vášově proceduře je porušená a zhutněná jen poklepáním, příliš schematický model hystereze retenční křivky, pochybnosti při volbě množství vody, které se má vsáknout, doby, po jejímž uplynutí se má vyhodnocovat vlhkost v zóně smočení a definice polohy zóny smočení.

Poděkování

Tato práce vznikla s podporou projektu č. 1G58095 Národní agentury pro zemědělský výzkum a s podporou Výzkumného centra CIDEAS 1M6840770001.

Literatura

BOUMA, J., VAN LANEN J. A. J, 1987: Transfer functions and threshold values: From soil characteristics to land qualities. In: K. J. Beek et al. (eds.): Quantified land evaluation. Int. Inst. Aerospace Surv. Earth Sci. ITC Publ. 6: 106-110.

DAMAŠKA, J. A KOL., 1967: Průzkum zemědělských půd ČSSR. Souborná metodika, díl II. Ministerstvo zemědělství a výživy, Praha, 132 s.

DOLEŽAL, F., ZUMR, D., VACEK, J., ZAVADIL, J., BATTILANI, A., PLAUBORG, F. L., HANSEN, S., ABRAHAMSEN, P., BÍZIK, J., TAKÁČ, J., MAZURCZYK, W., COUTINHO, J., ŠTEKAUEROVÁ, V., 2007: Dual permeability soil water dynamics and water uptake by roots in irrigated potato fields. Biologia, Bratislava, 62 (in press).

DOLGOV, S. I., 1948: Issledovanija podvižnosti počvennoj vlagi i jejo dostupnosti dlja rastenij. Moskva – Leningrad.

DOHNAL, M., DUŠEK, J., VOGEL, T., 2006: The impact of the retention curve hysteresis on prediction of soil water dynamics. Journal of Hydrology and Hydromechanics 54: 258-268.

DRBAL, J. 1962: Studium vzniku, forem a pohybu půdní vláhy. Závěrečná zpráva, úkoly č. 123 A/1957-1960 a 264 A/1961. Katedra hydromeliorací, fakulta stavební ČVUT, Praha, textová část 138 s. + přílohová část.

VAN GENUCHTEN, M. T., 1980: A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Science Society of America Journal 44: 892-898.

Klika, J., Novák, V., Gregor, A. (ed.), 1954: Praktikum fytocenologie, ekologie, klimatologie a půdoznalství. Nakladatelství Československé akademie věd, Praha.

KOOL, J. B., PARKER, J. C.,1987: Development and evaluation of closed-form expressions for hysteretic soil hydraulic properties. Water Resources Research 23, 105–114.

MINASNY, B., MCBRATNEY, A. B., 2002: The neuro-m method for fitting neural network parametric pedotransfer functions. Soil Science Society of America Journal 66: 352-361.

MINASNY, B., MCBRATNEY, A. B., 2000: Evaluation and development of hydraulic conductivity pedotransfer functions for Australian soil. Australian Journal of Soil Research 38: 905-926.

MUALEM, 1976: A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. Water Resources Research 14: 513-522.

NĚMEČEK, J. a kol., 1967: Průzkum zemědělských půd ČSSR. Souborná metodika, díl I. Ministerstvo zemědělství a výživy, Praha, 246 s.

NOVÁK, V., 1954: Půdoznalství, IV. díl. Základy rozboru a výzkumu půd. Učební texty vysokých škol - Vysoká škola zemědělská v Brně - fakulta agronomická. Státní pedagogické nakladatelství, Praha, 71 s.

NOVÁK, V., HRUBEŠ, P., 1932: Příručka k praktickým cvičením z půdoznalství. Nákladem spolku posluchačů zemědělského inženýrství na vysoké škole zemědělské v Brně.

RICHARDS, L. A., WEAVER, L. R., 1944: Fifteen atmosphere percentage as related to the permanent wilting percentage. Soil Science 56: 331-339.

RODE, A. A., 1952: Počvennaja vlaga. Izdateľstvo Akademii nauk SSSR, Moskva.

SIROVÝ, V., FACEK, Z. a kol., 1967: Průzkum zemědělských půd ČSSR. Souborná metodika, díl III. Ministerstvo zemědělství a výživy, Praha, 92 s.

URBÁNEK, J., 1967: Vojnín – Sedlec. Závlaha zemědělských pozemků. Podrobný hydropedologický průzkum. Úkol č. 3623/65 – ZIS. Zemědělská inženýrská správa, Praha.

VÁŠA, J., 1955: Výzkum půdních hydrokonstant. Výroční zpráva, úkol č. VÚV.P-M-IV/3a. Výzkumný ústav vodohospodářský, Praha, 182 s.
VÁŠA, J., 1956: Výzkum půdních hydrokonstant. Výroční zpráva 1955, úkol VÚV.P-M-IV/3a. Výzkumný ústav vodohospodářský, Praha, 63 s.
VÁŠA, J., 1959: Stanovení půdních hydrokonstant. Vodní hospodářství (3): 104-107.
VÁŠA, J., 1960: Půdní vláhové charakteristiky. Vodohospodársky časopis SAV VIII (3): 235-243.
VÁŠA, J., DRBAL, J., 1975: Retence, pohyb a charakteristiky půdní vláhy. Práce a studie, sešit 131, Výzkumný ústav vodohospodářský, Praha, 377 s.
VOGEL, T., 1999: Documentation of S1D code, version 2.0. Interní zpráva. FSv ČVUT, Praha.
VOGEL, T., CÍSLEROVÁ, M., 1988: On the reliability of unsaturated hydraulic conductivity calculated from the moisture retention curve. Transport in Porous Media 3, 1-15.

SLEDOVÁNÍ OBSAHU DOC V LYZIMETRICKÝCH VODÁCH RŮZNĚ OBHOSPODAŘOVANÝCH LESNÍCH PŮD V DLOUHODOBÉM EXPERIMENTU

MONITORING OF DOC CONTENT IN LYSIMETRIC WATERS FROM DIFFERENTLY MANAGED FOREST PLOTS IN A LONG-TERM EXPERIMENT

Ida Drápelová, Sabina Truparová, Jiří Kulhavý

Ústav ekologie lesa, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Zemědělská 3, Brno 613 00, Česká republika, e-mail: idad@mendelu.cz

Abstrakt

Studie se zabývá vyhodnocením části dlouhodobého experimentu, jehož cílem je porovnat vliv vápnění na lesní půdu v horské oblasti Moravskoslezských Beskyd. Půdní typ je humusoželezitý podzol s formou humusu mor-moder s poměrně nízkým obsahem živin. Lesní porosty leží v nadmořské výšce 908 m a jsou tvořeny monokulturou smrku (*Picea abies* [L.] Karst.) ve věku 28 let. Jednotlivé výzkumné plochy mají rozlohu 0,25 ha. Plochy FD a FS byly v 80. letech vápněny dolomitickým vápencem v úhrnné dávce 9 t.ha^{-1}. Kontrolní plocha FK vápněna nebyla. Na plochách FD a FK je hustota zalesnění cca 2500 stromů na hektar, na ploše FS byla hustota zalesnění snížena výchovnými zásahy v letech 1997 a 2001 na cca 1800 stromů na hektar. V roce 2006 byly ve čtrnáctidenních intervalech odebírány vzorky podkorunových srážek na pokusných plochách, vzorky srážek na volné ploše a vzorky lyzimetrických vod pod horizontem Ao na vápněné a nevápněné ploše a ve vzorcích byl stanovován obsah rozpuštěného organického uhlíku (DOC). Byl vyhodnocen vstup DOC do půdy ve srážkách a vliv hustoty porostu na koncentraci DOC v podkorunových srážkách a množství DOC odtékající z horizontu Ao do nižších půdních horizontů. Výsledky byly porovnány s hodnotami naměřenými v letech 2001-2005. I v roce 2006 byly prokázány statisticky významně nižší hodnoty koncentrace DOC ve srážkách na volné ploše (průměrná roční koncentrace DOC 1,9 mg C na litr) v porovnání s koncentracemi DOC v podkorunových srážkách na ploše FS (průměrná roční koncentrace DOC 5,8 mg C na litr) a FD (průměrná roční koncentrace DOC 5,6 mg C na litr). Do půdy vstupuje 21,7 kg uhlíku na hektar ze srážek na volné ploše a asi 68,0 resp. 65,1 kg C na hektar na ploše FS resp. FD. V podpovrchové gravitační půdní vodě na ploše FD byla v roce 2006 průměrná roční koncentrace DOC 33,6 mg/l, na nevápněné ploše FK 32,6 mg/l.

Klíčová slova: DOC, kvalita humusu, způsob obhospodařování, lesní půdy, vápnění, Moravskoslezské Beskydy, lyzimetrické vody

Abstract

The study deals with the evaluation of one part of a long-term experiment aimed at the assessment of the influence of liming on forest soil in mountainous region of Moravian-Silesian Beskyds. The soil type is humo-ferric Podzol with mor-moder humus type with relatively low nutrient content. The forest stands of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst) are situated at an altitude of 908 m, the age of the monoculture was 28 years in 2006. The area of each individual research plot is 0.25 ha. The FD and FS plots were limed with dolomite limestone at a total rate of 9 t per ha in 1980s. The control plot (FK) has never been limed. Stand densities in the FD and FK plots are 2500 trees per ha. Stand density in the FS plot was 1800 trees per ha. During the year 2006, it means 19 years since the last liming episode, samples of through fall and atmospheric precipitation from the open area and samples of lysimetric waters under the Ao-horizon were collected biweekly and analyzed for the dissolved organic carbon (DOC) content. The amounts of DOC entering the soil with precipitation and the influence of stand density on the amounts of DOC in precipitation were evaluated. The amount of

DOC washed away from the Ao-horizon was assessed. The results were compared with the results from previous years. There was statistically significant difference between the DOC concentrations in precipitation sampled in the open plot (annual mean DOC concentration 1.9 mg C per liter) and in through fall precipitation sampled in the FS (annual mean DOC concentration 5.8 mg C per liter) and FD (annual mean DOC concentration 5.6 mg C per liter) plots. The annual carbon input (in the DOC form) was about 21.7 kg per ha in the open plot, 68.0 kg per ha in the FS plot and 65.1 in the FD plot. Annual mean concentrations of DOC in seepage water collected under the humus layer in 2006 were 33.6 mg C per liter in the limed plot FD and 32.6 mg C per liter in the not limed FK plot.

Key words: DOC, humus quality, forest management, forest soil, liming, Moravian-Silesian Beskyds, lysimetric waters

Úvod

Rozpuštěná organická hmota je část půdní organické hmoty, která se nachází v kapalné fázi. Zahrnuje celou řadou nízko- i vysokomolekulárních sloučenin a účastní se mnoha chemických a biologických procesů v půdě. Přestože jde jen o malou část půdní organické hmoty, je jí přisuzována velká role v přenosu uhlíku i dusíku v lesním ekosystému (Fröberg et al., 2003, Cleveland et al., 2004). Množství rozpuštěné organické hmoty v půdě lze přibližně určit měřením obsahu biogenních prvků v půdních výluzích a lyzimetrických vodách. Nejčastěji je pro tyto účely stanovován tzv. rozpuštěný organický uhlík tj. DOC (dissolved organic carbon). K získání informací o obsahu DOC v půdním roztoku v přirozených podmínkách stanoviště je možno využít techniku odběru půdní vody pomocí lyzimetrů. Mezi faktory ovlivňující množství DOC v půdě patří kromě řady jiných zkoumaných činitelů také vápnění. Řada studií založených na laboratorních i terénních experimentech uvádí, že vápnění lesní i orné půdy má za následek zvýšení koncentrace DOC v humusových horizontech (Andersson et al., 1994; Hildebrand a Schack-Kirchner, 2000, Kalbitz et al. 2000), někteří autoři však nepozorovali, že by přídavek vápence ovlivňoval množství DOC v půdním roztoku nepozorovali (Ponette et al., 1995). Výsledný efekt zřejmě závisí na rovnováze, která se vytvoří mezi různými protichůdnými procesy: zvýšení pH má za následek zvýšení rozpustnosti organických látek, což podporuje mikrobiální aktivitu a tím i tvorbu dalších rozpustných organických látek; na druhé straně zase dochází k větší spotřebě DOC mikroorganismy a ke zvýšené adsorpci a precipitaci DOC v důsledku tvorby kationtových můstků (Chantigny, 2003).

Tento příspěvek zaměřený na sledování toků DOC v ekosystému je vyhodnocením části dlouhodobého experimentu zaměřeného na hodnocení vlivu vápnění na lesní půdu v horské oblasti Moravskoslezských Beskyd. Jeho cílem je vyhodnotit množství DOC vstupující do lesní půdy se srážkami a porovnat údaje o obsahu rozpuštěného organického uhlíku v lesní půdě na vápněné a nevápněné pokusné ploše v Moravskoslezských Beskydách, kde jsou od roku 2001 odebírány vzorky půdního roztoku.

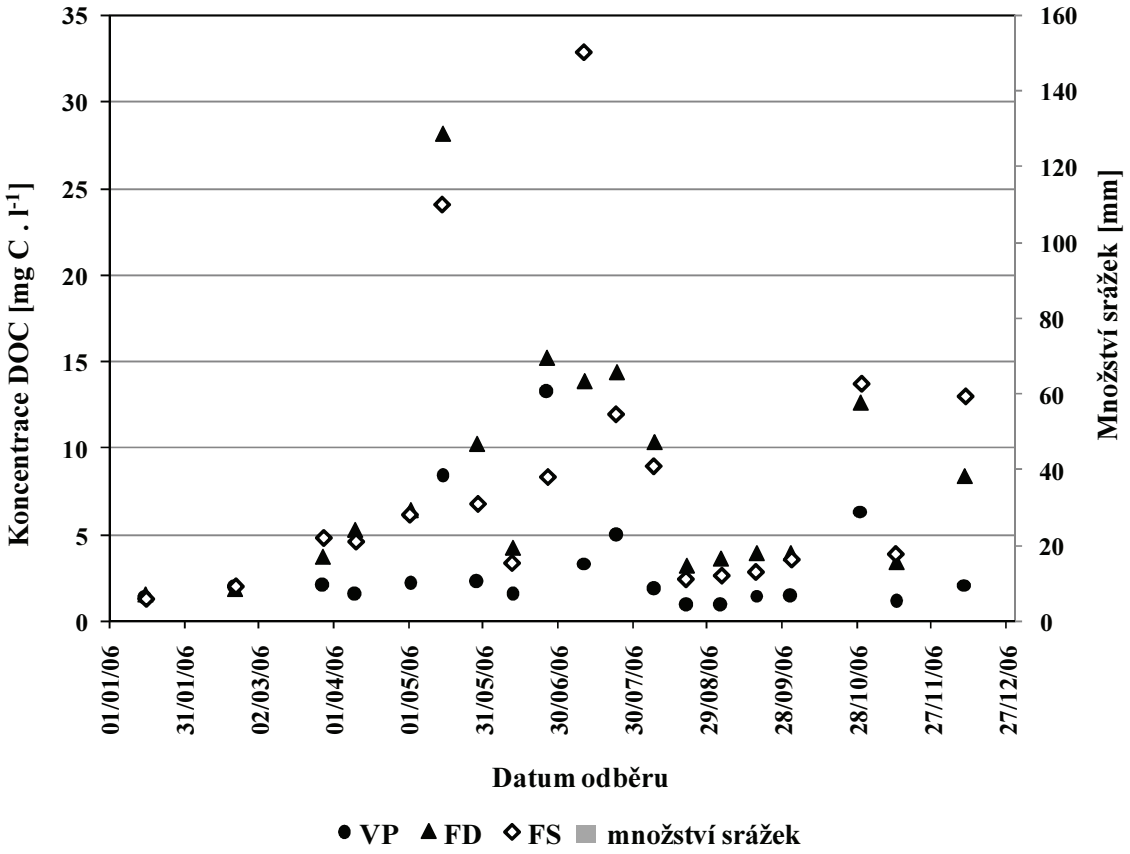
Materiál a metody

Výzkumné plochy na Bílém Kříži se nacházejí v nadmořské výšce 908 m s geografickými souřadnicemi 49° 30′10′′ s. š. a 18°32′20′′ v.d. Klima je mírně chladné (průměrná roční teplota 4,9 °C), vlhké (průměrná relativní vzdušná vlhkost 80 %) a bohaté na srážky (průměrný roční úhrn srážek 1100 mm) s převahou jižních větrů. Terén má jižní expozici se sklonem 10°. Geologické podloží tvoří flyšové vrstvy s převahou pískovců. Půdní typ je humusoželezitý podzol s formou humusu mor-moder a s poměrně nízkým obsahem živin. Lesní porosty jsou tvořeny monokulturou smrku (*Picea abies* [L.] Karst.) s malou příměsí jedle, jeřábu a vrby. Stáří porostu je 28 let, lesním typem je kyselá jedlová bučina metlicová. V letech 1983, 1985 a 1987 byly porosty na plochách označených dále jako plochy FD a FS

vápněny dolomitickým vápencem v úhrnné dávce 9 $t.ha^{-1}$. (Použitý vápenec obsahoval 31 % CaO a 21 % MgO.) Plochy FD a FS mají rozlohu 50x50 m (0,25 ha) a počet stromů v r. 2002 na těchto plochách byl 2500, resp. 1800 $ks.ha^{-1}$. Výchovný zásah na ploše FS se uskutečnil v letech 1997 a 2001. Symbolem VP je označována volná plocha mimo porost. Kontrolní plochou FK byla plocha, která nebyla v minulosti vápněna. Porost na této ploše byl založen ve stejné době jako porosty na plochách FD a FS, má stejný charakter a hustotu jako porost na ploše FD. Podrobný popis ploch, způsob zachycování srážek a metodika jejich zpracování je publikována v pracích Kulhavý, Betušová (1999), Kulhavý, Formánek, Betušová (2000) a Kulhavý, Betušová (2001).
Pro odběr podkorunových srážek byly použity trvale otevřené odběrové nádoby (Block, Bartels 1985, Niehus, Bruggemann 1995) o sběrné ploše 335,325 cm^2. Sběrné nádoby se nacházejí ve výšce 1 m nad terénem a proti poškození jsou chráněny silnostěnnou trubkou z polyetylénu. 7 odběrových nádob bylo rozmístěno jako podkorunové srážkoměry na vápněné husté ploše FD, 7 na vápněné řídké ploše FS a jeden na ploše VP k odběru atmosférických srážek. Lyzimetrické vody byly zachycovány jednak gravitačními podpovrchovými polyetylénovými lyzimetry vlastní výroby, které byly umístěny na přechodu organického a minerálního půdního horizontu. Sběrná plocha gravitačních lyzimetrů je 550 cm^2.
U srážek a vody zachycené v podpovrchových lyzimetrech se v každém odběru zjišťovalo množství a chemické složení vody. DOC bylo stanoveno na analyzátoru SHIMADZU TOC-5000A dle normy ČSN EN 1484 (1998). Vzorky byly odebírány v zimním období jedenkrát za měsíc, v ostatních obdobích roku ve čtrnáctidenních intervalech. Lyzimetrické vody nebyly v zimních měsících odebírány. Z koncentrací látek vyjádřených v $mg.l^{-1}$a z množství vody v jednotlivých odběrech byla vypočítána průměrná roční koncentrace (průměr vážený množstvím) iontů v atmosférických srážkách, v podkorunových srážkách za sledované období (rok 2006) a výsledky byly porovnány s údaji zjištěnými v minulých letech. Pro testování vlivu hustoty zápoje na koncentraci DOC v podkorunových srážkách byl použit dvouvýběrový párový t-test na střední hodnotu (MS Excel), pro porovnání koncentrací DOC v lyzimetrických vodách na vápněné a nevápněné ploše dvouvýběrový t-test na střední hodnotu s nerovností rozptylů (MS Excel), výpočet vážených výběrových charakteristik (průměru a směrodatné odchylky) pro soubory údajů o množství a koncentraci DOC za jednotlivá odběrová období byl proveden v programu UNISTAT 5.1.

Výsledky a diskuze

Koncentrace DOC v jednotlivých odběrech ve srážkách na volné ploše a v podkorunových srážkách na plochách FS a FD a srážkové úhrny pro jednotlivé odběry jsou znázorněny v grafu na obr. 1. V podkorunových srážkách na zalesněných plochách byly koncentrace DOC ve sledovaném období, tj. od 12.12 2005 do 11. 12. 2006, statisticky významně vyšší než v atmosférických srážkách na volné ploše (VP-FS: $p = 0,003$, $\alpha = 0,05$; VP-FD: $= 0,0001$, $\alpha = 0,05$). Na rozdíl od výsledků z let 2001-2005 nebyl zjištěn statisticky významný rozdíl mezi koncentrací DOC v podkorunových srážkách na plochách FS a FD. To lze vysvětlit tím, že v zimním období 2005/2006 došlo ke zlomení několika smrků v blízkosti odběrových zařízení na ploše FD, což ovlivnilo výslednou hustotu zápoje.
Koncentrace DOC v gravitační lyzimetrické vodě odebírané pod vrstvou povrchového humusu na plochách FD a FK jsou znázorněny v grafu na obrázku 2. Mezi koncentracemi DOC v lyzimetrických vodách odebraných z vápněné a nevápněné experimentální plochy nebyl zjištěn statisticky významný rozdíl (dvouvýběrový t-test, $\alpha = 0,05$). Tento výsledek se liší od výsledků naměřených v letech 2001 až 2005, kdy byly na vápněné ploše naměřeny statisticky významně vyšší koncentrace DOC (viz Drápelová et al., 2006). To by mohlo znamenat, že efekt vápnění na ploše FD již odeznívá.



Obr. 1 Koncentrace DOC v jednotlivých odběrech ve srážkách na volné ploše (VP) a v podkorunových srážkách na plochách FS a FD v roce 2006

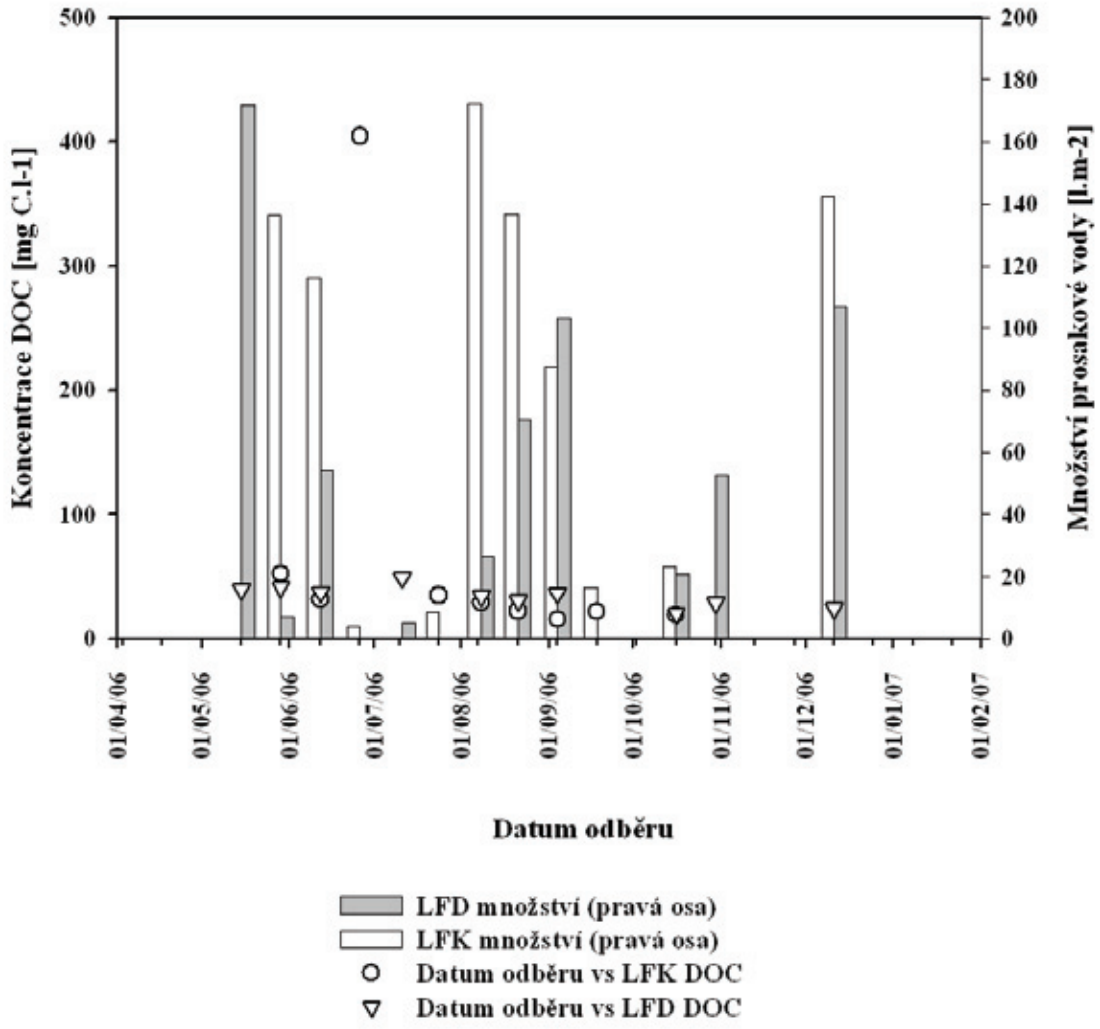
Tab. 1 Průměrné roční koncentrace DOC ve srážkách a v podkorunových srážkách na plochách VP, FS a FD a v průsakové vodě na plochách FD a FK

Období	Koncentrace DOC v mg C na litr				
	srážky na volné ploše	podkorunové srážky na ploše FS	podkorunové srážky na ploše FD	prosaková voda na ploše FD	prosaková voda na ploše FK
14.12.2000-13.12.2001	1.3 ± 0.3	2.8 ± 1.1	4.6 ± 2.1	34.1 ± 4.1	31.0 ± 2.3
14.12.2001-12.12.2002	1.5 ± 0.2	3.8 ± 0.7	5.7 ± 0.9	26.2 ± 5.5	17.4 ± 3.6
13.12.2002-17.12.2003	2.1 ± 0.6	4.7 ± 1.1	7.1 ± 1.9	24.5 ± 9.4	18.1 ± 5.0
18.12.2003-1.12.2004	2.6 ± 1.2	6.1 ± 1.5	6.4 ± 1.2	45.4 ± 9.4	20.3 ± 3.5
2.12.2004-12.12.2005	1.7 ± 0.5	4.9 ± 1.4	6.5 ± 1.8	40.4 ± 5.8	30.4 ± 15.7
13.12. 2005-11.12.2006	**1.9 ± 0.6**	**5.8 ± 2.7**	**5.6 ± 1.7**	**33.6 ± 4.5**	**32.6 ± 22.9**

Průměrné roční koncentrace DOC ve srážkách a v podkorunových srážkách na plochách VP, FS a FD a v průsakové vodě na plochách FD a FK spolu s údaji publikovanými pro předešlé roky jsou uvedeny v tabulce 1. Průměrná roční koncentrace DOC v atmosférických srážkách na volné ploše byla v roce 2006 1,9 mg C na litr, průměrné roční koncentrace DOC v podkorunových srážkách na plochách FS a FD byly po řadě 5,8 a 5,6 mg C na litr. Průměrné roční koncentrace DOC v podpovrchových lyzimetrických vodách na plochách FD a FK byly po řadě 33,6 a 32,6 mg C na litr. Je třeba si všimnout, že na ploše FK je průměrná koncentrace

značně ovlivněna hodnotou extrému z odběrového data 26. 6. 2006. Na základě údajů o koncentracích DOC a údajů o množství odebrané vody za sledované období (13.12.2005 - 11. 12. 2006) byla vypočítána množství DOC vstupující se srážkami na jednotlivé plochy a množství DOC odtékající do horizontu A. Výsledky jsou uvedeny v tabulce 2. S atmosférickými srážkami vstupuje do ekosystému cca 2,2 g uhlíku na m^2 za rok. Průchodem korunami se srážkové vody obohacují o DOC, takže do půdy pod korunami vstupuje cca 6,8 g uhlíku na m^2 za rok na ploše FS a cca 6,5 g uhlíku na m^2 za rok na ploše FD. Průsakem horizonty nadložního humusu dochází k dalšímu obohacení o rozpuštěný uhlík, takže do organo-minerálního horizontu vstupuje asi 20,8 g uhlíku na m^2 za rok na ploše FS a asi 27,5 g uhlíku na m^2 za rok na ploše FD. Tok DOC ve srážkách představoval v roce 2006 asi 31 % celkového toku DOC horizontem nadložního humusu na vápněné ploše a asi 24% na ploše nevápněné. Toky horizontem nadložního humusu se na vápněné a kontrolní ploše výrazně neliší, což může být způsobeno rozdílnými hydrologickými podmínkami stanovišť. Nejistoty v odhadu toků DOC jsou značné zejména u průsakových vod na kontrolní ploše, kde jsou odhady ovlivněny výše uvedeným extrémem.

Námi zjištěné hodnoty uvedené v tabulce 2 jsou srovnatelné s hodnotami naměřenými Fröbergem et al. (2006) v porostech smrku ztepilého ve Švédsku (věk porostu 38 let, poloha 57°-64° s.z.š., 200 - 300 m n.m.) v roce 2001. Přehledné srovnání je uvedeno v tabulce 3.



Obr. 2 Koncentrace DOC a množství průsakové vody v jednotlivých odběrech v podpovrchových lyzimetrech na vápněné a nevápněné ploše v roce 2006

Tab. 2 Odhad množství DOC vstupujícího se srážkami na plochy VP, FS a FD v jednotlivých letech a množství DOC odtékajícího z horizontů nadložního humusu na plochách FD a FK

Období	Množství DOC v g C na m^2				
	vstup srážkami na volné ploše	vstup podkorunovými srážkami (FS)	vstup podkorunovými srážkami (FD)	odtok horizontem A (FD)	odtok horizontem A (FK)
14.12.2000-13.12.2001	1.8 ± 0.4	3.6 ± 1.4	7.1 ± 3.2	18.5 ± 2.2	14.1 ± 1.1
14.12.2001-12.12.2002	1.7 ± 0.3	3.9 ± 0.7	6.7 ± 1.0	17.7 ± 3.7	22.6 ± 4.7
13.12.2002-17.12.2003	2.1 ± 0.6	4.1 ± 1.0	7.1 ± 1.9	10.0 ± 3.8	13.7 ± 3.8
18.12.2003-1.12.2004	2.5 ± 1.2	5.0 ± 1.2	6.1 ± 1.2	13.6 ± 2.8	12.7 ± 2.2
2.12.2004-12.12.2005	1.9 ± 0.5	5.4 ± 1.5	7.5 ± 2.1	17.8 ± 2.6	27.3 ± 14.1
13.12. 2005-11.12.2006	**2.2 ± 0.7**	**6.8 ± 3.2**	**6.5 ± 2.0**	**20.8 ± 2.8**	**27.5 ± 19.3**

Tab. 3 Srovnání velikostí toků DOC vyjádřených v g C/m^2 ve smrkových porostech na pokusných plochách v Beskydách a ve Švédsku (Údaje ze Švédska: Fröberg et al., 2006)

Lokalita	Beskydy 2001 - 2005	Švédsko 2001
tok DOC srážkami (g C/m^2)	1.3 - 2.6	1.6 - 3.2
tok DOC podkorunovými srážkami (g C/m^2)	3.6 - 7.5	2.8 - 7.1
odtok DOC do minerálního horizontu (g C/m^2)	10.0 - 27.3	10.7 - 26.3

Závěr

Z údajů naměřených v roce 2006 na pokusných plochách na Bílém Kříži vyplývá, že podkorunové srážky přispívají značnou měrou k celkovému množství DOC vstupujícímu do půdy. Tok DOC ve srážkách činil v roce 2006 po řadě 24 a 31 % celkového toku DOC horizontem nadložního humusu na vápněné a kontrolní ploše. V roce 2006 byly koncentrace DOC ve srážkách na volné ploše statisticky významně nižší (průměrná roční koncentrace DOC 1,9 mg C na litr) než koncentrace DOC v podkorunových srážkách na plochách FS (průměrná roční koncentrace DOC 5,8 mg C na litr) a FD (průměrná roční koncentrace DOC 5,6 mg C na litr). Do půdy vstupuje 21,7 kg uhlíku na hektar ze srážek na volné ploše a asi 68,0 resp. 65,1 kg C na hektar na ploše FS resp. FD. V podpovrchové gravitační půdní vodě na ploše FD byla v roce 2006 průměrná roční koncentrace DOC 33,6 mg/l, na nevápněné ploše FK 32,6 mg/l. Vstup DOC do horizontu Ao na ploše FD byl asi 20,8 g C na m^2 na ploše FK asi 27,5 g C na m^2.

Poděkování

Práce vznikla s podporou výzkumného záměru MSM 6215648902.

Literatura

ANDERSSON, S., VALEUR, I., NILSSON, S.I., 1994: Influence of lime on soil respiration, leaching of DOC, and C/S relationships in the mor humus of a haplic podzol. Environment International, 20, 81– 88.

BLOCK, J., BARTELS, U., 1985: Ergebnisse Der Schadsstoffdepositionsmessungen in Waldökosystemen in den Messjahren 1981/82 und 1982/83. Forschung und Beratung, 39, LOLF NRW. Recklinghausen.

CLEVELAND, C.C., NEFF, J. C., TOWNSEND, A. R., HOOD, E., 2004: Composition, Dynamics, and Fate of Leached Dissolved Organic Matter in Terrestrial Ecosystems: Results from a Decomposition Experiment. Ecosystems 7, 275 – 285.

ČSN EN 1484, 1998: Jakost vod - Stanovení celkového organického uhlíku (TOC) a rozpuštěného organického uhlíku (DOC).

DRÁPELOVÁ, I., REMEŠ, M., KULHAVÝ, J., 2006: Význam DOC v půdotvorných procesech. In Šarapatka, B. – Bednář, M. Pedogeneze a kvalitativní změny půd v podmínkách přírodních a antropicky ovlivněných území. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, 2006, 5–6. ISBN 80-244-1448-1.

FRÖBERG, M., BERGGREN, D., BERGKVIST, B., BRYANT, Ch., KNICKER, H., 2003: Contributions of Oi, Oe and Oa horizons to dissolved organic matter in forest floor leachates. Geoderma, 113, 311-322.

FRÖBERG, M., BERGGREN, D., BERGKVIST, B., BRYANT, C., MULDER, J., 2006: Concentration and fluxes of dissolved organic carbon (DOC) in three Norway spruce stands along along a climatic gradient in Sweden. Biogeochemistry (2006) 77: 1–23.

HILDEBRAND, E.E., SCHACK-KIRCHNER, H., 2000: Initial effects of lime and rock powder application on soil solution chemistry in a dystric cambisol—results of model experiments. Nutrient Cycling in Agroecosystems 56, 69–78.

CHANTIGNY, M.H., 2003: Dissolved and water-extractable organic matter in soils: a review on the influence of land use and management practices Geoderma 113, s. 357– 380.

KALBITZ, K., SOLINGER, S., PARK, J.H., MICHALZIK, B., MATZNER, E., 2000: Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: A review. Soil Science 165(4), 277-304.

KULHAVÝ, J., BETUŠOVÁ, M., 1999: Příspěvek k poznání charakteru podkorunových srážek při různé intenzitě výchovného zásahu. Zpravodaj Beskydy „Vliv imisí na lesy a lesní hospodářství Beskyd", MZLU v Brně, 12: 59-64.

KULHAVÝ, J., BETUŠOVÁ, M., 2001: Depoziční toky ve smrkové monokultuře při různé hustotě porostního zápoje. Zpravodaj Beskydy, MZLU v Brně, 14: 51-58.

KULHAVÝ, J., FORMÁNEK, P., BETUŠOVÁ, M. 2000: Ekologické aspekty pěstování smrkových monokultur ve 2. generaci na stanovištích vyšších poloh Moravskoslezských Beskyd. Ekológia 19, Supplement 2000/1: 130-150.

NIEHUS, B., BRUGGEMANN, L., 1995: Untersuchungen zur Deposition Luftgetragener Stoffe in der Dubener Heide. Beiträge für die Forstwirtschaft und Landschaftsökologie, 29: 4.

PONETTE, Q., BELKACEM, S., NYS, C., 1996. Ion dynamics in acid forest soils as affected by addition of Ca fertilizers. Geoderma 71, 53– 76.

VĚTRNÁ EROZE VE VYBRANÉM ÚZEMÍ JIŽNÍ MORAVY

WIND EROSION OF A CHOSEN AREA OF THE SOUTHERN MORAVIA

Jana Dufková

Ústav aplikované a krajinné ekologie, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno, Česká republika, e-mail: janadufkova@email.cz

Abstrakt

Ve třech větrnou erozí silně ohrožených katastrálních územích probíhala během roku 2006 měření parametrů potřebných ke stanovení erodovatelnosti půdy větrem. Byla stanovena a porovnána erodovatelnost půdy potenciální a skutečná (aktuální), vycházející z naměřených okamžitých dat přímo v terénu. Z výsledků vyplývá neobjektivnost hodnocení ohroženosti půd těžkých a zřejmá potřeba nových poznatků týkajících se stanovení intenzity větrné eroze.

Klíčová slova: větrná eroze, potenciální erodovatelnost, skutečná erodovatelnost, těžké půdy

Abstract

Measurement of parameters required for wind erodibility determination was done during 2006 in three cadastral areas that are heavily threatened by wind erosion. Potential and real (actual – that comes out of data measured directly in the field) erodibility by wind was determined and compared. Non-objectivity in the erodibility evaluation of heavy soils follows out of the results, as so as evident necessity of new knowledge concerning the determination of wind erosion intensity.

Key words: wind erosion, potential erodibility, real erodibility, heavy soils

Úvod

Erodovatelnost neboli náchylnost půd k větrné erozi lze stanovit buď jako potenciální, tzn. jakousi předpokládanou, průměrnou, takovou, která je pro danou lokalitu s určitými danými podmínkami typická (charakteristická), nebo jako skutečnou (aktuální), kterou lze přímo pozorovat a měřit v terénu.

Větrná eroze se vyskytuje především v území, kde je počasí charakterizováno nízkými a proměnlivými srážkami, proměnlivou a vysokou rychlostí větru, častým výskytem sucha, rychlými a extrémními změnami teploty a vysokým výparem. V zásadě se může větrná eroze vyskytovat po celý rok, nejškodlivější však bývá na jaře, které následuje po suché, sněhem chudé zimě, kdy silný vítr strhává z holých nebo vegetací málo zakrytých polí vyschlou ornici. Výskyt větrné eroze se zvyšuje také na podzim, kdy povrch půdy již opět není chráněn vegetací. Výskyt eroze bývá tedy zaznamenán převážně tam, kde je půda bez rostlinstva, nebo kde je rostlinná pokrývka slabě vyvinuta.

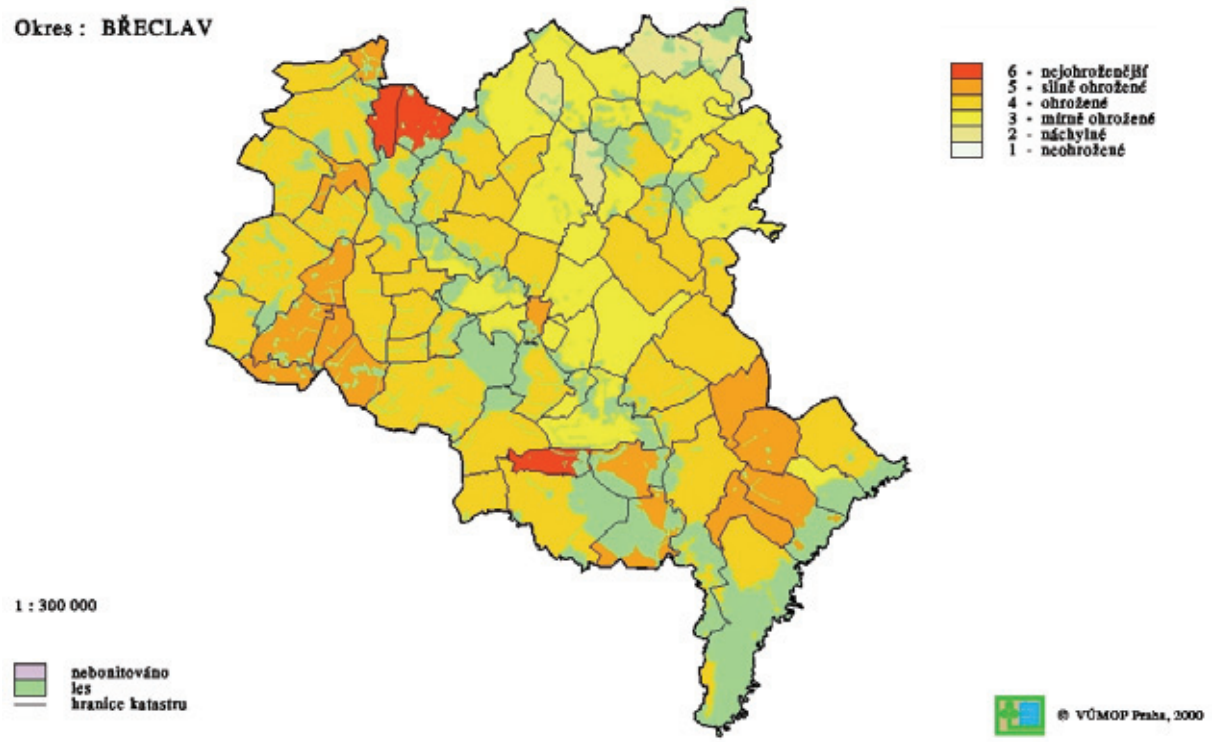
Erodovatelnost půdy závisí především na půdním druhu. Největší výskyt větrné eroze byl zaznamenán u půd lehkých – písčitých a hlinitopísčitých. Určitá anomálie výskytu větrné eroze je i na těžkých půdách v oblasti pod Bílými Karpatami. Tyto půdy během zimy, při střídání zmrznutí a rozmrznutí, se na povrchu rozpadají na velmi jemné prachové částice, které jsou větrem snadno odnášeny. Navíc do této oblasti přicházejí extrémně silné výsušné větry, které se v jiných oblastech vůbec nevyskytují a způsobují tak velký odnos půdních částic.

V Čechách je eolizací půdy postihováno nebo je k ní náchylné na 26 % a na Moravě 45 % výměry zemědělské půdy. Z toho je patrné, že především jižní Morava patří k územím silně ohrožovaným větrem (Švehlík, 2002).
Ke srovnání potenciální a skutečné erodovatelnosti půdy větrem byly proto vybrány lokality, které splňují výše uvedené předpoklady vzniku větrné eroze a větrná eroze byla na těchto lokalitách skutečně prokázána. Všechny lokality se nachází na území jižní Moravy – v okresech Břeclav, Znojmo a Uherské Hradiště.

Materiál a metody

Charakteristika zájmových území
Jak již bylo popsáno výše, pro srovnání potenciální a skutečné erodovatelnosti půdy větrem byly vybrány lokality (konkrétně tři) na jižní Moravě, které podle Mapy potenciální ohroženosti zemědělských půd větrnou erozí patří ke katastrům silně ohroženým. Níže uvedené charakteristiky zájmových území – Podhrázská et al. (2004).

Dolní Dunajovice – okr. Břeclav (Obr. 1)
Zájmové území náleží geomorfologicky k úvalu Dyjsko-svrateckému představujícímu rovinatý, málo zvlněný celek vyplňující západní a jižní část okresu Břeclav. Tento útvar převyšuje ostatní rovinu přibližně až přes 100 m na svém nejvyšším bodě. Nejnižší bod leží při potoku severně od obce ve výši 178 m a nejvyšší bod ve výši 281 m na kopci při hranici katastrálního území Dobré Pole.

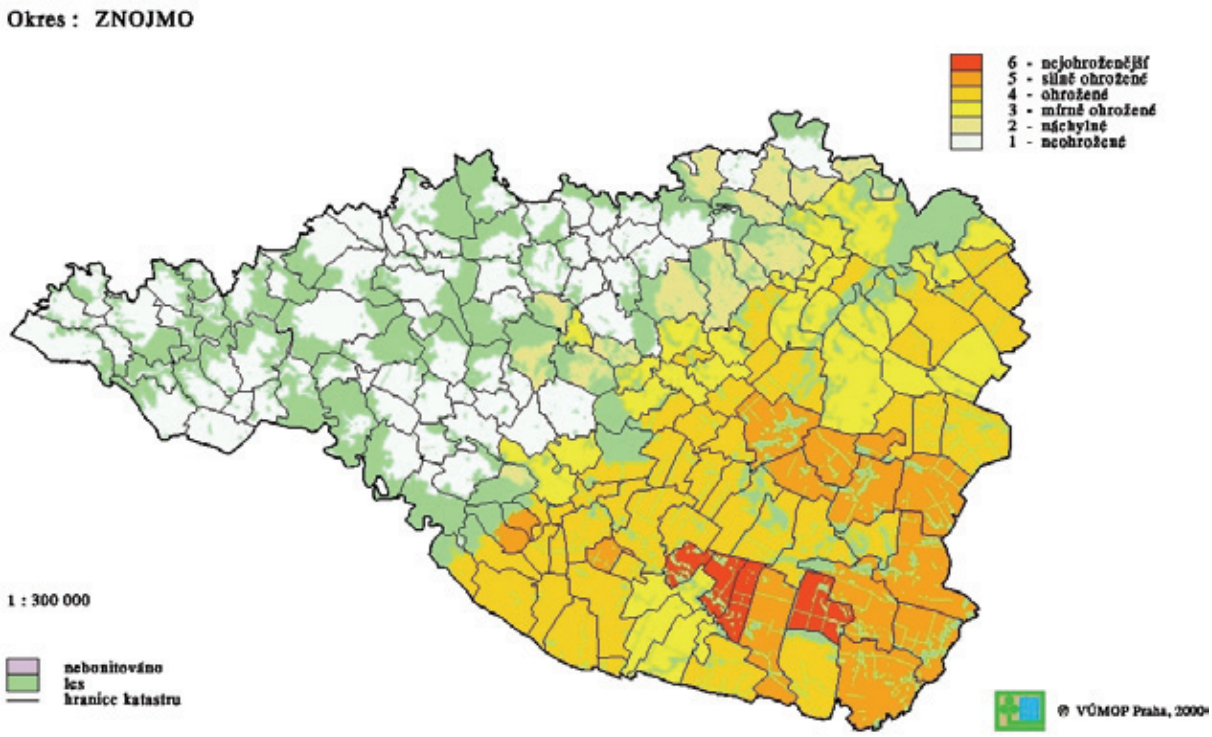


Obr. 1 Mapa potenciální ohroženosti zemědělských půd větrnou erozí, okr. Břeclav (VÚMOP, 2000)

Zájmové území je tvořeno světle zbarvenými slínitými a písčitými sedimenty mořského neogénu, dále svahovými hlínami s drobnějším skeletem z bazického materiálu. Tento materiál na svažitých polohách poměrně slabě odolával smyvu a jen z důvodu nízkého průměru srážek nejsou následky eroze horší, než lze v současné době pozorovat. Rovina je vyplněna deluviálním materiálem, který pokrývá nivní polohu při místním potůčku,

protékajícím místní tratí od jihu k severu i přilehlé plochy na nivu navazující. Na těchto materiálech vznikly za zdejších klimatických podmínek převážně černozemě. Na deluviálních hlínách a nivních uloženinách vznikly černice a černozemě černické. Erodovatelnost půdy větrem byla posuzována na BPEJ 00501 (půdy slabě skeletovité, hluboké).
Řešené katastrální území leží v oblasti teplého pásma, v okrsku teplém, suchém až mírně suchém, s mírnou zimou a relativně kratším slunečním svitem. Vláhová jistota je nízká a přibližně každý druhý až čtvrtý rok je rokem suchým. Atmosférické srážky mají během roku normální vývoj, maximum je v červenci, minimum v únoru, roční úhrn srážek činí 495 mm. Zima je mírná s nízkými srážkami a nízkou sněhovou pokrývkou. Jaro přichází brzy s rychle stoupajícími teplotami i srážkami. Průměrná roční teplota je 9,3 °C. Převládají větry jihovýchodního směru, dále směru severozápadního a východního. Nepříznivě působí zejména větry jihovýchodní, jež zejména časně zjara na mrazem uvolněné půdě způsobují eolickou erozi. Způsobují současně rychlé vysýchání půdy a opozdí-li se jarní deště, trpí vegetace nedostatkem vláhy.

Micmanice – okr. Znojmo (Obr. 2)
Zájmové území je součástí Dyjsko-svrateckého úvalu, má charakter různě zvlněné roviny. Nejjižnější část obvodu zabírá rovinná nivní poloha řeky Dyje. V jejím okolí v jihovýchodním cípu jsou polohy o nejnižší nadmořské výšce zájmového území, pohybující se zde kolem 190 m n. m. Střední část obvodu má rovněž rovinatý charakter, mírně zvlněný na přechodu z nivy. Relativní převýšení činí pouze 39 m.
Území leží v oblasti tvořené horninami čtvrtohorního stáří. V nivní poloze Dyje se vyskytují nevápnité uloženiny, na nichž vznikly nivní půdy. Lokálně se vyskytují vápnité nivní uloženiny, na nichž se vyvinula černice. Erodovatelnost půdy větrem byla posuzována na BPEJ 00100 (půdy bezskeletovité, hluboké).

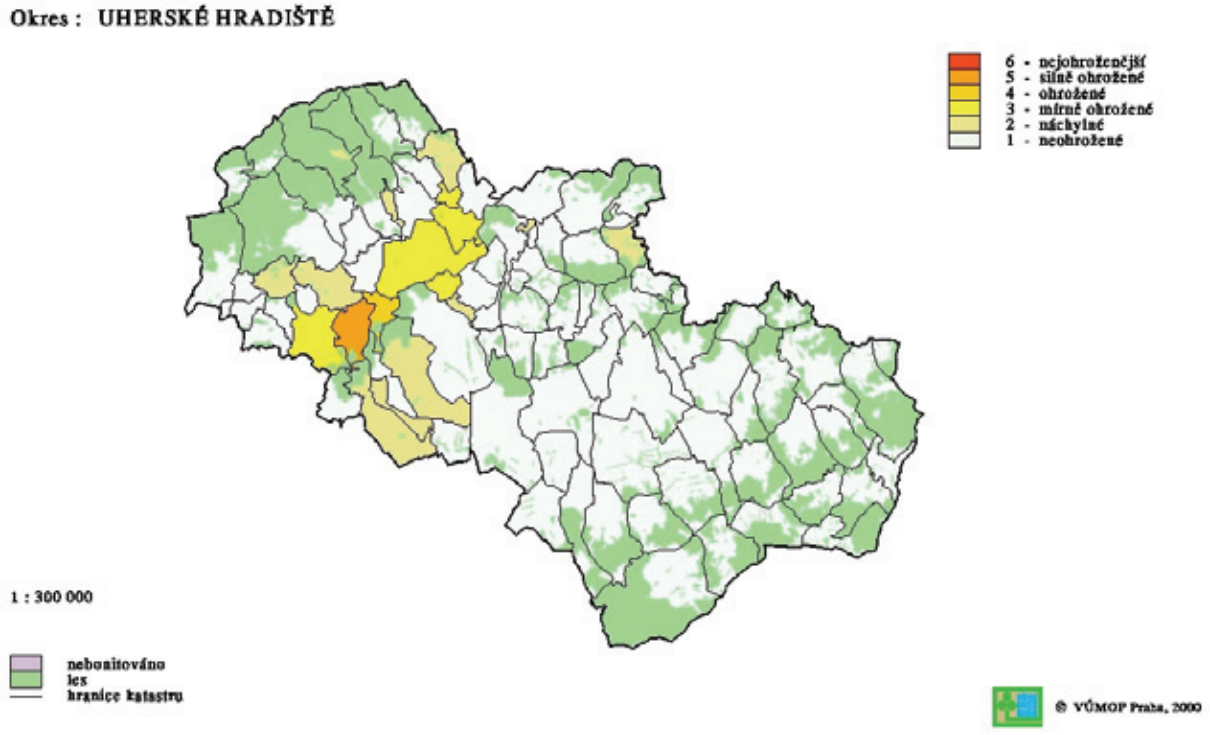


Obr. 2 Mapa potenciální ohroženosti zemědělských půd větrnou erozí, okr. Znojmo (VÚMOP, 2000)

Katastrální území Micmanice patří do teplé oblasti, okrsku teplého, suchého s mírnou zimou.

Roční úhrn srážek činí 529 mm. Počet dnů se srážkami 1 mm a více je 114 za rok, se srážkami 10 mm a více 16 za rok. Ročně bývá 30 dní se sněžením a průměrně 60 dnů se sněhovou pokrývkou. Průměrná roční relativní vlhkost vzduchu činí 82 %, nejvyšší je v prosinci (90 %), nejnižší v červenci (75 %). Vláhová jistota vykazuje hodnotu 7, což znamená, že každý druhý rok je rokem suchým. Průměrná roční teplota je 8,8 °C. Nejteplejším měsícem je červenec (průměrná měsíční teplota činí 19 °C), nejchladnějším leden (-1,9 °C). Pokud jde o větrný režim, převládají severozápadní a západní větry, často se vyskytují i výsušné jihovýchodní větry. Z uvedených klimatických údajů vyplývá, že toto území není dostatečně srážkově zabezpečeno. Deště mají převážně krátkodobý charakter, nízké jsou srážky zejména v prvních jarních měsících. Půdní vlhkost je ještě snižována vysokým výparem.

Suchá Loz – okr. Uherské Hradiště (Obr. 3)
Zájmové území je součástí vrchoviny Bílých Karpat. Území je charakterizováno převážně mírně členitým, v jižní a severovýchodní části až svažitým reliéfem o průměrné nadmořské výšce 350 m. Nejnižší nadmořská výška 276 m je v západní části území v údolní poloze říčky Bystřičky, nejvyšší nadmořská výška 620 m je nejnižším výběžku v trati „Studený“. Severní část území se svažuje směrem jižním, a to severozápadní část pozvolně, severovýchodní část příkřeji až po terénní depresi říčky Bystřičky, která protéká územím od východu k západu. Směrem k jižní hranici se opět území zvedá, nejprve pozvolněji, v jižní části pak příkře. V mohutnější jižní části území převažuje expozice severní, v menší severní části území převažuje expozice jihozápadní. Na svazích dochází k erozi a v nižších polohách k nahromadění sedimentů.



Obr. 3 Mapa potenciální ohroženosti zemědělských půd větrnou erozí, okr. Uherské Hradiště (VÚMOP, 2000)

Území leží v oblasti tvořené horninami starších třetihor (paleogén). V malé míře jsou zde také zastoupeny čtvrtohorní (holocenní) sedimenty. Převážná část území je tvořena horninami karpatského flyše v typickém vývoji výrazně vápnitými. Jde o sedimenty mořského původu,

které se vyznačují střídáním vrstev pískovců a jílovitých břidlic. Flyšové slíny, které se v hospodářském obvodu většinou vyskytují, zvětrávají poměrně snadno na velmi hluboké, těžké půdy s dostatkem vápna v uhličitanové formě a zpravidla jsou středně zásobeny hlavními minerálními živinami až na kyselinu fosforečnou. V půdách jsou rozšířeny pískovcové úlomky a kameny, které lokálně omezují hloubku profilu, neboť vložky pískovců se vyskytují i v břidličnatých souvrstvích. Nejmladší holocén je zastoupen vápnitými nivními uloženinami. Jde o materiál nanášený v poslední geologické době, který je podstatně ovlivněn vlastnostmi detritu okolních hornin. Půdní typy – černozem černická, kambizem oglejená, rendzina kambická, rendzina oglejená, černice. Erodovatelnost půdy větrem byla posuzována na BPEJ 62021 (půdy slabě skeletovité, hluboké).
Převážná část zájmového území je mírně teplá, mírně vlhká, s mírnou zimou, pahorkatinná. Jen menší část území na jihu až jihovýchodě je mírně teplá, vlhká, vrchovinná. Atmosférické srážky zde dosahují téměř 800 mm za rok (přesněji 791 mm). Nejnižší srážkové úhrny jsou v únoru, maxima v srpnu. Počet dnů se srážkami 1,0 mm a více je 110 za rok, se srážkami 10,0 mm a více 20 za rok, dnů se sněžením 40 v roce a se sněhovou pokrývkou (nikoliv trvalou) 60 za rok. Dešťový faktor podle Langa se pohybuje kolem 90. Průměrná roční teplota činí 8,4 °C, nejteplejším měsícem je červenec (průměrná měsíční teplota 18,4 °C), nejchladnějším leden (-2,4 °C).

Stanovení erodovatelnosti půdy větrem

Erodovatelnost (ohroženost) půdy větrem vyjadřuje vzájemné působení větru, vlhkosti půdy a obsahu neerodovatelných částic v půdě.
Jak již bylo řečeno, lze stanovit erodovatelnost potenciální nebo skutečnou. Vzhledem k tomu, že ke stanovení skutečné erodovatelnosti půdy větrem je potřeba znát naměřené hodnoty rychlosti větru a vlhkosti půdy, což jsou hodnoty okamžité (platí jen pro určitý okamžik), mluvíme o stanovení skutečné okamžité (aktuální) erodovatelnosti půdy větrem.

Potenciální erodovatelnost půdy větrem

Pro stanovení potenciální větrné eroze půdy v jednotlivých lokalitách byl použit vztah podle Pasáka (1966), v němž je erodovatelnost jednotlivých druhů půd závislá na obsahu jílnatých částic (1):

$$E = 875{,}52 \times 10^{-0{,}0787M}, \quad (1)$$

kde E = erodovatelnost půdy větrem ($t.ha^{-1}.rok^{-1}$), M = obsah jílnatých částic v půdě (%).
Tento vztah byl odvozen na základě výzkumů v aerodynamickém tunelu z hodnot odnosu půdy v $g.m^{-2}$ za dobu 15 minut při rychlosti větru 15 $m.s^{-1}$. Pro praktické stanovení potenciální větrné eroze půdy byl ve vztahu zahrnut předpoklad, že erozi způsobující větry se vyskytují 4 dny v roce (2 dny na jaře a 2 dny na podzim, kdy půda není chráněna vegetací).
Obsah jílnatých částic v půdě, tj. částic menších než 0,01 mm, byl zjištěn zrnitostním rozborem půdy, metodou pipetovací (Jandák et al., 2001).
Pro určení přípustného odnosu půdy větrem lze v tomto případě použít hodnot přípustné ztráty půdy, které se používají pro zjišťování ohroženosti půd vodní erozí, tedy u mělkých půd (do 30 cm) 1 $t.ha^{-1}.rok^{-1}$, u středně hlubokých půd (30–60 cm) 4 $t.ha^{-1}.rok^{-1}$ a u hlubokých půd (nad 60 cm) 10 $t.ha^{-1}.rok^{-1}$ (Podhrázská, Dufková, 2005).

Skutečná erodovatelnost půdy větrem

Skutečnou okamžitou erodovatelnost půdy vybraných lokalit větrem lze stanovit z rovnice dle Pasáka (1967), kdy je potřeba znát obsah neerodovatelných částic v půdě, poměrnou vlhkost půdy a rychlost větru při povrchu půdy. Tyto parametry bylo nutno naměřit/stanovit přímo v terénu.
Rovnice erodovatelnosti tak vyjadřuje vzájemné působení základních faktorů ovlivňujících náchylnost půd k erozi větrem (2):

$$E = 22{,}02 - 0{,}72P - 1{,}69V + 2{,}64R\,, \quad (2)$$

kde E = erodovatelnost půdy větrem ($g.m^{-2}$), P = obsah neerodovatelných částic v půdě (%), V = poměrná vlhkost půdy (% hmotnostní) a R = rychlost větru při povrchu půdy ($m.s^{-1}$).

Zastoupení neerodovatelných částic v půdě je považováno za rozhodující kritérium erodovatelnosti půdy větrem. Neerodovatelné částice v půdě byly zjišťovány agregátovou analýzou prosíváním průměrného na vzduchu vyschlého vzorku půdy z povrchové vrstvy sítem o velikosti ok 0,8 mm. Za povrch půdy se považuje hraniční vrstva mezi horní úrovní půdního prostředí nebo výsypkových materiálů a atmosférou (Poleno, 1995). Vážením celkového množství vzorku půdy a množství vzorku na sítu po prosetí, lze vypočíst obsah neerodovatelných částic v procentech (3). Půdy obsahující větší množství neerodovatelných částic než 60 % lze pokládat za erozně stálé – odolávající odnosu půdních částic větrem (Pasák, 1970).

$$P = \frac{p}{c} \times 100\,, \quad (3)$$

kde P = obsah neerodovatelných částic v půdě (%), p = hmotnost vzorku po prosetí sítem o velikosti ok 0,8 mm (g), c = hmotnost vzorku na vzduchu vyschlého před prosetím (g).

Ke stanovení skutečné erodovatelnosti půdy větrem bylo potřeba přepočítat okamžitou vlhkost půdy na vlhkost poměrnou. Poměrná vlhkost půdy se vypočítá z rovnice (4) a (5) (Pasák, 1984):

$$V = \frac{V_O}{V_n}\,, \quad (4)$$

$$V_n = \frac{o}{2{,}4}\,, \quad (5)$$

kde V = poměrná vlhkost půdy (%), V_O = vlhkost okamžitá (%), V_n = nepřístupná voda (%) a o = obsah jílnatých částic (%).

Ke zjištění okamžité vlhkosti půdy byla použita vážková (gravimetrická) metoda (Jandák et al., 2001). Vzorky pro stanovení vlhkosti byly odebírány z rovného hladkého povrchu půdy nekrytého vegetací ani jejími zbytky.

Během roku 2006 proběhla ambulantní měření rychlosti větru na třech vybraných lokalitách jižní Moravy. Rychlost větru byla měřena ve výšce 20 cm nad půdním povrchem. Souprava pro měření rychlosti větru se skládala z čidla W1 a převodníku s proudovými výstupy 1WD420. Čidlo používalo pro měření rychlosti větru rotační lopatkový kříž. Snímání otáček kříže bylo prováděno optoelektronicky a k dalšímu zpracování předáno v digitální formě. Čidlo bylo přímo napájeno z převodníku. Měření okamžitých hodnot rychlosti větru probíhalo automaticky v pětivteřinovém měřícím kroku se záznamem do paměti dataloggeru (ústředna HOBO).

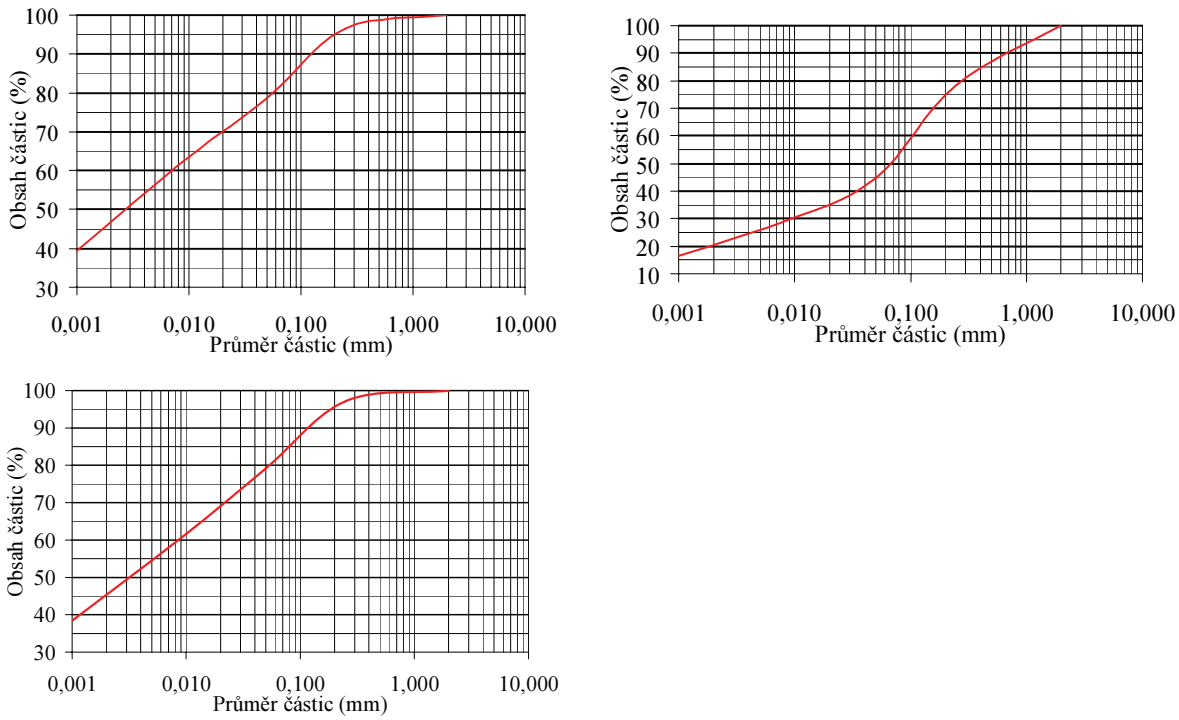
Maximální přípustné množství odnosu, tj. průměrný odnos půdy při 60 % zastoupení půdních částic větších než 0,8 mm, se rovná u našich půd 1,4 $g.m^{-2}$, tj. 14 $kg.ha^{-1}$ (Pasák, 1970). Velikost přípustné ztráty půdy vychází jednak z požadavku udržení úrodnosti půdy na stálé výši, jednak z požadavku, aby nebyly poškozovány erozí zejména mladé rostlinky odhalováním kořínků nebo poškozováním stonků saltujícími půdními částicemi.

Výsledky a diskuze

Potenciální erodovatelnost půdy větrem

Ke stanovení potenciální erodovatelnosti půdy větrem bylo potřeba stanovit obsah jílnatých částic. Zrnitostní křivka půd vybraných oblastí je na Obr. 4.

Po dosazení do rovnice (1) lze vypočítat potenciální erodovatelnost půd jednotlivých lokalit větrem v $t.ha^{-1}.rok^{-1}$ (Tab. 1).



Obr. 4 Zrnitostní křivky půd z k.ú. obcí Dolní Dunajovice (vlevo nahoře), Micmanice (vpravo nahoře) a Suchá Loz (vlevo)

Tab. 1 Potenciální erodovatelnost půdy větrem na vybraných lokalitách jižní Moravy

Lokalita	Potenciální erodovatelnost (t.ha^{-1}.rok^{-1})
Dolní Dunajovice	**0,01**
Micmanice	**3,52**
Suchá Loz	**0,01**

Maximální přípustné množství ztráty půdy závisí na hloubce půdy. Na všech uvedených lokalitách se vyskytují hluboké půdy, tedy přípustná ztráta půdy je 10 t.ha^{-1}.rok^{-1}. Z Tab. 1 vyplývá, že potenciální odnos půdy větrem nepřesahuje ani na jedné lokalitě přípustnou mez, a to i přesto, že všechny tři lokality jsou řazeny do oblastí silně ohrožených větrnou erozí. Důvodem může být větší obsah jílnatých částic v půdě, protože jak Pasák (1984) uvádí, čím více jílnatých částic půda obsahuje, tím méně je náchylná k větrné erozi. Ne vždy je to ovšem pravda (viz. dále).

Skutečná erodovatelnost půdy větrem

Ke stanovení skutečné okamžité erodovatelnosti půdy větrem bylo potřeba zjistit obsah neerodovatelných částic v půdě, poměrnou vlhkost půdy a rychlost větru při povrchu půdy.

Měření rychlosti větru a odběr půdních vzorků ke stanovení její vlhkosti proběhlo na každé lokalitě pouze jedenkrát, a to v jarním období roku 2006 (Dolní Dunajovice 19. 04. 2006, Micmanice 04. 05. 2006 a Suchá Loz 29. 06. 2006). Z tohoto důvodu lze skutečnou okamžitou erodovatelnost půdy větrem stanovit jen v tyto termíny.

Po dosazení potřebných parametrů do rovnice (2) vychází, že přípustný odnos půdy větrem, který u našich půd činí 1,4 g.m^{-2} (Pasák, 1970), byl překročen u dvou lokalit, v katastru obcí Dolní Dunajovice a Micmanice (Tab. 2).

Tab. 2 Skutečná erodovatelnost půdy větrem na vybraných lokalitách jižní Moravy

Lokalita	P (%)	V (%)	R ($m.s^{-1}$)	E ($g.m^{-2}$)
Dolní Dunajovice	9,20	0,10	1,45	**19,06**
Micmanice	36,75	0,83	4,14	**5,08**
Suchá Loz	67,72	0,25	0,40	**0,00**

Pokud je do rovnice (2) dosazena maximální rychlost větru za sledované období, potom se skutečná erodovatelnost půdy větrem ještě zvýší (Tab. 3).
Běžně používané metody stanovení erodovatelnosti půdy větrnou erozí jsou založeny především na hodnocení obsahu jílnatých částic v půdě s velmi dobrými výsledky pro oblasti lehčích půd s typickým průběhem počasí během roku. Větší těžkosti nastávají při hodnocení erodovatelnosti těžkých půd v oblastech, kde eroze prokazatelně působí a objektivními výpočtovými metodami není vyhodnotitelná, jako je tomu právě na lokalitě Suchá Loz.
Z uvedených výsledků vyplývá zřejmá potřeba nových poznatků týkajících se stanovení intenzity větrné eroze, a to nejen u zmiňovaných těžkých půd.

Tab. 3 Skutečná erodovatelnost půdy větrem na vybraných lokalitách jižní Moravy (po dosazení maximální rychlosti větru do rovnice)

Lokalita	P	V	R_{max} ($m.s^{-1}$)	E_{max} ($g.m^{-2}$)
Dolní Dunajovice	9,20	0,10	2,66	**22,25**
Micmanice	36,75	0,83	7,48	**13,91**
Suchá Loz	67,72	0,25	1,25	**0,00**

Závěr

Stanovení potenciální či skutečné (aktuální) ohroženosti území větrnou erozí je poněkud složitější, nežli je tomu u eroze vodní. Literatura uvádí řadu možných výpočtů a stanovení, jejich nevýhodou však je, že pracují často pouze s jednotlivými dílčími činiteli podílejícími se na vzniku větrné eroze. Přesto však mnohé z nich je možno v praxi využít. Existuje řada výpočtů, většina z nich je založena na stanovení rychlosti větru, vlhkosti půdy a obsahu jílnatých částic v půdě.
Otázka větrné eroze stojí často v pozadí zájmu eroze vodní, nejspíš díky jejímu nepoměrně menšímu rozšíření, i tak je třeba brát tento problém na zřetel a řešit ho komplexně v rámci celkové péče o krajinu. Téměř všechen materiál v českém jazyku, týkající se větrné eroze, je staršího data a vychází především z prací prof. Janečka a doc. Pasáka. A právě tento fakt poukazuje na potřebu nových prací řešících problematiku větrné eroze z nejrůznějších pohledů.

Poděkování

Výsledky této práce jsou součástí řešení projektu NAZV č. 1R44027.

Literatura

JANDÁK, J., PRAX, A., POKORNÝ, E., 2001: Půdoznalství. Skriptum MZLU v Brně. 1. vyd. Brno: MZLU v Brně. 142 s. ISBN 80-7157-559-3.
Kolektiv autorů, 2000–1: Mapa potenciální ohroženosti zemědělských půd větrnou erozí. VÚMOP.
PASÁK, V., 1966: Struktura půdy a větrná eroze. Vědecké práce VÚMOP Praha, č. 8, s.73–82.

PASÁK, V., 1967: Faktory ovlivňující větrnou erozi půdy. Vědecké práce VÚMOP Praha, č. 9, s 143–149.
PASÁK, V., 1970: Wind Erosion on Soils. Scientific Monographs, Výzkumný ústav meliorací, Zbraslav nad Vltavou, č. 3., 187 s.
PASÁK, V., 1984: Ochrana půdy před erozí. 1. vyd. Praha: Státní zemědělské nakladatelství. 164 s.
PODHRÁZSKÁ, J., DUFKOVÁ, J., 2005: Protierozní ochrana půd. Skriptum MZLU v Brně, 99 s. ISBN 80-7157-856-8.
PODHRÁZSKÁ, J., ROŽNOVSKÝ, J., TOMAN, F., DUFKOVÁ, J., 2004: Výroční zpráva k projektu NAZV 1R44027 za rok 2004 *Možnosti optimalizace funkcí větrolamů v krajině, jejich využití v komplexních pozemkových úpravách*. VÚMOP, ČHMÚ, MZLU v Brně, 56 s.
POLENO, Z., 1995: Lesnický naučný slovník, II. díl. Praha: vyd. Mze ČR, 683 s. ISBN 80-7084-131-1.
ŠVEHLÍK, R., 2002: Větrná eroze na jihovýchodní Moravě v obrazech. Sborník Přírodovědného klubu v Uherském Hradišti, Supplementum 8, 80 s.

VLASTNOSTI NADLOŽNÍHO HUMUSU V RŮZNÝCH POROSTNÍCH TYPECH NA KYSELÝCH STANOVIŠTÍCH

FOREST FLOOR PROPERTIES IN VARIOUS STAND TYPES ON ACID SITES

Tomáš Fabiánek, Ladislav Menšík, Jiří Kulhavý

Ústav ekologie lesa, Lesnická a dřevařská fakulta MZLU v Brně, Zemědělská 3, Brno 613 00, E-mail:xfabiane@node.mendelu.cz, xmensik2@mendelu.cz, kulhavy@mendelu.cz.

Abstrakt

Předkládaná studie hodnotí vlastnosti nadložního humusu pod pěti porostními typy: v dospělé smrkové monokultuře prvé generace, v mladém smrkovém porostu druhé generace, v nesmíšeném dospělém bukovém porostu ve druhé generaci, v nesmíšeném mladém bukovém porostu a v dospělém smíšeném porostu buku, smrku, jedle a modřínu. Porosty se nacházejí v oblasti Drahanské vrchoviny v dosahu výzkumného stacionáru Ústavu ekologie lesa LDF MZLU Brno v Němčicích na kyselé kambizemi jedlobukového lesního vegetačního stupně. Vzorky nadložního byly odebírány opakovaně po dobu tří let. Porovnávají se základní vlastnosti nadložního humusu, a to zásoba, pH, obsah uhlíku, dusíku, poměr C/N, přístupné a celkové živiny. Na tomto základu se formuluje stanovisko z pohledu stavu půdy resp. povrchového humus k optimální dřevinné skladbě hospodářské lesa v lesní oblasti.

Klíčová slova: Drahanská vrchovina, lesní půdy, nadložní humus, pH, C/N, živiny

Abstract

The paper evaluates properties of forest floor under five stand types: a mature spruce monoculture of the first generation, a young spruce stand of the second generation, unmixed mature beech stand of the second generation, unmixed young beech stand and mature mixed stand of beech, spruce, fir and larch. The stands occur in the area of the Drahanská vrchovina Upland near the field research station of the Institute of Forest Ecology, Faculty of Forestry and Wood Technology, MUAF Brno situated at Němčice on acid Cambisol of the fir/beech forest vegetation zone. Samples of forest floor were taken repeatedly for the period of three years. Basic properties of forest floor were compared, namely humus reserve, pH, carbon and nitrogen content, C/N ratio, available and total nutrients. Based on these data, approaches are formulated from the point of view of soil condition or forest floor to the optimum species composition of a commercial forest.

Keywords: Drahanská vrchovina Upland, forest soils, forest floor, pH, C/N, nutrients

Úvod

Studie vychází z výsledků výzkumů, které probíhají v hospodářských porostech v centrální části Drahanské vrchoviny, kde se v naprosté většině nacházejí lesní ekosystémy s pozměněnou druhovou a věkovou skladbou porostů, a to převážně smrkové monokultury. Jak je známo, díky chemickému složení opadu, klimatickým a půdním podmínkám ve výše zmíněných, opakovaně pěstěných porostech, často dochází ke kumulaci biomasy ve svrchních vrstvách nadložního humusu a k nastartování acidifikačních procesů, které v závislosti na dalších půdních vlastnostech mohou končit částečnou, nebo až úplnou podzolizací. Již při samotném zvýšení acidity půdního prostředí vznikají méně vhodné podmínky k transformaci monokultur na dlouhodoběji stabilnější porosty s přírodě bližší dřevinnou skladbou. V práci byly vyhodnoceny vlastnosti nadložního humusu pod pěti porostními typy: v dospělé smrkové

monokultuře prvé generace, v mladém smrkovém porostu druhé generace, v nesmíšeném dospělém bukovém porostu ve druhé generaci, v nesmíšeném mladém bukovém porostu a v dospělém smíšeném porostu buku, smrku, jedle a modřínu.

Materiál a metody

Jednotlivé vrstvy nadložního humusu (Ol, Of, Oh) a minerální horizonty (Ah, Bv) byly odebírány na výzkumné ploše Ústavu ekologie lesa na MZLU Brno a v blízkém okolí (v okruhu přibližně do 2,5 km) v oblasti centrální části Drahanské vrchoviny (PLO 13 - Drahanská vrchovina). Zeměpisně lze oblast zařadit dle Lacina, Quitte (1986) do provincie Česká vrchovina, subprovincii Česko-moravská, oblasti Brněnské vrchoviny, celku Drahanská vrchovina, podcelku Adamovké vrchoviny a okrsku Škatulec. Dále zařezují Lacina, Quitte (1986) z hlediska typu reliéfu území do členitých vrchovin flexurovitě deformovaných okrajových svahů klenbové megastruktury, z hlediska typologického členění reliéfu, může zařadit do členitých vrchovin vrásno-zlomových struktur a hlubinných vyvřelin české vysočiny kerné a hrasťové stavby s rozsáhlými zbytky zarovnaných povrchů – 614 b (Czudek, 1975). Výzkumné plochy jsou situovány v nadmořské výšce 600-660 m n. m. Dle Quitta 1971 se plochy nachází v klimatické oblasti MT3.
Mateční horninou, pod půdami (kambizem modální oligotrofní - KAmd´) na výzkumných plochách je hlubinná vyvřelá hornina kyselý granodiorit brněnského masivu. Půdní profil je vytvořen na různě mocných vrstvách svahoviny s vtroušeným granodioritovým štěrkem a pomístně i balvany. Zvětralina granodioritu bez porušení struktury, která místy vystupuje až do hloubky 40-50 cm, je pro prosakující vodu dosti nepropustná, což je i příčinou občasného převlhčení celého půdního profilu a místy i oglejení. Podle lesnické typologie UHÚL řadíme výzkumné plochy do skupiny lesních typů 5S - svěží jedlová bučina a do lesního typu 5S1 - svěží jedlová bučina šťavelová.

Tab. 1 Charakteristika výzkumných ploch

	Věk	**Dřevinná skladba**	**Půdní typ**	**Lesní typ**
Smrkový porost 1	30	SM 100	Kambizem modální oligotrofní (KAmd´)	5S1 – svěží jedlová bučina šťavelová
Smrkový porost 2	100	SM 100		
Bukový porost 1	40	BK 100		
Bukový porost 2	120	BK 100		
Smíšený porost	120	BK 55, SM 40, JD 5, MD, BO		

Odběry nadložního humusu pro zjištění zásoby a následné analýzy byly odebírány vždy na konci vegetačního období, na podzim, po opadu asimilačních orgánu (*Fagus Silvatica*) v letech 2003-2006 . Jednotlivé vzorky byly odebrány standardní metodou za použití kovového rámu o známé ploše (0,1m^2). V každém z pěti porostů bylo provedeno 10 odběrů jednotlivých vrstev (Ol, Of, Oh). Každý vzorek byl odebírán zvlášť do igelitového sáčku. Po přenesení do laboratoře byly vzorky tříděny; vzorky příliš vlhké se nechali nejdříve volně předsušit na platech v dobře větrané místnosti. Při třídění se ze vzorků vždy odstranily živé části rostlin (mechy, případně zelené listí, trávy, klíčící rostliny, kořeny a pod.) a větší živočichové (žížaly, larvy brouků, brouci a pod.). Již při odběru byly většinou odstraněny hrubé nerozložené části větví. Naopak ponechávali se drobnější větvičky, plody, kůra, či semena rostlin.
Po vytřídění byly vzorky vysoušeny v sušárně při 60-80°C do konstantní hmotnosti a následně zváženy, z čehož byla následně vyhodnocena celková zásoba nadložního humusu. K dalším analýzám byly používány směsné vzorky. Stejný postup, mimo zjišťování zásoby, byl použít i u odběrů z minerálních horizontů, s tou výjimkou, že již nebyla zjišťována zásoba.

Hodnoty aktivní i výměnné půdní kyselosti byly stanoveny potenciometrickou metodou za pomoci digitálního pH metru OP-208/1, ze vzorků na vzduchu vyschlých. Základní živiny, uhlík, dusík byly stanoveny z půdních vzorků na vzduchu vyschlých zbavených hrubších částic po jemném semletí případně rozetření (Zbíral a kol., 1997), na automatickém analyzátoru LECO CNS-2000 (MI USA).
Pro stanovení uhlíku a dusíku byl použit standard firmy LECO sulfamethazine (502 - 298, Lot No.1025) s deklarovaným obsahem prvků 51,78 % C; 11,52 % S; 20,13 % N. Pro stanovení síry byl použit standard stejné firmy SOIL (502 - 062, Lot No.1006) s deklarovaným obsahem prvků 0,98 % C; 0,029 % S; 0,025 % N. Při analýze byly použity plyny helium, kyslík medicinální a vzduch na dýchání. Teplota spalování vzorků byla 1000 °C při stanovení uhlíku a dusíku, 1350 °C při stanovení síry. Výsledky byly stanoveny aritmetickým průměrem dvou paralelních měření. Přibližné navážky byly 0,2 g u organických horizontů a 0,5 g u minerálních horizontů. Celkové živiny (P, Mg, K, Fe, Mn, Zn, Cu) byly stanoveny v lučavce královské. Přístupné živiny (P, Mg, Ca, K, Na, Fe, Mn,) a sorpční komplex (H^+, Ca, Mg, K,) byl proveden metodou Mehlich III. Analýzy provedla firma Agrola Bruzovice, s.r.o.

Výsledky a diskuse

Vyhodnocení je součástí dlouhodobějšího výzkumu, ale již po třech letech je možné objektivně vyhodnotit některé výsledky a vyvodit z nich závěry. Co se týče zásoby nadložního humusu, bylo z hlediska hodnověrnosti dat a co největšímu zamezení vlivu chyby lidského faktoru, při odběru vzorků v terénu, použito pro další hodnocení aritmetického průměru z hodnot zjištěných během tří let výzkumu. Formy nadložního humusu na všech lokalitách byly určeny jako "moder" (Němeček J. a kol., 2001), až na výjimku na ploše *Smrkový porost I*, kde se místy nalézá "suchý mor" a lokalitu *Bukový porost I*, na které má nadložní humus formu převážně "mulového moderu".
Zásoba povrchového humusu se na zkoumaných plochách pohybuje průměrně v rozmezí od 18,8 do 71,8 $t.ha^{-1}$ (graf 6). Celková hloubka vrstev O(l),O(f),O(h) kolísá mezi 30 až 80 mm. Zajímavé je srovnání se zjištěnou zásobou nadložního humusu z předcházejících výzkumů probíhajících na ploše ÚEL (Klimo, 1978; Kulhavý, 1990), kde je zřejmý nárůst (až cca o 30 $t.ha^{-1}$) nadložního humusu na ploše se 100letou smrkovou monokulturou během 30-ti let.
Měření reakce půdy (grafy 3, 4) bylo provedeno u vrstev Ol, Of, Oh a v horizontech A_h a B_v. Bylo stanoveno pH aktuální (v H_2O) a výměnné (v n-KCl). Výměnná i aktuální reakce půdy klesá od vrstvy Of po Oh na všech plochách. Nejnižší hodnoty byly zjištěny na lokalitách *Smrkový porost I* a *Smrkový porost II*, kdy se v obou případech jedná o smrkovou monokulturu a aktuální půdní reakci zde můžeme označit jako silně kyselou až velmi silně kyselou (UHÚL, Brandýs nad Labem). Naopak nejpříznivější hodnoty se nachází na lokalitě *Bukový porost I*. Na této ploše nachází čistá bučina a půdní reakce (v H_2O) je tu středně kyselá. Ve 120-ti letém bukovém porostu a porostu smíšeném je aktuální půdní reakce středně až silně kyselá. Mařan, Káš (1948) udávají hodnoty pH pro bukový humus v rozmezí 5,3-6,6 a pro smrk v rozmezí 3,7-4,5. Podobně Šály (1978) udává hodnoty pH u opadu listnáčů v rozmezí 5,0-6,5 a u jehličnanů 4,0-5,0. Poslední naměřené hodnoty (Kulhavý, 1997) na na výzkumné ploše ÚEL se v podstatě neliší od současného stavu.
Dle hodnot pH lze půdy na všech lokalitách zařadit na pomezí pufrační zóny kationtové výměnné kapacity, ve které je zvýšený vstup vodíkových iontů vyměňován za bazické kationty ze sorpčního komplexu a pufrační zóny hliníku. Zde dochází ke kompenzaci zvýšeného vstupu vodíkových iontů tvorbou Al^{3+}iontů z polymerických Al sloučenin (Ulrich, 1989, in Kulhavý, 1997).
Z analýz provedených na celkový uhlík a dusík bylo zjištěno, že nejpříznivější poměr C/N (graf 5) je pod porostem 120letého buku na ploše *Bukový porost II* (20,7). Naopak nejvyšší

hodnota byla zjištěna ve 27letém porostu *Smrkový porost I* (27,2). Poměr C/N klesá s věkem porostů a současně klesá od horní vrstvy povrchového humusu k vrstvě spodní. Zajímavé je zvýšení tohoto poměru během dvou analyzovaných let. K nárůstu poměru C a N došlo především zvýšeným množstvím C v opadu a dalších vrstvách nadložního humusu a nepatrnému snížení obsahu N ve vrstvě L, a to na všech plochách. Na druhou stranu v porovnání s analýzami provedenými Kulhavým (1997) a Grundou (1990) ve smrkových porostech na výzkumné ploše ÚEL došlo k výraznému snížení hodnot ve všech horizontech.
Grunda (1990) dále zjišťoval poměr C/N v dnes již 27letém porostu smrku na ploše *Smrkový porost II*. Poměr C/N se zde opět snížil, stejně jako u předchozího porostu. Stejné zjištění vyplynulo při porovnání 115leté bučiny, analyzované v roce 1986 Grundou a 120letého porostu na lokalitě *Bukový porost II*.
Z tabulky 3 je patrné vysoké zastoupení Ca na všech zkoumaných plochách a dá se říci, že jeho zastoupení částečně koresponduje s kyselostí půdy.

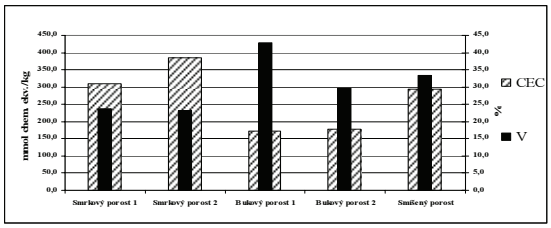
Tab. 2 Celkové živiny v horizontu nadložního humusu (Of+Oh)

Lokalita	mg / kg					
	P	Mg	K	Fe	Zn	Cu
Smíšený porost	3160	2990	2400	24438	147,5	27,6
Bukový porost II	2820	2291	4232	21709	126,7	25,8
Bukový porost I	2870	2553	3775	20570	107,4	16,55
Smrkový porost II	2850	1366	1991	19325	132,5	23
Smrkový porost I	2950	1514	3011	16830	114,2	19,42

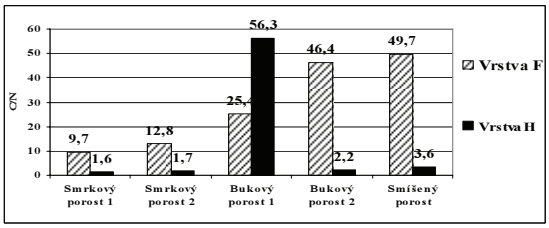
Tab. 3 Přístupné živiny v horizontu nadložního humusu (Of+Oh)

Lokalita	mg / kg						
	P	Mg	Ca	K	Na	Fe	Mn
Smíšený porost	122,0	650,0	5658,0	239,0	7,0	105,3	1272,0
Bukový porost II	191,0	268,0	3568,0	310,0	3,5	201,3	1834,0
Bukový porost I	233,0	377,0	5049,0	681,0	12,0	164,4	2074,0
Smrkový porost II	112,0	313,0	4280,0	279,0	16,7	77,7	1031,0
Smrkový porost I	119,0	418,0	3638,0	605,0	37,0	119,3	900,0

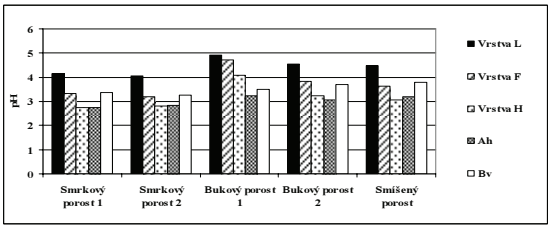
Vzorky odebrané z vrstvy H (graf 1) jsou všechny nenasycené (pod 50%), stejně jako většina našich lesních půd. Jedním z nejpoužívanějších ukazatelů popisujících stav půdního prostředí ve vztahu k acidifikaci je poměr vápníku a hliníku (Ca/Al) nebo skupiny bazických kationtů a hliníku.
Podle většiny autorů lze za kritickou označit hodnotu Ca/Al = 1. Pod touto hranicí začíná koncentrace hliníku ovlivňovat růst rostlin a dochází k nutriční nevyrovnanosti (Mládková, 2005). Této hodnotě se nejvíce blíží humusová vrstva H na plochách *Smrkový porost II* (1,7) a *Smrkový porost I* (1,6). Podle Hrušky, Cincinela (2001) in Mládková (2005) je buk daleko odolnější proti hliníkové toxicitě než smrk, kterému působí fyziologické problémy kořenovému systému.



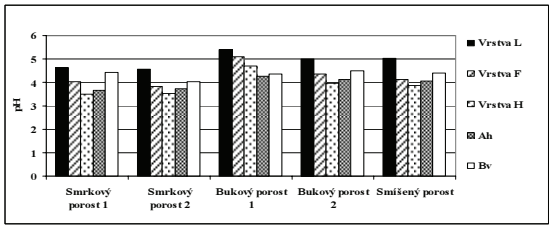
Graf 1 CEC,V (Of+Oh)



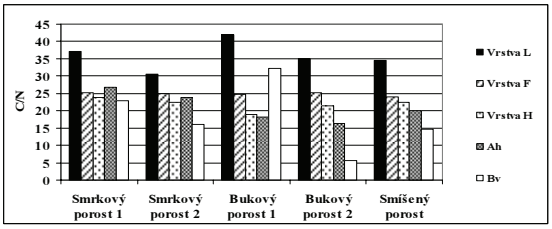
Graf 2 Ca/Al (Of+Oh)



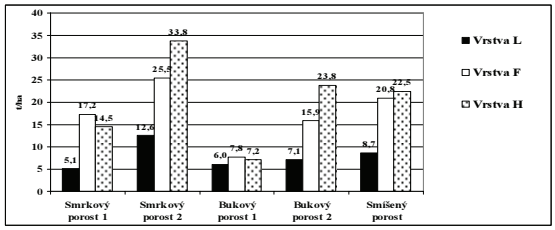
Graf 3 pH (H_2O)



Graf 4 pH (KCl)



Graf 5 C/N



Graf 6 Zásoba nadložního humusu (Ol, Of, Oh)

Závěr

Díky vyhodnocení širšího spektra analýz se nám naskýtá objektivnější pohled na současné poměry v půdě pod vybranými porosty. Ke komplexnějšímu zhodnocení by bylo jistě vhodné zjištění dalších charakteristik, jako je vodní režim, DOC, poměr obsahu huminových a fulvokyselin, atd., ale i se provedenými analýzami lze vyvodit směrodatné závěry.

Dle typologie (UHÚL) jsou lokality zařazeny do lesního typu svěží jedlové bučiny (5S1), který naznačuje „přírodě bližší stav“ dřevinné skladby. Sledované porosty jsou ale součástí hospodářského lesa a tudíž ziskovost je zde neoddělitelnou součástí pěstebních záměrů. Z výsledků analýz jednoznačně vyplývá, že opakované zakládání SM monokultur zhoršuje stav půdního prostředí, což se odráží i na porostu. Jde především o vyšší aciditu nadložního humusu a tím i jeho větší akumulaci (v nevhodné formě, zvýšené množství hliníku a samozřejmě horší dostupnost živin pro rostliny.

Naopak nejkvalitnější, z vybraných ploch, můžeme označit půdu pod mladou BK monokulturou, ale bohužel jen v první generaci. Ve starší BK monokultuře v generaci druhé již dochází ke zhoršení půdních vlastností, a to především zvýšením množství hliníku, nižší nasyceností sorpčního komplexu a sníženým obsahem přístupných živin. Jako nejvíce pozitivní se jeví půda ve smíšeném porostu, a to převážně z pohledu stabilnosti relativně dobré formy nadložního humusu i půdních charakteristik. Z těchto vyhodnocení vychází jako optimální smíšený porost, a nebo například porost (s ohledem na hospodářskou funkci lesa) s alespoň minimálním podílem, dle stanovištních podmínek vhodně zvolených, MZD.

Poděkování

Příspěvek byl vypracován s finanční podporou Interní grantové agentury MZLU v rámci projektu č. 32/2007 - „Testování hypotézy pěstování porostních směsí (smíšených porostů) v oblasti Drahanské vrchoviny z hlediska růstových charakteristik a kvalitativních změn v půdě (chemizmus nadložního humusu a půdy) po opakovaném pěstování smrkových monokultur“ a výzkumného záměru MSM č. 6215648902 „Les a dřevo - podpora funkčně integrovaného lesního hospodářství a využívání dřeva jako obnovitelné suroviny“.

Literatura

CZUDEK, T., 1975: Mapa typologického členění reliéfu ČSR, 1 : 500 000, GÚ ČSAV Brno.

GRUNDA, B., 1990: Struktura a činnost půdní mikroflóry v ekosystému smrkového lesa. Závěrečná zpráva výzkumného úkolu VI-2-2/16. VŠZ Brno, 38 s.

KLIMO, E., 1978: Ekologické důsledky intenzivní hospodářské činnosti člověka v čistých smrkových porostech na stanovištích středních nadmořských výšek - Struktura, Funkce a produktivita lesních ekosystémů, ovlivňovaných uvědomělou antropickou činností (nížinné a pahorkatinné oblasti ČSR). Informace o předběžných výsledcích dílčích výzkumných úkolů v projektech MAB v letech 1976-1977. VŠZ v Brně, 310 s.

KULHAVÝ, J., 1990: Dekompoziční procesy a mikroorganismy v lesních půdách ovlivněných antropickou činností. Závěrečná zpráva výzkumného úkolu VI-4-3/02-2c. VŠZ v Brně, 151 s.

KULHAVÝ, J., 1997: Acidifikace lesních půd jako půdní proces a ekologický faktor. Habilitační práce, Ústav ekologie lesa MZLU v Brně

LACINA, J., QUITTE, E., 1986: Geografická diferenciace okresu Blansko, GÚ ČSAV Brno,

MAŘAN, B., 1948: Biologie lesa I – podologie a mikrobiologie lesa. Melatrich, 573 s.

MLÁDKOVÁ, L., 2005: Formy hliníku v lesních půdách ve vztahu k půdním a stanovištním podmínkám. Disertační práce. ČZU v Praze, 89s.

NĚMEČEK, J., a kol., 2001: Taxonomický klasifikační systém půd České Republiky, ČZU Praha společně s VÚMOP Praha, 79s.

QUITTE, E., 1971: Klimatické oblasti Československa, GÚ ČSAV Brno

ŠÁLY, R., 1978: Pôda základ lesnej produkcie. Bratislava, Príroda,. 235 s.

ZBÍRAL, J., HONSA, I., MALÝ, S., 1997: Analýza půd III, Jednotné pracovní postupy, Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno.

VLIV NĚKTERÝCH PŮDNÍCH PARAMETRŮ NA POROVNATELNOST METOD STANOVENÍ OXIDOVATELNÉHO PŮDNÍHO UHLÍKU

INFLUENCE OF SOME SOIL PROPERTIES ON THE COMPARABILITY OF METHODS OF ORGANIC CARBON DETERMINATION

Karel Fiala[1], Jaroslava Sobocká[2], Jana Krhovjáková[1], Katarína Fialová[2]

[1]Agrovýzkum Rapotín s.r.o., Rapotín, Výzkumníků 267, 788 13 Vikýřovice, Česká republika, e-mail: karel.fiala@vuchs.cz

[2]Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava, Slovenská republika, e-mail: sobocka@vupu.sk

Abstrakt

Cílem práce bylo porovnání a upřesnění experimentálních podmínek dvou často používaných metod stanovení půdní organické hmoty (POH), resp. půdního organického uhlíku (POC) na nepříliš početném (n = 42), avšak z hlediska sledovaných parametrů dostatečně různorodém souboru půdních vzorků. POH se zjišťovala metodou ztráty žíháním (loss-on - ignition = LOI) vzorků v muflové peci při třech různých teplotách a čtyřech časových spalovacích periodách. Navážky půdního materiálu (10 g) v porcelánových kelímcích se spalovaly při teplotě 373 °C po dobu jedné a desíti hodin, při 460 °C 8 hodin a při 530 °C 6 hodin. Výsledky byly porovnány s oxidimetrickou titrační metodou stanovení POC (C_{ox}) podle Walkley-Blacka (W-B) v jeho původní modifikaci, s korekčním faktorem 1,33. Ani při jedné z uvedených teplot se signifikantně neprojevilo pozitivní zkreslení hodnoty LOI v důsledku tepelného rozkladu půdních karbonátů (průměrný obsah v souboru 11 %, rozmezí 1-38 %), i když u některých vzorků se předpokládal rovněž výskyt $MgCO_3$, resp. $MgCO_3.CaCO_3$. Stejné platilo i o očekávaném obsahu strukturální vody v důsledku vyššího podílu jílové frakce < 2 μm (průměrný obsah 26 %, rozmezí 9-51 %). Existovala těsná závislost mezi hodnotami LOI při všech třech teplotách (R^2 = 0,975-0,997), avšak jejich vztah k hodnotám C_{ox} (Walkley-Black) byl méně těsný, než se očekávalo (R^2 = 0,827 pro nejtěsnější vztah s LOI 373 °C). Jednohodinová doba spalování při teplotě 373 °C poskytla téměř ekvivalentní, jen o 16% signifikantně nižší výsledky než spalování po dobu 10 hodin. Obě hodnoty navzájem těsně souvisely (R^2 = 0,940). Z regresní závislosti mezi LOI 373 °C 1 h a C_{ox} (W-B) vyplývá, že tento ekonomicky výhodný spalovací postup by mohl, po verifikaci na reprezentativním souboru půd, sloužit přinejmenším jako screeningová metoda stanovení organického uhlíku v půdě.

Klíčová slova: půdní organický uhlík, metoda LOI, metoda Walkley-Black, půdní karbonáty

Abstract

The aim of this work was to compare two frequently used methods of the soil organic matter (SOM) and the soil organic carbon (SOC) determination. The SOC determination has been carried out by the volumetric Walkley-Black method using correction factor of 1.33. The SOM value was determined by the loss-on-ignition (LOI) method, at three different temperatures and four time intervals. Both methods have been applied to not too populated (n = 42), however as for as soil parameters heterogeneous enough set of soil samples. Ten grams of a soil sample grounded to pass 0.25 mm sieve was weighed into a porcelain crucible with volume approx. 75 ml. After drying in air oven at 100 °C and re-weighing, the crucible was ignited in muffle furnace for 1 and/or 10 hours at 373 °C, for 8 h at 460 °C and for 6 h at 530 °C. LOI values were compared both mutually and with the volumetric Walkley-Black method. None from so provided LOI method show significantly positive increase of

SOM content due to a thermal decomposition of soil carbonates in spite of their occurrence. The content of soil carbonates ($CaCO_3$, $CaCO_3.MgCO_3$) ranged from 1 to 38 % in the most of samples with average of 11 %. The same held true for possible influence of interstitially present water due to presence of higher clay content in some samples. Clay content varied from 9 to 51 % with average 26 %. There was a very close correlation among LOI values at any three temperatures (R^2 = 0.975-0.997), but their relation to SOC value (Walkley-Black method) was looser than it was expected (R^2 = 0.827 as the highest value for LOI 373 °C). LOI value attained during one-hour ignition gave similar, only by 16 % lower (however significant) results, comparing to ten-hour ignition (R^2 = 0,940). On the basis of a regression equation between one-hour LOI at 373 °C and SOC, i.e. „C_{ox}" determined by Walkley-Black method it seems that this economically advantageous ignition procedure would serve after a verification on a large, representative soil set, at least, as a screening method for the soil organic matter assessment.

Key words: soil organic carbon, LOI method, Walkley-Black method, soil carbonates

Úvod

Půdní organický uhlík (POC) jako hlavní součást půdní organické hmoty (POH) reprezentuje důležitou složku celkového „C-poolu" a půdní procesy jsou důležitými regulátory CO_2 v atmosféře (Amundson, 2001). Intenzivní zájem o C-cyklus a sekvestraci uhlíku v půdě vyžaduje standardní techniku měření POC. Koncentrace POC, hlavně jeho „labilních" forem se běžně využívá k posouzení indexu kvality půd (Gonet et al.2002; Haynes, 2005; Sikora et al. 1996; Silveria, 2005).

Laboratorní stanovení POC a POH se řadí – podle použité analytické metody – buď k rizikovým, nebo poměrně nákladným metodám. Při použití dnes už (?) (ještě?) „klasických" volumetrických metod s využitím oxidačního působení kyseliny chromsírové (Ťurin, 1931; Walkley-Black, 1934) se pracuje s agresivními roztoky, přičemž dichroman didraselný ($K_2Cr_2O_7$) je v současné době považován za karcinogenní, mutagenní a teratogenní látku (Vyhl. č. 78/2006 Sb. - ČR; Vyhl. č. 471/2006 Zb. - SR). Z tohoto aspektu je možno podobně charakterizovat i spektrofotometrické stanovení POC (Orlov, Grindel, 1967; Fiala et al. 1999), kde se rovněž používá kyselina chromsírová při zvýšené teplotě, analogicky jako u Ťurinovy metody.

Stanovení celkového obsahu POC (C-analyzátorem) se považuje za vysoce produktivní a přesnou metodu, pokud se zajistí dokonalá homogenita a reprezentativnost půdního vzorku; v případě karbonátových půd se však vyžaduje jejich předběžné odstranění, resp. stanovení. Nezanedbatelné jsou rovněž pořizovací náklady na přístrojovou techniku.

Avšak ani poměrně jednoduché spalování (žíhání) půdního vzorku v muflové peci a výpočet obsahu spalitelných látek z diference hmotností před a po spalování (loss-on-ignition, LOI) není bez problémů a metodických nejasností (Nelson, Sommers, 1996; Soon, Abboud, 1991).V podstatě se názory na metodiku stanovení POH, resp. POC sjednocují do té míry, že je třeba vyhnout se teplotám spalování nad 500 °C, hlavně u karbonátových půd (rozklad $CaCO_3$, resp. $MgCO_3$, který ovšem začíná tepelně disociovat již při nižší teplotě). Často je diskutován i vliv strukturální (intersticiální) vody z jílových minerálů (jsou-li v půdním vzorku přítomny ve větším množství), jež se může uvolňovat při teplotě spalování nad 400 °C. V některých speciálních případech může být výsledek ovlivněn přítomností hydratovaných solí (sádrovec, alkalické uhličitany), které se však začínají rozkládat (dehydratovat) již při teplotách nad 120°C.

Z literárního přehledu tedy vyplývá, že při stanovení POH, resp. POC metodou LOI a komparací s jinými uzančními analytickými metodami by hlavní zásadou měla být standardně dodržovaná teplota (která by pravděpodobně neměla překročit 400 °C) a doba spalování. V půdních vzorcích s převažujícím podílem minerální složky by neměla hrát podstatnou roli hmotnost navážky a objem spalovacího kelímku (Schulte et al. 1991).

V naší práci jsme se zaměřili na relativně nepočetný soubor půd (n = 42), avšak s variabilním obsahem karbonátů, jílové frakce (< 2 μm) a běžně se vyskytujícími obsahy POC.
Na tomto souboru jsme ověřili vliv různé teploty a doby spalování na výsledek stanovení POH metodou LOI a výsledky jsme porovnali s hodnotami získanými standardní volumetrickou metodou stanovení POC dle Walkley-Blacka, tedy při použití korekčního faktoru 1,33.

Materiál a metody

K experimentálnímu sledování byl využit soubor půdních vzorků, pocházejících z Půdního archivu Výskumného ústavu pôdoznalectva a ochrany pôdy (VÚPOP) v Bratislavě. Uvedený soubor se v podstatě skládal ze dvou podsouborů. Prvním z nich bylo 33 půdních vzorků orničního horizontu, pocházejících převážně z oblasti Trnavské sprašové pahorkatiny (SR). Fyzikální, fyzikálně-chemické a chemické parametry těchto vzorků byly stanoveny v průběhu let 2000-2002 (Fiala, 2002) a byly proto předem známy. Ostatních 11 vzorků pocházelo z monitorovacích ploch z oblasti Žitného ostrova, kde v rámci monitoringu vlivu vodního díla Gabčíkovo na dotčené území provádí VÚPOP průběžná sledování půdních vlastností již od r. 1989 (Fulajtár, 1998). Oba podsoubory půdních vzorků byly vybrány tak, aby zohledňovaly variabilní obsah půdních karbonátů ($CaCO_3$, resp. $CaCO_3 . MgCO_3$), jílové frakce (< 2 μm) a pokud možno i širší koncentrační rozsah půdního organického uhlíku POC, tedy „C_{ox}“.
Základní statistický popis analyzovaného souboru je uveden v tabulce 1, bližší charakteristiku souboru z hlediska zastoupení jednotlivých půdních typů a koncentračního rozmezí obsahu karbonátů, jílové frakce a POC dokumentuje graf 1. Přestože obsah POC byl předem znám, považovali jsme tyto údaje pouze za orientační a ve všech vzorcích byl opětovně stanoven POC totožnou metodou jako v předešlém období, tj. oxidimetricky podle Walkley-Blacka. Při deklarování konečného výsledku byla zohledněna známá neúplnost oxidační reakce této metody a dosažené výsledky byly násobeny korekčním faktorem 1,33 (Walkley-Black 1934; Walkley 1947; De Vos et al. 2007). Je zajímavé, že v modifikacích používaných v ČR, a to i tak pouze sporadicky, se korekční faktor, a tedy aspoň částečná oprava na neúplnou oxidaci nezmiňuje (Jandák a kol. 1989; Jandák a kol. 2003). Při porovnání předešlých a námi zrealizovaných analýz bylo dosaženo velmi dobré shody a pro další práci byl POC vyjádřen jako průměrná hodnota z obou stanovení.
Úbytek žíháním (LOI) byl realizován v porcelánových kelímcích vysokého typu s objemem přibližně 75 ml v muflové peci typu EPS 003 LP, kterou dodala obchodní společnost Vitrum Rožnov, ČR. Celý archivovaný podíl vzorku (cca 110-125 g) byl pečlivě zbaven vizuálně pozorovaných organických zbytků, podrcen, přeset přes síto 0,25 mm a homogenizován. Z takto připraveného vzorku bylo na stanovení LOI navažováno triplicitně po 10 g, na oxidimetrickou titraci podle předběžně deklarovaného obsahu od 0,20 do 0,50 g.
Existuje celá řada prací rekapitulujících doporučené a ověřené experimentální podmínky metody LOI (De Vos et al. 2007; De Vos et al. 2005; Mikhailova et al. 2003; Nelson, Sommers 1982 aj.). Při zohlednění těchto údajů jakož i časové a ekonomické stránky analytického postupu, byly zvoleny teploty 373 °C po dobu 10 hodin, 460 °C po 8 hodin a 530 °C po 6 hodin. Po vyhodnocení těchto výsledků byla dodatečně u všech vzorků zařazena ještě jedna série spalování při 373 °C, a to po dobu 1 hodiny.

Výsledky byly zpracovány běžnými základními metodami statistické analýzy, dostupnými v tabulkovém procesoru MS Excel 2003, tj. metodou lineární regrese, korelačního počtu a grafické prezentace získaných výsledků (Meloun, Militký 1998).

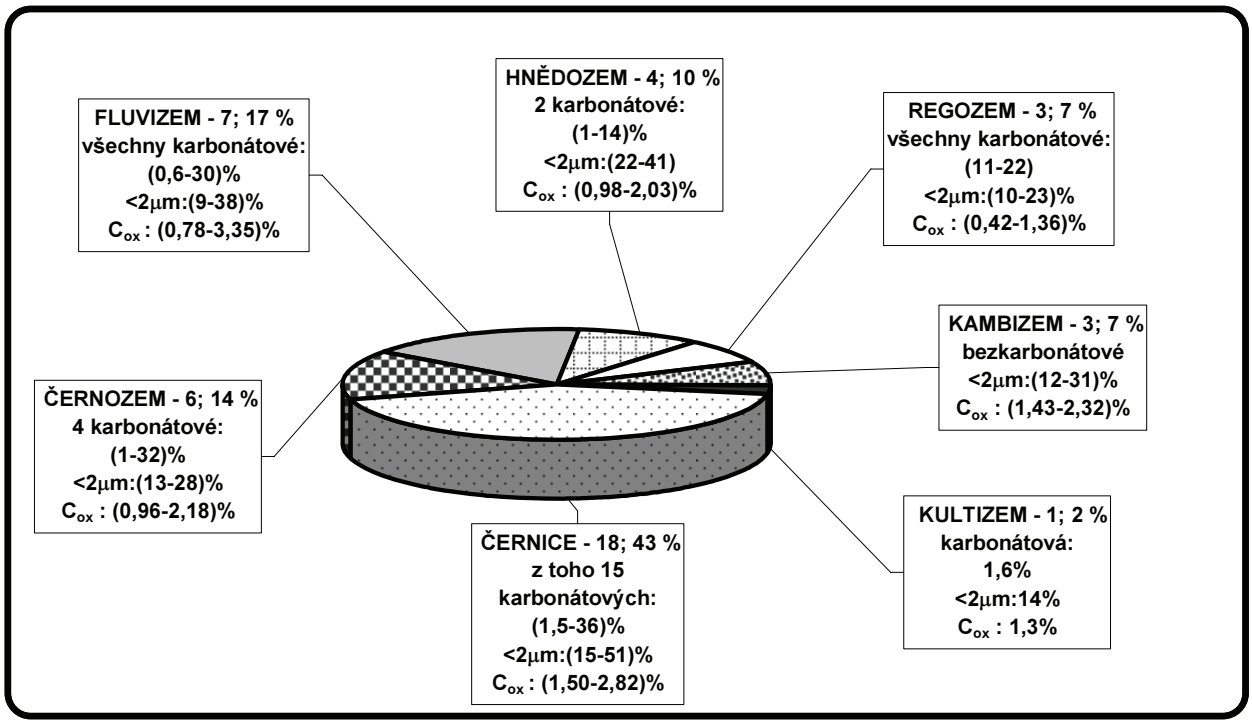
Tabulka 1 Popisná charakteristika experimentálního souboru půdních vzorků

	obsah C_{ox}*1,33 [%]	obsah karbonátů [%]	% frakce < 2μm	LOI 373°C ^{1h} [%]
n	42	42	42	42
$\bar{x}$	1,761	11,067	26,507	4,756
$s_{\bar{x}}$	0,093	1,782	1,635	0,246
$\tilde{x}$	1,757	8,400	27,690	4,585
$\hat{x}$	1,079	0,00	#N/A	#N/A
s_x	0,604	11,550	10,593	1,595
s^2	0,365	133,404	112,221	2,545
g_1	0,339	-0,856	-0,627	0,113
g_2	0,297	0,711	0,265	0,366
max-min	3,037	36,00	42,620	7,159
min	0,407	0,00	8,680	1,439
max	3,444	36,00	51,300	8,599
± IS (95,0%)	0,188	3,599	3,301	0,497

Poznámka:

n	*... počet souborů*
$\bar{x}$	*... průměr*
$s_{\bar{x}}$	*... směrodatná odchylka průměru*
$\tilde{x}$	*... medián*
$\hat{x}$	*... modus*
s_x	*... směrodatná odchylka*
s^2	*... rozptyl souboru*
g_1	*... šikmost*
g_2	*... špičatost*
max-min	*... variační rozpětí souboru*
min	*... minimum*
max	*... maximum*
± IS (95,0%)	*... interval spolehlivosti na hladině pravděpodobnosti 95 %*

Graf 1 Početnost jednotlivých půdních typů, obsah karbonátů, jílu a C_{ox} (n = 42)

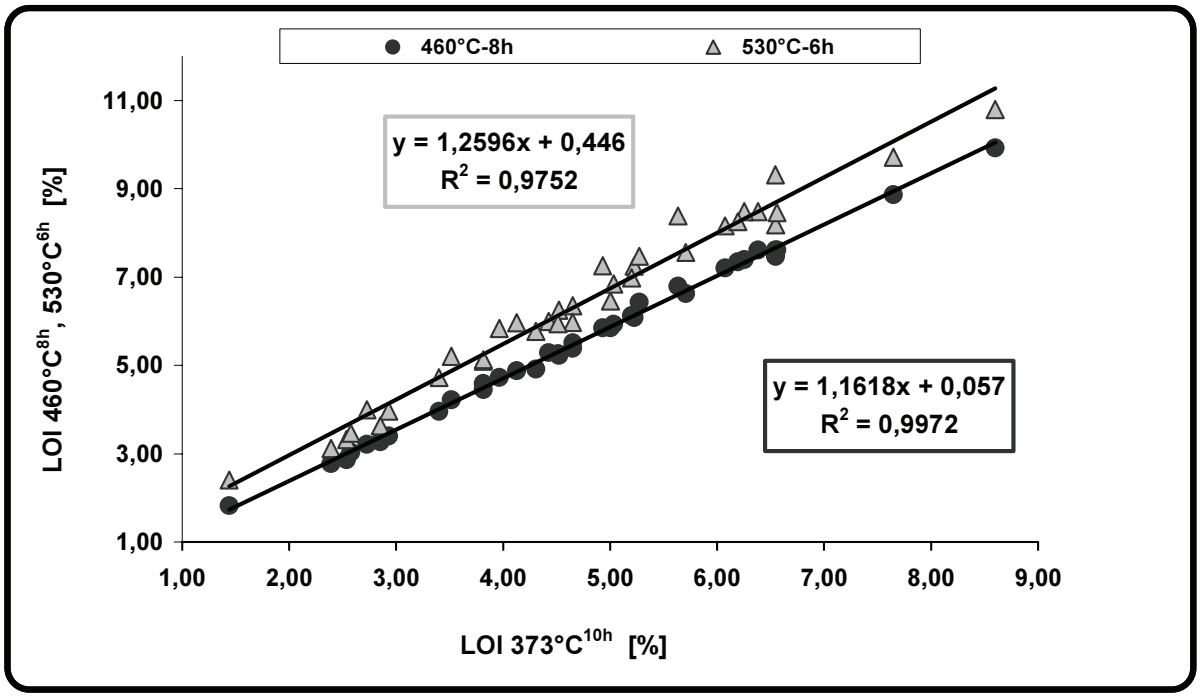


Výsledky a diskuse

Při vyhodnocení vzájemného vztahu mezi jednotlivými způsoby spalování půdního materiálu (různě vysoká spalovací teplota a její trvání) jsme zaznamenali nepříliš výrazné, byť signifikantní rozdíly v obsahu půdní organické hmoty (graf 2). Jak vyplývá z hodnot směrnic obou závislostí na LOI při 373 °C (10 hodin spalování), při spalovací teplotě 460 °C po dobu 8 hodin se zvýší její hodnota LOI přibližně o 16 %, přičemž vztah lineární regrese má vzhledem k hodnotě determinačního koeficientu téměř funkční povahu. Ani nejvyšší aplikovaná teplota (530 °C po dobu 6 hodin) nevyvolala příliš značné zvýšení hodnoty LOI vůči teplotě 373 °C (přibližně o 26 %).

Je ovšem třeba si uvědomit, že doby spalování byly značně odlišné, a vyšší výpovědné hodnoty by se získaly při stejných dobách spalování. Porovnáme-li vzájemný průběh obou regresních přímek (při 460 °C a 530 °C), můžeme z relativně malé změny hodnot jejich směrnic (rozdíl přibližně 16 %) a kontinuálního průběhu nárůstu hodnot LOI pro celý soubor půd usuzovat na nepřítomnost interferencí ze strany diskutovaných půdních složek. V případě tepelného rozkladu $MgCO_3$, resp. úniku eventuálně přítomné strukturální vody ze vzorků s poměrně vysokým obsahem jílových částic by pravděpodobně nebylo možno očekávat plynulý a lineární nárůst hodnoty LOI bez ohledu na přítomnost či nepřítomnost těchto složek, v části souboru zastoupených.

Graf 2 Vztah mezi LOI 373°C^{10h}, 460°C^{8h} a 530°C^{6h}



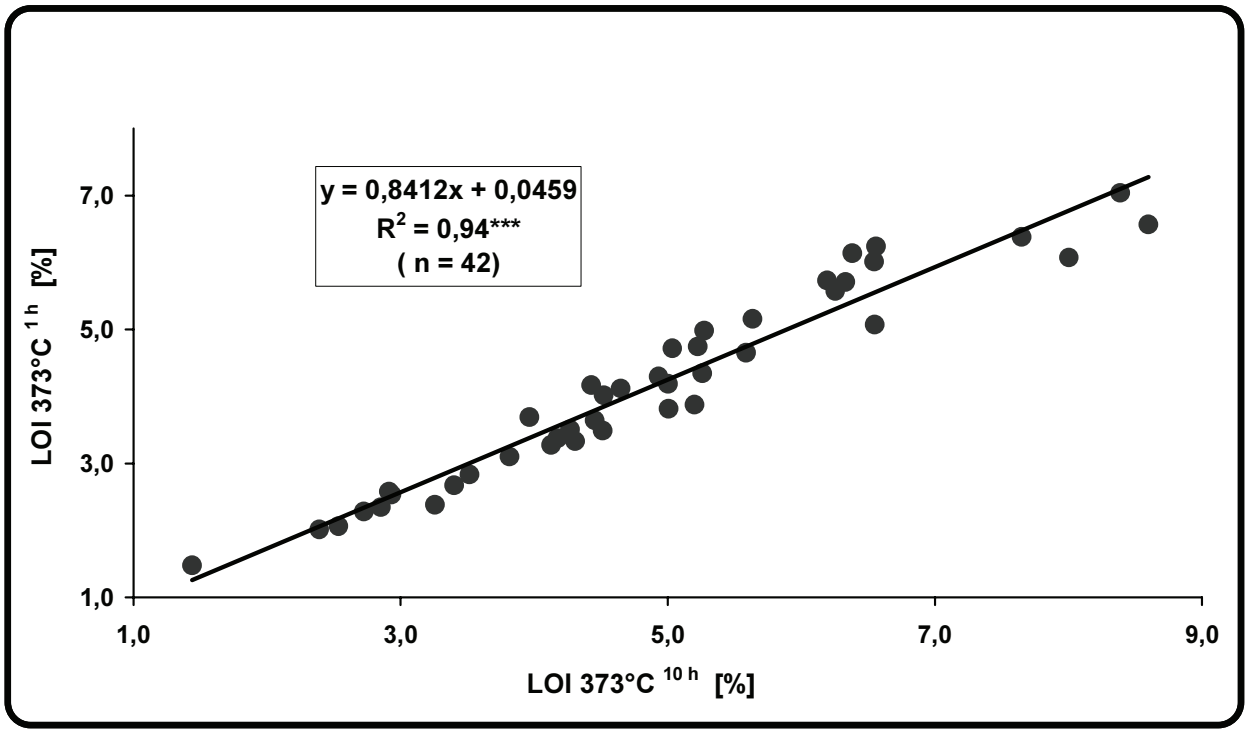
Relativně malý rozdíl mezi hodnotami LOI při různých teplotách spalování nás inspiroval k ověření závislosti mezi obsahem POH a nejnižší použitou hodnotou této teploty (373 °C), ovšem pouze po dobu spalování 1 hodiny. Jak dokumentuje graf 3, mezi oběma hodnotami LOI je těsná závislost, i když výsledek získaný při době spalování 10 hodin je významně (cca o 16 %) vyšší než při jednohodinovém spalování.

Za důležité považujeme zjištění, že se hodnota směrnice regresní přímky, vyjadřující vztah mezi hodnotou LOI při 373 °C při době spalování 1 hodina, a obsahem POC dle Walkley-Blacka (graf 4) nachází při $P<0.05$ v konfidenčním intervalu (2,15±0,33), tedy uvnitř nejčastěji používaného rozmezí konverzního faktoru mezi POC a POH, která se podle literárních údajů pohybuje mezi hodnotami 1,7–2,5 (Konen et al. 2002).

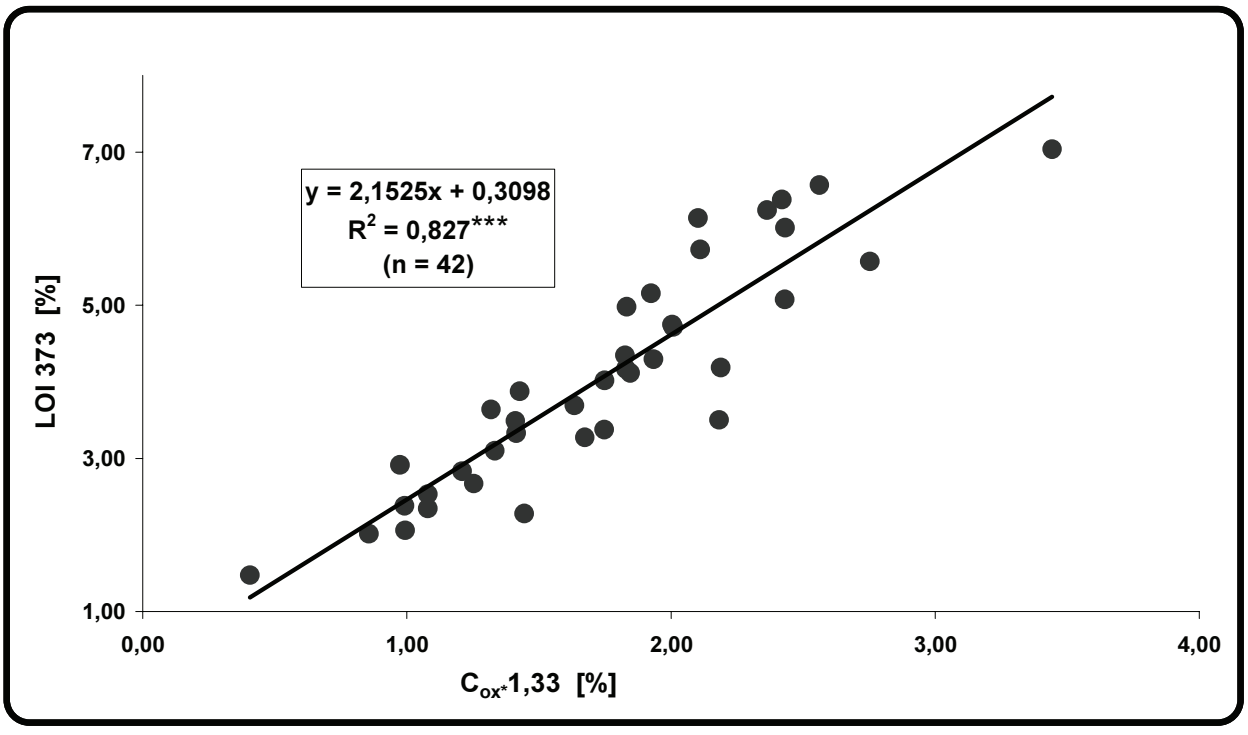
Samotná teplota v okolí 370 °C je zřejmě už dostatečně vysoká na rozklad podstatného podílu POH, ještě však při ní nehrozí pozitivní zkreslení výsledků v důsledku masivnějšího úniku konstituční vody z minerální jílové frakce, a už vůbec ne z rozkladu v půdě se vyskytujících karbonátů hořčíku a vápníku, resp. jejich směsných sloučenin.

Pokud by se údaje o praktické ekvivalentnosti jednohodinové doby spalovaní při teplotě 370 °C potvrdily na reprezentativním souboru půdních vzorků, mělo by to jak ekonomický, tak odborný význam pro (přinejmenším) orientační, resp. screeningovou činnost zainteresovaných půdních laboratoří.

Graf 3 Vztah mezi LOI 373°C $^{10\ h}$ a LOI 373°C $^{1\ h}$



Graf 4 Závislost LOI 373^{1h} a C_{ox} podle Walkley-Blacka



Závěr

Na relativně málo početném, ale co do variability sledovaných půdních vlastností (obsah karbonátů hořčíku a vápníku, obsah jílové frakce) dostatečně různorodém, půdním souboru se testoval vztah mezi obsahem půdní organické hmoty, zjišťovaný metodou ztráty žíháním (LOI) a oxidimetrickou titrací podle Walkley-Blacka (stanovení půdního organického uhlíku). Metoda LOI byla realizována při teplotě 373 °C po dobu 10 hodin a 1 hodiny, při teplotě 460 °C 8 hodin a při 530 °C 6 hodin.

Ani při jedné z uvedených teplot se neprojevilo signifikantní pozitivní zkreslení hodnoty LOI v důsledku rozkladu půdních karbonátů, resp. uvolnění konstituční vody z půdních jílových minerálů.

Našla se velmi těsná závislost mezi hodnotami LOI při všech třech teplotách, avšak jejich vztah k hodnotám půdního organického uhlíku (C_{ox}), stanoveného oxidimetrickou titrací byl méně těsný, než se očekávalo.

Jednohodinová doba spalování při teplotě 373 °C poskytla ekvivalentní, byť statisticky významně nižší výsledky při porovnání s desetihodinovým spalovacím procesem při téže teplotě.

Z regresní závislosti mezi takto zvolenou spalovací technikou LOI a oxidimetricky stanoveným C_{ox} vyplývá, že tento ekonomicky výhodný spalovací postup by mohl, po ověření na reprezentativním souboru půdních vzorků, sloužit přinejmenším jako orientační (screeningová) metoda pro stanovení půdní organické hmoty.

Literatura

AMUNDSON, R., 2001: The carbon budget in soils. Ann.Rev.Earth Planet.Sci. 29, 535-562.

FIALA, K., 2002: Základné chemické parametre na posúdenie kvality pôd regiónu Trnava-Hlohovec (Záverečná správa za VE 02) In: Čurlík, J., Sobocká, J. (2002): Parametrizácia súčasného stavu poľnohospodárskych pôd ako predpoklad implementácie programu ochrany pôd (Záverečná syntetická správa za ČÚ 03). VÚPOP Bratislava, 130 s.

FIALA, K. (ed.) et al., 1999: Záväzné metódy rozborov pôd. Čiastkový monitorovací systém – Pôda. VÚPOP Bratislava, 1999, 142 s. ISBN 80-85361-55-8.

FULAJTÁR. E.(sen.) et al., 1998: Impact of the Gabčíkovo hydropower structure on the agricultural soils. VÚPOP Bratislava, 183 s. ISBN 80-85361-29-9.

GONET, S.S., DEBSKA, B., ZAUJEC, A., TOBIÁŠOVÁ, E., 2002: Properties of humus from soils incubated with post-harvest residues. In: Proc.11th IHSS Meeting, Boston, 345-347.

Haynes, R.J., 2005: Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: An overview. Advance in Agronomy, 85, 221-268.

JANDÁK, J., a kol., 1989: Cvičení z půdoznalství (Skriptum). Vysoká škola zemědělská v Brně. Brno:, 213 s. ISBN 55-926-89.

JANDÁK, J., a kol., 2003: Cvičení z půdoznalství (Skriptum). Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně. Brno: 92 s. ISBN 80-7157-733-2.

KONEN, M.E., et al., 2002: Equations for predicting Soil Organic Carbon Using Loss-on-Ignition for North Central U.S. Soils. Soil Sci.Soc.Am.J., 66, 1878-1881.

MELOUN, M., MILITKÝ, J., 1998: Statistické zpracování experimentálních dat. Praha: Ars magna, East Publishing, 839 s., ISBN 80-7219-003-2.

MIKHAILOVA, E.A., NOBLE, R.R.P., POST, C.J., 2003: Comparison of soil organic carbon recovery by Walkley-Black and dry combustion methods in the Russian Chernozem. Comm. Soil Sci.Plant Anal., 34, 1853-1860.

NELSON, D.W., SOMMERS, L.E., 1996: Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Methods of soil Analysis, Part 2, 2nd ed., Page, A.L. et al. (ed.) Agronomy 9, 961-1010. Am.Soc.of Agron., Inc. Madison, WI.

ORLOV, D.S., GRINDEĽ, N. M., 1967: Spektrofotometričeskoje opredelenije soděržanija gumusa v počve. Počvoveděnije, 56, s. 27-36.

DE VOS, B., et al., 2007: Walkley-Black analysis of forest soil organic carbon: recovery, limitations and uncertainty. Soil Use and Management, 23, 221-229.

DE VOS, B. et al., 2005: Capability of loss-on-ignition as a predictor a total organic carbon in non-calcareous forest soils. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 36, 2899-2921.

SCHULTE, E.E., KAUFMANN, C., PETER, J.B., 1991: The influence of sample size and heating time on soil weight loss-on-ignition. Commun.Soil Sci.Plant Anal., 22, 159-168.

SIKORA, L.J. et al., 1996: Assessing soil quality by testing organic matter. In: Magdoff, F.R., Tabatabai, M.A., Halon, E.A., Jr. (Eds.): Soil organic matter: Analysis and interpretation. SSSA Special Publication No. 46. SSSA, Inc., Madison, Wisconsin, USA, 41-50.

SILVERIA, M.L.A., 2005: Dissolved organic carbon and bioavailability of N and P as indicators of soil quality. Sci.Agric.(Piracicaba, Brazil), 62, 5, 502-508.

SOON, Y.K., ABBOUD, S., 1991: A comparison of some methods for soil organic carbon determination. Commun.Soil.Sci.Plant.Anal., 22, 943-954.

ŤURIN, I.V., 1931: Novoje vidoizmeněnije objomnogo metoda opredelenija gumusa s pomoščju chromovoj kisloty. Počvoveděnije, 56, s.27-36.

WALKLEY, A., BLACK, I.A., 1934: An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Science, 37, 29-38.

WALKLEY, A., 1947: A critical examination of a rapid method for determining organic carbon in soils: effect of variations in digestion conditions and inorganic soil constituents. Soil Sci., 63, 251-264.

Vyhláška č. 135/2007 Sb.: Vyhláška Ministerstva životního prostředí ČR, kterou se mění vyhláška č. 221/2004 Sb., kterou se stanoví seznamy nebezpečných chemických látek a nebezpečných chemických přípravků, jejichž uvádění na trh je zakázáno nebo jejichž uvádění na trh, do oběhu nebo používání je omezeno, ve znění pozdějších předpisů.

Vyhláška č. 471/2006 Z.z.: Vyhláška Ministerstva hospodárstva SR, ktorou sa mení a dopĺňa vyhláška MH SR č. 67/2002 Z.z., ktorou sa vydáva zoznam vybraných chemických látok a vybraných chemických prípravkov, ktorých uvedenie na trh a používanie je obmedzené alebo zakázané v znení neskorších predpisov.

HODNOCENÍ VYBRANÝCH BIOLOGICKÝCH VLASTNOSTÍ ČERNOZEMÍ

ASSESSMENT OF SELECTED BIOLOGICAL PROPRIETIES OF CHERNOZEMS

Jiřina Foukalová, Martin Brtnický

Ústav agrochemie, půdoznalství, mikrobiologie a výživy rostlin
Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Agronomická fakulta, Zemědělská 1,
61300 Brno, Česká republika, e-mail: xfoukalo@node.mendelu.cz

Abstrakt

Práce se zabývá mikrobiální respirací u černozemí na území Moravy. Nová metoda používá přistroj Vaisala GMT220 a novou aparaturu. Půdní vzorky jsou obohaceny minerálními a organickými látkami (síran amonný a glukóza) a původní vzorek slouží jako vzorek kontrolní. Přišli jsme k poznatku, že vyšší deficit látek původní vzorky má za následek vyšší intenzitu respirace. Porovnání bazální a potenciální respirace ukazuje například využitelnost dusíku v půdě, množství organických látek v půdě a další. Obecně můžeme říct, že čím je větší mikrobiální respirace, tím větší byl nedostatek některé z přidaných komponent v původním vzorku. Faktory, které ovlivňují respiraci, jsou nejčastěji změny klimatu, obhospodařování půdy a změny v pohledu na půdu.

Klíčová slova: mikrobiální respirace, černozem, využitelnost dusíku

Abstract

This work is evaluating microbiological respiration in Chernozems in the Moravia region. The new method is using apparatus Vaisala GMT220 and the new accessories. Soil samples were enriched with mineral and organic substances (ammonia sulphate and glucose) and original sample was used as a control. We came to the conclusion that the bigger deficit of substances in original samples the higher intensity of respiration. Comparison of basal and potential respiration shows for example efficiency of nitrogen in soil, quantity of organic preparation and other. Basically we can say that some decreasing of microbiological respiration results in deficiency of mineral and organic substances. Factors that influence the respiration are given by climate changes and soil management and changes in approach to arable land evaluation.

Key words: microbial respiration, Chernozem, efficiency of nitrogen

Úvod

Na vzniku a vývoji kvality/zdraví půdy se podílejí dvě základní složky – podzemní část rostlin a edafon a reprezentují půdní biologii. Tato svými procesy mění a ovlivňuje biochemické a biofyzikální procesy v půdě. Činnost půdních organismů má vliv na fyzikální, chemické, koloidní a biochemické vlastnosti půd. Jsou uvolňovány živiny potřebné pro růst rostlin a jsou poutány živiny, které by jinak rostlina nemohla přijmout. V těchto mikroorganismech jsou vázány látky, jež by se odplavily z fyziologicky účinného půdního profilu, dále jsou vylučovány látky stimulující růst rostlin a je produkován CO_2 – zdroj uhlíku pro asimilaci zelených rostlin (Denešová, Pokorný, 2005).
Mikrobiální respirace podává mnoho informací. Porovnání bazální a potenciální respirace je nejsnazší pomocí kvocientů, které jsou nazvány hodnotami relativní respirace. Tyto hodnoty ze čtyř základních respiračních stanovení (sledované varianty vzorků půdy jsou: vzorek půdy

bez přídavků organických a minerálních látek – vzorek bazální B, vzorek půdy s přídavkem amoniakálního dusíku - síran amonný - N, glukózy - G a roztoku dusíku s glukózou – NG) jsou poměry N:B, G:B, G:N, NG:B, NG:N, NG:G, které nám ukazují jednotlivé údaje, např. je to využitelnost půdního dusíku, množství lehce využitelných organických látek. Čím větší byl v původním vzorku nedostatek některé z přidaných komponent, tím větším zvýšením respirace se přídavek u měřeného vzorku projeví.
Čtyři dané základní hodnoty (B, N, G, NG) lze také využít k vypočtení faktoru komplexního působení (Novák, 1964). Jako vzor sloužila interferometrická metoda popisovaná Apfelthalerem (1964).

Materiál a metodika

Pro konečnou analýzu určitě není vhodné ani žádoucí mít jedinou hodnotu, kde je zde tato respirační aktivita přirozených půdních vzorků zatížena složitými vlivy a tak je stanovení uspořádáno tak, aby se osvětlily alespoň nějaké stránky těchto vlivů. Důležitým indikátorem je např. stanovení potenciální schopnosti mikroorganismů využívat lehce rozložitelnou organickou hmotu – glukózu – tímto je do určité míry postihnuta mineralizační schopnost mikroorganismů. Možné je i porovnání potenciální respirace za přídavku minerálních živin s bazální respirací, kde je takto vypočítáno množství fyziologicky dostupných živin v půdním vzorku.
Měření odebraných vzorků probíhá v laboratoři, kde mohou být podmínky vnějšího prostředí přesně kontrolovány. V laboratorních podmínkách je možné studovat bazální respiraci nebo potencionální respiraci. Pokud by měření probíhalo v přirozených podmínkách každého stanoviště, bylo by zde využito měření celkové aktivity půdní biomasy - tj. kořenů rostlin a edafonu a jejího ovlivnění klimatickými, fyzikálními a chemickými podmínkami prostředí (Gloser, Tesařová, 1978, Edwards, 1982 in Šantrůčková,1993).

Odběr a příprava vzorků

Výběr lokalit probíhal v návaznosti na předchozí stanovení v těchto místech (Vlček, 2007) – cílem bylo obsáhnout co nejvíce možných měření pro vytvoření celkového obrazu u těchto míst. Zpracování se bude týkat 90 odběrných míst v oblasti Moravy.
Černozemě jsou půdy s mocným černickým humusovým horizontem s drobtovitou až zrnitou strukturou, vyvinuté z nezpevněných karbonátovo-silikátových substrátů. Představují model optimálního souboru fyzikálních, chemických, mineralogických a biologických vlastností půd pro zemědělské využití. Mezi nároky na odběr vzorků patří přirozená vlhkost – i přesto, že vlhkost vzorků zůstává nestandardní a působí tak na samotnou intenzitu respirace, je důležité, aby tato vlhkost zůstala přirozená, protože i šetrné vysoušení půdních vzorků způsobuje daleko větší změny v respirační aktivitě mikroorganismů. Odběr byl realizován z hloubek 0 až 30 cm (ornice) a 30 až 60 cm (podorničí). Samotná příprava odebraného vzorku půdy spočívá v prosetí sítem o velikosti ok 2 mm (jemnozem I).

Materiál a postupy měření

Po přípravě vzorků dochází k jejímu rozvážení do připravených erlemayerových baněk o objemu 0,5 l. Do každé baňky se navažuje 50 g (tato navážka byla převzata po vzoru interferometrické metody). Následuje skrápění vzorku 2 ml roztoků živin. Roztok živin je před analýzou připraven smícháním stejných objemů zásobních roztoků a vody. Pro jednotlivé zásobní roztoky je potřeba síran amonný, glukóza. Při stanovení bazálního vzorku skrápíme 2 ml vody, čímž zajišťujeme stejný stupeň ovlhčení vzorků.
Doba inkubace je 20 hodin při teplotě 27 °C. K vytěsnění plynů do kyvety, kde čidlo přístroje měří objem CO_2, se používá nasycený roztok NaCl.
Při úpravě jednotlivých baněk, které byly použity ke stanovení, bylo potřeba zamezit jakémukoliv úniku při kontaktu s okolním vzduchem, tedy po uzavření a naplnění vzorkem

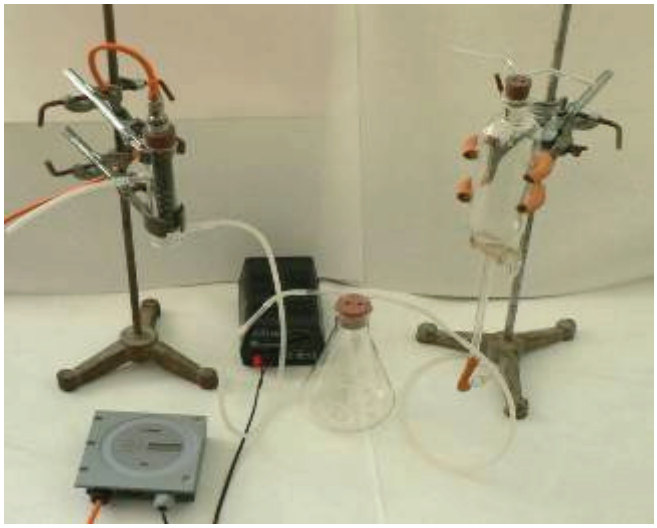
a daným roztokem. K tomu se podařilo vytvořit systém zátky, upravených skleněných trubiček (průměr 2 mm) a skleněných tyčinek.
Stanovení probíhá na základě odečítání hodnot z přístroje Vaisala GMT220, kde měřící čidlo je umístěno ve vytvořené kyvetě, která podporuje proudění vzduchu z baňky se vzorkem do místa měření. Celý systém aparatury je propojen pomocí silikonových hadiček, skleněných trubiček, gumových zátek.



Obr. 1 Přístroj Vaisala GMT220 (část s odčtem měřících hodnot)



Obr. 2 Přístroj Vaisala GMT220



Obr. 3 Celkový pohled na vytvořenou aparaturu - vlevo ve stojanu umístěná kyveta s měřícím čidlem přístroje Vaisala GMT220, vpravo ve stojanu nálevka dělící o objemu 250 ml s roztokem NaCl (Foukalová, 2006)

Respirační aktivita přirozených půdních vzorků je výsledkem složitých vlivů, které z jediné konečné hodnoty lze těžce zjistit. Důležitým indikátorem může být stanovení potenciální schopnosti mikroorganismů využívat lehce rozložitelnou organickou hmotu (glukózu) a tímto je tedy do určité míry postihnuta mineralizační schopnost mikroorganismů. Porovnání této potenciální respirace s bazální respirací lze získat představu o využitelnosti organických látek půdních vzorků. Podobně porovnáním potenciální respirace za přídavku minerálních živin s bazální respirací lze zjistit množství fyziologicky dostupných živin v daném půdním vzorku.
Standardně byly zavedeny tyto respirační hodnoty:
B – bazální vzorek; vzorek bez přídavku organických a minerálních živin
N – vzorek s přídavkem amoniakálního dusíku (síran amonný)
G – vzorek s přídavkem glukózy
NG – vzorek s přídavkem glukózy a amoniakálního dusíku
Porovnání bazální a potenciální respirace je nejsnazší pomocí koeficientů, které se nazývají hodnotami relativní respirace. Tyto hodnoty ze základních respiračních stanovení (B, N, G, NG) jsou:
N:B – ukazuje fyziologickou využitelnost půdního dusíku. Čím je hodnota N:B vyšší, tím je fyziologická využitelnost půdního dusíku menší. Je-li v půdě využitelného dusíku dostatek, přídavek dalšího dusíku již respiraci nezvyšuje a hodnota N:B je blízká 1.
G:B – indikuje množství lehce využitelných organických látek v půdě. Podobně jako je tomu u předešlého koeficientu, i zde vyšší hodnoty ukazují na menší množství využitelných organických látek.

G:N – dává představu o vzájemném poměru využitelného uhlíku a dusíku v půdě. Vzhledem k tomu, že uhlík se využívá vždy ve větším rozsahu než dusík, je při vyrovnaném fyziologickém poměru obou těchto elementů poměr G:N roven přibližně 5. Při nižších hodnotách tohoto koeficientu jsou půdní mikroorganismy z půdního vzorku relativně lépe vyživovány organickými látkami než dusíkem, při vysokých hodnotách je tomu naopak.
NG:B – je výrazem stability organických látek v půdě. Vyšší hodnoty značí vyšší stabilitu. V podstatě je to výraz, který označuje, do jaké míry je využito potenciálních schopností mikroorganismů mineralizovat organické látky ke skutečné mineralizaci.
NG:N – vyjadřuje vztah působení přidaného dusíku v podmínkách vzorku obohaceného a neobohaceného lehce využitelných uhlíkem
NG:G – je obdobný (viz výše)a týká se funkce organických látek
Čtyři dané základní hodnoty (B, N, G, NG) lze také využít k vypočtení faktoru komplexního působení [(NG:G)/(N:B)], resp. [(NG:N)/(G:B)] - odchylka od 1 říká, do jaké míry ostatní, zejména fyzikální faktory umožňují úplnější využití uhlíku a dusíku v komplexním působení, než odpovídá součinu tohoto působení při oddělené aplikaci.

Výsledky a diskuse

Ze sledovaných lokalit je zatím zpracována v této práci polovina – tj. 45 lokalit. Z dostupných materiálů není možné srovnat posuzovaná místa. I kdyby byly lokality identické, museli bychom se opřít o některá zdůvodnění, jako jsou například poloha, členitost terénu, roční období, způsoby a termíny hnojení, rostlinný pokryv v době odběru, doporučená teplota inkubace, která měla v pozdně letním a podzimním období velké výkyvy, atd. Například i při srovnání, kdy probíhalo měření vlivu dlouhodobého hnojení a antropogenní zátěže na aktivitu půdní mikroflóry (Kubát, Cerhanová, Mikanová, Hanzlíková, Filip, 1996) by zde muselo být zmíněno i riziko zátěže vlivu průmyslových imisí. Dalším ovlivňujícím faktorem je obhospodařování pozemků na daných lokalitách.

Tab. 1 Statistika vybraných parametrů respirace v ornici

	N:B	G:B	G:N	NG:B	NG:N	NG:G	FKP
Stř. hodnota	1,37	7,68	5,74	13,73	10,14	1,87	1,43
Chyba stř. hodnoty	0,05	0,45	0,32	0,77	0,54	0,09	0,08
Medián	1,29	7,29	5,49	13,31	9,83	1,77	1,32
Směr. odchylka	0,36	3,03	2,17	5,15	3,59	0,59	0,52
Rozptyl výběru	0,13	9,19	4,73	26,54	12,90	0,34	0,27
Špičatost	0,45	0,57	1,42	-0,44	3,67	3,69	1,08
Šikmost	0,68	0,69	0,91	0,29	1,38	1,55	1,14
Minimum	0,68	3,17	2,32	4,16	4,33	1,04	0,65
Maximum	2,37	16,32	12,99	24,18	23,43	4,12	3,02
Počet	45	45	45	45	45	45	45

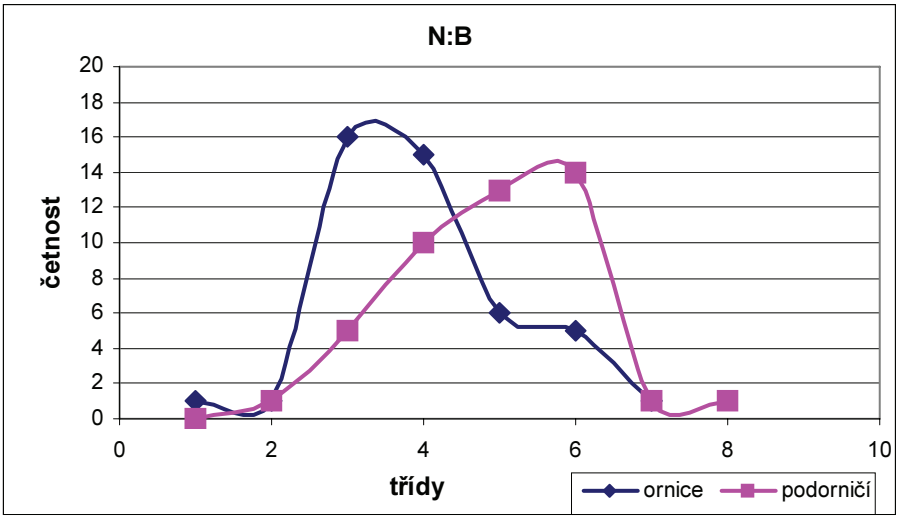
Při srovnání zjištěných a dostupných hodnot (Novák, 1969) u poměru N:B vypočtený průměr 1,37 oproti tabulkovým hodnotám 1,26, resp. 1,02 udává menší množství využitelného dusíku v půdě – při dostatečném množství by se hodnota měla blížit 1.
Poměr G:B značí u námi zjištěné (7,68) i tabulkové hodnoty (4,81, resp. 5,85) nedostatek organických látek. Poměr G:N by se měl rovnat 5. Pokud je nižší, jsou půdní mikroorganismy z půdního vzorku relativně lépe vyživovány organickými látkami než dusíkem – tato hodnota je u nás (5,74) vyšší než 5 – jsou tedy půdní mikroorganismy relativně lépe vyživovány dusíkem a u tabulkové hodnoty (3,85) – tato hodnota nižší a tedy potvrzuje první tvrzení.

Poměr NG:B udává stabilitu organických látek. Naše (13,73) a tabulková hodnota (11,44, resp. 61,95) říká, že čím je hodnota vyšší, tím je u vzorků vyšší stabilita, to znamená, že hodnota ukazuje, do jaké míry je využito potenciálních schopností mikroorganismů mineralizovat organické látky ke skutečné mineralizaci. Důvodem velkého snížení tohoto ukazatele je zejména změna v systému hnojení organickými látkami. Faktor komplexního působení (1,43) ve srovnání s literaturou (2,13 a 10,43) je nižší, což ukazuje na menší využití uhlíku a dusíku v komplexním působení.

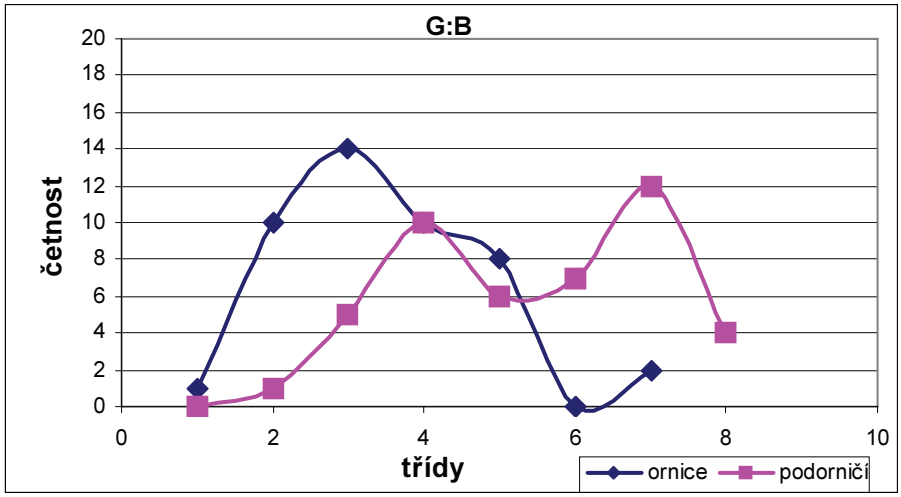
Tab. 2 Statistika vybraných parametrů respirace v podorničí

	N:B	G:B	G:N	NG:B	NG:N	NG:G	FKP
Stř. hodnota	1,434	6,018	4,338	14,01	10,04	2,381	1,706
Chyba stř. hodnoty	0,038	0,332	0,268	0,893	0,7	0,14	0,115
Medián	1,448	6,204	4,389	14,76	9,742	2,16	1,501
Směr. odchylka	0,255	2,226	1,8	5,99	4,693	0,938	0,773
Rozptyl výběru	0,065	4,954	3,238	35,88	22,02	0,879	0,597
Špičatost	0,619	-1,09	-1,1	0,505	1,132	1,829	5,241
Šikmost	0,409	-0,168	0,073	0,013	0,462	1,234	1,972
Minimum	0,944	1,976	1,365	2,638	1,823	1,01	0,698
Maximum	2,218	10,15	7,859	30,13	24,76	5,487	4,803
Počet	45	45	45	45	45	45	45

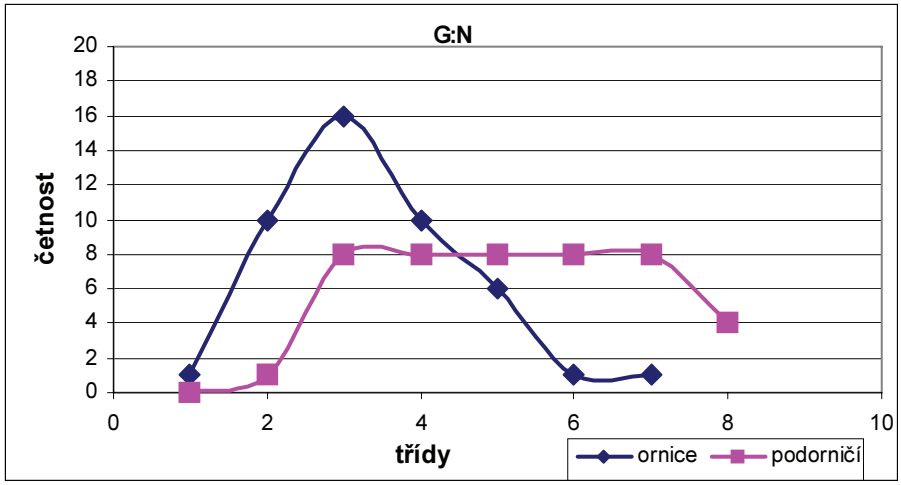
Při srovnání zjištěných a dostupných hodnot (Novák, 1969) u poměru N:B vypočtený průměr 1,43 a tabulkový 1,25 udává menší množství využitelného dusíku v půdě – při dostatečném množství by se hodnota měla blížit 1.
Poměr G:B značí u námi zjištěné (6,02) i Novákovy hodnoty (3,8 a 5,18) nedostatek organických látek.
Poměr NG:B ukazuje stabilitu organických látek. Naše hodnota (14,01) a tabulkové hodnoty (7,8 a 41,76) nám ukazují velký rozdíl v této kategorii. Hodnota 41,76 jasně ukazuje vyšší stabilitu organických látek.
Faktor komplexního působení (1,71) ve srovnání s literaturou (1,7 a 7,61). Čím je hodnota vyšší, tím je lepší využití uhlíku a dusíku v komplexním působení.
Němeček (1990) uvádí hodnoty pro černozemě u poměru N:B (1,08), NG:B (12,10) a faktoru komplexního působení 2,00. Srovnání ukazuje podobné hodnoty našim vypočteným hodnotám, ale nutno říct, že Němeček tyto hodnoty udává pro daný půdní profil - nerozlišuje ornici a podorničí.



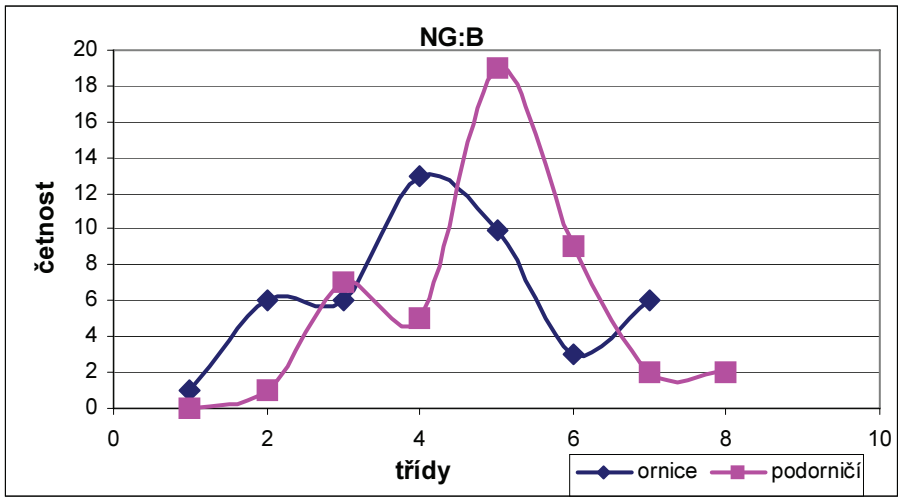
Graf 1 Využitelnost půdního dusíku při srovnání křivky ornice a podorničí



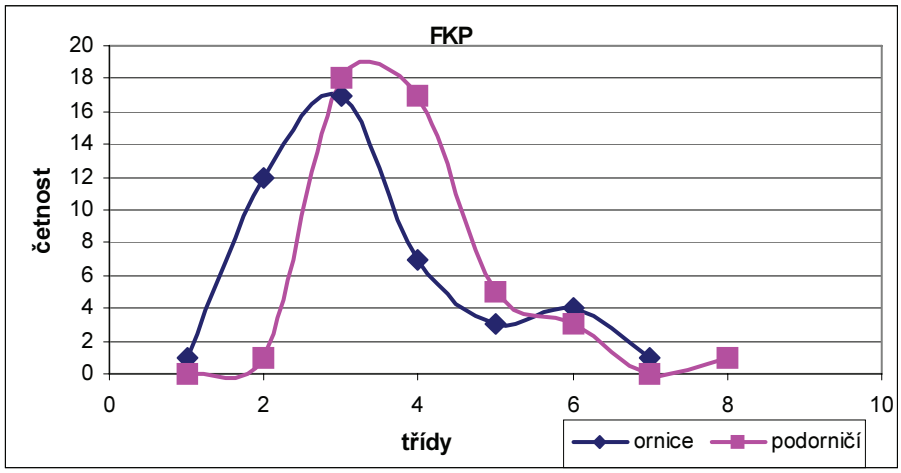
Graf 2 Množství lehce využitelných organických látek při srovnání křivky ornice a podorničí



Graf 3 Vzájemný poměr využitelného C a N v půdě při srovnání křivky ornice a podorničí



Graf 4 Výraz stability organických látek v půdě při srovnání křivky ornice a podorničí



Graf 5 Faktor komplexního působení při srovnání křivky ornice a podorničí

U všech sledovaných hodnot můžeme odečíst z grafů jasnou levostrannou asymetrii týkající se křivek ornice, která je pravděpodobně způsobena vnějším tlakem, resp. antropogenní činností. Z některých grafů je jasně patrný tvar křivky a jeho rozdělení na více souborů, v tomto případě 2 nově vzniklé soubory (Grafy 2, 3 u podorničí). U některých grafů je patrný náznak budoucího rozdělení na nově vznikající soubory hodnot (Grafy 1, 2, 3, 5 u ornice a Grafy 4, 5 u podorničí).

Závěr

Porovnání bazální a potenciální respirace nejsnazší pomocí koeficientů, které byly nazvány hodnotami relativní respirace. Tyto hodnoty ze čtyř základních respiračních stanovení (B, N, G, NG) jsou zhodnoceny takto:
Pro ornici:
N:B – průměrná hodnota byla 1,37 ± 0,05 a to vyjadřuje nízkou fyziologickou využitelnost půdního dusíku. Pokud by byl v půdě využitelného dusíku dostatek, přídavek dalšího dusíku již respiraci nezvyšuje a hodnota N:B je blízká 1.
G:B – indikuje množství lehce využitelných organických látek v půdě. Hodnota 7,68 ± 0,45 ukazuje malé množství využitelných organických látek v půdě.
G:N – dává představu o vzájemném poměru využitelného uhlíku a dusíku v půdě. Vyrovnaný poměr udávaný číslem 5 značí vyrovnaný fyziologický poměr obou těchto prvků. Zjištěná hodnota 5,74 ± 0,32 ukazuje, že mikroorganismy jsou relativně lépe vyživovány dusíkem.
NG:B – je výrazem stability organických látek v půdě. Vyšší hodnoty značí vyšší stabilitu. Vypočtená hodnota 13,73 ± 0,77 značí vysokou stabilitu organických látek.
Faktor komplexního působení – zjištěná hodnota pro ornice 1,43 ± 0,08 ukazuje na velký pokles ve srovnání s Novákem (1969), jehož průměrná hodnota pro černozemě se pohybovala v průměru 10,43.
Pro podorničí:
N:B – průměrná hodnota byla 1,43 ± 0,04 a to vyjadřuje nízkou fyziologickou využitelnost půdního dusíku. Pokud by byl v půdě využitelného dusíku dostatek, přídavek dalšího dusíku již respiraci nezvyšuje a hodnota N:B je blízká 1.
G:B – indikuje množství lehce využitelných organických látek v půdě. Hodnota 6,02 ± 0,33 udává malé množství využitelných organických látek v půdě.
G:N – dává představu o vzájemném poměru využitelného uhlíku a dusíku v půdě. Vyrovnaný poměr udávaný číslem 5 značí vyrovnaný fyziologický poměr obou těchto prvků. Zjištěná hodnota 4,34 ± 0,27 značí, že jsou půdní mikroorganismy z půdního vzorku relativně lépe vyživovány organickými látkami než dusíkem.

NG:B – je výrazem stability organických látek v půdě. Vyšší hodnoty značí vyšší stabilitu. Vypočtená hodnota 14,01 ± 0,89 značí vysokou stabilitu organických látek.
Faktor komplexního působení – zjištěná hodnota pro podorničí 1,71 ± 0,12 ukazuje na velký pokles ve srovnání s Novákem (1969), jehož průměrná hodnota pro černozemě se pohybovala v průměru 7,61.

Poděkování

Příspěvek byl zpracován s podporou Výzkumného záměru č. MSM6215648905 „Biologické a technologické aspekty udržitelnosti řízených ekosystémů a jejich adaptace na změnu klimatu“ uděleného Ministerstvem školství, mládeže a tělovýchovy České republiky.

Literatura

AMBROŽ, Z., 1956: Sledování aktivity půdních enzymů v závislosti na činnosti mikroorganismů, Rostlinná výroba, ročník 29, číslo 12: 1269-1282.

APFELTHALER, R., NOVÁK, B., 1964: Příspěvek k metodice stanovení respirace jako indikátoru mikrobiologických pochodů. Rostlinná výroba, ročník 10, číslo 2: 145-150.

BECK, T., 1968: Mikrobiologie des Bodens. Bayerischer. Landwirtschaftsverlag, Munich, 452 s.

CERHANOVÁ, D., FILIP, Z., HANZALÍKOVÁ, A., KUBÁT, J., MIKANOVÁ, O., 1996: Vliv dlouhodobého hnojení a antropogenní zátěže na aktivitu půdní mikroflóry. Rostlinná výroba, ročník 42, číslo 9: 399-404.

DENEŠOVÁ, O., POKORNÝ, E., 2005: Aktuální a potenciální vlastnosti orných půd střední Moravy. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Agronomická fakulta. Monografie

DUNGER, W., FIEDLER, H. J., 1997: Methoden der Bodenbiologie. 2. Aufl., Gustav Fischer Verlag, Jena, p. 512.

JANDÁK, J., POKORNÝ, E., PRAX, A., 2004: Půdoznalství. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, skriptum.

NĚMEČEK, J., KUTÍLEK, M., SMOLÍKOVÁ, L., 1990: Pedologie a paleopedologie. 1. vyd. Praha : Academia, 1990. 546 s. ISBN 80-200-0153-0.

MATERNA, J., SÁŇKA, M., 2004: Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR, ročník 12, číslo 11:33.

NOVÁK, B., 1969: Respirace vzorků z profilů hlavních půdních typů. Rostlinná výroba, ročník 15, číslo 2: 151.

ŠANTRŮČKOVÁ, H., 1993: Respirace půdy jako ukazatel její biologické aktivity. Rostlinná výroba, ročník 39, číslo 9: 769-778.

ŠANTRŮČKOVÁ, H., 1993: Mikrobní biomasa jako ukazatel biologické aktivity půdy. Rostlinná výroba, ročník 39, číslo 9: 779-788.

VLČEK, V., 2007: Statistické hodnocení reálné aberace černozemě na Moravě za Komplexního průzkumu půd a dnes. Disertační práce MZLU Brno.

INFLUENCE OF ATMOSPHERIC SULPHUR DEPOSITION ON TOTAL ORGANIC AND AMMONIA NITROGEN CONTENTS IN LONG-TERM NON-FERTILISED BARE FALLOW FIELD EXPERIMENTS

VLIV ATMOSFERICKÉ DEPOZICE SÍRY NA OBSAH CELKOVÉHO ORGANICKÉHO A AMONIAKÁLNÍHO DUSÍKU V DLOUHODOBÝCH POLNÍCH EXPERIMENTECH

Barbora Frýdová

Crop Research Institute, v.v.i., Drnovská 507, 161 06 Prague 6 – Ruzyně, Czech Republic, e-mail: frydova@vurv.cz

Abstract

Atmospheric sulphur deposition contributes to the acidification of soil and considerably can influence soil processes. In this contribution an influence of the atmospheric sulphur deposition on total organic and ammonia nitrogen contents in long-term non-fertilised bare fallow field experiments is analysed. Present analyses showed a lack of statistically significant correlation between total organic nitrogen content in the soil and the atmospheric content of sulphur dioxide. This fact suggests that acidification of the soil by acid rain have no significant influence on total organic nitrogen dynamics. On other hand, a strong positive correlation between atmospheric content of sulphur dioxide and ammonia nitrogen content in the soil is documented. This fact suggests that a high atmospheric sulphur deposition not only contributes to the acidification of the soil, but probably also influences an ammonification activity.

Key words: atmospheric sulphur deposition, total organic and ammonia nitrogen, long-term non-fertilised bare fallow field experiments

Abstrakt

Atmosférická depozice síry přispívá k acidifikaci půdy a významně ovlivňuje půdní procesy. V tomto příspěvku je analyzován vliv atmosférické depozice síry na obsah celkového organického a amoniakálního dusíku v dlouhodobých polních experimentech. Výsledky analýz ukázaly nepřítomnost statisticky významné korelace mezi obsahem celkového organického dusíku v půdě a měřeným obsahem oxidu siřičitého v atmosféře. Tento fakt naznačuje, acidifikace půdy kyselými dešti nemá významný vliv na celkovou dynamiku dusíku. Na druhé straně je zjištěna silná pozitivní korelace mezi obsahem oxidu siřičitého v atmosféře a obsahem amoniakálního dusíku v půdě. Tyto skutečnosti naznačují, že vysoká atmosférická depozice síry nejen přispívá k acidifikaci půdy, ale pravděpodobně ovlivňuje i amoniakální aktivitu.

Klíčová slova: atmosférická depozice síry, celkový organický a amoniakální dusík v půdě, dlouhodobé polní experimenty

Introduction

To understand and predict the behaviour of the field soil system it is necessary to understand and describe the reaction and dynamics of its individual elements based on long-term field observation. Long-term field experiments provide the only opportunity to understand the dynamics of elements in soil. Long-term field experiments are typically designed as a series of parallel experiments (plots), some of which are influenced by a targeted intervention like tillage, fertilisation, etc. For an evaluation of influence of the studied intervention on soil

processes we need to know how soil system evolves without the studied intervention. As in many empirical scientific branches also long-term field experiments use a system of blank experiments, thus plots (commonly called as controls) being under the same conditions as experimental plots but without studied intervention. The arable field soil is often exposed to dramatic and very quick changes (fertilisation, cropping, etc.) and is in markedly unbalanced conditions. Because of that the studied factors like contents of specific element, number of microorganisms, etc. reaches often very distinct changes. For this reason, studied factors are considered to be constant in the blank experiments (controls) and time evolution of these factors is typically not studied. However, soil ecosystem of the blank experiments is also driven by many processes. To correctly understand and evaluate the behaviour of field soil system in the long-term experiments under targeted interventions it is necessary to understand evolution of soil in control plots.

Our earlier papers (Frýdová, Kubát, 2008; Frýdová et al., 2007, 2008) showed that evolution of some soil factors even in non-fertilised bare fallow field experiments can be rather complex. We applied methods of trend analysis on a study of total organic and ammonia nitrogen dynamics in the bare fallow long-term mini plot field experiment established in 1958 in Prague-Ruzyně (see Material and methods). Our analysis revealed a statistically significant decrease in ammonia nitrogen as well as total organic nitrogen contents in the period from 1965 to 2006 in all variants analysed (Figure 1). Reasons for these trends are not well known. In period from 1980 to 2000 the chemistry of atmosphere in the Prague region was dramatically changed, mainly because of dramatic decrease of amount of sulphur dioxide (Figure 2). Sulphur dioxide contributes to the acidification of soil and considerably can influence soil processes. In this contribution I analyse an influence of atmospheric sulphur deposition on total organic and ammonia nitrogen contents in long-term non-fertilised bare fallow field experiments.

Material and methods

For the analysis of total organic and ammonia nitrogen contents the bare fallow long-term mini plot field experiment established by Novák in 1958 in Prague-Ruzyně was chosen. This site is located at a height of 345 m above sea level, with average annual precipitation of 433 mm and average annual temperature of 7.8 °C. Detailed characteristics of the experiment can be found in the following publications, to which I refer (Kubát et al., 1999 a, b; Kubát and Lipavský 2006).

The goal of this work is to analyse an influence of atmospheric sulphur deposition on total organic and ammonia nitrogen contents in long-term non-fertilised bare fallow field experiments. For this reason only data on experiments which are significant for the analysis contemplated are mentioned. Each fallow area is founded on a plot with an area of 1.5 × 2 m. Fallow plots are founded on the Luvi-haplic Chernozem, in the three following variants.

Control – This plot has untreated soil. For the whole period of the experiment no interventions (fertilisation or tillage) were made on this plot, except for removing all vegetation (weeds) and taking soil samples for analysis.

Tilled I – This plot was tilled to a depth of 10 cm once a year, specifically in the period until 1971. From 1972 until 1989 it was tilled to a depth of 20 cm. From 1990 to the present tillage has not been performed. For the entire period of the experiment no fertilisation was performed. All vegetation (weeds) was also removed from this plot.

Tilled II – This plot was tilled to a depth of 20 cm once a year until 1989. From 1990 to the present no tillage has been carried out. Similarly as with the *Tilled I* variant no fertilisation was carried out in this variant for the entire period of the experiment and all vegetation (weeds) was removed.

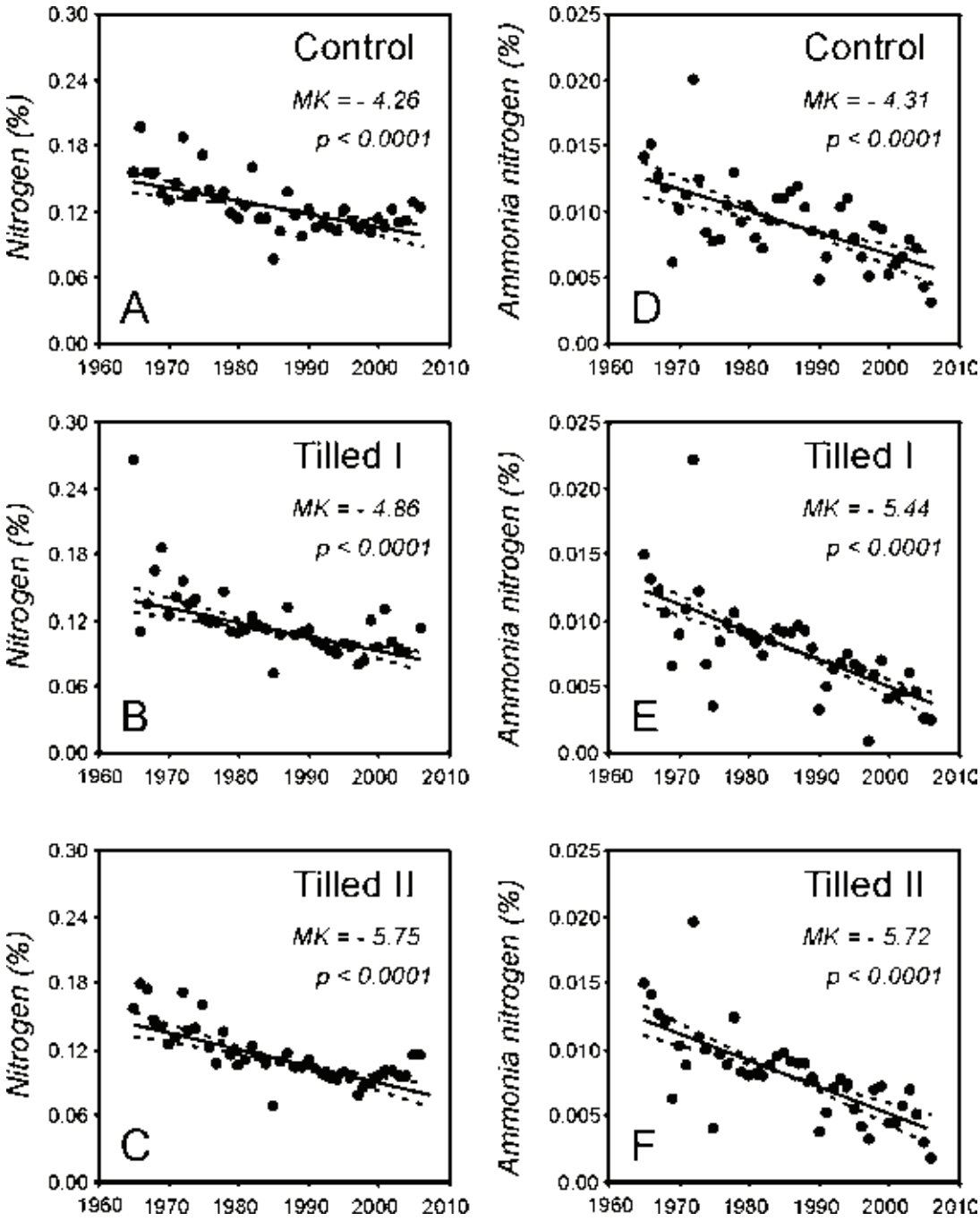


Fig. 1 Diagrams showing time trends in total organic nitrogen content for the variants *Control* (A), *Tilled I* (B), and *Tilled II* (C) and in ammonia nitrogen content for the variants *Control* (D), *Tilled I* (E), and *Tilled II* (F) for the period of 1965-2006; the Mann-Kendall statistics and corresponding p-values are calculated for all variants; the dashed lines show the 99 percent confidence interval (*ex* Frýdová et al., 2007)

Systematic data collection of ammonia nitrogen, total carbon and total nitrogen contents exist in the database from 1965 till the present. Until 1980 data were collected twice a year (roughly 15 May and 15 October). From 1981 data were collected only in the spring period. The soil samples were sieved through a 2 mm sieve and air-dried at laboratory temperature. Immediately after sampling, ammonia nitrogen content was determined by method of Pokorná et al. (1964). Organic nitrogen content was determined in air-dried samples by the Kjeldahl method and with a Leco analyser since 1995 (see Kubát et al. 1999a, b, for details).

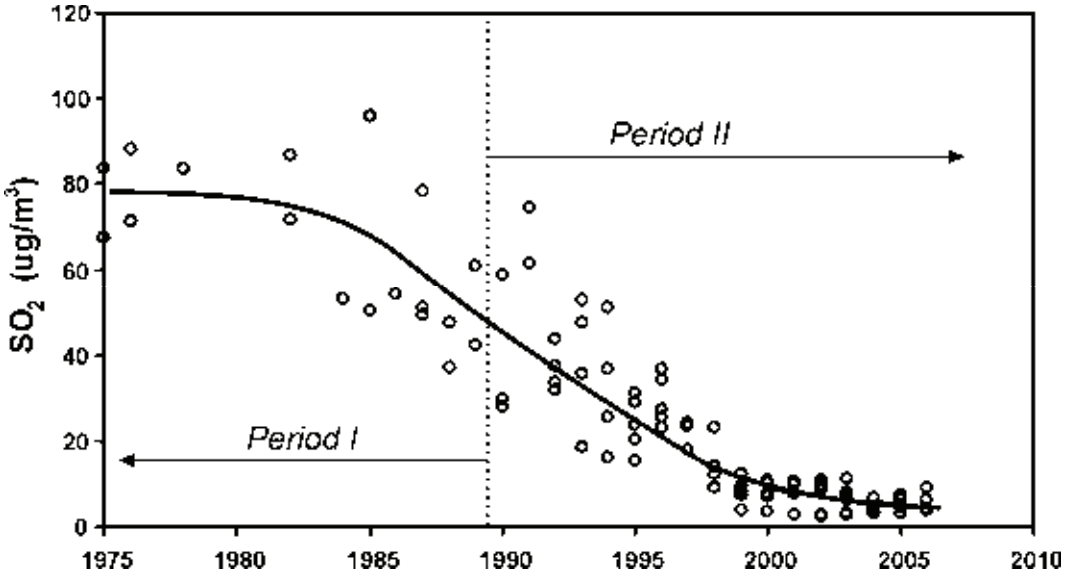


Fig. 2 Diagrams showing time trends in atmospheric sulphur dioxide contents in the Prague region during the periods of 1975-2006; solid line represents smoothing average of all available data (data source: http://www.chmi.cz/uoco/data.html)

For evaluation of a sulphur deposition (typically in a form of acid rain) data on atmospheric content of sulphur dioxide from the closest monitoring stations were used (Prague 6 -Ruzyně, Alžírská, Santinka, Veleslavín, and Náměstí Svobody, Prague 4 – Libuš, and Buštěhrad). None of those stations measured the atmospheric content of sulphur dioxide during whole period since 1975 to the present (Czech Hydro-meteorological Institute; see data on http://www.chmi.cz/uoco/data.html). To characterize the amount of sulphur dioxide in atmosphere in Prague region for each year a smoothing average of all available data was calculated (one-year averages of measured sulphur immision for each station - Figure 2).
Due to the fact that it is not possible to generally presume the linearity of the anticipated relationship (ammonia nitrogen, total nitrogen and sulphur dioxide contents) and that the Shapiro-Wilk test rejected a normal distribution of atmospheric sulphur dioxide data ($p<0.02$) the Spearman's and Kendall's correlation coefficients were used for the correlation analysis.

Results and discussion

The results of correlation analysis are shown in Table 1. The correlation analysis did not indicate a statistically significant correlation between atmospheric content of sulphur dioxide and total organic nitrogen content in variant *Control* and *Tilled I*, but statistically significant correlation was found in variant *Tilled II*. The tilled variants have generally a stronger link between total organic nitrogen content and atmospheric content of sulphur dioxide than untilled variant (*Control*, see Table 1). On the other hand, the correlation analysis indicated a statistically significant correlation of ammonia nitrogen content in the soil with atmospheric content of sulphur dioxide in all variant studied (*Control*, *Tilled I*, and *Tilled II*). In all these cases for both correlation coefficients used (Spearman's and Kendall's correlation coefficients) p-values are calculated near or below the critical value $p=0.05$ (see Table 1). Similarly to the total organic nitrogen content, the tilled variants (*Tilled I* and *Tilled II*) have a stronger link with the atmospheric content of sulphur dioxide than untilled variant (*Control*, see Table 1).

Tab. 1 Spearman's and Kendall's correlation coefficients for atmospheric content of sulphur dioxide and ammonia nitrogen (**Amm**-) and total organic nitrogen (**N**-) contents and the corresponding p-values for all combinations of experiments

Spearman's correlation coefficients					
1975 - 2006	Atmospheric concentration of SO_2	p-value	***1975 - 2006***	Atmospheric concentration of SO_2	p-value
Amm-Control	**0.440**	**0.028**	N-Control	0.191	0.360
Amm-Tilled I	**0.542**	**0.005**	N-Tilled I	0.333	0.104
Amm-Tilled II	**0.577**	**0.003**	N-Tilled II	**0.461**	**0.020**

Kendall´s correlation coefficients					
1975 - 2006	Atmospheric concentration of SO_2	p-value	***1975 - 2006***	Atmospheric concentration of SO_2	p-value
Amm-Control	**0.273**	**0.056**	N-Control	0.077	0.588
Amm-Tilled I	**0.387**	**0.007**	N-Tilled I	0.271	0.057
Amm-Tilled II	**0.433**	**0.002**	N-Tilled II	**0.360**	**0.012**

Conclusions

Our previous analysis revealed very close correlations of ammonia nitrogen and total organic nitrogen contents (Frýdová et al., 2007). These results suggest a similar dynamics of total organic and ammonia nitrogen contents in non-fertilised bare fallow. In addition, our results indicated that content of ammonia nitrogen in non-fertilised bare fallows is decreasing faster than content of total organic nitrogen (Frýdová et al., 2007). Lack of statistically significant correlation between total organic nitrogen content and the atmospheric content of sulphur dioxide suggests that acidification of the soil by acid rain has no significant influence on the total organic nitrogen dynamics.

On the other hand, a strong positive correlation between atmospheric content of sulphur dioxide and ammonia nitrogen content in the soil suggests that a high atmospheric sulphur deposition not only contributes to the acidification of the soil, but also influences an ammonification activity. Observed stronger correlation between the atmospheric content of sulphur dioxide and ammonia nitrogen content in the tilled variants than that in untilled variant is also supporting this conclusion. The tillage increases an active surface of the soil particles for interactions with acid rain solution. The variants with larger active surface of the soil particles should be also more influenced by the acid rain. However, for a final evaluation of influence of sulphur immision, causing acid rain deposit, on the ammonia nitrogen and total organic nitrogen dynamics in non-fertilised bare fallow soil more factors (like temperature, amount of rain falls, etc.) have to be involved into the analysis.

Acknowledgements

This work was supported by the Ministry of Agriculture of the Czech Republic (Project No. MZE 0002700601).

References

FRÝDOVÁ, B., KUBÁT, J., 2008: Dynamics of organic carbon in long-term field experiments: trend and time series analyses of non-fertilised bare fallow field experiments. *Život v půdě VIII*, 224-233, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, ISBN 978-80-7375-134-0.

FRÝDOVÁ, B., FRIEDLOVÁ, M., KUBÁT, J., 2007: Trends in ammonia, organic nitrogen and organic carbon contents in long-term non-fertilised bare fallow field experiment. *Pocvovedenie i agrochimia*, Minsk, 1, 38: 129-137.

FRÝDOVÁ, B., FRIEDLOVÁ, M., KUBÁT, J., 2008: Comparison of organic carbon and nitrogen dynamics in long-term non-fertilised bare fallow field experiments. *Život v půdě VIII*, 234-244, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, ISBN 978-80-7375-134-0.

KUBÁT, J., LIPAVSKÝ, J., 2006: Steady state of the soil organic matter in long-term field experiments. *Plant Soil Environ*., 52: 9-14.

KUBÁT, J., NOVÁKOVÁ, J., CERHANOVÁ, D., APFELTHALER, R., 1999a: Organic nitrogen cycle, ammonification and nitrification activity in long-term field experiment. *Rostlinná výroba*, 45, 9: 397-402.

KUBÁT, J., NOVÁKOVÁ, J., MIKANOVÁ, O., APFELTHALER, R., 1999b: Organic carbon cycle, incidence of microorganisms and respiration activity in long-term field experiment. *Rostlinná výroba*, 45, 9: 389-395.

POKORNÁ-KOZOVÁ, J., LÖBL, F., APFELTHALER, R., NOVÁK, B., 1964: Zur Methodik der Feststellung der Ammonifizierung der Bodenproben. Zbl. Bakt. II, 118: 368-373.

KONTAMINACE PŮD MĚSTSKÝCH PARKŮ VYBRANÝMI RIZIKOVÝMI PRVKY

POLLUTION OF URBAN PARK SOILS WITH SELECTED RISK ELEMENTS

Ivana Galušková, Luboš Borůvka

Katedra pedologie a geologie, ČZU Praha, Kamýcká 129, 165 21Praha 6 – Suchdol, Česká republika, e-mail: galuskova@af.czu.cz

Abstrakt

V současné době žije ve městech převážná část obyvatel, proto je nezbytné klást důraz na co nejkvalitnější životní prostředí právě tam. Z toho důvodu byla provedena analýza půd v parcích dvou měst České republiky, u kterých lze předpokládat výrazné znečištění, a to Prahy jako převážně rezidenčního města a Ostravy jako průmyslového města. Parky byly zvoleny tak, aby byla obě města rovnoměrně zmapována. Půdní vzorky byly odebírány v hloubkách 0-10 a 10-20 cm v závislosti na vzdálenosti zdroje znečištění v místech zastíněných a nezastíněných stromy. Na odebraných vzorcích byly stanoveny vedle základních půdních vlastností obsahy těžkých kovů (Zn, Cd, Cu a Pb) ve výluhu 2 M HNO_3. Byly zjištěny rozdíly v obsazích těžkých kovů jak mezi jednotlivými městy, tak mezi parky v rámci obou měst. V Ostravě překračovaly maximální přípustné obsahy uvedené ve vyhlášce 13/1994 Sb. pro zemědělské půdy nejčastěji Cd, v Praze to bylo Pb. Limity Cu nebyly překročeny v žádném z případů.

Klíčová slova: městské půdy, kontaminace, rizikové prvky, těžké kovy, městské parky, vliv dopravy

Abstract

Nowadays, most people live in cities. Therefore, an attention needs to be paid to good environmental quality in urban areas. To meet this task, an analysis of soils in parks of two big cities in the Czech Republic was performed. Prague was selected as an example of residential city, Ostrava as an example of industrial city. The parks were selected so that they were distributed evenly over the cities. Soil samples were collected in the depths of 0 to 10 cm and 10 to 20 cm, respectively. Samples were collected on open areas and under trees, respecting the distance from a pollution source. In addition to basic soil analyses, contents of heavy metals (Zn, Cd, Cu, and Pb) in cold 2M nitric acid extracts of soils were determined. Differences were found between the two cities, as well as between particular parks in each city. In Ostrava, increased levels of heavy metals were found for Cd, in Prague for Pb.

Key words: urban soils, pollution, risk elements, heavy metals, urban parks, transportation effects

Úvod

Život ve městech je do značné míry ovlivněn životním prostředím. Vlivem značného přesunu obyvatel do velkých měst, současné přítomnosti průmyslových podniků a neustále rostoucí dopravy dochází k většímu zatížení prostředí a značnému ohrožení lidského zdraví. Madrid et al. (2002) uvádějí, že narozdíl od zemědělských ploch mají půdy v parcích a zahradách přímý vliv na zdraví obyvatel. Vedle dopravy je často ve městech situován i průmysl. Do prostředí se tak dostává velké množství polutantů negativně působících na lidský organismus. Rizikové prvky se dostávají do organismu potravinovým řetězcem, u dětí nejčastěji přímým požitím, nebo mohou být inhalovány (Charlesworth et al., 2003, Gupta et al., 1996, Imperato et al.,

2003, Kim et Fergusson, 1993). Při delším vystavení těmto kovům dochází k jejich akumulaci v kostech a orgánech, jejich funkce jsou narušeny, bývá poškozován nervový systém, dochází k nádorovým onemocněním (WHO, 1992, Li et al., 2001, Manta et al., 2002, Komarnicki, 2005).

Materiál a metody

Zjišťování obsahů těžkých kovů je prováděno ve dvou městech ČR, v Praze, která je považována za město residenční a nejvýznamnějším zdrojem znečištění zde je doprava, a v Ostravě, kde je nejvýznamnějším zdrojem znečištění hutní průmysl a výroba oceli. Odběry půdních vzorků byly prováděny v parcích obou měst a odběrové lokality byly voleny tak, aby byla rovnoměrně zmapována celá města. V každém z parků byla vybrána dvě místa, ve kterých byl proveden odběr, a to pod stromy a v místě nezastíněném stromy tak, aby byla zachována přibližně stejná vzdálenost od zdroje znečištění. Odběry byly provedeny v létě 2006 půdním vrtákem v hloubkách 0 – 10 a 10 – 20 cm. Na vzorcích byly stanoveny základní půdní vlastnosti: zrnitostní rozbor areometrickou metodou dle A. Casagrande; pH_{H2O} a pH_{KCl} potenciometricky; obsah organického uhlíku C_{ox} podle Tjurina a kvalita humusu jako poměr absorbancí pyrofosfátového výluhu při vlnových délkách 400 a 600 nm (barevný kvocient $Q_{4/6}$) (Pospíšil, 1964, 1981, Podlešáková, 1992). Obsah těžkých kovů (Zn, Pb, Cd a Cu) v půdě byl stanoven extrakcí v 2 M HNO_3 (1:10, w/v) za studena a následně metodou AAS.

Výsledky a diskuse

Zrnitostním rozborem byly zjištěny převážně půdy písčité a hlinitopísčité. Hodnoty aktivní půdní reakce mají široké rozmezí pH (4,7 - 7,9). Byly statisticky porovnány hodnoty mezi oběma hloubkami párovým t-testem ($P < 0,01$, $t = -5,57$) a zjištěn růst pH s hloubkou. Převažující půdy jsou slabě kyselé a neutrální. Obsah organického uhlíku C_{ox} se pohybuje v rozmezí 1,5 – 5,1 %, přičemž vyšší obsahy jsou převážně ve svrchní vrstvě. Rozdíl byl potvrzen párovým t-testem ($P = 0,01$, $t = 2,65$). Kvalita humusu zjištěná výpočtem kvocientu $Q_{4/6}$ mírně rostla s hloubkou. Rozdíl byl opět porovnán statisticky ($P < 0,01$, $t = 7,63$).
Koncentrace Zn, Pb, Cd a Cu v parcích Prahy a Ostravy jsou uvedeny v Tab. 1, 2. Obsahy kovů na odběrových místech jsou většinou poměrně nízké. Z třinácti studovaných parků v Praze mělo šest obsahy pod přípustnými mezemi. Za poměrně čisté lze považovat čtyři parky z devíti studovaných v Ostravě.
Největší míra znečištění na pražských lokalitách byla zaznamenána u parku na Karlínském náměstí. Naměřené hodnoty přesahují u všech kovů maximální přípustné limity dané vyhláškou MŽP č. 13/1994 Sb. Zvýšené koncentrace vypovídají o dlouhodobém znečišťování hlavně dopravou. Tato lokalita leží navíc v záplavové zóně a byla v roce 2002 zasažena povodněmi. Druhým nejvíce znečištěným místem je park na Karlově náměstí. Tato lokalita se nachází v bezprostřední blízkosti rušné křižovatky. Šuta (1996), Kolektiv (2000), Charlesworth et al. (2003) zmiňují ve svých pracích značně zvýšené obsahy rizikových prvků a emisí právě v blízkosti křižovatek, kde je přerušen plynulý provoz. Dalšími parky s obsahy kovů přesahujícími maximální limity jsou Královská obora, Kinského sady a Střelecký ostrov. Zdroje znečištění jsou opět automobilová doprava, v případě Střeleckého ostrova i řeka. Nejčastěji překračované maximální limity byly u Pb (max. hodnoty 114-132 $mg.kg^{-1}$).

Tab. 1 Těžké kovy ve výluhu 2M HNO_3 ve vybraných pražských parcích ($mg.kg^{-1}$). Tmavě označené hodnoty přesahují maximální přípustné limity pro zemědělské půdy dané vyhláškou MŽP 13/1994 Sb.

Park	Hloubka	Nezastíněné stromy				Zastíněné stromy			
	cm	Zn	Cd	Cu	Pb	Zn	Cd	Cu	Pb
Královská obora	10	90	0,7	37	81	76	1,0	33	77
	20	88	0,7	35	80	56	0,6	27	81
Obora Hvězda	10	21	0,6	8	23	20	0,3	7	28
	20	14	0,2	6	20	12	0,5	5	20
Kinského sady	10	63	0,8	32	86	63	0,9	33	108
	20	63	0,8	33	97	70	0,9	32	96
Střelecký ostrov	10	99	0,8	25	58	133	0,7	27	71
	20	111	0,8	28	62	97	0,7	25	61
Karlovo náměstí	10	94	1,0	53	96	119	1,0	62	90
	20	98	0,9	45	106	97	1,0	56	98
park Družby	10	48	0,6	23	43	44	0,6	30	44
	20	47	0,7	24	45	42	0,7	29	51
park Přátelství	10	46	1,0	23	37	45	1,0	18	33
	20	46	1,0	21	37	34	0,8	17	32
Malešický park	10	39	0,7	26	55	43	0,8	27	57
	20	35	0,7	27	54	36	0,7	28	51
Letná	10	47	0,7	29	51	73	0,8	28	61
	20	41	0,6	29	45	57	0,8	25	56
Vítkov	10	62	0,8	36	53	59	0,7	37	66
	20	62	0,7	37	51	53	0,7	38	74
Klamovka	10	43	0,6	20	38	53	0,7	25	63
	20	29	0,6	20	39	35	0,6	19	182
Karlínské náměstí	10	150	1,2	64	109	158	1,3	80	114
	20	120	1,1	66	95	138	1,0	80	108
Záběhlice	10	29	0,5	20	39	28	0,5	23	44
	20	27	0,5	21	36	27	0,5	21	40

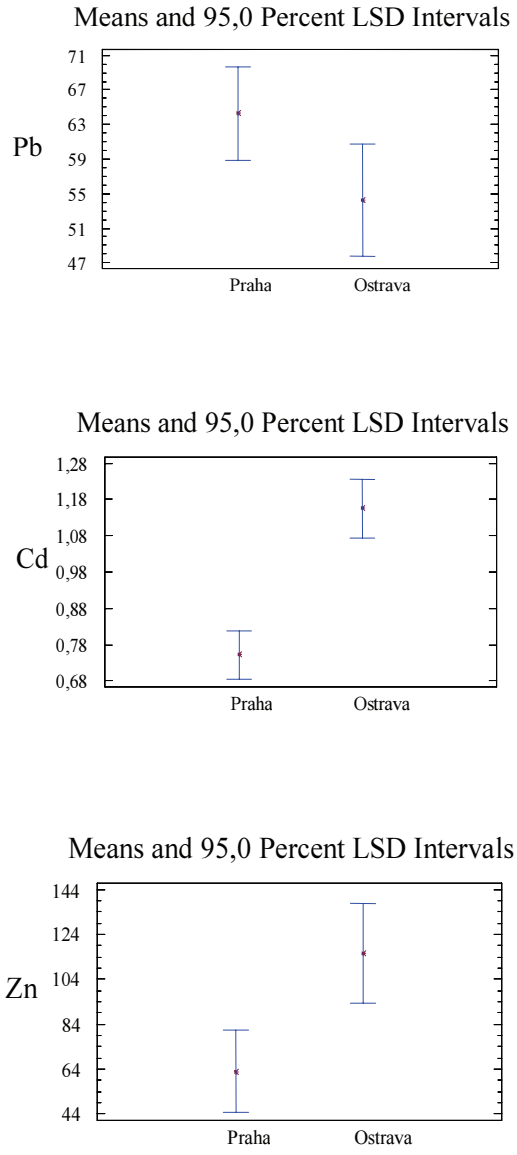
V ostravských parcích jsou zřejmé zvýšené obsahy hlavně u Cd (max. hodnoty 2,7-2,8 $mg.kg^{-1}$) a Zn (568-631 $mg.kg^{-1}$), kovy typické pro těžký průmysl (Li et al., 2007). Rozdíly mezi oběma městy v obsazích byly porovnány t-testem, kdy statisticky významný rozdíl byl zjištěn kromě Cd a Zn také u Pb (Tab. 3, Graf 1). V Tab. 2 jsou uvedeny obsahy jednotlivých kovů ve studovaných parcích v Ostravě. Za nejvíce kontaminovaný park lze považovat Sad Milady Horákové situovaný v centru města a zároveň v blízkosti Vítkovických železáren. Obsahy zde značně převyšují i hodnoty naměřené v pražských parcích. Komenského sady, kde jsou limity také značně překračovány, se vyznačují blízkostí vodního toku a v roce 1997 byly částečně zaplaveny. Limity byly překračovány také v Husově sadu a Sadu J. Jabůrkové nacházejícím se v blízkosti Vítkovických pecí.

Tab. 2 Těžké kovy ve výluhu 2M HNO_3 ve vybraných ostravských parcích ($mg.kg^{-1}$). Tmavě označené hodnoty přesahují maximální přípustné limity pro zemědělské půdy dané vyhláškou MŽP 13/1994 Sb.

Park	Hloubka	Nezastíněné stromy				Zastíněné stromy			
	cm	Zn	Cd	Cu	Pb	Zn	Cd	Cu	Pb
Husův sad	10	76	1,0	20	47	109	1,2	28	60
	20	64	1,0	20	44	105	1,2	28	66
Plzeňská	10	43	0,9	19	47	64	0,9	31	49
	20	52	0,8	21	45	85	1,1	36	45
Sad J. Jabůrkové	10	38	0,9	13	34	104	1,6	32	83
	20	71	1,3	25	67	88	1,3	26	80
Sad Míru	10	31	0,8	17	30	65	1,0	16	50
	20	28	0,9	15	27	58	1,0	17	74
Sad M. Gorkého	10	26	0,6	12	27	34	1,0	18	51
	20	27	0,9	15	26	27	0,8	17	48
Bezručův sad	10	86	0,9	16	34	76	0,9	21	38
	20	75	0,9	12	32	56	0,8	17	55
Černá louka	10	61	1,0	21	39	74	1,1	18	41
	20	55	0,9	20	33	53	1,0	15	35
Sad M. Horákové	10	332	1,7	92	85	568	2,8	118	109
	20	391	1,8	95	78	631	2,7	53	112
Komenského sady	10	87	0,9	24	57	195	1,6	38	86
	20	102	1,1	26	63	119	1,3	26	55

Tab. 3 Statisticky významné rozdíly obsahů kovů mezi Prahou a Ostravou za použití t-testu.

	Zn	Cd	Cu	Pb
Praha	63	0,8	31	64
Ostrava	116	1,2	29	54
t	-2,56	-5,42	0,54	1,68
P	0,01	0,001	0,59	0,097



Graf 1 Porovnání obsahů Pb, Zn a Cd pomocí analýzy rozptylu mezi parky Ostravy a Prahy; průměry ze vzorků odebraných pod stromy i na otevřeném prostranství z obou hloubek

Závěr

Byly zjištěny rozdíly v obsahu některých těžkých kovů mezi residenční Prahou a průmyslovou Ostravou. V Praze byly překračovány v největší míře obsahy Pb. Je to pravděpodobně dáno přítomností komunikací v blízkosti těchto parků. V Ostravě převyšovalo množství Cd a Zn, jako důsledek těžkého průmyslu. Přípustné limity Cu byly překročeny pouze u tří parků z celkových dvaadvaceti.

Literatura

CHARLESWORTH, S., EVERETT, M., MCCARTHY, R., ORDONEZ, A., MIGUEL, E., 2003: A comparative study of heavy metal concentration and distribution in deposited street dusts in a

large and small urban area: Birmingham and Coventry, West Midlands, UK, Environment International, 29, 2003, p. 563-573.
GUPTA, S.K., VOLLMER, M.K., KREBS, R., 1996: The importance of mobile, mobilisable and pseudo total heavy metal fractions in soil for three-level risk assessment and risk management, The Science of the Total Environment, 178, 1996, p. 11–20.
IMPERATO, M., ADAMO, P., NAIMO, D., ARIENZO, M., STANZIONE, D., VIOLANTE, P., 2003: Spatial distribution of heavy metals in urban soils of Naples city (Italy), Environmental Pollution, 124, 2003, p. 247–256.
KIM, N., FERGUSSON, J., 1993: Concentrations and sources of cadmium, copper, lead and zinc in house dust in Christchurch, New Zealand, The Science of the Total Environment, 138, 1993, p. 1–21.
KOLEKTIV, 2000: Možnosti rozvoje dopravy v ČR z hlediska trvale udržitelného rozvoje, Český a Slovenský dopravný klub, 2000, p. 50-84.
KOMARNICKI, G.J.K., 2005: Lead and cadmium in indoor air and the urban environment, Environmental Pollution, 136, 2005, p. 47–61.
LI, X., POON, CH., LIU, P.S., 2001: Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong, Applied Geochemistry, 16, 2001, s. 1361–1368.
LI, M.S., LUO, Y.P., SU, Z.Y., 2007: Heavy metal concentrations in soils and plant accumulation in a restored manganese mineland in Guangxi, South China, Environmental Pollution, 17, 2007, p. 168-1.
MADRID, L., DÍAZ-BARRIENTOS, E., MADRID, F., 2002: Distribution of heavy metal contents of urban soils in park of Seville, Chemosphere, 49, 2002, p. 1301-1308.
MANTA, D.S., ANGELONE, M., BELLANCA, A., NERI, R., SPROVIERI, M., 2002: Heavy metal in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy, Science of the Total Environment, 300, 2002, p. 229 – 243.
PODLEŠÁKOVÁ, E., 1992: Rozbory půd, vod a rostlin, Projekt Z 783 v rámci programu Zdravá výživa lidu, 1992, p. 259.
POSPÍŠIL, F., 1964: Fractionation of humus substances of several soil types in Czechoslovakia, Rostlinná výroba, 10, 1964, p. 567-580.
POSPÍŠIL, F., 1981: Group-and fractional composition of the humus of different soils, in Transactions of the Fifth International Soil Science Conference, 1. Research Institute for Soil Improvement, Prague, 1981, p. 135-138.
ŠUTA, M., 1996: Účinky výfukových plynů z automobilů na lidské zdraví, Český a Slovenský dopravní klub, Brno, 1996, p. 15-20.
WHO, 1992: Cadmium, Lead, Environmental Health Criteria, 134, WHO, Geneva, 1992.

PRIESTOROVÁ VARIABILITA NIEKTORÝCH PÔDNYCH VLASTNOSTÍ V BUKOVOM PORASTE

SPATIAL VARIABILITY OF SELECTED SOIL PROPERTIES IN A BEECH STAND

Erika Gömöryová, Viliam Pichler

Lesnícka fakulta Technickej univerzity vo Zvolene, T.G.Masaryka 24, 960 53 Zvolen, Slovenská republika, e-mail: egomory@vsld.tuzvo.sk

Abstrakt

V práci hodnotíme priestorovú variabilitu niektorých pôdnych vlastností ako pod individuálnym bukom, tak aj na tranzekte v prírodnom bukovom lese. Vzorky sme odoberali v okolí kmeňa buka na vytýčených líniách z hĺbky 0-10 cm (A-horizont) a na tranzekte - v 50 m odstupoch z Ol- a Of-horizontu pokrývkového humusu a z humusom obohateného A-horizontu (0-10 cm). Ako sa ukázalo, pod bukom, situovanom na svahu, bola najvyššia mikrobiálna aktivita v tesnej blízkosti stromu, bezprostredne pod kmeňom v tzv. infiltračnej zóne. Zároveň sme zistili korelácie medzi mikrobiálnymi charakteristikami a vzdialenosťou od stromu. Na sledovanom tranzekte sa ukázali významné rozdiely pôdnych charakteristík medzi jednotlivými horizontmi. V Ol- a Of-horizonte sme zaznamenali niekoľko významných korelácií medzi pôdnymi charakteristikami a vzdialenosťou.

Kľúčové slová: lesné pôdy, pôdne mikroorganizmy, priestorová variabilita, buk

Abstract

In our study we have evaluated the spatial heterogeneity of selected soil properties in a beech primeval forest. Soil samples were collected at aligned lines around the stem below single beech tree from the depth of 0-10 cm (A-horizon) and at 50 m intervals along a 1 500 m long transect from the organic layers (Ol- and Of-horizons) and the mineral A-horizon (depth of 0-10 cm). Correlations between soil microbial characteristics and the distance from the stem were observed. The highest microbial activity was found downslope, immediately below the stem (infiltration zone). Along the transect, significant differences in soil variables were found among horizons. In the Ol- and Of-horizons, several significant correlations between soil variables and distance were detected.

Key words: forest soil, soil microorganisms, spatial heterogeneity, beech

Úvod

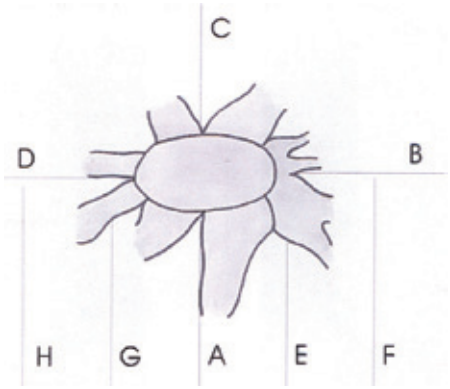
V posledných desaťročiach v pôdoznaleckej literatúre narastá počet prác, ktoré sa venujú štúdiu variability pôdnych vlastností. Mnohé pôdne charakteristiky sa vyznačujú časovou dynamikou, t.j. ich zmenou v priebehu roka, resp. vegetačného obdobia ako napr. vlhkosť a teplota pôdy, obsah minerálneho dusíka, mikrobiálna aktivita (Tužinský, 1998; Gregor, 1999; Buchmann, 2000). Zároveň u týchto charakteristík pozorovať aj výraznú priestorovú variabilitu. Naopak, pôdne charakteristiky, ktoré sa nevyznačujú zmenami počas roka (textúra pôdy, objemová hmotnosť pôdy), spravidla aj menej kolíšu v priestore (Wick *et al*., 2002). Pôdne vlastnosti sa môžu meniť v smere vertikálnom (v rámci pôdneho profilu) alebo horizontálnom, a to ako na veľmi malých vzdialenostiach (mikroúroveň), tak aj na úrovni desiatok až stoviek metrov (Stoyan *et al*., 2000).

Lesné pôdy sa v porovnaní s pôdami poľnohospodárskymi vyznačujú vysokou variabilitou fyzikálnych, chemických a aj biologických charakteristík pôdy najmä v horizontálnom smere,

čo súvisí predovšetkým s drevinovým zložením porastu, stavbou koruny stromov a koreňovej sústavy. V porastoch dochádza k nerovnomernému prísunu zrážkovej vody k pôde v dôsledku intercepcie a stoku po kmeni, k nerovnomernému rozdeleniu opadu na povrchu pôdy, k rozdielom v desukcii bylín a drevín. Stromy v značnej miere ovplyvňujú teplotné, vlhkostné a svetelné podmienky v poraste. Tým sú dané aj rozdiely niektorých pôdnych vlastností už na pomerne malej ploche (Bruckner *et a*l., 1999; Střelcová *et al*., 2006).
Zaujímavú situáciu v priestorovom rozdelení pôdnych vlastností možno očakávať v bukových porastoch, pretože korunová stavba bukov usmerňuje časť zrážok tak, že stekajú po kmeni, pričom tento stok môže predstavovať až 25 % zrážok voľnej plochy (Petrík *et al.,*1985). V okolí kmeňa vo vzdialenosti niekoľko centimetrov až niekoľko metrov dochádza k erózii, pôda sa okysľuje, pozorovať jej morfologické zmeny, mení sa objemová hmotnosť a distribúcia jednotlivých zrnitostných frakcií (Gersper, Holowaychuk 1970a, b; Šály, Pichler, 1993).
Cieľom našej práce bolo zistiť, ako sa mení mikrobiálna aktivita pod individuálnym stromom (bukom) najmä v oblasti tzv. zástery (infiltračná zóna) a taktiež či pozorovať zmeny v priestorovom rozdelení vybraných pôdnych charakteristík na tranzekte v prírodnom bukovom lese.

Materiál a metódy

V máji r. 2003 sme okolo stromu (individuálny buk, $d_{1.3}$= 48 cm), situovanom na svahu, vytýčili línie A, B, C, D, E, F, G, H, na ktorých sme odobrali vzorky vo vzdialenosti každých 20 cm (do vzdialenosti 1 m od stromu každých 10 cm) z A-horizontu (hĺbka 0-10 cm). Vzdialenosti medzi líniami |EF|, |AE|, |AG| a |GH| boli 40 cm (obr. 1). Vzdialenosť od kmeňa, po ktorú sme odoberali vzorky, je zrejmá z obr. 2 a 3. Línia CA bola situovaná smerom nadol po spádnici. Spolu sme odobrali 103 vzoriek.



Obr. 1 Pozícia jednotlivých línií pri kmeni buka

V júli 2004 a v júni 2005 sme následne odobrali vzorky na 1500 m dlhom tranzekte v 50 m odstupoch z pokrývkového humusu (Ol- a Of- subhorizonty) a z A-horizontu (hĺbka 0-10 cm). Tranzekt bol umiestnený v prírodnom bukovom lese (*Fagus sylvatica* L.) na lokalite Vtáčnik (pohorie Vtáčnik, stredné Slovensko). Vek porastu kolíše od 130 do 210 rokov. Tranzekt je situovaný v nadmorskej výške 1060 – 1300 m, sklon 20°, expozícia JV. Pôdnym predstaviteľom je andozem modálna, v hornej časti tranzektu andozem rankrová (Šály *et al*., 2000).
V pôdnych vzorkách sme zisťovali momentálnu vlhkosť pôdy gravimetricky po vysušení pri 105°C, bazálnu respiráciu titračne podľa Isermeyera (in Alef 1991), aktivitu katalázy podľa Chazijeva (1976). Vo vzorkách z tranzektu sme merali aj potenciálnu respiráciu pôdy (po

pridaní glukózy). Na tranzekte sme stanovovali aj respiráciu *in situ* – CO_2 sa zachytávalo počas 24 hod. do banky s 25 ml 0,05 M NaOH, umiestnenej na povrchu pôdy a prikrytej nádobou s rozmermi 15,5 × 15,5 × 16 cm. Následne sme obsah banky titrovali 0,05 M HCl na fenolftalein.
Pre vyhodnotenie údajov sme použili štatistický balík SAS/STAT® (SAS 1988).

Výsledky a diskusia

Na obr. 2 a 3 je znázornené priestorové rozdelenie hodnôt bazálnej respirácie a aktivity katalázy pod bukom. Obe charakteristiky sa vyznačovali vo všetkých smeroch značnou variabilitou, najmä však bazálna respirácia (tab. 1). Na všetkých líniách (okrem línie A) boli hodnoty oboch parametrov rozdelené náhodne. Na línii A ako bazálna respirácia, tak aj aktivita katalázy dosahovali najvyšších hodnôt v bezprostrednej blízkosti kmeňa do vzdialenosti približne 0,5 m.

Tab. 1 Základné štatistické charakteristiky pôdnych parametrov

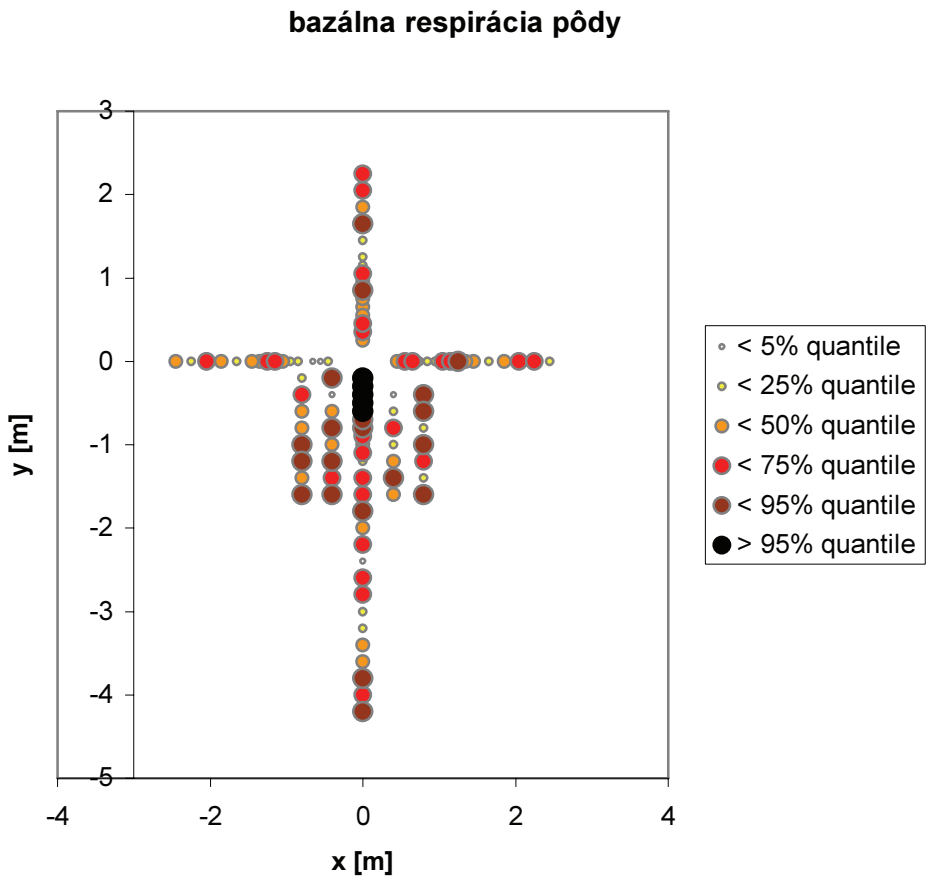
Pôdna charakteristika	Priemer	Smerodajná odchýlka	Variačný koeficient (%)	Min.-max. hodnota
Bazálna respirácia pôdy (mg $CO_2.g^{-1}.deň^{-1}$)	0,17	0,09	53,71	0,02-0,50
Aktivita katalázy (ml $O_2.g^{-1}.min^{-1}$)	1,05	0,30	28,81	0,11-1,71
Moment. vlhkosť pôdy (hmotn. %)	30,76	6,11	19,86	16,13-56,57

Korelácie medzi pôdnymi charakteristikami a vzdialenosťou od kmeňa buka sú prezentované v tab. 2. Prekvapujúcim bolo zistenie, že vlhkosť pôdy nekorelovala signifikantne so vzdialenosťou od kmeňa. Naopak, pri aktivite katalázy sme pozorovali vysoko významnú závislosť, pričom najvýraznejšia bola zaznamenaná na líniách v infiltračnej zóne – línie A, E, F, G, H. Bazálna pôdna respirácia bola v porovnaní s aktivitou katalázy variabilnejšia – signifikantný korelačný koeficient sme zaznamenali len na línii A. Vo všeobecnosti ako respirácia, tak aj aktivita katalázy dosahovali pod kmeňom vyšších hodnôt ako nad kmeňom.

Tab. 2 Spearmanov korelačný koeficient medzi pôdnymi charakteristikami a vzdialenosťou od kmeňa buka

	Momentálna vlhkosť pôdy	Aktivita katalázy	Bazálna respirácia pôdy
Všetky údaje	0,08 ns	-0,30**	-0,03 ns
Línie A, E, F, G, H	0,08 ns	-0,51***	-0,22 ns
Línia A	-0,46 ns	-0,46*	-0,60 **

Hladina významnosti: *** $P<0,001$, ** $P<0,01$, * $P<0,05$, ns $P>0,05$

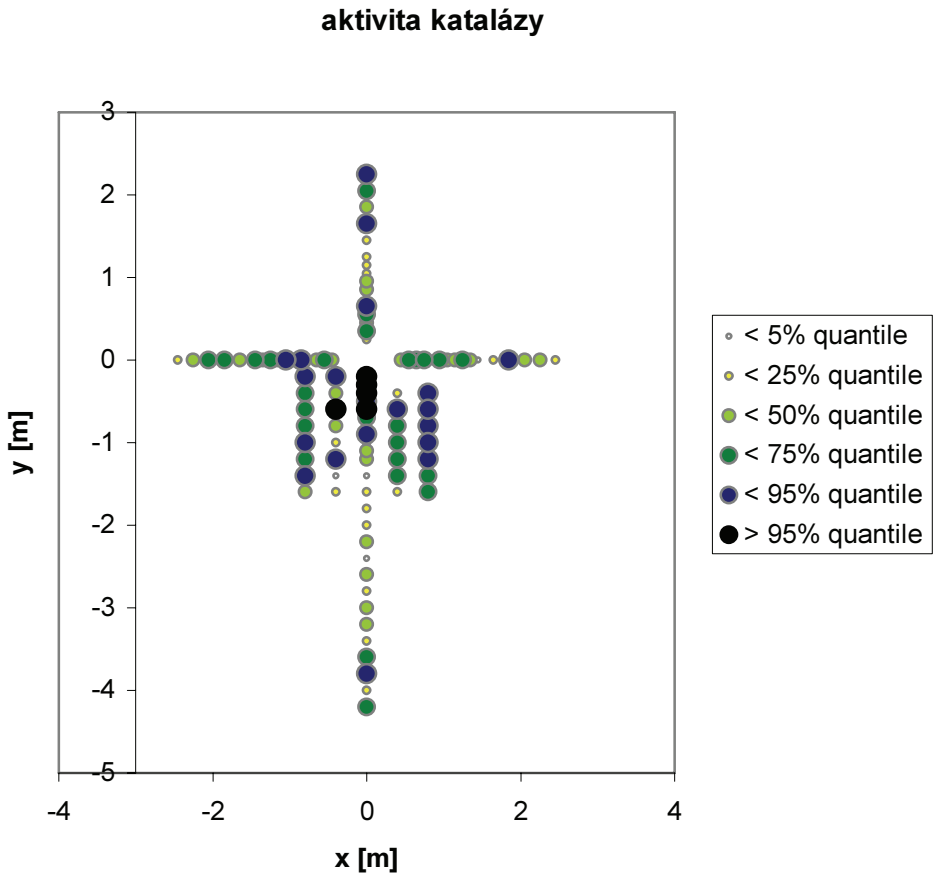


Obr. 2 Rozdelenie hodnôt bazálnej respirácie pôdy pod individuálnym bukom

Z obr. 4 a 5 je zrejmý exponenciálny pokles hodnôt bazálnej respirácie pôdy a aktivity katalázy so vzdialenosťou od kmeňa na línii A asi do 3 m. Predpokladáme, že to je vzdialenosť, v rámci ktorej strom priamo ovplyvňuje pôdne charakteristiky. Pri väčšej vzdialenosti sú charakteristiky rozmiestnené náhodnejšie, pravdepodobne aj v dôsledku pôsobenia iných faktorov.

Zaujímavé sú práce, zaoberajúce sa vplyvom stoku po kmeni buka na fyzikálne a fyzikálno-chemické vlastnosti pôd. V infiltračnej zóne pri kmeni totiž dochádza v dôsledku zvýšeného príjmu vody k formovaniu extrémnych mikrostanovíšť, na ktorých dochádza k výrazným zmenám morfologických, fyzikálnych a chemických vlastností pôd. V tejto zóne pozorovať pokles mineralizácie organickej hmoty, vyšší obsah humusu, zvýšené vymývanie bázických prvkov, nárast pôdnej acidity (Gersper *et al*., 1970a, 1970b). So zmenenými podmienkami v blízkosti kmeňa buka môžeme očakávať aj zmeny v mikrobiálnej aktivite pôd.

Štúdií, zaoberajúcich sa mikrobiálnymi pomermi pod individuálnymi stromami, je poskromnejšie (Kinzel, 1991; Morris, 1999). Kinzel (1991) zistil, že pri kmeni buka situovanom na svahu, boli pod kmeňom neočakávane vysoké hodnoty mikrobiálnej biomasy a pôdnej respirácie, naopak aktivita dehydrogenázy bola nižšia, ako sa predpokladalo. Podľa autora sa v blízkosti kmeňa vytvára špecifické spoločenstvo mikroorganizmov, ktoré sa značne líši od spoločenstiev v okolitom prostredí.



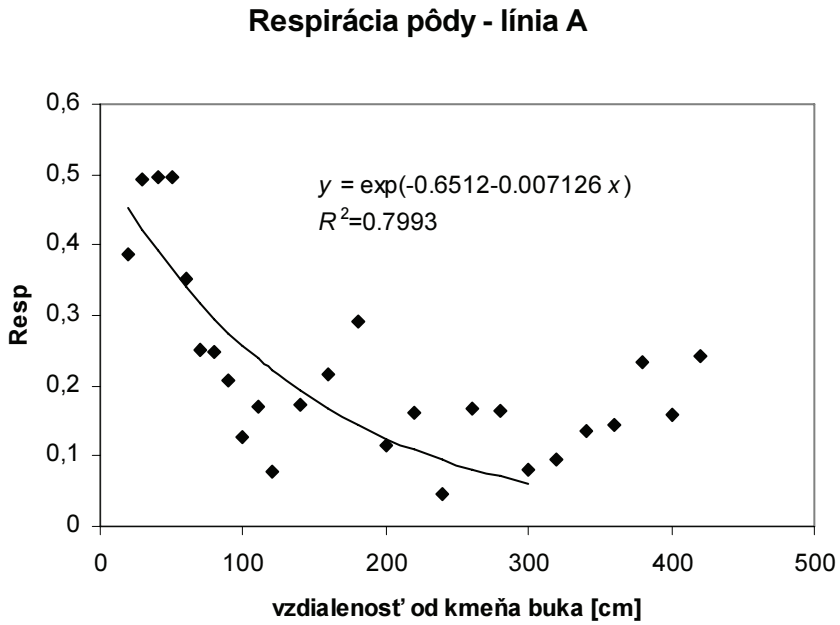
Obr. 3 Rozdelenie hodnôt aktivity katalázy pod individuálnym bukom

Podobne ako Kinzel (1991), aj v našom prípade sme najvyššie hodnoty pôdnej respirácie a aktivity katalázy zaznamenali bezprostredne pri báze kmeňa, v tzv. zástere. Predpokladáme, že vysoká mikrobiálna aktivita v tejto zóne súvisí s vysokým obsahom humusu. Zvýšený obsah humusu tu môže byť na jednej strane dôsledkom vyššej humidity v tejto zóne a následkom toho vyššej akumulácie organického materiálu (Zinke, 1962; Gersper, 1970b), na druhej strane - v blízkosti kmeňa je akumulovaný jemný materiál z borky stromu, ktorý tiež môže byť významným zdrojom humusu. Pretože pôdna respirácia a tiež aj iné mikrobiálne charakteristiky úzko súvisia s vlhkosťou pôdy, obsahom humusu a pH (Vanhala, 2002), v zóne pod kmeňom sa tak môžu vytvárať vhodné podmienky pre život mikroorganizmov a pre ich vyššiu aktivitu

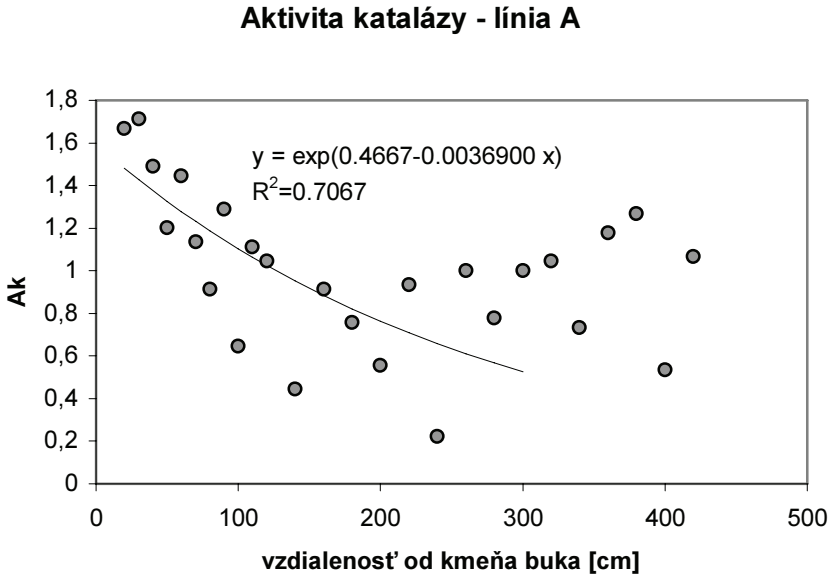
Na sledovanom tranzekte sa všetky zisťované charakteristiky vyznačovali značnou priestorovou variabilitou, najmä však v Ol-horizonte pokrývkového humusu (tab. 3). Kým v A-horizonte variačný koeficient kolísal od 29 do 47 % a v Of-horizonte od 23 do 56 %, tak v Ol-horizonte variačný koeficient dosahoval 45 až 94 %.

Ako sme očakávali, hodnoty sledovaných pôdnych charakteristík sa významne odlišovali medzi jednotlivými horizontmi (tab. 4). Medzi jednotlivými rokmi sa významné rozdiely zistili pri vlhkosti pôdy a aktivite katalázy. Signifikantné interakcie medzi rokmi a horizontmi indikujú, že časová variabilita sa líši medzi horizontmi.

Pozdĺž sledovaného tranzektu sme v A-horizonte nezaznamenali významnejšie priestorové trendy (tab. 5). Avšak v Of- a najmä v Ol-horizonte pozorovať niekoľko signifikantných korelácií medzi pôdnymi charakteristikami a vzdialenosťou (aktivita katalázy, pôdna respirácia), t.z. že údaje zo susedných odberných miest si boli podobnejšie ako údaje z miest vzdialenejších.



Obr. 4 Závislosť medzi bazálnou respiráciou pôdy a vzdialenosťou od kmeňa buka



Obr. 5 Závislosť medzi aktivitou katalázy a vzdialenosťou od kmeňa buka

Tab. 3 Variačný koeficient (%) pôdnych charakteristík v pokrývkovom humuse (Ol, Of) a v humusom obohatenom A-horizonte v r. 2004 a 2005

		2004			2005		
		Ol	Of	A	Ol	Of	A
Respirácia *in situ*	16,86						
Bazálna respirácia		71,40	32,75	46,60	83,01	42,21	37,00
Potenciálna resp.		91,52	55,94	34,90	93,55	51,28	40,54
Aktivita katalázy		44,74	22,67	29,39	37,95	30,70	30,36
Vlhkosť pôdy		52,33	27,77	45,97	51,28	44,19	45,85

Tab. 4 Analýza variancie pôdnych charakteristík (F-test)

Faktor	Stupne voľnosti	Momentálna vlhkosť pôdy	Bazálna respirácia	Aktivita katalázy	Potenciálna respirácia
Horizont	2	22,85***	56,20***	120,19***	16,05***
Rok[1]	1	5,48*	3,01ns	48,51***	0,16ns
Rok*Horizont[1]	2	11,06***	6,98**	19,68***	0,39ns

Hladina významnosti: *** P<0,001, ** P<0,01, * P<0,05, ns P>0,05

Tab. 5 Jednoduchý Mantelov test korelácií medzi pôdnymi charakteristikami a vzdialenosťou

	2004			2005		
	Ol	Of	A	Ol	Of	A
Respirácia *in situ*	0,214**					
Bazálna respirácia	-0,136*	0,086	-0,049	-0,063	-0,108*	0,031
Potenciálna respirácia	-0,032	-0,072	-0,048	0,092*	0,110	-0,006
Aktivita katalázy	0,174**	0,093	-0,003	0,078	0,038	-0,072
Moment.vlhkosť pôdy	-0,079	0,054	-0,039	0,037	0,077	-0,038

Medziročná variabilta pôdnych charakteristík poukazuje na signifikantné korelácia pre všetky sledované charakteristiky v A-horizonte. Jedine aktivita katalázy korelovala medzi rokmi aj v organických subhorizontoch (tab. 6).

Vo všeobecnosti sa mikrobiálne charakteristiky, a najmä pôdna respirácia, vyznačujú väčšou priestorovou variabilitou ako fyzikálne a fyzikálno-chemické vlastnosti pôd (Scott-Denton *et al*., 2003). Variačný koeficient pri bazálnej respirácii v prírodnom lese dosahoval hodnôt veľmi podobných hodnotám z obhospodarovaných bukových porastov (Gömöryová, 2004). Avšak variačné koeficienty pri aktivite katalázy a tiež vlhkosti pôdy boli v prírodnom lese podstatne vyššie ako v lese obhospodarovanom. Tento fakt sme aj predpokladali, keďže prírodné lesy v porovnaní s obhospodarovanými, ktoré sú väčšinou rovnoveké, sú heterogénnejšie čo sa týka veku a aj štruktúry porastu, a tak možno očakávať väčšie rozdiely aj v mikroklíme a niektorých vlastnostiach pôdy (Korpeľ, 1995).

Prekvapujúco, najnižšiu variabilitu sme zaznamenali pri respirácii *in situ*. Na rozdiel od stanovenia bazálnej respirácie v laboratórnych podmienkach, kde na uvoľnení CO_2 sa podieľajú pôdne mikroorganizmy, pri stanovení v teréne na uvoľnení CO_2 prispievajú okrem pôdnych mikroorganizmov aj korene rastlín, pričom podiel koreňov na respirácii môže predstavovať 20-50 % z celkovej respirácie (Stoyan *et al*., 2000). Rozdiely vo variabilite bazálnej respirácie a respirácie *in situ* môžu byť dôsledkom práve prítomnosti koreňovej zložky a jej inej odozvy na podmienky prostredia (Buchmann, 2000).

Tab. 6 Parciálne Mantelove testy medziročných (2004/2005) korelácií pôdnych charakteristík pri zohľadnení vzdialenosti

Premenná	Horizont		
	Ol	Of	A
Bazálna respirácia	0,033	0,055	0,259***
Potenciálna resp.	0,038	0,000	0,487***
Aktivita katalázy	0,166*	0,330***	0,682***
Momentálna vlhkosť	0,073	0,027	0,625***

Mikrobiálne charakteristiky u lesných pôd bývajú často autokorelované pri rôznych mierkach (Morris, 1999, Stoyan *et al*,. 2000). Na nami sledovanom tranzekte sme nezaznamenali nejaký výraznejší priestorový trend. Zaujímavým je však fakt, že ako mikrobiálna aktivita tak

aj vlhkosť pôdy signifikantne korelovali medzi rokmi v A-horizonte, takže vysoké i nízke hodnoty sledovaných charakteristík sme zaznamenali v oboch rokoch na tých istých miestach. Takúto stabilitu sme však nepozorovali pri pokrývkovom humuse, ktorý je bezprostredne na rozhraní pôda – atmosféra a je tak viac vystavený náhodným vplyvom.

Záver

Na základe zistených výsledkov môžeme konštatovať, že uvedená mierka (50 m vzdialenosti medzi odbernými miestami na tranzekte) je príliš veľká na to, aby sme zistili nejaké priestorové trendy. Avšak pod individuálnym stromom pozorovať zmeny mikrobiálnej aktivity so vzdialenosťou od kmeňa. Najvyššiu aktivitu mikroorganizmov sme zaznamenali bezprostredne pod kmeňom, so vzdialenosťou ako pôdna respirácia, tak aj aktivita katalázy klesali. Priamy vplyv stromu sa prejavil do vzdialenosti približne 3 m. Kým pri pokrývkovom humuse sledované pôdne charakteristiky značne kolísali nielen v priestore, ale aj medzi jednotlivými rokmi, v A-horizonte sa už ukazuje určitá „časová“ stabilita. Avšak na potvrdenie takejto časovej autokorelácie by sme potrebovali mať k dispozícii súbor údajov z viacerých termínov.

Poďakovanie

Táto práca bola vypracovaná v rámci riešenia grantových úloh projektu APVV–0468-06, VEGA 1/3548/06 a 1/0703/08.

Literatúra

ALEF, K., 1991. Methodenhandbuch Bodenmikrobiologie. Aktivitäten, Biomasse, Differenzierung. Ecomed, Landesberg, 284 pp.

BRUCKNER, A., KANDELER, E., KAMPICHLER, C., 1999: Plot-scale spatial patterns of soil water content, pH, substrate-induced respiration and N-mineralization in a temperate coniferous forest. Geoderma, 93: 207–223.

BUCHMANN, M., 2000: Biotic and abiotic factors controlling soil respiration rates in Picea abies stands. Soil Biology and Biochemistry, 32: 1625-1635.

GERSPER, P.L., HOLOWAYCHUK, N., 1970a: Effect of stemflow water on a Miami soil under a Beech Tree. Morphological and physical properties. Soil Science Society of America Proceedings, 34: 779-786.

GERSPER, P.L., HOLOWAYCHUK, N., 1970b: Effect of stemflow water on a Miami soil under a Beech Tree. Chemical properties. Soil Science Society of America Proceedings, 34: 786-794.

GÖMÖRYOVÁ, E., 2004: Small-scale variation of microbial activities in a forest soil under a beech (*Fagus sylvatica* L.) stand. Polish Journal of Ecology, 52**:** 311-321.

GREGOR, J., 1999: Vplyv denzity bukového porastu a reliéfu na vlhkosť pôdy. Vedecké štúdie 7/1999/A, Technická univerzita vo Zvolene, 56 pp.

CHAZIJEV, F.Ch., 1976: Fermentativnaja aktivnosť počv. Metodičeskoe Posob'e, Moskva, 262 pp.

KINZEL, H., 1991: Bodenbiologische Parameter als Hilfsmittel der Bioindikation. VDI Berichte, 901: 1003-1016.

KORPEĽ, Š., 1995: Die Urwälder der Westkarpaten. Gustav-Fischer-Verlag, Stuttgart - Jena - New York, 310 pp.

MORRIS, S.J., 1999: Spatial distribution of fungal and bacterial biomass in southern Ohio hardwood forest soils: fine scale variability and microscale patterns. Soil Biology and Biochemistry 31:1375-1386.

PETRÍK, M., HAVLÍČEK, V., UHRECKÝ, I., 1986: Lesnícka bioklimatológia. Príroda, Bratislava, 352 pp.

SCOTT-DENTON, L.E., SPARKS, K.L., MONSON, R.K., 2003: Spatial and temporal controls of soil respiration rate in a high-elevation, subalpine forest. Soil Biology and Biochemistry, 35**:** 525-534.

STOYAN, H., DE-POLLI, H., BÖHM, S., ROBERTSON, G.P., PAUL, E.A., 2000: Spatial heterogeneity of soil respiration and related properties at the plant scale. Plant and Soil, 222: 203-214.

STŘELCOVÁ, K., MINĎÁŠ, J., ŠKVARENINA, J., 2006: Influence of tree transpiration on mass water balance of mixed mountains forests of the West Carpathians. Biologia, Bratislava, 61/ Suppl. 19:305-310.

ŠÁLY, R., PICHLER, V., 1993: Súčasné zmeny pôdnej reakcie v bučinách. Acta Facultatis Forestalis, Zvolen, 35:51-69.

TUŽINSKÝ, L., 1998: Výskum vody v luvizemi dubového ekosystému vo vzťahu k atmosferickým zrážkam. Lesnícky časopis, 44: 87-99.

VANHALA, P., 2002: Seasonal variation in the soil respiration rate in coniferous forest soils. Soil Biology and Biochemistry, 34:1375-1379.

WICK, B., KÜHBE, R.F., VIELHAUER K., VLEK, P.L.G., 2002: Temporal variability of selected soil microbial and biochemical indicators under different soil quality conditions in southern-western Nigeria. Biology and Fertility of Soils, 35: 155–167.

ZINKE, P.J., 1962: The pattern of influence of individual forest trees on soil properties. Ecology, 43:130-133.

EFEKTY VYBRANÝCH PERZISTENTNÍCH ORGANICKÝCH POLUTANTŮ (POPS) NA PŮDNÍ ORGANISMY

EFFECTS OF PRIORITY PERSISTENT ORGANIC POLLUTANTS (POPS) ON SOIL ORGANISMS

Jakub Hofman, Jitka Bezchlebová, Ivana Sochová, Jitka Černohlávková, Klára Kobetičová, Jan Lána, Ivan Holoubek

RECETOX (Výzkumné centrum pro chemii životního prostředí a ekotoxikologii), Přírodovědecká fakulta, Masarykova Univerzita, Kamenice 126/3, 625 00, Brno, Česká republika, e-mail: hofman@recetox.muni.cz

Abstrakt

V laboratořích centra RECETOX byl v rámci projektu GAČR 545/04/P159 zaveden systém půdních ekotoxikologických testů SOILETOX zahrnující mikroorganismy a půdní bezobratlé (hlístice, roupice, žížaly, chvostoskoci). V rámci ČR tak vznikl poměrně unikátní laboratorní systém pro hodnocení efektů kontaminantů na půdní ekosystém. Pomocí této baterie testů byly prozkoumány vlivy modelových POPs: polychlorovaných parafinů (průmyslová chemikálie), toxafenu (organický chlorovaný pesticid) a N-heterocyklických PAHs - NPAHs (vedlejší produkty průmyslových činností). Dosavadní údaje o efektech všech těchto látek v půdním ekosystému byly velmi kusé a výzkum doplnil dostupné ekotoxikologické informace a zhodnotil ekologické riziko v půdním prostředí. Navíc byl započat výzkum dalších aspektů ekotoxikologie POPs v půdě - biodostupnosti, biomarkerů atd.

Klíčová slova: půda, kontaminace, perzistentní organické polutanty, ekotoxikologie

Abstract

The aim of this poster is to inform about activities connected with interesting project from the Czech Republic. The name of the project is "Effects of priority persistent organic pollutants (POPs) on soil organisms" and it has been granted from Czech Grant Agency - GACR (Project No. 525/04/P159). SOILETOX is the working group focused on soil ecotoxicology under EU Centre of Excellence for Environmental Chemistry and Ecotoxicology (RECETOX; www.recetox.muni.cz) and this group has been the main investigating team of the project. The project objectives have been: (1) to establish and validate a test battery using model soil organisms, (2) to use these tests for assessment the effects of selected new priority POPs on soil ecosystem. The reason for starting this project was that newly recognized priority POPs have not been ecotoxicologically characterized so far (particularly with respect to soil organisms) despite they are in environmentalistic focus and can be found in soils in significant concentrations.

Key words: soil, contamination, persistent organic pollutants, ecotoxicology

Úvod

Cílem prováděného výzkumu bylo zavést a validovat baterii testů využívajících modelových skupin důležitých půdních organismů a pomocí ní prozkoumat vlivy vybraných nově prioritních perzistentních organických polutantů (POPs) na půdní ekosystém a doplnit tak ekotoxikologickou charakteristiku těchto látek. Nejprve byla zavedena ucelená sada půdních ekotoxikologických testů. Jedná se o ve světě známé a normované testy, které jsou však v ČR v laboratořích velmi ojedinělé či neznámé. Během řešení projektu byly zavedeny a optimalizovány následující postupy:

- test efektů na mortalitu, reprodukci a růst žížaly *Eisenia fetida*
- bioakumulační test se žížalou *Eisenia fetida* a roupicí *Enchytraeus albidus*
- test efektů na mortalitu, reprodukci a růst roupic *Enchytraeus albidus* a *Enchytraeus crypticus*
- test efektů na mortalitu a reprodukci chvostoskoků *Folsomia candida* a *Folsomia fimetaria*
- test efektů na mortalitu *Caenorhabditis elegans, Acoboloides nanus* a *Plectus acuminatus*
- testy na klíčivost, vzcházení a růst vyšších rostlin (např. *Avena sativa* a *Brasicca rapa*)
- hodnocení půdní mikrobiální biomasy fumigačně-extrakční metodou
- hodnocení půdní respirace s přídavkem a bez přídavku substrátu
- hodnocení respirační a růstové kinetiky půdního mikrobiálního společenstva
- hodnocení amonifikace, nitrifikace a celkové mineralizace dusíku
- hodnocení dehydrogenázové aktivity
- hodnocení funkční diverzity půdních mikroorganismů metodou BIOLOG.

Zavedené metody pak byly použity pro komplexní ekotoxikologické studie modelových polutantů z množiny prioritních perzistentních organických polutantů (POPs). Pro projekt byly vybrány modelové POPs na základě rozboru odborné literatury i požadavků regulačních orgánů (UNEP, UN-ECE, EU): polychlorované parafiny (průmyslová chemikálie), toxafen, PeCB, HCB (organické chlorované pesticidy) a N-heterocyklické deriváty PAHs - azaPAHs (vedlejší produkty průmyslových činností). Údaje o efektech všech těchto látek v půdním ekosystému jsou velmi kusé a výzkum v rámci tohoto projektu doplnil informace o komplexní ekotoxikologickou analýzu a zhodnocení ekologického rizika v půdním prostředí. Takto vznikly tři ucelené studie s původními experimentálními výsledky zaměřené na chlorované parafiny, toxafen a azaPAHs (Bezchlebová a kol., 2007, Bezchlebová a kol., 2007, Kobetičová a kol., 2007), které mají podobnou filosofii. Cílem bylo vždy otestovat toxicitu látek pro všechny zavedené druhy, porovnat výsledky se známými daty a odhadnout riziko jaké představují residua těchto látek v půdě. Výsledky významně doplňují ekotoxikologický profil těchto vysoce persistentních látek. Kromě tohoto hlavního cíle byl prováděn výzkum: 1) využití biochemických markerů u roupic, 2) biodostupnosti POPs v půdách, 3) vztahů mezi strukturou a toxicitou látek v půdě, 4) výzkum toxicity komplexních směsí.

Výsledky a diskuse

Ve studii zaměřené na zhodnocení efektů pesticidu toxafenu bylo zjištěno, že chvostoskoci a žížaly vykázali mnohem vyšší citlivost než roupice, hlístice a mikroorganismy. Nejnižší efektivní koncentrace byly řádově 1 - 10 mg/kg a to i při cca 30% degradaci toxafenu v testované půdě. Po přepočtu na biodostupnou frakci v půdě (koncentrace v pórové vodě) na základě rozdělovacích koeficientů byla zjištěna podobná toxicita pro půdní a vodní bezobratlé. Závěrem bylo zhodnoceno, že na některých lokalitách ve světě soudobá residua pesticidu toxafenu mohou představovat riziko pro půdní organismy.

Ve studii zaměřené na zhodnocení efektů krátkořetězcových chlorovaných parafinů byla prokázána omezená biodostupnost těchto látek a efekty v relativně velmi vysokých hladinách - mnohonásobně vyšších než reálné hladiny v půdách. Ukázalo se, že chvostoskok *F. candida* byl nejcitlivější ze všech testovacích organismů a přesto byly efektivní hladiny velmi vysoké (LC50 a EC50 hodnoty 5733 mg/kg respektive 1230 mg/kg). Srovnání s toxicitou pro vodní organismy pomocí přepočtu přes biodostupnou frakci v půdní pórové vodě ukázalo podobně nízkou toxicitu chlorovaných parafinů. Celkově bylo zjištěno, že efekty vyvolávají až velmi vysoké koncentrace této látky a riziko poškození půdního ekosystému hladinami v prostředí běžně nacházenými je minimální. Jediný případ možného rizika je na regionální úrovni po aplikaci kalů ČOV.

Podobná studie jako pro toxafen a chlorovaný parafin byla realizována pro N–heterocyklické deriváty PAHs – azaPAHs. Protože se jedná o různorodou skupinu látek, byly testovány 4

vybraní zástupci - chinolin, akridin, fenazin a 1,10-fenantrolin. Ukázalo se, že různé organismy jsou opět rozdílně citlivé k působení azaPAHs, přičemž *F. candida* se opět ukázal jako nejcitlivější druh. Také toxicita jednotlivých azaPAHs se různila což naznačuje jednak odlišný mechanismus účinku v závislosti na jejich struktuře a jednak rozdílnou biodostupnost v půdě. Celkově se ukazuje, že koncentrace způsobující negativní efekty jsou velmi vysoké (stovky až tisíce mg/kg) a nesrovnatelné s hladinami v prostředí. Riziko negativního ovlivnění organismů v půdě těmito látkami se tedy zdá minimální.

U azaPAHs byl také zkoumán vztah mezi strukturou a toxicitou těchto látek (QSAR) (Kobetičová, Hofman, Holoubek, 2007). Efekty na přežívání a reprodukci roupice *E. crypticus* byly změřeny pro řadu 9 PAHs se 2 a 3 benzenovými jádry, dále bez, s jedním a se dvěmi N atomy na jádrech (šlo o naftalen, antracen, fenantren, chinolin, akridin, fenantridin, chinoxalin, fenazin a 1,10-fenantrolin). Výsledky ukázaly slabě vyšší toxicitu N derivátů (1,10-fenantrolin), což odpovídá teoreticky předpokládaným výsledkům, že substituce zvyšuje biologickou aktivitu (a tedy i toxicitu) těchto látek. Dále se ukázal vztah s environmentálními vlastnostmi těchto látek (Kow, Sw, struktura molekuly). Nejvyšší toxicitu ukázal naftalen a chinoxalin, zřejmě díky jejich velmi dobré mobilitě a přijmu roupicí. Ostatní látky byly méně toxické. Toxicita PAHs a azaPAHs v půdě je dána nejen specifickou toxicitou po příjmu do roupice, ale také množstvím látky, které roupice přijme díky různé biodostupnosti a perzistenci látek v půdě. Pro rozklíčování této problematiky budou muset být ekotoxikologické experimenty doplněny o studie chemické, popisující osud těchto látek v půdě a jejich biodostupnost.

Některé ekotoxikologické testovací systémy zavedené v rámci projektu jsou v literatuře poměrně vzácné. Je to případ ekotoxikologie půdních hlístic, které nikdy nebyly použity pro testování efektů POPs. Využili jsme možnosti, že test s *C. elegans* může být realizován ve třech médiích (půda, voda a agar) a otestovali 7 látek ze skupiny POPs (toxafen, chlorovaný parafin, HCB, chinolin, akridin, fenazin a fenentrolin) ve všech těchto testech (Sochová, Hofman, Holoubek, 2007). Byla srovnána toxicita v různých mediích, POPs mezi sebou a také citlivost *C. elegans* oproti jiným půdním bezobratlým. Ukázalo se, že hlístice *C. elegans* je z mnoha důvodů poměrně necitlivá k efektům POPs. Na druhou stranu existence jak vodního tak půdního testu se ukázala jako potenciální nástroj pro výzkum biodostupnosti.

Specifika má také výzkum efektů POPs na půdní mikroorganismy, který je komplikovanější než v případě půdních bezobratlých (Černohlávková, Hofman, 2005). Při testování efektů POPs na půdní mikrobiální společenstvo lze jako konečný ukazatel použít celou řadu parametrů. Nejčastěji využívané jsou sumární parametry související s cyklem uhlíku v půdě: velikost mikrobiální biomasy, bazální respirace a substrátem indukovaná respirace. Během řešení projektu se ukázalo, že efekty POPs sledované na úrovni celého společenstva se vyhodnocují poměrně těžko, protože nelze oddělit inhibiční toxický efekt látky a stimulaci části společenstva schopné degradace a využití látky. Také bylo zjištěno, že POPs v půdě interferují s principem FE metody. Tato fakta zkomplikovala použití mikrobiálních testů ve studiích toxafenu, parafinu a azaPAHs. Jako možná cesta k řešení, byly zavedeny parametry další, které byly slibné z pohledu vyšší citlivosti a specifičnosti efektů. Šlo o hodnocení diverzity půdních mikroorganismů metodou BIOLOG, nitrifikace a mineralizace dusíku a respirační kinetika. Biodegradační schopnosti mikroorganismů (*Pseudomonas* sp.) pak byly použity jako zcela jinak postavený přístup při hodnocení biodostupnosti fenantrenu v půdě.

Kromě hlavního výzkumného směru projektu umožnilo metodické zázemí rozvoj dvou specifických výzkumných směrů z problematiky ekotoxikologie POPs v půdě: výzkum biodostupnosti POPs v půdě a výzkum biochemických markerů žížal a roupic.

Výzkum biodostupnosti POPs je klíčovou oblastí ekotoxikologie POPs v půdě, protože biodostupnost je faktorem determinující toxicitu a osud POPs v půdě. Ve spolupráci s výzkumnou skupinou Dr. K. T. Sempleho z Lancaster University byl v roce 2005 proveden

rozsáhlý experiment, jehož cílem bylo srovnat biodostupnost, biodegradabilitu, extrahovatelnost a perzistenci fenantrenu v reálných a umělých půdách, které se používají pro normované testy půdní toxicity (Rhodes, Hofman, Semple, 2007, Hofman, Rhodes, Semple, 2007). Bylo zjištěno, že všechny sledované parametry jsou významně odlišné mezi půdami reálnými a umělými a také závislé na půdních vlastnostech. Rozvoj výzkumu biodostupnosti byl spojen s rozvojem metod chemické analýzy půd a bezobratlých. V laboratořích RECETOX byly a jsou zaváděny metody pro hodnocení biodostupnosti POPs (biodegradační kultury, bioakumulační testy, metody stanovení biodostupné koncentrace, např. Supercritical fluid extraction - SFE atd.).
V rámci řešení projektu byly zavedeny a optimalizovány metody pro stanovení biomarkerů oxidativního stresu (stanovení aktivit GST, GR, GPx, hladin GSH/GSSG a lipidní peroxidace) pro roupice *E. albidus* a *E. crypticus* (Šuteková, Hilscherová, Hofman, 2007). Byl stanoven vývojový profil pro tyto markery a vliv kultivačních podmínek. Dále byly otestovány efekty POPs ze skupiny PAHs a azaPAHs (antracenu, fenantrenu, akridinu a fenantrolinu) na tyto markery. Bylo započato zavádění dalších biochemických markerů roupic a žížal – aktivita monooxygenáz a methalothioneiny, které budou použity k dalšímu výzkumu na pracovišti.

Závěr

Na pracovišti výzkumného centra RECETOX vznikl nový výzkumný tým zaměřený na půdní ekotoxikologii – SOILETOX, který se danou problematikou zabýval a zabývá dále, nyní s důrazem na výzkum biodostupnosti, efektů komplexních směsí a efekty „in situ“ v případových studiích.

Literatura

BEZCHLEBOVÁ, J., ČERNOHLÁVKOVÁ, J., LÁNA, J., KOBETIČOVÁ, K., SOCHOVÁ, I., PŘIBYLOVÁ, P., HOFMAN, J., 2007: Effects of short chain chlorinated paraffins on soil organisms. Ecotoxicology and Environmental Safety 67, 206-211.

BEZCHLEBOVÁ, J., ČERNOHLÁVKOVÁ, J., LÁNA, J., SOCHOVÁ, I., KOBETIČOVÁ, K., and HOFMAN, J., 2007: Effects of toxaphene on soil organisms. Ecotoxicology and Environmental Safety, in press.

ČERNOHLÁVKOVÁ, J., HOFMAN, J., 2005: Laboratory testing of persistent organic pollutants toxicity on soil microbial biomass - application limits, drawbacks and benefits. In Book of Abstracts of ECOTOX 2005. ISBN 80-210-3799-7. p. 124. Brno, Czech Republic, 5-7/9/2005.

HOFMAN, J., RHODES, A., SEMPLE, K.T., 2007: Fate and behaviour of phenanthrene in natural and artificial soils. Environmental Pollution, in press.

KOBETIČOVÁ, K., BEZCHLEBOVÁ, J., SOCHOVÁ, I., LÁNA, J., HOFMAN, J., 2007: Toxicity of four polycyclic aromatic nitrogen heterocycles (NPAHs) to soil organisms. Ecotoxicology and Environmental Safety, submitted.

KOBETIČOVÁ, K., HOFMAN, J., HOLOUBEK, I., 2007: Relating properties of PAHs and aza-PAHs to their toxic effects on Enchytraeus crypticus. Folia Facultatis scientiarum naturalium Universitatis Masarykianae Brunensis, in press.

RHODES, A., HOFMAN, J., SEMPLE, K.T., 2007: The development of phenanthrene catabolism in natural and artificial soils. Environmental Pollution, in press.

SOCHOVÁ, I., HOFMAN, J., HOLOUBEK, I., 2007: Effects of seven organic pollutants on soil nematode Caenorhabditis elegans. Environment International, in press.

ŠUTEKOVÁ, E., HILSCHEROVÁ, K., HOFMAN, J., 2007: Biomarkers of oxidative stress and detoxification - pilot study. Folia Facultatis scientiarum naturalium Universitatis Masarykianae Brunensis, in press.

PODZOLIZAČNÍ PROCES V PRIROZENÝCH LESNÍCH PŮDÁCH VÝCHODNÍCH KARPAT

PODZOLIZATION PROCESS IN NATURAL FOREST SOILS OF THE EASTERN CARPATHIANS

Jakub Houška[1], Pavel Šamonil[2], Aleš Bajer[1], Dušan Vavříček[1]

[1] LDF MZLU v Brně, Ústav geologie a pedologie, jakubh@mendelu.cz, bajer@mendelu.cz, dusvav@mendelu.cz
[2]Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, pavel.samonil@vukoz.cz

Abstrakt

Příspěvek si klade za cíl zachytit mechanismus podzolizačního procesu v lesních půdách na přechodu pásem kambisolů a podzosolů a najít chemický ukazatel nejlépe zachycující jednotlivá přechodová stádia vyjádřená jednotkami Taxonomického klasifikačního systému půd - TKSP (Němeček et al. 2001). Zároveň je diskutována existence pouze mírně až středně podzolovaných půd v extrémních klimatických podmínkách horských poloh. Objektem je výzkumná plocha v oblasti přírodě blízkých lesních ekosystémů Východních Karpat, konkrétně krystalinického masívu Popa Ivana Maramurešského (Zakarpatská Ukrajina). Pro tento účel byl vytvořen výškový transekt 6 sond (od 1245 do 1573 m n. m.) v přibližně pravidelných výškových intervalech. Při terénním průzkumu byly sondy dle morfologických znaků zařazeny do taxonomických jednotek (v pořadí s rostoucí nadmořskou výškou): KMmz'd'/m', KMmz', KMmz', KPm, KPm, KPm. Sondy byly vyvzorkovány (4-6 horizontů) a analyzovány na obsah různých forem Fe a Al, sorpční komplex dle Gillmana, pH, C/N, HK/FK. Pro identifikaci stupně podzolizace byly použity všechny běžně používané i méně časté ukazatele založené na formách Fe a Al (tzv. oxalátové Fe_o, Al_o; dithioničitanové Fe_d, Al_d; celkové Fe_t, Al_t; pyrofosfátové Fep, Alp). Nejvíce sensitivní ke stupni podzolizace se ukázal být poměr Fe_o/Al_o, který však není zařazen mezi kritéria spodického horizontu v TKSP. Dobrým ukazatelem je také Fe_o/Fe_t, zde ale přesně neodpovídá limit 30 %. Naopak některá běžně používaná kritéria spodických horizontů (především na bázi pyrofosfátového Fe_p a Al_p) se v našem případě neosvědčila. Nepřítomnost vyvinutých podzolů v jinak extrémních klimatických podmínkách může mít následující příčiny: (i) svahové pohyby na extrémních svazích a s tím spojená pedoturbace, (ii) pedoturbace do fyziologické hloubky při stromových vývratech ve stádiu rozpadu přirozeného lesa, (iii) kvalita organických látek vzešlých z dekompozice opadu.

Klíčová slova: podzol, kambisol, formy Fe a Al, podzolizace

Abstract

The contribution is devoted to the understanding of podzolization process mechanism in forest soils on the transition band between Cambisols and Podzols, as well as to find chemical indicators showing transition stages of soil units in the Taxonomic soil classification system - TKSP (Němeček et al. 2001). Also discussion about existence of weakly or middle intensity podzolization in extreme climate condition in the mountains is presented. The object of investigation is research plot in the forest ecosystems of the natural region Eastern Carpathians locality of crystalline massif Pop Ivan Maramurešský (Ukraine). The altitude transect of 6 soil pits was established (from 1245 to 1573 m at sea level.) in quite equal intervals. In the soil survey soil pits were ordered into the folloeing taxonomic units respecting morphological features (ordering according to rising altitude): KMmz'd'/m', KMmz', KMmz', KPm, KPm, KPm. Pits were sampled (4-6 horizons) and analyzed on content of various forms Fe a Al, sorption complex by Gillman, as well as pH, C/N, HK/FK. We tested all available (more or less used) indicators based on forms Fe and Al (oxalate Fe_o, Al_o; dithionite Fe_d, Al_d; total Fe_t, Al_t; pyrophosphate Fe_p, Al_p) to identify podzolization grade. The most

sensitive grade of podzolization was the ratio Fe_o/Al_o, which do not represent criterion of spodic horizon in the TKSP. Quite well indicator can be used also Fe_o/Fe_t, however the limit is not corresponding to 30 %. Vice versa some commonly used criteria of spodic horizons (mainly pyrophosphate Fe_p a Al_p) was not correct. Non-presence of mature Podzols in extreme climate conditions can be reasoned: (i) slope slides on extreme locations with soil perturbation, (ii) soil perturbation to the physiological depth at tree windthrow in the stage of natural forest decomposition, (iii) organic matter quality from the litter decay.

Key words: Podzol, Cambisol, forms of Fe and Al, podzolization

Úvod

Při pedologických výzkumech na zkusných plochách v lesních rezervacích Zakarpatské Ukrajiny byly zjištěny specifické edafické podmínky projevujících se mimo jiné i relativně mírným stupněm podzolizačního procesu v půdách vysokých nadmořských výšek (až 1500 m n.m.). Z toho důvodu byly vyvzorkovány půdní sondy za účelem stanovení chemických ukazatelů mobility Fe a Al v těchto půdách. Cílem příspěvku je otestovat běžně používaná i některá méně častá kritéria spodických Bs-horizontů a eluviálních Ep-horizontů v lesních půdách zkusné plochy 11 lokality Pop Ivan v přechodové zóně od kambisolů k podzosolům.
Na stávajícím stupni poznání se stanovují pro účely diferenciace jednotek hnědých a podzolovaných půd následující formy Fe a Al:

1. Fe_d a Al_d stanovené v extrakčním roztoku dithioničitanu sodném, kyselině citrónové a bikarbonátu podle Coffina (in Franzmeier et al. 1965): extrahuje krystalické, amorfní a organicky vázané volné Fe a Al;
2. Fe_o a Al_o, tzv. „oxalátové železo a hliník“, stanovené v extrakčním roztoku kyseliny šťavelové a šťavelanu amonného podle Tamma (in Kulíková, Němeček 1968): extrahuje amorfní a organicky vázané Fe a Al;
3. Fe_p, Al_p a C_p, tzv. „pyrofosfátové železo a hliník“, stanovené v pyrofosfátu sodném: extrahuje organicky vázané Fe;
4. Některými autory označované jako Fe_t, Al_t (Evans, Wilson 1985), někdy jako Fe_n, Al_n (Herbauts 1982) stanovené v extrakčním roztoku hydroxidu sodného a tetraboritanu sodného ($NaOH\text{-}Na_2B_4O_7$) podle Bascomba (in Evans, Wilson 1985): extrahuje „posledně“ immobilizované organicky vázané Fe;

Kritéria na základě oxalátového a dithioničitanového železa a hliníku

Herbauts (1982) srovnával chemické a mineralogické vlastnosti ve vztahu k počáteční podzolizaci sekvenci přechodu kambizemí (Cambisols) k podzolům (Podzols). K tomuto účelu stanovil celou řadu chemických parametrů různých forem Fe, Al a C. Jeho výsledky ukazují, že podzolizace je aktivní již v okrově hnědých lesních půdách, zatímco není detekovatelná přímými morfologickými znaky. Pro zachycení počátků podzolizačního procesu doporučuje poměr Fe/Al v hraničním A_1B diagnostickém horizontu a to jak v extraktu NH_4-oxalátu (tzv. amorfní železo a hliník), tak i v NaOH/Na-tetraborátu. Jako pomocná kritéria používá tzv. redistribuční koeficienty různých forem Fe a Al po vzoru Souchiera (1971)[1]. Pro tento koeficient vypočítal průměry pro velký počet profilů a názorně ukázal, že pomocí nich lze rovněž rozlišit stupně podzolizace v sekvenci ABS-OBS-BPS-FP (1,88-3,73-4,98-6,85).
Statistické testování (t-test) hodnot velkého počtu profilů potvrzuje, že na základě poměru Feo/Alo v hraničních horizontech A_1B u ABS a OBS a Bh nebo Bs horizontech u BPS a FP lze velmi dobře odlišit skupinu okrově hnědých půd od kyselých hnědých půd (na hladině

[1] Souchier (1971) definoval tzv. redistribuční koeficient volného Fe a Al jako poměr Fed nebo Ald v kambickém horizontu k množství stejných elementů v horizontech A a C, tímto chtěl zachytit počáteční fázi podzolizace.

významnosti p=0,001) a stejnou skupinu od kryptopodzolů (na hladině významnosti p=0,01). To ukazuje na poměr amorfního Fe/Al jako na vhodný nástroj při rozlišování půdních jednotek na přechodu kambisolů a podzosolů. Nutno podotknout, že tato studie byla omezena na pouze jeden půdotvorný substrát (pískovec) a její výsledky lze tedy vztáhnout na písčité až hlinito-písčité půdy, jelikož v texturně lehkých substrátech je podzoliční proces rychlejší.
V naší literatuře Němeček, Kulíková (1971) studovali volné oxidy železa a hliníku v hlavních půdních typech. U hnědých půd a podzolů shledávají jako dobrým rozlišovacím znakem obsahy Fe a Al v tzv. oxalátovém (Fe_o a Al_o – podle Tamma in Kulíková, Němeček (1968) a dithioničitanovém (Fe_d a Al_d – podle Coffina) extraktu a také jejich přepočty vyjadřující podíl obsahu nesilikátového železa a hliníku v celkovém obsahu Fe_2O_3 a Al_2O_3 (Fe, Al_t) a podíl amorfního Fe v nesilikátovém Fe. Dále uvádí, že přepočty na obsah jílu ukazují při srovnání s údaji rozborů jílové frakce, že velká část volných oxidů je u hnědých půd (kambizemí) přítomna jako povlaky hrubých frakcí, které nelze fyzikálními metodami dispergovat (údaje však neuvádí). Pro odlišení podzolů, hnědých půd podzolovaných (HPp) a hnědých půd kyselých (HPa) lze dobře použít obsah Fe_o a jeho podíl v Fe_t a Fe_d. Podle obsahu Al_o a jeho migrace lze dobře vést hranici nejen mezi HPp a silně kyselými HPa, ale i mezi posledně jmenovanými a HPa s nasyceností 30-60 %, což údaje o $Fe_{o,d}$ neumožňují.

Kritéria na základě pyrofosfátového železa a hliníku

Ve světové literatuře se vedla diskuse o využití poměru $(Fe_p+Al_p)/C_p$ pro charakteristiku mobilních a immobilních organických komplexů s Fe a Al přítomných v podzolovém B-horizontu. Byla navržena řada limitních hodnot na základě experimentálních výzkumů a také samotných podzolových B-horizontů *in natura*. McKeague et al. (1971) experimentoval s fulkvokyselinami a došel k závěru, že komplexy těchto kyselin nejsou zcela rozpustné v pyrofosfátu jestliže poměr Fe/C (tj. kov ke zbytku komplexu) dosahuje hodnoty větší než 0,2. Komplexy s mírně vyšším poměrem Al/C byly stále ještě rozpustné. V podobném výzkumu připravily Konovova, Belchikova in Evans, Wilson (1985) sadu komplexů různých M/C až k hodnotám pro Fe/C 0,31 a Al/C 0,37 a ukázaly, že se stoupajícím obsahem kovů klesá rozpustnost komplexů. Mokma a Buurman (in Lundstrom et al. 2000) navrhují kritérium $(Fe_p + Al_p)/C = 0,17$. To odráží maximální množství kovů, které organické látky mohou vázat, zatímco Higashi et al. (in Evans, Wilson 1985) dochází k hodnotě stejně definovaného kritéria 0,12.
Výsledky testování tohoto kritéria $(Fe_p + Al_p)/C_p$ (Evans, Wilson 1985) dávají hodnoty v rozmezí 0,1-0,29 pro podzolické půdy (průměr 0,16± 0,04) a v rozmezí 0,03-0,29 pro kambické půdy (průměr 0,14± 0,06%). Tyto hodnoty nejsou tedy výrazně jiné. Některé hodnoty poměru jsou značně vyšší než hodnoty dostupné v literatuře, což naznačuje přítomnost anorganicky vázaného železa a hliníku v extraktu.
Mokma (1983) navrhl jako diferenciační kritérium pro rozdělení půd podzolových a ostatních poměr $C_p/(Fe_p + Al_p) = 5,8$ (podzolové půdy musí mít hodnotu > 5,8), když testoval 10 pedonů v Nizozemí, 6 pedonů v Belgii a 2 pedony ve Švýcarsku. Tato hodnota je ovšem ekvivalent k $(Fe_p+Al_p)/Cl_p = 0,17$ (Mokma, Buurman in Lundström et al. 2000). Na druhou stranu Švand, Wilson (1985) ve své studii uvádí, že 16 z 21 půd bylo klasifikováno podle kanadského systému (Canada Soil Survey Committee 1978) jako podzolové půdy a přitom mají $C_p/(Fe_p + Al_p)$ pod 5,8. Z dalších Mokmou navržených kritérií spodického horizontu bylo:
(1) vyšší hodnota $C_p+Al_p+Fe_p$ než nad ním ležící E nebo A-horizont (když E chybí);
(2) $C_p+Al_p+Fe_p \geq 0,5\%$.
Franzmeier et al. (1965) navrhl pro spodický horizont limitní hodnotu kritéria: $(Fe_p+Al_p+C_p)/jíl \geq 0,15$. Dále uvádí, že suma organominerálních komplexů v relaci k jílu přesahuje mezní hodnotu 0,2 ve všech horizontech Bhs podzolů a u části horizontů Bvs. U kryptodpozolů (rezivých půd) překračuje hranici 0,1, s čímž se u jiných půdních typů

nesetkáváme. Tento znak byl však testován pouze na podřádu Spodosolů Orthods americké klasifikace. Autoři zároveň připouštějí, že některé půdy lišící se od Spodosolů v mnoha směrech mohou splňovat navrhované kritérium a proto bude třeba pro jejich eliminaci použít ještě další znaky.

Z chemických definicí spodického horizontu byl v americké klasifikaci (Soil Survey Staff. 1975):

1. poměr $(Fe_p + Al_p)$/jíl ≥ 0,2 (za podmínky $Fe_p \geq 0{,}1\%$), nebo poměr $(Al_p + C_p)$/jíl ≥ 0,2 (jestliže $Fe_p \leq 0{,}1\%$)
2. $(Fe_p + Al_p)/(Fe_d + Al_d) \geq 0{,}5$.
3. Index akumulace by měl dosahovat 65 nebo více; index je součet hodnot (pro jednotlivé subhorizonty) kationtové výměnné kapacity při pH 8,2 – 0,5 (%jílu) x mocnost horizontu v centimetrech.

Chemická kritéria kanadského systému (Canada Soil Survey Commitee 1978) pro podzolový horizont se od americké lišila takto:

1. $(Fe_p + Al_p)$/jíl musí být ≥ 0,05
2. Kritéria 2 a 3 nebyly užity
3. $(Fe_p + Al_p) \geq 0{,}6\%$ v půdách texturně jemnějších než písek a ≥ 0,4% v písčitých substrátech

McKeague et al. (1983) testovali tato kritéria na 220 půdních sondách podzolového charakteru v Kanadě. Z tohoto množství 157 profilů nesplňovalo výše popsaná (tehdy oficiální) kritéria pro spodický horizont. Hlavním důvodem bylo nesplnění požadované hodnoty 0,2 pro $(Fe_p + Al_p)$/jíl – přibližně v 60 % případů. Na základě vlastních rozsáhlých výzkumů navrhli modifikace kritérií pro spodický horizont takto:

1. Snížit poměr $(Fe_p + Al_p)$/jíl ≥ 0,1 a také $(Al_p + C_p)$/jíl. Vlastně kanadská limitní hodnota (0,05) toto splňuje.
2. Vymazat kritérium: $(Fe_p + Al_p)/(Fe_d + Al_d) \geq 0{,}5$ s odůvodněním, že podzolové půdy vyvinuté z matečného materiálu obsahujícího několik procent krystalického železa obyčejně nesplňují toto kritérium, ačkoli dané horizonty obsahují relativně vysoké množství amorfního materiálu. Pro srovnání (Němeček et al. 1990) uvádí, že kritérium relace organominerálních komplexů k volným oxidům splňuje požadavky spodického horizontu u všech podzolů a kryptopodzolů (rezivých půd). Dále zdůrazňuje jistou problematičnost začleňování do tohoto testu dvě do jisté míry nezávisle a v různých formách migrující složky.
3. Vymazat index akumulace jako minimální limit obsahu organického C.

Velká část těchto návrhů byla přijata v nové Kanadské klasifikaci (Agriculture Canada Expert Commitee 1987), ve které jsou dnes chemická kritéria definována takto:

1. Půda má subhorizont Bh minimálně 10 cm mocný, s barevnou kvalitou „value“ a „chroma“ 2 nebo méně, který obsahuje více než 1% organického C, méně než 0,3% Fe_p a poměr $C/Fe_p \geq 20$.
2. Anebo, půda vykazuje B-subhorizont (Bf nebo Bh) minimálně 10 cm mocný s následujícími vlastnostmi:
   a. obsah organického C více než 0,5%
   b. Alp+Fep ≥ 0,6% v texturně jemnějších materiálech než písek, ≥ 0,4% na písčitých substrátech (hrubý písek, písek, jemný písek a velmi jemný písek).
   c. $Fe_p + Al_p$)/jíl musí být ≥ 0,05
   d. $C/Fe_p < 20\%$ nebo $Fe_p > 0{,}3\%$ nebo „value“ a „chroma“ > 2.

   Bf horizon obsahuje 0,5-5% organického C a Bhf horizont obsahuje více než 5% organického C.

Pro rozlišení podzolových půd od kambizemí platí pravidlo: jestliže B-horizont splňuje kritéria stanovená pro podzolový horizont, půdy jsou klasifikovány jako podzolické.

Rovněž americká Soil Taxonomy (Soil Survey Staff 1999) doznala jistých změn a chemická kritéria spodického horizontu jsou dnes:

1. pH ve vodě (1:1) 5,9 a méně obsah organického C 0,6 a
2. Jedním z řady alternativních kritérií (splnit daný materiál musí v jednom nebo více kritériích):
   a. Alp + ½Fe_p ≥0,5 a polovinu této hodnoty nebo menší musí vykazovat nad nim situovaný epipedon; nebo
   b. hodnota ODOE (optical-density-of-oxalate-extract) ≥ 0,25 a poloviční hodnotu nebo menší musí vykazovat nad ním situovaný epipedon.

Taxonomický klasifikační systém půd ČR (Němeček et al. 2001) definuje spodický horizont na základě několika relací, jež byly pospány výše v textu:

$\frac{(Fe + Al + C)p}{< 2\mu m} \geq 0{,}15$ z Franzmeier et al. (1965) před úpravou Kanaďany (na 0,05).

$\frac{Fep + Alp}{< 2\mu m} \geq 0{,}2$ převzato ze Soil Survey Staff (1975)

$\frac{Fep + Alp}{Fed + Ald} \geq 0{,}5$ převzato ze Soil Survey Staff (1975)

Faktem zůstává, že vhodnost všech tří relací byla v minulosti ve velké míře diskutována a v dnešních světových systémech se neobjevují, příp. pouze v pozměněné podobě.
Systém připouští i přímé údaje: Fe_o/Fe_t x 100 > 30%, Fe_o/Fe_d x100>50%

Kritéria na základě tetraborátového železa a hliníku

O možnosti použití obsahů Fe a Al extrahovaných v tetraboritanu a hydroxidu sodném při diferenciaci různých stupňů podzolizace ve vztahu ke klasifikaci půd píší pozitivně Herbauts (1982) i Evans, Wilson (1985). Naproti tomu výzkumy Mckeaguea, Sheldricka (1977) ukazují na Na-tetraboritan jako na nedostačující extraktant pro definování podzolového B-horizontu v některých francouzských a kanadských půdách. V porovnání s pyrofosfátem sodným, extrahoval od 2 do 50% Fe a od 10 do 70% Al. Dále extrahoval jenom malé množství Fe a Al ze syntetických fulvokyselin (s Fe a Al). Druhé kritérium tehdejší americké klasifikace ((Fe_p + Al_p)/(Fe_d + Al_d) ≥ 0,5) nesplňovalo na 40% B-horizontů podzolových půd.

Materiál a metody

Zájmovou lokalitou je zkusná plocha 11 situovaná v Maramurešském masívu Karpatské biosférické rezervace (Zakarpatská Ukrajina), zeměpisné souřadnice: 47°56'300'' s.š. a 24°31'00'- 24°32'00'' v.d. Pro účel experimentu byl vytvořen výškový transekt 6 sond (od 1245 do 1573 m n. m.) v přibližně pravidelných výškových intervalech (60-100 m, pouze mezi sondami 331 a 348 je výškový rozdíl 30 m, lze je tedy považovat za stanovištně identické). Při terénním průzkumu byly sondy dle morfologických znaků zařazeny do jednotek Taxonomického klasifikačního systému půd ČR (Němeček et al. 20001) (v pořadí s rostoucí nadmořskou výškou): KMmz'd'/m'**,** KMmz', KMmz', KPm, KPm, KPm.
Přehled a základní charakteristika sond:

288: kryptopodzol modální; KPm, pl. 11a; půdní forma: F, humus. forma: morový moder, zrnitost: lehčí střední zemina, pH, skeletovitá (kamenitá), s výrazným eluviem; sklon 14%, expozice ZSZ, nadm. výška 1573 m n.m.

299: kryptopodzol modální, KPm; pl. 11a; půdní forma: F, humus. forma: morový moder, zrnitost: lehčí střední zemina, pH, skeletovitá (kamenitá), sklon 30%, expozice SZZ, nadm. výška 1517 m n.m.

309: kryptopodzol modální, KPm; pl. 11b; půdní forma: R, humus. forma: morový moder bez mycelií, zrnitost: lehčí střední zemina, pH, kamenitá, sklon 30%, expozice SZZ, nadm. výška 1442 m n.m.

322: kambizem modální, podzolovaná, KMmz'; pl. 11c; půdní forma: R, humus. forma: typický moder, zrnitost: lehčí střední zemina, pH, kamenitá, sklon 30%, expozice JZ, nadm. výška 1346 m n.m.

331: kambizem modální, podzolovaná, KMmz'; pl. 11c; půdní forma: R, humus. forma: typický moder, zrnitost: lehčí střední zemina, pH, kamenitá, sklon 30%, expozice JZ, nadm. výška 1275 m n.m.

348: kambizem modální, podzolovaná, oligomezotrofní, KMmz'd'/m'; pl. 11d; půdní forma: R, humus. forma: typický moder, zrnitost: střední zemina, H, skeletovitá (kamenitá), sklon 30%, expozice SZZ, nadm. výška 1245 m n.m.

Pro identifikaci stupně podzolizace byly použity všechny běžně používané i méně časté ukazatele založené na formách Fe a Al (tzv. oxalátové Fe_o, Al_o podle Tamma (in Kulíková, Němeček 1968); dithioničitanové Fe_d, Al_d podle Coffina (in Franzmeier et al. 1965); celkové Fe_t, Al_t (v horké HNO_3-HF dle Zbírala (1995); pyrofosfátové Fe_p, Al_p).

Těmito ukazateli jsou: Fe_o/Fe_t, Al_o/Al_t, Fe_d/Fe_t, Al_d/Al_t, Fe_o/Al_o, a dále

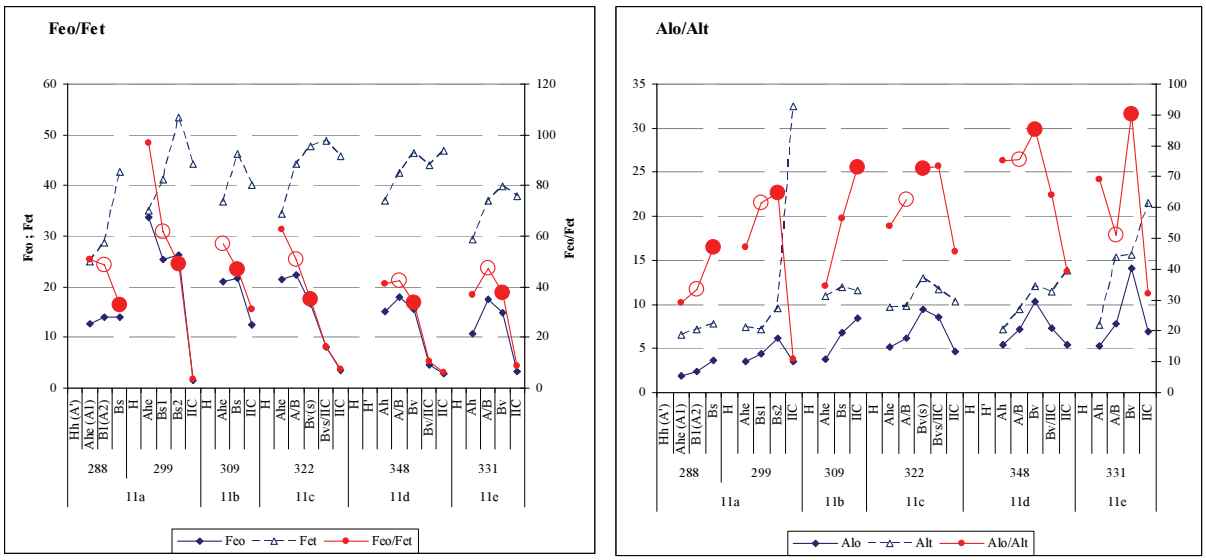
$$\frac{(Fe + Al + C)p}{< 2\mu m} \geq 0{,}15\,, \qquad \frac{Fep + Alp}{< 2\mu m} \geq 0{,}2\,, \qquad \frac{Fep + Alp}{Fed + Ald} \geq 0{,}5$$

Výsledky a diskuse

Výsledky půdních rozborů jsou znázorněny v obr. 1-4. Z nich lze vyvodit a diskutovat následující závěry.

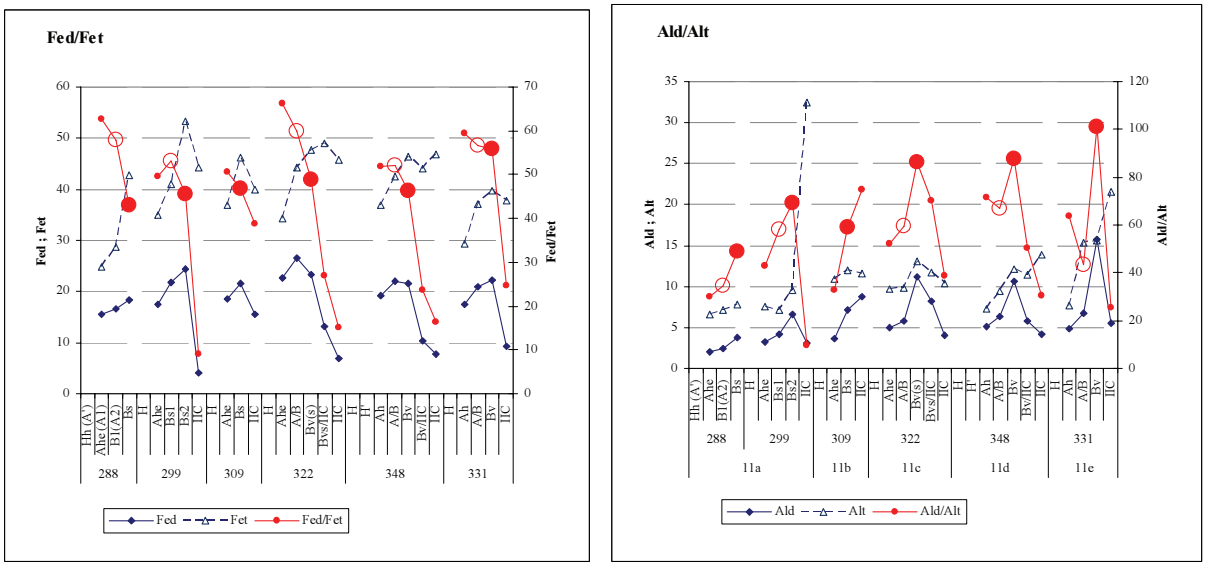
Hodnoty poměr $Fe_o/Fe_t.100$ (%) u spodických a spodicko-hnědých horizontů (Obrázek 1, vlevo) poměrně dobře kopíruje výškový gradient. Výjimkou je hodnota u horizontu Bs nejvyšší sondy 288, která vykazuje jasné morfologické známky kryptopodzolu, ale hodnota ukazatele je dokonce nižší než hodnota u srovnávaných kambizemí. Avšak co se týče srovnání horizontů identických hloubek, je v tomto případě pravděpodobně správné porovnat horizont A2, který je vlastně také spodickým. Pak je trend zvyšujícího se poměru Fe_o/Fe_t zachován. Absolutní hodnoty však nepřesahují limit 30% dle kritérií TKSP (Němeček et al. 2001) ani u kryptopodzolů.

Poměr $Al_o/Al_t.100$ (%) není používán jako kritérium pro detekci spodických horizontů. Z obrázku 1 (vpravo) je zřetelný naprosto opačný trend než bychom čekali – se zvyšující se nadmořskou výškou se hodnota tohoto poměru snižuje. U kambizemí (v počátečním stádiu podzolizace) je podíl oxalátového Al na celkovém vyšší než u kryptopodzolů. To naznačuje na předpokládanou vyšší aktivitu hliníku v iniciálních stádiích podzolizačního procesu, zatímco u více podzolovaných půd přejímá aktivitu mobilní železo.



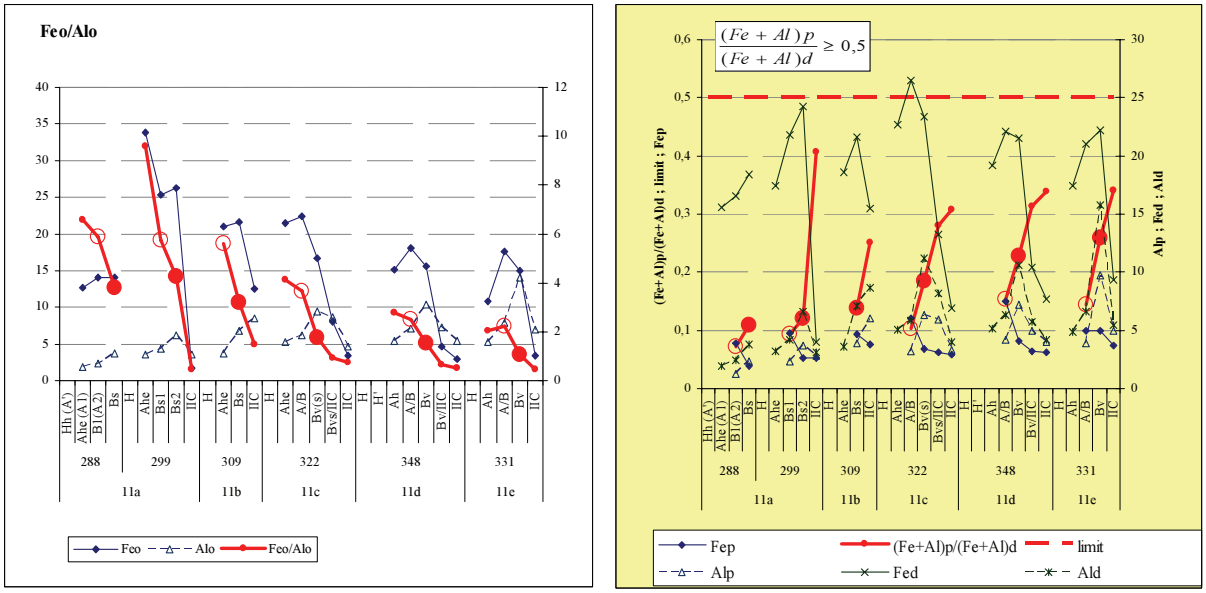
Obrázek 1 Průběhy obsahů „oxalátového“ a celkového železa a hliníku v sondách výškového transektu a hodnoty poměru Fe/Al u těchto dvou forem; zvýrazněny hodnoty u eluviálních nebo potenciálně eluviálních horizontů (prázdný velký kruh) a spodických nebo spodicko-hnědých horizontů (plný velký kruh), pro jejichž detekci jsou kritéria používána.

Hodnoty poměru „dithioničitanového“ a celkového železa Fe_d/Fe_t.100 % (Obrázek 2, vlevo) nemají jasný vrůstající či klesající trend v rámci výškového transektu. Navíc nejvyšší hodnotu dosahuje B-horizont sondy 331, klasifikované jako kambizem modální, podzolovaná. Limitní hodnotu pro spodický horizont 50% dosahují pouze dvě sondy (299 a 322) a to u horizontů na rozhraní mezi eluviem a iluviem. V obdobném případě u Al (Obrázek 2, vpravo) je trend shodný s trendem poměru „oxalátového“ Alo/Alt.



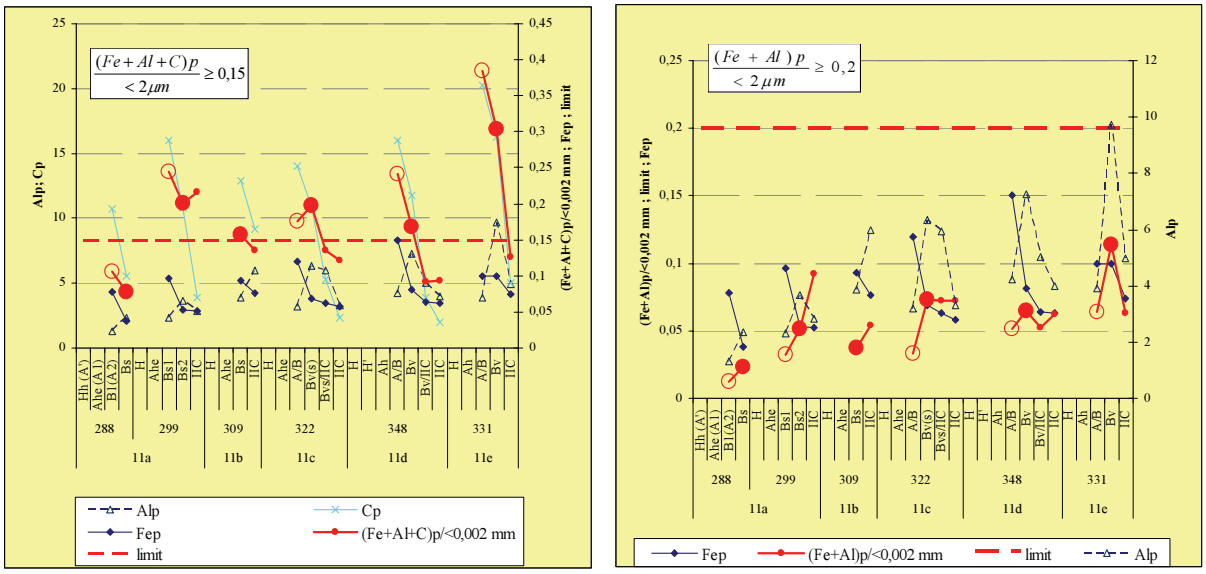
Obrázek 2 Průběhy obsahů „dithioničitanového“ a celkového železa a hliníku v sondách výškového transektu a hodnoty poměru Fe/Al u těchto dvou forem; zvýrazněny hodnoty u eluviálních nebo potenciálně eluviálních horizontů (prázdný velký kruh) a spodických nebo spodicko-hnědých horizontů (plný velký kruh), pro jejichž detekci jsou kritéria používána

Poměr „oxalátového“ $Fe_o/Al_o.100$ (%) (Obrázek 3, vlevo) dává hodnoty jasně stoupající podél gradientu nadmořské výšky. U horizontů eluviálních nebo eluviálních v počátečním stádiu navíc jasně diferencuje skupinu tří sond klasifikovaných dle morfologických znaků jako kryptopodzoly (288, 299, 309) od skupiny tří sond klasifikovaných jako kambizemě modální, podzolované (322, 348, 331).
Hodnoty sumy „pyrofosfátového“ Al a Fe ku sumě „dithioničitanového“ Al a Fe se u testovaných sond neosvědčilo. Jednak tato hodnota klesá se stoupající nadmořskou výškou a jednak ve všech případech je hluboko pod limit 0,5 pro spodický horizont (Obrázek 3, vpravo).



Obrázek 3 Vlevo: Průběhy obsahů „oxalátového“ železa a hliníku v sondách výškového transektu a hodnoty poměru Fe/Al. Vpravo: Průběhy obsahů „dithioničitanového“ a „pyrofosfátového“ Fe a Al a jejich poměr; červeně je vyznačena limitní hodnota pro determinaci spodického horizontu; zvýrazněny hodnoty u eluviálních nebo potenciálně eluviálních horizontů (prázdný velký kruh) a spodických nebo spodicko-hnědých horizontů (plný velký kruh), pro jejichž detekci jsou kritéria používána

Hodnoty tohoto kritéria na Obrázku 4, vpravo neukazují jasný trend korespondující s nadmořskou výškou. Navíc limit 0,15 splňují B-horizonty sond dle morfologie klasifikovaných jako kambizemě a naopak sonda 288 (kryptopodzol) nedosahuje jeho hodnoty.
Spodické horizonty zkoumaných sond vykazují toto kritérium hluboko pod stanoveným limitem 0,2. Navíc v obráceném pořadí ve smyslu stupně podzolizace (B-horizonty kambizemí dosahují nejvyšších hodnot).



Obrázek 4 Průběhy obsahů „pyrofosfátového“ Fe, Al a C a jejich poměr v použitém ukazateli; červeně je vyznačena limitní hodnota pro determinaci spodického horizontu; zvýrazněny hodnoty u eluviálních nebo potenciálně eluviálních horizontů (prázdný velký kruh) a spodických nebo spodicko-hnědých horizontů (plný velký kruh), pro jejichž detekci jsou kritéria používána

Závěr

Pro identifikaci stupně podzolizace u lesních půd zkusných ploch ve Východních Karpatech (Zakarpatská Ukrajina) byly použity všechny běžně používané i méně časté ukazatele založené na formách Fe a Al (tzv. oxalátové Fe_o, Al_o; dithioničitanové Fe_d, Al_d; celkové Fe_t, Al_t; pyrofosfátové Fe_p, Al_p). Nejvíce sensitivní ke stupni podzolizace, kdy referenčními hodnotami byly relativní nadmořská výška a morfologické znaky profilů, se ukázal být poměr Fe_o/Al_o, který však není zařazen mezi kritéria stupně podzolizačního procesu v TKSP. Je založen na předpokladu, že u půd v počátečním stádiu podzolizace je více aktivní Al oproti Fe a naopak u půd ve vyšším stupni podzolizace je mobilnější Fe.

Dobrým ukazatelem je také Fe_o/Fe_t, zde ale přesně neodpovídá limit 30 %. Naopak některá běžně používaná kritéria spodických horizontů (především na bázi pyrofosfátového Fe_p a Al_p) se v našem případě neosvědčila. Pro ověření těchto skutečností je třeba (statistického) zpracování daleko většího množství případů. Nepřítomnost vyvinutých podzolů v jinak extrémních klimatických a geomorfologických podmínkách může mít následující příčiny: (i) svahové pohyby na extrémních svazích a s tím spojená pedoturbace, (ii) pedoturbace do fyziologické hloubky při stromových vývratech ve stádiu rozpadu přirozeného lesa, (iii) kvalita organických látek vzešlých z dekompozice opadu.

Literatura

AGRICULTURE CANADA EXPERT COMMITEE, 1987: The Canadian System of Soil Classification. Ottawa: Canadian Government Publishing Centre.

CANADA SOIL SURVEY COMMITEE, 1978: The Canadian system of soil classification. Ottawa: Can. Dep. Agric. Publ.

EVANS, L.J., WILSON, W.G., 1985: Extractable Fe, Al, Si and C in B horizons of podzolic and brunisolic soils from Ontario. European Journal of Soil Science 65:489-496.

FRANZMEIER, D.P. et al., 1965: Use of Amorphous Material to Identify Spodic Horizons. Soil Science Society of America Proceedings 29:731-743.

HERBAUTS, J., 1982: Chemical and mineralogical properties of sandy and loamy-sandy ochreous brown earths in relation to incipient podzolization in a brown earth-podzol evolutive sequence. Journal of Soil Science 33:743-762.
KULÍKOVÁ, A., NĚMEČEK, J., 1968: Volné kysličníky železa a hliníku v našich hlavních půdních typech: I. Černozemě, hnědozemě a illimerizované půdy. Rostlinná výroba 14:881-892.
Lundstrom, U.S. et al., 2000: The podzolization process. A review. Geoderma 94, no. 2-4:91-107.
MCKEAGUE, J.A., et al., 1971: Differentiation of forms of extractable iron and aluminum in soils.
MCKEAGUE, J.A., SHELDRICK, B.H., 1977: Sodium hydroxide-tetraborate in comparison with sodium pyrophosphate as an extractant of "complexes" characteristic of spodic horizons. Geoderma 19, no. 2:97-104.
MCKEAGUE, J.A. et al., 1983: Testing chemical criteria for spodic horizons on podzolic soils in Canada. Soil Science Society of America Journal 47:1052-1054.
MOKMA, D.L., 1983: New chemical criteria for spodic horizons on podzolic soils in Canada. Soil Science Society of America Proceedings 47:972-976.
NĚMEČEK, J., SMOLÍKOVÁ, L., KUTÍLEK, M., 1990: Pedologie a paleo-pedologie. Praha: Československá akademie věd, nakladatelství Academia.
NĚMEČEK, J., KULÍKOVÁ, A., 1971: Volné kysličníky železa a hliníku v hlavních půdních typech: II. Hnědé půdy a podzoly. Rostlinná výroba 17:13-24.
NĚMEČEK, J., et al., 2001. Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. Praha: ČZU Praha spolu s VÚMOP Praha.
SOIL SURVEY STAFF, 1975: Soil Taxonomy. Washington, D.C.: SCS-USDA Government Printing Office.
SOIL SURVEY STAFF, 1999: Soil Taxonomy: A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys. Washington, D.C.: USDA-NRCS.
SOUCHIER, B., 1971: Evolution des sols sur roches cristalline ŕ l'étage montagnard (Vosges). Mémoir du Service de la Carte géologique d'Alsace Lorraine. [33], -133. 1971.
ZBÍRAL, J., 1995: Analýza půd I.: jednotné pracovní postupy. Brno: SKZÚZ.

MONITORING PODZEMNÍ VODY PRO OPTIMALIZACI VLHKOSTNÍHO REŽIMU PŮD LUŽNÍHO LESA

GROUNDWATER MONITORING FOR THE SOIL MOISTURE REGIME OPTIMIZATION OF A FLOODPLAIN FOREST

Vítězslav Hybler, Alois Prax, Pavel Hadaš

Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Zemědělská 1, 613 00, Brno, Česká republika, e-mail: hybler@mendelu.cz

Abstrakt

Luh u soutoku Moravy a Dyje je od šedesátých let minulého století pod sílícím antropickým vlivem. V povodí řeky jsou zaznamenány postupní i náhlé změny v přírodních podmínkách v určitých obdobích. Dokumentován je vliv rozsáhlých vodohospodářských úprav na řece Moravě v sedmdesátých letech minulého století a také lokální vliv provozu vodovodu v Podluží na lužní lesy. Určité zlepšení hydrologického režimu nastalo díky revitalizačním opatřením na polesí Tvrdonice. Úlohou pro lesníky operujících v lužních lesech je optimalizovat půdní vlhkost, která je spojena především s dynamikou hladiny podzemní vody. Pro optimalizaci vlhkostních poměrů zde byly vybudovány monitorovací kontrolní vrty, pro něž byla zjištěna průměrná úroveň hladiny podzemní vody v jednotlivých měsících roku. V současnosti záleží na člověku, který změnil původní vegetační podmínky lužního lesa, aby se pokusil napravit tento stav intenzivními zásahy. Jednou z možností je účelové využívání řady revitalizačních opatření.

Klíčová slova: lužní les, podzemní voda, optimalizace vlhkostního režimu, revitalizace, antropické vlivy, monitoring podzemní vody

Abstract

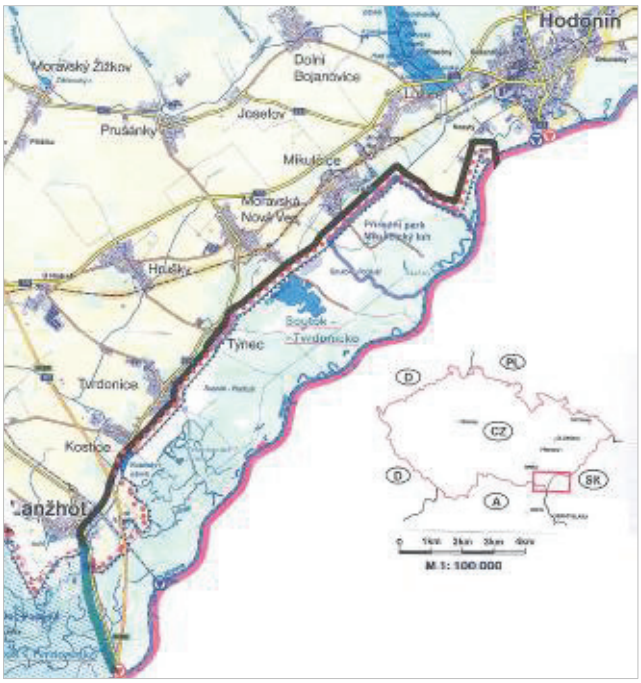
Floodplain forests above the confluence of the Morava and Dyje rivers were affected by increasing anthropic effects roughly since the 60s of the last century. In this river region, both gradual as well as sudden changes in natural conditions could be noted in certain periods. The floodplain ecosystem which was adapted to the changes for a long time is documented. Effects of extensive water-management measures on the Morava river in the 70s of the last century as well as local effects of the Podluží water supply operation on the floodplain forest is recognized. Certain improvements of the hydrological regime can be noted after the implementation of revitalization measures at the Tvrdonice Forest District. The task of foresters managing in the floodplain forests is to optimize soil moisture conditions which are closely related to the groundwater table dynamics. For this purpose, monitoring control boreholes have been constructed and the mean groundwater level was determined for them in particular months of a year. At present, it depends on man, who changed original growth conditions of the floodplain forest, to try to remedy his insensitive measures. Purposeful using the network of revitalization measures appears to be one of possibilities.

Keywords: floodplain forest, groundwater, moisture regime optimalization, revitalization, anthropic effects, groundwater monitoring

Úvod

Lužní lesy nad soutokem řek Moravy a Dyje patří k nejrozsáhlejším komplexům lužních ekosystémů v České republice. Jejich vznik a vývoj byl a je závislý na řadě faktorů, z nichž za prioritní můžeme pokládat hydrogeologické a půdní poměry a také specifický vlhkostní režim půd (Čermák, Prax 2001). Toto území leží v klimatické oblasti teplé s padesáti i více letními dny. Podle Končekova indexu zavlažení leží v podoblasti suché (Iz = -32,7) a okrsku A2 suchém s mírnými zimami a kratší dobou slunečního svitu (Rožnovský 2007). Z tohoto pohledu se kvalitní a vysoce produkční ekosystémy lužních lesů vymykají běžným podmínkám s nimiž se setkáváme v širším okolí mimo oblast říční nivy.
Sílící antropický vliv na exploataci tohoto území vyžaduje nutně eliminaci všech zásahů, které by znamenaly změnu především v hydrologickém režimu a na něm závislém vlhkostním režimu půd. Dokladovány jsou údaje o tom, jaký vliv měly vodohospodářské úpravy řeky Moravy na lužní ekosystém (Mráz 1979) a jaká je situace po provedených revitalizačních opatřeních v pravobřežní nivě řeky Moravy na polesí Tvrdonice na obrázku 1.

Obr. 1



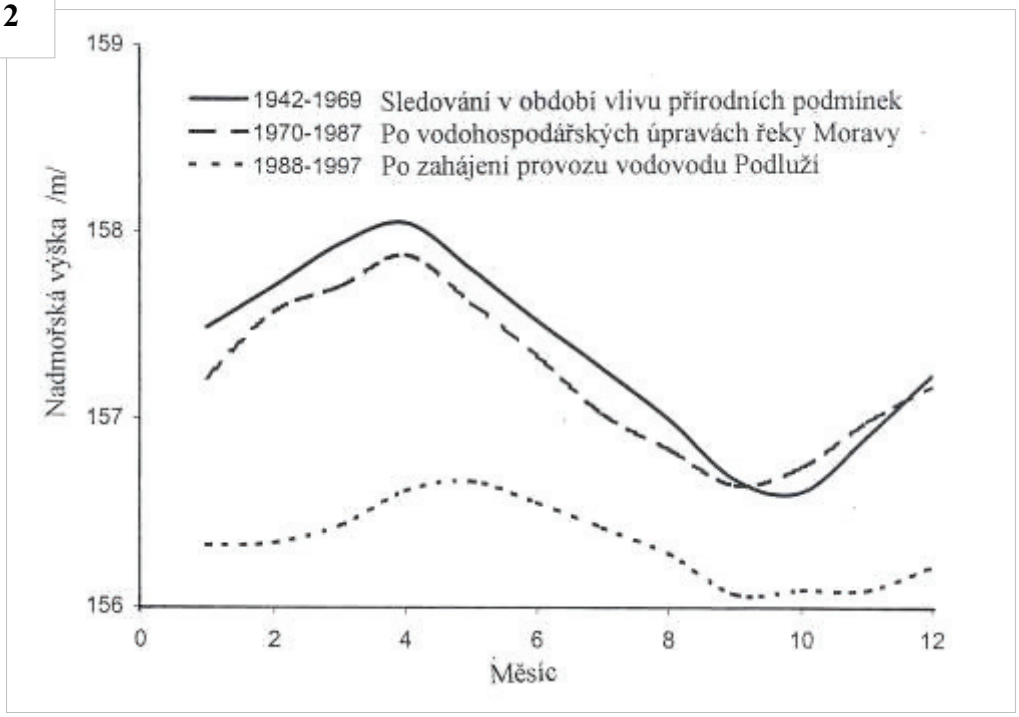
Materiál a metody

Období před a po úpravách řeky Moravy

Studované území leží v pravobřežní nivě řeky Moravy v úseku od lokality Národní kulturní památky Mikulčice až prakticky po silnici spojující Lanžhot a Kúty. Byla využita jak historická data měření, která nám poskytl ČHMÚ – pobočka Brno, tak také vlastní měření autorů provedená v pozdějších letech.
Vodohospodářské úpravy na řece Moravě probíhaly v řešeném úseku zhruba v první polovině sedmdesátých let minulého století. Prakticky tedy do roku 1970 můžeme brát tehdejší vodní a vlhkostní režim jako víceméně přirozený. Na území říční nivy se vyskytovaly lužní lesy a louky čili ekosystémy adaptované na nivní režim. To znamenalo, že území bývalo většinou v jarním období krátkodobě zaplaveno vybřeženou vodou z koryta řeky Moravy, jejíž meandrující tok nestačil odvést víceleté vody. Tento jev se mnohdy opakoval i vícekrát

v průběhu roku. Průběh kolísání hladiny podzemní vody znázorňuje obr. 2 na lokalitě Lanžhot.

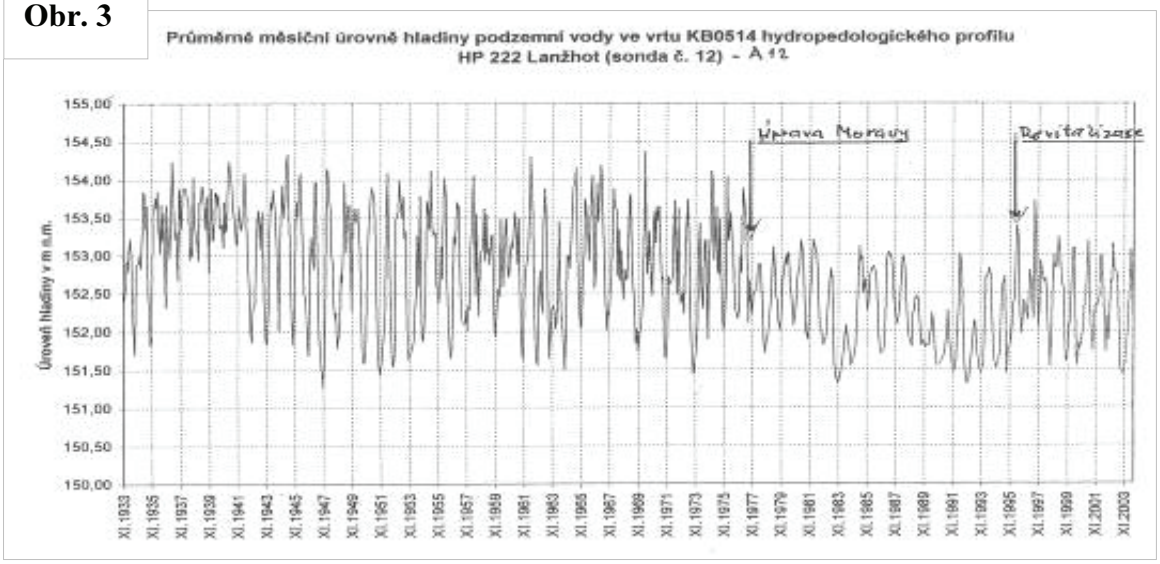
Obr. 2



Výsledky a diskuse

Jasně patrný je rozdíl v rozkolísanosti hladiny podzemní vody v letech 1941 až 1965 a v letech 1978 až 1982, tedy po úpravě řeky Moravy. Rok 1977 byl na dlouhou dobu posledním, kdy došlo k záplavám území v tomto prostoru, a to dvakrát na jaře a jedenkrát v létě. Vodohospodářské úpravy znamenaly také napřímení toku, vytvoření nového hlubokého koryta a vybudování ochranných hrází podél toku řeky Moravy. Tento zásah znamenal značnou změnu vlhkostního režimu půd, likvidaci inundační vody a částečně také omezení rozsahu kolísání úrovně hladiny podzemní vody ve vlastní nivě. Dlouhodobý průběh kolísání hladiny podzemní vody znázorňuje obr. 3.

Obr. 3

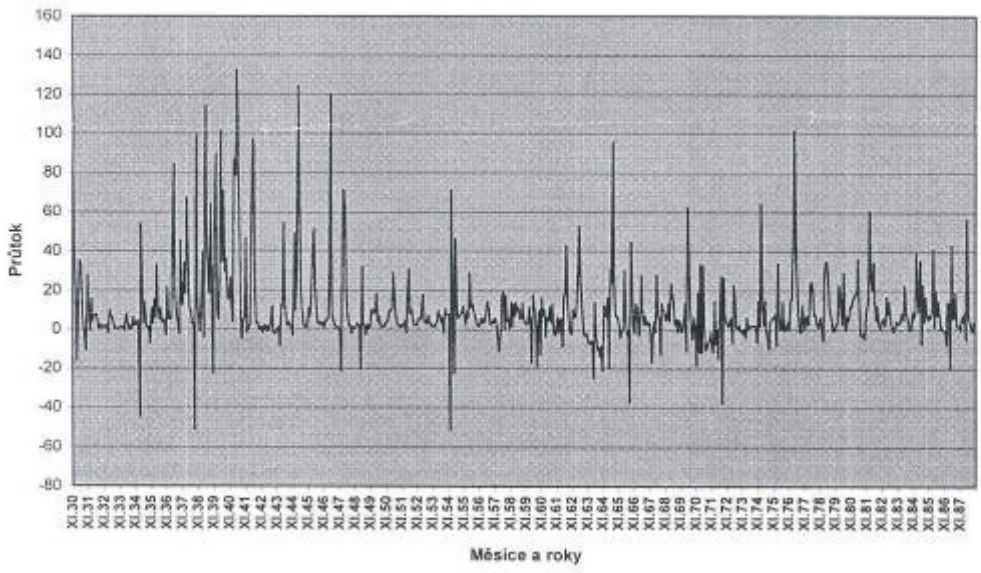


Jedná se o pozorovací vrt ČHMÚ (KB0514) na HP 222 u Lanžhota, na němž jsou jasně patrna období 1933 až 1976 s relativně přirozeným hydrologickým režimem a období 1977 až 1995 po úpravě řeky Moravy, kdy došlo ke zhoršení tohoto režimu. Po roce 1996, po revitalizačních opatřeních na polesí Tvrdonice, je patrné mírné zlepšení, ovšem ne takové, které by dosáhlo původního stavu.

Průtoky na řece Moravě

Průtokový režim řeky Moravy v oblasti lužních lesů je ovlivněn klimatickými a hydrogeologickými faktory a samozřejmě také stavem kynety vlastního koryta řeky. Na obr. 4 průměrné měsíční průtoky v období let 1930 až 1988 nevykazují tak výrazné změny jako stavy hladiny podzemní vody v nivě (obr. 2), které souvisejí ve zlomovém období v polovině sedmdesátých let minulého století s výraznou úpravou kynety v rámci vodohospodářských úprav.

Obr. 4 Bilance průměrných měsíčních průtoků úseku toku řeky Moravy procházejícího lužním lesem v období 1930-1988



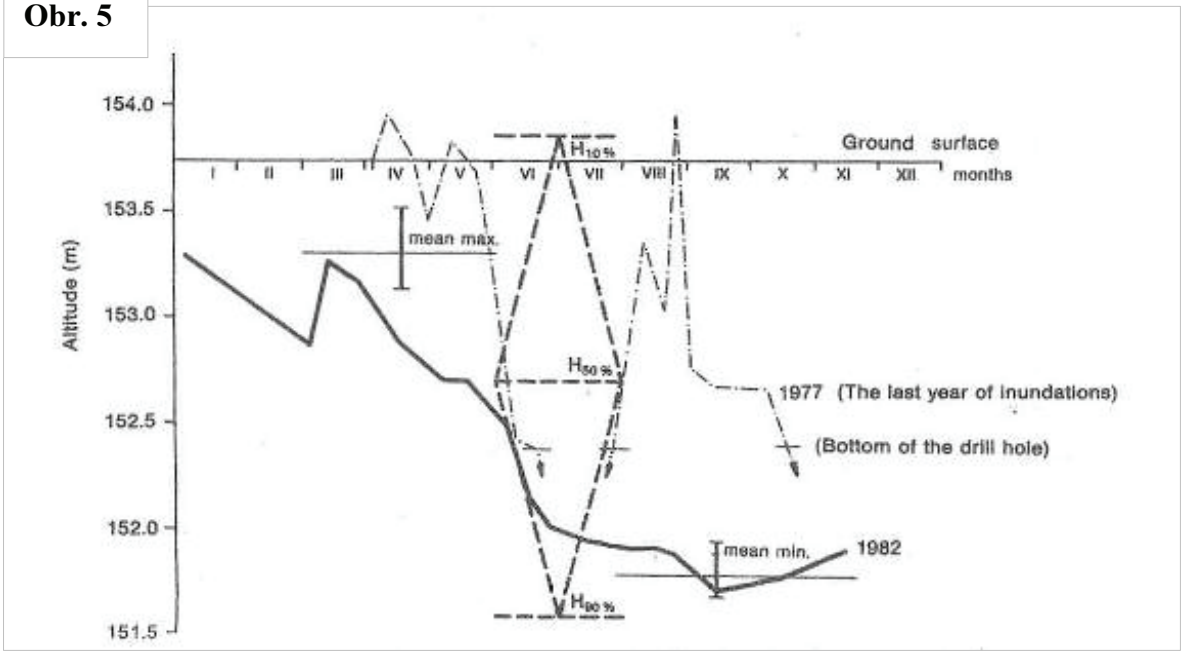
Průtokový režim řeky Moravy a Dyje v oblasti lužních lesů je ovlivněn vedle klimatických faktorů i hydrogeologickými faktory. Při povodňových situacích dochází ke změnám směru proudění vody. Z bilance průtoků v úsecích vodních toků procházejících lužními lesy vyplývá, že dochází ke značným ztrátám vody (obr. 4). Tyto ztráty jsou způsobeny infiltrací do říčních štěrkopísčitých uloženin a pravděpodobně i stavem, kdy v důsledku vyššího průtoku v řece Moravě dochází na soutoku Moravy a Dyje k odtoku vody proti proudu korytem Dyje. Ve vodoměrném profilu limnigrafické stanice Morava – Moravský Ján jsou zaznamenány následně nižší průtoky, snížené o ztrátu vody, která odtéká korytem Dyje nebo infiltruje ve zmíněných úsecích do podloží zvodnělých vrstev. Jedna ze situací nastala např. v době katastrofální povodně v červenci 1997, kdy město Břeclav bylo ohroženo povodňovou vlnou z řeky Moravy s kulminujícím průtokem cca. 1000 $m^3.s^{-1}$ (Prax, Hadaš, Kubík 2001).

Vodovod Podluží

Značným zásahem do vlhkostního režimu půd v severní části území mezi Mikulčicemi a Moravskou Novou Vsí bylo vybudování skupinového vodovodu Podluží, který byl dán do

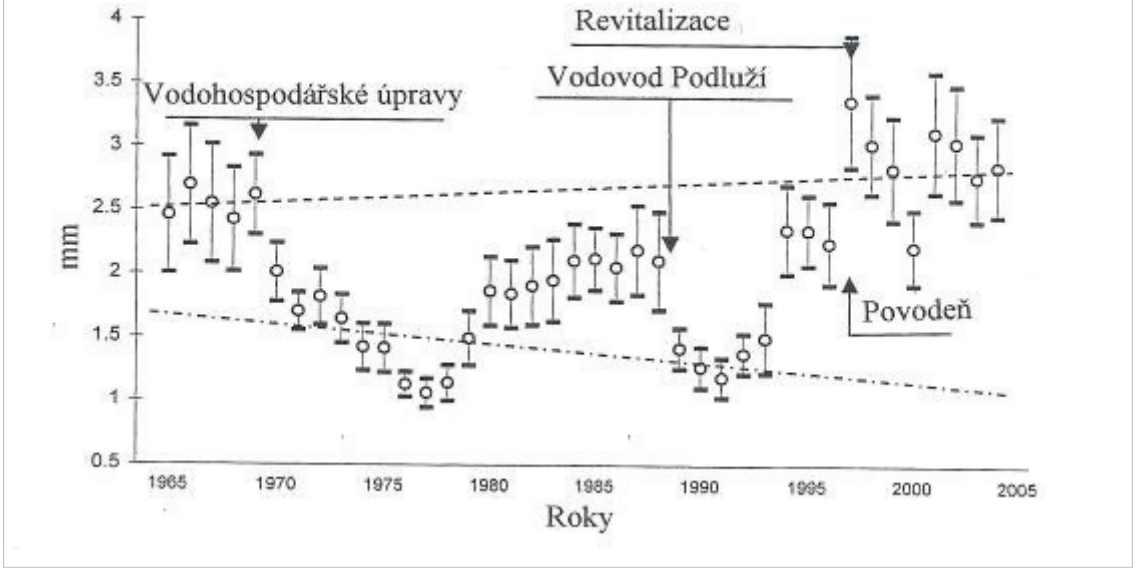
provozu koncem osmdesátých let minulého století. Jaký byl vliv čerpání vody na průběh úrovně podzemní vody v jímacím území vodovodu ukazuje obr. 5, kde jsou zpracovány průměrné údaje naměřených hodnot v období působení přírodních podmínek (do roku 1970), dále po provedení vodohospodářských úprav (1970 až 1987) a po zahájení provozu vodovodu po roce 1988.

Obr. 5



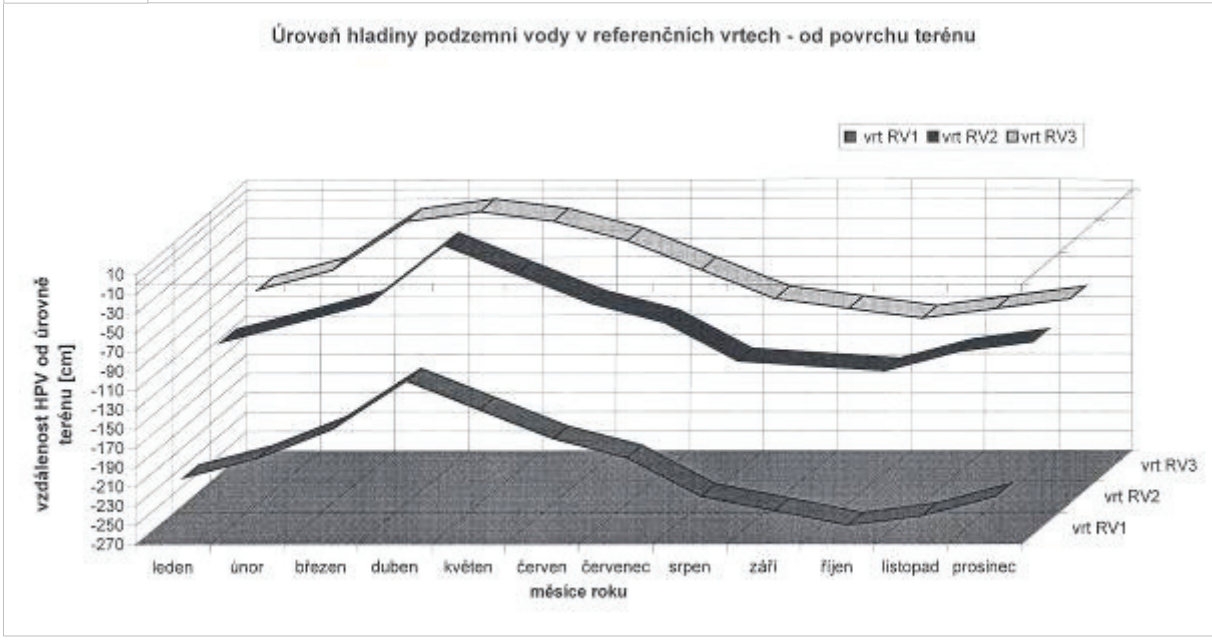
Jaký vliv mají náhlé změny vlhkostního režimu půd na lužní les a jeho produkční potenciál je patrno z obr. 6, kde je znázorněn průběh hodnot radiálních přírůstků u dřeviny jasanu úzkolistého (*Fraxinus angustifolia*).

Obr. 6



V polovině devadesátých let minulého století byl realizován projekt revitalizačních opatření na polesí Tvrdonice, který znamenal zlepšení celkové vlhkostní situace (Vybíral 1996). Byl vybudován systém kanálů se stavítky tak, aby mohla být voda podle potřeby v kanálech náležitě regulována. Tento systém byl později doplněn kontrolními pozorovacími vrty RV1 až RV3, pro něž byl na základě dlouholetých pozorování a měření vypracován ideální průběh úrovně hladiny podzemní vody v průběhu roku (obr. 7).

Obr. 7



Pokud by se podařilo dodržet navrhovaný stav podzemní vody v těchto vrtech, přiblížili bychom se prakticky k optimálnímu stavu přírodních podmínek, které lužní les vyžaduje.

Závěr

Lužní lesy nad soutokem řek Moravy a Dyje zaznamenaly zhruba od šedesátých let minulého století sílící antropický vliv. V této říční krajině bylo možno sledovat jak postupné, tak v určitých obdobích i náhlé změny přírodních podmínek, na které byl lužní ekosystém dlouhodobě adaptován. Dokumentován je vliv rozsáhlých vodohospodářských úprav na řece Moravě v sedmdesátých letech minulého století a také lokální vliv provozu vodovodu Podluží na lužní les. Určité zlepšení hydrologického režimu je možno pozorovat po provedení revitalizačních opatření na polesí Tvrdonice. Úkolem lesníků hospodařících v lužních lesích je optimalizace vlhkostních poměrů, která je mimo jiné nerozlučně spjata s dynamikou hladiny podzemní vody. Pro tento účel byly na polesí Tvrdonice vybudovány monitorovací kontrolní vrty, pro něž byla zjištěna průměrná úroveň hladiny podzemní vody v jednotlivých měsících roku. Je nyní na člověku, který svými zásahy změnil původní přirozené růstové podmínky, na něž byl lužní les adaptován, aby se snažil své necitlivé zásahy napravit. Cílevědomé využívání sítě revitalizačních opatření je jednou z možností.

Literatura

ČERMÁK, J., PRAX, A., 2001: Water balance of the floodplain forests in southern Moravia considering rooted and root-free compartments under contrasting water supply and its ecological consequences. Am. Sci. For. 58: 1-12.

KOUŘIL, Z., 1970: Podzemní vody údolí řeky Moravy. Studia Geographica 10: 221 s.
MRÁZ, K., 1979: Vliv dokončených vodohospodářských úprav na lužní lesy jižní Moravy- Lesnictví 25: s. 45-56.
PENKA, M., VYSKOT, M., KLIMO, E., VAŠÍČEK, F., 1991: Floodplain Forest Ecosystem II. Academia Praha, 629 pp.
PRAX, A., HADAŠ, P., KUBÍK, L., 2001: Problematika umělého povodňování lužního lesa. Sborník semináře „Niva z multidisciplinárního pohledu IV“. MU Brno, Geotest Brno, s. 107-108.
ROŽNOVSKÝ, J., 2007: Klimatologické charakteristiky území. In: M. Hríb a kol.: Allahy – revitalizovaná rybniční soustava. Biosférická rezervace Dolní Morava a Malovaný kraj, Břeclav. S. 18-24.
VYBÍRAL, J., 1996: Základní informace o lužních lesích jižní Moravy. Lužní lesy a mokřady Břeclavska. Moraviapress Břeclav, s. 18-24.

DLOUHODOBÉ ZMĚNY PŮDNÍ REAKCE V PASTEVNÍM AREÁLU TYLOVICE (ROŽNOV POD RADHOŠTĚM)

LONG-TERM CHANGES IN SOIL REACTION IN THE PASTURE AREA TYLOVICE (ROŽNOV POD RADHOŠTĚM)

Julie Kelnarová, Lukáš Třetina, Eduard Pokorný

Ústav agrochemie, půdoznalství, mikrobiologie a výživy rostlin, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno, Česká republika, e-mail: xkelnar0@node.mendelu.cz

Abstrakt

V práci jsou srovnány výsledky půdní reakce drnového horizontu z pastevního areálu Tylovice z let 1927 a 2006. Bylo zjištěno, že celkově nedošlo k poklesu půdní reakce. Výrazně se snížila plošná variabilita. Vliv jednotlivých historických parcel již není patrný. Místa s reakcí nad pH 7 nebyla nalezena. K lokálnímu snížení došlo tam kde pro nedostupnost mechanizačních prostředků pastviny nejsou koseny a dochází k jejich zamokření. Zamokření vede k poklesu reakce až na hodnotu pH 4.3 (taková hodnota nebyla v minulosti naměřena).

Klíčová slova: dlouhodobá změna, půdní reakce, drnový horizont, pastevní areál

Abstract

The study compares data on soil reaction in turf horizon of the pasture area Tylovice from 1927 and 2006. It was found that the soil reaction did not generally decrease. The variability across the area significantly reduced. The effect of individual historical plots has not been apparent any more. No sites with the soil reaction above pH 7 were found. The reduction in the reaction was found at some sites that are not mown due to inability to use mechanization tools, and the pastures are getting wet. The wetting leads to the decline of reaction up to the pH value of 4.3 (such a value was not measured in the past).

Key words: long-term changes, soil reaction, turf horizon, pasture area

Úvod

V roce 1927 proběhl pod dozorem prof. Nováka a ing. Maláče, za spolupráce ředitele rolnicko-lukařské školy v Rožnově pod Radhoštěm pana Vecla průzkum pastviny zemědělské rady moravské v Tylovicích. Cílem bylo prověření půdní reakce. (Jednalo se pouze o část celkového průzkumu v té době prováděného na všech pozemcích Rolnicko-lukařské školy v Rožnově pod Radhoštěm. Výsledky jsou zpracovány a publikovány v práci: Hrdina J., Smolík L., Novák V., Maláč B.: Půdoznalecký prozkum pozemků rolnicko-lukařské školy v Rožnově p./Radhoštěm s okolím. Sborník VÚZ RČS č. 34, MZe Praha 1928, 48 s.).

Na zájmové pastvině, založené již roku 1913 byly vlivem různého obhospodařování na jednotlivých parcelách (od toho roku soustavě hnojené a řádně meliorované) očekávány velmi variabilní výsledky půdní reakce (Novák 1928). Při průzkumu bylo tehdy odebráno a

analyzováno 555 vzorků. Výsledkem šetření byla mapa půdní reakce (její část je na obr. 1), uveřejněná jako příloha ve výše citované publikaci.
Na části pastevního areálu provedli obdobný průzkum pracovníci Ústavu agrochemie, půdoznalství a výživy rostlin, Agronomické fakulty MZLU v Brně v roce 2006. V předkládané práci jsou výsledky z obou průzkumů srovnány.

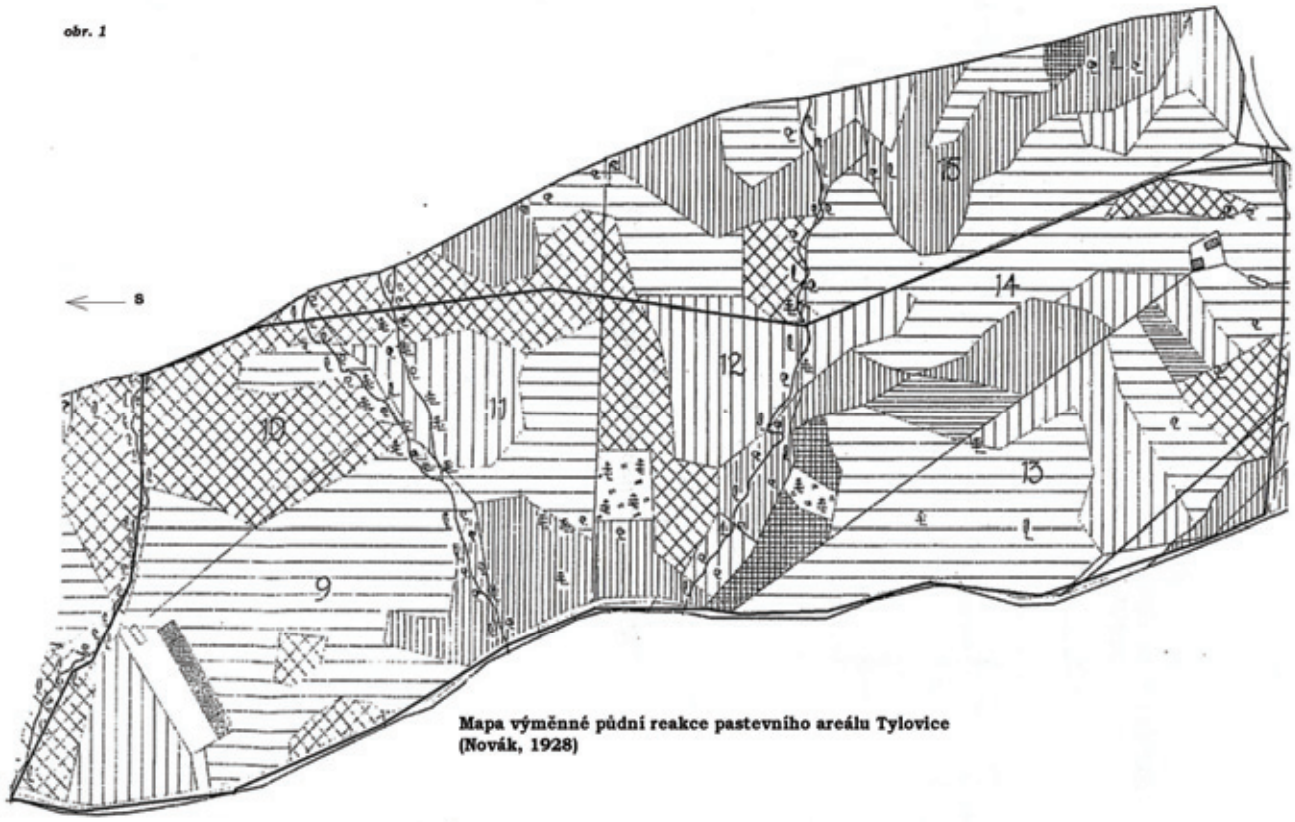
Materiál a metody

Vzorky byly z pastviny (půdně ji lze charakterizovat jako kambizem oglejenou) odebírány pomocí vrtáku v měsíci v říjnu roku 2006. Celkem se odebralo 50 vzorků v hloubce 10-20 cm. Místa odběru byla zaměřena pomocí systému GPS a zakreslena do mapy. Místa odběru tvořila přibližně obdélníkovou síť, tvořenou deseti řadami, ve kterých je vždy po pěti odběrových místech.
Po vysušení vzorků při laboratorní teplotě, byla zemina přesáta přes síto s velikostí oka 2 mm. Výměnná reakce byla stanovena z 10 g vzorku, po přelití 25 ml 1M KCl, kombinovanou elektrodou po 5 min. míchání (Jandák 2003).

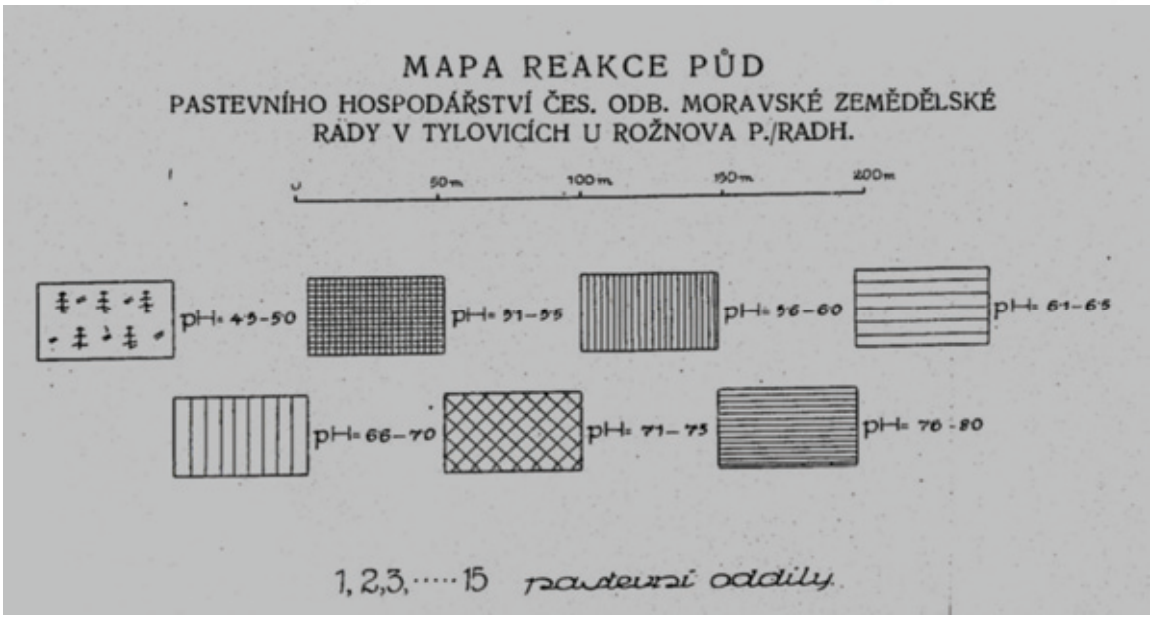
Výsledky a diskuse

a) rok 1927
Z mapky je patrné, že na pastvině převládají dvě reakční rozmezí, jež tvoří celé pády nebo jednotlivé větší okrsky vzájemně se doplňující. Jsou to reakční čísla pH 6,5-7,5 a pH 6-6,5. První reakční rozmezí označuje místa s reakcí neutrální v širším slova smyslu. V užším slova smyslu je možné rozeznávat v tomto reakčním rozmezí 2 zóny a sice: zónu kyselejší s pH 6,5-7 a zónu zásaditější s pH 7-7,5. Obě tyto zóny převládají na pastevních oddílech, které jsou nejblíže hospodářským budovám počínaje oddílem 1, v němž zabírají takřka polovinu celé plochy. Dále postupují několika oddíly, z nichž některé zabírají takřka zcela (oddíl 2, 3, 7 a 10) nebo jen asi z poloviny (4, 5, 11 a 12). Na ostatních pastevních oddílech tvoří menší nebo větší okrsky. V tomto neutrálním reakčním rozmezí sem-tam vynikají ostrůvky s ještě větší alkalitou v rozmezí pH 7,5-8 (oddíly 2, 3, 4, 7, 13 a 14). Zásaditost dostupuje maximální hranice na oddíle 14 o pH=8,0).
Druhé reakční rozmezí s reakcí slabě kyselou o pH 6-6,5 zaujímá některé oddíly takřka úplně (6, 8 a 9) nebo z poloviny (1, 5, 13 a 14). V ostatních oddílech tvoří buď ostrůvky nebo souvislé pásy. Jako u předešlého rozmezí (s reakcí neutrální), tak i zde se objevují místa s reakcí odchylnou od pH 5,5-6, jež tvoří souvislou plochu, zabírající skoro tři čtvrtiny plochy lesíku za tylovickou pastvinou, dále ostrůvky v oddílech číslo 1, 2, 3, 4, 6 a 8 nebo souvislé pásy, jež se táhnou jednotlivými oddíly (9, 10, 11, 14, 15 a 12). Jedině pastevní oddíly 5, 7 a 10 nemají ostrůvky s touto reakcí. Jelikož tato reakce není normálnímu pastevnímu porostu příznivá, bude úkolem vedoucích činitelů vzít zřetel na tato místa, jelikož tvoří dosti velikou plochu, hlavně v oplůtcích s vyšším pořadovým číslem a zvýšit reakci na těchto místech alespoň na pH 6,2-6,5.
Konečně je nutné se zmínit o místech úplně kyselých, jejichž reakční číslo se pohybuje od pH 5,5 dolů. Rozmezí čísel reakčních od pH 5,5-5 bylo nalezeno v lese, sousedícím s tylovickou pastvinou. Mimo to se objevuje tato kyselá reakce také v oddílech 14 a 15. Tato reakce není vhodná pro pastevní porost. Nejkyselejší místa na tylovické pastvině byla nalezena v oddílech 12 a 14, jež vykazují reakční čísla menší než pH 5. Na těchto místech není však volný travní porost, ale byly zde ponechány lesíky.

Z reakční mapy tylovické pastviny je patrné, že snahou vedoucích činitelů bylo docílit zde reakce neutrální, což se jim také z větší části podařilo. Počítáme-li s plochou o reakci pH 6-6,5 jakožto optimem pro normální pastevní porost, je patrné, že celá pastvina až na malé výjimky je ve znamení optimální reakce pro pastevní porost nejvýhodnější.

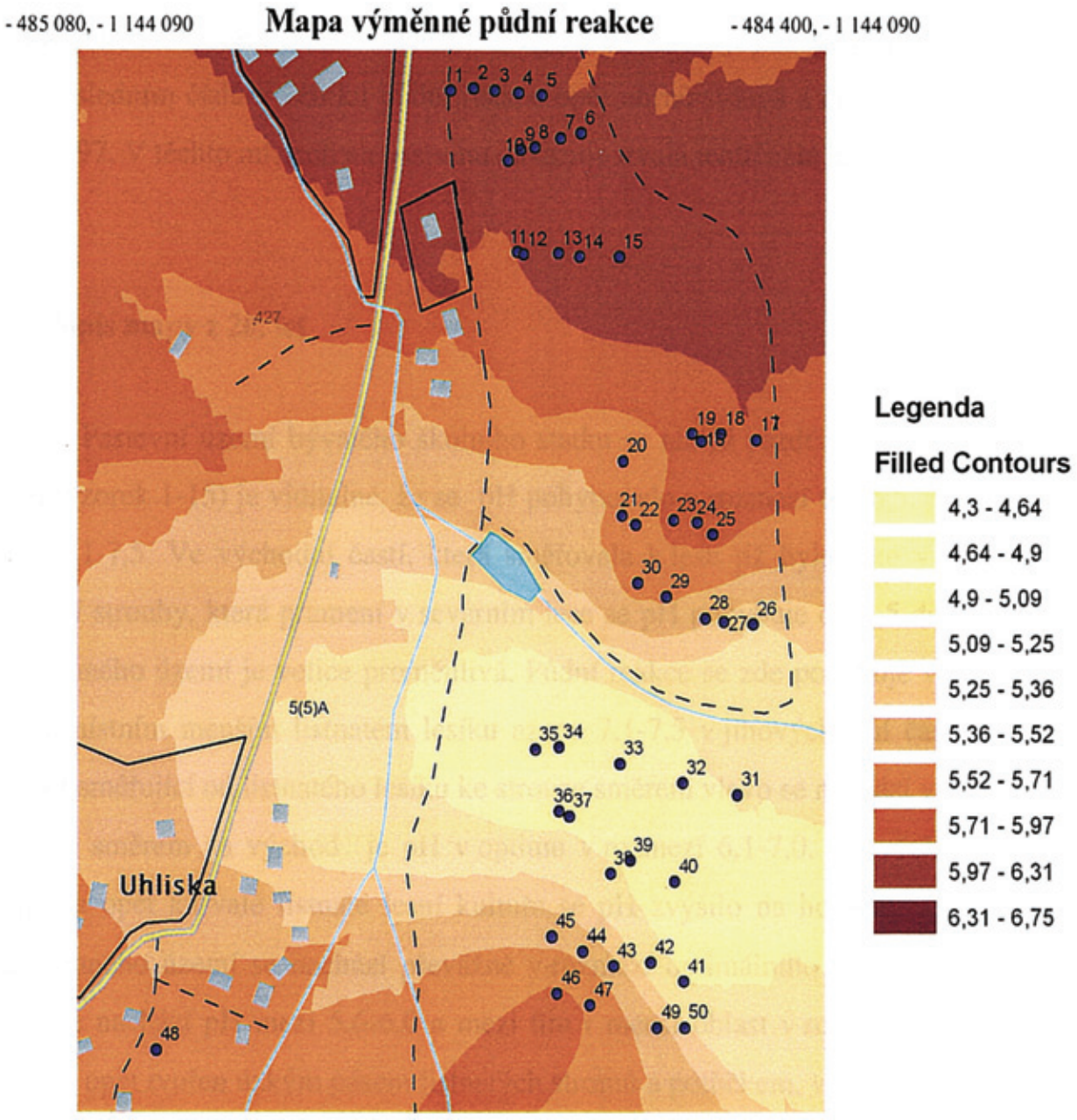


Mapa výměnné půdní reakce pastevního areálu Tylovice (Novák, 1928)



Pokud některá místa jsou kyselejší, než je žádoucí, je možné podle mapy provést příslušnou nápravu hnojením vápenatými hnojivy (Novák, 1928).

Obr. 2



b) rok 2006

V oddílech 10 - 14 uváděných v práci Nováka bylo v roce 2006 odebráno 50 vzorků drnového horizontu. Z výsledků je sestavena mapa 2. Na první pohled je patrné, že došlo k výraznému snížení variability půdní reakce.

V oddílech 9 a 10, kde se v minulosti pH pohybovalo od 6,0 do 7,5 byly v roce 2006 zjištěny hodnoty pH od 6 do 6,3. Celkově došlo k mírnému poklesu půdní reakce ale variabilita hodnot se snížila. Změnu lze spatřovat v systému hospodaření. V současné době dochází k celoplošnému vápnění a tím jsou rozdíly mezi parcelami setřeny. Tato část pastviny je pravidelně kosena.
Směrem k jihu (mírný svah k potoku) se v současnosti začíná půdní reakce, ve srovnání s minulým průzkumem, snižovat. V minulosti se jednalo o část dílce 11 a dílec 12. Půdní reakce se zde tehdy pohybovala od 5,6 do 7,5. Dnes se hodnoty pH pohybují od 4,8 do 6,0. Snížení reakce je v této části dáno zhoršením vodního režimu (zamokřená místa dobře patrná typem porostu). Dostupnost pro mechanizaci je v této části areálu snížena, travní porost není kosen.
Největší změny nastaly na dílech 13 a 14. V současné době se hodnoty pohybují od 4,3 do 5,7. Při průzkumu v roce 1927 byla na části dílu 14 parcela s hodnotami pH od 7 do 8. Na celém dílci se hodnoty pohybovaly od 5,1 do 8,0. Dnes není tato část pastevního areálu využívána. Kolem protékajícího potoka nacházíme zbahnělá místa. Porost není kosený. Za tohoto stavu dochází k okyselení půdy.
Z výsledků je patrno, že půdní reakce je na zkoumané lokalitě výrazně závislá na antropogenní činnosti. Ke snížení dochází zejména tam, kde byl porušen vodní režim a dochází k povrchovému zamokření. Je to zejména v místech nedostupných pro mechanizaci a v současnosti nekosených. Za 80 let došlo k výrazné homogenizaci prostředí (oblasti s pH nad 7 se na pastvině nevyskytují). Vliv jednotlivých historických parcel již není patrný.

Závěr

Srovnáním výsledků průzkumů půdní reakce z let 1927 a 2006 na pastevním areálu Tylovice (Rožnov pod Radhoštěm) bylo zjištěno, že celkově nedošlo k poklesu půdní reakce. Výrazně se snížila plošná variabilita. Vliv jednotlivých historických parcel již není patrný. Místa s reakcí nad pH 7 nebyla nalezena. K lokálnímu snížení došlo tam, kde pro nedostupnost mechanizačních prostředků pastviny nejsou koseny a dochází k jejich zamokření. Zamokření vede k poklesu reakce až na hodnotu pH 4,3 (taková hodnota nebyla v minulosti naměřena).

Poděkování

Příspěvek byl zpracován s podporou Výzkumného záměru č. MSM6215648905 „Biologické a technologické aspekty udržitelnosti řízených ekosystémů a jejich adaptace na změnu klimatu“ uděleného Ministerstvem školství, mládeže a tělovýchovy České republiky.

Literatura

BEDRNA, Z., HRAŠKO, J., SOTÁKOVÁ, S., 1968: Poľnohospodárske pôdoznalectvo. SVPL, Bratislava, 1968.

CULEK, M., 1995: Biogeografické členění České republiky. ENIGMA, Praha, 1995, 347 s. ISBN 80-85368-80-3.

DYKYJOVÁ, D. a kol., 1989: Metody studia ekosystémů. Academia, Praha, 1989, 692 s. ISBN 21-046-89.

HRDINA, J., SMOLÍK, L., NOVÁK, V., MALÁČ B., 1928: Půdoznalecký prozkum pozemků rolnicko - lukařské školy v Rožnově p./Radhoštěm s okolím. Sborník VÚZ RČS č. 34, MZe Praha, 1928, 48 s.).

JANDÁK, J. a kol., 2003: Cvičení z půdoznalství. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, 2003, 92 s. ISBN 80-7157-733-2.

RYCHNOVSKÁ, M. a kol., 1987: Metody studia travinných ekosystémů. Academia, Československá akademie věd. Praha, 1987, 272 s. ISBN 21-119-87.
SÁŇKA, M., MATERNA, J., 2004: Indikátory kvality zemědělských a lesnických půd ČR. Planeta, Praha, 2004, 84 s. ISBN 1213-3393.
STÁVKOVÁ, J., DUFEK, J., 2003: Biometrika, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, 2003, 194 s. ISBN 80-7157-486-4.
TOMÁŠEK, M., 2000: Půdy České republiky, Český geologický ústav Praha, 2000.

MONITORING PÔD A TVORBA NOVÝCH INFORMÁCIÍ PRE STRATÉGIU OCHRANY A VYUŽÍVANIA PÔD V SR A EU

SOIL MONITORING AND CREATION OF NEW INFORMATION FOR PROTECTION AND LAND USE STRATEGY IN SR AND EU

Jozef Kobza

Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy, Bratislava, Regionálne pracovisko, Mládežnícka 36, 974 04 Banská Bystrica, Slovenská republika, e-mail: kobza.vupop@bystrica.sk

Abstrakt

Jednou z dôležitých iniciatív Európskej stratégie monitoringu pôd je stimulácia národných stratégií ochrany pôdy a ich hodnotenia. Snahou EK je priblíženie takého monitorovacieho procesu, ktorý by bol nápomocný pre riadenie všetkých aktivít na pôde vrátane ochrany pôdy a jej funkcií transparentným spôsobom vo všetkých krajinách EÚ. V súlade s koncepciou Európskej stratégie, v monitorovacom systéme pôd Slovenska je zahrnuté sledovanie dôležitých vlastností pôd podľa konkrétnych ohrození (kontaminácia pôd, acidifikácia, alkalizácia a sodifikácia pôd, úbytok pôdnej organickej hmoty a makro- a mikroelementov, kompakcia a erózia pôd). Na základe dosiahnutých výsledkov možno konštatovať, že výraznejšie zmeny vlastností pôd boli zistené pri znížení obsahu prístupných živín a pôdnej organickej hmoty, ako aj pri niektorých parametroch fyzikálnej degradácie pôd.

Kľúčové slová: monitoring pôd, ochrana pôd, využitie pôdy a krajiny, informačný systém o pôde

Abstract

One of the important initiatives of European Strategy on soil monitoring is a stimulation of national strategies of soil protection and their evaluation. In effort of European Commission is an approximation of such soil monitoring process which will be helpful for management of all activities on soil including soil protection and functions of soil by transparent manner in all EU countries. In harmony with European strategy important soil properties concerning recommended concrete threats to soil are included in soil monitoring system in Slovakia (soil contamination, soil acidification and alkalization and sodification, decline in soil organic matter and macro- and micronutrients, soil compaction and soil erosion). On the basis of obtained results it may be said that significant soil changes have been indicated in available nutrients and soil organic matter decline as well as in some parameters of physical degradation of soil.

Key words: soil monitoring, soil protection, land use, soil information system

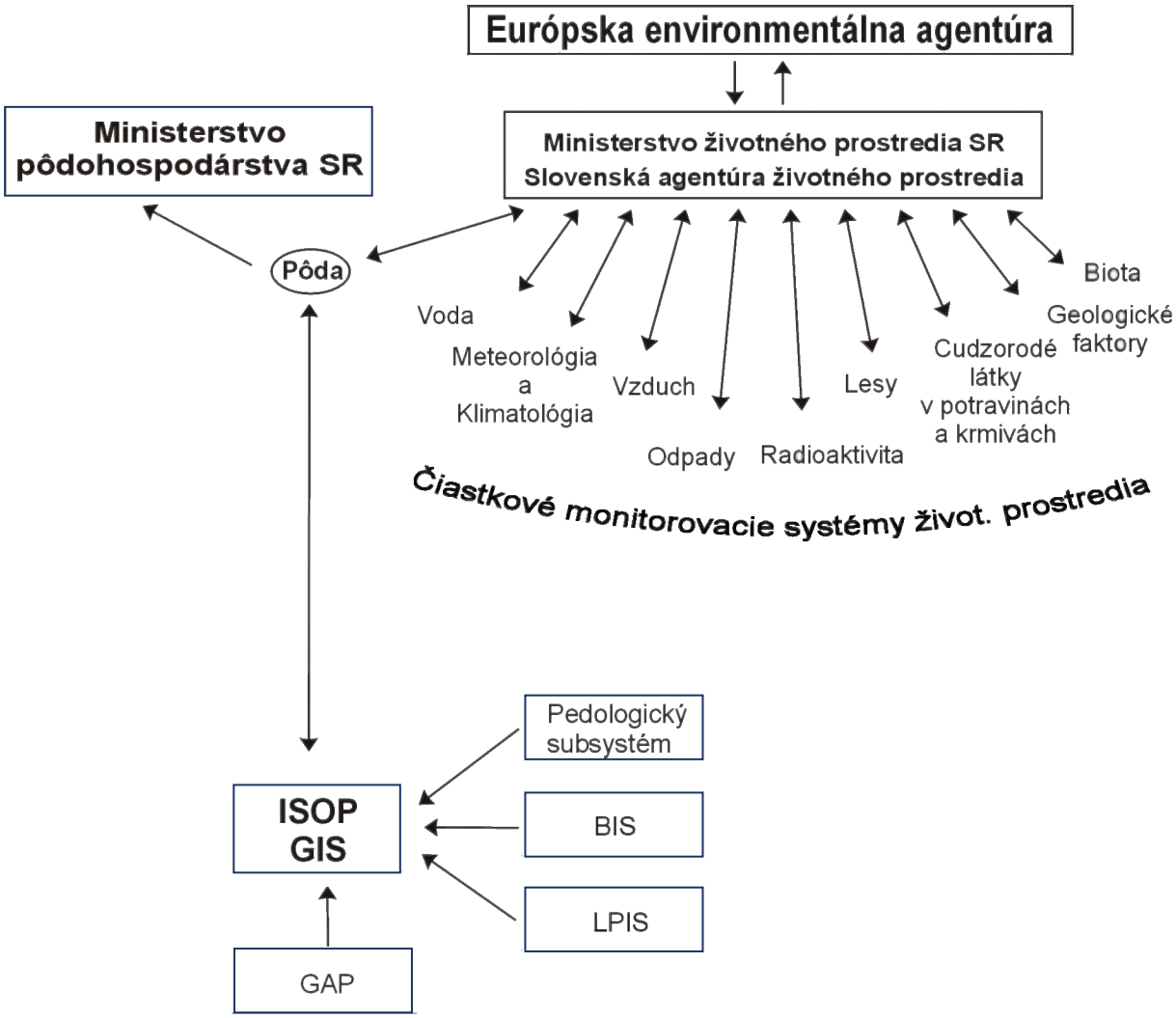
Vstupom do spoločenstva krajín EU sa vnáša viac svetla aj do pôdnej politiky našej krajiny, ktorá sa tak stáva súčasťou Európskej pôdnej politiky. Jej úsilím je mobilizovať a akcelerovať všetky Európske výskumné a vedecké kapacity zaoberajúce sa pôdou, jej postavením a funkciami v životnom prostredí s dôrazom na jej ochranu v snahe zachovať ju v trvalo udržateľnom stave aj pre budúce generácie. To znamená na jednej strane maximálne využiť existujúce poznatky o pôdach, na druhej strane zabezpečiť ich kompatibilitu a integráciu v rámci európskeho spoločenstva. Tá druhá požiadavka je práve úlohou v súčasnosti pracujúcich Európskych komisií pre rôzne oblasti pôdnej politiky zahŕňajúc aj výkon ochrany pôdy. Tento predpokladá permanentné sledovanie jej stavu spojené s predikciou jej ďalšieho možného vývoja. Monitoring pôd tak má osobitné postavenie pri stratégii ochrany, ako aj

ďalšieho využívania pôdy. Táto koncepcia bola plne chápaná a aj uplatnená v európskej stratégii pôd, osobitne pre výkon monitoringu pôd v EU, ktorá bola publikovaná v roku 2004 v Luxemburgu a na ktorej vypracovaní sa podieľal aj Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy v Bratislave.
Európska stratégia pre výkon monitoringu pôd je tu zahrnutá v nasledovných hlavných bodoch:

- Monitoring pôd je chápaný ako integrovaná časť monitoringu životného prostredia;
- Pre každú z reálnych ohrození (threats to soil), ako je napr. acidifikácia, salinizácia a sodifikácia pôd, kontaminácia pôd, úbytok pôdnej organickej hmoty a prístupných živín, kompakcia a erózia pôd, biodiverzita pôd sú identifikované parametre a indikátory pre potrebu ich monitorovania;
- Bude vypracovaný program meraných základných pôdnych parametrov každej monitorovacej lokality, ktoré budú súčasťou európskej pôdnej monitorovacej siete s možnosťou prepojenia na existujúce údaje o pôdach vo vzťahu k európskej pôdnej mape v M 1:1 000 000;
- Existujúce národné údaje budú harmonizované do takej miery, ako to len bude možné;
- Taktiež bude nevyhnutné harmonizovať všetky budúce aktivity (popis pôdneho profilu a lokality, odber pôdnych vzoriek, analytické metódy a pod.);
- Súčasťou tejto iniciatívy bude aj stimulácia národných stratégií ochrany pôdy a ich hodnotenia;
- Európska komisia sa zaväzuje ustanoviť priblíženie takéhoto pôdneho monitorovacieho procesu na báze už existujúcich monitorovacích systémov, avšak s vývojom mechanizmu, ktorý by lepšie pomohol manažovať aktivity na pôde, lepšie chrániť pôdu a jej funkcie transparentným spôsobom v rámci celého európskeho spoločenstva;
- Dôležitým krokom bude tiež vytvorenie základnej (štartovacej) databázy nevyhnutnej pre celkové hodnotenie pôd európskeho spoločenstva.

V rámci monitoringu pôd SR, ktorý je u nás realizovaný od roku 1992 (na základe Uznesenia vlády SR č. 449 z 26.5.1992, ako aj ďalších dôležitých ustanovení – Uzn. vlády SR č. 620 zo 7.9.1993, Uzn. vlády SR č. 7 z 12.1.2000, ako aj Uzn. vlády SR č. 664 z 23.8.2000, najnovšie v roku 2005 bola schválená interným predpisom MŽP SR nová koncepcia a ďalšia realizácia monitoringu životného prostredia SR) sledujeme celý rad dôležitých pôdnych parametrov, ktoré v nadväznosti na návrh EK súvisia s konkrétnymi ohrozeniami pôdy (acidifikácia, alkalizácia a sodifikácia pôd, kontaminácia pôd, obsah pôdnej organickej hmoty a makro- a mikroelementov, kompakcia a erózia pôd).
Na základe nami doteraz zistených poznatkov najvýraznejšie zmeny sme zistili pri zhoršovaní fyzikálneho stavu a erózie pôd najmä na intenzívne obhospodarovaných poľnohospodárskych pôdach tiež výrazný úbytok prístupných živín najmä na orných pôdach. V poslednej dobe zisťujeme mierny nárast pôdnej organickej hmoty na niektorých lokalitách a pôdach. V kontaminácii pôd sme od začiatku monitorovania pôd zatiaľ nezistili štatisticky preukazné zmeny, čo však znamená, že lokality ktoré boli už v minulosti kontaminované si tento nepriaznivý stav udržujú aj v súčasnosti. V súčasnosti sa pripravuje publikácia k najnovšiemu stavu a vývoju hodnotených parametrov vo vzťahu k uvedeným ohrozeniam pôdy za 3. ukončený cyklus monitoringu pôd v SR.
Jeden z článkov 6. Environmentálneho Akčného programu Komisie EU (článok 10) zo dňa 24.1.2001 hovorí o monitoringu a hodnotení jeho výsledkov, ako aj o ich implementácii do národných pôdnych politík. Komplexnosť opatrení musí byť v spojitosti s udržateľným vývojom nielen pôd, ale aj krajiny. Preto tieto opatrenia musia byť riešené tak, aby nedochádzalo k poškodzovaniu ochranných funkcií pôdy, a teda k narušeniu stability krajinného celku. Najúčinnejšie môžu byť vtedy, keď ich komplexnosť bude premietnutá v štátnej pôdnej politike.

Štátna pôdna politika SR deklaruje, že pôda je a zostane základňou environmentálneho, ekologického, ekonomického a sociálneho potenciálu Slovenska, a preto musí byť starostlivo chránená pred poškodením. Novelou v oblasti poľnohospodárskeho pôdneho fondu je Zákon č. 220/2004 Z.z. o ochrane a využívaní poľnohospodárskej pôdy, ktorý by mal viesť ku skvalitneniu a ujednoteniu štátnej správy na úseku ochrany poľnohospodárskeho pôdneho fondu s cieľom chrániť poľnohospodársky pôdny fond pred degradáciou. Aby však táto novela mohla naplniť svoje poslanie, treba poznať, čo predchádza vlastnej degradácii pôd a akým smerom sa uberá vývoj našich pôd. V poslednom období bol riešiteľským kolektívom monitoringu pôd SR vypracovaný materiál „Návrh regulačných pôdoochranných opatrení z výsledkov monitoringu pôd SR“ pre aplikáciu niektorých ustanovení Zákona č. 220/2004 Z.z. o ochrane a využívaní poľnohospodárskeho pôdneho fondu, ktorý by mal slúžiť k jeho zavedeniu do praxe, a tým zvýšiť ochranu našich pôd. Územie Slovenskej republiky ohrozené degradáciou poľnohospodárskej pôdy eviduje Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy v Bratislave v rámci odbornej činnosti pre oblasť ochrany poľnohospodárskej pôdy (v rámci tzv. Pôdnej služby).



Vysvetlivky: ISOP – informačný systém o pôde, GIS – geografický informačný systém, GAP – geochemický atlas pôd, BIS – bonitačný informačný systém, LPIS – Land parcel identification system

Súčasný stav kvality pôdneho krytu SR je výsledkom dlhodobého prirodzeného vývoja a súčasne je aj produktom človeka. Tak ako má pôda svoju minulosť, má aj svoju súčasnosť a bude mať aj svoju budúcnosť. Pôda bude stále viac ovplyvňovaná človekom. Preto je potrebné zabezpečiť takú úroveň vzťahu človeka k pôde, ktorá negatívne neovplyvní budúcnosť našich pôd. Táto úloha vyplýva z potreby aproximovať základný zákon o ochrane našich pôd s najnovším odborným a legislatívnym vnímaním pôdy v medzinárodnom priestore a najmä v EU. To predpokladá dobudovať informačný systém monitoringu pôd vo vzťahu k monitoringu životného prostredia nielen v rámci SR, ale aj v rámci EU, čo sa už aj prostredníctvom SAŽP v Banskej Bystrici (ako koordinátora informačného systému monitoringu ŽP) realizuje i vo vzťahu k Európskej environmentálnej agentúre (EEA).

Literatúra

HUBER, S., SEYED, B., FREUDENSCHUSS, A., ERNSTSEN, V., LOVELAND, P., 2001: Proposal for an European soil monitoring and assessment framework. Technical report, EEA, May 2001, Copenhagen, 58 pp.

KOBZA, J., BARANČÍKOVÁ, G., MAKOVNÍKOVÁ, J., STYK, J., ŠIRÁŇ, M., VOJTÁŠ, J., 2005: Návrh regulačných pôdoochranných opatrení z výsledkov monitoringu pôd SR. VÚPOP Bratislava, 24 s.

MPSR, 2004: Zákon č.220/2004 Z.z. o ochrane a využívaní poľnohospodárskej pôdy z 10. marca 2004. In: Zbierka zákonov SR, čiastka 96 z 28.4. 2004, MP SR Bratislava, s. 2278-2315.

VAN-CAMP, L., BUJARRABAL, B., GENTILE, A-R., JONES, R.J.A., MONTANARELLA, L., OLAZABAL, C., SELVARADJOU, S-K., 2004: Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection. EUR 21 319 EN/5, 872 pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

PASPORTIZACE ÚČINNÝCH LÁTEK POUŽÍVANÝCH NA OCHRANU ROSTLIN V ČR A JEJÍ VZTAH K PŮDNÍMU INFORMAČNÍMU SYSTÉMU

DATABASE OF ACTIVE SUBSTANCES USED IN THE CZECH REPUBLIC FOR THE PLANT PROTECTION AND ITS RELATION TO THE SOIL INFORMATION SYSTEM

Vít Kodeš[1], Josef Kozák[2]

[1]Český hydrometeorologický ústav, Na Šabatce 17, 143 06, Praha 4, Česká republika, e-mail: kodes@chmi.cz
[2]Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 129, 165 21, Praha 6, Česká republika, e-mail: kozak@af.czu.cz

Abstrakt

Jako první krok při řešení projektu „Výskyt a transport pesticidů v hydrosféře ČR a nové metody optimalizace monitoringu pesticidů v hydrosféře ČR“ bylo vytvoření pasportů účinných látek používaných pro ochranu rostlin v České republice obsahujících mimo jiné základní identifikační údaje, informace o relevantních fyzikálně-chemických vlastnostech a chování v půdním i vodním prostředí, prostorové distribuci na území ČR, výskytu na území ČR a dalších informačních zdrojích. Informace v pasportech jsou výsledkem rešeršní činnosti, zpracovaných dat monitoringu účinných látek v ČR i dat z laboratorních i terénních experimentů prováděných pro různé půdní typy. V kombinaci s půdním informačním systémem tvoří komplexní informační základnu pro odhad chování jednotlivých účinných látek v půdním prostředí a další úlohy v oboru ochrany půd a ochrany životního prostředí. Data jsou uložena v RDBMS Oracle s uživatelským rozhraním přístupným na WWW a jsou průběžně doplňována a aktualizována.

Klíčová slova: databáze, pesticidy, fyzikální vlastnosti, chemické vlastnosti, distribuce pesticidů v ČR, výskyt pesticidů v hydrosféře ČR, monitoring, laboratorní a polní experimenty, půdní informační systém, půda a ochrana vod

Abstract

The database of the active substances used in the Czech Republic for plant protection was created primarily for purpose of solution of the research project “Occurrence and transport of pesticides in the hydrosphere of the Czech Republic”. The database for each pesticide contains: basic identification data, physical and chemical properties, behavior in soil and water, application distribution in the Czech Republic, occurrence in the hydrosphere of the Czech Republic and so on. Data were obtained from the available literature, pesticide monitoring in the Czech Republic, field and laboratory experiments performed for selected soil types. Connection of pesticides database and the soil information system provides complex information background for assessment of pesticide behavior in soil of the Czech Republic. Data stored in RDBMS Oracle are regularly updated and accessible via WWW interface.

Keywords: database, pesticides, physical properties, chemical properties, pesticides distribution in the Czech Republic, pesticides occurrence in the hydrosphere of the Czech Republic, monitoring, laboratory and field experiments, soil information system, soil and water protection

Úvod

Mezi významné difúzní zdroje znečištění vod v České republice patří dusíkaté látky a látky na ochranu rostlin intenzivně používané v zemědělství k ochraně zemědělských plodin. Monitoring látek na ochranu rostlin je na rozdíl od monitoringu dusíkatých látek velmi nákladný. Základní požadavek na monitoring jakosti povrchových a podzemních vod je v § 21 zákona č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon) v aktuálním znění. Požadavky na programy monitoringu, jsou také definovány v článku 8 Směrnice č. 2000/60/ES ustavující rámec pro činnosti Společenství v oblasti vodní politiky (Rámcová směrnice) a zejména v její přílohách V a VIII, týkajících se i monitoringu biocidů a prostředků na ochranu rostlin. V roce 2006 začalo řešení projektu „Výskyt a transport pesticidů v hydrosféře a nové metody optimalizace monitoringu pesticidů v hydrosféře ČR“ ve spolupráci Českého hydrometeorologického ústavu a České zemědělské univerzity v Praze. Projekt je zaměřen na nové postupy umožňující kvalitnější monitorování zátěže a stavu vodních ekosystémů. V rámci projektu jsou řešeny důležité otázky ochrany životního prostředí v oblasti zatížení půdního prostředí a hydrosféry látkami, které se plošně aplikují ve velkých množstvích a mají negativní dopad na vodní ekosystémy. V současné době je povoleno a používá se v ČR cca 270 účinných látek. V minulosti se používaly další dnes zakázané, většinou organochlorované látky, na které se vztahuje Stockholmská úmluva o perzistentních organických polutantech. Aplikací výsledků projektu do návrhu monitorovacího programu pesticidů v hydrosféře vznikne kvalitnější a efektivnější monitoring využívající nové postupy, který zajistí, že budou sledovány pouze látky relevantní pro danou lokalitu, monitorovanou matrici a v relevantních termínech. Tímto způsobem dojde k úspoře finančních prostředků na monitoring. Zároveň budou výsledky monitoringu pesticidů reprezentativnější a umožní účinnější návrhy programu opatření v oblastech povodí a tím i rychlejší zlepšení kvality vodních toků, nádrží i podzemních vod jakožto významných zdrojů pitných vod.

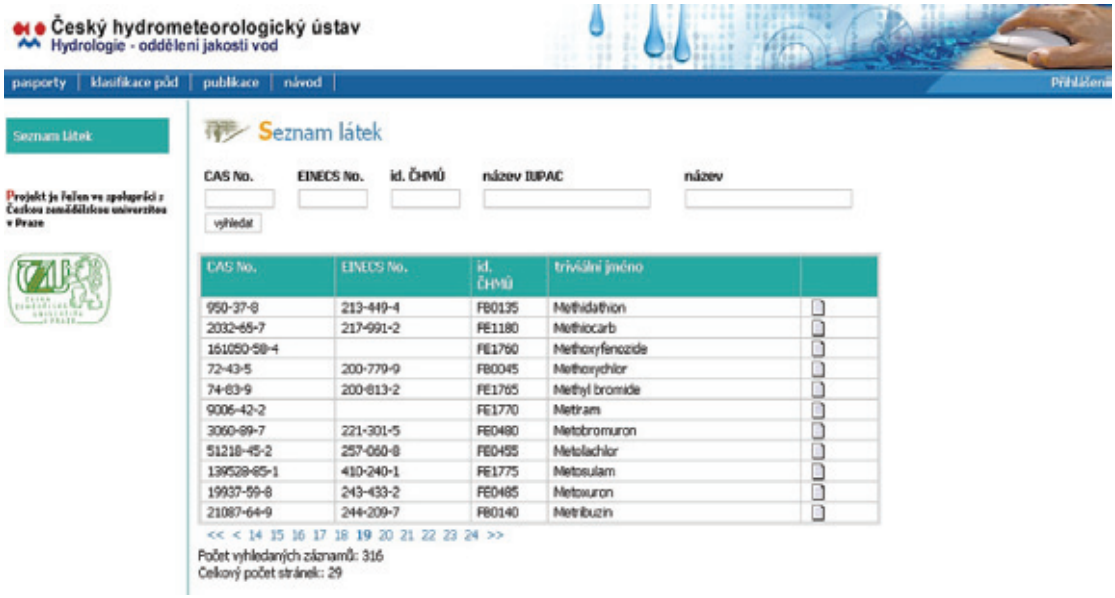
Projekt má definován následující dílčí cíle:

1. Identifikovat nejproblémovější pesticidy pro kontaminaci vodních ekosystémů a seskupit je podle chování v půdním a vodním prostředí.
2. Experimentálně stanovit chování pesticidů v půdním prostředí ČR a numericky modelovat jejich transport v půdním profilu.
3. Vytvořit specifické mapy zranitelnosti povrchových vod pro jednotlivé skupiny účinných látek.
4. Vytvořit specifické mapy zranitelnosti podzemních vod pro jednotlivé skupiny účinných látek.
5. Určit rizikové oblastí, kde je třeba věnovat zvýšenou pozornost otázce aplikace a výskytu pesticidů.
6. Ověřit výskyt pesticidů v hydrosféře rozšířeným monitoringem.
7. Navrhnout způsob zajištění zpětné vazby mezi procesem povolování a registrace prostředků pro ochranu rostlin a monitoringem pesticidů v hydrosféře ČR.
8. Navrhnout metodiku pro optimalizaci programu monitoringu pesticidů a vlastní optimalizovaný program monitoringu.

Metodika a výsledky

V rámci řešení dílčího cíle č. 1 projektu byla vytvořena WWW aplikace (obrázek 1) pro pasportizaci jednotlivých účinných látek používaných v ČR. Tato dynamická WWW aplikace využívá prostředků RDBMS Oracle a mapového serveru WebMap. Byl navržen datový model rozšiřující stávající informační systém jakosti povrchových a podzemních vod provozovaný ČHMÚ v RDBMS Oracle umožňujicí přímo využívat stávající informace uložené v tomto

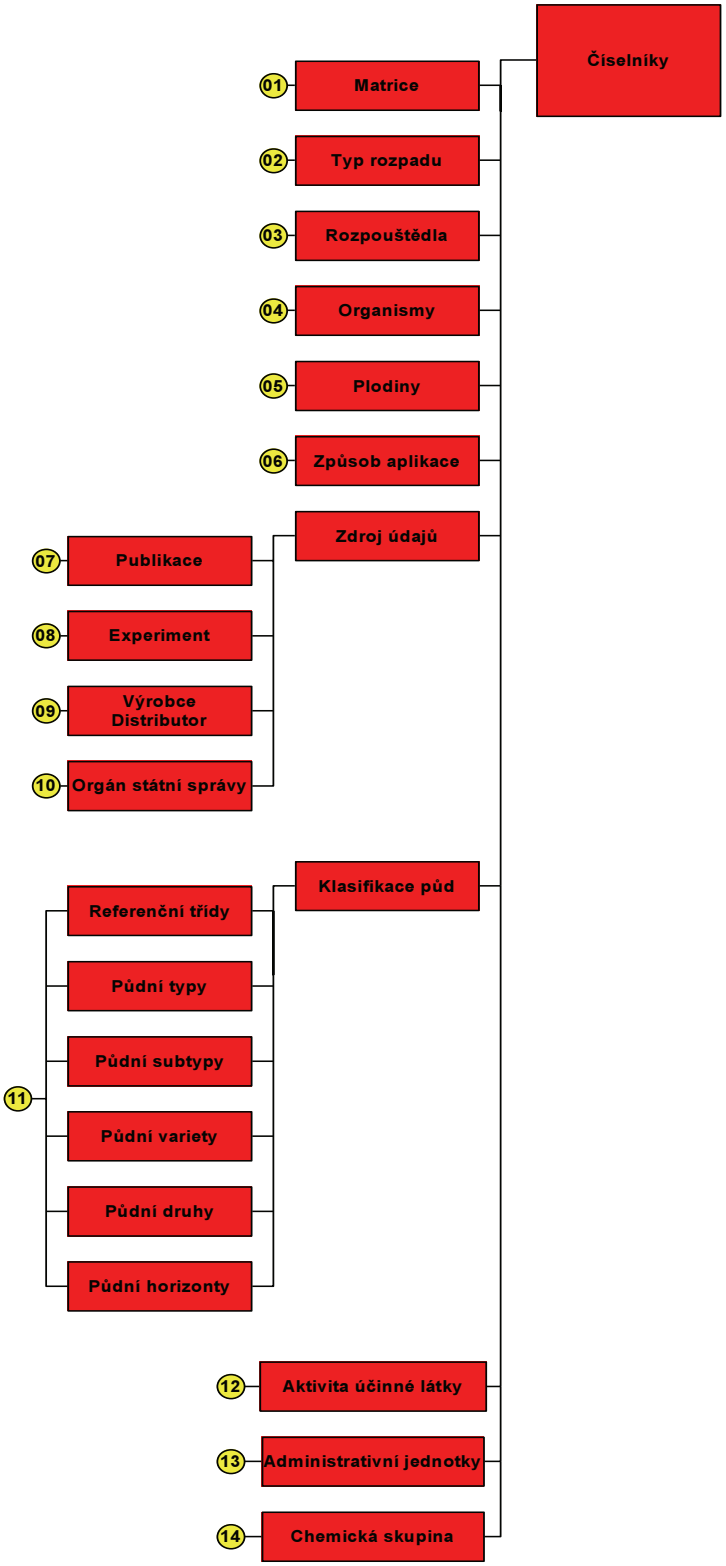
systému. WWW aplikace umožňuje ukládat data do informačního systému, data zpracovávat a následně zpět prezentovat na WWW. Aplikace je vyvíjena tak, aby bylo možno jejím prostřednictvím zpracovávat data pro účely všech výše definovaných dílčích cílů projektu. Pasporty slouží jako sdílená informační základna členům řešitelského týmu, prostředek pro uložení výsledků literární rešerše, zpracovávaných dat, výsledků řešení projektu včetně výsledků experimentů a jejich poskytnutí odborné veřejnosti.
Pro zabezpečení konzistence datových souborů byly do aplikací implementovány číselníky (obrázek 2) používané při vkládání informací všemi členy řešitelských týmů. Obsah pasportů je schématicky znázorněn na obrázku 3. V rámci pasportizace byla provedena rešerše informací o fyzikálně-chemických, toxikologických a ekotoxikologických vlastnostech účinných látek používaných v ČR. Pro tuto rešerši byly použity údaje z literatury a specializovaných WWW stránek např. FOOTPRINT pesticide properties database, ESIS - European Chemical Substances Information System, The ARS Pesticide Properties Database, Compendium of Pesticide Common Names, U.S. EPA Pesticides Fact Sheets, PAN Pesticide Database atd.



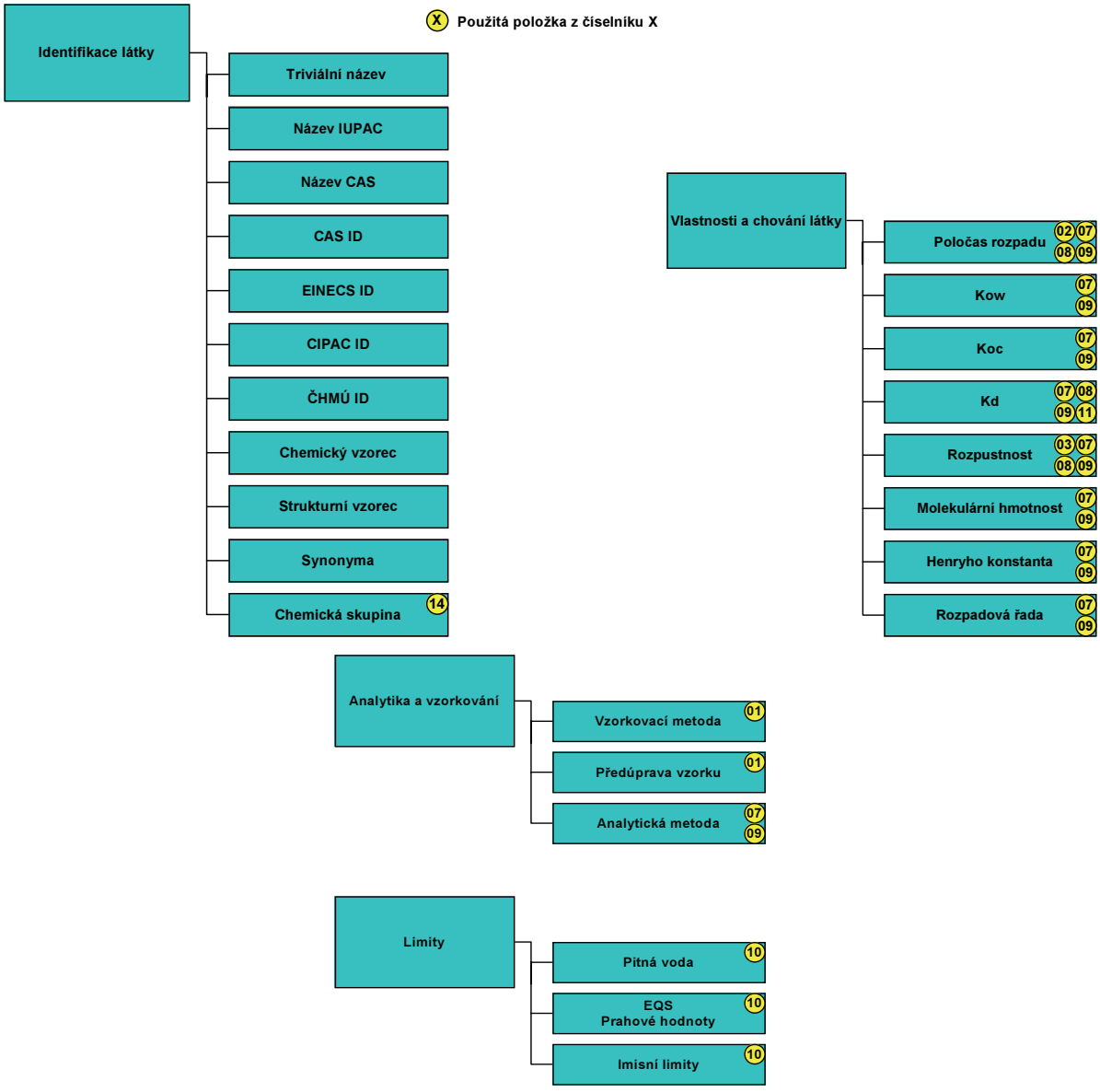
Obr. 1 Úvodní stránka aplikace

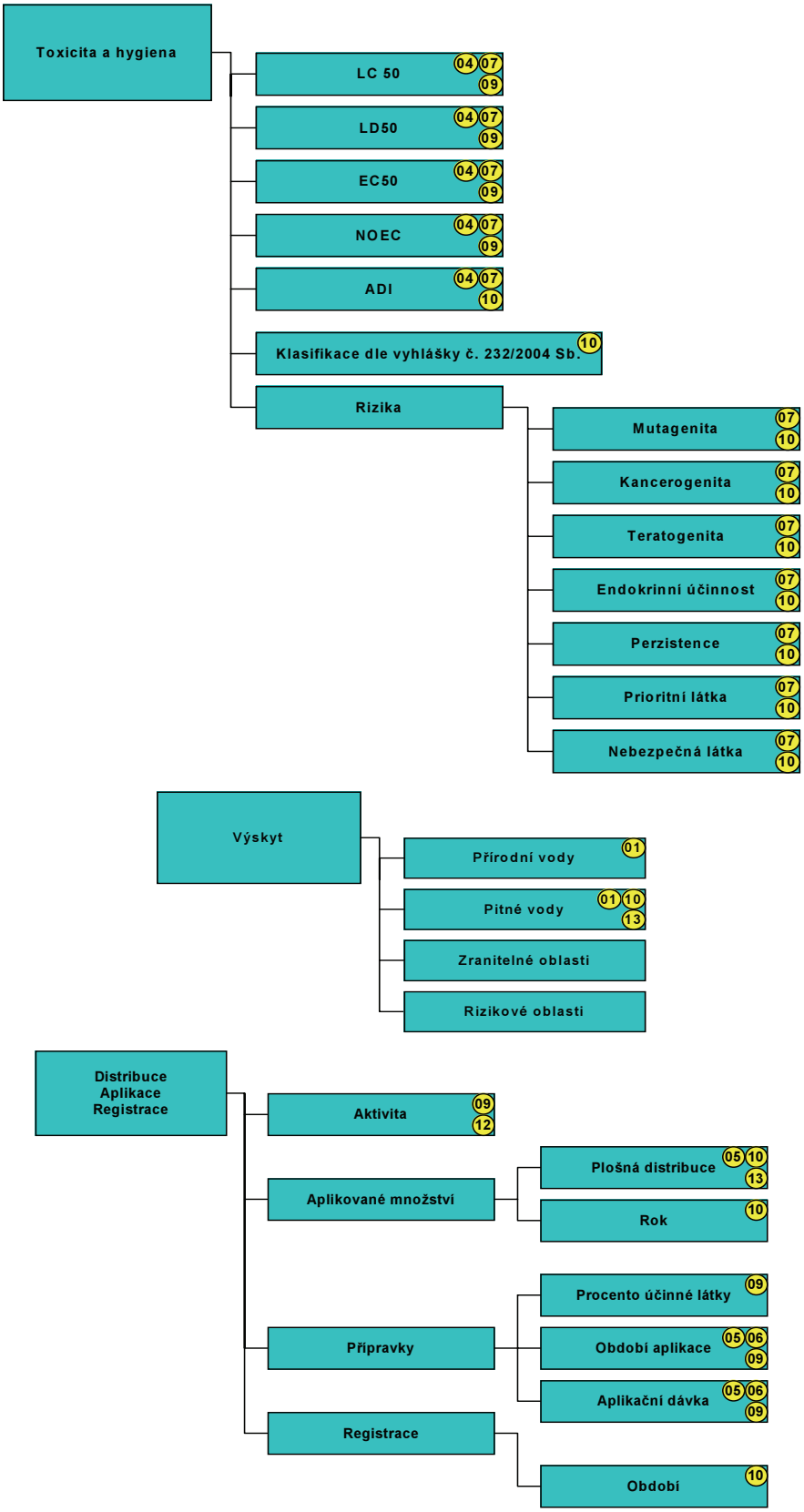
Byly zpracovány výsledky dosavadního monitoringu pesticidů z informačního systému jakosti vod provozovaného ČHMÚ, monitoringu správců povodí, monitoringu Zemědělské vodohospodářské správy a monitoringu pitných vod zabezpečovaného Státním zdravotním ústavem. Dále byly zpracovány údaje Státní rostlinolékařské správy o aplikovaných množstvích účinných látek v ČR v letech 1994 – 2006. Dokončuje se rešerše dostupných analytických metod pro účinné látky a zpracovávají se údaje o registrovaných a používaných přípravcích na ochranu rostlin. Pro účely hodnocení a zpracování vlastností účinných látek v rámci projektu jsou do pasportů implementovány různé výpočetní operace nad uloženými daty např. statistické výpočty, klasifikace, výpočet indexu GUS (Gustafson, 1989).
Pro dokumentaci a uložení výsledků experimentů pro další zpracování v rámci projektu je k dispozici rozhraní umožňující definovat podmínky experimentu, použitý půdní materiál a uložit výsledky experimentů. Pro definici půdního materiálu je implementován Taxonomický klasifikační systém půd ČR (Němeček et al., 2001) a výsledky experimentů a z nich odvozené adsorpční charakteristiky se ukládají pro elementární jednotky uložené v systému PUGIS (Kozák et al., 1996), ze kterých byly odebrány vzorky. Pomocí pedotransferových pravidel (Kozák a Vacek, 2000) se získané charakteristiky odvozují pro ostatní plochy systému

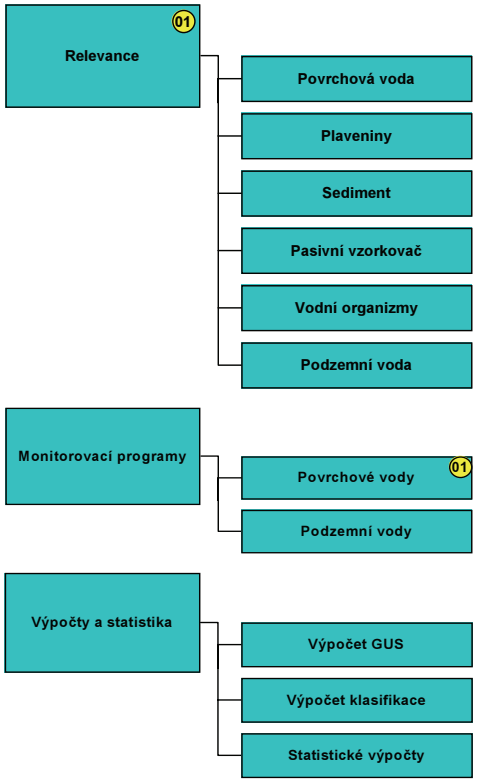
PUGIS. Tímto způsobem se jako nadstavba nad PUGIS vytváří databáze adsorpčních charakteristik pro jednotlivé účinné látky a půdní typy. Tato databáze slouží jako jeden ze vstupů pro dílčí cíle č. 3, 4, 5 a 8 projektu.



Obr. 2 Číselníky databáze pasportů


X Použitá položka z číselníku X
Identifikace látky
Triviální název
Název IUPAC
Název CAS
CAS ID
EINECS ID
CIPAC ID
ČHMÚ ID
Chemický vzorec
Strukturní vzorec
Synonyma
Chemická skupina 14
Vlastnosti a chování látky
Poločas rozpadu 02 07 08 09
Kow 07 09
Koc 07 09
Kd 07 08 09 11
Rozpustnost 03 07 08 09
Molekulární hmotnost 07 09
Henryho konstanta 07 09
Rozpadová řada 07 09
Analytika a vzorkování
Vzorkovací metoda 01
Předúprava vzorku 01
Analytická metoda 07 09
Limity
Pitná voda 10
EQS Prahové hodnoty 10
Imisní limity 10


Toxicita a hygiena
LC 50 04 07 09
LD50 04 07 09
EC50 04 07 09
NOEC 04 07 09
ADI 04 07 10
Klasifikace dle vyhlášky č. 232/2004 Sb. 10
Rizika
Mutagenita 07 10
Kancerogenita 07 10
Teratogenita 07 10
Endokrinní účinnost 07 10
Perzistence 07 10
Prioritní látka 07 10
Nebezpečná látka 07 10
Výskyt
Přírodní vody 01
Pitné vody 01 10 13
Zranitelné oblasti
Rizikové oblasti
Distribuce
Aplikace
Registrace
Aktivita 09 12
Aplikované množství
Plošná distribuce 05 10 13
Rok 10
Přípravky
Procento účinné látky 09
Období aplikace 05 06 09
Aplikační dávka 05 06 09
Registrace
Období 10



Obr. 3 Tématický obsah pasportu

Závěr

Pasporty účinných látek tvoří jedinečnou informační základnu pro odbornou veřejnost zabývající se problematikou chování a výskytu pesticidů v půdním a vodním prostředí, která bude nadále průběžně doplňována a aktualizována. Údaje uložené v pasportech budou zpřístupněny pro veřejnost v rozsahu, který nebude v rozporu s autorskými právy nebo s podmínkami, za kterých byly tyto údaje do pasportů pro účely řešení projektu uloženy. Prostřednictvím pasportů jako jednoho z prostředků pro zabezpečení zpětné vazby mezi monitoringem pesticidů a procesem povolování a registrace prostředků pro ochranu rostlin v ČR lze realizovat zlepšení a zefektivnění tohoto procesu, který v dlouhodobém horizontu povede ke zlepšení stavu vodních ekosystémů.

Poděkování

Tento příspěvek vznikl za finanční podpory MŠMT v rámci řešení projektu ev.č. 2B06095.

Literatura

GUSTAFSON, D.I., 1989: Groundwater Ubiquity Score: A simple method for assessing pesticide leachability. Environ. Toxicol. Chem., 8, 339-537.

KOZÁK, J., NĚMEČEK, J., JETMAR, M., 1996: The database of soil information system – PUGIS. Rostlinná výroba (Plant Production) 42: 529-534.

KOZÁK, J, VACEK, O., 2000: Pedotransfer functions as a tool for estimation of pesticides behaviour in soils. Rostlinná výroba (Plant Production) 46: 69-76.

NĚMEČEK, J. et al., 2001: Taxonomický klasifikační systém půd České republiky, ČZU, VÚMOP Praha, 98 str.

Online zdroje:

FOOTPRINT pesticide properties database: http://www.eu-footprint.org

ESIS- European Chemical Substances Information System:
http://www.eu-footprint.org/
The ARS Pesticide Properties Database: http://www.ars.usda.gov/Services/docs.htm?docid=14199
Compendium of Pesticide Common Names:
http://www.alanwood.net/pesticides/
U.S. EPA Pesticides Fact Sheets: http://www.epa.gov/pesticides/factsheets/chemical_fs.htm
PAN Pesticide Database: http://www.pesticideinfo.org/Index.html
ČHMÚ online databáze jakosti vod: http://hydro.chmi.cz/ojv

IMPACT OF SOIL MICROMORPHOLOGY ON SOIL PROPERTIES CHARACTERIZING CONTAMINANT TRANSPORT IN AGRICULTURAL SOILS

VLIV PŮDNÍ MIKROMORFOLOGIE NA PŮDNÍ VLASTNOSTI CHARAKTERIZUJÍCÍ TRANSPORT KONTAMINANTŮ V ZEMĚDĚLSKÝCH PŮDÁCH

Radka Kodešová[1], Martin Kočárek[1], Vít Kodeš[2], Anna Žigová[3], Jiří Šimůnek[4], Josef Kozák[1]

[1]Department of Soil Science and Geology, Czech University of Life Sciences, Prague, Kamýcká 129, 16521 Prague, Czech republic, e-mail: kodesova@af.czu.cz, kocarek@af.czu.cz, kozak@af.czu.cz
[2]Department of Water Quality, Czech Hydrometeorological Institute, Na Šabatce 17, 14306 Prague, Czech republic, e-mail: kodes@chmi.cz
[3]Institute of Geology, Academy of Sciences of the Czech Republic, v.v.i., Rozvojová 269, 165 02 Prague, Czech republic, e-mail: zigova@gli.cas.cz
[4]Department of Environmental Sciences, University of California Riverside, 900 University Av., Riverside, CA 92521, USA, e-mail: jiri.simunek@usr.edu

Abstract

The impact of varying soil micromorphology on soil hydraulic properties and consequently on water flow and herbicide transport observed in the field is demonstrated on three soil types. The micromorphological image of a humic horizon of Haplic Luvisol showed higher order aggregates. The majority of detectable pores corresponding to the pressure head interval between -2 and -70 cm were highly connected, separating higher order peds with small intra-pores that possibly formed zones with immobile water. Herbicide was regularly distributed in this soil. The majority of detectable large capillary pores in a humic horizon of Greyic Phaeozem were separated and affected by clay coatings and fillings. The herbicide transport in this soil was highly affected by preferential flow. Macropores corresponding to pressure heads higher then -2 cm were detected in a humic horizon of Haplic Cambisol. However, preferential flow only slightly influenced the herbicide transport in this soil. Single-porosity, and either dual-porosity or dual-permeability, flow and transport models in HYDRUS-1D were used to estimate the soil hydraulic parameters from laboratory multi-step outflow experiments via numerical inversion and to simulate the herbicide transport experimentally studied in the field. Appropriate models were selected based on the soil micromorphological study.

Key words: soil micro-morphology, herbicide transport, hydraulic functions

Abstrakt

Na třech různých půdních typech je dokumentován vliv různé půdní mikromorfologie na hydraulické vlastnosti půd a následně na proudění vody a transport herbicidu, který byl sledován v terénních podmínkách. Mikromorfologické snímky humusového horizontu hnědozemě modální prokázaly vyšší stupeň agregace. Většina detekovaných pórů, kterým odpovídají tlakové výšky mezi -2 a -70 cm, byla vzájemně propojena. Tím byly odděleny jednotlivé půdní agregáty, uvnitř kterých byly pravděpodobně vytvořeny zóny imobilní vody. Herbicid byl v této půdě pravidelně distribuován. Většina detekovatelných velkých kapilárních pórů v humusovém horizontu šedozemě modální byla vzájemně oddělena a obsahovala jílové povlaky a výplně. Transport herbicidu byl v této půdě významně ovlivněn preferenčním prouděním. V humusovém horizontu kambizemě modální byly

zjištěny makropóry, které odpovídají tlakovým výškám větším než -2 cm. Preferenční proudění však mělo jen malý vliv na transport herbicidu v této půdě. Pro odhad parametrů hydraulických funkcí z tranzitních dat získaných při „multi-step outfow“ experimentu pomocí numerické inverze a pro simulaci transportu herbicidu experimentálně studovaného v polních podmínkách byly použity modely jednoduché pórovitosti, duální pórovitosti a duální propustnosti v programu HYDRUS-1D. Vhodné modely byly vybrány na základě mikromorfologické studie půd.

Klíčová slova: půdní mikromorfologie, transport herbicidu, hydraulické funkce

Introduction

Water flow and solute transport are traditionally described by assuming a mono-modal soil porous system and a single continuum approach. However, soil-porous systems are often bi-modal or multi-modal with a hierarchical composition of pores. A hierarchical pore composition on a micro-scale was shown for instance by Rösslerová–Kodešová and Kodeš (1999). Complicated soil structure was also studied on a larger scale by Císlerová et al. (2002), Císlerová and Votrubová (2002) and Votrubová et al. (2003). High variability of the soil porous structure in such soils may cause non-equilibrium water flow and contaminant transport.

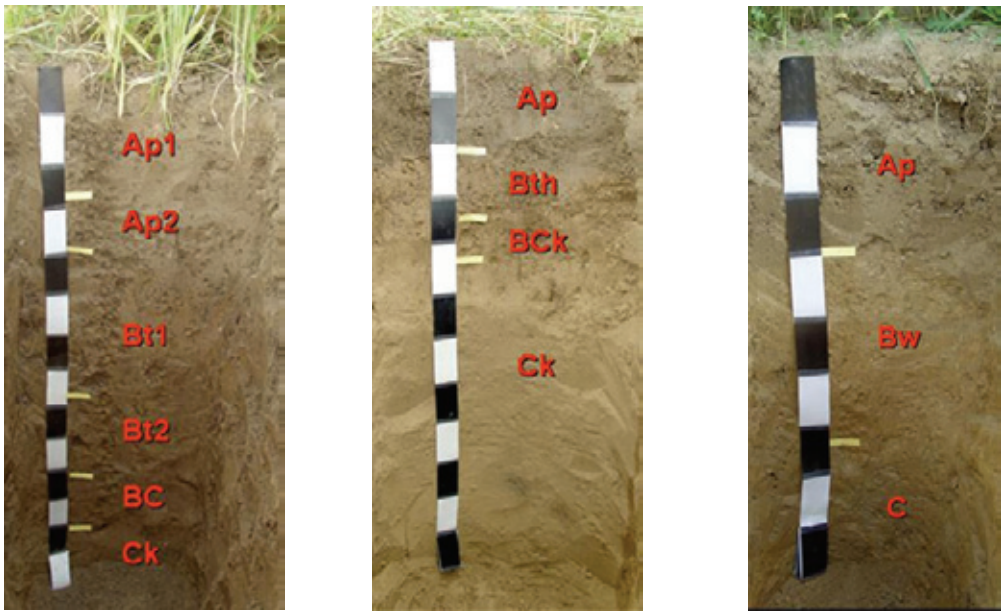
Numerical models that assume bi-modal soil porous systems have been developed in the past to describe non-equilibrium water flow and solute transport in such soils (Durner, 1994; Gerke and van Genuchten, 1993). The soil porous system in these models is divided into two domains, and each domain is characterized by its own set of transport properties and equations describing flow and transport processes. The dual-porosity approach defining water flow and solute transport in systems consisting of domains of mobile and immobile water was presented by Phillip (1968) and Šimůnek et al. (2003). The dual-porosity formulation is based on a set of equations describing water flow and solute transport in the mobile domain, and mass balance equations describing moisture dynamic and solute content in the immobile domain. The dual-permeability approach assumes that water flow and solute transport occur in both domains. The dual-permeability formulation is based on a set of equations that describe water flow and solute transport separately in each domain (matrix and macropore domains). Different equations may be used to simulate water flow in the macropore domains (Šimůnek et al., 2003). For example, the kinematic wave approach was used by Germann (1985), Germann and Beven (1985) and Jarvis (1994) to describe flow in preferential flow paths. Alternatively, the Richards equation was used by Gerke and van Genuchten (1993, 1996) to describe flow in both domains. Other approaches can be based on the Poiseuille equation (Ahuja and Hebson, 1992) and the Green-Ampt or Philip infiltration equations (Ahuja and Hebson, 1992; Chen and Wagenet, 1992). The overview of various approaches was previously given by Gerke (2006). Single-porosity, dual-porosity and dual-permeability models based on the numerical solution of the Richards equation in all domains were implemented into the HYDRUS-1D software package by Šimůnek et al. (2003, 2005) and successfully applied to simulate water flow and solute transport at both laboratory and field scales by Köhne et al. (2004; 2006a,b), Pot et al. (2005) and Kodešová et al. (2005). The same approach was also used by Vogel et al. (2000).

Soil porous systems, and subsequently their soil hydraulic properties, are influenced by many factors, including the mineralogical composition, stage of disintegration, organic matter, soil water content, transport processes within the soil profile, weather, plant roots, soil organisms, and management practices. Shapes and sizes of soil pores may be studied on images of thin soil sections taken at various magnifications. Pore systems with macropores and their impact on saturated hydraulic conductivities, K_s, were previously explored by Bouma et al. (1977, 1979). Differently shaped pores in soils under different management practices and their K_s

values were studied by Pagliai et al. (1983, 2003, 2004). Kodešová et al. (2006) described the effects of detectable macropores and larger capillary pores on the shape of soil hydraulics functions. Additionally, they used the dual-permeability model to obtain soil hydraulic properties for separate flow domains using numerical inversion. Kodešová et al. (2006) also discussed the restricting impact of clay coatings on water exchange between both domains.
Soil micromorphological images were used in this study to analyze soil porous systems, to distinguish the possible characters of water flow, and to select appropriate numerical models for the three different soil types. Soil hydraulic properties were estimated using a multi-step outflow experiment and numerical inversion. Resulting soil hydraulic properties were then applied to simulate the water flow and reactive solute transport that were studied in the field.

Material and methods

The impact of varying soil micromorphology on soil hydraulic properties and consequently on water flow and herbicide transport observed in the field is demonstrated on three soil types The study was performed on Haplic Luvisol (parent material loess), Greyic Phaeozem (parent material loess) and Haplic Cambisol (parent material orthogneiss) (Fig. 1). Micromorphological properties characterizing the soil pore structure were studied in thin soil sections prepared from large soil aggregates. Soil hydraulic properties were studied in the laboratory on undisturbed 100-cm^3 soil samples placed in Tempe cells. First, the saturated hydraulic conductivity was measured using the constant head method, followed with the multi-step outflow test. The transport of chlorotoluron in all three soil profiles was studied under field conditions. Two liters of Syncuran solution (0.755 g/liter, e.g. 0.5 g/liter of chlorotoluron) were applied to the soil surface followed by one liter of fresh water. Soil samples from layers 2 cm thick (to the total depth of 30 cm) were taken at three positions at each experimental plot using a sampling probe 5, 13 and 35 days after the chlorotoluron application to study the residual chlorotoluron distribution in the soil profile. Single-porosity, dual-porosity and dual-permeability models Šimůnek et al. (2003, 2005) were used to simulate water flow and herbicide transport in soils.



a) b) c)

Fig. 1 Soil profiles of the Haplic Luvisol (a), Greyic Phaeozem (b) and Haplic Cambisol (c)

Results and discussion

The micromorphological image of the Ap1 horizon of the Haplic Luvisol is shown in Fig. 2a. The majority of detectable pores corresponding to a pressure head range between -2 and -70 cm are highly connected. Parameters characterizing soil water properties for the single-porosity and dual-porosity models in HYDRUS-1D were obtained via numerical inversion of the multi-step outflow data (Tab. 1 and 2). Ratio of domains in the dual-porosity system was estimated from the micromorphological images. Chlorotoluron was regularly distributed in the soil. The simulated data using the single-porosity (Fig. 2c) and dual-porosity (Fig. 2d) models in HYDRUS-1D approximately follow the experimental results (Fig. 2b). However, agreement of measured and simulated data using the dual-porosity model is better then agreement of measured and simulated data using the single-porosity model.

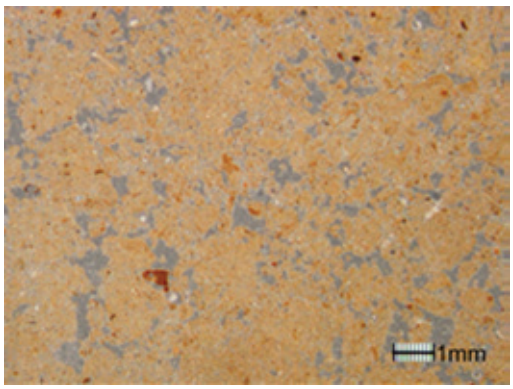
Tab. 1 Single-porosity model parameters of soil hydraulic functions (van Genuchten, 1980) for horizons of the Haplic Luvisol

Horizon	θ_r [cm^3cm^{-3}]	θ_s [cm^3cm^{-3}]	α [cm^{-1}]	n [-]	K_s [$cm\ d^{-1}$]
Ap1	0.2168 ±0.0105††	0.3629†	0.0072 ±0.0004	1.758 ±0.112	0.449 ±0.956
Ap2	0.0001 ±0.0019	0.3977†	0.0221 ±0.0014	1.161 ±0.005	8.52 ±16.58
Bt1	0.2729 ±0.0112	0.4125†	0.0508 ±0.0092	1.530 ±0.132	34.37 ±202.11

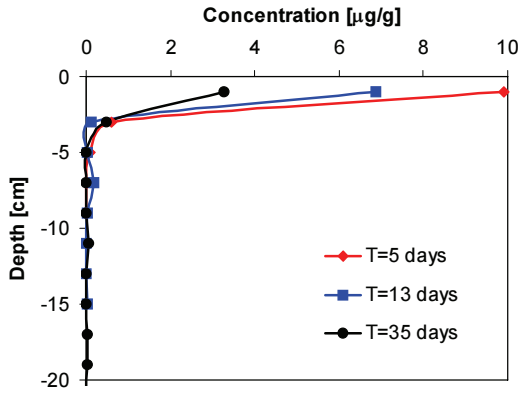
Tab. 2 Dual-porosity model parameters of soil hydraulic functions (van Genuchten, 1980) for horizons of the Haplic Luvisol

Horizon	$\theta_{r,t}$ [cm^3cm^{-3}]	$\theta_{s,t}$ [cm^3cm^{-3}]	$\theta_{r,im}$ [cm^3cm^{-3}]	$\theta_{s,im}$ [cm^3cm^{-3}]	α_m [cm^{-1}]	n_m [-]	$K_{s,m}$ [$cm\ d^{-1}$]	ω_w x 10^{-4} [d^{-1}]
Ap1	0.2168†	0.3629†	0.2168†	0.2854†	0.0072†	1.758†	0.213 ±1.090	10.69 ±90.72
Ap2	0.0001†	0.3977†	0.0001†	0.3607†	0.0221†	1.161†	1.130 ±4.601	116.66 ±510.34
Bt1	0.2729†	0.4125†	0.2729†	0.2905†	0.0508†	1.530†	24.26 ±162.06	1.36 ±14.04

† not optimized, †† 95% confidence interval



a)



b)

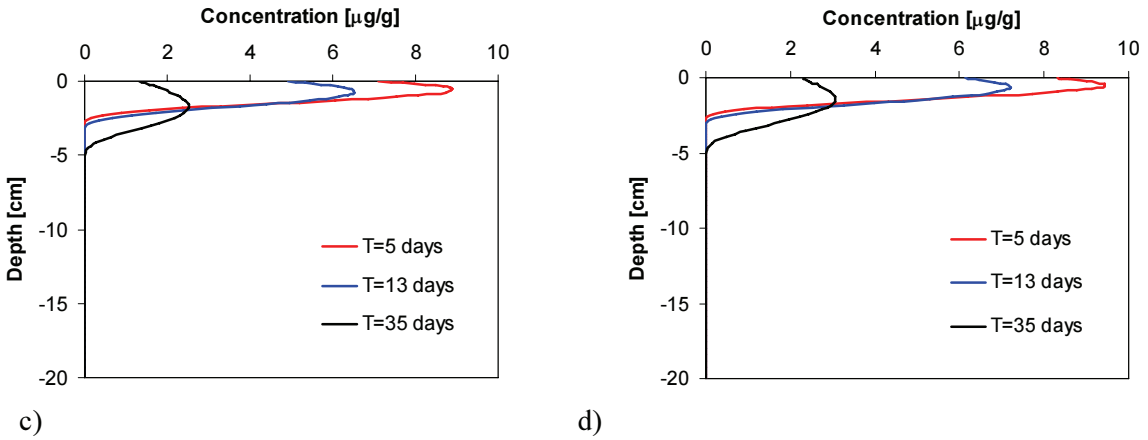


Fig. 2 Micromorphological image of soil sample characterizing Ap1 horizon of the Haplic Luvisol (a), and chlorotoluron distribution in the soil profile: b) measured values (averages from 3 sampling positions), c) simulated values using the single-porosity model, d) simulated values using the dual-porosity model

The micromorphological image of the Ap-horizon of the Greyic Phaeozem is shown in Fig. 3a. The majority of detectable pores corresponding to a pressure head range between –2 and –70 cm are separated and affected by clay coatings and fillings. Parameters characterizing soil water properties for the single-porosity and dual-permeability models in HYDRUS-1D were obtained via numerical inversion of the multi-step outflow data (Tab. 3 and 4). Ratio of domains in the dual-permeability system was estimated from the micromorphological images. Preferential flow highly affected the herbicide transport. The simulated data using the dual-permeability model (Fig. 3d) in HYDRUS-1D correspond more to the measured values (Fig. 3b) then results of the single-porosity model (Fig. 3c).

Tab. 3 Single-porosity model parameters of soil hydraulic functions (van Genuchten, 1980) for horizons of the Greyic Phaeozem

Horizon	θ_r [cm^{3}cm^{-3}]	θ_s [cm^{3}cm^{-3}]	α [cm^{-1}]	n [-]	K_s [cm d^{-1}]
Ap	0.0470 ±0.1627††	0.4182†	0.0374 ±0.0063	1.122 ±0.072	55.63 ±234.8
Bth	0.2760 ±0.0071	0.4072†	0.0281 ±0.0026	1.626 ±0.101	7.11 ±26.01
Ck	0.1520 ±0.0242	0.4423†	0.0272 ±.0020	1.348 ±0.057	22.80 ±57.58

† not optimized, †† 95% confidence interval

Tab. 4 Dual-permeability model parameters of soil hydraulic functions (van Genuchten, 1980) for horizons of the Greyic Phaeozem

Horizon	$\theta_{r,m}$ [cm^{3}cm^{-3}]	$\theta_{s,m}$ [cm^{3}cm^{-3}]	α_m [cm^{-1}]	n_m [-]	$K_{s,m}$ [cm d^{-1}]
Ap	0.0553†	0.4182†	0.0038 ±0.0005††	1.185 ±0.016	0.3847 ±0.2784
Bth	0.3209†	0.407†	0.0095 ±0.0013	1.821 ±0.151	0.4272 ±0.3912
Ck	0.1854†	0.442†	0.0162 ±0.0012	1.424 ±0.021	10.72 ±5.58

† not optimized, †† 95% confidence interval

Horizon	$\theta_{r,f}$ [$cm^3 cm^{-3}$]	$\theta_{s,f}$ [$cm^3 cm^{-3}$]	α_f [cm^{-1}]	n_f [-]	$K_{s,f}$ [$cm\ d^{-1}$]	w_f [-]
Ap	0†	0.418†	0.047†	2.03†	68.42†	0.15
Bth	0†	0.407†	0.047†	2.03†	21.07†	0.14
Ck	0†	0.442†	0.047†	2.03†	165, 0†	0.08

† not optimized, †† 95% confidence interval

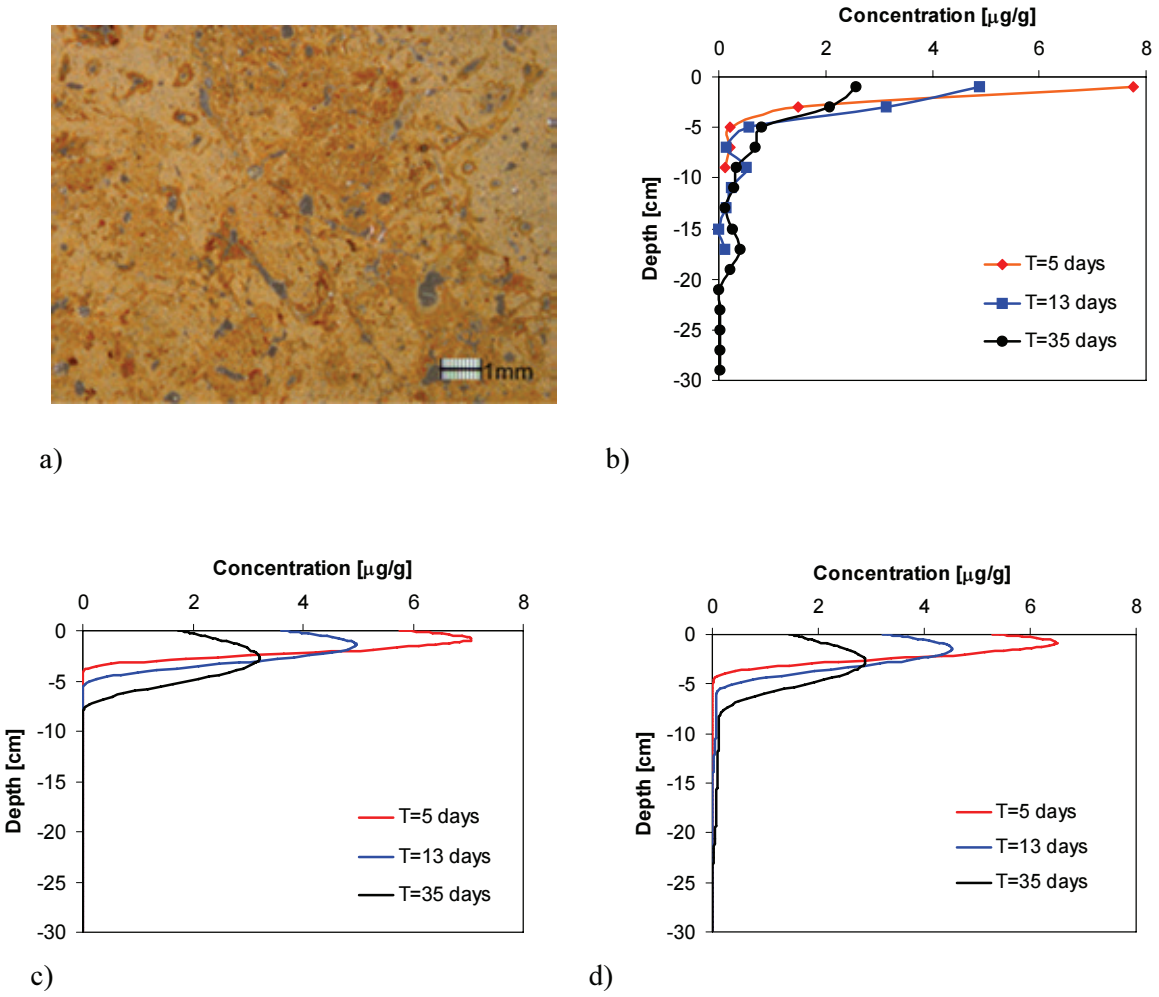


Fig. 3 Micromorphological image of soil sample characterizing the Ap-horizon of the Greyic Phaeozem (a), and chlorotoluron distribution in the soil profile: b) measured values (averages from 3 sampling positions), c) simulated values using the single-porosity model, d) simulated values using the dual-permeability model

The micromorphological image of the Ap-horizon of the Haplic Cambisol is shown in Fig. 4a. Macropores were detected. Parameters characterizing soil water properties for the single-porosity model in HYDRUS-1D were obtained via numerical inversion of the multi-step outflow data. Parameters characterizing soil water properties for the dual-permeability model in HYDRUS-1D were obtained via numerical inversion of ponded infiltration data (Tab. 5 and 6). Ratio of domains in dual-permeability system was estimated from the micromorphological images and field observations. Chlorotoluron was les regularly

distributed in the soil. Preferential flow slightly affected the herbicide transport. The simulated data using the dual-permeability model (Fig. 4d) in HYDRUS-1D correspond more to the measured values (Fig. 4b) then results of the single-porosity model (Fig. 4c).

Tab. 5 Single-porosity model parameters of soil hydraulic functions (van Genuchten, 1980) for horizons of the Haplic Cambisol

Horizon	θ_r [cm^{3}cm^{-3}]	θ_s [cm^{3}cm^{-3}]	α [cm^{-1}]	n [-]	K_s [cm d^{-1}]
Ap	0.2911 ±0.0064††	0.4648†	0.0239 ±0.0010	1.636 ±0.059	10.50 ±3.75
Bw	0.2991 ±0.0057	0.4336†	0.0309 ±0.0016	1.900 ±0.105	13.48 ±5.58
C	0.1460 ±0.0081	0.3673†	0.0232 ±0.0009	1.456 ±0.037	7.49 ±10.22

† not optimized, †† 95% confidence interval

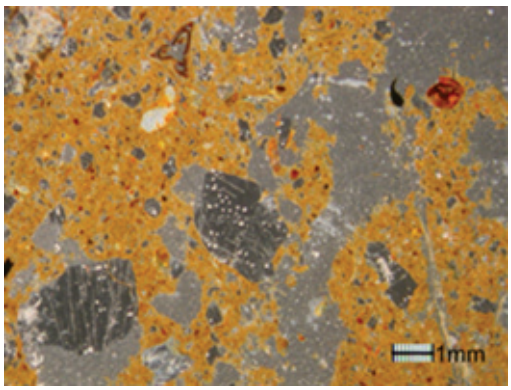
Tab. 6 Dual-permeability model parameters of soil hydraulic functions (van Genuchten, 1980) for horizons of the Haplic Cambisol

Horizon	$\theta_{r,m}$ [cm^{3}cm^{-3}]	$\theta_{s,m}$ [cm^{3}cm^{-3}]	α_m [cm^{-1}]	n_m [-]	$K_{s,m}$ [cm d^{-1}]
Ap	0.2911 ±0.0064††	0.4648†	0.0239 ±0.0010	1.636 ±0.059	10.50 ±3.75
Bw	0.2991 ±0.0057	0.4336†	0.0309 ±0.0016	1.900 ±0.105	13.48 ±5.58
C	0.1460 ±0.0081	0.3673†	0.0232 ±0.0009	1.456 ±0.037	7.49 ±10.22

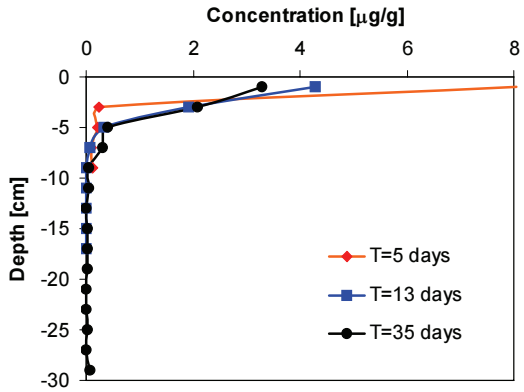
† not optimized, †† 95% confidence interval

Horizon	$\theta_{r,f}$ [cm^{3}cm^{-3}]	$\theta_{s,f}$ [cm^{3}cm^{-3}]	α_f [cm^{-1}]	n_f [-]	$K_{s,f}$ [cm d^{-1}]	w_f [-]
Ap	0†	0.4740†	0.07†	3†	1911.2 ±195††	0.05
Bw	0†	0.4520†	0.07†	3†	205.5 ±65.6	0. 05
C	0†	0.3780†	0.07†	3†	86.4 ±7.9	0. 05

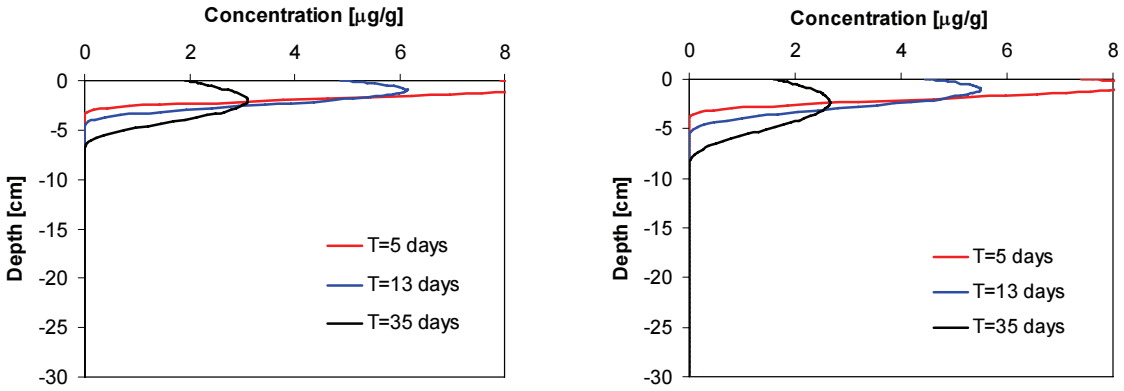
† not optimized, †† 95% confidence interval



a)



b)



c) d)

Fig. 4 Micromorphological image of soil sample characterizing the Ap-horizon of the Haplic Cambisol (a), and chlorotoluron distribution in the soil profile: b) measured values (averages from 3 sampling positions), c) simulated values using the single-porosity model, d) simulated values using the dual-permeability model

Conclusions

Collected field data and numerical simulations demonstrated that the multi-porous nature of soils has a varying impact on water flow and transport processes at the field scale. The chlorotoluron mobility in the monitored soils increases from Haplic Luvisol to Haplic Cambisol and to Greyic Phaeozem. The pesticide mobility reflects the soil porous system and atmospheric boundary conditions. Chlorotoluron was regularly distributed in the highly connected domain of larger pores of Haplic Luvisol, from which it penetrated into the soil aggregates, i.e., zones of immobile water. The lowest daily precipitation rates were recorded at this site compared to the other two locations. The highest mobility of chlorotoluron in Greyic Phaeozem was caused by larger capillary pore pathways and sufficient infiltration fluxes that occasionally filled up these pores. The presence of clay coatings in Greyic Phaeozem that restrict water flow and contaminant transport between the macropore and matrix domains is an additional cause for this preferential transport that produces chlorotoluron penetration into deeper depths. Chlorotoluron was less regularly distributed in Haplic Cambisol. Despite the highest infiltration rate, preferential flow only slightly affected the herbicide transport. Large gravitational pores that may dominate water flow and solute transport under saturated conditions were inactive during the monitored period. As a result of complex interactions between meteorological conditions and the soil pore structure, the single- and dual-porosity models described the herbicide behavior in Haplic Luvisol well, while the dual-permeability model performed better in simulating the herbicide transport in Greyic Phaeozem and Haplic Cambisol.

Acknowledgements

This work has been supported by the grants No. GA CR 103/05/2143 and MSM 6046070901. The authors acknowledge K. Němeček, and O. Drábek for helping with the field and laboratory work.

References

AHUJA, L. R, HEBSON, C., 1992: Root Zone Water Quality Model. GPSR Technical Report No. 2, USDA, ARS, Fort Collins, CO.

BOUMA, J., JONGERIUS, A., BOERSMA, O., JAGER, A., SCHOONDERBEEK, D., 1977: The function of different types of macropores during saturated flow through four swelling soil horizons. Soil Sci. Soc. Am. J. 41:945-950.

BOUMA, J., JONGERIUS, A., SCHOONDERBEEK, D., 1979: Calculation of saturated hydraulic conductivity of some pedal clay soils using micromorphometric data. Soil Sci. Soc. Am. J. 43, 261-264.

CHEN, C., WAGENET, R. J., 1992: Simulation of water and chemicals in macropore soils. Part 1. Representation of the equivalent macropore influence and its effect on soil water flow, J. Hydrol. 130: 105-126.

CÍSLEROVÁ, M., VOGEL, T., VOTRUBOVÁ, J., ROBOVSKÁ, A., 2002: Searching below thresholds: Tracing the origins of preferential flow within undisturbed soil samples. In Environmental Mechanics: Water, Mass and Energy Transfer in the Biosphere, Geophysical Monograph, 129, AGU, Washington D. C.: 265-274.

CÍSLEROVÁ, M., VOTRUBOVÁ, J., 2002: CT derived porosity distribution and flow domains. Journal of Hydrology. 267: 186-200.

DURNER, W., 1994: Hydraulic conductivity estimation for soils with heterogeneous pore structure. Water Resour. Res. 30: 211-233.

GERKE, H.H., VAN GENUCHTEN, M.TH., 1993: A dual-porosity model for simulating the preferential movement of water and solutes in structured porous media. Water Resour. Res. 29:305-319.

GERKE, H.H., VAN GENUCHTEN, M.TH., 1996: Macroscopic representation of structural geometry for simulating water and solute movement in dual-porosity media. Adv. Water Resour. 19:343-357.

GERKE, H.H., 2006: Review article. Preferential flow descriptions for structured soils. J. Plant Nutr. Soil Sci. 169: 382-400.

GERMANN, P. F., 1985: Kinematic wave approach to infiltration and drainage into and from soil macropores. Trans. ASAE 28: 745-749.

GERMANN, P. F., BEVEN, K., 1985: Kinematic wave approximation to infiltration into soils with sorbing macropores. Water Resour. Res. 21 (7): 990-996.

JARVIS, J., 1994: The MACRO model. Technical description and sample simulation. Reports and dissertations 19: Dept. of Soil Science, Swedish University of Agricultural Science, Uppsala, Sweden, 51 s.

KODEŠOVÁ, R., KOZÁK, J., ŠIMŮNEK, J., VACEK, O., 2005: Single and dual-permeability model of chlorotoluron transport in the soil profile. Plant, Soil and Environment 51(7): 310-315.

KODEŠOVÁ, R., KODEŠ., V., ŽIGOVÁ, A,. ŠIMŮNEK, J., 2006: Impact of plant roots and soil organisms on soil micromorphology and hydraulic properties. Biologia, Bratislava, 61 (Supl. 19): S339-S343.

KÖHNE, J.M., KÖHNE, S., MOHANTY, B.P., ŠIMŮNEK, J., 2004 a: Inverse mobile-immobile modeling of transport during transient flow: effects of between-domain transfer and initial water content. Vadose Zone J. 3:1309-1231.

KÖHNE, J.M., MOHANTY, B.P., ŠIMŮNEK, J., 2006 a: Inverse dual-permeability modeling of preferential water flow in a soil column and implications for field-scale solute transport. Vadose Zone J. 5:59-76

KÖHNE, J.M., KÖHNE, S., ŠIMŮNEK, J., 2006 b: Multi-process herbicide transport in structured soil columns: Experiments and model analysis. J. Contam. Hydrol. 85(1-2):1-32.

PAGLIAI, M., LA MACE, M., LUCAMANTE, G., 1983: Micromorphometric and micromorphological investigations of a clay loam soil in viticulture under zero and conventional tillage. J. Soil Sci. 34: 391-403.

PAGLIAI, M., MARSILI, A., SERVADIO, P., VIGNOZZI, N., PELLEGRINI, S., 2003: Changes in some physical properties of clay soil in central Italy following the passage of rubber tracked and wheeled tractors of medium power. Soil Till. Res. 73:119-129.

PAGLIAI, M., VIGNOZZI, N., PELLEGRINI, S., 2004: Soil structure and the effect of management practices. Soil Till. Res. 79:131-143.

PHILLIP, J. R., 1968: The theory of adsorption in aggregated media. Aust. J. Soil Res. 6:1-19.

POT, V., ŠIMŮNEK, J., BENOIT, P., COQUET, Y., YRA, A., MARTINEZ CORDUN, M. J., 2005: Impact of rainfall intensity on the transport of two herbicides in undisturbed grassed filter strip soil cores. J. Contam. Hydrol. 81 (1-4):63-88.

RÖSSLEROVÁ–KODEŠOVÁ, R., KODEŠ, V., 1999: Percolation model for interpretation of moisture retention curves for mono-modal and bi-modal soil porous systems, pp. 81-91. In: van Genuchten, M. Th., Leij, F.J., Wu, L. (eds), Characterization and Measurement of the Hydraulic Properties of Unsaturated Porous Media, University of California, Riverside.

ŠIMŮNEK J., SUAREZ, D.L., 1993: Modelling of carbon dioxide transport and production in soil: 1. Model development, Water Resour. Res. 29: 487-497.

ŠIMŮNEK, J., JARVIS, N. J., VAN GENUCHTEN, M. TH., GÄRDENÄS, A., 2003: Review and comparison of models for describing non-equilibrium and preferential flow and transport in the vadose zone, J. Hydrol. 272: 14-35.

ŠIMŮNEK J., VAN GENUCHTEN, M. TH., ŠEJNA, M., 2005: The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat and multiple solutes in variably-saturated media. Version 3.0. Dept. of Environmental Sciences, University of California Riverside, Riverside, California, 240 pp.

VAN GENUCHTEN, M. TH., 1980: A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 44: 892-898.

VOGEL, T., GERKE, H.H., ZHANG, R., VAN GENUCHTEN, M.TH., 2000: Modeling flow and transport in a two-dimensional dual-permeability system with spatial variable hydraulic properties J. Hydrol. 238: 78-89.

VOTRUBOVÁ, J., CÍSLEROVÁ, M., AMIN, M.H.G., HALL, L.D., 2003: Recurrent ponded infiltration into structured soil: A magnetic resonance imaging study. Water Resour. Res. 39 (12), 1371, doi:10.1029/2003WR002222.

SROVNÁNÍ VÝSLEDKŮ MAGNETICKÝCH A GEOCHEMICKÝCH ANALÝZ PŮD ČESKÉ REPUBLIKY

COMPARISON OF MAGNETIC AND GEOCHEMICAL ANALYSES OF SOILS IN CZECH REPUBLIC

Jan Kopáč[1], Eduard Petrovský[2], Luboš Borůvka[1], Aleš Kapička[2], Hana Fialová[2], Pavel Čermák[3]

[1]Česká zemědělská univerzita, Kamýcká 126, 16000 Praha 6 - Suchdol, Česká republika
[2]Geofyzikální ústav AV ČR. Boční II/1401, 141 31 Praha 4, Česká republika
[3]Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Hroznová 2, 656 06 Brno, Česká republika

Abstrakt

Kontaminace půd je problémem, kterému čelí všechny průmyslově rozvinuté země. Obecně k monitorování půdního znečištění těžkými kovy slouží chemické metody, je ale dokázáno, že měření magnetických vlastností může predikovat nejkontaminovanější lokality a jako jedna z nepřímých metod také vést k obdobným výsledkům při malých finančních nákladech a menší časové náročnosti. Statistické srovnání geochemických analýz obsahů těžkých kovů s magnetickou susceptibilitou bylo provedeno z dat ÚKZÚZ a GFÚ AVČR. Vzorky byly odebrány z ornice a podorničí na zemědělských různě využívaných plochách. Jako parametr postihující obsahy všech zkoumaných těžkých kovů (Cd, Cr, Cu, Pb, Zn) najednou byl stanoven PLI (Pollution Load Index). Pro vyhodnocení základních statistických údajů souboru půdních dat byly použity dvourozměrné metody, spolu s vícerozměrnými metodami, jmenovitě faktorovou analýzou a shlukovou analýzou fuzzy k-means. Variogram byl stanoven jako geostatistická metoda k vykreslení prostorové závislosti. Koncentrace těžkých kovů i magnetická susceptibilita byla prokazatelně vyšší v ornici než v podorničí. S magnetickou susceptibilitou nejvíce korelovala měď. Analýza rozptylu spolu s faktorovou analýzou vykázaly vyšší hodnoty obsahu těžkých kovů ve chmelnicích a trvalých travních porostech než na orných půdách. Prostorovou závislost pak v rámci celé České republiky vykazovala jen magnetická susceptibilita podorničí. Grafické zobrazení výsledků shlukové analýzy fuzzy k-means přibližně odpovídalo mapám magnetické susceptibility, mědi a PLI.

Klíčová slova: magnetická susceptibilita, těžké kovy, pedometrika

Abstract

All industrially developed countries are nowadays more or less facing the nuisance called soil contamination. Though chemical methods are the most accurate in determination of the content of given contaminants hence primarily used for their mapping, it is proved that some indirect methods can express nearly similar results and to be less time consuming and even more importantly money saving. One of these approaches could be a method based on the measuring of magnetic properties. It is used mainly for prediction of heavy metals contamination at potential hot spots. Magnetic properties depicted in this paper are presented by magnetic susceptibility. The relationship between geochemical analyses of heavy metals contents (measured by Central Institute for Supervising and Testing in Agriculture) and magnetic susceptibility (measured by Geophysical Institute, Academy of Sciences of the Czech Republic) was studied. Soil samples were taken from topsoil and subsoil at different agricultural land use all over the Czech Republic. Pollution Load Index (PLI) was determined in order to evaluate all heavy metals at once, in addition to separate analyses of each element (Cd, Cr, Cu, Pb, and Zn). Bivariate and multivariate statistical methods were used for obtaining and assessing basic statistical data (factor analysis and cluster analysis – fuzzy k-means). Furthermore, variogram was

calculated to describe spatial dependence. It was found out that both concentrations of heavy metals and magnetic susceptibility were significantly higher in topsoil compared to subsoil and the element the most correlated to magnetic susceptibility was Cu. Analysis of variance as well as factor analysis revealed increased values of heavy metals in hop fields and permanent grasslands. Only magnetic susceptibility in subsoil showed spatial dependence at the whole area of the Czech Republic. Graphical delineations of cluster analysis results corresponded approximately to the maps of magnetic susceptibility, Cu and PLI.

Keywords: magnetic susceptibility, heavy metals, pedometrics

Úvod

Znečištění životního prostředí je v současnosti velikým problémem a lidé si postupem času začínají uvědomovat jeho závažnost. Jednou ze snah člověka by mělo být zanechání okolního prostředí budoucím generacím alespoň v tom stavu, v jakém ho mají, ne-li lepším.
Půda je důležitou ekologickou křižovatkou v biosféře a zatímco odpadní vody a vzduch je možné technicky dobře vyčistit, půdu znečištěnou těžkými kovy lze vyčistit pouze s velkými obtížemi. To je také důvodem pro to, že vstupy těžkých kovů v důsledku jejich akumulace v půdě prezentují jen těžko řešitelný problém.
Pro posouzení míry znečištění je třeba analyzovat půdní vzorky předepsanými metodami a zjištěné výsledky porovnat se stanovenými limity. Pro vyhledání kontaminovaných ploch, pokud nemáme jiné zdroje údajů například o škodlivých látkách na konkrétním území apod., je v tomto případě nutné provést rozsáhlý monitoring. Existují ale i jiné, rychlejší, orientační metody pro vytipování znečištěných území. Podrobný odběr a chemická analýza se pak může omezit jen na takto vytipovaná menší území (Borůvka, 2002).
Možnost nabízí použití magnetometrických metod pro detekci některých rizikových prvků, zejména těžkých kovů (Petrovský et al., 2000).
Magnetické částice mají s těžkými kovy nejen společné zdroje (spalování fosilních paliv, emise průmyslu, atd.), ale i pozdější osud, včetně ukládání do půdy. Se zvyšující se koncentrací magnetických částic v půdě roste magnetická susceptibilita. Proto se nabízí možnost využít magnetických vlastností půd pro indikaci oblastí znečištěných těžkými kovy (Vejr, 2001). Cílem tohoto příspěvky je posouzení magnetické susceptibility s obsahy některých těžkých kovů, na souboru vzorků odebraných ÚKZÚZ na celém území České republiky (216 lokalit), různými statistickými a geostatistickými metodami.

Materiál a metody

Síť monitoringu ÚKZÚZ zahrnuje 216 pozorovacích ploch zemědělské půdy. Pozorovací plochy, ze kterých jsou vzorky odebírány, jsou definovány jako obdélníky o délce stran 25x40 m. Vzorky orné půdy se odebírají z ornice (dle mocnosti horizontu, maximálně do 30 cm) a podorničí (30-60 cm), v sadech a vinicích taktéž ze dvou horizontů (0-30 cm, 30-60 cm), na chmelnicích z ornice (10-40 cm) a podorničí (40-70 cm); u trvalých travních porostů ze tří horizontů (0-10 cm, 11-25 cm, 26-40 cm; vždy po odstranění svrchní drnové vrstvy; magnetická susceptibilita pro trvalé travní porosty byla změřena pouze pro první a třetí horizont a pro tuto práci jsou dále uváděny jen tyto dva).
Vzorkování je prováděno na jaře před jarním hnojením, nebo po sklizni před podzimním hnojením pomocí sondovací tyče. Označené vzorky půdy jsou před analýzou v laboratoři homogenizovány a sušeny na vzduchu (Poláková, 2002).
Stanovení obsahů těžkých kovů bylo provedeno atomovou absorpční spektrometrií po rozkladu v lučavce královské a v extraktu 2M HNO_3.

Pro měření magnetické susceptibility v laboratoři byl použit systém Bartington MS2 s měřící cívkou MS2B. Vzorek byl měřen v plastových kelímcích o objemu 10 cm^3. Specifická magnetická susceptibilita je udávána v 10^{-7} $m^3.kg^{-1}$.

Výsledky a diskuse

Filtrace dat byla provedena z hlediska magnetické susceptibility, abychom mohli eliminovat vzorky, u nichž lze předpokládat, že zvýšená susceptibilita je dána zejména jako důsledek jiných než antropogenních příspěvků. Na základě zkušenosti (Petrovský, 2005, ústní sdělení) byly vybrány parametry filtrace uvedené v tabulce 1. Také byly z datového souboru odstraněny extrémy, za účelem přiblížení se normálnímu rozdělní.

Tab. 1 Kriteria filtrace dat dle magnetické susceptibility

Objemová susceptibilita	Frekvenčně závislá susceptibilita (%)
<50	<10
>50	<15

Párový t-test odhalil, že magnetická susceptibilita ornice je průkazně na 99,9 % vyšší než magnetická susceptibilita podorničí, jak uvádí tabulka 2.

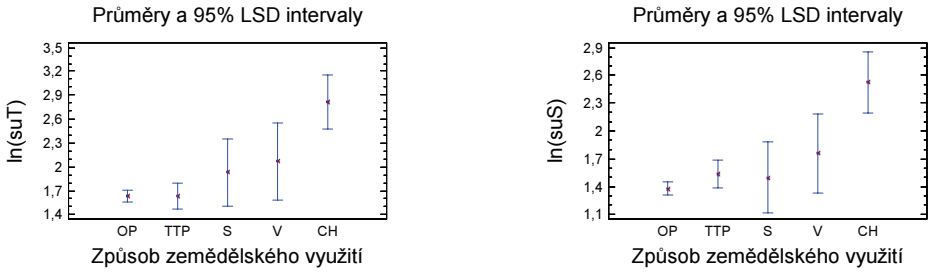
Tab. 2 Párový t-test magnetické susceptibility ornice a podorničí

Parametr	ln(suT) – ln(suS)	ln(suT) > ln(suS)
t - hodnota	7,448	7,448
P	<0,001	<0,001

Průkazně vyšší magnetická susceptibilita orniční vrstvy byla zjištěna u chmelnic, které se tak lišily od orné půdy a trvalých travních porostů, kde byla magnetická susceptibilita nižší. Sady a vinice nevykázaly ve svrchní vrstvě půdy rozdíl od těchto dvou skupin na 99,9 % hladině významnosti. Vše je znázorněno grafy obr. 1 a tabulkou 3.

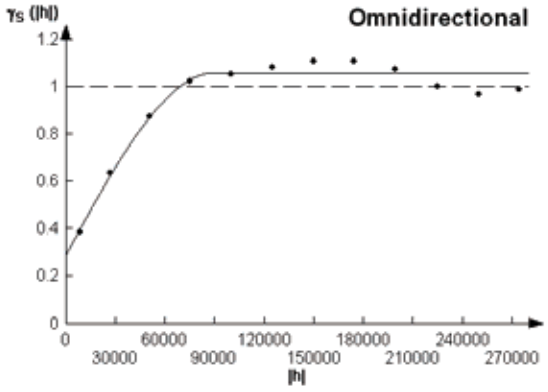
Tab. 3 Podrobné hodnocení analýzy rozptylu jednoduchého třídění magnetické susceptibility ornice a podorničí dle typu zemědělského využití metodou LSD; křížky pod sebou znázorňují homogenní skupiny

Typ	Počet	ln(suT)				Počet	ln(suS)			
		99,9%		95%			99,9%		95%	
OP	141	X		X		154	X		X	
TTP	25	X		X		31	X		X	
S	4	X	X	X		5	X	X	X	
V	3	X	X	X	X	4	X	X	X	
CH	6		X		X	7		X		X



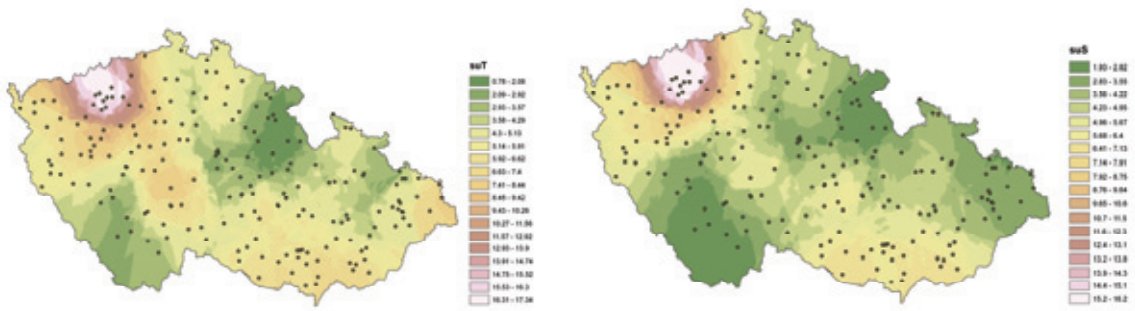
Obr. 1 Průměry a 95% intervaly magnetické susceptibility ornice a podorničí

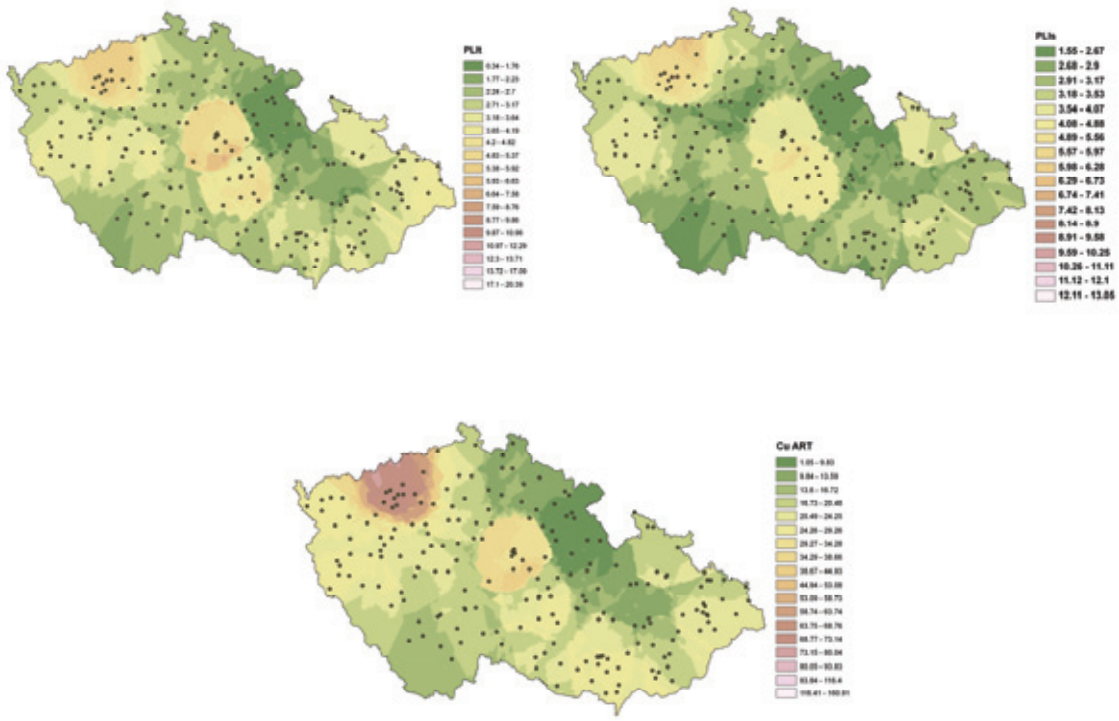
V celém souboru dat se prostorová závislost projevila pouze u magnetické susceptibility podorničí, viz obrázek 2, pod kterým jsou uvedeny parametry tohoto variogramu. Rozsah variogramu v tomto případě činí 89,6 km. Ostatní sledované veličiny, jak magnetická susceptibilita ornice, tak i koncentrace jednotlivých kovů, v tomto malém počtu a velké vzdálenosti mezi jednotlivými odběry, neprojevily žádnou prostorovou závislost. Jejich zbytkový rozptyl byl roven jedné (tedy prahu), a proto v této práci nebudou uváděny.



Obr. 2 Standardizovaný sférický model variogramu pro magnetickou susceptibilitu podorničí
Zbytkový rozptyl (nugget): 0,290
Rozsah variogramu (range): 89581 (m)
Práh variogramu (sill): 0,770

Na obrázku 3 jsou uvedeny výsledné grafy laboratorního měření magnetické susceptibility pro ornici a podorničí spolu s parametry, jež vykazovaly největší korelace (dle tabulky 4).





Obr. 3 Mapové zobrazení magnetické susceptibility, indexů zátěže znečištění a mědi v lučavce královské

Dle tabulky 4 je možné považovat těsnost závislosti magnetické susceptibility ornice a mědi v lučavce královské za středně silnou na hladině významnosti 99,9 %. Silnou závislost mědi a magnetické susceptibility našli Knab (2001), Wang a Qin (2005) i Hanesch a Scholger (2002) na 99% hladině spolehlivosti. Středně silná závislost se také ukázala pro indexy zátěže znečištění jak v ornici tak i v podorničí. Ostatní těžké kovy vykazovaly závislost slabou až velmi slabou.

Tab. 4 Korelační koeficienty koncentrací kovů a magnetické susceptibility

Parametr	**1/CdART**	**ln(CrART)**	**ln(CuART)**	**1/PbART**	**1/ZnART**	**1/PLIt**
ln(suT)	-0,249***	0,205**	0,507***	-0,045	-0,310	-0,467***
Parametr	1/CdHT	1/CrHT	1/CuHT	1/PbHT	1/ZnHT	
ln(suT)	-0,220**	-0,081	-0,365***	-0,070	-0,225**	

Parametr	**1/CdARS**	**ln(CrARS)**	**ln(CuARS)**	**1/PbARS**	**1/ZnARS**	**1/PLIs**
ln(suS)	-0,261***	0,144*	0,375***	-0,035	-0,333***	-0,458***
Parametr	1/CdHS	ln(CrHS)	1/CuHS	1/PbHS	1/ZnHS	
ln(suS)	-0,186*	0,112	-0,353***	-0,045	-0,228*	

K určení společných faktorů pro všechny proměnné byla vybrána metoda hlavních komponentů. Použity k další analýze byly jen ty faktory, jejichž vlastní hodnota (eigenvalue) byla vetší než 1. Následná rotace se provádí za účelem zpřehlednění matice tak, aby jednotlivé faktory měly silné vztahy k některým proměnným a výrazně slabší k ostatním a šly

lépe interpretovat. Použita byla metoda Varimax, která pro každý faktor minimalizuje počet proměnných s vysokými zátěžemi (Krejčí, 2005).

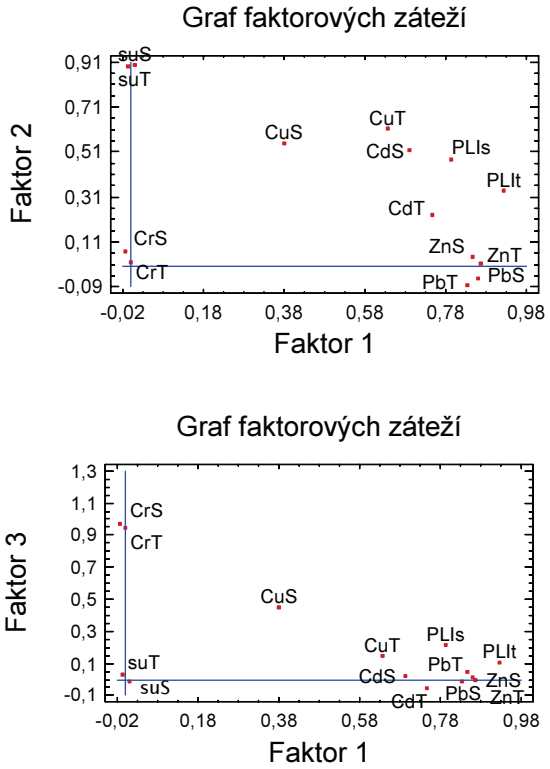
Tab. 5 Hodnoty faktorové analýzy pro ornici a podorničí v lučavce královské

Číslo faktoru	Vlastní hodnota	Procento variability	Kumulativní součet (%)
1	6,888	48,911	48,911
2	2,400	17,042	65,954
3	1,769	12,563	78,517
4	0,938	6,664	85,181
5	0,720	5,110	90,291
6	0,696	4,942	95,232
7	0,276	1,960	97,192
8	0,150	1,065	98,257
9	0,114	0,810	99,067
10	0,065	0,464	99,532
11	0,045	0,317	99,849
12	0,021	0,151	100,000

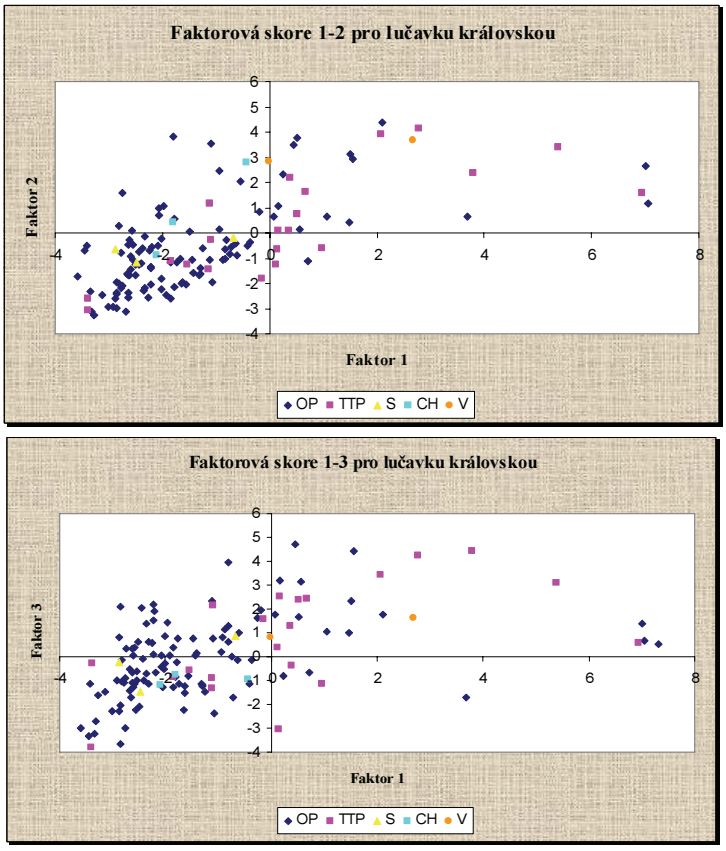
Tab. 5 Matice faktorových zátěží po rotaci metodu Varimax

Parametr	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3	Komunalita
suS	0,011	**0,897**	-0,008	0,804
CdARS	**0,691**	0,518	0,021	0,746
CrARS	-0,015	0,070	**0,973**	0,952
CuARS	0,380	**0,550**	0,453	0,653
PbARS	**0,859**	-0,051	0,009	0,741
ZnARS	**0,846**	0,047	0,048	0,720
suT	-0,008	**0,892**	0,031	0,796
CdART	**0,746**	0,229	-0,055	0,613
CrART	0,000	0,018	**0,945**	0,893
CuART	0,637	0,614	0,151	0,805
PbART	**0,833**	-0,083	-0,015	0,701
ZnART	**0,866**	0,011	-0,006	0,751
PLIt	**0,924**	0,339	0,108	0,981
PLIs	**0,794**	0,473	0,216	0,901

Cílem faktorové analýzy je získat menší počet faktorů co nejvíce postihujících variabilitu všech. V tomto případě 78,52 % variability původních dat popisují tři faktory (tabulka 5). Z hodnot vyplývajících z tabulky 6 je možné vidět zátěže jednotlivých faktorů. U prvního faktoru byly největší zátěže u indexů zátěže znečištění a většiny kovů. Druhý faktor jevil nejvyšší zátěže pro měď a magnetickou susceptibilitu. Chrom pak vykazoval vysoké zátěže pro třetí faktor. V grafickém zobrazení daných faktorů 1-2 a 1-3 jsou lépe patrné vztahy mezi jednotlivými proměnnými (obr 4). V obr. 5 jsou uvedena faktorová skore, rozlišená podle způsobu zemědělského využití. Na základě polohy bodů vůči osám jednotlivých faktorů je možné vidět vliv těchto faktorů.



Obr. 4 Zátěže prvního a druhého faktoru



Obr. 5 Faktorová skore 1- 3. faktoru dle zemědělského využití

Závěr

Data koncentrací jednotlivých těžkých kovů, poskytnutá ÚKZÚZ, spolu s magnetickou susceptibilitou, naměřenou v GFÚ, vykázala několik zajímavých skutečností, i přes jejich malý počet na tak velkou plochu, jakou zaujímá Česká republika.
S přihlédnutím k těmto datům lze tvrdit, že obsahy vybraných těžkých kovů, stejně jako hodnoty magnetické susceptibility byly ve svrchních horizontech, v porovnání s podorničím prokazatelně zvýšené. Nejvyšší magnetická susceptibilita byla identifikována v chmelnicích. Z výsledků je zjevná statisticky prokazatelná středně silná korelace mezi koncentrací mědi a magnetickou susceptibilitou. Ukázalo se, že i použití indexů zátěže znečištění (PLI) má své opodstatnění, neboť i mezi nimi a magnetickou susceptibilitou se nacházela středně silná korelace.
Prostorová závislost se projevila pouze u magnetické susceptibility podorničí. To, že nebyly patrné u ostatních charakteristik, je dáno malou sítí odběru v poměru k tak velké ploše.
Měření magnetické susceptibility je předběžnou metodou, a jako takové má i své uplatnění. Omezený počet chemických analýz spolu s měřením susceptibility může být využit k predikci distribuce polutantu v určité oblasti. Tento přístup je časově méně náročný a ve stejném čase i levnější, než chemické analýzy s hustou sítí odběrů a obzvláště je slibný pro regiony, kde převládá jeden dominující zdroj znečištění. Bohužel komplikovanost vztahů mezi polutanty a magnetickými částicemi, se skutečností, že mají společný původ, ale jsou obvykle samostatnými částicemi, činí odvození jednoduché rovnice k výpočtu koncentrace polutantů z magnetické susceptibility nemožným. Proto nevýhodou této metody je fakt, že pro každou novou oblast výzkumu je nutné nalézt nový způsob interpretace. Podstatnou výhodou je ovšem ta skutečnost, že měření lze provádět jak v terénu, tak i v laboratoři, a je snadno opakovatelné. Své uplatnění má proto v předběžné identifikaci nejrizikovějších lokalit.

Poděkování

Děkuji RNDr. Aleši Kapičkovi, CSc. (z Geofyzikálního ústavu AV ČR) za připomínky a rady, které mi poskytl při zpracování této práce. Rád bych také poděkoval ÚKZÚZ za poskytnutí výsledků chemických analýz těžkých kovů. Zpracování dat bylo podpořeno grantem GAČR 526/06/1182 a výzkumným záměrem MSM6046070901.

Literatura

BORŮVKA, L., 2002: Kontaminace půdy rizikovými prvky: některé problémy a jejich možná řešení In: Pedologické dny 2002, Sborník z konference, ČZU, Praha, 2002.

HANESCH, M., SCHOLGER, R., 2002: Mapping of heavy metals loadings in soils by mean of magnetic susceptibility measurements, Environ. Geol. 42 s. 857-870, 2002.

KNAB, M., 2001: The application of magnetic susceptibility measurements for detecting antropogenic heavy metal pollution in different environments, Dissertation, Geowissenschaftlichen Fakultät der Eberhard-Karls-Universität Tübingen, 2001.

KREJČÍ, J., 2005: Semináře ke kurzu Analytické metody výzkumu, 2005, A07 factor, Microsoft PowerPoint, online <http://metody.webz.cz/> cit. (5.4.2006).

PETROVSKÝ, E., KAPIČKA, A., JORDANOVA, L., KNAB, M., HOFFMANN,V., 2000: Low-field magnetic susceptibility: a proxy method of estimating increased pollution of different environmental systems, Environ. Geol. 39: s.312-318, 2000.

POLÁKOVÁ, Š., 2002: Bazální monitoring zemědělských půd 1992 - 2001, Závěrečná zpráva, ÚKZÚZ Brno, 2002.

VEJR, M., 2001: Využití změn magnetických vlastností půd pro hodnocení úrovně znečištění, Diplomová práce ČZU Praha, 2001.

WANG, X.S., QIN, Y., 2005: Correlation between magnetic susceptibility and heavy metals in urban topsoils: a case study from the city of Xuzhou, China, Environ. Geol. 49, s.10-18, 2005.

VÝVOJ FYZIKÁLNYCH VLASTNOSTÍ FLUVIZEME PRI INTENZÍVNOM OBRÁBANÍ

PHYSICAL PROPERTIES DEVELOPMENT OF FLUVISOL AT INTENSIVE TILLAGE

Dana Kotorová, Božena Šoltysová

Slovenské centrum poľnohospodárskeho výskumu – Ústav agroekológie Michalovce, Špitálska 1273, 071 01 Michalovce, Slovenská republika, e-mail: kotorova@minet.sk

Abstrakt

Zmeny pôdnych vlastností fluvizeme kultizemnej (FMa) sa sledovali v období rokov 1981 – 2005. Výskum sa realizoval na experimentálnom pracovisku vo Vysokej nad Uhom v poľnom stacionárnom pokuse bez závlahy. Pri intenzívnej príprave pôdy s orbou boli sledované pôdne parametre: objemová hmotnosť, pórovitosť, maximálna kapilárna kapacita, nekapilárna pórovitosť, využiteľná vodná kapacita. Počas sledovaného 25-ročného obdobia sa objemová hmotnosť menila a pohybovala sa v intervale 1287 – 1570 kg.m^{-3}. Pórovitosť korešpondovala s objemovou hmotnosťou a nachádzala sa v intervale 50,31 – 41,09 %. Pomerne vysoká časová variabilita bola zistená pri maximálnej kapilárnej kapacite (interval 35,23 – 47,67 %), aj keď v priemere sa jej hodnoty nachádzali na úrovni východiskového stavu. Vysoká využiteľná vodná kapacita (v priemere 24,76 %) úzko súvisí s dosť nízkym bodom vädnutia (priemerný bod vädnutia = 15,20 %). K pomerne významnej zmene v hodnotách pôdnych parametrov došlo pri pestovaní kukurice (rok 1984) po kukurici (rok 1985) a pri zaradení viacročných krmovín na fluvizem kultizemnú – lucerna siata I. až V. úžitkový rok v rokoch 2000 – 2004. V časovom horizonte dvadsiatich piatich rokov poľného stacionárneho pokusu došlo aj k negatívnym zmenám pôdnych vlastností fluvizeme kultizemnej, čo súvisí najmä s intenzívnym hospodárením na pôde a zaradením poľných plodín do osevného postupu. Z priemerných výsledkov vyplýva, že oproti východiskovému stavu došlo k zvýšeniu objemovej hmotnosti o 18 kg.m^{-3}, zníženiu celkovej pórovitosti o 1,73 %, nevýznamnému zníženiu maximálnej kapilárnej vodnej kapacity o 0,91 %, k zníženiu využiteľnej vodnej kapacity o 1,61 % a nekapilárnej pórovitosti o 0,82 %.

Kľúčové slová: fluvizem kultizemná, fyzikálne vlastnosti, obrábanie pôdy

Abstract

During years 1981 – 2005 changes of soil properties of Eutric Fluvisol were observed. In field stationary treatment without irrigation on experimental working place in Vysoká nad Uhom observations were realized. Traditional soil tillage was examined. Soil parameters were observed as follows: soil bulk density, soil porosity, maximum capillary capacity, no-capillary porosity and available water capacity. During 25-years observed period soil bulk density was chenged and its values was in range 1287 – 1570 kg.m^{-3}. Soil porosity corresponded to bulk density and its values was range 50.31 – 41,09 %. In spite of high time variability of maximum capillary capacity (range 35.23 – 47.67 %) average values of this soil parameter was on level of starting values. High available water capacity (in average 24.66 %) connected with low wilting point (average witing point for Eutric Fluvisol = 15.20 %). Important changes of observed soil parameters was determined at grain maize (year 1984) cultivated after grain maize (year 2005) and at perennial forage crops cultivated on Eutric Fluvisol – alfalfa 1st till 5th crop year in years 2000 – 2004. In time horizon twentyfive years of field treatment also negative changes of Eutric Fluvisol properties were ascertained. These changes connected mainly with soil tillage system and rotation of field crops. From average results influenced, that in comparison to starting values increasing of bulk density (about 18 kg.m^{-3}), decreasing of total porosity (about 1.73 %), no-significant decreasing of maximum capillary capacity (about 0.91 %),

decreasing of available water capacity (about 1.61 %) and no-capillary porosity (about 0.82 %) were noted.

Key words: Eutric Fluvisol, physical properties, soil tillage

Úvod

Pôda je prírodným zdrojom s obrovským významom pre ľudskú civilizáciu a pre rastlinnú výrobu je základným výrobným prostriedkom. Kvalita pôdy a pôdna úrodnosť sú odrazom fyzikálnych, chemických a biologických vlastností pôdy a procesov v pôde prebiehajúcich a ich vzájomnej interakcie.

Popri iných faktoroch na pôdne vlastnosti vplýva systém hospodárenia na pôde. Obrábanie pôdy významne ovplyvňuje najmä jej fyzikálne vlastnosti. Pre naše podmienky je typická konvenčná príprava pôdy pred sejbou poľných plodín spojená s orbou, ktorá však významne vplýva na pôdne vlastnosti.

Pre Východoslovenskú nížinu (VSN), ktorá je jednou z poľnohospodársky najvýznamnejších oblastí Slovenskej republiky, je charakteristická výrazná heterogenita pôdneho profilu, striedanie pôdnych druhov na krátkych vzdialenostiach, čo spolu so špecifickým priebehom poveternostných podmienok sťažuje hospodárenie na pôde (Vilček, 2005).

Materiál a metódy

V rokoch 1981 – 2005 sa v poľnom stacionárnom pokuse vo Vysokej nad Uhom realizoval výskum vplyvu intenzívneho obrábania pôdy na zmeny fyzikálnych vlastností fluvizeme kultizemnej (FMa). Experimentálne pracovisko SCPV – Ústavu agroekológie Michalovce sa nachádza v centrálnej časti Východoslovenskej nížiny (VSN) v nadmorskej výške 106 m, severná šírka 48°36´, východná dĺžka 22°09´.

Fluvizem kultizemná je charakterizovaná ako stredne ťažká, hlinitá pôda, s priemerným obsahom ílovitých častíc nad 35 %. Je dobre priepustná v celom profile. Ornica má svetlohnedú farbu, hrudkovitú až drobnohrudkovitú štruktúru. Podornica je dobre priepustná a zvyčajne sa neodlišuje od ornice.

V jednotlivých sledovaných rokoch boli pestované nasledovné poľné plodiny: kukurica – bôb obyčajný – pšenica letná f. ozimná – kukurica – kukurica – bôb obyčajný – pšenica letná f. ozimná – slnečnica ročná – pšenica letná f. ozimná – repa cukrová – jačmeň siaty jarný – sója fazuľová – kukurica – kukurica – pšenica letná f. ozimná – sója fazuľová – pšenica letná f. ozimná – repa cukrová – jačmeň siaty jarný – lucerna siata I. úž. rok – lucerna siata II. úž. rok – lucerna siata III. úž. rok – lucerna siata IV. úž. rok – lucerna siata V. úž. rok – pšenica letná f. ozimná. V roku 1980, ktorý sa považoval za východiskový, sa pestovala kukurica.

Pôdne vzorky pre zistenie fyzikálnych vlastností boli odoberané z hĺbky 0,3 m vo forme Kopeckého fyzikálnych valčekov z variantu s intenzívnym obrábaním v prirodzených podmienkach bez závlahy. Fyzikálne a hydrofyzikálne charakteristiky pôdy – objemová hmotnosť (ρ_d, kg.m^{-3}), pórovitosť (Po, %), maximálna kapilárna kapacita (Θ_{MKK}, %), nekapilárna pórovitosť (Θ_{NK}, %), využiteľná vodná kapacita (Θ_P, %) – boli stanovené metodickými postupmi podľa Kobzu et al. (1999).

Pri štatistickom testovaní údajov bola použitá analýza variancie z balíka STATGRAPHICS.

Výsledky a diskusia

K základným kvalitatívnym znakom pôdy sa zaraďuje vzájomné pôsobenie jej fyzikálnych, chemických a biologických vlastností, ktorého výsledkom je ovplyvnenie pôdnej úrodnosti s následným vplyvom na pestovanú plodinu. Pri systéme hospodárenia na pôde patrí dôležité

miesto štruktúre plodín. Zaradenie poľných plodín do osevného postupu sa prejavuje pôsobením plodiny na fyzikálne vlastnosti pôdy.

Tab. 1 Objemová hmotnosť a pórovitosť fluvizeme kultizemnej

Rok	Plodina	ρ_d		Po	
		kg.m^{-3}	**rel. %**	**%**	**rel. %**
1980	VS – kukurica	1435	100,0	46,60	100,0
1981	kukurica	1404	97,8	47,88	102,7
1982	bôb	1408	98,1	44,68	95,9
1983	pšenica	1345	93,7	49,32	105,8
1984	kukurica	1287	89,7	50,31	108,0
1985	kukurica	1570	109,4	42,22	90,6
1986	bôb	1351	94,1	47,55	102,0
1987	pšenica	1397	97,4	44,12	94,7
1988	slnečnica	1312	91,4	47,52	102,0
1989	pšenica	1374	95,7	49,89	107,1
1990	repa cukrová	1477	102,9	45,36	97,3
1991	jačmeň	1394	97,1	47,24	101,4
1992	sója	1360	94,8	49,94	107,2
1993	kukurica	1440	100,3	45,64	97,9
1994	kukurica	1469	102,4	45,10	96,8
1995	pšenica	1456	101,5	45,68	98,0
1996	sója	1530	106,6	41,56	89,2
1997	pšenica	1526	106,3	43,56	93,5
1998	repa cukrová	1533	106,8	41,50	89,1
1999	jačmeň	1531	106,7	41,63	89,3
2000	lucerna I.	1520	105,9	41,97	90,1
2001	lucerna II.	1537	107,1	41,41	88,9
2002	lucerna III.	1545	107,7	41,09	88,2
2003	lucerna IV.	1540	107,3	41,40	88,8
2004	lucerna V.	1537	107,1	41,30	88,6
2005	pšenica	1474	102,7	43,90	94,2
x		**1453**	**101,3**	**44,87**	**96,3**

Kde: ρ_d – objemová hmotnosť redukovaná, Po – celková pórovitosť

Fyzikálne vlastnosti pôdy sa menia nielen vplyvom poveternostných faktorov, pestovateľského ročníka, či priebehom vegetácie, ale aj agrotechnickými zásahmi. Najcitlivejšie na zmeny podmienok pôdneho prostredia reaguje objemová hmotnosť. V priebehu roka i vegetačného obdobia sa jej hodnota mení v závislosti od obsahu pôdnej vlahy, agrotechnickými zásahmi, vplyvom počasia i ďalšími činiteľmi.

Výskum zmien fyzikálnych parametrov fluvizeme kultizemnej vo Vysokej nad Uhom na Východoslovenskej nížine sa realizoval na pôde, ktorá je charakterizovaná podľa obsahu zŕn I. kategórie (36,47 % podľa Nováka) ako hlinitá, stredne ťažká.

Intenzívne obrábanie pôdy reprezentované konvenčnou agrotechnikou sa v časovom horizonte dvadsiatich piatich rokov prejavilo zmenami vybraných fyzikálnych a hydrofyzikálnych parametrov. Objemová hmotnosť fluvizeme kultizemnej (tabuľka 1) sa v dlhodobom časovom rade pohybovala od 1 287 kg.m^{-3} (rok 1984 – kukurica) do 1 545 kg.m^{-3} (rok 2002 – lucerna III. úžitkový rok). V hodnotenom období objemová hmotnosť dosahovala 89,7 – 107,7 % východiskového stavu (rok 1980) v relatívnom vyjadrení. V priemere za hodnotené 25-ročné

obdobie došlo k zvýšeniu objemovej hmotnosti o 18 $kg.m^{-3}$ v porovnaní s východiskovým rokom 1980.

Tab. 2 Hydrofyzikálne ukazovatele fluvizeme kultizemnej

Rok	Plodina	Θ_{MKK}		Θ_{NK}		Θ_P	
		%	rel. %	%	rel. %	%	rel. %
1980	VS – kukurica	40,76	100,0	5,84	100,0	26,37	100,0
1981	kukurica	47,67	117,0	0,21	3,6	31,19	118,3
1982	bôb	39,80	97,6	4,88	83,6	23,66	89,7
1983	pšenica	40,46	99,3	8,86	151,7	25,03	94,9
1984	kukurica	44,83	110,0	5,48	93,8	33,15	125,7
1985	kukurica	37,06	90,9	5,16	88,4	24,63	93,4
1986	bôb	39,30	96,4	8,25	141,3	22,60	85,7
1987	pšenica	39,90	97,9	4,22	72,3	23,34	88,5
1988	slnečnica	38,07	93,4	9,45	161,8	22,71	86,1
1989	pšenica	43,97	107,9	5,92	101,4	27,89	105,8
1990	repa cukrová	41,90	102,8	3,46	59,2	25,15	95,4
1991	jačmeň	43,30	106,2	3,94	67,5	27,18	103,1
1992	sója	39,25	96,3	10,69	183,0	22,47	85,2
1993	kukurica	35,62	87,4	10,02	171,6	19,61	74,4
1994	kukurica	35,23	86,4	9,87	169,0	19,34	73,3
1995	pšenica	37,17	91,2	8,51	145,7	23,56	89,3
1996	sója	37,37	91,7	4,19	71,7	21,25	80,6
1997	pšenica	38,26	93,9	5,30	90,8	23,35	88,5
1998	repa cukrová	37,68	92,4	3,82	65,4	22,80	86,5
1999	jačmeň	37,39	91,7	4,24	72,6	23,02	87,3
2000	lucerna I.	39,07	95,9	2,90	49,7	24,48	92,8
2001	lucerna II.	39,47	96,8	1,94	33,2	24,79	94,0
2002	lucerna III.	40,31	98,9	0,78	13,4	24,98	94,7
2003	lucerna IV.	41,07	100,8	0,33	5,7	29,29	111,1
2004	lucerna V.	40,33	98,9	0,97	16,6	27,52	104,4
2005	pšenica	41,87	102,7	2,03	34,8	25,89	98,2
x		**39,85**	**97,8**	**5,02**	**86,0**	**24,76**	**93,9**

Kde: Θ_{MKK} – maximálna kapilárna kapacita, Θ_{NK} – nekapilárna pórovitosť, Θ_P – využiteľná vodná kapacita

Celková pórovitosť súvisí s objemovou hmotnosťou, čo znamená, že pri vyššej objemovej hmotnosti sú hodnoty celkovej pórovitosti nižšie. Ako uvádzajú Kováč – Švančárková (2003), vyššia objemová hmotnosť mení pomer medzi vodnou a vzdušnou kapacitou v prospech vodnej kapacity, znižuje celkovú pórovitosť a zvyšuje podiel kapilárnych pórov. Tie podmieňujú priaznivý vodný režim a zásobovanie rastlín vodou počas vegetácie. Ako vyplýva z údajov v tabuľke 1, hodnoty pórovitosti fluvizeme kultizemnej sa nachádzali v intervale 50,31 – 41,09 % (108,0 – 88,2 % východiskového stavu). V priemere za hodnotené časové obdobie došlo intenzívnym obrábaním hlinitej pôdy vo Vysokej nad Uhom k zníženiu celkovej pórovitosti o 1,73 %, čo však možno považovať za štatisticky nevýznamné.
Maximálna kapilárna vodná kapacita je pomerne nestabilným hydrofyzikálnym parametrom, ktorý úzko súvisí so zásobou vody v pôde a heterogenitou pôdneho profilu. Na fluvizemi kultizemnej sa jej hodnoty pohybovali v rozpätí 35,23 – 47,67 % (tabuľka 2), t.j. najnižšia hodnota bola zistená v roku 1993 pri kukurici (86,4 % východiskového stavu) a najvyššia hodnota bola v roku 1981 tiež pri kukurici (117,0 % východiskového stavu). V sledovaných rokoch sa všetky zistené hodnoty tohto pôdneho parametra pohybovali na úrovni hodnôt

známych pre tento subtyp fluvizeme. Podobné údaje pre hlinitú fluvizem kultizemnú publikovali aj iní autori, ako napr. Fulajtár (1986), Husnjak et al. (2002), či Hnát (2004).
Nižšie hodnoty celkovej pórovitosti súvisia s poklesom nekapilárnych pórov. V tabuľke 2 uvedená nekapilárna pórovitosť dosahovala veľmi široké rozpätie od 0,21 % (rok 1981 – kukurica) do 10,69 % (rok 1992 – sója). Nízke hodnoty nekapilárnej pórovitosti boli zaznamenané aj pri lucerne siatej pestovanej v piatich úžitkových rokoch (0,33 – 2,90 %, t.j. 5,7 – 49,7 % východiskového stavu). Oproti východiskovému stavu sa nekapilárna pórovitosť v rokoch 1981 – 2005 znížila o 0,82 %, teda o 14 % v relatívnom vyjadrení, čo je už možné považovať za štatisticky významné zníženie.

Tab. 3 Analýza variancie pôdnych parametrov fluvizeme kultizemnej

Ukazovateľ	Zdroj variability	d. f.	$F_{vyp.}$
ρ_d	plodina	7	$10{,}923^{++}$
	zvyšok	93	
	celkom	103	
Po	plodina	7	$9{,}104^{++}$
	zvyšok	93	
	celkom	103	
Θ_{MKK}	plodina	7	$0{,}715^{-}$
	zvyšok	93	
	celkom	103	
Θ_{NK}	plodina	7	$12{,}053^{++}$
	zvyšok	93	
	celkom	103	
Θ_P	plodina	7	$2{,}744^{+}$
	zvyšok	93	
	celkom	103	

$^{++}P< 0{,}01$ $^{+}P< 0{,}05$

V súvislosti s aktuálnym obsahom vody v pôde je zaujímavým hydrofyzikálnym parametrom využiteľná vodná kapacita. Interval, v ktorom sa môže Θ_P nachádzať je pomerne široký, čo sa potvrdilo aj v prípade FMa vo Vysokej nad Uhom. Využiteľná vodná kapacita sa nachádzala v rozsahu 19,34 – 33,15 %, čo bolo 73,3 – 125,7 % východiskového stavu v relatívnom vyjadrení. Toto široké rozpätie hodnôt súvisí jednak s bodom vädnutia fluvizeme kultizemnej, jednak s maximálnou kapilárnou kapacitou. V priemere za sledované dvadsaťpäťročné časové obdobie však využiteľná vodná kapacita (24,76 %) bola na úrovni hodnôt známych pre tento pôdny druh a subtyp fluvizemí.
Vplyv pestovaných plodín spolu s pestovateľským ročníkom a jeho poveternostnými podmienkami na pôdne fyzikálne a hydrofyzikálne charakteristiky sa potvrdil vo viacerých publikovaných prácach, ako napr. Børresen – Njøs (1993), Husnjak et al. (2002), Lacko-Bartošová (1992). Aj v podmienkach fluvizeme kultizemnej bol analýzou variancie štatisticky testovaný vplyv pestovaných plodín na vybrané fyzikálne a hydrofyzikálne parametre (tabuľka 3).

Tab. 4 Mnohonásobný test porovnania pôdnych parametrov ($Hd_{0,05}$)

Pôdny parameter	Sledovaný faktor		Priemer	Homogénna skupina				
ρ_d [kg.m^{-3}]	plodina	slnečnica	1311,75	x				
		bôb	1379,50	x	x			
		pšenica	1428,67		x	x		
		kukurica	1434,21			x		
		sója	1445,00			x	x	
		jačmeň	1462,63			x	x	
		repa cukrová	1505,00				x	x
		lucerna	1535,80					x
Po [%]	plodina	lucerna	41,434	x				
		repa cukrová	43,430	x	x			
		jačmeň	44,435		x	x		
		sója	45,750		x	x	x	
		pšenica	46,079			x	x	
		bôb	46,114			x	x	
		kukurica	46,293			x	x	
		slnečnica	47,518				x	
Θ_{MKK} [%]	plodina	slnečnica	38,070	x				
		sója	38,309	x				
		bôb	39,550	x				
		repa cukrová	39,789	x				
		lucerna	40,050	x				
		kukurica	40,165	x				
		pšenica	40,272	x				
		jačmeň	40,344	x				
Θ_{NK} [%]	plodina	lucerna	1,385	x				
		repa cukrová	3,640		x			
		jačmeň	4,091		x	x		
		pšenica	5,807			x	x	
		kukurica	6,096				x	
		bôb	6,565				x	
		sója	7,440				x	x
		slnečnica	9,450					x
Θ_P [%]	plodina	sója	21,861	x				
		slnečnica	22,710	x	x			
		bôb	23,130	x	x	x		
		repa cukrová	23,975	x	x	x	x	
		pšenica	24,842		x	x	x	
		jačmeň	25,099		x	x	x	
		kukurica	25,714		x		x	
		lucerna	26,212				x	

Plodina spolu s rokom mala štatisticky vysoko významný vplyv na objemovú hmotnosť, celkovú pórovitosť a nekapilárnu pórovitosť. Štatisticky významne sa vplyv plodiny prejavil na hodnotách využiteľnej vodnej kapacity, ale žiadny vplyv nemala plodina na maximálnu kapilárnu kapacitu.

Ako vyplýva z LSD-testu (tabuľka 4), na objemovú hmotnosť malo najväčší vplyv pestovanie lucerny siatej a repy cukrovej, pri ktorých boli najvyššie priemerné hodnoty tohto parametra, čo súvisí aj so spôsobom pestovania týchto plodín. Pri celkovej pórovitosti sa sója, pšenica, bôb, kukurica a slnečnica nachádzali v jednej homogénnej skupine a vykazovali z dlhodobého

pohľadu najvyššie hodnoty pórovitosti. Aj keď sú publikované informácie o vplyve pestovanej plodiny na maximálnu kapilárnu kapacitu (Kováč, 1998; Kováč – Žák, 1999), v našom experimente sa nezistil. Štatisticky vysoko preukazný vplyv plodiny sa potvrdil pri nekapilárnej pórovitosti s najväčším vplyvom slnečnice a sóje a potom sóje, bôbu, kukurice a pšenice. Pri využiteľnej vodnej kapacite bol zistený významný vplyv hlavne lucerny, kukurice, jačmeňa, pšenica a repy cukrovej na tento pôdny parameter.

Záver

Z výsledkov získaných počas sledovania vplyvu intenzívneho obrábania fluvizeme kultizemnej na Východoslovenskej nížine je možné formulovať nasledovné závery:

1. V priemere za hodnotené obdobie rokov 1981 – 2005 sa pri intenzívnom obrábaní fluvizeme kultizemnej zvýšila objemová hmotnosť redukovaná (o 1,3 %) v porovnaní s východiskovým stavom v roku 1980. Súčasne došlo k zníženiu celkovej pórovitosti o 3,7 %.
2. Hodnoty maximálnej kapilárnej kapacity a využiteľnej vodnej kapacity dosahovali úroveň charakteristickú pre hlinitú fluvizem kultizemnú a v priemere boli nižšie ako v roku 1980. Taktiež došlo k zníženiu obsahu nekapilárnych pórov (v priemere o 14,0 %), čo možno považovať za významné.
3. Štatistické metódy potvrdili štatisticky významný vplyv pestovanej plodiny na objemovú hmotnosť, celkovú pórovitosť a nekapilárnu pórovitosť fluvizeme kultizemnej, významný vplyv na využiteľnú vodnú kapacitu, ale nevýznamný na maximálnu kapilárnu kapacitu.
4. Na základe získaných výsledkov sa dá predpokladať, že dlhodobejšie intenzívne obrábanie nemusí významne zhoršovať fyzikálne a hydrofyzikálne parametre hlinitej fluvizeme kultizemnej.

Literatúra

BØRRESEN, T., NJØS, A., 1993: Ploughing and rotary cultivation for cereal production in a long-time experiment on a clay soil of southeastern Norway. 1. Soil properties. In: Soil and Tillage, vol. 28, 1993, pp. 97-108. ISSN ISSN 0167-1987.

FULAJTÁR, E., 1986: Fyzikálne vlastnosti pôd Slovenska, ich úprava a využitie. 1. vyd. Bratislava: Veda, 1986. 156 p.

HNÁT, A., 2004: Vplyv obrábania pôdy a pôdneho stanovišťa na úrodu vybraných hybridov zrnovej kukurice. In: Zborník vedeckých prác OVÚA Michalovce. Michalovce: OVÚA, 2004, roč. 20, s. 15–28. ISBN 80-969094-1-X.

HUSNJAK, S., FILIPOVIĆ, D., KOŠUTIĆ, S., 2002: Influence of different tillage systems on soil physical properties and crop yield. In: Rostlinná výroba, vol. 48, 2002, N. 6, s. 249-254. ISSN 0370-663X.

KOBZA, J. et al., 1999: Čiastkový monitorovací systém – pôda: Záväzné metódy 1. vyd. Bratislava: Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy, 1999. 138 p. ISBN 80-85361-55-8.

KOVÁČ, K., 1998: Vplyv rôznej prodplodiny, obrábania pôdy a hnojenia na výšku úrody a efektívnosť pestovania ozimnej pšenice. In: Rostlinná výroby, roč. 44, 1998, č. 3, s. 133-139. ISSN 0370-663X.

KOVÁČ, K., ŠVANČÁRKOVÁ, M., 2003: The influence of various agrotechnical factors on soil physical properties. In: Agriculture (Poľnohospodárstvo), vol. 49, 2003, N. 12, pp. 608–618. ISSN 0551-3677.

KOVÁČ, K., ŽÁK, Š., 1999: Vplyv rôznych spôsobov obrábania pôdy na jej fyzikálne a hydrofyzikálne vlastnosti In: Rostlinná výroba, vol. 45, 1999, N. 8, pp. 359–364. ISSN 0370-663X.

LACKO-BARTOŠOVÁ, M., 1992: Obrábanie nivnej ťažkej pôdy a zmeny fyzikálnych vlastností. In: Rostlinná výroba, roč. 38, č. 1, s. 1-8. ISSN 0370-663X.

VILČEK, J., 2005: Pedogeografické špecifiká pôd Východoslovenskej nížiny. In: Realizáciou poznatkov vedy a výskumu k trvalo udržateľnému poľnohospodárstvu. VÚRV – ÚAe, Michalovce, s. 93-97. ISBN 80-88790-40-9.

PROBLÉMY KLASIFIKÁCIE PÔD

PROBLEMS OF SOIL CLASSIFICATION

Ján Kukla, Margita Kuklová

Ústav ekológie lesa Slovenskej akadémie vied, Štúrova 2, 960 53 Zvolen, Slovenská republika, e-mail: kukla@sav.savzv.sk, kuklova@ sav.savzv.sk

Abstrakt

Príspevok je zmeraný na kritické posúdenie problémov spojených s klasifikáciou recentných pôd a možnosti využitia princípu dichotomie pri konštrukcii univerzálneho systému pôd. V takom systéme sa názvy pôdnych taxónov neopakujú. Sú hierarchicky usporiadané od významovo najširších (najvyššie postavených) pojmov, charakterizujúcich niektoré z podstatných znakov pôd po najužšie (najnižšie postavené), a to tak, aby názov každého pôdneho taxónu zahrňoval vždy jen názvy dvoch evolučne najbližších pedogenetických znakov, stavov, alebo procesov. V ideálnom prípade sú tieto pojmy najbližšie tiež z etymologického a sémantického hľadiska. Pri definovaní pôdnych taxónov je namiesto konvenčne stanovených limitov, ktoré si navzájom protirečia, potrebné používať limity prirodzené. Prednosť má napr. limit >50 %, lebo predstavuje ľahko merateľný parameter dominancie znaku. Potom nie je potrebné nejasne sa vyjadrovať o „náznakoch“ horizontov len preto, že neplní konvenčne stanovený limit pre hrúbku, farbu, etc. Ak sa znaky pôdneho taxónu vyskytujú len v časti pôdneho profilu, ide o vertikálny pôdny komplex, ne o subtyp pôdy. Takzvané geologické vrstvy sú zároveň aj vrstvami pedogénnymi. Nimi sú všetky nespevnené sedimenty, ktoré sa v procese diagenézy menia na spevnené sedimentárne horniny (diagenity) a v prípade pôsobenia vyšších tlakov až na metamorfované horniny (metamorfity). Zahrnutie nespevnených sedimentárnych hornín do univerzálnej klasifikácie pôd by vyriešilo mnoho problémov dlhodobo pretrvávajúcich v taxonómii pôdnej pedogenézy.

Kľúčové slova: MKSP, názvoslovie, klasifikácia pôd, dichotomický systém

Abstract

The paper is aimed at critical assessment of problems connected with classification of recent soils and possibility of using the principle of dichotomy in creation of universal system of soils. In such a system, the names of soil taxa are not repeated. There are hierarchically arranged from semantically widest (highest ordered) terms, each characterizing some of substantial features of soils, up to narrowest (lowest ordered) ones, in such a way, that the name of each soil taxon included only the names of two evolutionally closest pedogenic features, states, or processes. In ideal case, these names are closest also from etymologic and semantic point of view. In case of soil taxa definition it is necessary instead of conventionally stated contradictorily limits to use the natural limits. Priority has e.g. the limit >50 %, because represents the easily measured parameter of dominance of sign. Then it is not necessary to speak vaguely about „insinuations“ of horizon only because does not meet limits conventionally stated for horizon thickness, colour, etc. If the signs of soil taxon are present only in a part of the soil profile, we speak about a vertical soil complex not about a soil subtype. The so-called geological layers are in the same time pedogenic layers. Among such layers belong all unconsolidated sediments turned into consolidated sedimentary rocks (diagenites) in process of diagenesis, and in case of higher pressure up to metamorphic rocks (metamorphites). Including of unconsolidated sedimentary rocks in the universal classification of soils should solve a wide range of problems persisting for long time in soil taxonomy.

Key words: MSCS, nomenclature, soil classification, dichotomous system

Úvod

Od vydania prvého variantu Morfogenetického klasifikačného systému pôd Slovenska (MKSP) uplynulo už 8 rokov. Jeho cieľom bolo zjednotenie u nás používaných klasifikačných princípov s princípmi používanými v celosvetovom meradle, ktoré boli vypracované v rámci Medzinárodnej pôdoznaleckej spoločnosti (ISSS). Zjednotenie rôznych názorov prispelo k ďalšiemu pokroku v rozvoji slovenského pôdoznalectva a väčšiemu súladu s trendom vývoja tohto vedného odboru v medzinárodnom kontexte. Na druhej strane doterajšie skúsenosti s používaním MKSP ukazujú, že v niektorých prípadoch nemožno rozmanitosť prírody celkom vystihnúť ani aplikáciou jeho princípov.

Pri návrhu MKSP (Kolektív, 2000) sa uvažovalo predovšetkým so zohľadnením produkčnej a environmentálnej funkcie pôdy, čo pri uplatnení morfogenetického prístupu pri klasifikácii pôd nie je dosť dobre možné. V konkrétnom segmente ekotopu závisí totiž kvantita a kvalita produkcie rastlinnej zložky najmä od ekologických účinkov klímou podmieneného vzdušného a pôdneho prostredia (vplyvu režimov kvapalných a pevných zrážok, teplôt, insolácie, vetra, pôdneho vzduchu, vody, živín, toxicky pôsobiacich látok), druhového a vekového zloženia rastlín, a tiež od výsledku kompetície a sukcesie populácií rastlinných a živočíšnych druhov. Z faktorov prostredia možno prostredníctvom klasických pôdoznaleckých metód zaznamenať len tie, ktoré sa odrážajú v morfológii pôd.

Z MKSP boli zámerne vynechané subhydrické pôdy, environmentálna funkcia ktorých je evidentná. V praxi ale najväčšie ťažkosti spôsobuje fakt, že nie vždy sa podarilo jednoznačne definovať súbor hraničných hodnôt znakov diagnostických horizontov. To v niektorých prípadoch neumožňuje objektívne identifikovať pôdnu jednotku. Z uvedených dôvodov sa táto práca zameriava na definovanie problémov spojených s praktickým uplatňovaním MKSP a návrh spôsobu ich riešenia prostredníctvom návrhu otvorenej hierarchickej klasifikácie pôd.

Materiál a metódy

Vychádzame z poznatkov získaných pri realizácii viacročného prieskumu pôd a fytocenóz v rôznych oblastiach Slovenska, pri podrobnom štúdiu vzťahov v systéme pôda – fytocenóza vo vybraných lesných geobiocenózach a pri rozbore literárnych údajov najmä z oblasti sedimentológie, pedológie a taxonómie pôd. Kriticky sú posúdené možnosti praktickej aplikácie MKSP, odstránenia jeho nedostatkov, zásady prijatia minimálneho súboru neprotirečivých kritérií morfogenetických diagnostických znakov pôd a akceptovania princípov dichotómie, paralelizmu a analógie, logiky, sémantiky a etymológie pri spracovávaní veľkého množstva starších i novších poznatkov pedológie do otvoreného morfogenetického systému pôd.

Výsledky a diskusia

Postavenie pedológie v systéme geologických vied

Činčura a kol. (1983) definuje tektoniku ako odbor geológie skúmajúci stavbu, vznik a vývoj zemskej kôry a geologických telies, deformácie v zemskej kôre a pohyby, ktoré ich zapríčiňujú. V práci Kukala (1986) sa uvádza, že Krynine (1950) rozdelil geologickú históriu do sedimentárno-tektonických cyklov, že pojmy sedimentológia a litológia sú v našej a sovietskej literatúre považované za synonymné, že Sorby začal v roku 1850 používať petrografický mikroskop a neskôr vypracoval základy sedimentárnej petrológie a že Krumbein a Sloss (1953) vydali prácu o stratigrafii a sedimentácii. Šály (1991) uvádza, že súčasťou technickej geológie je pôdoznalectvo, ktoré si všíma vlastnosti pôdy ako podložného, či stavebného materiálu. Konštatuje tiež, že „pôda je časť litosféry po hĺbku, do ktorej siahajú pôdotvorné procesy“, a toto konštatovanie možno považovať za najkratšiu a najvýstižnejšiu

definíciu pôdy. Pravda len vtedy, ak sa za súčasť pôdotvorných procesov budú považovať aj metasomatické procesy, ktoré prebiehajú v každom sedimente od jeho uloženia až po premenu v diageneticky spevnenú horninu (diagenit). V tabuľke 1 sme sa na základe týchto a ďalších údajov pokúsili naznačiť postavenie pedológie v dichotomického systéme geologických vied.

Tab. 1 Klasifikácia geologických vied (predbežná)

<table>
<tr><td colspan="8">Geografia (planétografia)</td></tr>
<tr><td colspan="8">Geológia (planétológia)</td></tr>
<tr><td colspan="4">litológia</td><td colspan="4">tektonika</td></tr>
<tr><td colspan="2">petrológia</td><td colspan="2">sedimentológia</td><td colspan="2">orológia</td><td colspan="2">topológia</td></tr>
<tr><td>petrografia</td><td>mineralógia</td><td>pedológia</td><td>stratigrafia</td><td>orografia</td><td>kryštalografia</td><td>topografia</td><td>morfológia</td></tr>
</table>

Poznámky k MKSP

Na príprave MKSP sa podieľalo viacero poľnohospodársky a lesnícky orientovaných slovenských pôdoznalcov, preto sa jeho konečná úprava nezaobišla bez kompromisov. Časť pripomienok sa v dôsledku toho nedostala do konečnej verzie tohto významného diela, ktoré sa v porovnaní s inými klasifikáciami pôd môže pre užívateľa javiť ako príliš zjednodušené a zároveň ako nadbytočne komplikované. Tento dojem vzniká v dôsledku toho, že:

- MKSP sa nezaoberá klasifikáciou humusových foriem (mull, moder, mor...), len opisom nadložných diagnostických horizontov;
- chýba definícia nadložných horizontov (tiež povrchových a podpovrchových horizontov)
- stanovenie minimálnej hrúbky horizontu Oo (resp. Ool) na 1 cm sa javí ako zbytočné;
- minimálny obsah spáliteľnej organickej hmoty v opadankovom horizonte Oo je stanovený na 25 % hmot. (v organogénnych horizontoch by mal dosiahnuť minimálne 50 % hmot., pri nižších hodnotách ide o organominerálne horizonty);
- v subhorizonte opadu Ool sa pripúšťa prímes amorfnej organickej hmoty do 10 %, zatiaľ čo s prímesou drviny (do 50 %) sa neuvažuje;
- v subhorizonte drviny Oof sa pripúšťa prímes amorfnej organickej hmoty 10-70 %, hoci hodnoty 50-70 % sú už charakteristické pre Ooh subhorizont;
- v subhorizonte meliny Ooh sa pripúšťa prímes minerálnych častíc len do 30 %, hoci prirodzený limit pre organogénne horizonty je do 50 % minerálnych častíc;
- horizonty Oo a Om možno chápať aj ako subhorizonty organogénneho terestrického až semiterestrického O-horizontu (subhorizonty Ol, Of, Oh, Ohg, Om, Omg), ktorý je protikladom organogénneho hydromorfného horizontu Ot;
- minimálna hrúbka rašelinového horizontu Ot je stanovená na 30 cm; po zvýšení limitu na 50 cm by v profile subtypov organozemí dominovali rašelinné horizonty (glejový subtyp by z klasifikácie vypadol) a v profile subtypov glejov glejové horizonty;
- k organozemiam sú v MKSP priradené aj pôdy s obsahom humusu 30-50 %, v ktorých organické látky nedominujú. To nie je v súlade s názvom tohto pôdneho typu, súčasťou ktorého by mali byť len segmenty pôd s obsahom viac ako 50 % humusu;
- humolitový horizont Oh má charakter povrchového diagnostického horizontu Ah (napr. v anmoori); stanovenie jeho minimálnej hrúbky na 10 cm sa javí ako neúčelné;
- zatriedenie niektorých v staršej literatúre známych pôd nie je na základe kľúča na určovanie pôdnych typov a subtypov možné (rambla, fluvizem kambizemná – medzi nivnými pôdami dominuje, kambizem rankrová, kambizem luvizemná, terrae calcis kyslá), alebo nie je z morfogenetického hľadiska správne (rubifikované subtypy pôd);;
- pre identifikáciu povrchových a podpovrchových diagnostických horizontov je stanovených príliš mnoho rôznorodých limitných hodnôt, ktoré nemusia v konkrétnych prípadoch vzájomne korešpondovať (umbrické, molické alebo melanické horizonty tenšie ako 10 cm);

v teréne sa obtiažne zisťujú a vyžadujú výsledky zdĺhavých, finančne nákladných laboratórnych analýz, bez ktorých nemožno pôdy zatriediť.

V geológii sú všetky sedimenty považované za horniny (Dudek a kol., 1984), zatiaľ čo v zmysle pôdoznalectva reprezentuje spravidla jedna časť sedimentov horniny, druhá pôdy. Kritériá, na základe ktorých sa tak deje, sa odvíjajú od definície pojmu pôda. V zmysle MKSP je pôda „najvrchnejšia časť zemskej kôry, ktorá vzniká na styku a za pôsobenia biosféry, atmosféry, litosféry a hydrosféry a s ktorými má sústavnú látkovú a energetickú výmenu. Umožňuje rast rastlín a rozklad ich produktov, má teda produkčnú funkciu a ďalšie funkcie“.

Vyššie uvedená definícia neprihliada na existenciu vegetáciou nepokrytých, príp. len sporadicky pokrytých území (riečne terasy, pohyblivé piesky, kamenné moria, mrazové sutiny, plochy zbavené vegetácie, splanírované, zastavané a pod.), ani na výskyt subhydrických a fosílnych pôd. Do určitej miery je tým spochybnená aj oprávnenosť zahrnutia kultizemí a antrozemí do MKSP, keďže tieto pôdy majú často charakter premiešaných, alebo prevrstvených sedimentov a môžu byť počas rôzne dlhého obdobia zbavené vegetácie.

V pôdoznalectve sa za indivíduá pôdnej klasifikácie považujú polypedony, ktoré možno skúmať len prostredníctvom pedonov o ploche 1-10 m^2. Tieto ale nie sú v teréne mapovateľné. Pedon určitej taxonomickej úrovne si ale možno predstaviť aj ako súbor rôzne veľkých, morfogeneticky rovnakých segmentov (indivíduí) kontinuálneho pôdneho telesa, ktoré sú v krajine vzájomne izolované segmentmi iných pedonov. Aktuálna úrodnosť pedonov sa môže pohybovať od veľmi vysokej po nepatrnú, až žiadnu (vyschnuté, intoxikované, zastavané, alebo fosílne pôdy), preto ju nemožno považovať za obligátnu vlastnosť pôd.

V MKSP sa diferencuje medzi genetickými pôdnymi horizontmi a pôdnymi vrstvami, ktoré sú pedogenetickými procesmi málo ovplyvnené a vznikajú geologickými procesmi. Dôvodom je tradičné nadhodnocovanie významu chemického zvetrávania a zanedbávanie významu fyzikálneho zvetrávania pre tvorbu pôd. Keďže fyzikálne zvetrávanie nie je len geologický, ale aj pedogenetický proces, môžeme jeho produkty považovať za iniciálne pôdy.

Návrh klasifikačného systému pôd

Usporiadanie poznatkov do hierarchického systému možno dosiahnuť len prostredníctvom logického spájania rôzne širokých abstraktných pojmov – filozofických kategórií. Tieto vystupujú v pároch, členy ktorých sa navzájom dopĺňajú, ale aj vylučujú. V hierarchickom (fylogenetickom) klasifikačnom systéme pôd, ktorý predkladáme (tab. 2 a 3), sú pojmy odrážajúce morfogenetické znaky pôd podľa klesajúcej miery zovšeobecnenia zoskupené do nasledovných taxonomických úrovní: oddelenie (*divisio*), trieda (*classis*), rad (*ordo*), rod (*genus*), druh (*species*), typ (*typus*) a varieta (*varietas*). Pre dosiahnutie najtesnejšej zhody s prírodnou realitou sme pri výstavbe klasifikačného systému pôd použili princíp dichotómie.

Najvyššiu taxonomickú úroveň reprezentuje kmeň (*phylum*) pôd združujúci všetky pôdy. Tieto sú na úrovni oddelenia rozdelené do dvoch podskupín podľa toho, či vykazujú znaky automorfnosti, alebo alomorfnosti. Automorfné pôdy nachádzajúce sa na začiatku vývoja – inceptisoly, majú buď znaky klastizačných procesov (exfoliácia, kryoklastizácia), alebo pedoturbačných procesov. Klastosoly sú pôdy bez humusového horizontu, ktorý sa nevyvinul, alebo chýba v dôsledku antropickej činnosti. V tabuľke 2 uvedené rozpätia frakcií klastosolov sú prevzaté z prác Kontu (1972), Kukala (1986), FitzPatrika (1983) a Scheffera, Schachtschabela (1989). Ich názvy sú odvodené z názvov klastických sedimentov a ďalších gréckych a latinských termínov (*Gr. petra, L. saxum* – skala, kameň, balvan, *Gr. skirron, L. glarea, lapilla* - štrk, *L. arena, sabulum* - piesok, *Gr. skone, L. pulvis* - prach, *L. argilla, Gr. laspe* - hlina, íl).

Vývojovo pokročilejšie inceptisoly sú turbisoly, pôdy s vyvinutým A-horizontom a znakmi pedoturbácií. Tieto boli v prípade kryosolov spôsobené periodickým zamŕzaním a rozmŕzaním pôdneho materiálu (kryoturbačné procesy), zatiaľ čo v prípade plastosolov sa uplatnilo najmä napučiavanie a zmršťovanie ílovitej pôdnej hmoty v dôsledku výrazného periodického

zvlhčovania a preschýnania územia. Materiál splachovaný z povrchu pôd dostáva do hlbokých trhlín vzniknutých v období sucha, kde účinkom tlakových procesov dochádza k vertickým procesom. K hlbokému prehumózneniu pôd dochádza najmä účinkom tirzifikácie. Názvy turbisolov boli spravidla prevzaté z prác Dudeka a kol. (1984), Kukala (1986), Dobrovoľského, 1989, Ložeka (1973), Neměčka a kol. (1990), FitzPatrika, 1983, Scheffera, Schachtschabela (1989), FAO/ISRIC/ISSS (1998) a i.

Protikladom inceptisolov sú ultisoly (tab. 2), ktoré sú v literatúre charakterizované ako veľmi staré, silne zvetrané, výrazne vylúhované, debazifikované a desilikované feralitické a kaolinické pôdy (FitzPatrik, 1983, Neměček a kol., 1990). Domnievame sa, že tento názov je vhodný pre všetky sialitické a fersialitické pôdy, pretože v daných klimatických podmienkach sa nachádzajú v stave relatívnej dynamickej rovnováhy, t.j. na „konci" progresívneho vývoja. Pri ich viac-menej premyvnom vodnom režime môže byť ich ďalší vývoj už len regresívny, smerom k nižšej úrovni zásob bázických katiónov.

Základnými pôdotvornými procesmi prebiehajúcimi v ultisoloch sú procesy sialitického a fersialitického zvetrávania. Bisialitizácia je chemické zvetrávanie miernej intenzity, v priebehu ktorého sa z primárnych minerálov tvorí íl, amorfné oxidy, hydroxidy a cheláty Fe, alebo goethit, ktoré sfarbujú do hneda povrch častíc a elementov vnútornej stavby. Proces monosialitizácie vedie k výraznému vylúhovaniu a acidifikácii pôdneho profilu. Tvoria sa pritom ílové minerály skupiny kaolinitu (kandity) a intenzifikujú sa procesy hnednutia a translokácie ílu (Neměček a kol., 1990).

K melanosolom priraďujeme v tabuľke 2 okrem rendzín aj pôdy typu terra fusca, ktoré do rendzín plynule prechádzajú (subtypmi rendzina terra calcis a terra calcis rendzina, v zmysle Šályho, 1982). Znaky brunifikácie (protikladu rubifikácie) sa začína prejavovať v molisoloch hnedozemného typu (horizont B > A), čím sa tieto odlišujú od molisolov černozemného typu (B horizont chýba, alebo je A > B). Pre kambisoly je charakteristické výraznejšie ochudobnenie o bázy a kyselinu kremičitú (braunisoly), ktoré môže byť kombinované s hromadením humusu (umbrisoly).

Problém klasifikácie podzolov existuje odvtedy, ako Dokučajev zaviedol do pôdoznalectva predstavu o podzolovaných pôdach, ako genetickom type. Podzolizácia sa v súčasnosti spája buď s cheluviáciou, t.j. s chelatizáciou Fe a Al (ako produktov acidokomplexolytického zvetrávania primárnych a ílových minerálov) a následnou eluviáciou chelátov, alebo s transportom mobilných sólov Al_2O_3–Fe_2O_3–SiO_2–H_2O označovaných ako imogolit, za ktorými v druhom slede migrujú organické látky. Lessivácia (illimerizácia) sa spája s mechanickou migráciou ílových minerálov spolu s oxidmi Fe a malým množstvom humusu (Neměček a kol.).

Zo sémantického hľadiska je ale lessivácia (vymývanie) podstatne širší proces, pod ktorý možno zahrnúť tak illimerizáciu, ako aj podzolizáciu. To umožňuje vyriešiť problém zatriedenia podzolov kambizemných (cheluvisolov), ktoré nie sú tak extrémne zakyslené, ako ostatné podzoly a pôvodne boli klasifikované ako hnedé lesné pôdy podzolové (Šály, 1962). Spolu s illimerizovanými pôdami ich chápeme ako variety luvizemí. Analogicky možno chápať aj postavenie podzolov a chelpodzolov (humusovo-železitých podzolov) a považovať ich za variety spodosolov (tab. 2). Domnievame sa, že k imobilizácii vertikálne migrujúcich komplexných sólov, chránených koloidmi negatívne nabitých sólov fulvokyselín dochádza až vtedy, keď sa dostanú do prostredia s nadbytkom Fe a/alebo Al iónov, t.j. v Bsh horizontu chelpodzolov (humusovo-železitých podzolov), alebo v Ep (= Bsh?) horizonte cheluvisolov (podzolov kambizemných).

Tab. 2 Diferenciácia a vývojové vzťahy automorfných pôd

Rad	Podrad	Rod	Podrod	Druh	Poddruh	Typ
auto-morfo-sol			fraktosol > 0,063 mm	psefosol >2 mm	litosol >50 mm	petrosol >250 mm saxosol 50-250 mm
					skirrosol 2-50 mm	glareosol 30- 50 mm lapillosol 2- 30 mm
				psamosol 0,063-2 mm	arenosol 0,2-2 mm	1-2 mm 0,2-1 mm
		klastosol (pôdy bez A horizontu, s >50 % frakcie)			sabulosol 0,063-0,2 mm	0,100 - 0,200 mm 0,063 - 0,100 mm
			lutosol < 0,063 mm	aleurosol 0,004-0,063 mm	pulvosol 0,01-0,063 mm	0,050 - 0,063 mm 0,010 - 0,050 mm
					skonosol 0,004-0,01 mm	0,005 - 0,010 mm 0,004 - 0,005 mm
				pelosol < 0,004 mm	lasposol 0,002-0,004 mm	0,003-0,004 mm 0,002-0,003 mm
					argillosol < 0,002 mm	0,001-0,002 mm < 0,001 mm
	incepti-sol (L. in-ceptus – začiatok)	turbisol (*L. turbidus* – zvírený)	kryosol (Gr. kryos – mráz, ľad, chlad)	gelisol (*L. gelidus* – ľadový)	pergelisol (∅ < 0 °C)	permafrost (tjäle) termokarstová p.?
					regelisol	tufurová p. polygonálna p.
				glacisol (*L. glacies* – ľad)	frigisol (*L. frigus*–chladný)	dláždená p. lysinová p.
					algidisol (*L.algidus*–studený)	brázdená p. girlandová p.
			plastosol (Gr. plastikos – tvárny)	vertisol (*L. verto* – obracať, otáčať)	slitozem	- -
					tirzisol	grumusol (gilgaj) smonica
				bollosol (*T. bolla* – hlinka)	bentonisol	- -
					kandisol	kaolisol -
	ultisol (L. ulti-mus – konečný)	sialsol $SiO_2:R_2O_3 = 3\text{-}4$; $SiO_2:Al_2O_3 > 2$; < 4 % voľných oxidov	bisialsol	melanosol (*Gr. melas* – čierny)	rendzina	ortorendzina pararendzina
					fuskosol (terra fusca)	- -
				molisol (*L. mollis* – mäkký)	brunisol	phaeosol (hnedozem) greysol (sivozem)
					černozem	- -
			monosialsol	kambisol (*L.cambiare* – meniť sa)	umbrisol (*L. umbra* – tieň)	ranker andosol
					braunisol	- -
				lessivisol (*Fr. lessivé* – vylúhovaný, vyčistený)	luvisol	illimisol cheluvisol (hnedý p.)
					spodosol	chelpodzol (h.-ž. p.) podzol (modálny p.)
		fersialsol $SiO_2:R_2O_3 < 3$; $SiO_2:Al_2O_3 < 2$; > 4 % voľných oxidov	ferbisialsol $SiO_2:R_2O_3 = 2\text{-}3$ > 3 % voľ. Fe	chromosol (*Gr. chroma* – farba)	flavosols	- -
					rossosol (terra rossa)	- -
				ferasol	rubisol	- ferretto
					rubrozem (červ. černoz. p.)	- -
			fermonosialsol (ferralsol) $SiO_2:R_2O_3 < 2$	ferisol $AlO_3:SiO_2 < 1$	latosol (*L. later* - tehla)	plinthosol -
					rhodosol	nitosol krasnozem
				alisol $Al_2O_3:SiO_2 > 1$	bauxisol	lixisol -

					xanthosol	acrisol žoltozem

Podstatne výraznejšie chemické zvetrávanie (v porovnaní so sialitizáciou) sa uplatňuje v procese fersialitizácie, ktorý môže mať ferbisialitický alebo monosialitický charakter. V priebehu ferbisialitizácie (v zmysle Segalena et al. 1979, in Neměček a kol., 1990) dochádza k transformácii illitických minerálov, príp. k novotvoreniu smektitov a k rubifikácii. Proces fermonosialitizácie vedie k desilifikácii pôdnych profilov a k zvyšovaniu obsahu Fe, alebo Al. Predbežné členenie pôd, ktoré v priebehu fersialitizácie vznikajú, sme vykonali na základe prác Neměčka a kol. (1990), FitzPatrika, (1983), Afanasievovej a kol. (1979), FAO/ISRIC/ISSS (1998) a i. (tab. 2).
V MKSP sú z červených pôd zastúpené len rubifikované pôdy (obr. 1 a 2), aj to len na taxonomickej úrovni subtypu. Proces rubifikácie teda nie je hodnotený na rovnakej taxonomickej úrovni ako proces brunifikácie.



Obr. 1 Rubisol vytvorený z červených andezitových pyroklastík prekrytý 20 cm vrstvou hnedých zvetralín



Obr. 2 Rubisol vytvorený z červených andezitových pyroklastík

Pri rubifikácii dochádza k sfarbeniu pôdnych častíc goethitom a hematitom vznikajúcim v podmienkach teplejšej klímy v dôsledku občasného preschýnania pôdy. Na území Slovenska nie sú v súčasnosti pre vznik tohto procesu vhodné klimatické podmienky. Domnievame sa, že vznik červených pôd, ktoré na Slovensku nachádzame najmä v pohoriach budovaných

vulkanoklastickými horninami nebol spravidla podmienený klimaticky, ale ich farba bola zdedená z červene sfarbených materských hornín.
Z materskej horniny je najčastejšie zdedené aj červenohnedé až červené sfarbenie pôd typu terrae calcis (v tab. 2 označených ako fuskozem a rossozem). Predpokladáme, že v prípade reliktných terrae calcis by spodná časť profilov mala byť farebne zreteľne diferencovaná v dôsledku nástup brunifikačného procesu pod rubifikovanými horizontmi po zmene klimatických pomerov. V navrhnutom klasifikačnom systéme nie je umiestnenie týchto pôd podmienené časovým rámcom, či charakterom klímy v období ich vzniku, ale výsledkom pedogenetických procesov prejavujúcich sa v ich morfogenetických znakoch.
V alomorfných pôdach sa vyskytujú buď znaky metamorfických procesov, alebo znaky poukazujúce na ovplyvnenie metasomatickými procesmi (tab. 3). K metamorfovaným pôdam priraďujeme organosoly (predstavujúce protiklad na humus chudobných klastosolov) a planosoly. Organosoly vznikajú v dôsledku premien odumretých častí rastlinných a živočíšnych tiel vytvárajúcich tanatocenózy, ako aj hnijúcich exkrétov živých organizmov, vrátane výlučkov pôdneho edafónu. Fragmenty tiel odumretých organizmov podliehajú dekompozícii a v závislosti od podmienok prostredia sa transformujú na špecifické formy povrchového humusu, ktoré možno chápať ako samostatné pôdy. Pokiaľ sú uložené na povrchu organominerálnych pôd, vytvárajú s nimi vertikálny pôdny komplex. Ich názvy (tab. 3) uvádzame v zmysle Šályho (1991).
V akvatickom prostredí telá rastlín pri nedostatku kyslíka hnijú a menia sa uhoľnatením (ulmifikáciou) na rašelinu, príp. karbonizáciou na rôzne druhy uhlia - humity (Hejtman, 1981). Ulmifikácia môže ale prebiehať aj mimo akvatického prostredia, v perhumídnom frigidnom vysokohorskom prostredí dokonca aj na dobre drénovaných karbonátových horninách (obr. 3). Rašelinenie sa v geológii považuje za prvé štádium preuhoľňovacieho (karbonizačného) procesu a rašeliny sú spolu s humusom a sapropelom prvými členmi skupiny uhoľnej rady horľavých hornín – kaustobiolitov (Dudek a kol., 1984). Možno ich teda spolu s pôdami vzniknutými prevažne humifikáciou rastlín považovať za karbonisoly (tab. 3).



Obr. 3 Tanglosol vytvorený na karbonátovom podloží SZ svahu v nadmorskej výške 1 580 m.

Pri dekompozícii a premenách organickej hmoty sa okrem už spomenutých procesov uplatňuje aj nekrotizácia, tlenie (mineralizácia), kvasenie (bez prístupu vzduchu) a hnitie (obmedzený prístup vzduchu). Nekrotizácia rastlín alebo ich častí nastáva v dôsledku odumretia buniek.

Pôsobia pritom autolytické procesy vyvolané bunkovými enzýmami. Tlenie je oxidácia organickej hmoty za účasti aeróbnych mikroorganizmov. Uvoľňuje sa pritom CO_2, ďalšie plyny, voda a minerálne látky. Fermentácia (kvasenie) je proces získavania energie v bunkách za neprítomnosti kyslíka. Skúmaním uvedeného procesu sa zaoberá zymológia. Pastér pôvodne definoval fermentáciu ako respiráciu bez vzduchu.
Exkrementy sú odpadovým produktom z tráviaceho traktu živočíchov, ktorý sa často používa ako hnojivo, v prípade niektorých zvierat (kravy, bizóny) aj ako palivo. Hnitie je rozklad organických dusíkatých látok prebiehajúci za obmedzeného prístupu vzduchu. Vyvolávajú ho hnilobné baktérie, ktoré rozkladajú organickú hmotu na jednoduchšie látky. Putrefakcia je enzymatická dekompozícia najmä proteínov, zatiaľ čo v priebehu rancidifikácie dochádza k hydrolýze a/alebo oxidácii tukov a lipidov.
Druhou veľkou podskupinou metamorfovaných pôd sú planosoly, v ktorých sa hydomorfná premena pôdneho materiálu spojená s procesom oglejovania uplatňuje aspoň v spodnej časti profilu (tab. 3). Tento rad zahŕňa pôdy ovplyvňované tečúcou vodou a pôdy ovplyvňované stojacou vodou, ktoré sú v pedologickej literatúre dobre známe. Fluvizeme združujú občas zaplavované pôdy (vegy) a pôdy znížením (čiernice) s koluviálne akumulovaným A horizontom (Ložek 1973, opisuje mrazovým klinom podobné humózne jazyky v pleistocénnych, alebo súčasných sibírskych černozemiach).
Názov druhej podskupiny alomorfných pôd (tab. 3) je odvodený z procesov metasomatického zatlačovania, ktoré sú súčasťou chemickej diagenézy prebiehajúcej v profile každého sedimentu (Kukal, 1986).
Na taxonomickej úrovni radu sú metasomasoly zoskupené do evaposolov a do subakvasolov. Pôdy združené do evaposolov sú na nižších taxonomických úrovniach usporiadané podľa druhu zasolenia, resp. odsolenia indikujúceho stupeň ich aridity. Najrozšírenejšie typy síranov, anhydrit a sádrovec, sa zrážajú z roztokov, ktoré už neobsahujú NaCl.
Anhydrit kryštalizuje obyčajne pri teplotách nad 42 ^{o}C a sadrovec pod touto teplotou. Tradičné názvy pôd (tab. 3) boli prevzaté z literatúry (Afanasieva a kol., 1979, Fridland, 1986, Glazovskaja, 1981, Scheffer, Schachtschabel, 1989 a i.).
Subakvasoly sú v tabuľke 3 rozdelené na základe znakov poukazujúcich na sedimentačné prostredie, v ktorom sa vytvorili (jazerné, morské, plytkovodné, hlbokomorské). Väčšina limnických uložení má podľa Ložeka (1973) zároveň charakter subhydrických pôd. Limnosoly sú pôdy stojatých, paralelné potamosoly tečúcich povrchových vôd. Paludisoly sú pôdy bohaté na organické látky (paludizácia – rašelinenie, je v zmysle Neměčka a kol. (1990) proces hromadenia a premien organických látok na rašelinu). V prostredí močiarov sa podľa Kubienu (1953) tvorí špecifický druh rašeliny – fen. Gyttja je organický sediment eutrofných vôd s vysokým podielom fekálnej zložky, dy je bahnitá hnedá zmes kyslých organických a minerálnych látok a protopedon je slabo vyvinutá minerálna pôda. K subakvatickým pôdam patrí podľa Ložeka (1973) aj alm, ktorý sa tvorí v silne mineralizovaných vápenatých vodách.
Z pôd nachádzajúcich sa na dne morí a oceánov sú najlepšie preskúmané maršové pôdy. Podstatným znakom týchto slaných pôd je, že sú periodicky zaplavované slanou morskou vodou. Názvy ostatných pôd boli odvodené z názvov sedimentačných prostredí a sedimentov uvedených najmä v práci Kukala (1986).

Tab. 3 Diferenciácia a vývojové vzťahy alomorfných pôd.

Rad	Podrad	Rod	Podrod	Druh	Poddruh	Typ
alo-morfo-sol	meta-morfosol	organosol (*gr. organon* – orgán) > 50 % humusu	kaustisol *(Gr.kaustikos* – horľavý, žieravý)	nekrosol (*Gr. nekros* – mŕtve telo)	tanatosol (*thanatos* -smrť)	ptomosol (ptoma - mŕtvola) litter (Ln)
					fermentosol (zymosol)	mull (Lf>F) mor (Lf<F)
				karbonisol (*L. carboneum*	humisol (melina)	moder (H<F+Lf) pechmoder (H>F+Lf)

				– uhlík)	ulmisol (*ulmifik.*-rašelin.)	tanglosol (T>Bg, Cg) turfosol (T>Gr)
			exkrétosol	exkrementosol	fekalsol (*L. faeces* – kal)	guano chiropterit
					koprosol (*Gr. kopros*-hnoj)	fimosol (L. fimus-hnoj) sterkosol (L. stercus-hnoj)
				putrosol (*L. puter* – hnilý)	rancidisol (*L.rancidus*-zap.)	foetosol (L. foetidus-smradl.) -
					saprosol *(Gr.sapros* - hnilý)	- -
		akvasol (hydrosol; akvický vodný režim aspoň v časti profilu)	aluvisol (*L. alluvio* – povodeň, potopa, záplava)	diluvisol *(L. diluvium* – potopa, povodeň)	irigosol (*L.irrigo* -zavodň.)	rambla -
					inundosol (*L.inundo*-zatopiť)	paternia borovina
				fluvisol (*L. fluvies* - rieka)	eluvisol (*L. eluvies*- zátopa)	vega -
					iluvisol (*L.illuvies* –záplava)	čiernica koluvisol ?
			planosol (*L. planus* – rovný, plochý)	epiglej	oxiglej	pseudoglej -
					redoxiglej	amfiglej stagnoglej
				hypoglej (kolmatosol)	reduktiglej	luviglej glej
					anoxiglej	anmoorglej paddyglej
	meta-somasol	evaposol (minerály akumulované aspoň v časti profilu)	calcisol (kalcifikácia, kalcinácia)	bazisol (debazisol ?)	cinnamosol (škoricozem)	- -
					kastanozem	- -
				gypsosol (bazisol ?) <16 $mS.cm^{-1}$	serozem	- -
					burozem	- -
			natrisol (*L. natrium* – sodík)	desalisol > 8 $mS.cm^{-1}$	desilicisol	soloď -
					silicisol	- takýr (s krustou zasol. ílu)
				salisol (*L. sal* – soľ)	sodisol	solonec (pH_{H_2O} >8,5) -
					halosol (*Gr. hals* – soľ)	solončak (pH_{H_2O} <8,5) sor (s krustou solí)
		subaquasol (subhydrosol)	limnisol (*Gr. limne* – jazero)	lacustrisol (*L. lacus* – jazero, močiar)	limosol (*L. limus*-kal)	protopedon -
					telmosol (Gr.telma-bah.	dy (<30 % humusu) -
				paludisol (*L. palus* – močiar, bahno)	balthosol (*Gr. balthos*-moč.)	gyttja (30-50 % hum.) -
					helosol (*Gr. helos*-močiar)	fen (slatina, >50 % h.) alm
			marisol (*L. mare* – more)	asulfidosol konc. H_2S $<10^{-6}$ $mol.l^{-1}$	halmyrosol (Gr..halmyros - slaný	červená p. (>5 000 m) žltá p. (diatomit, radiol.)
					-	biela-svetlos. p. (globig.) zelená p. (glaukonit)
				sulfidosol konc. H_2S $<10^{-6}$ $mol.l^{-1}$	bituminosol ? *(L. bitumen* - smola)	sivá p čierna p.
					thiosol (*Gr. theion* - síra)	jarozitsol (acid sulphate soil) marš

Záver

Problematike klasifikácie pôd je od vzniku pedológie, ako vedného odboru, venovaná významná pozornosť. Snaha oddeliť pôdoznalectvo od geológie viedla k tradičnému

nadhodnocovaniu významu chemického zvetrávania a zanedbávania významu fyzikálneho zvetrávania pre tvorbu pôd. Deje sa tak napriek tomu, že fyzikálne zvetrávanie sa všeobecne považuje tak za geologický, ako aj pedogenetický proces. Dôsledkom tohto stavu je, že pôdy nachádzajúce sa v iniciálnom štádiu vývoja sa v klasifikačných systémoch neobjavujú, alebo len sporadicky, spravidla na úrovni subtypu, alebo variety.
Existujúce klasifikačné systémy pôd nie sú prísne hierarchické, preto nemôžu poznatky pedológie uspokojivo usporiadať. V súčasnosti sa dôraz kladie na vypracovanie čo najväčšieho počtu kritérií, ktoré sa ale pre vzájomnú protirečivosť často stávajú vágne. Fylogenetický klasifikačný systém pôd by mal vyjadrovať mieru príbuznosti a vývojové vzťahy pedonov nachádzajúcich sa na rôznych taxonomických úrovniach. Zároveň by mal prezentovať možné smery ontogenézy morfogeneticky podobných indivíduí (segmentov) pôd. Predložený klasifikačný systém treba považovať za pokus o vytvorenie hierarchického systému pôd, ktorý by anticipoval riešenie problémov, s ktorými sa pôdoznalectvo, zvlášť klasifikácia pôd potrebuje vyrovnať.

Poďakovanie

Autori príspevku ďakujú Grantovým agentúram VEGA a APVV za čiastočnú finančnú podporu tejto práce (GP 2/7161/27 a APVV-0102-06).

Literatúra

AFANASIEVA, T.V., VASILENKO, V.I., TEREŠČINA, T.V., ŠEREMET, B. V., 1979: Počvy SSSR. Moskva, Mysľ, 380 s.

ČINČURA, J., 1983: Encyklopédia Zeme. Obzor, Bratislava, 720 s.

DOBROVOĽSKIJ, V.V., 1989: Geografia počv s osnovami počvovedenia. Moskva, Izd. „Vysšaja škola“, 320 s.

DUDEK, A., MALKOVSKÝ, M., SUK, M., 1984: Atlas hornin. Vydání 2. Academia Praha, 316 s.

FAO/ISRIC/ISSS, 1998: World reference base for soil resources. World soil resources report, no. 84. FAO, Rome.

FITZPATRIK, E.A., 1983: Soils. Their formation, classification and distribution. Logman, London, New York, 353 s.

FRIDLAND, V. M., 1986: Problemy geografii genezisa i klasifikacii počv. Moskva, Izd. Nauka, 248 s.

GLAZOVSKAJA, M.A., 1981: Obščeje počvovedenie i geografia počv. Moskva, Izd. „Vysšaja škola“, 400 s.

HEJTMAN, B., 1981: Petrografie. SNTL Praha, Alfa Bratislava, 264 s.

KOLEKTÍV, 2000: Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. Bazálna referenčná taxonómia. VÚPOP Bratislava, 76 s.

KONTA, J., 1972: Kvantitativní systém residuálních hornin, sedimentů a vulkanoklastických usazenin. Univ. Karlova, Praha, 375 s.

KUBIENA, W.L., 1953: Bestimmunsbuch und Systematik der Böden Europas. Stuttgard, 388 s.

KUKAL, Z., 1986: Základy sedimentologie. Vydání 1. Academia, nakl. ČAV, Praha, 468 s.

LOŽEK, V., 1973: Příroda ve čtvrtohorách. Vydání 1. Academia, Praha, 372 s.

NEMĚČEK, J., SMOLÍKOVÁ, L., KUTÍLEK, M., 1990: Pedologie a paleopedologie. Vydání 1. Academia, Praha, 552 s.

SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL, 1989: Lehrbuch der Bodenkunde. 12., neu bearbeitete Auflage von P. Schachtschabel, H.-P. Blume, G. Brümmer, K.-H. Hartge und U. Schwertmann unter Mitarbeit von W. R. Fischer, M. Renger und O. Strebel. F. Enke Verlag, Stuttgard, 491 S.

SOIL SURVEY STAFF, 1975: Soil Taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. Soil Conservation Service, USDA, U.S. Govt. Pr. Off... Washington D.C., 754 s.

ŠÁLY, R., 1962: Hlavné typy lesných pôd na Slovensku. Vyd. SAV Bratislava, 234 s.

ŠÁLY, R., 1991: Pôdoznalectvo. LF VŠLD Zvolen, 378 s.

ZMĚNY OBSAHU ŽIVIN V PŮDĚ NA DLOUHODOBÝCH VÝŽIVÁŘSKÝCH POKUSECH V LETECH 2000 – 2005

CHANGES OF NUTRIENT CONTENTS IN THE SOIL DURING THE LONG-TERM EXPERIMENTS IN 2000-2005

Eva Kunzová

Výzkumný ústav rostlinné výroby v.v.i., Drnovská 507, 161 06 Praha 6 – Ruzyně, Česká republika, e-mail: kunzova@vurv.cz

Abstrakt

Ke studiu změn obsahů přístupného fosforu, draslíku a půdní reakce jsme použili výsledky z třech dlouhodobých výživářských stacionárních pokusů, umístěných na ekologicky rozdílných stanovištích v Ivanovicích, Čáslavi a Lukavci. Bylo porovnáváno období (2000 – 2005) na 4 variantách hnojení po sklizni každoročně odebíraných; (021 absolutní nula, pouze 1x za 4 roky vápněno), 011 (hnůj k okopaninám), 024 (hnůj + N_2) a 014 (hnůj + N_2PK). Při porovnání půdních rozborů dle Mehlicha III po pěti letech (2005 oproti roku 2000) je patrný výrazný pokles obsahů hořčíku v půdě na stanovišti Lukavec. Po snížení dávek P a K v osevním sledu dochází také k poklesu jejich obsahu v půdě. Obsah živin v půdě je závislý na dávce dodaných živin, zařazení plodin v osevním postupu a také na klimatických podmínkách stanoviště.

Klíčová slova: půda, fosfor, draslík, hořčík, dlouhodobé pokusy

Abstract

Results of three long-term stationary fertilizer experiments were used to analyze the changes of the content of available phosphorus, potassium and nagnesium. The experiments were conducted at Ivanovice, Čáslav and Lukavec, sites with wide range of soil-climate conditions. The treatments were: 021 (without fertilization, only liming once every four years), 011 (manure applied to row crops), 024 (manure + N_2) and 014 (manure + N_2PK). The content of P increased at all treatments and all locations (100 %). Potassium increased only at 25 % of cases, the most at Ivanovice. Soil pH improved in 35 %, in all treatments at Čáslav and Vigláš, except for treatment 021. Nutrients take-off depends on a dose of supplied nutrients, on crop engaging into a sowing succession and also on climatic conditions of the site.

Key words: soil, phosphorus, potassium, magnesium, long-term experiments

Materiál a metody

Dlouhodobé výživářské pokusy (označené jako VOP - výživařské osevní postupy) byly založeny na podzim 1956 na stanovištích Ivanovice, Čáslav, a Lukavec na 4 honech s jednotným osevním postupem - se 12 variantami hnojení 4x opakovanými. Velikost modelových pokusných honů činí 40 arů, rozdělených na 48 parcel (8x8), sklizňová parcela je 5x5 m^2. Systém hnojení, dávky hnojiv a osevní postup je jednotný pro všechna stanoviště. Dávky živin jsou uváděny v kg čistých živin.ha^{-1}, hnůj a mletý vápenec v t.ha^{1}. Dusík byl dodáván v ledku amonným s vápencem, fosfor v superfosfátu, draslík v draselné soli a hořčík v Kieseritu. Fosfor byl stanoven metodou Égnera, draslík metodou Schachtchabela a půdní reakce byla stanovená v KCl.

Tab. 1 Výrobní a půdně klimatické podmínky stanovišť

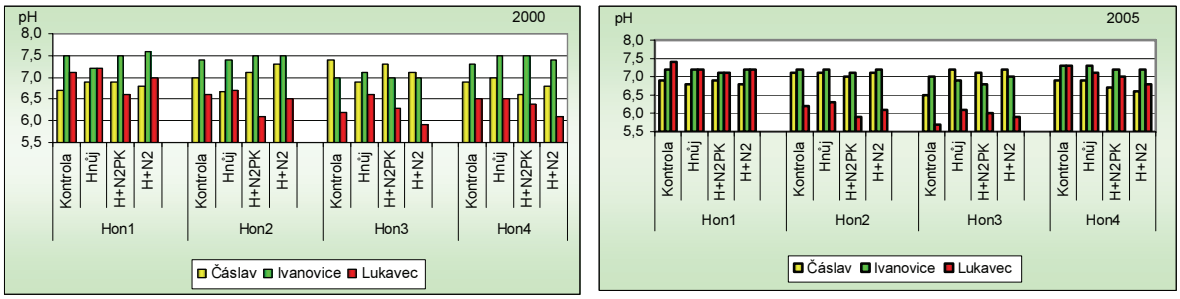
	Ivanovice	Čáslav	Lukavec
Stanoviště:	na Hané	u Kutné Hory	u Pacova
Výrobní typ	řepařský	řepařský	bramborářský
Nadmořská výška v m n.m	225	263	620
Půdní podmínky:			
Půdní genetický typ	degradovaná černozem	silně degradovaná černoz	hnědá půda
Druh půdy	hlinitá na spraši	hlinitá	písčitohlinitá
Hloubka ornice	0,35 - 0,45 m	0,40 - 0,50 m	O,15-0,20 m
Klimatické podmínky:			
Suma ročních srážek	556 mm	590 mm	686 mm
Průměrná roční teplota	8,4 °C	8,1 °C	6,8 °C
Klimatický region	teplý, mírně suchý	teplý, mírně vlhký	mírně teplý, vlhký

Tab. 2 Schéma hnojení variant u nichž jsou sledovány rozbory půd

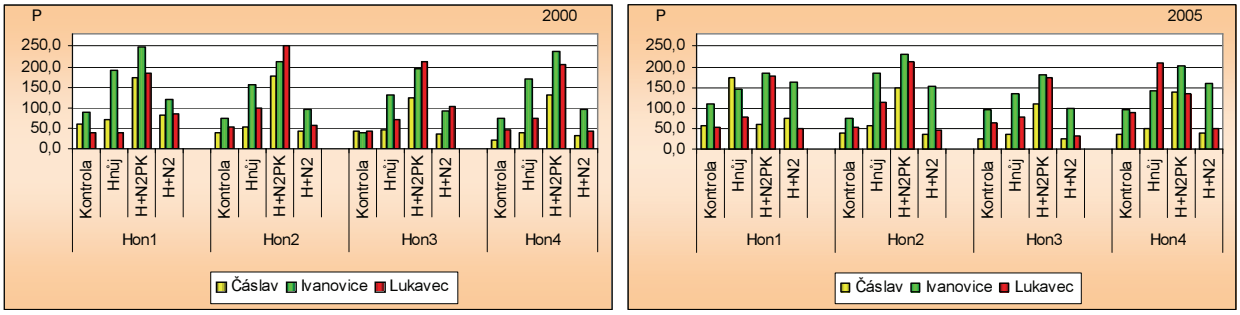
Označení varianty	Organické hnojení u okopanin	Minerální hojení vápnění u všech variant hnojení	Odběr vzorků půd
O11	hnůj	O	každoročně
O14	hnůj	N_2PK	každoročně
O21	absolutní O	(pouze vápnění)	každoročně
O24	hnůj	N_2	každoročně

Výsledky

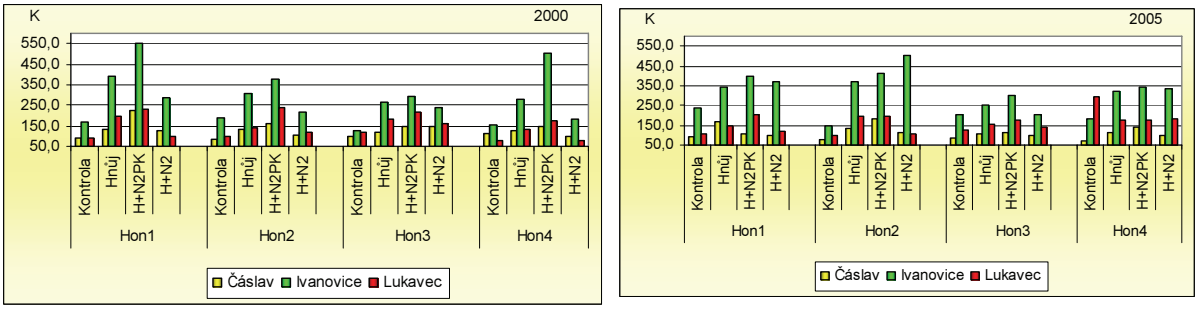
Při hodnocení vlivu stanovištních podmínek na obsah fosforu, draslíku, hořčíku a pH v dlouhodobých stacionárních pokusech jsme došli k následujícím závěrům. Obsah přístupného fosforu (grafy 3-4) se zvýšil u všech sledovaných variant, nejvíce v Lukavci na variantě N2PK(+ 41 $mg.kg^{-1}$ půdy). K nejmenšímu zvýšení došlo v Lukavci na var. H+N2 (+ 6 $mg.kg^{-1}$ půdy). Ke zvýšení obsahu přístupného draslíku (grafy 5-6) došlo pouze u třech variant v Ivanovicích (011 o 25 $mg.kg^{-1}$ půdy, 024 o 21 $mg.kg^{-1}$ půdy, a 014 o 18 $mg.kg^{-1}$ půdy) a k nepatrnému zvýšení na var. 011 v Čáslavi (+3 $mg.kg^{-1}$ půdy). Všechny ostatní varianty vykazovaly snížení obsahu. Změny v půdní reakci (graf 1-2) se projevily v poklesu půdní reakce od pH -0,02 do -0,33 v Ivanovicích i Čáslavi. Ke zvýšení obsahu přístupného hořčíku (grafy 5-6) došlo na stanovišti v Ivanovicích.



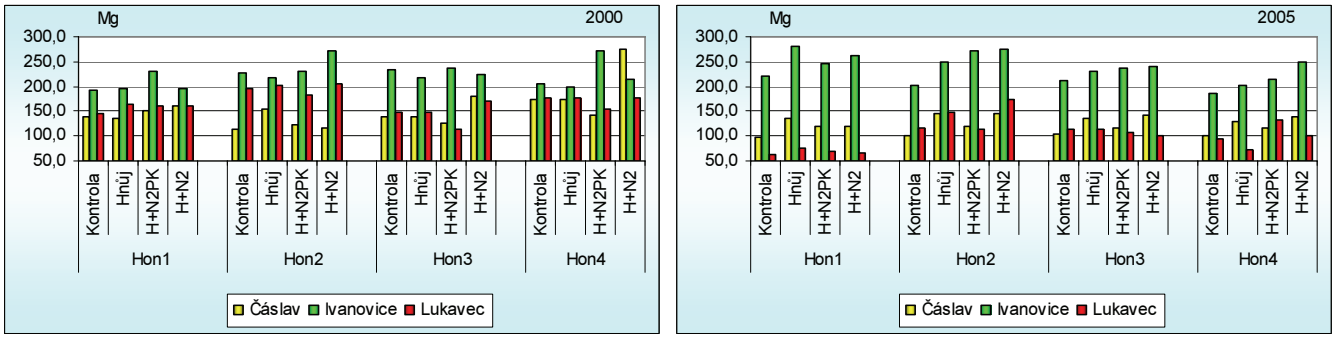
Grafy1-2 Vliv dlouhodobého hnojení na změny půdní reakce v pokusech VOP (2000-2005)



Grafy 3-4 Změny obsahu přístupného fosforu v pokusech VOP (hon 1 - 4 v mg.kg^{-1} půdy)



Grafy 5-6 Změny obsahu přístupného draslíku v pokusech VOP (hon 1 - 4 v mg.kg^{-1} půdy)



Grafy 7-8 Změny obsahu přístupného hořčíku v pokusech VOP (hon 1 - 4 v mg.kg^{-1} půdy)

Závěr

Z hodnocení změn obsahu fosforu, draslíku, hořčíku a pH po 5 letech vyplývá, že pouhé hnojení dusíkem a dlouhodobé vynechání hnojení fosforem a draslíkem způsobuje vždy snížení základní půdní zásoby fosforu a draslíku. Na změnách obsahu živin na rozdílných stanovištích se vedle variant hnojení promítlo i pravidelné vápnění a střídaní plodin v rámci osevních postupů.

Poděkování

Příspěvek byl vypracován v rámci řešení Výzkumného záměru Ministerstva zemědělství České republiky MZe 0002700601.

Literatura

BAIER, J., BAIEROVÁ, V., BARTOŠOVÁ, Z., LEDVINKOVÁ, D., 2002: Výsledky anorganických rozborů rostlin, (získaných z pokusů v letech 1953-2000).VÚRV-OVR-LDVR, 140 pp.

BAIER, J., BAIEROVÁ, V., BARTOŠOVÁ, Z., LEDVINKOVÁ, D, KOHNOVÁ, I., 2000: Souhrn výsledků Dlouhodobých stacionárních výživářských pokusů (VOP) z let 1957-1998.VÚRV-OVR-LDVR, 176 pp.

KUNZOVÁ, E., 2004: Vliv dlouhodobého hnojení na změny půdní reakce v dlouhodobých výživářských pokusech. Sborník referátů „10. Pedologické dny 2004“. Roztoky u Křivoklátu, 20. - 21. 9. 2004, 46-47.

KUNZOVÁ, E., BAIEROVÁ, V., BARTOŠOVÁ, Z., 2005: History of the fifty years long-term stationary plant nutrition experiments (VOP). In: Book of Abstracts International Conference on “The Role of Long-term Field Experiments in Agricultural and ecological Sciences“, p. 53.

KUNZOVÁ, E., BARTOŠOVÁ, Z., BAIEROVÁ, V., LEDVINKOVÁ, D., 2004: Vývoj obsahu živin v půdě při různém způsobu hospodaření. In: Sborník z vědecké konference s mezinárodní účastí “Tretie pôdoznalecké dni v SR“, s. 149 – 152.

EFFECTS OF DIFFERENT CROPPING SYSTEMS ON SOIL ORGANIC MATTER QUALITY IN A XERIC ENVIRONMENT (ITALY)

ÚČINKY ROZDIELNYCH OSEVNÝCH POSTUPOV NA KVALITU PÔDNEJ ORGANICKEJ HMOTY V XERICKOM PROSTREDÍ (TALIANSKO)

Giuseppe Lo Papa[1], Carmelo Dazzi[1], Maria Teresa Dell'Abate[2], Letizia Pompili[2]

[1]Università di Palermo, Facoltà di Agraria, Viale delle Scienze, 90128 Palermo, Italy, e-mail: lopapa@unipa.it
[2]CRA – ISNP, Italy

Abstract

Conservative techniques of soil tillage are widely adopted in cropping systems, but their effects on soil organic matter (SOM) are different for the influence of pedo-climate, the soil types and the soil microbiological activity. In particular, soil microbiology is responsible of maintenance of SOM and its functional roles for the soil fertility. This study shows the first results of a comparative test among three different cropping systems (conventional, minimum tillage and no-tillage) in an agricultural xeric area of Sicily where the wheat crop still followed the conventional system. Microbiological and humification indicators were considered to compare the effects of the cropping systems on the SOM quality. An area of 1.3 hectares was split in three experimental parcels and each one managed with a different cropping system since the year 2000. A soil profile for every different parcel were described in field and sampled by genetic horizons. Soil samples were analyzed for main physical-chemical parameters, microbial activities (biomass and basal respiration) and humification rates. The microbiological activity for any pedon showed different values with the profile depth, but less variability was pointed out among the pedon for the same depth and horizon. Humus rates indicate a different SOM dynamics among the pedon still not correlated with the different cropping system rather with the soil characteristics. For the period of time investigated the impact of the cropping system seems to have no influence on SOM quality.

Key words: sustainable agriculture, minimum tillage, humification, soil quality

Abstrakt

V osevných postupoch sú široko využívané konzervačné postupy obrábania pôdy. Avšak ich účinky na pôdnu organickú hmotu (SOM) sú rozdielne z hľadiska vplyvu pedo-klímy, pôdnych typov a pôdnej mikrobiologickej aktivity. Zvlášť pôdna mikrobiológia je zodpovedná za udržateľnosť SOM a jej úlohy pre pôdnu úrodnosť. Táto štúdia prezentuje prvé výsledky komparačného testu medzi 3 rozdielnymi osevnými postupmi (konvenčný, minimálny a bezorebný) v poľnohospodárskom xerickom území Sicílie, kde pšenica predstavuje konvenčný systém hospodárenia. Pre porovnanie účinkov osevných postupov na SOM kvalitu sa uvažovali mikrobiologické a humifikačné faktory. Územie 1.3 ha bolo rozdelené na 3 experimentálne parcely s jednotlivými spôsobmi hospodárenia na pôde od r. 2000. Pôdny profil bol pre každú parcelu v teréne popísaný a boli odobraté vzorky na analýzy podľa genetických pôdnych horizontov. Pôdne profily sa analyzovali na hlavné fyzikálno-chemické parametre, mikrobiálnu aktivitu

OBSAH

(biomasa a bazálna respirácia) a humifikačné pomery. Mikrobiálna aktivita pre každý pedon ukazovala rozdielne hodnoty v korelácii s hĺbkou profilu, avšak menšia variabilita bola zistená medzi pedonmi na tej istej hĺbke, resp. horizontoch. Humusové pomery indikovali rozdielnu dynamiku SOM medzi pedonmi, z hľadiska osevných postupov nebola zistená korelácia, snáš len v rámci pôdnych vlastností. Pre pozorované obdobie daný osevný postup nemal dopad na kvalitu SOM.

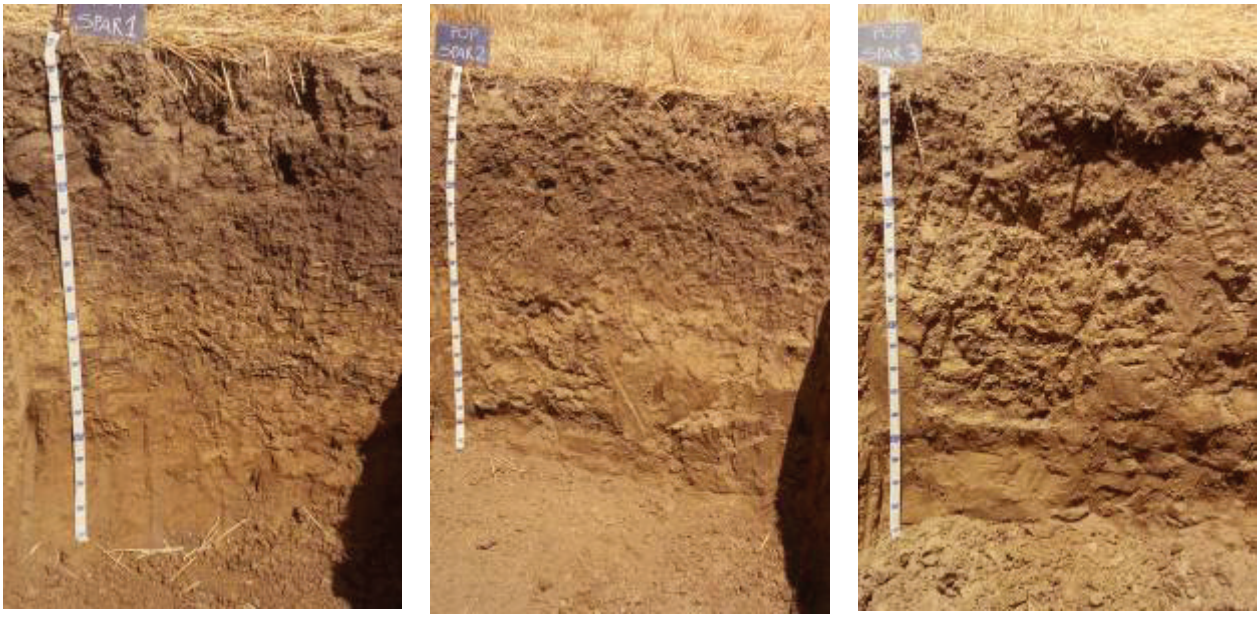
Key words: udržateľné poľnohospodárstvo, minimálna spracovanie pôdy, humufikácia, kvality pôdy

Introduction

Preservation of soil organic matter (SOM) balancing yields and environmental impacts, is one of the main strategy for a sustainable agriculture. In these last years, conservative techniques of soil tillage have been widely adopted in cropping systems. However, their effects on SOM are different in dependence of pedo-climate, soil types and soil microbiological activity. This work aimed at i) to investigate the microbial activity in relation with the soil organic carbon features in a soil sequence composed by a transect of three pedons evolving in an alluvial plain of Sicily (Italy) and ii) to check the effects of different cropping systems on soil organic matter quality.

Materials and methods

The study area (Sparacia farm, 37° 37' N, 13° 42' E - 450 m a.s.l.) is located in a typically xeric area of central Sicily (Italy), in an alluvial plain originated by the Tumarrano river. Such area, in the two years preceding the soil survey, has been cultivated with durum wheat (*cultivar* Ciccio) in three adjacent rectangular parcels (50 x 90 meters) where three different agronomic techniques have been employed: conventional; minimum tillage; no tillage.
A soil profile was opened in each parcel for a total of three pedons: P1, P2 and P3 (Fig.1). The last is the closer to the river course while the first is the furthest.



P1 P2 P3

Fig. 1 A high genetic similarity characterizes the surveyed pedons

The soils were surveyed and sampled according to the sequence of the pedogenetic horizons. Soil samples were air dried and 2 mm sieved for routinely laboratory analysis. Moreover the following analysis were performed: total (elementary analyzer) and assimilable nitrogen (Autoanalyzer Technicon II, after extraction with KCI 1N, 1:10 ratio); total organic carbon (Corg) according to Springer-Klee; extractable organic carbon (Cext) (with NaOH 0.1N and $Na_4P_2O_7$ 0.1N) and humified organic carbon (C_{HA+FA}) (after acidification pH < 1.5 and purification on polyvinylpyrrolidone column). Humification parameters, such as the Degree of Humification (DH) and the Humification Rate (HR) were calculated according to Ciavatta et al. (1990) as follows:

$$DH\ (\%) = 100 \times C_{HA+FA} / Cext$$

$$HR\ (\%) = 100 \times C_{HA+FA} / Corg$$

The total level of humification (HU) was calculated according to Dell'Abate et al. (2002) considering the overall humic materials, i.e. HA, FA and humin (insoluble humic fraction):

$$HU\ (\%) = 100 \times [C_{HA+FA} + (Corg - Cext]/Corg$$

Biomass C (Cmic) was determined by the fumigation-extraction method. Three replicates of each soil sample were used to estimate CO_2 and the 28-day measurements were used as basal respiration values.

To calculate parameter affecting C mineralization was used an exponential model of CO_2-C accumulation according to the negative exponential decay model:

$$Cm = C_0\,(1\text{-}e^{-kt})$$

where Cm is the cumulative value of mineralized C during *t* days, *k* is the rate constant and C_0 is the potentially mineralizable C (Riffaldi et al., 1996). The metabolic quotient q(CO_2), defined as specific soil respiration of the microbial biomass, was calculated from basal respiration values with the formula: qCO_2= (mg C-CO_2) (mg Cmic kg^{-1}) h^{-1} (Anderson and Domsch, 1990). The ratio (Cmic/Corg)% was used as index of the contribution of microbial biomass to soil organic C.

Results

The morpho-descriptive and analytical features of the surveyed pedons (Tab. 1 and Tab. 2) highlight their notable genetic similarity.

All the pedons show two topsoil horizons (Ap1 and Ap2) and two subsoil horizons (2C e 3C) whose features are linked to the fluvial depositions. P1 and P2 show also a cambic horizon (Bw) that is absent in P3. According to the World Reference Base, P1 and P2 can be classified as Vertic Cambisol, while P3 as Calcaric Fluvisol.

Total organic carbon (Corg) decreases according to the soil depth (Tab. 3) and become very low in the deepest horizons. Corg is higher in P1 and lower in P3, decreasing according to the distance of the pedons from the river course, corresponding to the amount of sand fraction in the soil composition. The organic carbon extraction yield, expressed as Cext/Corg ratio, overcomes 60%, except in the deepest horizons where organic matter is less extractable (lower values of Cext/Corg ratio) meaning that it is much more linked to the soil mineral fraction.

The organic matter degree of humification is higher in P1 than in P2, almost constant along with the profile and show a little increment in the subsoil. The Corg decrement in the subsoils indicates that the organic matter quality, in terms of humified fractions, is quite homogeneous along the soil profiles. In P3, organic matter results much more humified compared with P1 and P2 and reaches 100% in the deepest horizons, meaning that in such horizons the labile pool of organic matter is almost absent while the contrary happens for P1 and P2.

Considering also the not-extractable organic matter (humin), the total level of humification (HU) in every pedon overcome an average of 75% (P3 shows the highest value), with little differences among the Ap1 horizons.
In particular, the level of organic matter stabilization in humified forms is higher in the topsoil of P1 compared with the P2 (77.3 % vs 71.0 %) and reach the maximum in the topsoil of P3 (81.3 %).

Tab. 1 Field descriptions for the surveyed pedons; for abbreviations see Soil Survey Staff (1993)

Pedon	Horizon	Depth (cm)	Boundary	Color		Texture	Structure			Consistence		Drainage
				dry	moist		shape	size	grade	dry	moist	
P1	Ap_1	0-25	CS	5Y5/3	5Y4/3	CL	gr/sbk	f-m	3	sh		3
	Ap_2	25-50	CS	5Y4/3	2.5Y4/2	SC	abk	m-c	3	sh		4
	Bw	50-90	GS	5Y5/4	5Y4/4	CL	pr	m	3	vh		4
	2C	90-125	DS	2.5Y5/6	2.5Y4/4	CL	pr	m-c	3	sh		4
	3C	125-180		2.5Y6/4	2.5Y5/4	SCL	abk/gr	m	1		fr	4
P2	Ap_1	0-25	CS	5Y5/3	5Y4/3	SCL	gr/sbk	f-m	3	sh		3
	Ap_2	25-50	CS	5Y4/3	2.5Y4/2	SCL	abk	m-c	3	sh		4
	Bw	50-90	GS	5Y5/4	5Y4/4	CL	pr	m	3	vh		4
	2C	90-125	DS	2.5Y5/6	2.5Y4/4	SCL	pr	m-c	3	sh		4
	3C	125-180		2.5Y6/4	2.5Y5/4	CL	abk/gr	m	1		fr	4
P3	Ap_1	0-20	CS	5Y5/4	2.5Y4/4	SCL	gr/sbk	f-m	3	sh		3
	Ap_2	20-45	CS	5Y5/4	2.5Y4/4	SCL	abk	m-c	3	sh		4
	2C	45-90	DS	2.5Y6/4	2.5Y4/4	SCL	abk-m	f	2		fr	3
	3C	90-120		2.5Y6/4	2.5Y5/4	SCL	abk/gr	m	1		fr	3

Abbreviations:
Boundary: C=clear; G=gradual; D=diffuse; S=smooth.
Texture: S=sand; L=loam; C=clay.
Structure: 1=weak; 2= moderate; 3=strong; f=fine; m=medium; c=coarse; gr=granular; pr=prismatic; abk=angular blocky; sbk=subangular blocky
Consistence (dry): sh=slightly hard; vh=very hard.
Consistence (moist): fr=friable.
Drainage: 3=imperfectly drained; 4=poorly drained.

All the pedons show two topsoil horizons (Ap1 and Ap2) and two subsoil horizons (2C e 3C) whose features are linked to the fluvial depositions. P1 and P2 show also a cambic horizon (Bw) that is absent in P3. According to the World Reference Base, P1 and P2 can be classified as Vertic Cambisol, while P3 as Calcaric Fluvisol.
Total organic carbon (Corg) decreases according to the soil depth (Tab. 3) and become very low in the deepest horizons. Corg is higher in P1 and lower in P3, decreasing according to the distance of the pedons from the river course, corresponding to the amount of sand fraction in the soil composition. The organic carbon extraction yield, expressed as Cext/Corg ratio, overcomes 60%, except in the deepest horizons where organic matter is less extractable (lower values of Cext/Corg ratio) meaning that it is much more linked to the soil mineral fraction.

The organic matter degree of humification is higher in P1 than in P2, almost constant along with the profile and show a little increment in the subsoil. The Corg decrement in the subsoils indicates that the organic matter quality, in terms of humified fractions, is quite homogeneous along the soil profiles. In P3, organic matter results much more humified compared with P1 and P2 and reaches 100% in the deepest horizons, meaning that in such horizons the labile pool of organic matter is almost absent while the contrary happens for P1 and P2.
Considering also the not-extractable organic matter (humin), the total level of humification (HU) in every pedon overcome an average of 75% (P3 shows the highest value), with little differences among the Ap1 horizons.
In particular, the level of organic matter stabilization in humified forms is higher in the topsoil of P1 compared with the P2 (77.3 % vs 71.0 %) and reach the maximum in the topsoil of P3 (81.3 %).

Tab. 2 Main chemical and physical characteristics for the three surveyed pedons

Pedon	Horizon	C	N	CEC	ex. K	ex. Na	ex. Mg	ex. Ca
		g kg^{-1}			$cmol_+$ kg^{-1}			
P1	Ap_1	10.12	1.15	29	0,57	0,39	1,35	10,08
	Ap_2	8.87	1.12	30	0,53	0,38	1,17	9,33
	Bw	8.40	0.92	24	0,31	0,41	1,02	7,48
	2C	3.66	0.64	25	0,24	0,93	0,87	6,94
	3C	1.35	0.34	17	0,13	1,15	0,66	5,19
P2	Ap_1	8.21	0.98	26	0,47	0,28	0,74	8,05
	Ap_2	7.07	0.95	25	0,38	0,42	0,70	7,78
	Bw	4.44	0.87	26	0,37	1,77	0,63	8,57
	2C	193	0.34	25	0,17	0,31	0,46	4,98
	3C	3.82	0.50	19	0,18	0,48	0,99	7,15
P3	Ap_1	7.14	1.01	21	0,52	0,42	0,35	5,82
	Ap_2	7.07	0.87	21	0,34	0,25	0,34	6,03
	2C	1.93	0.45	16	0,22	0,21	0,34	4,65
	3C	2.67	0.45	18	0,01	0,52	0,95	5,54

Pedon	Horizon	pH		E.C.	$CaCO_3$	$CaCO_3$	P_2O_5 Ass.	Sand	Silt	Clay
		H_2O	KCl	dS m^{-1}	%		mg kg^{-1}		%	
P1	Ap_1	8.4	7.6	0,17	5,7	2,3	153	44	19	37
	Ap_2	8.5	7.6	0,18	4,3	1,8	77	47	16	37
	Bw	8.6	7.7	0,16	5,1	2,6	34	40	21	39
	2C	8.8	7.1	0,20	7,8	3,3	23	42	23	35
	3C	9.0	7.8	0,22	2,4	0,1	51	62	9	29
P2	Ap_1	8.6	7.6	0,19	5,7	1,8	82	50	17	33
	Ap_2	8.5	7.0	0,18	6,1	1,6	57	53	16	31
	Bw	8.6	7.7	0,18	6,5	3,3	57	43	22	35
	2C	8.7	7.1	0,17	7,3	2,0	88	66	11	23
	3C	8.6	7.0	0,22	10,4	3,5	23	32	31	37
P3	Ap_1	8.5	7.1	0,17	3,5	1,6	94	60	12	28
	Ap_2	8.5	7.6	0,18	3,3	1,5	60	60	14	26
	2C	8.6	7.2	0,19	8,6	2,1	65	52	27	21

	3C	8.4	7.1	0,26	9,0	1,5	23	55	19	26

Such differences do not appear in relation with the employed different agronomic techniques, due to the short period of cultivation, but seems related to the soil type.
Total nitrogen value is almost good and quite constant in A and B horizons, and decreases in the C horizons, while the amount of assimilable nitrogen (nitric and ammonia forms) is almost constant along the profiles. C/N ratio is lower in the topsoil of P1 than in P2 and P3, indicating a higher degree of organic matter transformation.

Tab. 3 Selected chemical and biochemical soil parameters

Pedon	Horizon	[1]R_b	[2]Cmic	[3]Ntot	[4]Corg	Corg/N	[5]Cext	[6]C_{HA+FA}	[7]DH	[8]HR	[9]HU
P1	Ap_1	4	361	1.3	11.0	8.5	8.6	6.1	70.9	55.5	77.3
	Ap_2	4	298	1.3	11.0	8.5	7.8	5.0	64.1	45.5	74.5
	Bw	2	250	1.1	9.0	8.2	5.3	3.9	73.6	43.3	84.4
	2 C	2	201	0.7	5.0	7.1	3.7	2.3	62.2	46.0	72.0
	3 C	1	88	0.6	4.0	6.7	2.3	1.8	78.3	45.0	87.5
P2	Ap_1	5	329	1.0	10.0	10.0	7.5	4.6	61.3	46.0	71.0
	Ap_2	3	227	1.0	9.0	9.0	5.9	3.7	62.7	41.1	75.6
	Bw	3	228	0.9	7.0	7.8	4.3	2.6	60.5	37.1	75.7
	2 C	1	77	0.5	3.0	6.0	1.9	1	52.6	33.3	70.0
	3 C	0.5	64	0.5	4.0	8	1.4	0.9	64.3	22.5	87.5
P3	Ap_1	5	236	0.9	9.0	10.0	6.5	4.8	74.1	53.6	81.3
	Ap_2	4	183	1.0	8.0	8.0	6.1	4.4	71.5	54.5	78.3
	2 C	2	54	0.6	4.0	6.7	2.7	2.8	100	69.5	100
	3 C	2	31	0.5	4.0	8.0	2.2	2.4	100	60.0	100

[1]basal respiration (mg C-CO_2 kg^{-1}); [2]biomass C (mg C kg^{-1}); [3]total N (g kg^{-1}); [4]total organic C (g kg^{-1}); [5]extractable organic C (g kg^{-1}); [6]humified organic C (g kg^{-1}); [7]degree of humification (%); [8]humification rate (%); [9]total level of humification (%)

Considering the size and activity of soil microbic biomass, the Cmic values along the profiles indicate the presence of microbic carbon in the subsoil ranging between 2 and 4 % of the total organic carbon, except in the subsoil of P3 where it is around 1 %.
Notwithstanding P3 seems to have a lower quantity of microbial biomass, both as absolute values and as percentage of the total organic carbon.
Data of cumulative respiration show a trend decreasing with the depth: precisely such reduction is 61% in P1, 47% in P3 and 33% in P2.
The metabolic quotient shows similar and almost constant values along the profile in P1 and P2; in P3 the higher values of qCO2 in the subsoil indicate a sort of metabolic stress.
The k rate constant confirms the presence of a microbial activity also in the subsoil. A higher value of k was obtained in the deepest horizon of P1 and P2 (meaning a fast turnover of the organic matter), while in P3 it is quite constant (and in contrast with qCO2 value).
A high metabolic quotient q(CO2), together with a relatively low k rate constant, indicate an insufficient metabolic efficiency in the subsoil of P3, in accordance with the humification level that reaches 100% and, as a consequence, the absence of labile and easily metabolizable organic substrata.

In the subsoil of P2, on the contrary, the high value of *k* rate constant together with a low metabolic quotient, indicate a high organic matter turnover which can be related with a higher presence of labile organic matter (low DH values).

Conclusions

The results did not pointed out differences among the biochemical parameters of the pedons that can be linked to differences in the agronomic techniques.
This is most likely due to the short period elapsed from the agronomic performance. Not only the morpho-descriptive features but also the analytical data of the pedons confirm a greater genetic affinity between P1 and P2.
It can be reasonably supposed that the differences obtained in the level of humification in the subsoils can be related to the genetic peculiarity of the pedons: P3 shows a degree of humification of 100% in the deepest horizon, while P1 and P2 show quite constant values along the profile (60-70%).
The microbial biomass activity is in accordance with the values of the organic carbon and highlights a metabolic stress in P3 subsoil horizons.

References

ANDERSON T. H., DOMSCH K. H., 1990: Application of eco-physiological quotients (qCO_2 and qD) on microbial biomass from soils of different cropping histories, Soil Biol. Biochem. 10:251-255.

CIAVATTA C., GOVI M., VITTORI ANTISARI L., SEQUI P., 1990: Characterization of humified compounds by extraction and fractionation on solid polyvinilpyrrolidone. J. Chromatogr. 509: 141-146.

DELL'ABATE M. T., BENEDETTI A., TRINCHERA A., DAZZI C., 2002: Humic substances along the profile of two Typic Haploxerert. Geoderma 107(3-4):131-146.

RIFFALDI R., SAVIOZZI A., LEVI-MINZI R., 1996: Carbon mineralization kinetics as influenced by soil properties. Biol. Fert. Soils. 22:293-298.

Soil Survey Division Staff, 1993: Soil Survey Manual. U.S. Govt. Print. Office, Washington, D.C.

HODNOCENÍ HUMUSOVÝCH POMĚRŮ V LUŽNÍM LESE NA JIŽNÍ MORAVĚ

AN ASSESSMENT OF ORGANIC MATTER RATIOS IN FLOODPLAIN FOREST IN SOUTH MORAVIA

Helena Lorencová, Sabina Truparová

Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Fakulta lesnická a dřevařská,
Ústav Ekologie lesa, Zemědělská 3, 613 00, Brno, Česká republika,
e-mail: xlorenco@mendelu.cz, xtruparo@mendelu.cz

Abstrakt

Předkládaná práce hodnotí humusové poměry lužního lesa ve Vranovicích na Moravě. Popisovaná lokalita leží na území LZ Židlochovice. V práci jsou hodnoceny základní charakteristiky povrchového humusu. U odebraných vzorků opadu (dub, jasan) byl stanoven obsah uhlíku, dusíku a poměr C/N na automatickém analyzátoru LECO CNS-2000 (MI USA). Dále byly odebrány vzorky půd, u nichž byly také stanoveny hodnoty půdní reakce. Dále bylo ve studii využito orientační terénní metody stanovení biologické aktivity půdy tzv.stanovením dýchací mohutnosti půdy. Výzkumná plocha byla založena na jaře 2006, leží v nadmořské výšce 170m, průměrná roční teplota se pohybuje okolo 10° C a průměrné roční srážky jsou 400-500mm.

Klíčová slova: lužní les, humus, dekompozice, CO_2

Abstrakt

The presented work indicates the humus ratios in the floodplain forests in Vranovice na Moravě, belonging to territory of the forest enterprise Židlochovice. The basic characteristics of the surface humus layer were here assessed. In the samples of a litter material (oak, ash) the contents of carbon, nitrogen, and C/N ratio were determined by LECO CNS-2000 (MI USA) automatic analyser. In the soil samples, the evaluation of the soil reaction was determined, as well as the field method of soil respiration was used. Research locality is situated in the altitude 170m. Average of annual temperature is approximately 10 ° C, and average of annual rainfall is 400-500mm.

Key words: floodpain forest, humus, decomposition, CO_2

Úvod

Lužní les lemující řečiště Dyje a Moravy, které jsou protkané sítí kanálů, mrtvých ramen a tůní, byly v roce 1993 pod názvem Mokřady dolního toku Dyje zapsány do seznamu Ramsarské konvence. Lužní lesy střední Evropy představují vyjímečné lesní geobiocenózy, v České republice zaujímají jen zanedbatelné procento (1,4%) z celkové lesní plochy (Klimo, 2001). Tyto lesy mají v krajině specifickou funkci jako dlouhověký ekosystém s vysoce členěnou strukturou. Plní mnoho mimoprodukčních funkcí, zejména v oblastech zdrojů pitné vody, jako je funkce hygienická, protierozní, estetická a další. Z hlediska produkce a biodoverzity jsou to ojedinělé vegetační útvary, které patří k druhově nejrozmanitějším ekosystémům u nás, proto si jejich zbytky zasluhují plnou ochranu.
V minulosti došlo k silnému ovlivnění hydrologického režimu sledovaného území, počínaje kolonizací krajiny spojenou s postupným odlesňováním území celého povodí řek Dyje a Moravy. Kromě středověkého rozvoje pastevectví a zemědělství došlo během 70. a 80. let 20.

století k výstavbám hrází a vodohospodářským úpravám. Docházelo ke snižování hladiny podzemní vody, přičemž jak uvádí Soukalová (1985), nejnižšího stavu bylo dosaženo v roce 1983. Tímto bylo umožněno, jak zemědělcům tak lesníkům, zvýšit hospodaření v údolních nivách. Zvláště pro zemědělce se staly lužní louky atraktivní jakožto zemědělský půdní fond a začali zde provádět rozsáhlé rekultivace a meliorace, čímž lužní louky přeměňovali na ornou půdu (Prax, 1976).
Jako půdotvorný faktor se člověk na vývoji půd lužních lesů podílel také tím, že při obnovách lesních porostů na vytěžených pasekách byly klučeny pařezy a prováděno polaření. V historických dobách zhruba po roce 1810 byly tehdejší lokality zarostlé buření pronajímány poddaným, kteří zde pěstovali většinou brambory a připravili tak půdu pro zalesnění (Prax, Hlušek, Blažej, 1998).

Charakteristika území

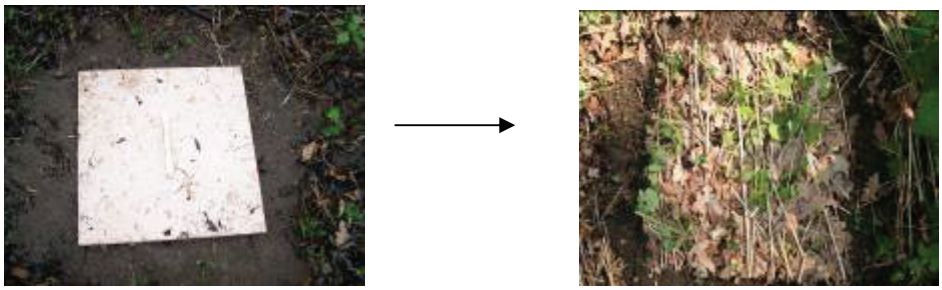
Popisované území se nachází v blízkosti obce Vranovice, severně od vodních nádrží Nové Mlýny na území LZ Židlochovice. Obec Vranovice se nachází na jižní Moravě asi 25 km jižně od Brna, na jihu je lemována lužním lesem v nivě řeky Svratky s oborou pro chov muflonů. Obec leží v místě druhohorního hlubokomořského příkopu. Okolní krajina byla utvářena působením vodních toků, hlavně řeky Svratky, která protéká asi 1 km jižně od obce. Půdy v okolí obce jsou převážně lehké na píscích, v severní části katastru se nachází kvalitní černozemě. Výzkumné plochy se nachází v nadmořské výšce 170m a průměrná roční teplota se pohybuje okolo 10°C. Roční úhrn srážek se pohybuje v rozmezí 400-500mm. První zkoumaná plocha je tvořena porostem Slavonského dubu s dominantním podrostem kopřivy dvoudomé, druhou plochu tvoří mladý porost jasanu.



Obr. 1 Mapa popisovaného území

Materiál a metody

a) *Zásoba humusu na ploše 1ha*
Pro zjištění průměrné zásoby humusu byla použita deska o rozměrech 50x50cm. Deska byla přiložena na povrch půdy a oříznuta nožem, okolní opad a humus byl odhrnut aby nedošlo ke smíšení. Vše v 5 ti opakováních. Opad pod deskou byl odebrán do pytlíků a převezen do laboratoře, kde byly vzorky zváženy v čerstvém stavu a následně vysoušeny v sušárně při 60°C do konstantní hmotnosti. Po vysušení byly vzorky opět zváženy a byla stanovena průměrná hmotnost sušiny a z ní pak vypočtena zásoba nadložního humusu na plochu 1 ha. Protože kopřiva tvořila téměř 39 % z celkového opadu byla také přiřazena k analýzám.



Obr. 2 Zjištění průměrné zásoby humusu

b) ***Stanovení obsahu C, N a C/N ve vzorcích nadložního humusu***
Obsah C a N byl stanoven v jemně mletých vzorcích opadu (jasan, dub a kopřiva) na automatickém analyzátoru LECO CNS-2000 (MI USA). Teplota spalování vzorků byla 1100°C.

c) Hodnocení půdní reakce
Pro stanovení půdní reakce byly vzorky vysušeny na větraném místě, byly odděleny větší částice skeletu a průměrný vzorek byl rozetřen v achátové misce. Hodnoty aktuální a výměnné půdní kyselosti byly stanoveny potenciometrickou metodou podle Zbírala (1995).

d) Stanovení obsahu C, N a C/N v půdním profilu
Obsah C a N ve vzorcích půd byl stanoven v jemně mletých vzorcích na automatickém analyzátoru LECO CNS-2000 (MI USA). Teplota spalování vzorků byla 1000°C. Výsledky jsou aritmetickým průměrem dvou-třech paralelních stanovení.

e) ***Zásoba živin na ploše 1 ha***
Pro zjištění obsahu živin, byly vzorky odeslány do externí laboratoře (EKOLA s r.o. Bruzovice), kde byly prováděny analýzy mokrou cestou podle Zbírala (1994) a z jejichž výsledků pak byla přepočtena zásoba živin na plochu 1 ha. Vzorky pro stanovení zásoby živin byly odebrány na počátku prosince.

f) ***Výdej CO_2 půdou v přirozených podmínkách***
Produkce CO_2 byla stanovena absorpční metodou za využití Sodasorpu (nový název pro „Natrokalcit“). Experiment byl prováděn v jarním období. Granule Sodasorpu byly nasypány do Petriho misek v množství 15g na 1 misku a před expozicí byly vysoušeny 1,5 hodiny v sušárně při teplotě t = 105° C. Po té byly misky uzavřeny, vloženy do exsikátoru a po vychladnutí váženy na analytických vahách. Na experimentální ploše byl z půdního povrchu odstraněn nadzemní opad a vystříhány zelené rostliny. Otevřené Petriho misky s absorbantem byly umístěny na půdní povrch, k nim bylo uloženo půdní čidlo (na povrch a do hloubky 5 cm) pro sledování změny teploty a vše bylo zakryto kovovým košem (průměr 23cm, výška 31cm), jehož okraje byly zasunuty pomocí nože do půdy 5cm hluboko. Povrch koše byl obalen hliníkovou folií, aby se zabránilo přehřívání vnitřního prostoru. Vše bylo provedeno v 5 opakováních. Pro možnost porovnání teploty uvnitř a vně košů bylo nainstalováno také venkovní čidlo. Jelikož výdej CO_2 závisí také na vlhkosti půdy, byly odebrány vzorky půdy pro stanovení vlhkosti za pomocí Kopeckého válečků, v 6 opakováních. Granule Sodasorpu uložené 24 hodin na půdním povrchu absorbují CO_2 uvolněný půdou. Z rozdílu hmotnosti před a po expozici se kalkuluje množství uvolněného CO_2.

g) ***Fotodokumentace průběhu dekompozice***
Na výzkumné ploše byly z opadu dubu odebrány náhodné vzorky listů, u kterých byla pozorována míra rozkladu, a v biometrické laboratoři ústavu hospodářské úpravy lesů LDF MZLU byly pořízeny mikroskopické snímky pomocí kamery Hitachi HV – C20 a makroobjektivu Navitar. Morfometrické charakteristiky byly zpracovány pomocí programu pro analýzu zpracování obrazu Lucia G.

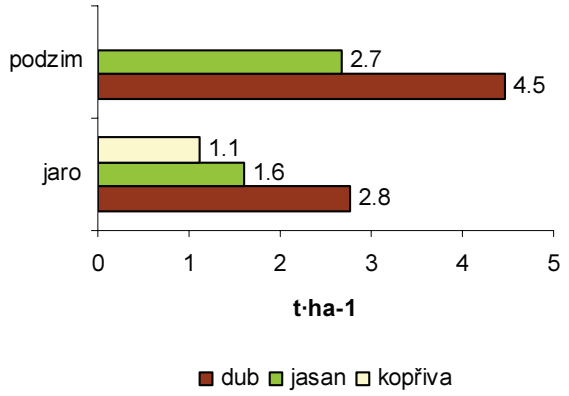
Výsledky a diskuse

a) ***Zásoba humusu na ploše 1 ha***

Rozkladem zbytků se naplňuje ústřední proces životního cyklu všech zelených rostlin. Tohoto rozkladu se aktivně účastní spousta pomocných či konkurenčních organismů.

Rychlost celého procesu rozkladu, počínajícího stárnutím rostlinných částí, závisí na zúčastněných organismech, na typu rostlinného materiálu a na podmínkách prostředí.

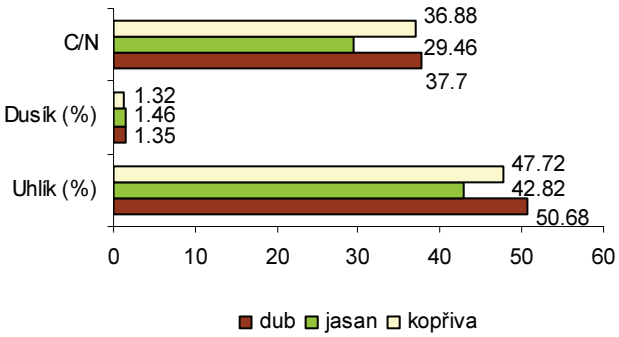
Přeměnou organických látek v půdě vzniká humus, který je v lužních lesích důležitou dynamickou složkou. Jedná se o mullový typ, který je charakteristický zřetelnými změnami koncentrace živin během roku (Gartner, Cardon, 2004). Rozklad humusu je tedy „zásadní pro koloběh živin a produkční schopnost lesů“ (Didham, 1998) a „je důležitou součástí globální zásoby uhlíku“ (Aerts, 1997).



Zjišťovaná zásoba humusu je na ploše porostlé dubem 2,8 t·ha^{-1} na jaře a na podzim 4,5 t·ha^{-1}. Na jaře byla určena i zásoba kopřivy, která je 1,1 t·ha^{-1}. U jasanového porostu, kde rozkladné procesy probíhají rychleji je zásoba humusu na jaře 1,6 t·ha^{-1} a na podzim 2,7 t·ha^{-1}.

b) ***Stanovení obsahu C, N a C/N ve vzorcích nadložního humusu***

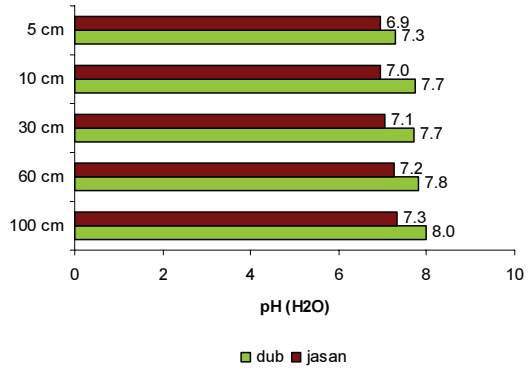
Opad je hlavním zdrojem energie v půdním prostředí, čímž vytváří podmínky pro půdní mikrobiální aktivitu (Grunda, 1985). Poměr C:N je velmi důležitý nejen pro průběh, ale i pro rychlost rozkladu rostlinné biomasy. Takže čím větší je poměr C:N, tím pomaleji rozklad probíhá.

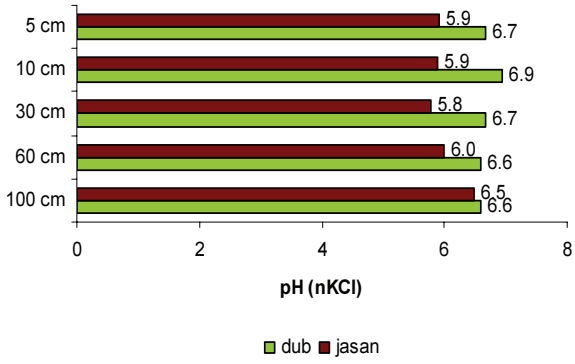


Poměr C/N je u jasanového porostu 29,46 a u dubového porostu 37,7, z čehož vyplývá, že u dubu je proces rozkladu pomalejší, u kopřivy je poměr C/N je 36,88.

c) ***Hodnocení půdní reakce***

Biochemické půdní procesy a procesy příjmu živin autotrofními organismy jsou ovlivněny půdní reakcí.

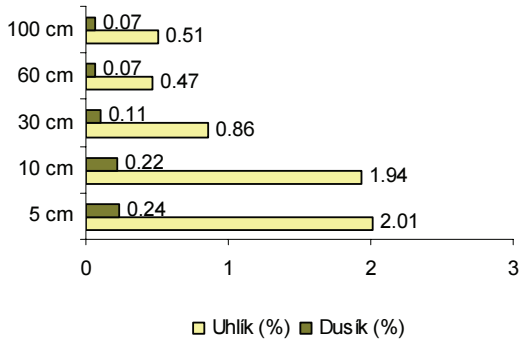


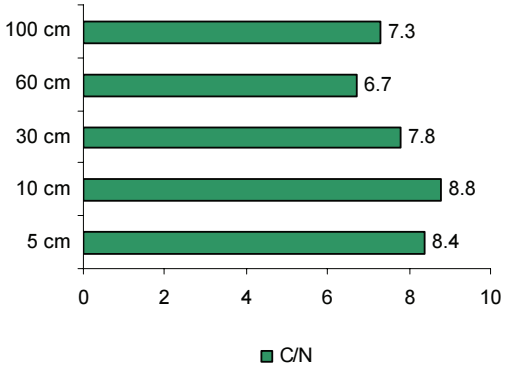


Na zkoumaných plochách se půdní reakce pohybuje od slabě kyselé, přes neutrální až po zásaditou.

d) ***Stanovení obsahu C, N a C/N v půdním profilu***

Dusík je v půdě vázán především v organických látkách. Půdní organická hmota je tedy hlavní zásobárnou dusíku pro rostliny a půdní mikroorganismy.





Množství uhlíku i dusíku v půdě je ovlivňováno především dvěma faktory - teplotou a vlhkostí. Při vyšších teplotách dochází k rychlejšímu rozkladu organických látek a tím i k nižšímu obsahu půdní organické hmoty. Vyšší vlhkost půdy znamená naopak vyšší obsah organické hmoty v půdě.

e) ***Zásoba živin na ploše v kg/ha***

Přístupné živiny tvoří významnou část celkové zásoby živin v půdě. Pro intenzitu koloběhu živin je rozhodující jejich množství přijaté z půdy, a podíl který je v porostu zadržen a do půdy se vrací (Materna, 1963). Zásoba jednotlivých živin je uvedena v tabulce 1.

Tab. 1 Zásoba živin na ploše v kg/ha

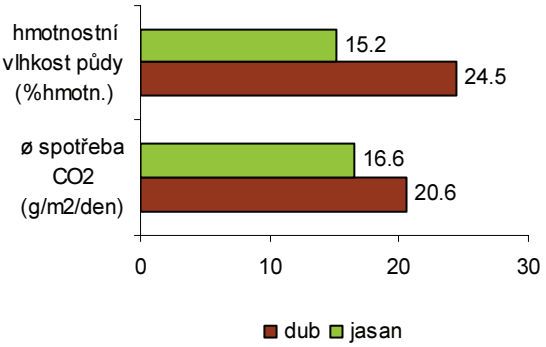
Živiny (kg/ha)		N	C	P	Mg	Ca	K	Na
porost / vrstva	Dub-L1	20,93	803,53	2,31	3,80	21,13	6,92	0,29
	Dub-L2	32,49	1134,97	3,89	6,99	27,59	18,17	0,64
	Jasan-L1	39,91	1104,90	7,17	10,13	50,25	13,69	0,95
	kopřiva	30,35	1015,20	4,72	5,24	38,40	40,27	0,23

Z živin mají zvláštní význam dusík a fosfor. V cyklu dusíku hrají ústřední roli některé specifické procesy. Jsou jimi fixace vzdušného N_2, amonifikace, nitrifikace, denitrifikace a imobilizace. Fixace se uplatňuje jako symbiotická či nesymbiotická (za účasti některých bakterií, sinic a hub). Tento důležitý proces je jedním z těch, na kterých se významnou měrou podílí interakce prostorové struktury rostlinných a půdně-mikrobiálních společenstev. Zatímco u dusíku je jeho hlavním reservoárem atmosféra, fosfor se pohybuje pouze mezi

půdou a organismy (a hydrosférou). Můžeme proto zaznamenat dva základní procesy pohybu fosforu - odběr rostlinami a uvolňování fosforu z organické hmoty při dekompozici.

f) ***Výdej CO_2 půdou v přirozených podmínkách***

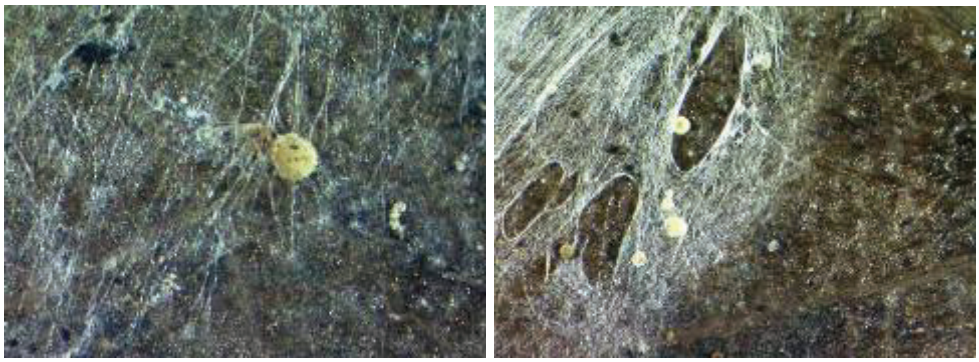
Biologická aktivita půdy je nejčastěji zjišťována orientační metodou stanovení tzv.dýchací mohutnosti půdy, která vyjadřuje množství uvolněného (vyprodukovaného) CO_2 z určitého množství půdního vzorku za časovou jednotku. Charakterizuje hlavně intenzitu činnosti heterotrofních půdních organismů.



Půdní dýchání spolu s dýcháním nadzemních částí porostů jsou hlavní cesty výstupu uhlíku z ekosystému. Průměrné množství CO_2 uvolněného povrchem půdy bylo v porostu dubu naměřeno na jaře okolo 20,6 g $CO_2 \cdot m^{-2}$ za den a u jasanového porostu 16,6 g $CO_2 \cdot m^{-2}$ za den. Hmotnostní vlhkost půdy byla u dubu naměřena 24,5% a u jasanu 15,2%. Z teplotních údajů půdních čidel je zřejmé že během expozice nedošlo k žádným výrazným teplotním změnám vnitřního prostředí. Teploty naměřené pod zaklopenými koši, měřené jak na povrchu půdy, tak v hloubce 5cm, se lišili max. o 1° C od teplot zaznamenaných čidlem nainstalovaným venku a to především v nočních hodinách.

g) ***Fotodokumentace průběhu dekompozice***

Mikroskopické snímky zachycují povrch dubového listu. Byli zde nalezeny kleistothécia padlí dubového. Padlí se dají poznat podle toho, že infikované části rostlin jsou pokryty bílým popraškem konidií a povrchovým myceliem, v němž se někdy vyvíjejí zprvu bělavá, nažloutlá (viz obrázek níže), hnědá a nakonec černá kleistothécia.



Obr. 3 Přední strana listu dubu – padlí dubové – kleistothécia (*Microsphaera alphitoides*).

Závěr

Studie se zabývá hodnocením humusových poměrů v lužním lese na jižní Moravě. Z výsledků vyplývá, že poměr C/N nadložního humusu je u dubu 37,7 a u jasanu 29,46. Zásoba humusu vykazuje u obou variant téměř dvojnásobné hodnoty na podzim, u dubu 4,5 t/ha a u jasanu 2,7 t/ha. Průměrná spotřeba CO_2 je u dubového porostu (20,6 g CO_2/m^2/den) vyšší než u jasanového (16,6g CO_2/m^2/den), stejně tak jako hmotnostní vlhkost půdy.

Půdní fond niv dolních toků řek Dyje a Moravy patří k velmi cenným územím, o které má člověk od nepaměti velký zájem. Lužní lesy, jako ekotopy mezi vodním a suchozemským prostředím, hrají významnou roli při výměně látek a živin mezi tímto rozhraním (Gregory et al. 1991). Specifické hydrogeologické poměry podporující tvorbu zásob pitné vody využívají jednak vodohospodáři jako zdroje pitné vody (jímací území vodovodů), a jednak stavební průmysl jako zdroje pro těžbu kvalitních štěrkopísků. Oba způsoby explatace vedou k postupné degradaci či úplné likvidaci půd nivy.
Mezi mnoho funkcí, které lužní lesy plní, má pro společnost asi největší význam jejich „ledvinová“ funkce či filtrace imisí z vod. Proto je důležité, aby biom lužní krajiny zůstal na jihu Moravy zachován a byla mu věnována mimořádná pozornost i ochrana, především jako unikátnímu a dosud málo změněnému přírodnímu typu ekosystému.

Poděkování

Tento příspěvek byl podpořen grantem č.526/03/H036 Grantové agentury České republiky, výzkumným záměrem LDF MZLU, úkol 01/03/01 a grantem FRVS – FR470371.

Literatura

AERTS, R., 1997: Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. Oikos 79, 439–449, 1997.

DIDHAM, R.K., 1998: Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments. Oecologia 116, 397–406, 1998.

GARTNER, T.B. and CARDON, Z.G., 2004: Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. Oikos 104: 230–246, 2004.

GREGORY, S.V., SWANSON, F.J., MCKEE, W.A. and CUMMINS, K.W., 1991: An ecosystem perspective of riparian zones. BioScience 41:540–551,1991.

GRUNDA, B., 1985: Activity of decomposers and processes of decomposition in soil. In: Penka, 1985.

HUPP, C.R., CAREY, W.C. and BAZEMORE, D.E., 1988: Tree growth and species patterns in relation to wetland sedimentation along a reach of the Middle Fork Forked Deer River, West Tennessee. Association of Southeastern Biologists Bulletin 35:64, 1988.

HUPP, C.R. and MORRIS, E.E., 1990: A dendrogeomorphic approach to measurement of sedimentation in a forested wetland blackswamp, Arkansas. Wetlands 10:107–124, 1990.

KLIMO, E., 2001: Lesnická ekologie, MZLU, Brno, 2001.

KOL., 1996: Vyšší geomorfologické jednotky České republiky. Čes.úřad zeměměřičský a kartografický. Praha, 1996.

MADĚRA, P. 2004: Proměny lužního lesa. In: Lužní les v Dyjsko-moravské nivě, s.227-237, 2004.

LITSCHMANN, T., MICHNA, F., 1995: Trvalé sledování vlivu srážek a výšky hladiny vody na půdní objemovou vlhkost ve svrchní vrstvě půdy v povodí Dyje. Vodní hospodářství č.9, s.271-273, 1995.

MRÁZ, K., 1979: Vliv dokončených vodohospodářských úprav na lužní lesy jižní Moravy. Lesnictví, 25:45-56, 1979.

PRAX, A., 1976: Subsurface drainage of heavy alluvial soils affected by groundwater table under pressure. Proceedings”Water in heavy soils. CNC. ICID and ISSS, Bratislava, s.237-251, 1976.

PRAX, A., HLUŠEK, J., BLAŽEJ, M., 2000: Míra kontaminace půd nivy dolního toku Moravy a možnosti uplatnění polaření v lužním lese. Sborník referátů z 5.pedologických dnů “Úloha a využití výsledků pedologie v ekologii se zaměřením na agroekologii”. ČPS, MZLU, UJP, Oomouc, s.21-27, 2000.

ZBÍRAL, J., 1995: Analýza půd I. Jednotné pracovní postupy. SKZÚZ Brno, 1995.

http://pbl.fri13.net/index.php?mod=clanky&id=129

http://www.infodatasys.cz/public/dis/dis2.htm

MAPOVÁNÍ ELEKTRICKÉ VODIVOSTI PŮDY V PRECIZNÍM ZEMĚDĚLSTVÍ

MAPPING OF SOIL ELECTRICAL CONDUCTIVITY IN PRECISION AGRICULTURE

Vojtěch Lukas

Ústav agrosystémů a bioklimatologie, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Zemědělská 1, 61300 Brno, Česká republika, e-mail: xlukas0@mendelu.cz

Abstrakt

Pro precizní zemědělství je znalost plošné variability půdních podmínek základní vstupní informací. Jedním z méně náročných způsobů jejich získávání je měření elektrické vodivosti půdy (EC – electrical conductivity). V roce 2004 a 2005 proběhlo ověřování této metody na pokusném pozemku (52 ha) v okrese Brno-venkov na černozemi arenické s převažující hlinitopísčitou zrnitostí. Měření bylo provedeno bezkontakním měřícím zařízením EM-38 (Geonics Limited, Kanada) v horizontálním módu měření. Současně s měřením EC bylo provedeno vzorkování půdy. V roce 2004 ve čtvercové síti 50 x 50 m (celkem 214 vzorek) pro stanovení hodnoty pH_{KCl}, obsahu P, K, Mg, Ca a humusu (C_{ox} × 1,724) a v roce 2005 pro rozbor zrnitosti půdy (40 vzorek rozmístěných nepravidelně po pozemku na základě mapy elektrické vodivosti z roku 2004). Mezi termíny měření EC byla zjištěna vysoká hodnota korelačního koeficientu (r^2 = 0,931), která poukazuje na stabilitu výsledků z krátkodobého hlediska. Při zkoumání vztahu EC a agrochemických charakteristik půdy byla nalezena střední korelace u obsahu P, K, Mg, organické hmoty a hodnoty pH, nižší u obsahu Ca. Z výsledků vyplývá vhodnost měření EC pro mapování plošné variability půdních podmínek v rámci honu. Největším uplatněním této metody v současnosti je tzv. cílené vzorkování půdy (directed sampling), kdy jsou odběrové body rozmísťovány po pozemku na základě předběžné znalosti heterogenity pozemku (např. EC map). V konečném důsledku lze v porovnání s tradičně prováděným půdním vzorkováním v pravidelné síti očekávat snížení počtu vzorků při zachování přesnosti a vypovídací schopnosti půdních map.

Klíčová slova: precizní zemědělství, elektrická vodivost půdy, vzorkování půdy, prostorová variabilita půdy

Abstract

For precision agriculture is the knowledge of soil spatial variability the basic input information. One of possible way how to obtain this information is measurement of electrical conductivity (EC). In the year 2004 and 2005, this method was verified in an experiment on 52 ha arenic Chernozem field. For measurement was used EM-38 device (Geonics Limited, Canada) in horizontal dipole. In the same time there was made soil sampling – in 2004 on 50 x 50 m regular grid (total 214 samples) for P, K, Mg, Ca, pH and Cox analysis. In 2005 were taken 40 soil samples in irregular grid based on EC 2004 for soil texture analysis (clay, silt and sand content). Very high correlation (r^2 = 0,931) between EC_2004 and EC_2005 shows on high results stability from short-time view. By comparing results of EC and agrochemical properties of soil was found moderately strong correlation by P, K, Mg, Cox content and pH value and lower correlation by Ca content. It shows that EC measurement is a suitable tool for mapping within field spatial variability of soil condition. Currently the greatest potential of this method in precision agriculture is so-called directed sampling, when the soil sampling design is based on EC results. Compared with the traditional soil sampling in regular grid is expected reduction of samples and keeping the precision and reliability of soil maps.

Keywords: precision agriculture, soil electrical conductivity, soil sampling, soil spatial variability

Úvod

Precizní zemědělství je systém hospodaření, který v současnosti nabývá stále více na významu. Zatímco v tradičním hospodaření je nejmenší jednotkou při rozhodování půdní hon, v precizním zemědělství jsou zohledňovány konkrétní produkčně-ekologické podmínky uvnitř jednotlivých honů na lokální úrovni. Tento přístup umožňuje diferencovat intenzitu pěstebních zásahů v rámci půdního honu. Přínosem je optimalizace používání materiálních a energetických vstupů přímo spjatých s rostlinnou produkcí (agrochemikálie, osiva, příp. PHM) a jejich efektivní využívání. Takto koncipovaný systém rostlinné produkce optimálně využívá produktivitu daného prostředí při minimalizaci rizik spojených s nadbytečně intenzivním či jinak nevhodným hospodařením. Lokálně cílené hospodaření v podobě precizního zemědělství lze považovat za jeden z klíčových postupů pro dosažení trvale udržitelného zemědělství (Lowenberg-DeBoer and Erickson 2000).

Znalost plošné variability půdních podmínek je v precizním zemědělství jednou ze základních vstupních informací. Jejich získávání tradiční cestou v podobě půdního vzorkování a následných laboratorních analýz však s ohledem na přesnost výsledných map představuje značnou ekonomickou a technickou zátěž celého systému hospodaření. Proto se pozornost stále více upíná na nové metody, umožňující mapování prostorové variability půdy s dostatečnou prostorovou distribucí, přesností měření, vysokou vypovídací schopností naměřených hodnot a přitom s mnohem nižší náročností než tradiční metody. Jednou z použitelných metod je měření elektrické vodivosti půdy (electrical conductivity - EC).

Geoelektrické metody začaly být používány v geologii počátkem 30. let minulého století (McNeil 1980 in Dobers 2002). Prvotní aplikací mapování EC v zemědělství bylo měření salinity půdy, které bylo prováděno v 70. letech minulého století v USA. V současnosti se ve výzkumu precizního zemědělství jedná o nejčastěji využívanou metodu pro prostorově-časovou charakterizaci edafických a antropogenních vlastností ovlivňující výnos plodin (Corwin and Lesch 2005a).

V této práci použité EM-38 (Geonics Ltd., Kanada) provádí měření na principu elektromagnetické indukce. Zařízení se skládá ze dvou cívek, které jsou od sebe v přesně definované vzdálenosti. První cívka indukuje primární elektromagnetické pole, které je vysíláno směrem do půdy. V půdním prostředí dochází na základě fyzikálně-chemických vlastností půdy k vytvoření sekundárního elektromagnetického pole. Druhá cívka, umístěná na opačném konci měřicího přístroje, měří odezvu obou polí a z jejich vzájemného porovnání je stanovena výsledná elektrická vodivost půdy (Lück *et al.* 2000), která je proto označována jako zdánlivá elektrická vodivost – EC_a [$mS.m^{-1}$]. Zařízení EM-38 je konstruováno pro měření v horizontálním nebo vertikálním módu (dipólu) měření v závislosti na poloze přístroje při měření. V homogenním půdním profilu proniká signál vertikálního módu do hloubky 1,5 – 2 m, při horizontálním měření je signál zaznamenáván z nižších hloubek (0,75 – 1 m).

Elektrickou vodivost půdy ovlivňuje celá řada půdních parametrů, z nichž Corwin and Lesch (2005a) jako nejvýznamnější označují salinitu půdy, relativní vlhkost, obsah vody v půdě a objemovou hmotnost. Relativní vlhkost a objemová hmotnost jsou přímo ovlivňovány obsahem jílovitých částic a organické hmoty (OH) a patří společně s kationtovou výměnou kapacitou mezi dodatečné faktory. Vliv těchto faktorů lze nalézt ve většině zde citovaných studií, liší se pouze jejich významnost s ohledem na konkrétní stanovištní podmínky. Podrobný přehled odborných prací zkoumající vliv jednotlivých složek půdního prostředí na EC podává Corwin and Lesch (2005b).

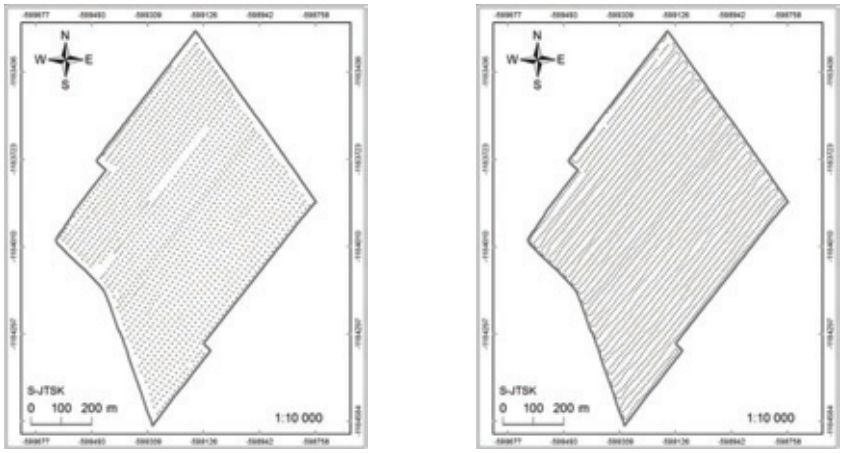
Cílem předkládané práce je porovnat půdní vzorkování s metodou celoplošného měření EC půdy a ověřit vhodnost této nepřímé metody pro mapování plošné variability půdního prostředí v podmínkách precizního zemědělství.

Materiál a metody

Ověřování bylo provedeno na 53 ha pokusném pozemku v nadm. výšce 175 m n. m., 20 km jižně od Brna. Lokalita se nachází v regionu s ročním úhrnem srážek 483 mm a průměrnou roční teplotou 9,2 °C. Půdním typem je černozem arenická s převažující hlinitopísčitou zrnitostí. Osevní postup: pšenice ozimá (2004), kukuřice (2005), pšenice ozimá (2006), mák setý (2007).

Měření elektrické půdní vodivosti

Měření EC půdy bylo provedeno zařízením EM-38 ve dvou termínech – jaro 2004 (dataset EC_04) a na podzim 2005 (dataset EC_05) – viz. Obr. 1. Přístroj byl po pozemku tažen terénním vozidlem v kolejových řádcích o vzdálenosti 18 m v horizontálním módu měření. Data byla zaznamenávána ve přesně daném časovém intervalu s následným přiřazením DGPS polohy. Vzdálenost mezi body měření není tedy konstantní, ale kolísá dle rychlosti měřící soupravy na pozemku. V roce 2004 bylo zaznamenáno 1771 hodnot, v roce 2005 byl interval mezi záznamy zkrácen a bylo získáno celkem 2800 hodnot. Výsledné hodnoty byly následně korigovány na konstantní teplotu 20°C.



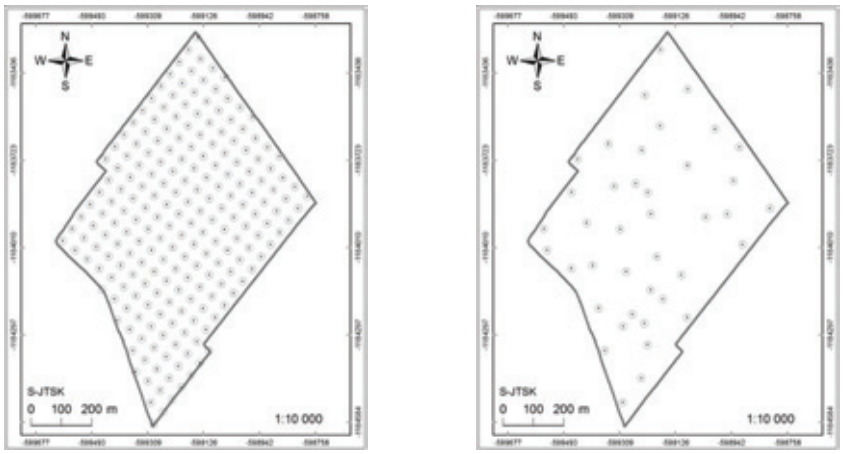
a) b)

Obr. 1 Mapy bodových záznamů měření EC přístrojem EM-38, a) rok 2004 (n = 1771), b) rok 2005 (n = 2800)

Půdní vzorkování

Odběr půdních vzorků z povrchové vrstvy půdy (0 – 30 cm) pro agrochemické analýzy obsahu živin (P, K, Mg, Ca), organické hmoty (C_{ox} × 1,724) a hodnoty pH_{KCl} byl proveden na jaře 2004. Vzorky byly odebírány v pravidelné čtvercové síti 50 × 50 m (celkem 214 vzorků, 4 vzorky na ha – viz Obr. 2) s využitím GPS navigace. Následné laboratorní analýzy byly provedeny dle metodiky Mehlich III (Zbíral 2002).

V roce 2005 bylo odebráno 40 půdních vzorků (0,76 vzorků na ha) z orniční vrstvy pro rozbory zrnitosti půdy v nepravidelné síti. Odběrové body byly po pozemku rozmístěny na základě mapy elektrické vodivosti z roku 2004 (EC_04).



a) b)

Obr. 2 Schéma rozmístění odběrových bodů půdního vzorkování, a) rok 2004 - 50 m pravidelná síť (celkem 214 vzorek), b) rok 2005 – nepravidelná síť (celkem 40 vzorek)

Zpracování bodových dat

S ohledem na rozdílnou hustotu odběrových sítí a měření EC byly pro vzájemné porovnání bodových výsledků pro každou sledovanou půdní charakteristiku vytvořeny kontinuální mapy. Použity byly geostatistické metody interpolace dat, konkrétně metoda běžný kriging (ordinary kriging – OK) s výpočtem zbytkového rozptylu. Prostorové rozlišení výsledných map bylo nastaveno na 5m na pixel, což při dané výměře pozemku představovalo statistický soubor o celkovém počtu 21032 pixelů. Na takto vytvořených mapách byla provedena korelační analýza pro hodnocení závislostí mezi půdními charakteristikami a elektrické vodivostí půdy z roku 2005 (EC_05). Zpracování prostorových dat bylo provedeno v geografickém informačním systému ESRI ArcGIS. Zobrazené mapy jsou prezentovány S-JTSK.

Výsledky a diskuse

Základní statistické charakteristiky výsledků analýz půdních vzorků a EC měření jsou uvedeny v Tab. 1. Z hodnot variačního koeficientu vyplývá vysoká variabilita, zejména v případě Ca, Mg a výsledků EC měření a P. Nejnižší variabilitu vykázalo zastoupení písku, jílovitých částic a hodnota pH. Nízká variabilita v případě zrnitostních frakcí odpovídá nízkému počtu vstupních dat n = 40. Ačkoliv variační koeficient pH byl na nižší úrovni, rozsah hodnot pH 4,40 – 7,93 z agronomického hlediska poukazuje na vysokou heterogenitu půdního prostředí. Toto vysoké rozpětí pH bylo na pozemku zapříčiněno zřejmě rekultivačními zásahy v první polovine 20. stol., kdy lokální terénní deprese pozemku byly vyrovnávány odpadem z nedalekého cukrovaru - cukrovarnickou šámou. Zvýšené pH tohoto materiálu jsou na pozemku dodnes patrné (viz shodné oblasti na mapě Ca a pH – obr. 3).

Tab. 1 Základní statistické charakteristiky bodových dat EC a výsledků agrochemických analýz

	EC_04 ($mS.m^{-1}$)	**EC_05 ($mS.m^{-1}$)**	**Jíl (%)**	**Prach (%)**	**Písek (%)**
Průměr	9,07	9,15	33,55	15,50	50,95
Medián	7,20	7,20	33,00	15,00	51,00
Stř.odch.	5,55	6,26	4,56	3,14	5,68
Rozptyl	30,78	39,21	20,82	9,85	32,25
Min	1,40	0,20	23,00	10,00	39,00
Max	31,4	49,9	44	23	67

Počet (n)	1771	2800	40	40	40
Var.koef. %	61,20	68,43	13,60	20,24	11,15

	pH	**P (ppm)**	**K (ppm)**	**Mg (ppm)**	**Ca (ppm)**	**OH (%)**
Průměr	6,47	58,18	146,14	177,93	3856,20	3,24
Medián	6,85	46,00	138,00	137,50	2570,00	3,23
Stř.odch.	0,95	36,41	37,13	121,96	4602,09	0,52
Rozptyl	0,90	1325,56	1378,71	14874,0	21179225	0,27
Min	4,40	13,00	90,00	53,00	641,00	1,63
Max	7,93	196	395	948	33670	4,77
Počet (n)	214	214	214	214	214	214
Var.koef. %	14,64	62,58	25,41	68,54	119,34	15,95

Tab. 2 uvádí popisné statistické charakteristiky vypočítané z hodnot pixelů kontinuálních map. Použití ordinary kriging (OK) techniky s výpočtem zbytkového rozptylu při procesu interpolace znatelně vedlo ke snížení variability sledovaných půdních charakteristik v porovnání s původními bodovými daty. OK má charakter vyhlazovací metody - dochází k vyrovnávání lokálních extrémů, přičemž střední hodnota souboru zůstává na přibližné úrovni jako původní hodnoty.

Tab. 2 Základní statistické charakteristiky výsledků měření EC a půdních rozborů interpolovaných map (n = 21032)

	EC_04 ($mS.m^{-1}$)	EC_05 ($mS.m^{-1}$)	Jíl (%)	Prach (%)	Písek (%)	pH	P (ppm)	K (ppm)	Mg (ppm)	Ca (ppm)	OH (%)
Min	2,24	1,42	23,09	10,05	39,07	4,75	14,82	111,37	76,29	806,00	2,12
Max	28,06	31,82	43,93	22,89	66,84	7,82	179,74	295,18	472,99	18316,20	4,64
Prům.	9,20	9,13	32,96	15,48	51,56	6,47	57,88	145,68	177,09	3848,37	3,25
Stř.odch.	5,20	5,36	3,28	1,99	3,89	0,74	30,23	22,49	73,25	2685,56	0,44
Vk. (%)	56,56	58,73	9,96	12,86	7,55	11,40	52,23	15,44	41,36	69,78	13,48

Porovnáním obou termínů měření EC byla zjištěna korelace na úrovni $r^2 = 0,936$ (Tab. 3). Tento velmi úzký vztah vypovídá o vysoké stabilitě výsledků měření z krátkodobého hlediska prováděných i v různých ročních obdobích (jaro 2004, podzim 2005). Dobers (2002) ve své práci konstatuje, že rozdíly EC se vyskytují nezávisle na příslušném ročním období - naměřené hodnoty jsou rozdílnými termíny na identických stanovištích ve vysoké míře korelovány. K podobným výsledkům dospěli mimo jiné Schmidhalter *et al*. (2002), kteří potvrzují, že místa s rozdílnými vlastnostmi půdy zjištěná pomocí měření EC se v krátkém časovém horizontu nemění, liší se pouze absolutní hodnoty.

Tab. 3 Korelace (r^2) mezi měřením EC a sledovanými půdními charakteristikami (n = 21032)

	EC_04	**Jíl**	**Prach**	**Písek**	**pH**	**P**	**K**	**Mg**	**Ca**	**OH**
EC_05	0,936	0,548	-0,110	-0,406	0,596	-0,579	-0,584	0,673	0,318	0,595

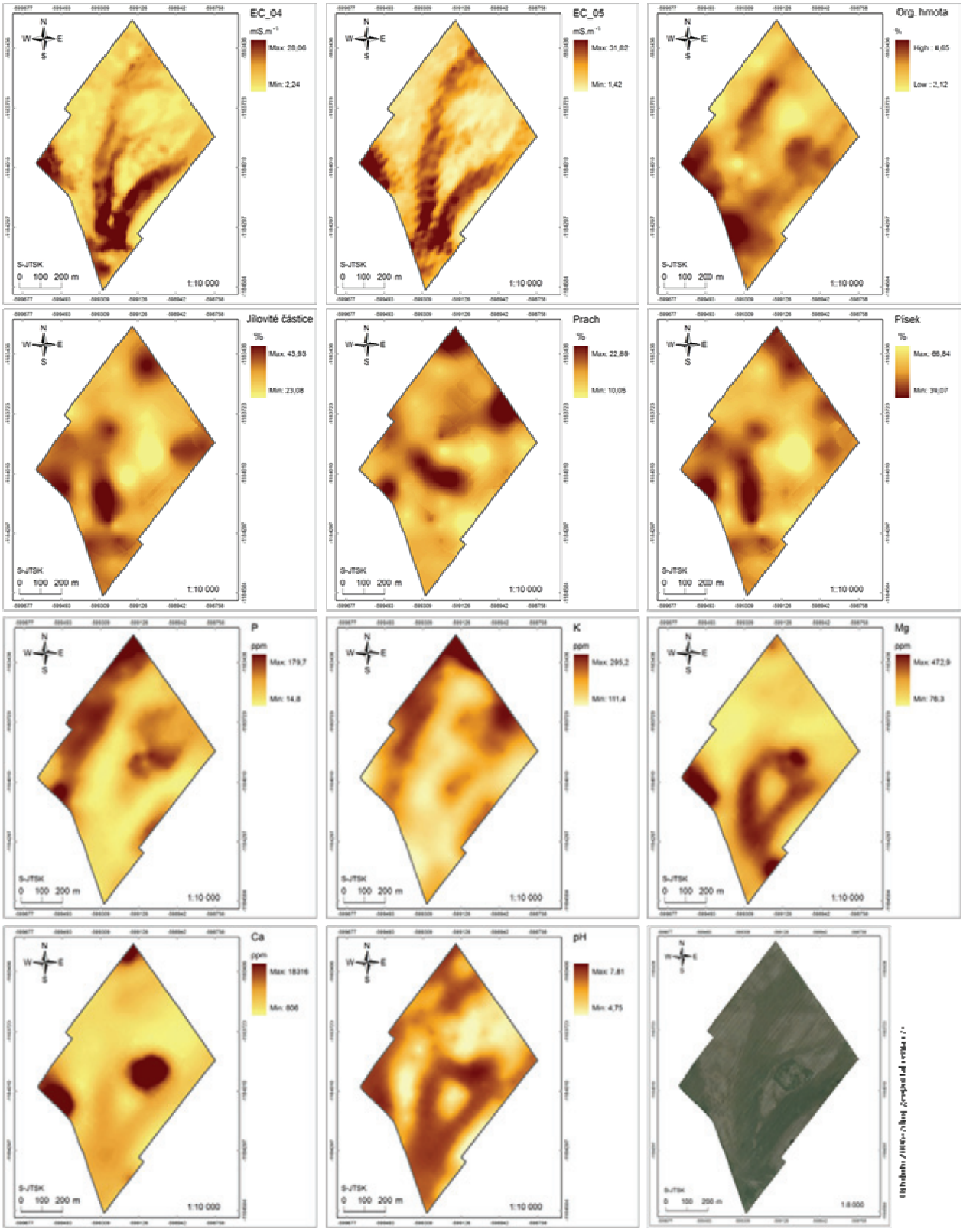
Mezi EC_05 a výsledky zrnitostních rozborů byla zjištěna střední úroveň korelace v případě podílu jílovitých částic ($r^2 = 0,548$) a písku ($r^2 = -0,406$), slabá u obsahu prachových částic (r^2

= -0,110). Z toho je patrný pozitivní vliv obsahu jílu na elektrickou vodivost půdy a potvrzuje se tak zařazení textury půdy mezi významné faktory ovlivňující EC. Komplikovanější interpretace je v případě hodnocení vlivu zastoupení prachových částic. Rhoades (in Dobers 2002) uvádí, že textura půdy by neměla být pozorována nezávisle na půdní vlhkosti. Jako příklad uvádí autor podíl prachových částic, který má při nízké vlhkosti podobně jako písek nepatrnou vodivost. Ve vlhčích podmínkách je ale od písku pomocí EC zřetelně odlišitelný.
Obsah organické hmoty (C_{ox} × 1,724) vykázal s EC_05 středně silnou pozitivní korelaci r^2 = 0,595. V některých studiích je obsah organické hmoty řazen jako doplňující faktor EC, neboť ovlivňuje relativní vlhkost a objemovou hmotnost (Corwin and Lesch 2003). Lück *et al* (2000) spatřují ve zvýšení obsahu organické hmoty v půdě zlepšení retenční schopnosti půdy, která vede ke zvýšení půdní vlhkosti a tím k ovlivnění (v tomto případě zvýšení) hodnot EC.
Výsledky agrochemických analýz s EC_05 vykázaly nízkou až střední úroveň korelace. Nejvyšší byla zjištěna u obsahu Mg (r^2 = 0,673), nejnižší u Ca (r^2 = 0,318). Kromě P a K měly korelace pozitivní charakter. Bez ohledu na směr závislosti lze s výjimkou Ca považovat výsledky korelační analýzy za vyrovnané. Je však málo pravděpodobné, že by EC měření přímo reagovalo na obsah živin v půdě. Spíše se jedná o vztah s některými fyzikálně-chemickými vlastnostmi půdy, které mají přímou spojitost se sledovanými půdními charakteristikami. Tak či tak, měření EC na změnu zásobenosti sledovaných živin na dané lokalitě reaguje a umožňuje rozdělit pozemek do zón, které budou již podrobně mapovány půdním vzorkováním. Tento postup, kdy jsou místa odběrů půdních vzorků rozmísťovány po pozemku nepravidelně na základě celoplošné předběžné analýzy půdních podmínek pozemku, je nazýván cíleným vzorkováním (directed sampling). Cílené vzorkování prováděné na základě EC map umožňuje charakterizovat prostorovou variabilitu půdních vlastností korelujících s EC se signifikantní redukcí počtu vzorkovacích bodů v porovnání s pravidelným vzorkováním (Corwin and Plant 2005).

Závěr

Výsledky ukazují, že měření EC lze z krátkodobého časového hlediska považovat za stabilní. U měření prováděných na stejné lokalitě v průběhu roku je nezbytné provést normalizaci EC hodnot na konstantní teplotu půdy a pro případnou podrobnou interpretaci naměřených hodnot zohlednit rozdíly půdní vlhkosti v rámci pozemku. Tyto faktory, vázané na průběh povětrnostních podmínek, mají na elektrickou vodivost půdy zásadní vliv.
Z porovnání EC a výsledků zrnitostních analýz půdy se potvrzuje textura půdy jako významný faktor ovlivňující EC. Nalezení střední závislosti mezi obsahem jílu a písku dává předpoklad vhodnosti měření EC pro mapování rozdílů v půdních substrátu podmíněné půdním druhem a za určitých podmínek využití EC map přímo v systému precizního zemědělství např. při variabilním zpracování půdy.
Nalezení střední závislosti a její vyrovnanost u většiny sledovaných agrochemických charakteristik (obsah P, K, Mg, a hodnota pH) a obsahu org. hmoty představuje spíše než přímý vliv na EC nalezení jejich úzké vazby na základní faktory ovlivňující EC. To však neznamená, že by za těchto podmínek nebylo možné EC mapování využít k odhadu zásobenosti půdy zmíněnými živinami. I zde je však pro podrobnější interpretaci nutné provést další zkoumání zaměřené na půdní vlhkost, salinitu půdy a CEC.
Z uvedených výsledků vyplývá vhodnost metody měření elektrické vodivosti půdy pro mapování plošné variability půdních podmínek v rámci honu. Přímé využití EC map v precizním zemědělství je zatím s ohledem na komplexní působení mnoha faktorů obtížně využitelné. Největším uplatněním této metody v současnosti je proto tzv. cílené vzorkování půdy (directed sampling), kdy jsou odběrové body rozmísťovány po pozemku na základě předběžné znalosti heterogenity pozemku (v tomto případě EC map). V konečném důsledku

lze v porovnání s tradičně prováděným půdním vzorkováním v pravidelné síti očekávat snížení počtu vzorků při zachování přesnosti a vypovídací schopnosti půdních map.



Obr. 3 Mapy sledovaných půdních charakteristik vytvořené interpolací bodových dat

Poděkování

Příspěvek vznikl za finanční podpory Ministerstva školství, mládeže a tělovýchovy ČR, jako součást řešení výzkumného projektu – 2B06124 „Snižování dopadů a rizik na životní prostředí a získávání informací pro kvalifikované rozhodování metodami precizního zemědělství“.

Literatura

CORWIN D.L., LESCH S.M., 2003: Application of soil electrical conductivity to precision agriculture: Theory, Principles, and Guidelines. Agronomy Journal, 95 (3), 455–471.

CORWIN D.L., LESCH S.M., 2005a: Apparent soil electrical conductivity measurements in agriculture. Computers and Electronics in Agriculture, 46 (1-3), 1-43.

CORWIN D.L., LESCH S.M., 2005b: Characterizing soil spatial variability with apparent soil electrical conductivity: I. Survey protocols. Computers and Electronics in Agriculture, 46 (1-3), 103-133.

CORWIN D.L., PLANT R.E., 2005: Applications of apparent soil electrical conductivity in precision agriculture. Computers and Electronics in Agriculture, 46 (1-3), 1-10.

DOBERS E.S., 2002: Methoden der Standorterkundung als Grundlage des DGPS-gestützten Ackerbaus. Göttinger Bodenkundliche Berichte, Vol.115. Ph.D Thesis. 226 pp.

LOWENBERG-DEBOER J., ERICKSON K., 2000: Precision Farming Profitability. Purdue University, 132 pp.

LÜCK E., EISENREICH M., DOMSCH H., BLUMENSTEIN O., 2000: Geophysik für Landwirtschaft und Bodenkunde. Stoffdynamik in Geosystemen, Vol. 4, 159 pp.

SCHMIDHALTER U. *et al.*, 2002: Geophysikalische Erfassung von Standorteigenschaften. In Precision Agriculture: Herausforderung an integrative Forschung, Entwicklung und Anwendung in der Praxis. KTBL Darmstadt, 53-63.

ZBIRAL J., 2002: Analýza půd: Jednotné pracovní postupy I. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno, 197 pp.

PRÍRASTKY SADENÍC BUKA LESNÉHO V ZÁVISLOSTI OD KONCENTRÁCIÍ PB, CU A ZN V RENDZINE A PRARENDZINE PRI NÁDOBOVÝCH POKUSOCH

INCREMENTS OF BEECH SEEDLINGS DEPENDING ON PB, CU AND ZN CONCENTRATIONS IN RENDZIC LEPTOSOL AND CALCARIC CAMBISOL

Ján Machava

Lesnícka fakulta, Technická univerzita vo Zvolene, T.G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, Slovenská republika, e-mail: machava@vsld.tuzvo.sk

Abstrakt

V nádobových pokusoch bol skúmaný vplyv zvýšených obsahov Pb, Cu a Zn v A-horizonte rendziny sutinovej a pararendziny kambizemnej. V nich boli modelované 4 rozdielne koncentrácie prvkov vrátane základnej referenčnej úrovne A a indikačných hodnôt B a C. V každej nádobe boli sledované prírastky trojročných sadeníc *Fagus sylvatica*. Súčasne boli hodnotené pôdne fyzikálno-chemické vlastnosti. Závislosť obsahov Pb, Cu a Zn v asimilačných orgánoch (výška a objemový prírastok sadeníc) na obsahy prvkov v pôde bola interpretovaná v grafickej forme. Zvýšené koncentrácie prvkov v pôde sa neodrážali vo zvýšených úrovniach prvkov asimilačných orgánov. Transferové koeficienty (TK) boli až 10 násobne nižšie v porovnaní s lesným ekosystémom. Nízka prístupnosť skúmaných prvkov stromov bola spôsobená neutrálnou pôdnou reakciou a vysokým stupňom sorpčného komplexu. Niekoľko lineárnych korelácií bolo zistených medzi koncentráciami prvkov v asimilačných orgánoch a pôdou, medzi výškou a objemovým prírastkom sadeníc a koncentráciou prvkov v pôde.

Kľúčové slová: pôda, koncentrácia, olovo, meď, zinok, *Fagus sylvatica*, váhový a objemový prírastok, transferový koeficient

Abstract

The influence of increased Pb, Cu and Zn concentrations in the A-horizon of Skeleti-Rendzic Leptosols and Calcaric Cambisols on height and volume increments of *Fagus sylvatica* were treated in pot trials, in which 4 different element concentrations were modelled, encompassing background level, reference A and indicative B and C values. In each vessel, increments of three 3-year old seedlings of *Fagus sylvatica* were observed. Simultaneously soil physic-chemical properties were assessed. Dependence of Pb, Cu and Zn levels in assimilatory organs and of height and volume increments of beech seedlings on those in soil has been interpreted in graphical forms. Increased element concentrations in soil were not reflected in elevated element levels in assimilatory organs. Transfer coefficients (TK) were lowered at least 10-fold compared to forest ecosystem. Low availability of investigated elements for trees was caused by neutral soil reaction and height degree of soil complex saturation. Several linear correlations were derived between element concentrations in assimilatory organs and soil, between height and volume increments of seedling and element concentration in soil.

Key words*:* soil, concentration, lead, copper, zinc, *Fagus sylvatica*, height and volume increments, transfer coefficient

Úvod

Už v druhej polovici minulého storočia sa prejavili prvé symptómy poškodenia lesných drevín a medzi imisne zložky patrili aj zvýšené koncentrácie ťažkých kovov (ŤK) v lesnom

OBSAH

ekosystéme, ktoré mali negatívny vplyv na zdravotný stav lesných drevín. Stanovenie kritických limitných hodnôt, pri ktorých sa začnú prejavovať škodlivé účinky ŤK, je značne obtiažne lebo účinok nadlimitného obsahu môže byť ovplyvnený synergicky hlavne pri pôdach so zvýšenou aciditou a s nízkym stupňom nasýtenia sorpčného komplexu alebo antagonisticky, keď zvýšené obsahy živín eliminujú toxický účinok príslušných ŤK. Jedným spôsobom riešenia tejto problematiky je sledovanie vplyvu zvýšených koncentrácií ŤK na sadenice v nádobových pokusoch.

Táto práca sledovala vplyv zvýšených koncentrácií Pb, Cu a Zn na vývoj biometrických parametrov sadeníc buka lesného pestovaných v pokusných nádobách s rendzinou sutinovou a pararendzinou kambizemnou. Výsledky ukázali do akej miery majú zvýšené koncentrácie do pôdy aplikovaných kontaminujúcich prvkov škodlivé účinky na sadenice, na akých hladinách sa akumulujú v asimilačných orgánoch a ako je ich toxické pôsobenie ovplyvnené vysokým stupňom nasýtenosti sorpčného komplexu.

Materiál a metódy

Pôdne vzorky rendziny a pararendziny odobraté na jar 1998 z A horizontu, sa nechali voľne vyschnúť pri laboratórnej teplote a následne sa v nich stanovilo percentuálne zastúpenie skeletu a sušiny. Na navážku 3,5 kg pôdnej vzorky a prepočítanej na množstvo jemnozeme vypočítali objemy roztokov Cu (10 $g.l^{-1}$), Pb (10 $g.l^{-1}$) a Zn (8 $g.l^{-1}$) na dosiahnutie 2., 3. a 4. zvolenej koncentrácie sledovaných prvkov v pôde, pričom prvá koncentrácia sa rovnala pôvodnému prirodzenému obsahu. Tri rôzne koncentrácie (tab. 1) sa zvolili na základe referenčnej (A) a indikačnej (B a C) hodnoty (Vestník MH SR, 1994). Prvá koncentrácia C_1 sa rovnala referenčnej hodnote A, ktorá sa namodelovala sčítaním prirodzeného obsahu s príslušným prídavkom.

Tab. 1 Zvýšené obsahy prvkov znečisťujúcich pôdu (model)

Prvok	**C_1**	**C_2**	**C_3**
	$mg.kg^{-1}$		
Cu	60	z + 150	z +500
Pb	100	z + 300	z +500
Zn	70	z + 170	z + 500

C_1, C_2, C_3 – koncentrácie ťažkých kovov
z – prirodzený obsah prvku v pôde

Príslušné množstvo daného prvku sa zriedilo dostatočným množstvom destilovanej vody, aby sa vysušená pôda čo najhomogénnejšie navlhčila. Takto pripravená pôda sa kvantitatívne preniesla do pokusnej nádoby, do ktorej sa zasadili 3 sadenice buka lesného, pričom bol dodržaný príslušný metodický postup (Šmelková, 1989). Pokusné nádoby sa umiestnili v objekte lesnej škôlky na Strážach, ktoré spravoval bývalý Lesnícky výskumný ústav. Zavlažovanie vykonávali zamestnanci lesnej škôlky podľa klimatických podmienok zo studne, ktorá patrila k tomuto objektu. Voda bola zdravotne nezávadná. Cez zimu sa sadenice umiestnili v skladovacích priestoroch škôlky a zmerali prírastky sadeníc. Namodelovaním príslušnej koncentrácie sa nedosiahol úplne rovnaký stav, ktorý skutočne vládne v lesnom ekosystéme, lebo pri imisnej záťaži koncentrácia daného prvku nie je rovnaká pozdĺž celého profilu.

Výsledky a diskusia

Na objasnenie účinkov zvýšených koncentrácií Pb, Cu a Zn v rendzine a pararendzine na sadenice buka lesného sa stanovili fyzikálno-chemické vlastnosti pôdy, lebo tie výrazne ovplyvňujú prístupnosť jednotlivých prvkov ako aj ich toxické účinky pri zvýšených koncentráciách. Stanovili sa nasledovné parametre: pH, $CaCO_3$, prístupné živiny, celkové obsahy C a N a sorpčný komplex (tab. 2 a 3).

Tab. 2 Fyzikálne a chemické vlastnosti rendziny sutinovej a pararendziny kambizemnej

Pôdny typ	Hĺbka odberu (cm)	pH_{H2O}	pH_{KCl}	Fyzikálny íl (<0,002 mm)	Hrubý íl (<0,01 mm)	Prach (0,01-0,05 mm)	Jemný piesok (0,05-0,1 mm)	Hrubý piesok (0,1-2,0 mm)	Uhličitany	$N_{celkový}$	Humus	C: N	Pprís[1)]	Kprís[2)]
				(%)								-	(mg.kg^{-1})	
Rendzina	0-10	6,68	6,59	4,16	22,90	46,18	9,05	21,51	40	0,56	7,57	7,9	23,86	42,25
Pararendzina	0-15	6,85	6,33	13,91	58,49	37,92	1,09	2,50	0	0,63	8,64	8,0	14,05	85,89

[1)] prístupný P podľa Mehlicha II, [2)] prístupný K podľa Mehlicha II.

Tab. 3 Katiónová výmenná kapacita

Pôdny typ	S	T	V
	(mmol.kg^{-1})		(%)
Rendzina	24,00	26,02	92,25
Pararendzina	22,30	23,34	95,54

Tab. 4 Vypočítané referenčné A hodnoty

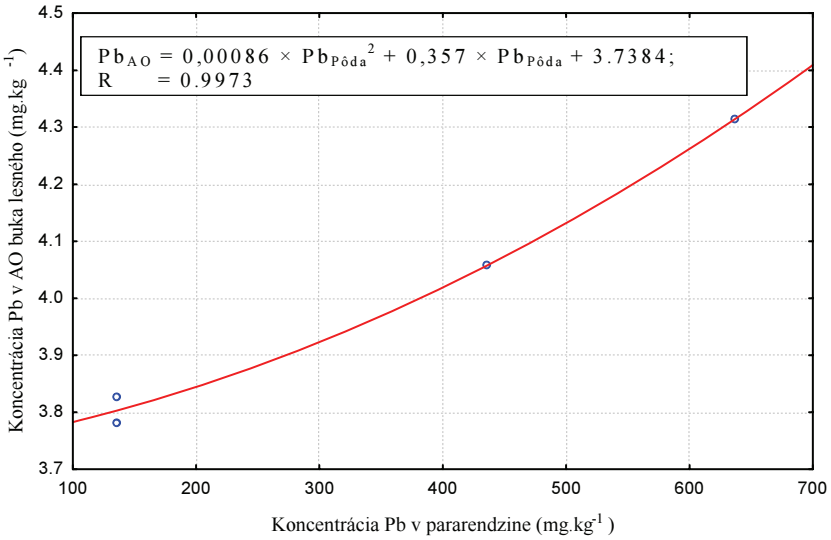
Pôdny typ	Cu	Pb	Zn
	(mg.kg^{-1})		
Rendzina	33,28	80,47	107,16
Pararendzina	55,28	117,13	238,43

Z nameraných hodnôt vidieť, že nízky rozdiel medzi pH(H_2O) a pH(KCl) bol zaznamenaný pri rendzine, čo možno zdôvodniť čiastočným vylúhovaním rendziny. Mierne nižšie obsahy humusu a ílu pri rendzine nepatrne znížili jej referenčné A-hodnoty pre sledované prvky (Vestník MH SR, 1994; tab. 4), lebo bežne platné hodnoty platia pre referenčnú vzorku pôdy (10 % humusu, 25 % ílu). Hoci pararendzina mala podobne nižší obsah humusu, avšak vysoký obsah ílu takmer zdvojnásobil bežne platné referenčné A-hodnoty a pozitívne ovplyvnil jej fyzikálne a fyzikálno-chemické vlastnosti. Znížený obsah prístupného K je len pri rendzine, ale to je pravdepodobne spôsobené dominantným zastúpením Mg a Ca. Nízke hodnoty prístupného P sú dané formou jeho väzby, teda tvorbou málo rozpustných zlúčenín. Na prístupnosť nielen živín, ale hlavne rizikových prvkov vplýva nasýtenosť sorpčného komplexu, ktorá zároveň eliminuje toxický účinok. Z celkových koncentrácií jednotlivých prvkov má vysoké zastúpenie Fe, Mg a Ca. Prístupné formy jednotlivých prvkov v rámci tejto práce sú z dôvodu limitovaného rozsahu vynechané.

Vplyv zvýšených koncentrácií sledovaných prvkov v pôde na výšku sadeníc buka lesného sa jednoznačne neprejavil, lebo namodelovanej zvýšenej koncentrácii vždy neodpovedala relatívne zvýšená alebo znížená výška sadenice. Kľúčom k objasneniu tejto skutočnosti môžu poslúžiť pomerne nízke koncentrácie prvkov v asimilačných orgánoch, ktoré neprekročili limitné koncentrácie (Bublinec, 1990). Keďže namodelované koncentrácie v pôde vysoko prekročili indikačnú B-hodnotu a neprejavili vo zvýšených hladinách prvkov v asimilačných orgánoch, nemožno očakávať ani ich zreteľné účinky na výšky sadeníc.

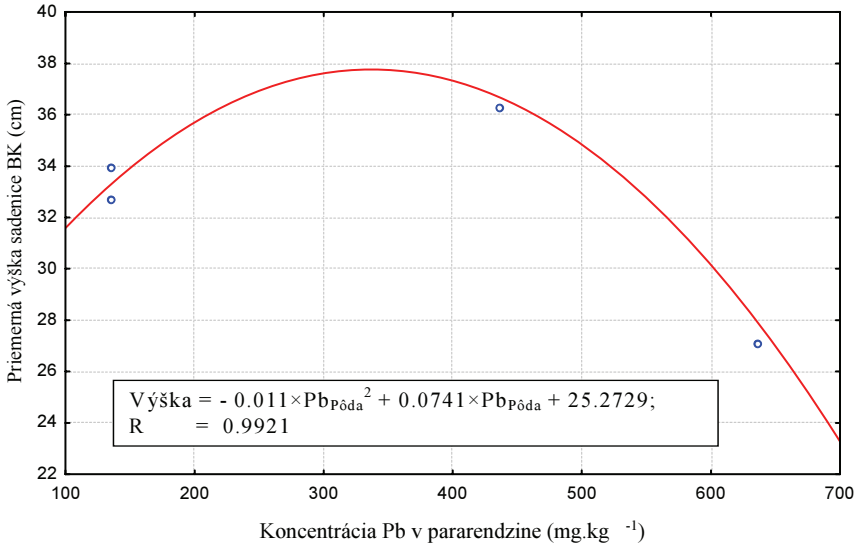
Pri rendzine sutinovej bol z technických dôvodov dokončený len pokus s Cu, kde sa zvýšené koncentrácie v pôde neprejavili štatisticky významne zvýšeným obsahom v asimilačných orgánoch (R = 0,816). Podobne výška a objemový prírastok sadeníc buka lesného neboli

ovplyvnené štatisticky významne (R = 0,7719 a 0,8031). Príčinou môže byť neutrálna pôdna reakcia rendziny a taktiež vysoký stupeň sorpčnej nasýtenosti 92,25 %, ktoré majú imobilizačný účinok na prístupnosť sledovaných prvkov (Beneš, Pabianová, 1987; Fiedler, Rōsler, 1993). Svoju úlohu tu zohralo vysoké zastúpenie skeletu (63,1 %).

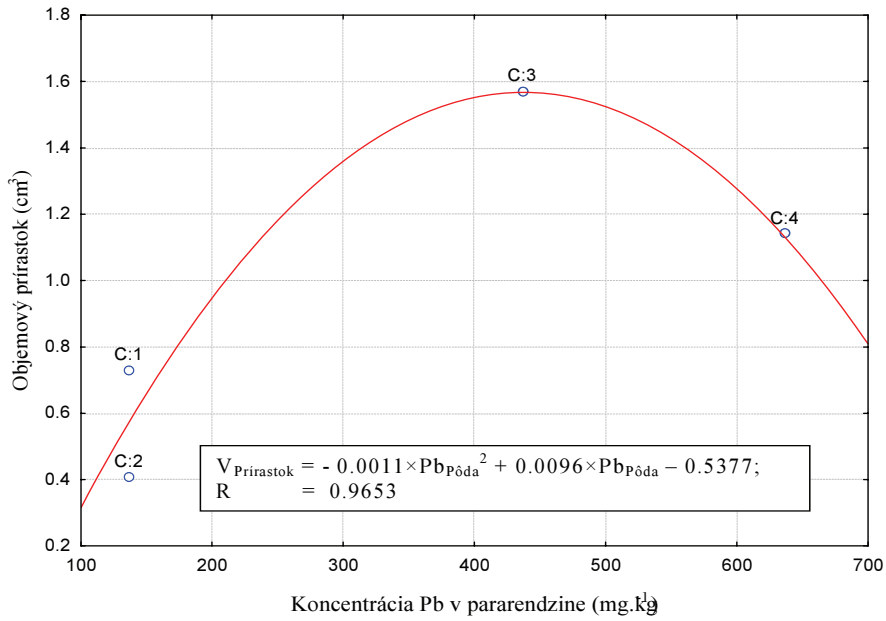


Obr. 1 Závislosť koncentrácie Pb v asimilačných orgánoch sadenice buka lesného od jeho obsahu v pararendzine kambizemnej

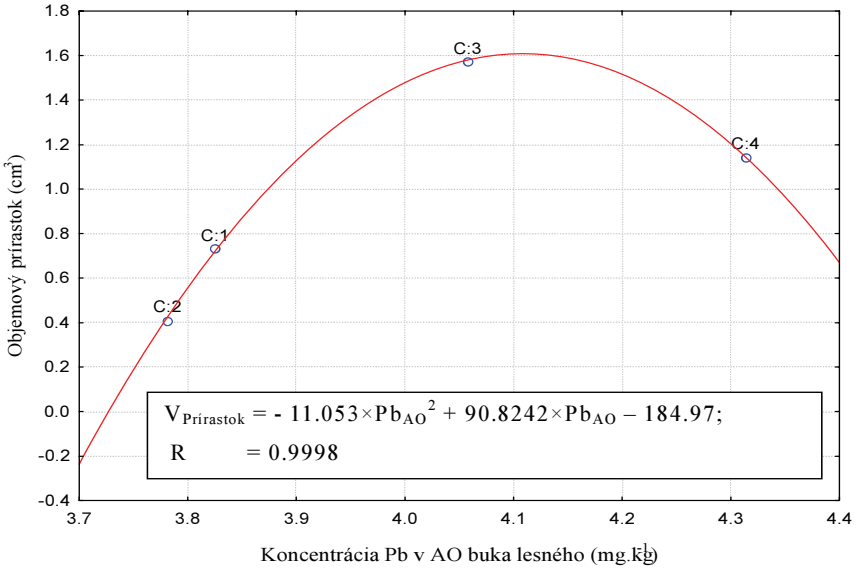
Pri ďalších pokusoch s pararendzinou bol štatistický významný vzťah medzi koncentráciami v pôde a v asimilačných orgánoch len pri Pb (obr. 1; R = 0.9973), kde obsah nepatrne stúpal. Hoci samotná pararendzina kambizemná bola emisné znečistená a tieto obsahy boli ešte zvýšené, ani jeden sledovaný prvok neprekročil limitné hodnoty v asimilačných orgánoch (Bublinec, 1990). V tomto prípade akoby neplatili referenčné a indikačné hodnoty (Vestník MH SR, 1994). Skutočnou príčinou tohto javu môže byť mierne kyslá oblasť pôdnej reakcie (pH = 6,33) a veľmi vysoký stupeň sorpčnej nasýtenosti (V = 95,54 %). Za takýchto podmienok je väčšina ŤK imobilizovaná a je málo prístupná pre rastliny.



Obr. 2 Závislosť výšky sadenice buka lesného od obsahu Pb v pararendzine kambizemnej



Obr. 3 Závislosť objemového prírastku sadenice buka lesného od obsahu Pb v pararendzine



Obr. 4 Závislosť výšky sadenice buka lesného od obsahu Pb v asimilačných orgánoch

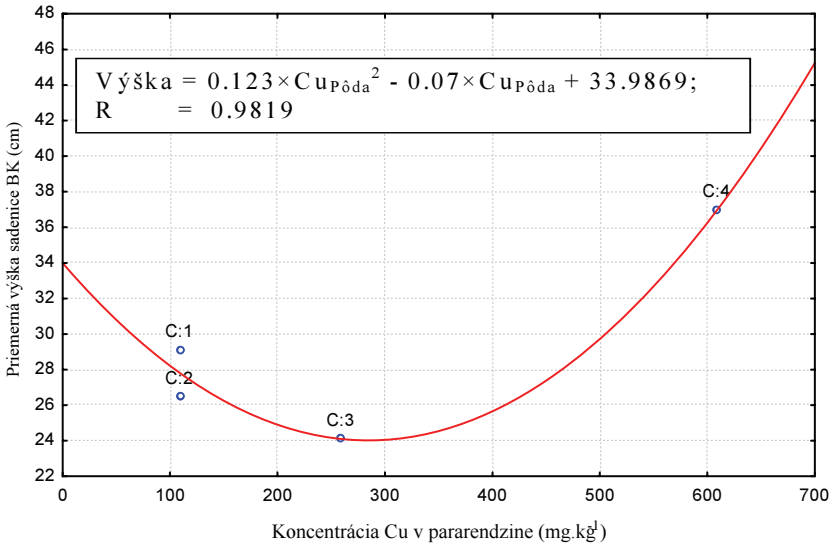
Vysoké zastúpenie hrubého ílu (58,49 %) a nízke zastúpenie skeletu (3,6 %) sú predpokladom dostatočného množstva živín. Nízku prístupnosť pri tomto pokuse má i Cu, pri ktorej nebol potvrdený štatisticky významný vzťah medzi obsahom v pôde a v asimilačných orgánoch (R = 0,5355).

Ďalej sa vyhodnotila závislosť výšky a objemových prírastkov sadeníc od koncentrácií sledovaných prvkov v pôde a v asimilačných orgánoch. Významný vzťah bol zaznamenaný medzi koncentráciou Pb v pôde a výškou a objemovým prírastkom sadeníc (obr. 2; R = 0,9921 a obr. 3; R = 0,9653) a medzi obsahom Pb v asimilačných orgánoch a objemovým prírastkom sadeníc (obr. 4 ; R = 0,9998). Hoci Pb-koncentrácia v asimilačných orgánoch sa zvýšila aj pri najvyššom namodelovanom obsahu v pôde, výška a objemový prírastok sadeníc mali konkávny trend, teda sa zvyšovali len po druhu namodelovanú koncentráciu v pôde a pri najvyššej hodnote sledované parametre mali klesajúcu tendenciu. Je priam neuveriteľné, že pri počiatočnej namodelovanej koncentrácii Pb 636,35 $mg.kg^{-1}$ pôdy, je jeho obsah v asimilačných orgánoch po 3 rokoch veľmi nízky, ale vzájomná závislosť je takmer lineárna

(obr. 1; R = 0,9973). V tomto prípade má transferový koeficient pre najvyššiu namodelovanú Pb koncentráciu v tomto systéme veľmi nízku hodnotu:

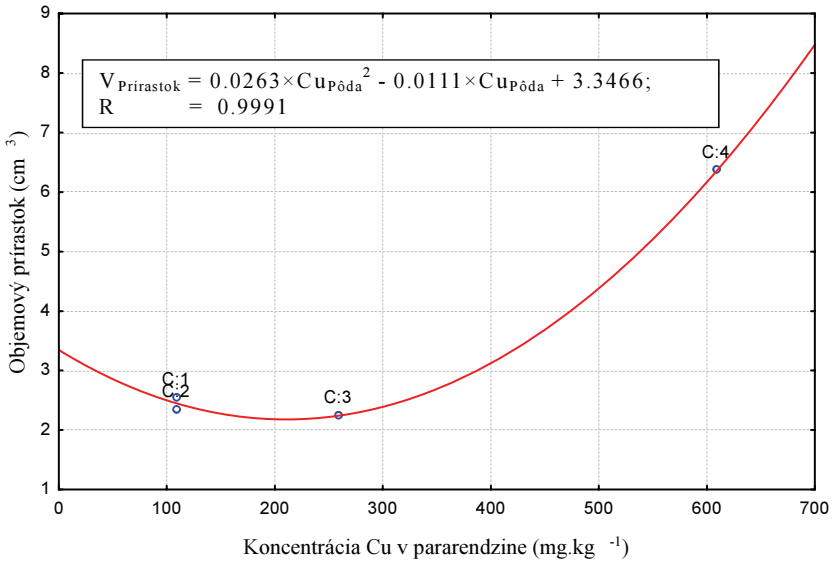
$$TK_{Pb} = 0{,}00678.$$

Pb má najvyššiu bioprístupnosť v kyslom prostredí a jeho fixácia v pôde je ovplyvnená katiónovou výmennou kapacitou (KVK) a obsahom organickej zložky (Vanmechelen, Groenemans, Van Ranst, 1997).



Obr. 5 Závislosť výšky sadenice buka lesného od obsahu Cu v pararendzine

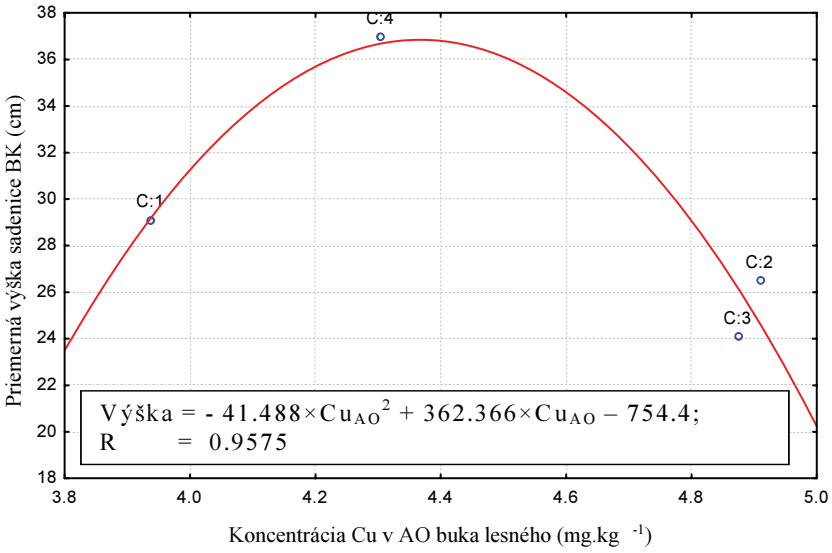
Ďalej bol potvrdený významný vzťah medzi obsahom Cu v pararendzine a výškou a objemovým prírastkom sadeníc buka lesného (obr. 5; R = 0,9819 a obr. 6; R = 0,9991). Priebeh funkcie je konvexný, to znamená, že funkcia najskôr klesá a potom vzrastá, s maximum pri najvyššej koncentrácii Cu v pôde.



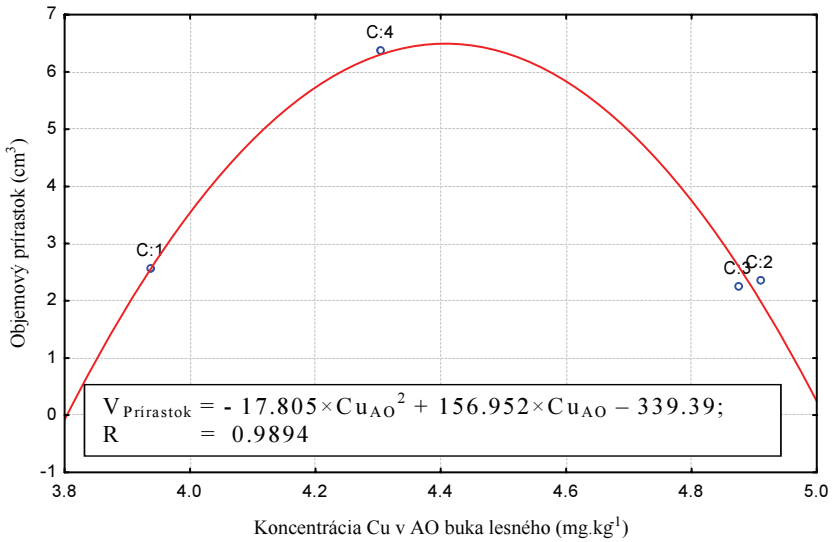
Obr. 6 Závislosť objemového prírastku sadenice buka lesného od obsahu Cu v pararendzine

Významný bol tiež vzťah medzi Cu obsahom v asimilačných orgánoch k tým istým parametrom sadenice buka lesného (obr. 7; R = 0,9575 a obr. 8; R = 0,9894), avšak priebeh funkcie bol konkávny. To znamená, že výška a objemové prírastky boli najväčšie pri druhej namodelovanej koncentrácii a so zvyšujúcou sa koncentráciou Cu v asimilačných orgánoch už sledované parametre klesali poukazujúc na neefektívny účinok zvyšujúcich sa Cu obsahov. Transferový koeficient pre najvyššiu namodelovanú koncentráciu Cu je opäť nízky:

$$TK_{Cu} = 0{,}0157.$$



Obr. 7 Závislosť výšky sadenice buka lesného od obsahu Cu v asimilačných orgánoch



Obr. 8 Závislosť objemového prírastku sadenice buka lesného od obsahu Cu v asimilačných orgánoch

Nízku hodnotu TK_{Cu} môžeme zdôvodniť pomerne vysokým zastúpením Mg a Ca, prvkami ovplyvňujúcimi pH pôdy. pH má významný vplyv na špecifickú adsorpciu Cu. So zvyšujúcim sa pH sa zvyšuje aj adsorbované množstvo Cu (Vanmechelen, Groenemans, Van Ranst, 1997).

Pri Zn sa nepotvrdila žiadna štatisticky významná závislosť medzi obsahom v pôde alebo v asimilačných orgánoch a výškou a objemovými prírastkami sadeníc, čo nie je v súlade so závermi týkajúcimi správania sa Zn v lesnom ekosystéme (Machava, 2000). Za bežných podmienok sú koncentrácie Zn v pôde a v asimilačných orgánoch buka alebo smreka porovnateľné s transferovým koeficientom rovnajúcim sa hodnote okolo jednej. Pri tomto nádobovom pokuse však tento koeficient bol omnoho nižší:

$$TK_{Zn} = 0{,}0744.$$

Zn patrí v kyslom prostredí medzi najpohyblivejšie prvky v pôde a je pohyblivejší než Cu a Pb (Fiedler, Rōsler, 1993), avšak so zvyšujúcim pH sa jeho pohyblivosť znižuje. So zvyšujúcou sa KVK sa zvyšuje koncentrácia Zn v minerálnom podiele pôdy a pri vysokom pH je Zn viazaný na sorpčných miestach, kde je ťažko vymeniteľný (Vanmechelen, Groenemans, Van Ranst, 1997). Ďalej katióny alkalických zemín Mg a Ca ovplyvňujúce pH

a KVK inhibitujú príjem Zn rastlinami (Barber, 1995). Tieto skutočnosti zdôvodňujú nízku hodnotu TK_{Zn}.
Uvedené koncentrácie sledovaných prvkov v asimilačných orgánoch ako aj výšky a objemové prírastky sadeníc buka lesného ovplyvnené namodelovanými koncentráciami v rendzine sutinovej a pararendzine kambizemnej vykazujú skôr vedecké artefakty ako seriózne výsledky. Napríklad, najvyššie koncentrácie Cu v pararendzine by mali škodlivo pôsobiť na biometrické parametre sledovaných sadeníc. V skutočnosti účinok je opačný – priebeh Cu koncentrácií v asimilačných orgánoch je konkávny, najvyššiu koncentráciu bola zaznamenaná pri druhej namodelovanej koncentrácii v pararendzine a so zvyšujúcim sa Cu obsahom v pôde sa koncentrácie v asimilačných orgánoch znižujú. Naopak výška a objemové prírastky sadeníc mali konvexný tvar a najväčšie hodnoty sme zaznamenali pri najvyššej koncentrácii v pôde.
Zároveň je potrebné zmieniť sa, že napriek predpokladanému podobnému správaniu sa Cu a Zn, ako mikroživín, bola zaznamenaná podobnosť medzi účinkami Cu a Pb. To môžeme zdôvodniť skutočnosťou, že tieto dva prvky boli aplikované vo forme dusičnanov, zatiaľ čo Zn vo forme síranu. Hoci oba anióny sú vodorozpustné, zvýšená koncentrácia NO_3^- podporovala rast sadeníc, ako sa to prejavilo i pri najvyššej koncentrácii Cu. Pri Pb to už nebolo také jednoznačné, lebo pri najvyšších koncentráciách Pb sa už prejavil antagonistický vplyv na rast sadeníc. Tento výsledok sa zhoduje s tvrdením Kabata-Pendias a Pendias (1992), že hoci nie je dokázané esenciálne pôsobenie Pb v rastlinách, viacero prác poukazuje na stimuláciu rastu rastlín niektorých solí Pb pri nižších koncentráciách, najmä pri $Pb(NO_3)_2$.
Na záver je vhodné uviesť, že hoci limitné hodnoty uvádzané v tejto práci boli nahradené zákonom Zz. 220 z roku 2004 " O ochrane a využívaní poľnohospodárskej pôdy", použili sme pôvodné limity, ktoré hodnovernejšie vykresľovali stav v lesnom ekosystéme, lebo pri odvodzovaní limitnej hodnoty bolo započítané aj zastúpenie humusu.

Záver

Zo sledovaných prvkov Pb, Cu a Zn sa zvýšené koncentrácie v pôde prejavili len nepatrným nárastom v asimilačných orgánoch, pre Pb bol odvodený významný korelačný vzťah. Škodlivé účinky zvýšených koncentrácií v pôde na biometrické parametre sledovaných sadeníc buka lesného sa jednoznačne nepotvrdili. Zatiaľ čo pri Cu korelačný vzťah medzi koncentráciou v pôde a výškovým a objemovým prírastkom sadeníc buka lesného mal konvexný tvar, pri Pb to bol tvar konkávny, čo znamená, že pri najvyššom obsahu v pôde sa prírastky už znižovali. Nízke hodnoty transferových koeficientov odvodených pre Pb, Cu a Zn boli dané fyzikálno-chemickými vlastnosťami sledovaných pôdnych typov a podmienkami nádobového pokusu. Škodlivé účinky zvýšených koncentrácií ťažkých kovov boli eliminované zvýšeným pH, ktoré je úzko späté s vysokým stupňom nasýtenosti sorpčného pôdneho komplexu. Pri pararendzine to bol aj vysoký obsah hrubého ílu. Nevýhodou pokusu bola skutočnosť, že pre nedostatočné množstvo listov buka lesného sa chemické zloženie nemohlo stanoviť skôr. Množstvá prvkov pridaných do pôdy boli pravdepodobne zafixované v neprístupnej forme v pôde, čo potvrdzujú pomerne nízke koncentrácie v listoch buka.

Poďakovanie

Táto práca bola čiastočné podporená grantom APVV č. 0468/06 a grantom 1/3548/06 grantovej agentúry VEGA MŠ SR.

Literatúra

BARBER, S.A., 1995: Soil nutrient bioavailability. A mechanistic approach, 2nd ed. Wiley, New York, 414 p.

BENEŠ, S., PABIANOVÁ, J., 1987: Přirozené obsahy distribuce a klasifikace prvků v půdach, VŠZ v Praze, 1987, 205 s.

BUBLINEC, E., 1990: In Vladovič, V. Pôdna zložka EKO, Dočasná príručka pre prieskum ekológie lesa. Lesoprojekt, Zvolen, 1994, s. 101-141.
FIEDLER, H.J., RŌSLER, H.J., 1993: Spurenelemente in der Umwelt. 2. Auflage. Gustav Fischer Verlag Jena, Stuttgart, 385 s.
KABATA-PENDIAS, A. and PENDIAS, H., 1992: Trace elements in soils and plants. CRC Press, London, 2-nd edition, 365 p.
MACHAVA, J., 1999: Zinok v lesnom ekosystéme, jeho výskyt, koncentračné pomery a funkcie. Acta Facultatis Forestalis XLI, Zvolen - Slovakia, 1999, s. 29 – 42.
ŠMELKOVÁ, Ľ., 1989: Zakladanie lesa. VŠLD vo Zvolene, 1989, 372 s.
VANMECHELEN, L., GROENENMANS, R. and VANRANST, E., 1997: Forest soil condition in Europe. Result of a large-scale Soil Survey. EC-En/ECE, Brussels, Geneva, 1997, 261 p.
Ministerstvo pôdohospodárstva SR, 1994: Vestník MP SR, roč. XXVI, čiastka I., rozhodnutie 3, č. 531/1991 z januára 1994.

HODNOTENIE PUFRAČNEJ FUNKCIE PÔDY

APPROACH TO ASSESSMENTS OF BUFFER FUNCTION IN SOIL

Jarmila Makovníková

Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy, Bratislava, RP Mládežnícka 36, 974 05 Banská Bystrica, Slovenská republika, *e-mail: makovnikova.vupop@bystrica.sk*

Abstrakt

V zúženom vnímaní je pufračná funkcia schopnosť pôdy odolávať pôsobeniu kyselín alebo zásad pri udržaní určitého rozpätia pH. Hodnotenie funkcie pôdy sa realizuje prostredníctvomh indikátorov. Minimálny súbor indikátorov (MSI) je najmenší možný rozsah pôdnych indikátorov, zabezpečujúci hodnotenie pôdnej kvality**.** Hodnotenie a výber MSI je špecifické pre proces acidifikácie a pre proces alkalizácie pôdy. MSI pre hodnotenie pufračnej funkcie pôdy pozostáva z indikátorov pôdy (hlavných a vedľajších) a z indikátorov prostredia (environmentálnych a antropogénnych). MSI pufračnej funkcie pôdy vzhľadom k acidifikácii: pôdne indikátory: hlavné – hodnota pH a pomer Al^{3+}/Ca^{2+}, vedľajšie – katiónová výmenná kapacita, obsah karbonátov, prítomnosť oxidov Fe, Al, obsah a kvalita organickej hmoty v pôde, hrúbka humusového horizontu, celková pórovitosť a obsah ílových častíc menších ako 0,01 mm, indikátory lokality: environmentálne – množstvo zrážok a antropogénne – kyslý depozit. MSI pufračnej funkcie pôdy vzhľadom k alkalizácii a salinizácii: pôdne indikátory: hlavné – hodnota pH a obsah výmenného sodíka, vedľajšie – katiónová výmenná kapacita, obsah a kvalita organickej hmoty v pôde, hrúbka humusového horizontu, celková pórovitosť a obsah ílových častíc menších ako 0,01 mm a indikátory lokality: environmentálne – teplotný režim, množstvo zrážok, záplavy, mineralizácia podzemných vôd a antropogénne – alkalické odpady.

Kľúčové slová: funkcie pôdy, acidifikácia, alkalizácia a salinizácia, minimálny súbor indikátorov (MSI)

Abstract

Evaluation of soil functions can be based on soil indicators, which can be defined as those soil properties and processes that have greatest sensitivity to changes in soil functions. Indicator groups or Minimum Data Sets of Idicators (MDSI), used to indirectly measure soil function, must be sufficiently diverse to represent the chemical, biological and physical properties and processes of complex systems. We try to find minimum set of indicators (MDSI) which are necessary in assessment acidification and alkalization. On the basis selected soil primary and secondary parameters (indicators) and environmental factors (indicators of locality), indicator groups or MDSI for acidification and alkalization were created. MDSI of buffer function (especially for acidification): soil indicators – primary – pH value, Al^{3+}/Ca^{2+} ratio, secondary – cation exchange capacity, content of Fe, Al oxides and carbonates, content and quality of soil organic matter, depth of humus horizon, porosity, content of soil particle lower than 0.01 mm and indicators of locality: environmental − precipitation, anthropogenic – acid deposition. MDSI of buffer function (especially for alcalization and salinization): soil indicators – primary – pH value, content of exchangeable Na^{+}, secondary – CEC, content of Fe, Al oxides and carbonates, content and quality of soil organic matter, depth of humus horizon, porosity, content of soil particle lowet than 0.01 mm and indicators of locality: environmental − temperature, precipitation, floodings, groundwater mineralization, anthropogenic – alkaline wastes.

Key words: soil functions, acidification, alkalization and salinization, minimum data sets of indicators (MDSI)

Úvod

Pufračná funkcia pôd spočíva v schopnosti pufrovať (tlmiť) vplyv chemických substancií a teploty na pôdu (Demo a kol., 1998). V zúženom vnímaní, vo vzťahu k zmenám pôdnej reakcie, je to schopnosť pôdy odolávať pôsobeniu kyselín alebo zásad pri udržaní určitého rozpätia pH (Čurlík a kol, 2003), zjednodušene tlmenie acidifikácie alebo alkalizácie a salinizácie pôd.

Acidifikácia, proces okyslenia pôdy, predstavuje jeden zo závažných procesov chemickej degradácie. V klasickej literatúre je kyslosť pôdy charakterizovaná nenasýtenosťou sorpčného komplexu, t.j. väčšinovým zastúpením H^+ a Al^{3+} iónov a prítomnosťou voľných H^+ a Al^{3+} iónov v pôdnom roztoku. Acidifikácia je odrazom pôsobenia vnútorných (pôdnych) a vonkajších faktorov (faktorov stanovišťa) a zároveň je nepriamym idikátorom tých procesov v agroekosystéme, ktoré sú determinované hodnotou pH. Acidifikácia je vratným procesom, dôsledky acidifikácie v agroekosystéme sú nevratné. Pôdna acidita ovplyvňuje rast a činnosť koreňového systému rastlín, ovplyvňuje skladbu druhového zloženia v ekosystéme a podmieňuje úrody rastlín. Pôdna acidita determinuje prijateľnosť živín rastlinami (Leonardi, 1991), prítomnosť toxických koncentrácií Al, Mn a ťažkých kovov (Chreneková, 1981, Makovníková a Kanianska, 1996, Makovníková, 2002, Makovníková, 2005), ako aj viaceré fyzikálno-chemické vlastnosti pôdy (sorpčnú kapacitu, katiónovú a aniónovú výmennú kapacitu) (Kanianska, 2000). Celý systém biochemických reakcií pôda/rastlina, ktorý je regulovaný enzýmami, je ovplyvnený hodnotou pH.

Alkalizácia a salinizácia pôd sa vyznačuje akumuláciou neutrálnych alebo alkalických solí v pôdnom profile (Čurlík a kol., 2003). Soľné pôdy sú charakteristické zvýšeným obsahom solí sodíka, ktoré škodia rastu rastlín a zhoršujú fyzikálne a chemické vlastnosti pôdy. Podľa vplyvu týchto solí na pôdne vlastnosti a na rast rastlín sa rozlišujú dve hlavné skupiny soľných pôd. Zasolené pôdy alebo slaniská obsahujúce neutrálne sodné soli, hlavne chlorid a síran sodný alkalické pôdy alebo slance obsahujúce alkalické sodné soli, hlavne uhličitan, hydrogénuhličitan a kremičitan sodný.

Materiál a metóda

Pri stanovení minimálneho súboru indikátorov pufračnej funkcie pôdy vychádzame z dostupných literárnych poznatkov, prístupných databáz VÚPOP a to databázy komplexného prieskumu pôd, základnej databázy ČMS–P (Čiastkového monitorovacieho systému – pôda) a databázy kľúčových lokalít ČMS–P.

Výsledky a diskusia

Indikátory pôdnej kvality môžu byť vo všeobecnosti definované ako tie pôdne vlastnosti a procesy, ktoré majú najväčšiu citlivosť k zmenám pôdnych funkcií (Andrews a kol. 2004).

Tab. 1 Acidifikácia a alkalizácia vo vzťahu k vybraným funkciám pôdy

Funkcia pôdy	Negatívny vplyv acidifikácie	Negatívny vplyv alkalizácie
Produkcia celkovej biomasy	**	***
Filtračná vzhľadom k inaktivácií anorganických polutantov	***	**
Filtračná vzhľadom k inaktivácií organických polutantov	**	*
Transformačná	*	**

Podľa Dorana a Parkina (1996) indikátory pôdnej kvality by mali korelovať s ekosystémovými procesmi, integrovať pôdne vlastnosti a procesy, mali by byť prístupné pre všetkých užívateľov, citlivé voči hospodáreniu a klimatickým podmienkam a nachádzať sa v existujúcich databázach. Schopnosť agroekosystému vyrovnať sa s acidifikáciou alebo alkalizáciou je daná kapacitou a potenciálom pufračnej funkcie pôdy, pričom pufračná funkcia je v interakcii s ďalšími funkciami pôdy.

Tab. 2 Acidifikácia a alkalizácia vo vzťahu k degradačným procesom v pôde

Degradačný proces	Negatívny vplyv acidifikácie	Negatívny vplyv alkalizácie
Erózia	*	*
Zhutnenie	*	**
Kontaminácia	***	**
Zníženie obsahu organickej hmoty v pôde	**	**
Obmedzenie tvorby mikrobiálnej biomasy	**	**

Hodnotenie a výber minimálneho súboru indikátorov pufračnej funkcie pôd je špecifické pre proces acidifikácie pôdy a pre proces alkalizácie pôdy.

Indikátory pufračnej funkcie pre proces acidifikácie pôdy

Degradačný proces acidifikácie pôd je determinovaný pôdnymi indikátormi a to priamymi a nepriamymi a vonkajšími faktormi – faktormi stanovišťa. Pri vnútorných indikátoroch dochádza ku kombinácii procesov, ktoré acidifikáciu podporujú (kyslá materská hornina, produkcia kyselín, živé organizmy, redox procesy, nitrifikácia, vyluhovanie pôd vplyvom zrážok) s faktormi determinujúcimi pufračnú funkciu pôdy, pomocou ktorej sa pôda môže vyrovnať (do určitej miery) s acidifikačnou záťažou.

Priamym indikátorom stavu acidifikácie pôdy je hodnota pôdnej reakcie - faktor intenzity (analytické stanovenie pôdnej reakcie priamo indikuje stav a vývoj procesu acidifikácie) a pomer ekvivalentných množstiev výmenných katiónov Al^{3+}/Ca^{2+} (Grišina, Baranova, 1990). Kritická hladina pomeru Al^{3+}/Ca^{2+} pre citlivé plodiny je 0,50, pre menej citlivé plodiny 1,00 (Grišina, Baranova, 1990).

Schopnosť agroekosystému vyrovnať sa s acidifikáciou je daná kapacitou a potenciálom pufračnej funkcie pôdy. Za pufrujúce (tlmivé) sa považujú substancie v pôde, ktoré sú schopné udržiavať hodnoty pH v rámci obmedzeného rozpätia, v prípadoch, ak sa pridávajú do pôd kyseliny alebo zásady (pokiaľ nie sú v nadbytku) (Čurlík a kol., 2003).

Pufrujúce systémy sú aktívne v pôdnom roztoku, aj ako súčasť sorpčného komplexu, ktorého hlavnou zložkou sú ílové minerály (Sirový, 1981). Podľa Ulrichovej teórie (1991) v pôde funguje systém špecifických neutralizačných reakcií v závislosti od zastúpenia iónov v pôdnom roztoku. Takto rozoznávame pufrujúce systémy karbonátov, silikátov, výmenných katiónov, hliníka, hliníka/železa a železa.

Minimálny súbor indikátorov

Na základe podmienok, ktoré sme stanovili pre indikátory, pre acidifikáciu pôdy sme zvolili súbor indikátorov, ktorý pozostáva z indikátorov pôdy (hlavných a vedľajších) a z indikátorov prostredia (environmentálnych a antropogénnych).

Súbor indikátorov acidifikácie

Pôdne	**Hlavné**	**pH**
	Priame	pomer ekvivalentných množstiev výmenných katiónov Al^{3+}/Ca^{2+}
	Vedľajšie	katiónová výmenná kapacita (hlavne obsah Ca^{2+})
		hrúbka pôdy
		zrnitosť
		Cox, $Q^4{}_6$
		pórovitosť

Doplnkový súbor indikátorov acidifikácie

Pôdne	**Nepriame**	materská hornina
		oxidačno-redukčné podmienky
		nitrifikácia
		pufrujúci potenciál karbonátov + silikátov + výmenných, katiónov + hliníka + hliníka/železa + železa
Indikátory prostredia		aplikácia priemyselných hnojív
		biochemické procesy (rozklad, koreňové výlučky, zber úrody)
		emisno-imisná situácia SO_2 a NO_x (mokré a suché spady)
		spôsob obhospodarovania pôdy

Indikátory, ktoré sú súčasťou databázy kľúčových lokalít sme využili pre stanovenie vplyvu jednotlivých indikátorov na celkový proces acidifikácie.
Na základe faktorovej analýzy (Makovníková, 2004) môžeme stanoviť vplyv nepriamych faktorov, ktorý klesá v rade: obsah ílovej frakcie, kvalita organickej hmoty a obsah organickej hmoty s dôrazom na kvalitu, hrúbka humusového horizontu a celková pórovitosť**.**
Potenciál pufrácie pri acidifikácii môžeme vyjadriť ako funkciu kvalitatívnych faktorov a kvantitatívnych faktorov:
$[\text{Potenciál pufračnej funkcie}]^{AC}$ = [Intenzita neutralizačnej kapacity] * D *Z* F,
D – kyslý depozit,
Z – množstvo zrážok,
F – vybrané fyzikálne vlastnosti pôdy – celková pórovitosť a obsah ílových častíc menších ako 0,01mm

Potenciál pufračnej funkcie^{AC}= [pH +F(KNK)*H]*D*Z*F

Intenzita neutralizačnej kapacity = pH + F(KNK)*H
F(KNK) – funkcia intenzity (katiónová výmenná kapacita, obsah karbonátov, prítomnosť oxidov Fe, Al, obsah a kvalita organickej hmoty v pôde)
H – hrúbka humusového horizontu

Minimálny súbor údajov je najmenší možný rozsah pôdnych indikátorov, ktorý spĺňa kritériá indikátorov a dostatočne zabezpečuje hodnotenie funkcie pôdy.
MSI pufračnej funkcie pôdy vzhľadom k acidifikácii:
pôdne indikátory: hlavné – hodnota pH a pomer Al^{3+}/Ca^{2+}, vedľajšie – katiónová výmenná kapacita, obsah karbonátov, prítomnosť oxidov Fe, Al, obsah a kvalita organickej hmoty v pôde, hrúbka humusového horizontu, celková pórovitosť a obsah ílových častíc menších ako 0,01mm a indikátory lokality: environmentálne – množstvo zrážok a antropogénne – kyslý depozit.

Indikátory pufračnej funkcie pre proces alkalizácie a salinizácie pôdy

Alkalizácia a salinizácia pôd môže prebiehať pozvoľne v procese vývoja pôd v podloží ktorých sa vyskytujú silne mineralizované vody alebo sekundárne vplyvom alkalických emisií a odpadov alebo mineralizovaných závlahových vôd.

Minimálny súbor indikátorov

Potenciál pufračnej funkcie voči alkalizácii a salinizácii môžeme vyjadriť nasledovne:

$[\text{Potenciál pufračnej funkcie}]^{AL}$ = [Intenzita neutralizačnej kapacity] * A *ZA*Z* F* M*T

A – alkalické emisie alebo odpady
ZA – kvalita závlahy
Z – množstvo zrážok
F – fyzikálne vlastnosti pôdy – obsah ílových častíc menších ako 0,01 mm, celková pórovitosť
M – mineralizácia podzemných vôd
T – teplota

Pri alkalizácii je odlišné pôsobenie jednotlivých komponentov pufračných systémov v porovnaní s acidifikáciou

$$\mathbf{[\text{Potenciál pufračnej funkcie}]^{AL} = [pH + F(KNK)*H]* A *ZA*Z* F* M*T}$$

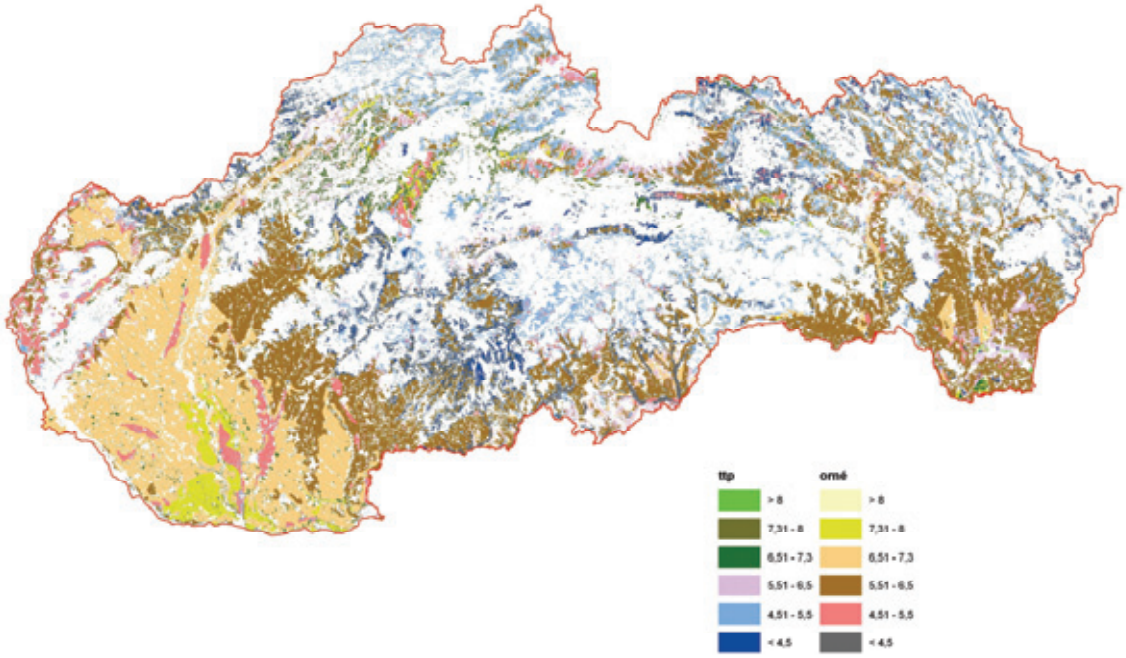
Intenzita neutralizačnej kapacity = pH + F(KNK)*H
F(KNK) – funkcia intenzity (katiónová výmenná kapacita, obsah karbonátov, prítomnosť oxidov Fe, Al, obsah a kvalita organickej hmoty v pôde)
H – hrúbka humusového horizontu

MSI pre hodnotenie pufračnej funkcie pôdy pozostáva z indikátorov pôdy (hlavných a vedľajších) a z indikátorov prostredia (environmentálnych a antropogénnych).
MSI pufračnej funkcie pôdy vzhľadom k alkalizácii a salinizácii: pôdne indikátory hlavné – hodnota pH a obsah výmenného sodíka, vedľajšie – KVK, obsah a kvalita organickej hmoty v pôde, hrúbka humusového horizontu, celková pórovitosť a obsah ílových častíc menších ako 0,01 mm a indikátory lokality: environmentálne – teplota, množstvo zrážok, kvality závlahy, mineralizácia podzemných vôd a antropogénne – alkalické odpady.

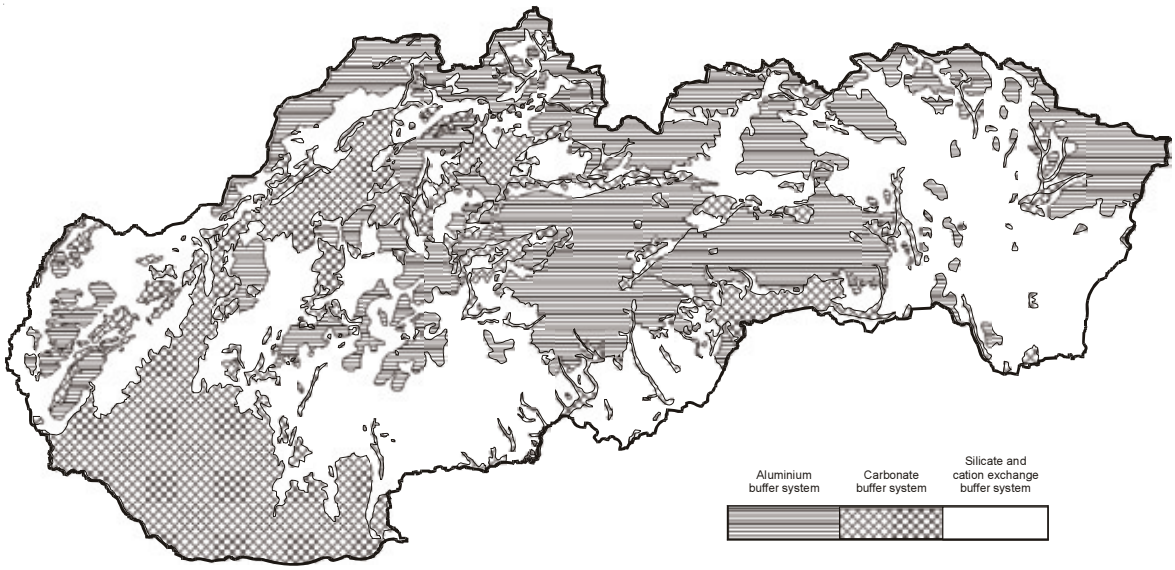
Príprava digitálnych vrstiev pre hodnotenie pufračnej funkcie pôdy

Pri digitálnom hodnotení pufračnej funkcie pôdy vzhľadom k acidifikácii a alkalizácii budú pre jednotlivé indikátory (ktoré sú súčasťou digitálnych databáz VÚPOP), ako základ pre celkové hodnotenie, vytvorené mapové podklady. Agrotechnické vstupy do pôdy predpokladáme prevažne na orných, poľnohospodársky využívaných pôdach Slovenska. Poľnohospodársky využívané pôdy na Slovensku sme preto rozdelili na orné pôdy a TTP na základe údajov LPIS (Identifikačný systém produkčných blokov na poľnohospodárskej pôde) z augusta 2006. Podkladová vrstva pôdnej reakcie je na obr. 1, podkladová vrstva pufrujúcich systémov na obr. 2.

Obr. 1 Mapa pôdnej reakcie pH v $CaCl_2$ (rok 2002)



Obr. 2 Mapa dominantných pufrujúcich systémov SR (Kanianska, 2000)



Záver

Minimálny súbor indikátorov je možné využiť pri identifikácii rizikových oblastí pufračnej funkcie pôdy, a to vzhľadom k acidifikácii (pôdne indikátory: hlavné – hodnota pH a pomer Al^{3+}/Ca^{2+}, vedľajšie – katiónová výmenná kapacita, obsah karbonátov, prítomnosť oxidov Fe, Al, obsah a kvalita organickej hmoty v pôde, hrúbka humusového horizontu, celková

pórovitosť a obsah ílových častíc menších ako 0,01 mm a indikátory lokality: environmentálne – množstvo zrážok a antropogénne – kyslý depozit) a rizikových oblastí vzhľadom k alkalizácii a salinizácii (pôdne indikátory: hlavné – hodnota pH a obsah výmenného sodíka, vedľajšie – katiónová výmenná kapacita, obsah a kvalita organickej hmoty v pôde, hrúbka humusového horizontu, celková pórovitosť a obsah ílových častíc menších ako 0,01 m a indikátory lokality: environmentálne – teplotný režim, množstvo zrážok, záplavy, mineralizácia podzemných vôd a antropogénne – alkalické odpady). K vymedzeniu rizikových oblastí môžeme zvoliť tri základné algoritmy:

1. Kvalitatívna analýza na základe agregácie pôdnych, agroekologických a agroekonomických indikátorov – identifikácia a kategorizácia rizikových oblastí s použitím agregácie indikátorov
2. Kvantitatívna - trendová analýza – identifikácia rizikových oblastí na základe negatívneho alebo pozitívneho trendu vo vývoji kvalitatívnych pôdnych a agroekonomických indikátorov
3. Modelová analýza – identifikácia rizikových oblastí pri použití vhodného simulačného modelu pre daný proces (do tejto analýzy však vstupuje následne aj simulácia trendov agroekonomických ukazovateľov)

Digitálne hodnotenie územia s využitím minimálneho súboru indikátorov, doplnkového súboru indikátorov a kumulatívne hodnotenie pomocou celkového indexu zraniteľnosti pôdy vzhľadom k acidifikácii a alkalizácii umožní kategorizovať pufračnú funkciu pôdy a vytvoriť tak podklad informačného pôdneho registra pre environmentálne hodnotenie jednotlivých oblastí.

Literatúra

ANDREWS, S.S., KARLEN, D.L., CAMBARDELLA, C.A., 2004: The soil management assessment framework. SoilSci. Soc. A., J., 68, 2004, 1945-1962.

CHRENEKOVÁ, E., 1981: Pôdna reakcia a dynamika ťažkých kovov. Zborník referátov z II. celoštátnej konferencie Optimalizácia pôdnej reakcie. Štrbské pleso, 1981, 193-199

ČURLÍK a kol., 2003: Pôdna reakcia a jej úprava, Suma print Bratislava, 2003, 250 s.

DEMO, M. a kol., 1998: Usporiadanie a využívanie pôdy v poľnohospodárskej krajine. Nitra, 1998, 302 s.

DE VRIES, W., BREEUWSMA, A., 1987: The relation between soil acidification and element cycling. Water, Air and Soil pollition, 35, 1987, 293-310 pp.

DORAN, J.W. A PARKIN, T.B., 1996: Quantitative indicators of soil quality: A minimum data set. In: Doran, J.W. a Jones, A.J. (eds.) Methods for assessing soil quality. SSSA Spec. Publ. No. 49, 1996, 25-37.

GRIŠINA, L.A., BARANOVA, T.A., 1990: Vplyv kyslých zrážok na vlastnosti pôd lesného ekosystému južnej tajgy. Lesné pôdoznalectvo, 10, 1990, 121-136.

KANIANSKA, R., 2000: Acidifikácia pôd vplyvom kyslých atmosférických polutantov. PEDO-DISERTATIONES, VÚPOP Bratislava, 2000, 96s. ISBN 80-85361-73-6.

LEONARDI, S., 1991: Indirect effect of acid rain mediated by mineral leaching"An evalution of potential roles of leaching from the canopy. In: Longhurst,W. S. (Ed) Acid Deposition, Springer - Verlag, Berlin, 1991, 123-140.

MAKOVNÍKOVÁ, J., 2002: Stav a vývojové trendy aktívneho hliníka v pôdach SR. Poľnohospodárstvo 12, 2002, s. 619 – 624.

MAKOVNÍKOVÁ, J., 2004: Vývoj indikátorov zraniteľnosti environmentálnych funkcií pôd z pohľadu ťažkých kovov. Čiastkový monitorovací systém - Pôda. Priebežná správa, VÚPOP Bratislava, december 2004.

MAKOVNÍKOVÁ, J., 2005: Vplyv pôdnych parametrov na distribúciu hliníka v pôdach SR. Agriculture 8, vol. 51, str. 436 – 441, 2005.

MAKOVNÍKOVÁ, J., KANIANSKA, R., 1996: Zmeny pôdnej reakcie a obsahu aktívneho hliníka vyvolané simuláciou kyslých zrážok. Rostlinná výroba, 42/4, 1996, 155-159.

MAKOVNÍKOVÁ, J., KANIANSKA, R., 1996: Aktívny hliník a jeho súčasný stav v pôdach SR. Rostlinná výroba, 42/7, 1996, 289-292.

MAKOVNÍKOVÁ, J., PÁLKA, B., ŠIRÁŇ, M., 2005: Modelovanie objemovej hmotnosti s využitím údajov z databáz KPP a ČMS-P, potenciálne zhutnenie a acidifikácia v záujmovom území. Štvrté pôdoznalecké dni v SR. Zborník referátov z konferencie pôdoznalcov SR. VÚPOP – SPS, Bratislava, 2005.

MINĎÁŠ, J., PAVLENDA, P., KUNCA, V., ŠKVARENINA, J., 2006: Modelovanie kritických záťaží lesných ekosystémov-nástroj pre ich trvaloudržateľné obhospodarovanie. Proccedings (ed. Veľková, V.- Samešová, D.) I. medzinárodná vedecká konferencia, analýza zložiek ŽP, str. 473-489, 2006.

SIROVÝ, V., 1981: Aciditní podmínky v půde a jílové minerály. Zborník referátov z II. celoštátnej konferenice Optimalizácia pôdnej reakcie. Štrbské pleso, 1981, 84-94

ULRICH, B., 1991: An Ecosystem Approach to Soil Acidification. In: Ulrich B, Sumner ME (eds) Soil Acidity. Springer - Verlag, Berlin, 1991, 28-79.

VAN BREEMEN, N., 1994: Soil response to acid deposition at different regional scales. Vageningen, The Nederlands, 1994, 487 pp.

HUMUSOVÉ POMĚRY SMÍŠENÝCH POROSTŮ ZALOŽENÝCH SADBOU NA DRAHANSKÉ VRCHOVINĚ

HUMUS CONDITIONS OF MIXED STANDS ESTABLISHED BY PLANTING IN THE DRAHANSKÁ VRCHOVINA UPLAND

Ladislav Menšík, Jiří Kulhavý

Ústav ekologie lesa, Lesnická a dřevařská fakulta
Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Zemědělská 3, Brno 613 00, Česká republika, e-mail: xmensik2@mendelu.cz, kulhavy@mendelu.cz

Abstrakt

Předkládaná studie hodnotí humusové poměry čtyř smíšených porostů založených sadbou na výzkumném stacionáru Ústavu ekologie lesa LDF MZLU Brno v Němčicích na kyselé kambizemi jedlobukového lesního vegetačního stupně v oblasti Drahanské vrchoviny. Smíšené porosty vznikly na jaře r. 1980 zalesněním dočasné lesní školky, zřízené po vytěžení smrkového porostu první generace. Byly vytvořeny čtyři parcely o rozměrech 50 x 50 m oddělené izolačními pásy o šířce 10 m. Na každé parcele byly vytvořeny odlišné varianty řadového smíšení dřevin. Dřevinami vysazenými ve sponu 2 x 2 m jsou smrk (SM), buk (BK) a modřín (MD). Cílem studie bude formulování předběžných závěrů z pohledu stavu půdy resp. povrchového humusu (akumulace celkového humusu, půdní reakce, uhlíku, dusíku, poměru C/N, DOC, celkových a přístupných živin, humusových látek - huminových kyselin a fulvo kyselin) s ohledem na pěstební možnosti smíšených porostů v zájmové oblasti, jako alternativy současných smrkových monokultur na Drahanské vrchovině.

Klíčová slova: Drahanská vrchovina, druhová skladba, povrchový humus, pH, C/N, DOC, živiny, humusové látky

Abstract

The presented study evaluates humus conditions of four mixed stands established by planting in the Němčice field experiment station of the Institute of Forest Ecology, FFWT, MUAF Brno. The planting was carried out on acid Cambisol of the fir-beech forest vegetation zone in the area of the Drahanská vrchovina Upland. The mixed stands originated in spring 1980 by the afforestation of a permanent forest nursery established after felling the spruce stand of the first generation. Four plots 50 x 50 m were created separated by buffer strips 10 m wide. At each of the plots, different variants were created of the row mixture of tree species. Spruce (SM), beech (BK) and larch (MD) were planted at a spacing of 2 x 2 m. The aim of the study was to formulate preliminary conclusions from the aspect of the condition of soil or surface humus (total humus accumulation, soil reaction, carbon accumulation, nitrogen accumulation, C/N ratio, DOC /dissolved organic carbon/, total and available nutrients, humus substances - humic acids and fulvic acids) with respect to silvicultural possibilities of mixed stands in the given region as alternatives of present spruce monocultures in the Drahanská vrchovina Upland.

Key word: Drahanská vrchovina Upland, species composition, surface humus, pH, C/N, DOC, nutrients, humus substances

Úvod

Dlouhodobý odklon od přirozené dřevinné skladby našich lesů vedl k výrazným změnám v poměrném druhovém zastoupení lesních dřevin, kdy na úkor listnatých dřevin začaly převažovat v druhové skladbě dřeviny jehličnaté. Dřevinná skladba byla ovlivňována už ve 14. století osidlováním vhodných oblastí, tj. doubrav, borů, olšin, lip a březin. Přímé přetváření lesů se klade k začátku 18. stol. O upřednostňování některých dřevin v průběhu 19. stol. se už koncem toho století mluvilo jako o mániích a poukazovalo se na to, že se vlastníci nedokázali poučit ze škod hmyzem a větrem, k nimž v monokulturách docházelo (MZe, 2000). Tato období podrobně popisuje například Chadt-Ševětínský (1913). Tyto změny se nejvíce dotkly přirozeného rozšíření buku, jehož zastoupení kleslo z původních 40,2 % na současných 6,6 %. Naproti tomu zastoupení smrku se zvýšilo z původních 11,2 % na současných 53,1 % (MZe, 2006). Proto ve středoevropském regionu existuje velké množství smrkových monokultur, které nejsou adaptabilní na dané stanoviště. V zájmu snížení nezdaru očekávaného hospodářského rizika se proto počítá s přeměnou těchto lesů na lesy bližší přírodě, adaptabilní danému lesnímu stanovišti. V současné době dochází ke stále pevnějšímu přesvědčení, že ekologicky stabilní, a tudíž dlouhodobě hospodářsky spolehlivé, jsou jen smíšené porosty (Spiecker et al., 2004), přičemž v hospodářském lese může smrk zůstat nadále dominantní (Tesař, Klimo, 2004).

V polovině 20. století panoval názor, že půda pod čistými smrkovými porosty degraduje. Acidifikačnímu a podzolizačnímu vlivu smrku oponoval např. Šály (1978) poukazem na to, že pod porostem probíhají různé půdotvorné procesy závislé od kombinace půdotvorných faktorů a není možné z celého komplexu vytrhávat pouze jeden a připisovat mu absolutní vliv. Hypotéza o zhoršování půd pod smrkovými monokulturami má mnoho sporných bodů; nebyla dosud jednoznačně potvrzena ani vyvrácena a zůstává stále jen hypotézou. Dnes se rovněž namítá, že postupná acidifikace lesních půd je od posledního glaciálu přirozeným procesem, a to pod porosty všech dřevin.

Povrchový humus a humusový horizont jsou v moderním pojetí ekologie lesa a lesnického půdoznalství významnou součástí lesního ekosystému z pohledu zachování uzavřenosti koloběhu elementů v lesních ekosystémech a zachování jejich ekologické stability. Pod jehličnany dochází k akumulaci surového humusu v důsledku působení pryskyřic a vosků, které jsou obsaženy v jehlicích a v důsledku anatomické stavby jehlic. S tvorbou surového humusu souvisí i kyselost, proto pod jehličnatými porosty najdeme humus se zvýšenou kyselostí. Pod smíšenými porosty je opad více provzdušněný, což ovlivňuje tvorbu zdravého, kvalitnějšího humusu. Obdobně to popisuje již v roce 1928 Němec: „Lze soudit, že v případech, kdy se vliv druhu dřeviny na povahu humusové pokrývky lesních půd uplatňuje nerušen vlivy stanovištní vegetace, dochází v čistých porostech jehličnatých většinou k tvorbě nepříznivého tvaru surového humusu, zejména v porostech starších 40 let. Čisté listnaté porosty tvoří pak za normálních podmínek hospodaření a na dobrých stanovištích vesměs příznivé tvary mullu o vysokém stupni humifikace a opakuje se zjev, že mladší porosty vykazují vyšší humifikaci než porosty starší a mýtné. Smíšené porosty mohou dle zastoupení různých dřevin a podmínek pro rozklad ústrojných látek směrodatných tvořit humusové vrstvy s náklonností ke vzniku surového humusu neb různých přechodných stavů až k příznivé formě mullové s vyšším stupněm humifikace, nedosahují však maximálních hodnot, zjištěných u porostů listnatých."

Humus reprezentuje místo hlavní akumulace uhlíku ve většině suchozemských ekosystémů, a protože zde zůstává nezoxidovaný po staletí, stává se důležitým dlouhodobým zásobníkem uhlíku v ekosystému (Waring, Running, 1998). Sparks (2003) uvádí, že půdní humus (do hloubky 2 m) obsahuje 75% celkového suchozemského uhlíku, což je třikrát více než celková zásoba obsažená v žijících rostlinách a živočiších. Nadložní humus má pro lesní půdy velký

význam a ovlivňuje řadu jejich vlastností. Je důležitý zejména v hydrologii lesních půd, kde je regulátorem odtoků srážkových vod na povodích, snižuje riziko povodní v podhorských a nížinných oblastech, zachytává velké množství srážkových vod propuštěných korunami porostů a tuto vodu pomalu propouští do podložních půdních vrstev pro zvýšení zásob podzemní vody, rozhoduje o odtoku, výparu a průsaku vody. Dále reguluje teplotní poměry tím, že zvýšeným obsahem vzduchu působí jako izolátor a zmenšuje tím teplotní výkyvy v půdách mezi dnem a nocí a v jednotlivých ročních obdobích (Pelíšek, 1964). V neposlední řadě slouží jako zdroj energie pro půdní organizmy (Kužel et al., 2001).

Materiál a metody

Výzkumný objekt je součástí výzkumného stacionáru budovaného v 70. l. 20. stol. pro řešení multidisciplinárního projektu „*Ekologické důsledky intenzivní hospodářské činnosti v čistých smrkových porostech na stanovištích středních nadmořských výšek*“ (Klimo, 1978). Jím se Vysoká škola zemědělská (MZLU) v Brně prostřednictvím Ústavu ekologie lesa připojila ke světovému projektu UNESCO Člověk a biosféra (MaB). Výzkum na stacionáru pokračuje (Knott, 2005) a je rozšířen o porosty s převažujícím zastoupením buku za hranicemi vlastního stacionáru. Takové rozšíření je zdůvodněno potřebou vzít v úvahu nové lesnicko-politické představy a nutností kulturní porosty smrku porovnávat s porosty svým složením bližšími potenciální přirozené skladbě.

Výzkumný stacionár se nachází přibližně 3 km západně od obce Němčice (poloha: 49º29´31´´ s.š. a 16º43´30´´ v.d.) na Drahanské vrchovině, jejím podcelku Adamovské vrchoviny a okrsku Škatulec (Demek et al., 1975), ve výšce 600-660 m n. m. Průměrná roční teplota vzduchu je interpolována na hodnotu 6,5°C a průměrné roční srážky na 717 mm (Hadaš, 2000). Na kyselém granodioritu brněnské vyvřeliny se vytvořila kambizem modální oligotrofní (KAmd´) (Němeček et al., 2001) (kyselá hnědá lesní půda - stará klasifikace). Potenciální růstové podmínky jsou Ústavem pro hospodářskou úpravu lesů typizovány jako svěží jedlová bučina šťavelová (5S1), soudíme však, že lokalita leží na horní hranici bukového lesního vegetačního stupně.

Na místě zmýceného smrkového porostu v prvé generaci po přirozeném lese byla na přelomu 60. a 70. let zřízena lesní školka. Po jejím zrušení byl založen nový porost. Na čtvercových parcelách 50 x 50 m, oddělených izolačními pásy širokými 10 m, byly založeny čtyři varianty porostních směsí. Při konstantním sponu sazenic 2 x 2 m byla zvolena výsadba v řadách, a to v poměru řad SM1:BK1; SM2:BK1; SM1:BK2 a konečně MD1:BK2. Porost byl až do rozpadu původního oplocení školky chráněn proti poškození zvěří.

Nevíme, proč byl pokus založen právě v takovém uspořádání. Vysvětlení můžeme hledat v kontextu tehdejších lesnických představ. Soudíme, že o jedli - součásti provozního cíle na přechodu bukového do jedlobukového lesního vegetačního stupně - se neuvažovalo nejen proto, že by na pasece neměla dobré podmínky k odrůstání, ale spíš proto, že nebyla v období kulminace svého odumírání považována za perspektivní. Řadová výsadba byla zřejmě volena proto, že v dané době byla na pořadu dne technická racionalizace pěstebních činností a řadová výsadba umožňovala strojové zalesnění.

Odběr vzorků nadložního humusu

Vzorky pro zjištění zásoby povrchového (nadložního) humusu se odebíraly na podzim roku 2004, 2005 a 2006 s použitím pedologického kruhu o ploše 0,1 m^2 v deseti opakováních na každé ploše. Za pomoci lopatky a nože se postupně odebíraly jednotlivé horizonty nadložního humusu (L, F, H). Po přenesení do laboratoře byly vzorky vysoušeny v sušárně při 60 °C do konstantní hmotnosti, zváženy, byla vypočtena průměrná hmotnost za sucha a z ní byly vypočteny zásoby nadložního humusu na 1 ha.

Odběr vzorků půdy

Vzorky minerální půdy (horizont Ah a Bv) byly odebírány na podzim roku 2005 a 2006 ve všech čtyřech variantách porostů. Na pěti místech v každé variantě byly vykopány pedologické zákopky a z nich za pomoci lopatky a nože, případně sondýrky, byly odebrány horizonty Ah, Bv. Každý horizont z každého opakování byl odebírán zvlášť do papírového nebo igelitového sáčku.

Stanovení hodnot půdní kyselosti
Hodnoty aktivní pH_{H2O} i výměnné pH_{KCl} půdní kyselosti byly stanoveny na vzduchu vyschlých vzorků potenciometrickou metodou za pomoci digitálního pH metru OP-208/1.

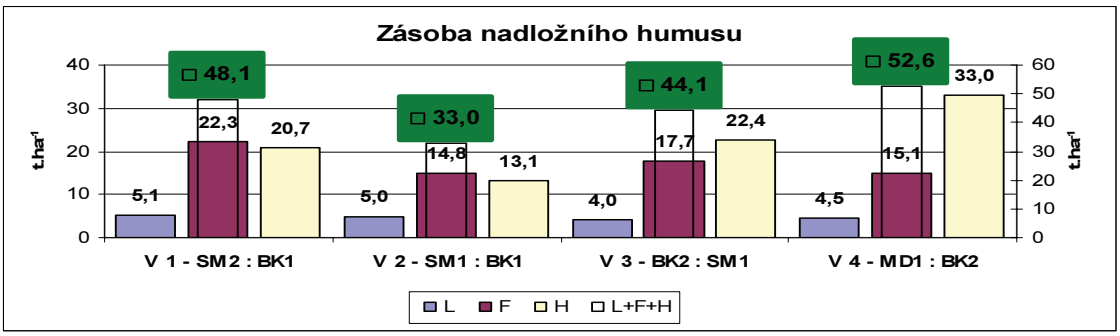
Stanovení obsahu uhlíku, dusíku
Uhlík a dusík byly stanoveny v půdních vzorcích jemně mletých případně rozetřených v achátové misce, na automatickém analyzátoru LECO CNS-2000 (Zbíral et al., 1997).

Stanovení obsahu rozpustného organického uhlíku (DOC)
Homogenizovaný půdní vzorek se navlhčil, protřepal, odstředil a filtroval přes hustý filtr. Ve filtrátu se za pomoci automatického analyzátoru SHIMADZU TOC 5000A stanovil obsah celkového uhlíku (TC) a anorganického uhlíku (IC), ze kterých se vypočetl obsah rozpustného organického uhlíku (DOC), (upraveno podle: Chapman et al., 2001; Delprat et al., 1997; Guanghui, Steinberger, 2001; Riffaldi et al., 1998; Robertson et al., 1999). Zjištěné koncentrace DOC se přepočítaly na 1 g na vzduchu vyschlé půdy.

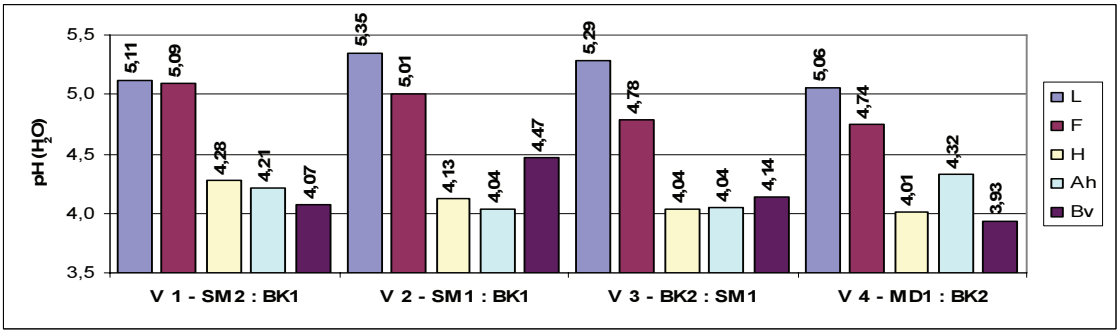
Frakcionace humusu - huminové kyseliny a fulvokyseliny
Z jemnozemě půdního vzorku extrahujeme humusové látky roztokem pyro-fosforečnanu Na + NaOH. Extrakt rozdělíme okyselením na huminové kyseliny a fulvokyseliny. Zjistíme jejich vzájemný poměr podle obsahu uhlíku za pomoci automatického analyzátoru SHIMADZU TOC 5000A. (Urychlený způsob zjištění humusových frakcí podle Kononové a Bělčíkové (in Kononová, 1963), upraveno dle Grundy).

Výsledky a diskuse

Akumulace povrchového humusu byla stanovena po vrstvách L, F, H. Nejvyšší akumulace - přes 5,1 $t.ha^{-1}$ je v horizontu L ve variantě 1 (SM2 : BK1). Naopak nejnižší zásoba - pouze 4,0 - 4,5 $t.ha^{-1}$ - je ve variantě 3 (BK2 : SM1) a variantě 4 (MD1 : BK 2). Rozdíly hodnot jsou v horizontu F, pohybují se v rozmezí 14,8 - 22,34 $t.ha^{-1}$. U horizontu H se zásoba zvyšuje, a to od hodnoty 13,1 $t.ha^{-1}$ až po hodnotu 33,0 $t.ha^{-1}$. Ve variantě 3 a 4 je největší akumulace ve vrstvě H, při vyšší akumulaci se výrazně zpomaluje koloběh živin, zvláště dusíku.
Celková akumulace humusu má stoupající tendenci. Nejnižší zásoba je ve variantě 2 pouhých 33,2 $t.ha^{-1}$, naopak nejvyšší akumulace je ve variantě 4, a to 52,6 $t.ha^{-1}$. V současnosti se zvyšujícím se zastoupením buku ve variantách 1, 2, 3 se snižuje množství akumulované organické hmoty ve vrstvě měli (H).
Celková hloubka vrstev nadložního humusu (L, F, H) je v rozmezí od 4 do 8 cm. Forma humusu je velice důležitý faktor, který naznačuje vzájemné vztahy mezi půdou a vegetačním pokryvem (Emmer, 1999). Humusová forma ve všech čtyřech variantách je morový-moder. Pokud srovnáme zásobu nadložního humusu okolních nesmíšených mladých porostů (monokultur) podobného stáří v okolí výzkumného stacionáru, dojdeme k výsledkům, že v mladém bukovém nesmíšeném porostu ve věku 40 let je celková zásoba 20 $t.ha^{-1}$ a v mladém nesmíšeném smrkovém porostu ve věku 30 let je zásoba 40 $t.ha^{-1}$.
Na základě zjištěných výsledků můžeme říci, že varianta 1 (SM1 : BK1) s nejnižší zásobou 33 $t.ha^{-1}$ je v rozmezí mezi oběma nesmíšenými porosty. Můžeme též konstatovat, že zastoupení buku ve výši 30 % na této variantě má velmi pozitivní vliv (meliorační charakter).

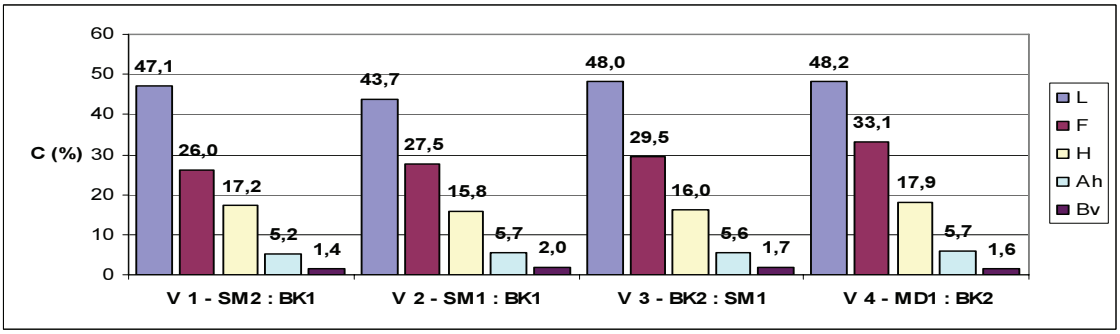


Obr. 1 Zásoba povrchového humusu celková a podle jednotlivých vrstev a variant porostu



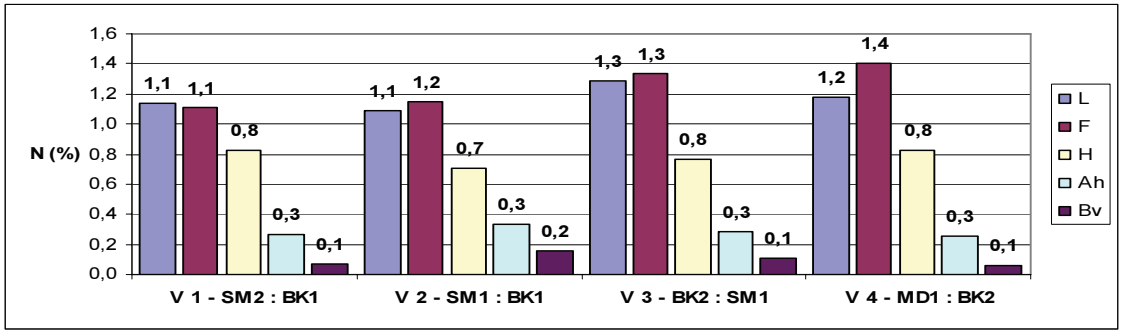
Obr. 2 Aktuální půdní acidita horizontů povrchového humusu a Ah, Bv horizontu podle variant porostu

Půdní reakce je v daných podmínkách mírně kyselá až silně kyselá. V povrchovém humusu směrem s narůstající hloubkou hodnoty pH (Obr. 2) klesají a nejnižší hodnoty byly zjištěny ve vrstvě H. Nejnižší hodnoty pH byly jištěny ve variantě 3 (BK2 : SM1) a 4 (modřín s bukem) ve vrstvě F, H. Hodnoty pH v horizontech Ah a Bv se pohybuje v rozmezí 3,9-4,4. Někteří autoři, Mařan, Káš (1948), udávají hodnoty pH pro bukový humus v rozmezí 5,3-6,6 a pro smrk v rozmezí 3,7-4,5. Podobně Šály (1978) udává hodnoty pH u opadu listnáčů v rozmezí 5,0-6,5 a u jehličnanů 4,0-5,0. V našem případě, kdy hodnotíme smíšené porosty smrk s bukem v různém zastoupení, můžeme říci, že buk, který je ve všech čtyřech variantách zastoupen od 18 do 40 %, pozitivně zlepšuje pH. To platí o modřínu, který spíše půdní raeakci zhoršuje, i když je ve variantě s bukem. Půdní reakce výměnná má podobný průběh jako reakce aktivní. Poměrně malé rozdíly mezi pH aktivním a výměnným svědčí o relativním dostatku bazických kationů v nejsvrchnějších vrstvách půdy.

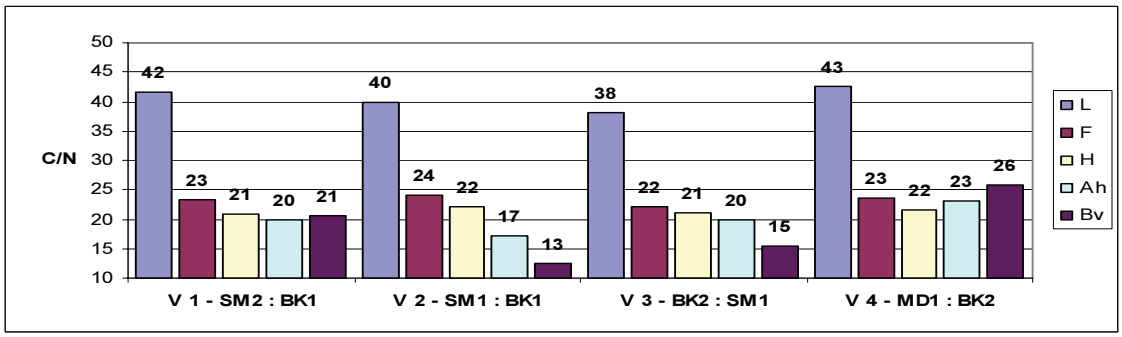


Obr. 3 Obsah uhlíku v horizontech povrchového humusu a Ah, Bv horizontu podle variant porostu

Půdní humus reprezentuje hlavní akumulaci uhlíku ve většině ekosystémů, protože tady uhlík zůstává nezoxidovaný po staletí.



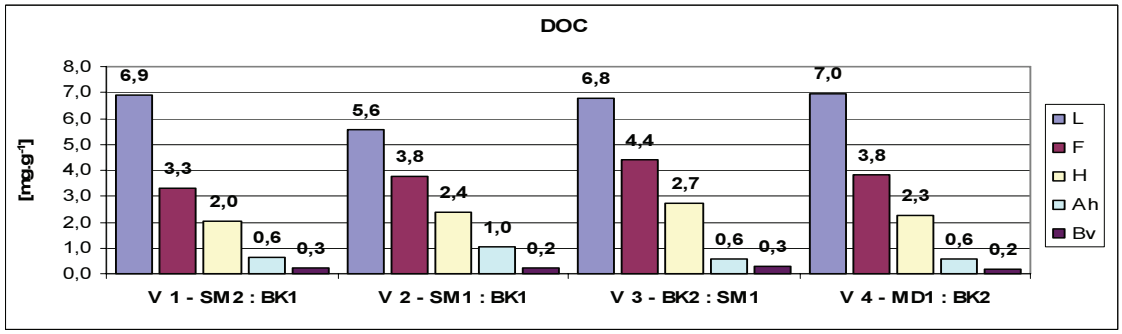
Obr. 4 Obsah dusíku v horizontech povrchového humusu a Ah, Bv horizontu podle variant porostu



Obr. 5 Poměr C/N v horizontech povrchového humusu a Ah, Bv horizontu podle variant porostu

Je důležitým dlouhodobým zdrojem uhlíku v ekosystému (Waring, Running, 1998). Obsah celkového uhlíku (Obr. 3) se pohybuje v rozmezí 1,4-48,2 %. Nejnižší hodnoty byly zaznamenány v horizontech F, H, Ah, Bv a nejvyšší v horizontu L. Obsah celkového dusíku (Obr. 4) se pohybuje v rozmezí od 0,1 do 1,4 %. Na základě zjištěných výsledků, které se shodují s nálezy Berger at al. (2002), můžeme říci, že ve smíšených porostech smrku a buku je obsah celkového uhlíku a dusíku nižší než ve smrkových monokulturách. Stupeň rozkladu organické hmoty se posuzuje podle poměru C/N (Obr. 5).

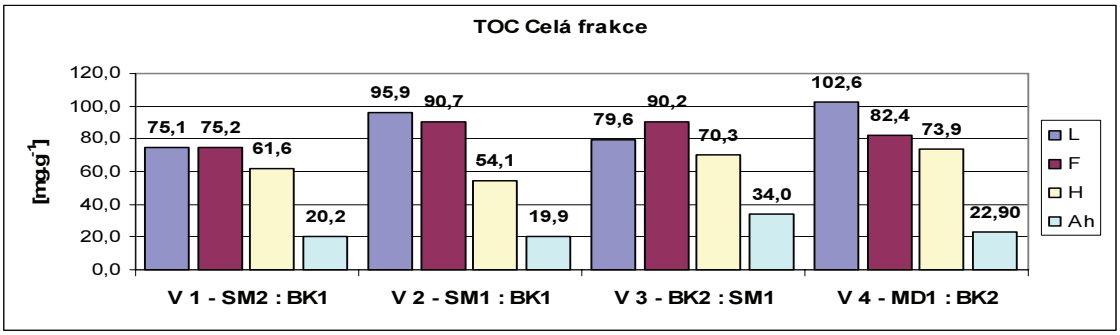
Poměr C/N v jednotlivých variantách v horizontu L 38 až 43, v horizontu F 22 až 24 a v horizontu H 21 až 22. Šály (1978) udává pro lesní půdy rozmezí poměru C/N 8-20. Z toho vyplývá, že čím větší je poměr C/N, tím nedochází k rychlému rozkladu organické hmoty, ale k jejímu nahromadění. To naznačuje zpomalení procesů mineralizace a humifikace, a tím i zpomalení koloběhu živin. Poměr C/N klesá s věkem porostů a zároveň klesá od horní vrstvy povrchového humusu k vrstvě spodní.



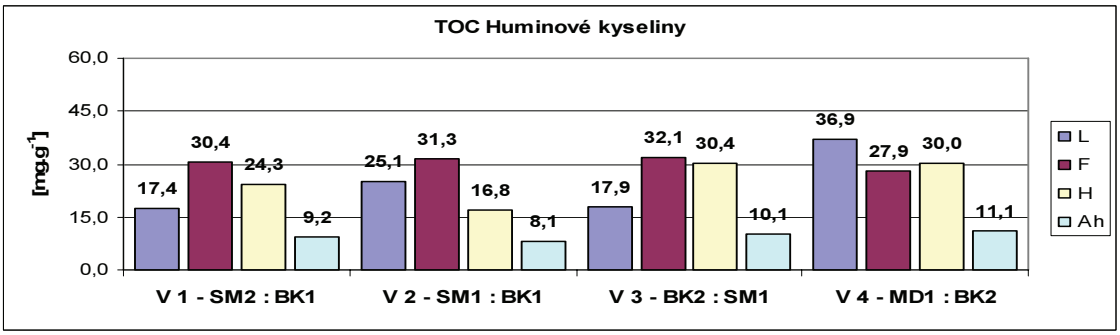
Obr. 6 Rozpustný organický uhlík (DOC) v horizontech povrchového humusu a Ah, Bv horizontu podle variant porostu

Rozpuštěné formy uhlíku se stávají uznávanými pro svojí důležitost v koloběhu lesních živin. Úloha rozpustného organického uhlíku jako zdroje energie pro metabolizmus mikrobů má obzvláštní význam (Magill, Aber, 2000). Rozpuštěná organická hmota (Dissolved Organic Matter, dále jen DOM) je část půdní organické hmoty, která se nachází v kapalné fázi, tedy

v půdním roztoku. Dále je DOC primární formou uhlíku, která je přenášena z nadložního humusu do minerální půdy. Nadložní humus hraje důležitou roli v dynamice uhlíku a dusíku lesního ekosystému. Je považován za zdroj uhlíku a dusíku pro rostliny a půdní mikroorganizmy, stejně jako za zásobárnu uhlíku a dusíku, který vstupuje do nadložního humusu (Yano et al., 2000). Při stanovení obsahu rozpustného organického uhlíku DOC (Obr. 6) ve vzorcích nadložního humusu a půdních horizontů byl zaznamenán trend postupného snižování od horizontu L až po Ah (Bv) ve všech variantách. To je v souladu se zjištěními, které prezentovali Michalzik et al. (2001), že nejvyšší obsah rozpustného organického uhlíku (DOC) byl zaznamenán v nadložním humusu a poté v horizontu A.
Byla potvrzena známá skutečnost, že nadložní horizonty (L, F, H) obsahují největší podíl organických látek a směrem do hloubky podíl organických látek výrazně klesá, což je v souladu s literaturou (např. Šály, 1977). Vyšší obsah DOC svědčí o dostatku substrátů dostupných pro půdní mikroorganizmy, ale znamená také větší riziko pro okyselování půdy (Lesná, Kulhavý, 2003).



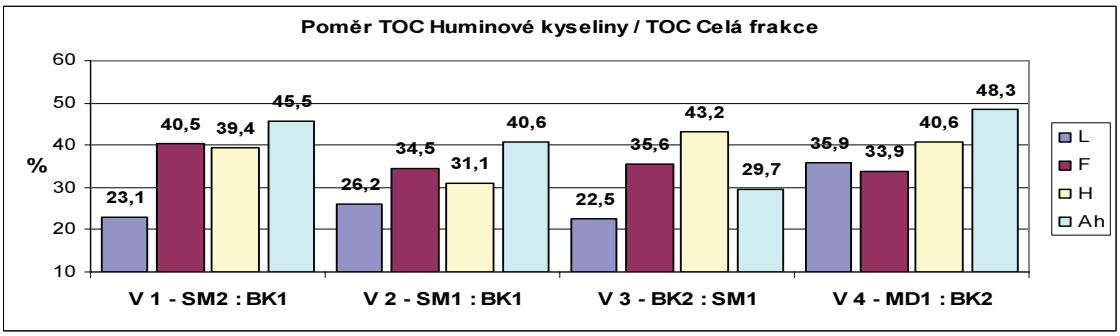
Obr. 7 Celkový organický uhlík (TOC - Total Organic Carbon) celé frakce v horizontech povrchového humusua a Ah horizontu podle variant porostu



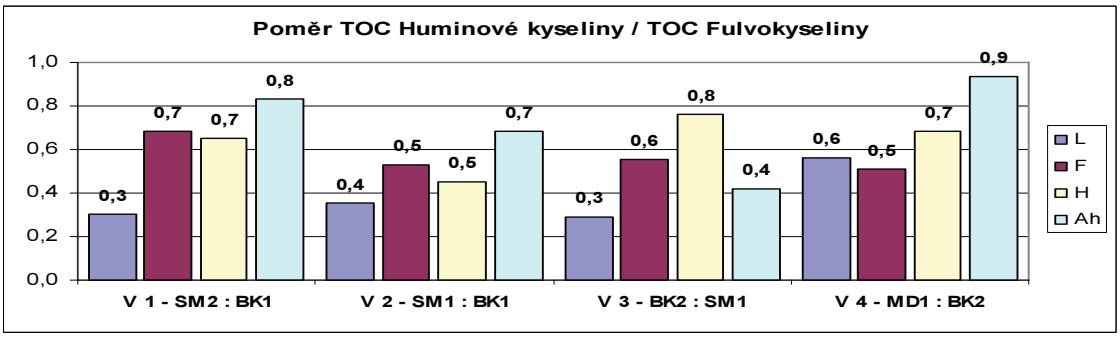
Obr. 8 Celkový organický uhlík (TOC - Total Organic Carbon) huminových kyselin v horizontech povrchového humusu a Ah horizontu podle variant porostu

Při stanovení obsahu celkového uhlíku (TC) i celkového organického uhlíku (TOC) ve vzorku půdy, byl zaznamenán trend mírného zvyšování obsahu TC i TOC v nadložních horizontech, s následným výrazným poklesem v horizontu Ah u všech variant porostu (Obr. 7). Tyto výsledky potvrzují zjištění výsledků DOC, že nejvyšší obsah organického uhlíku je zaznamenán v nadložním humusu a poté v horizontu A, v našem případě v horizontu Ah. Můžeme potvrdit, že nadložní horizonty (L, F, H) obsahují největší podíl organických látek a směrem do hloubky podíl organických látek výrazně klesá. Toto zjištění uvádí více autorů a je v souladu s literaturou (např. Šály, 1977). Obsah organického uhlíku je ve variantě 2 a 4 vyšší, kde je více zastoupen buk, než obsah TOC u variaty 1 a 3, kde je více zastoupen smrk. K podobným výsledkům dospěl i Berger et al. (2002), který zjistil v půdním profilu větší

akumulaci organického uhlíku pod čistým porostem smrku než pod smíšeným buko-smrkovým porostem.



Obr. 9 Poměr TOC HK/TOC Celá frakce v horizontech povrchového humusu a Ah horizontu podle variant porostu

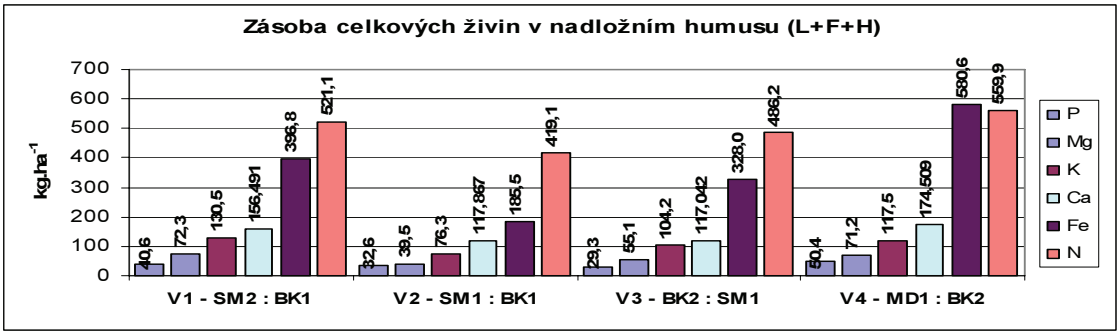


Obr. 10 Poměr TOC HK/TOC FK v horizontech povrchového humusu a Ah horizontu podle variant porostu

Podíl huminových kyselin (HK) na TOC je ve všech čtyřech varinatách poměrně nízký (max. 48 % ve variantě 4 u Ah horizontu). V celém půdním profilu ve všech variantách tedy převažují fulvokyseliny (FK), což je známkou nepříliš vysoké kvality humusu (Obr. 9). To je typické pro kyselé půdy. Šály (1977) uvádí maximální podíl fulvokyselin v kvalitním humusu do 15 %, tomu odpovídá i poměr HK/FK (Obr. 10). Z grafu je patrné, že fulvokyseliny převažují ve všech variantách i ve všech horizontech.

Pokud jde o průběh obsahu uhlíku huminových kyselin a fulvokyselin v půdním profilu, obsah huminových kyselin v nadložních horizontech L a F s hloubkou mírně stoupá (výjimku tvoří L horizont u varianty 4, kde nastal mírný vzestup), v horizontu H je pak zřejmý mírný pokles, dále do hloubky se podíl huminových kyselin na celkovém organickém uhlíku snižuje (Obr. 9). Podíl huminových kyselin na TOC je ve variantě 1 a 4 vyšší než ve variantě 2 a 3. To by mohlo znamenat, že kvalita humusových látek ve variatně 1 a 4 se tedy zatím jeví lepší než ve variantě 2 a 3.

Celkové množství prvků v humusové vrstvě je odvislé od hmotnosti (zásoby) nadložního humusu, potažmo i podle jednotlivých forem humusu. Z hlediska výživy jsou podstatné dvě skutečnosti (Lomský, 2006): celkové množství biogenních prvků akumulované v humusové vrstvě, rozsah a intenzita jejich uvolňování pro výživu (využití) lesními dřevinami, a také riziko ztrát (například vyplavením do spodních částí půdního profilu). Zásoba celkových živin (Obr. 11) je ve všech variantách podobná a nebyly zaznamenány podstatné odlišnost.



Obr. 11 Zásoba celkových živin v nadložním humusu podle variant porostu

Závěr

Hodnoty pH se s vrstvami povrchového humusu do hloubky snižují. Nejvyšší hodnoty pH jsou ve variantě 1 a 2 v horizontu L, F, H. V daných přírodních podmínkách buk, který je ve všech variantách zastoupen od 20 do 40 %, pozitivně zlepšuje pH. Poměr C/N ve variantě 1, 2 a 3 je nižší, to naznačuje, že dochází k rychlejšímu rozkladu organické hmoty a též k dobrému koloběhu živin. Ve variantě 4 to spíše poukazuje na zpomalenou dekompozici a mineralizaci, tedy zpomalený koloběh živin. Tomu by také odpovídala vyšší akumulace organického materiálu v nadložním humusu 52,6 $t.ha^{-1}$, ve srovnání s variantami 2 a 3, kde je obsah nadložního humusu 33,0 a 44,1 $t.ha^{-1}$. U obsahu rozpustného organického uhlíku (DOC) byl zaznamenán trend postupného snižování s vrstvami povrchového humusu do hloubky. Vyšší obsah DOC ve variantě 2 a 3 představuje dostatek substrátů (množství energie) rychle dostupných půdním mikroorganizmům, ale také možné riziko okyselování půdy. Obsah celkového organického uhlíku (TOC) ve variantě 2 a 4 je vyšší (vyšší zastoupení buku), než obsah TOC u varianty 1 a 3 (vyšší zastoupení smrku). Podíl huminových kyselin (HK) na TOC je ve všech variantách poměrně nízký, v celém půdním profilu ve všech variantách převažují fulvokyseliny, tomu odpovídá i poměr TOC Huminových kyselin / TOC Fulvokyselin. Sorpční komplex je nenasycený, což je typické pro kyselé půdy.

Poděkování

Příspěvek byl vypracován s finanční podporou Interní grantové agentury MZLU v rámci projektu č. 32/2007 - „Testování hypotézy pěstování porostních směsí (smíšených porostů) v oblasti Drahanské vrchoviny z hlediska růstových charakteristik a kvalitativních změn v půdě (chemizmus nadložního humusu a půdy) po opakovaném pěstování smrkových monokultur“ a výzkumného záměru MSM č. 6215648902 „Les a dřevo - podpora funkčně integrovaného lesního hospodářství a využívání dřeva jako obnovitelné suroviny“.

Literatura

BERGER, T. W., et al., 2002: Factors controlling soil carbon and nitrogen stores in pure stands of Norway spruce (Picea abies) and mixed species stands in Austria. Forest Ecology and Management, 159 (1-2): 3-14.

DELPRAT, L., CHASSIS, P., LINÈRES, M., JAMBERT, C., 1997: Characterization of dissolved organic carbon in cleared forest soils converted to maize cultivation. European Journal of Agronomy (7), no. 1-3, p. 201-210.

DEMEK, J., RAUŠER, J., QUITTE, E., 1975: Mapa fyzicko-geografických regionů ČR, 1 : 500 000, GÚ ČSAV Brno.

EMMER, I. M., 1999: Methodology of humus form research. Lesnictví - Forestry, roč. 44, č. 1, s. 16-22.
GUANGHUI XIE, STEINBERGER, Y., 2001: Temporal patterns of C and N under shrub canopy in a loessical soil desert ecosystem. Soil Biology and Biochemistry, vol. 33, no. 10, p. 1371-1379. ISSN 0038-0717.
HADAŠ, P., 2000: Měření vybraných meteorologických a půdních parametrů, Závěrečná zpráva, ÚEL, 34 s.
CHADT (ŠEVĚTÍNSKÝ), J.E., 1913: Dějiny lesů a lesnictví v Čechách, na Moravě a ve Slezsku. Písek.
CHAPMAN, P.J., WILLIAMS, B.L., HAWKINS, A. 2001: Influence of temperature and vegetation cover on soluble inorganic and organic nitrogen in a spodosol. Soil Biology and Biochemistry, vol. 33, no. 7-8, p. 1113-1121.
KLIMO, E., 1978: Charakteristika půdních poměrů výzkumné stanice programu Člověk a biosféra, Rájec-Jestřebí. Informace o předběžných výsledcích dílčích výzkumných úkolů v projektech MAB v letech 1976-1977. VŠZ Brno, 310 s.
KNOTT, R., 2005: Transformace smrkové monokultury na les blízký přírodě, In Kulhavý a kol. (eds.), Sborník významných příspěvků institucionálního výzkumu Trvale udržitelné hospodaření v lesích a v krajině - od koncepce k realizaci: 165-168 MZLU v Brně, ISBN 80-7157-844-4.
KONONOVA, M. M. 1963: Organičeskoe veščestvo počvy. I.A.N. SSSR: Moskva, 311 s.
KUŽEL, S., KOLÁŘ, L., LEDVINA, J., POVILAITIS, A. 2001: Soil Organic Matter and Humic Substances - Why to Differentiate These Terms in University Education. In Zaujec, A., Bielek, P., Gonet, S. S. (eds), Sborník příspěvků ze 4. mezinárodní konference Humic Substances in Ecosystems, Račková dolina 10.- 14. 6. 2001, Slovensko, s. 75-78.
LESNÁ, J., KULHAVÝ, J., 2003: Evaluation of humus conditions under different forest stands: beech vs. spruce dominated forest stand. Ekológia (Bratislava), Vol. 22, Supplement 3/2003, p. 47-60, ISSN 1335-342X.
LOMSKÝ, B., 2006: Minerální výživa smrku ztepilého (Picea abies /L./ Karst.) v imisních oblastech, MZLU, Habilitační práce, 274 s.
MAŘAN, B., KÁŠ, V., 1948: Biologie lesa. První díl: Pedologie a mikrobiologie lesních půd. Melantrich: Praha, 596 s.
MAGILL, A. H., ABER, J. D., 2000: Dissolved organic carbon and nitrogen relationships in forest litter as affected by nitrogen deposition. [Vztahy mezi rozpustným organickým uhlíkem a dusíkem v lesní hrabance ovlivněné depozicí dusíku]. Soil Biology and Biochemistry, roč. 32, č. 5, s. 603-613.
MICHALZIK, B., et al., 2001: Fluxes and concentrations of dissolved organic carbon and nitrogen - a synthesis for temperate forests. Biogeochemistry, 52: (2) 173-205.
MZe (2000): Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky k 31. 12. 1999, Mze.
MZe (2006): Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2005, MZe, ISBN 80-7084-550-3
NĚMEC, A., 1928: Studie o humifikaci lesních půd. Praha: MZe RČS, č. 38/7, 239 s.
NĚMEČEK et al., 2001: Taxonomický klasifikační systém půd České republiky, Praha: Česká zemědělská univerzita, 2001, 79 s., ISBN 80-238-8061-6.
PELÍŠEK, J., 1964: Lesnické půdoznalství. Praha: SZN, 568 s.
RIFFALDI, R., LEVI-MINZ, R., SAVIOZZI, A., BENETTI, A., 1998: Adsorption on soil of dissolved organic carbon from farmyard manure. Agriculture, Ecosystems & Environment, vol. 69, no. 2, p. 113-119.
SPARKS, D.J., 2003: Environmental Soil Chemistry. London: Academic Press, Second Edition, 352 pp. ISBN 0-12-656446-9
SPIECKER, H., HANSEN, J., KLIMO, E., SKOVSGAARD, J.P., STERBA, H., TEUFFEL, K. (eds), 2004: Norway spruce Conversion: Options and Consequences. European Forest Institute Research Report 18. S. Brill Academic Publishers, Leiden, Boston, Köln: 2004, 269 p., ISSN 1238-8785, ISBN 90-04-13728-9
ŠÁLY, R., 1977: Lesnícke pôdoznalectvo. Zvolen: VŠLD, 2. vyd., 380 s.
ŠÁLY, R., 1978: Pôda - základ lesnej produkcie, Bratislava, Príroda, 235 s.

TESAŘ, V., KLIMO, E., 2004: Pěstování smrku u nás a v Evropě, Sborník příspěvků ze semináře Smrk - dřevina budoucnosti, 23. a 24. dubna 2004, Svoboda nad Úpou, LČR.

WARING, R.H., RUNNING, S.W., 1998: Forest ecosystems:Analysis at multiple scales. San Diego (California), London (UK): Academic Press, 370 pp. ISBN 0-12-735443-3.

YANO, Y., MCDOWELL, W.H., ABER, J.D., 2000: Biodegradable dissolved organic carbon in forest soil solution and effects of chronic nitrogen deposition. Soil Biology and Biochemistry, roč. 32, č. 11-12, s. 1743-1751.

ZBÍRAL, J., HONSA, I., MALÝ, S., 1997: Analýza půd III, Jednotné pracovní postupy, Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno.

VLIV HNOJENÍ NA VYBRANÉ MIKROBIOLOGICKÉ CHARAKTERISTIKY

INFLUENCE OF FERTILIZERS ON SOME MICROBIAL CHARACTERISTICS

Olga Mikanová, Alena Czakó

Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., Drnovská 507, 161 06 Praha 6 – Ruzyně, Česká republika

Abstrakt

Je dobře známo, že půdní úrodnost souvisí s biologickou aktivitou půd. Zjištěním dlouhodobých změn v půdní biologické aktivitě můžeme zhodnotit pravděpodobný vývoj ohrožení půdy degradací jako výsledek antropogenních aktivit. Půdní vzorky byly odebrány z honů se 4 varianty hnojiv: - bez hnojení, NPK – minerální hnojiva, FYM – hnůj, FYM+NPK (hnůj + minerální hnojiva) a 2 varianty osevních postupů: hon IV – konvenční 9letý postup (leguminóza, leguminóza, ozimní pšenice, cukrovka, jarní ječmen, brambory, ozimní pšenice, cukrovka, jarní ječmen s podsevem), hon B – dvouletý alternativní osev (jarní pšenice, a cukrovka). Anorganické i organické hnojiva, zvlášť dusík, nejen udržují a zlepšují produktivitu, ale její aplikace přímo i nepřímo podmiňují změny v půdních chemických, fyzikálních a biologických vlastnostech. Tyto změny mají dlouhodobě významný vliv na kvalitu a produkční schopnost půd. V průběhu experimentu byly vzorky odebrány jeden nebo dva krát v roce a analyzovány. V průběhu několik let jsme naměřili hodnoty, které nám poskytli obraz o stavu půdy z biologického hlediska. Analýzy založeny na odebraných vzorkách sledovaly také enzymatickou aktivitou ureasy, počty *Azotobacters* a potenciální nitrogenasovou aktivitu. Měření ureasy, CFU *Azotobacter* a potenciální nitrogenasová aktivita se analyzovali pro období 2001-2006. Nejvyšší úroveň všech měřených znaků byly nalezeny ve variantech FYM a FYM+NPK. Podle našich výsledků všechny sledované dusíkaté vlastnosti těsně souviseli se vstupem N v minerálních a organických hnojivech.

Klíčová slova: mikrobiální vlastnosti, minerální hnojivo, dusík, *Azotobacter*

Abstract

It is well-known that soil fertility is conditioned on its biological activity. By determining the long-term changes in soil biological activity we can evaluate the probable development in the soil degradation risk as a result of anthropogenic activities. Soils were sampled from the plots with four variants of fertilizers: Nil – without fertilizer, NPK – mineral fertilizer, FYM – farmyard manure, FYM + NPK – farmyard manure with mineral fertilizers, and two variants of crop rotation: field IV – classical 9 years crop rotation (alfaalfa, alfaalfa, winter wheat, sugar beet, spring barley, potatoes, winter wheat, sugar beet, spring barley with under sowing), field B – 2 years alternative growing (spring wheat and suger beet). Inorganic and organic fertilizers, especialy nitrogen (N), not only serve to maintain or improve crop yields, but their application also directly and indirectly induces changes in soil chemical, physical and biological properties. These changes in long-term, are believed to have significant influences on the quality and productive capacity of the soil. During the entire period of the experiment, samples are regularly taken once or twice a year in order to make numerous analyses. Over a few past years we have added some new measurements, which we expected to well depict the status of soil from the biological point of view. The analyses, which are based on fresh soil samples, have also included enzymatic activity of urease, number of *Azotobacters* and potential nitrogenase activity. Determination of urease, CFU of *Azotobacter* and potential nitrogenase activity has been conducted for time period 2001–2006. The highest level of all measured characteristics was found in

variants FYM and FYM + NPK. According to our results, activity of urease, CFU of *Azotobacters* and potential nitrogenase activity are very closely connected with N inputs in mineral and organic fertilizers.

Key words: microbial properties, fertilizer, nitrogen, *Azotobacter*

Úvod

Vytváření trvale udržitelných a konkurenceschopných systémů hospodaření na půdě předpokládá nejen vhodnou volbu osevních postupů a zajištění přísunu živin, ale také následné zhodnocení kvality půdy. Je velmi dobře známo, že půdní úrodnost souvisí s biologickou aktivitou půdy.

Tradiční minerální hnojení spolehlivě zvyšuje obsah živin v půdě a tím i pozitivně ovlivňuje úrodnost půdy. Organické hnojení, zejména hnůj, komposty a biohnojiva se v zemědělství používají již dlouhou dobu. Cílem je zvýšit půdní úrodnost zvýšením obsahu půdní organické hmoty a aktivity půdní mikroflóry a tím přispět ke zlepšení biologických vlastností půdy.

Dlouhodobé hospodaření na půdě vyžaduje také sledování půdy z hlediska její biologické aktivity. Posouzení kvality půdy a předpověď možných změn, stejně jako výběr parametrů, patří bezesporu k významným problémům. Pro zhodnocení biologické aktivity půdy můžeme použít řadu parametrů vypovídajících o stavu půdní mikroflóry a ekologicky důležitých procesech.

Významnou roli v koloběhu dusíku v přírodě zastává proces poutání vzdušného dusíku. Biologičtí fixátoři dusíku podporují růstový potenciál rostlin, uchovávají více půdního organického dusíku a ostatních živin v systému půda – rostlina a tím snižují náklady na hnojení, redukují emise skleníkových plynů a redukují vymývání NO_3^- (Kennedy a kol., 2004).

Také enzymatické aktivity jsou považovány za dobrý indikátor půdní kvality vzhledem k tomu, že kontrolují uvolňování živin pro rostliny a růst mikroorganismů. Enzymy mají rozličný původ a jsou lokalizovány v různých půdních komponentech. Stanovením specifické enzymatické aktivity můžeme postihnout i určité procesy probíhající v půdě.

Proces koloběhu dusíku dobře charakterizují aktivita ureasy a invertasy (Mikanová a kol., 2004; Nayak a kol., 2007).

V této práci bylo využito možnosti odběru vzorků z dlouhodobého pokusu v Praze - Ruzyni, založeného v roce 1955. V dlouhodobém pokusu jsou použity dva osevní postupy a kombinace minerálního a organického hnojení. Práce je zaměřena na vliv organického a minerálního hnojení a zvolené mikrobiologické charakteristiky proto úzce souvisí s koloběhem dusíku v půdě. Vzorky byly odebírány v letech 2001 – 2006 s cílem zjistit, jak dlouhodobé organické a anorganické hnojení působí na počty *Azotobacter spp.*, potenciální nitrogenasovou aktivitu, aktivitu ureasy a invertasy.

Materiál a metody

Pokus byl založen v Praze - Ruzyni v roce 1955.

Varianty pokusu:

Hon B – dvouhonný osevní postup (cukrovka a pšenice jarní), Hon IV – devítihonný klasický osevní postup s leguminózami.

Každý z honů má varianty: Bez hnojení (0 + 0), NPK - 100 kg N na ha (0 + NPK), Hnůj – odpovídá 57 kg N na ha (FYM + 0), Hnůj + NPK – odpovídá 157 kg N na ha (FYM + NPK).

Vzorky půdy byly odebírány z hloubky 0 - 20 cm. Vzorky byly prosety na 2 mm sítu. Enzymatické aktivity: aktivita invertasy byla stanovena měřením množství uvolněné glukózy po dekompozici sacharózy (Scherbakova, 1968), ureasová aktivita podle rozkladu močoviny a

následné extrakce uvolněného amoniaku roztokem chloridu draselného (Kandeler, Gerber 1988).
Stanovení potenciální aktivity nitrogenasy: Touto metodou lze stanovit aktivitu nitrogenasy volně žijících heterotrofních mikroorganismů, zejména azotobaktera. Vzorek zeminy ovlhčený na 15 % byl obohacen glukózou. Po inkubaci byla měřena aktivita nitrogenasy (redukce acetylenu na ethylen). Obsah ethylenu se stanovil plynovou chromatografií.
Stanovení počtu *Azotobacter spp.*: zřeďovací deskovou metodou jsme stanovili počty *Azotobakter*, tvořícího kolonie na Ashbyho agaru.
Všechna stanovení byly přepočítána na gram suché půdy. Odlišná písmena nad sloupci odpovídají statisticky průkaznému rozdílu mezi variantami, zjištěnému Tukey HSD testem.

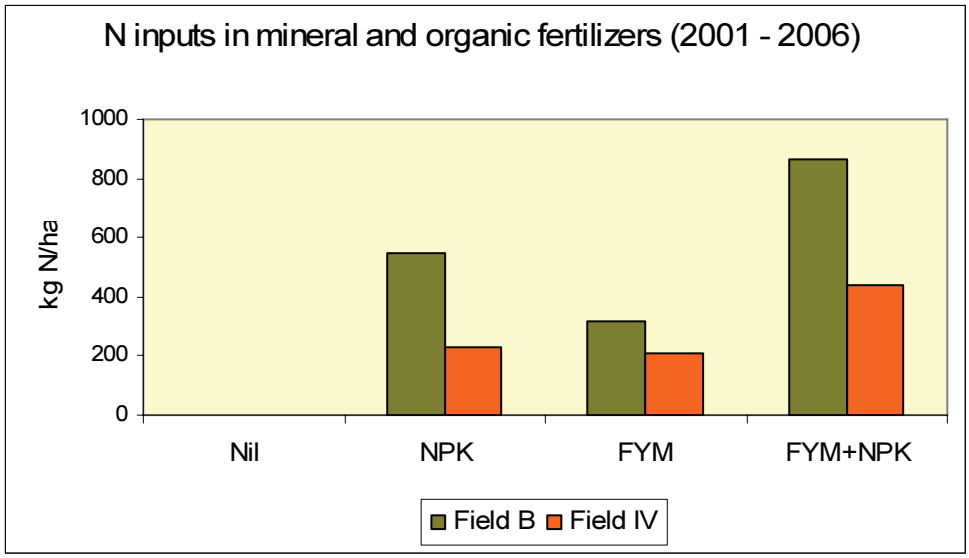
Výsledky a diskuse

V tabulce 1 jsou uvedeny průměrné dávky dusíkatých hnojiv v kg N za rok v jednotlivých variantách.

Tab. 1 Dávky dusíkatých hnojiv v kg N za rok

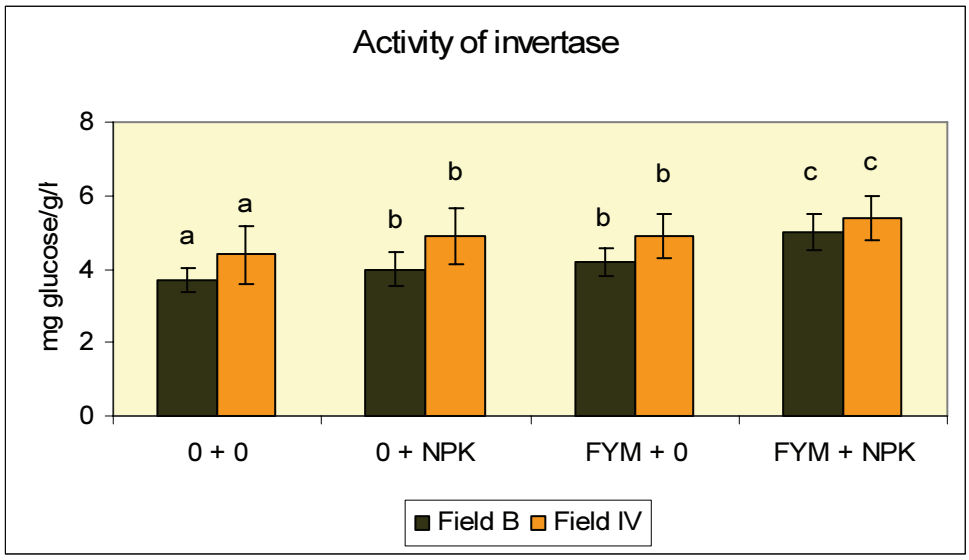
	Osevní postup	Varianty	Průměrné N dávky (kg N/ha/rok)
Hon IV	9letý osevní postup	Nil	0
		NPK	64.6
		FYM	38.6
		FYM + NPK	103.2
Hon B	2letý alternativní postup	Nil	0
		NPK	100
		FYM	57
		FYM + NPK	157

Celková suma dusíku dodaného do půdy ve formě minerálního a organického hnojení v letech 2001 – 2006 je uvedena v grafu 1.



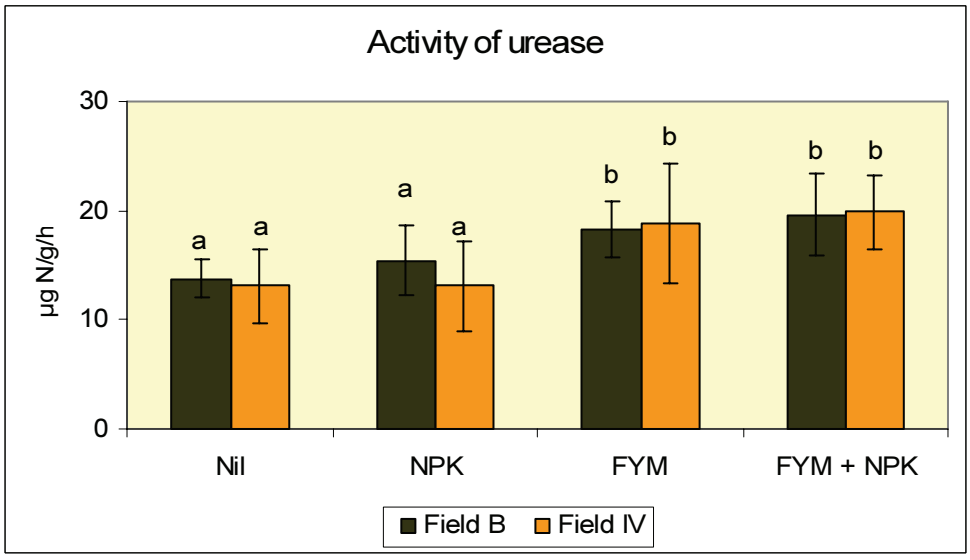
Graf 1 Celková suma dusíku dodaného v letech 2001 – 2006

Vzorky byly odebírány v letech 2001 – 2006 s cílem zjistit, jak dlouhodobé organické a anorganické hnojení působí na aktivitu invertasy a ureasy, počty *Azotobacter spp.* a potenciální nitrogenasovou aktivitu.
Výsledky invertasové aktivity jsou znázorněny v grafu 2. Nejvyšší aktivita invertasy byla naměřena u varianty hnojené kombinací hnůj (FYM) + NPK. I mnozí autoři potvrzují ve svých pracích stimulační vliv organického hnojení na mikrobiální biomasu a enzymatické aktivity ve srovnání s anorganickým hnojením (Gianfreda, Bollag, 1996).



Graf 2 Aktivita invertasy v mg glukosy na gram suché půdy za 1 hodinu

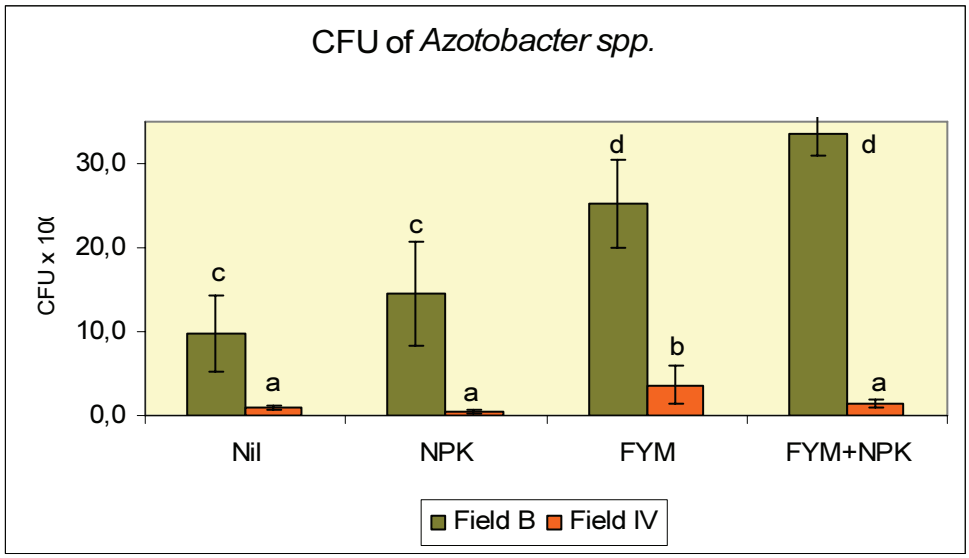
Hodnoty označené stejnými písmeny nejsou statisticky významné na hladině $p < 0,05$.
Výsledky ureasové aktivity jsou znázorněny v grafu 3.



Graf 3 Aktivita ureasy v µg N na gram suché půdy za 1 hodinu

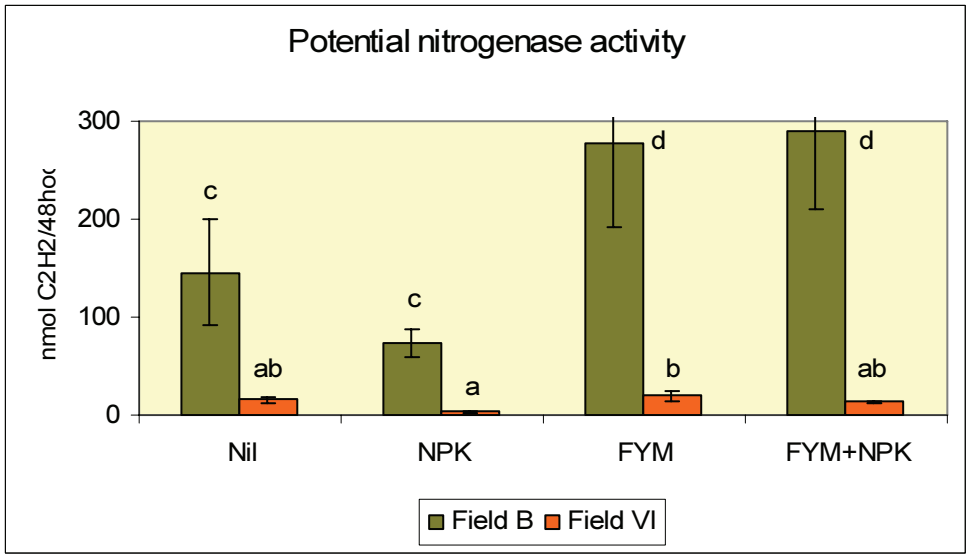
Hodnoty označené stejnými písmeny nejsou statisticky významné na hladině $p < 0,05$.
Na aktivitu ureasy mělo pozitivní vliv hnojení hnojem (FYM) a kombinace FYM + NPK. Také Kandeler a kol. (1999) a Nayak a kol. (2007) ve shodě s našimi výsledky zjistili, že

hnojení hnojem zvyšuje aktivitu ureasy ve srovnání s NPK minerálním hnojením. Výsledky ukazují, že aktivita invertasy a ureasy dobře charakterizují proces koloběhu dusíku.
Stanovení počtu *Azotobacter spp.* tvořících kolonie (CFU) na Ashbyho agaru je uvedeno v grafu 4.



Graf 4 Počet *Azotobacter spp.* v gramu půdy

Hodnoty označené stejnými písmeny nejsou statisticky významné na hladině $p < 0,05$.
Potenciální nitrogenasová aktivita je znázorněna v grafu 5.



Graf 5 Potenciální nitrogenasová aktivita v nmol C_2H_2 za 48 hodin

Hodnoty označené stejnými písmeny nejsou statisticky významné na hladině $p < 0,05$.
Statisticky významně nejvyšší počty *Azotobacter spp.* a nejvyšší nitrogenasová aktivita byly zjištěny na honu B u variant FYM a FYM + NPK.
Počty *Azotobacter* spp. a potenciální nitrogenasová aktivita velmi úzce souvisí s obsahem dusíku v půdě. Podle našich výsledků hnojení dusíkem ve formě organické (FYM) zvýšilo počty azotobaktera a následně i potenciální nitrogenasovou aktivitu. Hnojení anorganické (NPK) nemělo na měřené charakteristiky žádný vliv. Ve shodě s našimi výsledky také Czakó

a kol. (2007) ve své práci zjistili, že přídavek 400 tun kompostu na hektar aplikovaného při rekultivacích, statisticky významně zvyšuje počty *Azotobacter spp.* ve výsypkovém substrátu.

Závěr

Anorganické a organické hnojení, zejména dusíkem, zvyšuje nejen úrodnost půdy, ale ovlivňuje také její chemické, fyzikální a biologické vlastnosti. Tyto změny se dají dobře vysledovat u dlouhodobých polních pokusů. Je nezpochybnitelné, že minerální hnojení zvyšuje obsah živin v půdě a tím pozitivně ovlivňuje kvalitu půdy z hlediska produkce. Organické hnojení, zejména hnůj a komposty zlepšují půdní úrodnost zvýšením obsahu půdní organické hmoty a aktivity půdní mikroflóry a tím přispívají ke zlepšení biologických vlastností půdy. Podle našich výsledků byla nejvyšší aktivita invertasy naměřena u varianty hnojené kombinací hnůj + NPK.

Na aktivitu ureasy mělo pozitivní vliv hnojení hnojem (hnůj + 0) a kombinace hnůj + NPK a to jak na honu B, tak i na honu IV. Výsledky ukazují, že aktivita invertasy a ureasy dobře charakterizují proces koloběhu dusíku. V koloběhu dusíku v přírodě zastává proces poutání vzdušného dusíku významnou roli. Biologičtí fixátoři dusíku podporují růst rostlin dodáním dusíku a tím snižují náklady na hnojení.

Počty *Azotobacter spp*. a potenciální nitrogenasová aktivita velmi úzce souvisí spolu navzájem i s obsahem dusíku v půdě. Podle našich výsledků hnojení dusíkem ve formě organické (hnůj) zvýšilo počty *Azotobaktera* a následně i potenciální nitrogenasovou aktivitu. Hnojení anorganické (NPK) nemělo na měřené charakteristiky žádný vliv. Je zřejmé, že vytvořením vhodných podmínek pro rozvoj *Azotobaktera* v půdě, zejména dostatečnou zásobou organické hmoty, se zásobování půdy dusíkem zvýší.

Poděkování

Práce vznikla za podpory Ministerstva zemědělství ČR – MZE 0002700601.

Literatura

CZAKÓ, A., MIKANOVÁ, O., USŤAK, S., 2007. The effect of inoculation on reclaimen soils. Soil Science and Agrochemistry. 38, pp. 232-237.

GIANFREDA, L., BOLLAG, J.M., 1996. Influence of natural and anthropogenic factors on enzyme activity in soil. In: Stotzky, G., Bollag, J.M. (Eds.), Soil Biochemistry, 9. Marcel Dekker, New York, pp. 123-193.

MIKANOVÁ, O., KUBÁT, J., MARKUPOVÁ, A., 2004. Možnosti posouzení kvality půdy biologickými metodami. IN: Pedologické dny 2004, Roztoky u Křivoklátu, pp. 160-161

MIKANOVÁ, O., CZAKÓ, A., 2006: Možnosti využití půdních mikroorganismů při rekultivacích. IN: Pedologické dny 2006, Dlouhé Stráně, pp. 107-110. ISBN 80-244-1448-1.

NAYAK, D.R., BABU, Y.J., ADHYA, T.K., 2007. Long-term application of compost influences microbial biomass and enzyme activities in a tropical Aeric Endoaguept planted to rice under flooded condition. Soil Biology and Biochemistry 39, pp. 1897-1906.

KANDELER, E., STEMMER, M., KLIMANEK E., 1999. Response of soil microbial biomass, urease and xylanase within particle size fractions to long-term soil management. Soil Biology and Biochemistry 31, pp. 261-273.

KANDELER E., GERBER H., 1988. Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. Biol. Fertil. Soil, 6,pp. 68-72.

KENNEDY, I.G., CHOUDHURY, A.T.M.A., KECSKÉS, M.L., 2004. Non-symbiotic bacterial diazotrophs in crop-farming systems: can their potential for plant growth promotion be better exploited? Soil Biology and Biochemistry 36, pp. 1229-1244.

SCHERBAKOVA T.A., 1968. To the methods of soil invertase and amylase activities determination. Proceedings of the Symposium on Soil Enzymes. Minsk, pp. 453-455.

ZHODNOCENÍ FAKTORU EROZNÍ ÚČINNOSTI PŘÍVALOVÉHO DEŠTĚ NA OLOMOUCKU

ASSESSMENT THE RAINFALL-RUNOFF FACTOR OF TORRENTIAL RAIN IN THE OLOMOUC REGION

Zdeněk Nermut, Renata Pavelková-Chmelová, Bořivoj Šarapatka

Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého, tř. Svobody 26, 771 46 Olomouc, Česká republika,

Abstrakt

Srážkové faktory užívané při výpočtu erozního smyvu nebyly v minulosti vždy určovány stejnou metodou a v některých případech byly odvozovány z krátké časové řady. Průměrná hodnota R-faktoru vypočítaná pro Českou republiku a uvedená v metodice Janeček a kol. (1992) pracuje s hodnotou 20. Cílem této práce bylo stanovit hodnotu R-faktoru pro Olomouc, který jako jeden z dalších ovlivňuje výsledek výpočtu erozního smyvu ze zemědělských pozemků podle běžně používané rovnice USLE. Zjišťována byla hodnota faktoru erozní účinnosti přívalového deště R z ombrografických záznamů pořízených v olomouckých srážkoměrných stanicích – Klášterní Hradisko, Letiště, Neředín a Slavonín. Výsledky ukazují na to, že se na malém území mohou vyskytovat rozdíly jak v počtu erozně nebezpečných srážek, tak v jejich celkovém úhrnu. Velké rozdíly se tak mohou objevit i v hodnotách samotného R-faktoru (13,33 – 26,88). Námi zjištěné hodnoty faktoru R ve své průměrné hodnotě (po vyjmutí extrémní hodnoty naměřené v Olomouci – Slavonín) odpovídají v Olomouci průměrné hodnotě R pro ČR (20) (Janeček a kol. 1992), resp. tuto hodnotu mírně překračují o 3,43 $MJ.ha^{-1}.cm.h^{-1}$. Porovnáme-li pouze hodnotu R pro Olomouc – Slavonín, pak metodika (Janeček a kol., 1992) uvádí R-faktor 16,04 $MJ.ha^{-1}.cm.h^{-1}$ (vypočteno z 19 let). Od této hodnoty se námi vypočtená liší o 10,84 $MJ.ha^{-1}.cm.h^{-1}$.

Klíčová slova: srážky, přívalové srážky, vodní eroze, USLE, faktor R

Abstract

The precipitation factors utilized in calculating erosive run-off were not always determined using the same method in the past, and in some cases they were derived from a short-term period. The average value of R factor calculated for the Czech Republic and stated in guidelines laid down by Janeček et al. (1992), is 20. The aim of this work is to define the value of R factor for the Olomouc region, as it is one of the factors determining the results of calculations of erosive run-off from agricultural land, according to a commonly used USLE equation. The value of R factor for erosive effect of torrential rain was calculated from data from Olomouc ombrographic stations – Klášterní Hradisko, Letiště, Neředín and Slavonín. The results show that even over a small area there can be differences in both the number of erosion-threatening downpours and in their overall volume. Great differences can therefore arise in the resulting R factor (13.33 – 26.88). The values of R factor which we have determined for Olomouc, are, in their average value (after exclusion of the extreme value measured in Olomouc – Slavonín), equal to the average value for the whole Czech Republic (20) (Janeček et al. 1992), or slightly exceed the national average value by 3.43 $MJ.ha^{-1}.cm.h^{-1}$. If we compare only the R value for Olomouc – Slavonín, the guidelines (Janeček et al. 1992) show an R factor of 16.04 $MJ.ha^{-1}.cm.h^{-1}$ (calculated over 19 years). Our calculated value differs from this figure by 10.84 $MJ.ha^{-1}.cm.h^{-1}$.

Keywords: precipitation, storm rainfall, soil erosion by water, USLE, R-factor

Úvod

Srážkové faktory užívané při výpočtu erozního smyvu nebyly v minulosti vždy určovány stejnou metodou a v některých případech byly odvozovány z krátké časové řady. Průměrná hodnota R-faktoru vypočítaná pro Českou republiku a uvedená v metodice Janeček a kol. (1992) pracuje s hodnotou 20. Výpočet této průměrné hodnoty byl proveden ze záznamů 3 stanic ČHMÚ (Klementinum, Bílá Třemešná a Tábor). V roce 2005 byly v rámci grantu „Výpočet faktoru erozní účinnosti deště R z vybraných stanic ČHMÚ“ vyhodnoceny srážky roku 2000, a to z poboček České Budějovice, Hradec Králové, Plzeň, Praha a Ústí n. Labem.
Cílem této předkládané práce bylo stanovit stejnou metodou (jako ve výše uvedeném grantu) hodnotu R-faktoru pro Olomouc, který jako jeden z dalších ovlivňuje výpočet erozního smyvu a odnosu půdy ze zemědělských pozemků podle běžně používané rovnice USLE. Zjišťována byla hodnota faktoru erozní účinnosti přívalového deště R z ombrografických záznamů pořízených v olomouckých srážkoměrných stanicích – Klášterní Hradisko, Letiště, Neředín a Slavonín. V ČR se erozně nebezpečné deště vyskytují v období od konce dubna do počátku října, v ostatních měsících není problematika přívalových srážek tak závažná. Proto jsme se zaměřili zejména na hodnocení těchto měsíců.

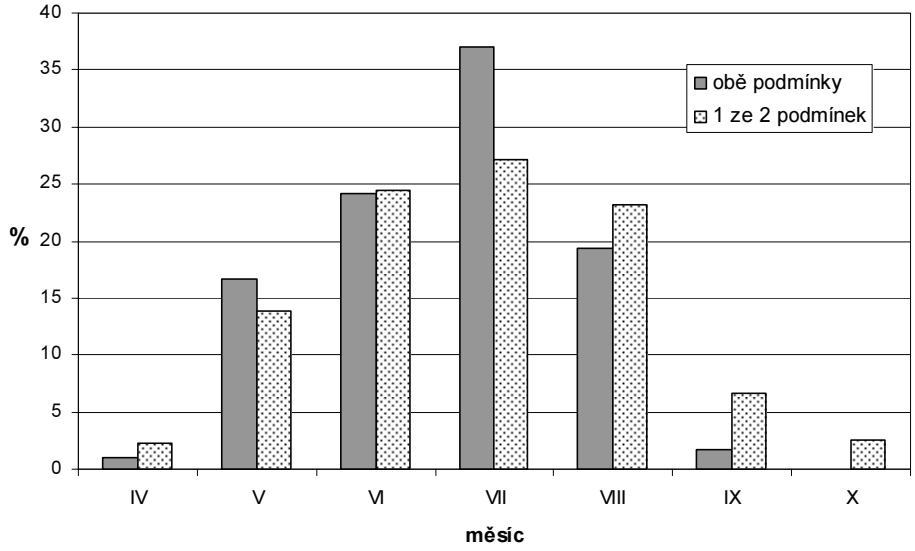
Materiál a metody

Základem práce bylo zpracování archivních analogových dat přívalových dešťů z jednotlivých stanic na území města Olomouce, která poskytl ČHMÚ v Praze. Charakteristiku představují úhrny a intenzity dešťů. Právě tyto dvě charakteristiky jsou určující pro odlišení srážek erozně nebezpečných od ostatních. Pro stanovení hodnoty R-faktoru z olomouckých stanic byly k dispozici ombrogramy z 64 roků (4 stanice s intervalem 6 – 27 let), z nichž ve dvou letech nebyly zjištěny žádné erozně nebezpečné deště.
Konkrétně byly k dispozici ombrogramy ze stanic:
Olomouc – Slavonín za období 1964 – 1990 (celkem 27 let),
Olomouc – Klášterní Hradisko za období 1923 – 1940 (celkem 18 let),
Olomouc – Letiště za období 1929 – 38, 1947, 1948, 1955 (celkem 13 let),
Olomouc – Neředín za období 1948 – 1953 (celkem 6 let).
Stanovení faktoru R vychází z Univerzální rovnice ztráty půdy (USLE) podle Wischmeiera a Smithe (1965). Za celé období bylo vyhodnoceno 354 dešťů, které splnily podmínku o úhrnu nebo intenzitě. Z úhrnů a intenzit dešťů pak byla počítána hodnota faktoru R pro jednotlivé srážkoměrné stanice. V úvahu byly brány srážky, které se vyskytly pouze v období od dubna do října.
V této práci byl faktor erozní účinnosti deště počítán a vyhodnocován pro srážky o úhrnu alespoň 12,5 mm nebo takové, kdy během 15 minut napršelo minimálně 6 mm. Byly zkoumány deště izolované od ostatních přestávkou delší než 6 hodin.
Zjištěné charakteristiky dešťů (úhrn, maximální úhrn za 15 minut, kinetická energie a maximální půlhodinová intenzita deště) byly tabelovány. Rozlišeny byly deště, které splňovaly alespoň jednu z výše uvedených podmínek – jedná se o tzv. širší soubor erozně nebezpečných srážek. Dále byly rozlišeny do samostatných tabulek deště, které splnily obě podmínky pro erozně nebezpečné srážky (úhrn a intenzitu) – tzv. užší soubor.

Výsledky a diskuse

Při hodnocení jsme pro vybrané olomoucké stanice vyčíslili hodnotu faktoru R jednotlivých přívalových dešťů a průměrnou roční hodnota R. Zároveň jsme rozdělili hodnoty faktoru R pro jednotlivé měsíce (duben až říjen).

Pro čtyři stanice (Olomouc – Klášterní Hradisko, Olomouc – Letiště, Olomouc – Neředín, Olomouc – Slavonín) byly zjištěny údaje charakterizující erozně nebezpečné deště v dané lokalitě. Výpočtem průměrné hodnoty faktoru R ze čtyř stanic v Olomouci byla určena průměrná hodnota faktoru R pro Olomouc. Při výpočtech jsme vycházeli z absolutní délky měření, která byla u všech čtyř stanic rozdílná. Charakteristika přívalových srážek se však v čase mění, a proto, pokud chceme hodnocené údaje mezi sebou porovnat, je nutné srovnávat vždy soubory dat stejného pozorování. Z toho důvodu nebylo možné všechny stanice mezi sebou srovnávat. Porovnání hodnot faktoru R je omezeno pouze na srážky naměřené v letech 1929 – 1938 ve stanicích Olomouc – Klášterní Hradisko a Olomouc – Letiště, jejichž hodnocená období se částečně překrývají.
Celkem bylo ze všech stanic vyhodnoceno 354 erozně nebezpečných dešťů, které splnily podmínku o intenzitě (6 mm/15 min) nebo úhrnu (minimálně 12,5 mm). Tyto deště se vyskytly během hodnocených záznamů (64 let), kdy některé roky se u různých stanic překrývají. Ve dvou letech (1952 – Neředín, 1989 – Slavonín) se nevyskytl žádný erozně nebezpečný déšť. Průměrná hodnota faktoru R na jeden déšť činí 10,03 $MJ.ha^{-1}.cm.h^{-1}$.
Měsíční rozdělení hodnot faktoru R všech srážek ukazuje obrázek 1. Z něho je patrné, že na Olomoucku spadne nejvíce přívalových srážek v červenci a dále pak v červnu.



Obr. 1 Měsíční rozdělení faktoru R – Olomouc

Souhrn průměrných hodnot R-faktoru ze čtyř olomouckých srážkoměrných stanic a jejich porovnání s průměrnou hodnotou podle platné metodiky (Janeček a kol., 1992) je uveden v tabulce 1.

Tab. 1 Souhrn R-faktoru na Olomoucku

Stanice	**Počet roků**	**Průměrná hodnota R ($MJ.ha^{-1}.cm.h^{-1}$)**	**Rozdíl od průměrného R pro ČR ($20\ MJ.ha^{-1}.cm.h^{-1}$)**
Klášterní Hradisko	18	26,38	+ 6,38
Letiště	13	16,84	- 3,16
Neředín	6	13,33	- 6,67
Slavonín	27	47,30	+ 27,30
Olomouc – celkem	**64**	**32,04**	**+ 12,04**

U stanice Olomouc – Slavonín byl 22. 9. 1982 vypočítán R = 560 – což je hodnota v klimatických podmínkách ČR velmi neobvyklá (jedná se o srážku úhrnu 94 mm, u které v průběhu trvání srážky byla zjištěna hodnota i_{30} 18,8 cm.h^{-1}). Výsledky bez této extrémní hodnoty uvádí tabulka 2. Výsledná hodnota faktoru R pro celou Olomouc se poté blíží průměrné hodnotě uváděné pro celou ČR, a tuto převyšuje o 3,43 MJ.ha^{-1}.cm.h^{-1}. Porovnáme-li hodnotu pro Olomouc – Slavonín, pak metodika (Janeček a kol., 1992) uvádí hodnotu R-faktoru 16,04 MJ.ha^{-1}.cm.h^{-1} (vypočteno z 19 let). Od této hodnoty se námi vypočtený faktor liší o 10,84 MJ.ha^{-1}.cm.h^{-1}

Tab. 2 Souhrn R-faktoru na Olomoucku (bez extrémní hodnoty)

Stanice	**Počet roků**	**Průměrná hodnota R (MJ.ha^{-1}.cm.h^{-1})**	**Rozdíl od prům. R pro ČR (20 MJ.ha^{-1}.cm.h^{-1})**
Klášterní Hradisko	18	26,38	+ 6,38
Letiště	13	16,84	- 3,16
Neředín	6	13,33	- 6,67
Slavonín	27	26,88	+ 6,88
Olomouc – celkem	**64**	**23,43**	**+ 3,43**

Porovnání hodnot faktoru R srážek naměřených v letech 1929 – 1938 (stanice Klášterní Hradisko a Letiště)

Pro srovnání hodnot R-faktoru a úhrnu jednotlivých srážek byly zvoleny dvě olomoucké stanice - Klášterní Hradisko a Letiště, jejichž hodnocená období se částečně překrývají. Data za stejné období z obou stanic v rámci města byla k dispozici konkrétně z let 1929 až 1938, tedy za deset let.

Za porovnávané období deseti let bylo ve stanici Klášterní Hradisko hodnoceno celkem 64 erozně nebezpečných dešťů. V rámci těchto srážek napršelo celkem 1395,9 mm a průměrně za jeden erozně nebezpečný déšť spadlo 21,8 mm srážek. Průměrná roční hodnota R-faktoru za porovnávané období činí 26,84 MJ. ha^{1}. cm.h^{-1}, neboť se tato hodnota zjišťuje pouze z maximálních ročních hodnot faktoru R, ať už splňují obě či jednu ze stanovených podmínek.

Ve stanici Letiště bylo za dané období hodnoceno celkem 78 erozně nebezpečných dešťů. Celkový úhrn těchto dešťů činí 1427,6 mm a průměrně na jeden hodnocený déšť pak připadá 18,3 mm, což je o 3,5 mm méně než u stanice Klášterní Hradisko. U obou stanic je srovnatelný počet hodnocených srážek, jejich celkový úhrn i průměrný úhrn jednotlivých přívalových srážek. Naopak je tomu však u průměrných ročních hodnot R-faktoru i úhrnu srážek, které se na nich podílejí u obou stanic v daném období.

Průměrná roční hodnota R-faktoru činí ve stejném časovém období pro stanici Letiště 15,59 MJ.ha^{-1}.cm.h^{-1} a pro Klášterní Hradisko 26,84 MJ.ha^{-1}.cm.h^{-1}. Jedná se o poměrně velký rozdíl mezi oběma olomouckými stanicemi, které jsou vzdáleny od sebe 4 – 5 km. Průměrný úhrn připadající na srážky, které se podílejí na výpočet R-faktoru, činí u Klášterního Hradiska 21,8 mm a u Letiště 18,3 mm.

Tab. 3 Porovnání hodnot R ve stanicích Klášterní Hradisko a Letiště (1929 – 1938)

Stanice	R ($MJ.ha^{-1}.cm.h^{-1}$)	Srážkový úhrn (mm)	Počet srážek	Průměrný úhrn (mm)
Klášterní Hradisko	26,84	1395,9	64	21,8
Letiště	15,59	1427,6	78	18,3

Ze zjištěných výsledků je možné učinit závěr, že na malém území se mohou vyskytovat rozdíly jak v počtu erozně nebezpečných srážek, tak v jejich celkovém úhrnu. Velké rozdíly se mohou objevit i v hodnotách samotného R-faktoru. Pokud jsou porovnávány hodnoty R-faktoru erozně nebezpečných srážek naměřených ve stejném období, mohou být rozdíly v těchto hodnotách způsobeny nejen umístěním stanic v různých geografických podmínkách, ale i metodikou zvolenou různými autory a samozřejmě i precizností celého zpracování úkolu. Zjištěné hodnoty faktoru R celkově odpovídají průměrné hodnotě R pro ČR (20) – po vyjmutí extrémní hodnoty naměřené v Olomouci – Slavonín, resp. tuto hodnotu mírně překračují o 3,43 $MJ.ha^{-1}.cm.h^{-1}$. Porovnáme-li pouze hodnotu R pro Olomouc – Slavonín, pak metodika (Janeček a kol., 1992) uvádí R-faktor 16,04 $MJ.ha^{-1}.cm.h^{-1}$ (vypočteno z 19 let). Od této hodnoty se námi vypočtená liší o 10,84 $MJ.ha^{-1}.cm.h^{-1}$.

Poděkování

Řešení úkolu bylo umožněno díky Národnímu programu výzkumu II – projekt 2B06101.

Literatura

JANEČEK, M., a kol., 1992: Ochrana zemědělské půdy před erozí. Metodika č.5, Ústav vědeckotechnických informací pro zemědělství, Praha. 110 s.

JANEČEK, M. a kol., 1998: Soubor výstupů z řešení projektu NAZV EP 7057 „Způsoby omezení degradace půd erozí a systémy protierozní ochrany“. VÚMOP, Praha.

JEDLIČKOVÁ, H., 1991: Dlouhodobé kolísání srážek v Brně a Olomouci (1881 – 1980). Katedra geografie PřF UP Olomouc, 52 s.

QUITT, E., 1971: Klimatické oblasti Československa. Studia Geographica 16, GÚ ČSAV Brno.

TOMAN, F., 1999: Vliv klimatických podmínek na výskyt vodní eroze v oblasti jižní Moravy. MZLU Brno, 54 s.

REVITALIZACE ŘEKY MODLY

RIVER MODLA REVITALIZATION

Martin Neruda, Jaroslava Vráblíková, Lenka Oprchalová

Univerzita J. E. Purkyně, Fakulta životního prostředí, Králova výšina 7, 400 96 Ústí nad Labem,Česká republika, e-mail: martin.neruda@ujep.cz

Abstrakt

Řešený projekt WD 44–07-1 „Modelové řešení revitalizace průmyslových regionů a území po těžbě uhlí na příkladu Podkrušnohoří“ navrhuje mimoprodukční formy využívání území. V souvislosti s revitalizacemi toků byla vybrána řeka Modla jako modelový příklad. Revitalizace řek je významná s ohledem na cíle Rámcové směrnice o vodní politice. V okrese Litoměřice (severně od Prahy) byla v roce 1996 uskutečněna revitalizace části úseku řeky Modly. V minulosti byl tento úsek napřímen a opevněn. Nové koryto má přirozený charakter s množstvím břehové a doprovodné vegetace. Délka revitalizovaného úseku je 1440 m. Staré napřímené koryto bylo ponecháno jako „záložní“ koryto. Nové revitalizované koryto bylo vytvořeno v místě původního koryta (před melioračními úpravami). Náklady spojené s výstavbou nového koryta byly hrazeny ze státního rozpočtu z Programu revitalizace říčních systémů (Ministerstvo životního prostředí ČR).

Klíčová slova: revitalizace, obnova území, disparita, řeka Modla

Abstract

The project WD 44–07-1 „Revitalization modelling of industrial regions and areas after coal excavation on the case of Podkušnohoří“ proposes non-productive forms of landscape use. River Modla was chosen as a pilot study of rivers revitalization. River revitalization (regeneration) is very important in relation to the aims of Water Framework Directive. In the Litomerice region (north of Prague) revitalization of the river Modla began in the year 1996. In the past this stream was straightened in relation to form a canal. The new river bed has a natural character with many trees and bushes on the bank. The length of revitalized part is 1440 m. Old channel lining stayed there as second bed. The new revitalized (natural) river bed was constructed on the original river bed position (before amelioration changes). Total costs were paid mainly by Czech state budget from the Program of River Systems Revitalization (Ministry of Environment of Czech Republic).

Key words: revitalization, land regeneration, disparity, river Modla

Úvod

Revitalizace probíhala na částečně zúrodněných pozemcích, využívaných jako orná půda s výraznou povrchovou orniční vrstvou. V roce 1996 bylo opět obnoveno přírodní koryto Modly. Byl vybudován průtočný malý rybník a obnoven náhon Luckého mlýna (Neruda a kol., 2007). Celková délka upravovaného toku je 1440 m. Výsadby byly provedeny na 2/3 plochy toku v poměrné šířce 16 m. Celkem bylo vysázeno 3400 ks keřů, 312 ks vzrostlých stromů a 1348 stromů školkařské velikosti. Byl také založen luční trávník výsevem luční směsi na ploše 20 000 m^2. Byl vytvořen důležitý biokoridor.

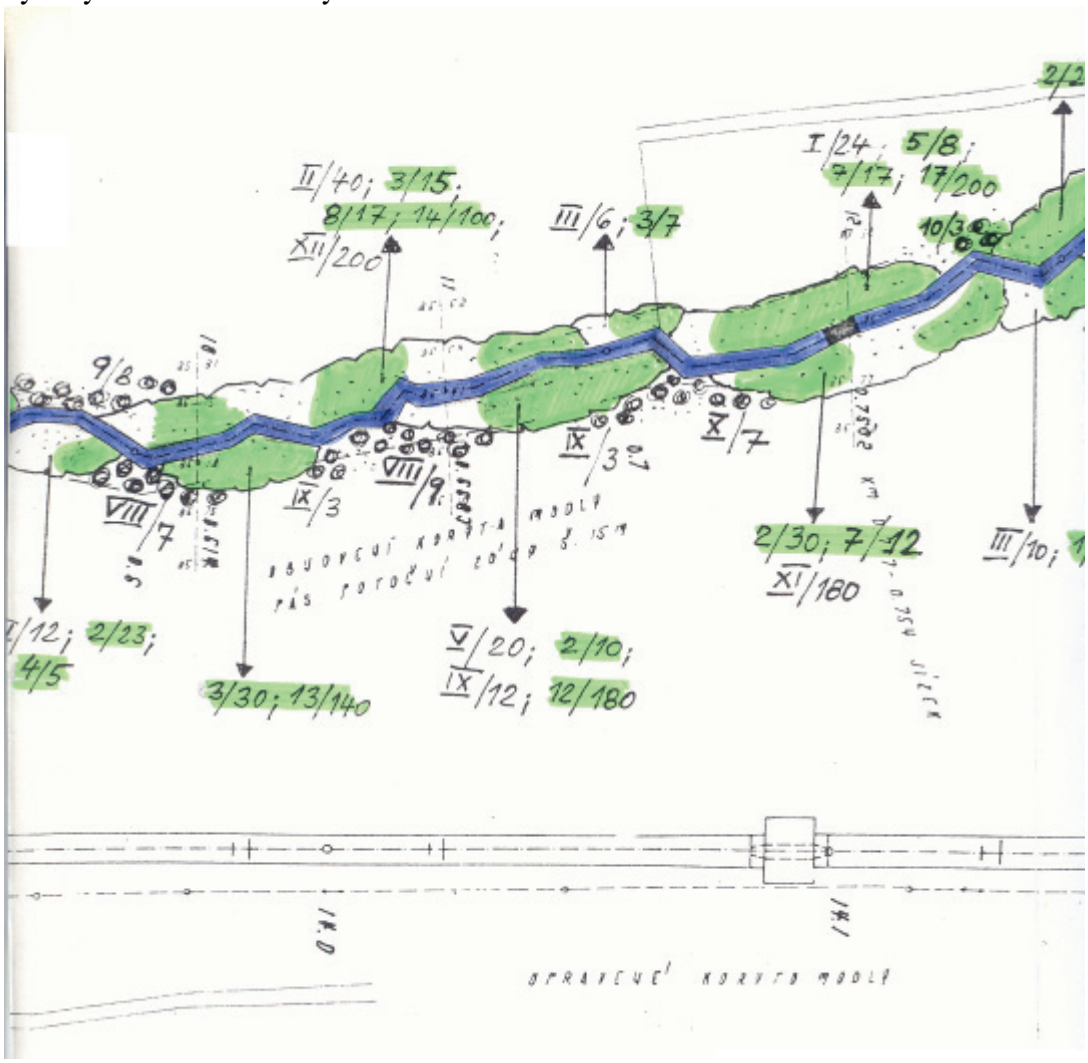
Materiál a metody

Ve spolupráci se Zemědělskou vodohospodářskou správou, oblast Povodí Ohře, v Ústí nad Labem probíhá od roku 1996 sledování řeky Modly. V první fázi se jedná o terénní průzkum,

pořízení fotodokumentace, měření rychlosti vody. Bude vyhodnocena provedená revitalizace a podle ní navržena další revitalizace potoka Čepel na Roudnicku.

Charakteristika území

Zájmové území provedené revitalizace zahrnuje polní pozemky a louky, které jsou využívány zemědělci. Na konci revitalizované části stojí Lucký mlýn. Modla v úseku mezi Luckým mlýnem a Chodovlicemi představuje přechod mezi nížinným a pahorkatinným charakterem. Povodí Modly má prameniště v jižní části Českého středohoří v tzv. Terezínské kotlině. Ta byla vytvořena tektonicky a erozní a aluviální činností Labe.



Obr. 1 Výřez ze zakreslení trasy Modly s vyznačením výsadby břehové vegetace (Projekt Modla, ZVHS, 1996)

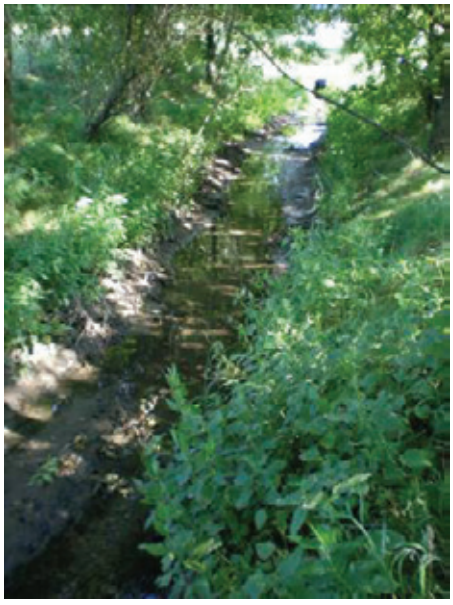
Geologicky je revitalizované území tvořeno křídovým útvarem s převahou slínů a jílů. V úseku Lucký mlýn – Chodovlice se nachází Klapská pahorkatina s horninami druhohorního až čtvrtohorního stáří, zejména opukami, slíny se sprašovým překryvem. Půdní překryv je tvořen sprašovými hlínami s velkým množstvím jílovitých a vápenitých substancí, které se charakterizují jako jílovitohlinité až jílovité zeminy. Vyvinuté karbonátové černozemě, rendziny a lužní půdy jsou jen málo propustné (Kolektiv, 1996).
Koryto a břehová část nového koryta Modly jsou tvořeny aluviálními sedimenty, kde se dříve zdržovala voda (mokřady). V minulosti provedené odvodnění pozemků má negativní vliv na hydrologickou situaci povodí Modly. Na zájmovém území se nacházejí dva socieo-regiony I/2 Dolní Poohří a III/2 Střední Poohří a náleží k vegetačnímu stupni 2 – *Fageto Quercetum*.

Jedná se o *Quercetum carpinetosum* (habrová doubrava). Klima je teplé, suché s mírnou zimou. Roční srážkový úhrn 480 mm a vegetační srážkový úhrn 312 mm. Střední roční teplota je 8,5 °C, vegetační střední teplota je 14,8 °C, měsíční minimum je -1,5 °C. Napřímená část se nachází vedle revitalizované části Modly (přibližně 100 m). Původně Modla tvořila členité meandrující koryto se zapojenou břehovou vegetací. Dřívější úpravy zrušily náhon na Lucký mlýn. Tím tehdejší JZD získalo polní pozemky. Byl ale také zcela zničen přírodní ráz koryta, tedy i samotné koryto s břehovou vegetací. Na místě koryta se vlastně nacházelo odvodněné pole.
Výsadby se skládaly z těchto částí:

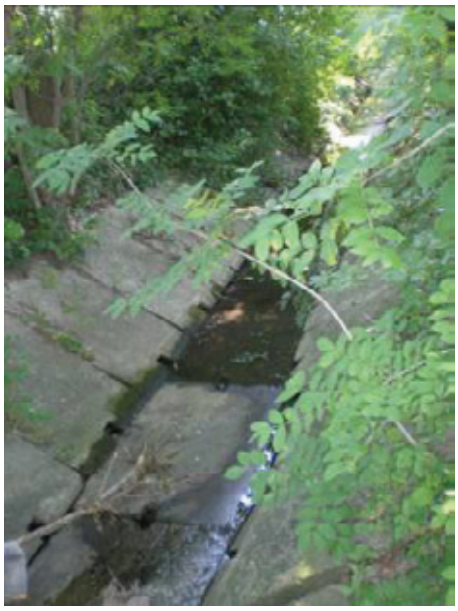
1) stromy v kontejnerech (prostokořenné): vrba bílá (198 ks), olše (400 ks), bříza (200), jasan (200), topol bílý (350 ks)
2) stromy vzrostlé (se zemním balem): javor mléč (77 ks), habr (50), javor klen (30), lípa (70), dub letní (35)
3) keře v kontejnerech (prostokořenné): ptačí zob (480), svída krvavá (710), střemcha (350), brslen (350), zimolez (480), kalina (350), dřín obecný (680) (Kolektiv, 1996).

Výsledky

Průměrná rychlost vody změřená vodoměrnou vrtulí pod Luckým mlýnem 22. 7. 2007 byla 0,145 $m.s^{-1}$. Navrhujeme následující opatření, která podpoří revitalizační opatření na toku. Převést veškerou vodu pouze do revitalizovaného koryta. To pomůže větší vodnosti revitalizovaného úseku. Jedná se zde totiž o malý podélný sklon (spád) toku a v letních měsících je v korytě minimum vody. Napřímené betonové koryto doporučujeme zbavit opevnění. Třeba využít možnosti dodání zeminy ze stavebních úprav (např. terénní úpravy při výstavbě dálnice D 8). Dále zeminou vyplnit vzniklý příkop, doplnit břehovou a doprovodnou výsadbu a zatravnit. Břehovou a doprovodnou vegetaci u obou koryt ošetřit (probírky, vykácet uschlé stromy a odstranit oplocenky). Navrhujeme také možnou variantu vybudování polní cesty podél potoka s uvedením údajů o revitalizaci (rekreace, zpřístupnění úseku pro místní obyvatele a turisty).
Potok s vegetací tvoří biokoridor, kde je snadné zahlédnou vysokou zvěř, stejně tak jako hojnost zajíců. Vyvinutá břehová vegetace tvoří úkryty pro živočichy.



Obr. 2 Revitalizovaná Modla (červenec 2007)



Obr. 3 Napřímená Modla (červenec 2007)

Závěr

Práce na Modle budou pokračovat ve zvolené metodice. Bude měřena rychlost vody vodoměrnou vrtulí a počítáme s měřením chemických ukazatelů kvality vody. Bude i nadále sledován vývoj revitalizovaného úseku. Podle něho bude navržena revitalizace potoka Čepel na Roudnicku v rámci diplomové práce.

Revitalizace vodotečí jsou velice důležité. V kontextu s požadavky Rámcové směrnice o vodní politice 2000/60/ES se musíme snažit revitalizovat více kilometrů našich řek a potoků (Just a kol., 2005). Zdařilý příklad revitalizace uvádí Just (2007) ze středních Čech, v okrese Benešov, a to Pekelský potok u Zdislavic (Just, 2007).

Terénní práce a zpracování posteru podpořily projekty: MMR WD-44-07-1 „Modelové řešení revitalizace průmyslových regionů a území po těžbě uhlí na příkladu Podkrušnohoří“ a Projekt NEPTUN.

Literatura

JUST, T. a kol., 2005: Vodohospodářské revitalizace a jejich uplatnění v ochraně před povodněmi, 3. ZO ČSOP Hořovicko, Praha 2005.

JUST, T., 2007: Revitalizace Pekelského potoka u Zdislavic, Vodní hospodářství, č. 10, 2007, s. 371–375.

KOLEKTIV, 1996: Modelové území Modla – Biokoridor, Dokumentace skutečného provedení stavby, Narcis, a. s. Ústí nad Labem, ZVHS Ústí nad Labem.

NERUDA, M. a kol., 2007: Revitalizace malých vodních toků v severních Čechách, Studia Oecologica. č. 2, Fakulta životního prostředí UJEP, Ústí n. L., 2007, s. 72–76.

SOIL HYDRAULIC PROPERTIES CHARACTERIZATION FOR NUMERICAL MODELING OF ACIDIFICANTS TRANSPORT

CHARAKTERISTIKA HYDRAULICKÝCH VLASTNOSTÍ PŮD PRO NUMERICKÉ MODELOVÁNÍ TRANSPORTU ACIDIFIKANTŮ

Antonín Nikodem[1], Radka Kodešová[1], Vít Kodeš[2], Lenka Pavlů[1], Luboš Borůvka[1], Anna Žigová[3]

[1]Department of Soil Science and Geology, Czech University of Life Sciences, Prague, Kamýcká 129, 16521 Prague, Czech Republic, e-mail: nikodem@af.czu.cz
[2]Department of Water Quality, Czech Hydrometeorological Institute, Na Šabatce 17, 143 06 Prague, Czech Republic
[3]Institute of Geology, Academy of Sciences of the Czech Republic, v.v.i., Rozvojová 269, 165 00 Prague, Czech Republic

Abstract

Two organic matter horizons developed under a spruce forest and grass vegetation were chosen to demonstrate the impact of a different vegetation cover on the micromorphology, porous system and hydraulic properties of surface soils. Micromorphological studies showed that the decomposed organic material in the organic matter horizon under the grass vegetation was more compact compared to the decomposed organic material in the organic matter horizon under the spruce forest. The detected soil porous system in the organic matter horizon under the spruce forest consisted of two clusters of pores with different diameters that were highly connected within and between both clusters. The soil porous system in the organic matter horizon under the grass vegetation consisted of one cluster of pores with the larger diameters and isolated pores with the smaller diameter. The retention ability of the organic matter horizon under the grass vegetation was higher than the retention ability of the organic matter horizon under the spruce forest.

Key words: hydraulic properties, soil pores system, soil micromorphology

Abstrakt

Pro vysvětlení vlivu rozdílného vegetačního pokryvu na mikromorfologii, systém pórů a hydraulické vlastnosti povrchové vrstvy půd byly vybrány dva organické horizonty, které se vyvinuly pod smrkovým a travním porostem. Mikromorfologické studie ukázaly, že rozložený organický materiál v organickém horizontu pod travním porostem byl více kompaktní ve srovnání s organickým materiálem vytvořeným pod smrkovým porostem. Systém půdních pórů, který se nalézal v organickém horizontu pod smrkovým porostem se skládal ze dvou skupin pórů s rozdílným průměrem. Všechny póry byly navzájem propojeny. Naproti tomu pórový systém v organickém horizontu pod travním porostem byl utvářen propojenou soustavou pórů o větším průměru a dále samostatnými póry o menším průměru. Retenční schopnost organického horizontu pod travním porostem se ukázala vyšší, než retenční schopnost organického horizontu utvářeného pod smrkovým lesem.

Klíčová slova: hydraulické vlastnosti, systém půdních pórů, půdní mikromorfologie

OBSAH

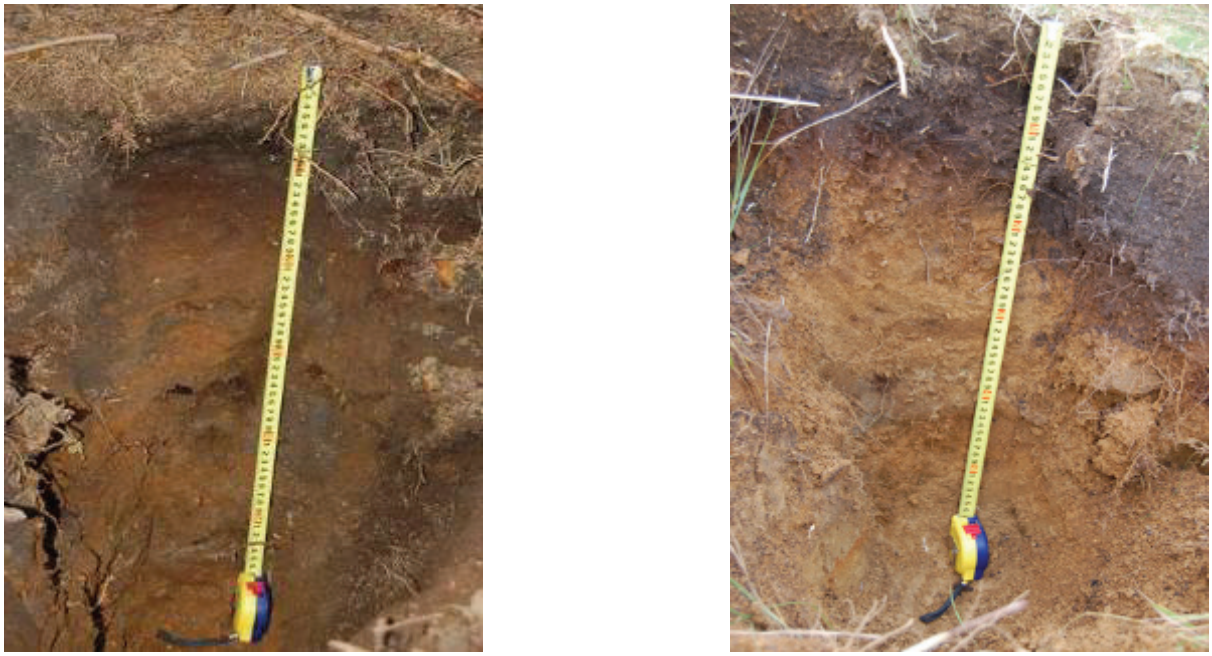
Introduction

Deforestation and soil degradation are serious problems in the mountains area along the north-west border of the Czech Republic, which arose due to the forest management and acid depositions. One of the highly impacted areas is the Jizera Mountains. Natural stable forest ecosystems were altered in this region by human impact into a spruce monoculture. High concentrations of acidificants in the atmosphere that occurred thirty years ago damaged the soil and forests, and led to the deforestation on the mountain summits. This area was quickly invaded by grass as a natural mechanism of ecosystem restoration. Soils under this grass cover have often better chemical properties than soils covered by forests due to the grass litter quality (Kooijman et al., 2000; Fiala et al., 2001). The goal of our project is experimental and numerical calculation of soil acidification. The transport of acidificants is mainly affected by soil water regime. The various forest covers have a great impact on the water regime and transport of dissolved substances in the soil profile and consequently on the soil degradation processes. The physical and hydraulic properties of mineral soil horizons below the organic matter horizons are usually studied (Bergen and Hagen, 2000; Heiskanen and Häkitalo, 2002; Ellerbrock et al., 2005; Lichner et al., 2007). However, the soil hydraulic properties of the top organic matter horizon considerably control the water flux at the top of the soil profile. Three subhorizons are distinguished within the top organic matter horizon (Green et al., 1993): L-subhorizon is the slightly decomposed organic material (leafs or needles), F subhorizon is more decomposed material, and H-subhorizon is made from the totally decomposed organic material with a potential mineral addition. While the mineral soil horizons are usually a result of a long time soil genesis, the organic matter horizons of the forest soils may change relatively quickly, depending on the vegetation cover. The comparison of the soil micromorphology and hydraulic properties of the organic H-subhorizons developed under the spruce forest and grass vegetation is presented in this study.

Material and methods

The core of the Jizera Mountains is a plutonic area with uniform granite bedrock. The complex soil study of the Jizera Mountains region was previously presented by Mládková et al. (2005) and Borůvka et al. (2005). New representative sampling sites were selected on the base of previous results. Soil samples were collected from five soil pits within each elevation transect, the Paličník mountain, and the Smědava mountain, three soil pits at each location, the former Kristiánov settlement, Protržená přehrada near the Desná village and the Jizerka settlement. The soil pits were placed in a spruce forest (*Picea abies*) of various age, old nature-close beech forest (*Fagus sylvatica*), and a dead forest with young free-growing spruce and with high grass abundance (*Calamagrotis villosa*, *Deschampsia flexuosa*) (referred here as grass vegetation). Prevailing soil types were defined as Haplic Podzols, Entic Podzols and Dystric Cambisols.

Two soil profiles of the Haplic Podzol under the spruce forest (SF) and grass vegetation (GV) with the significantly developed horizon of the top organic matter were selected for this study (Fig. 1). The depths of the SF and GV organic horizons were 9 cm (1 cm of L, 3 cm of F, 5 of the H-subhorizons) and 20 cm (6 cm of L, 4 cm of F, 8 cm of the H-subhorizons), respectively. The depths of the characteristic mineral horizons were: 0 and 2 cm of the humic horizon, 1 and 12 cm of the albic horizon, 19 and 12 cm of the spodic horizon, and the substrate (IUSS Working Group WRB, 2006).



a) b)

Fig. 1 Two soil profiles of the Haplic Podzol under the spruce forest (a) and grass vegetation (b).

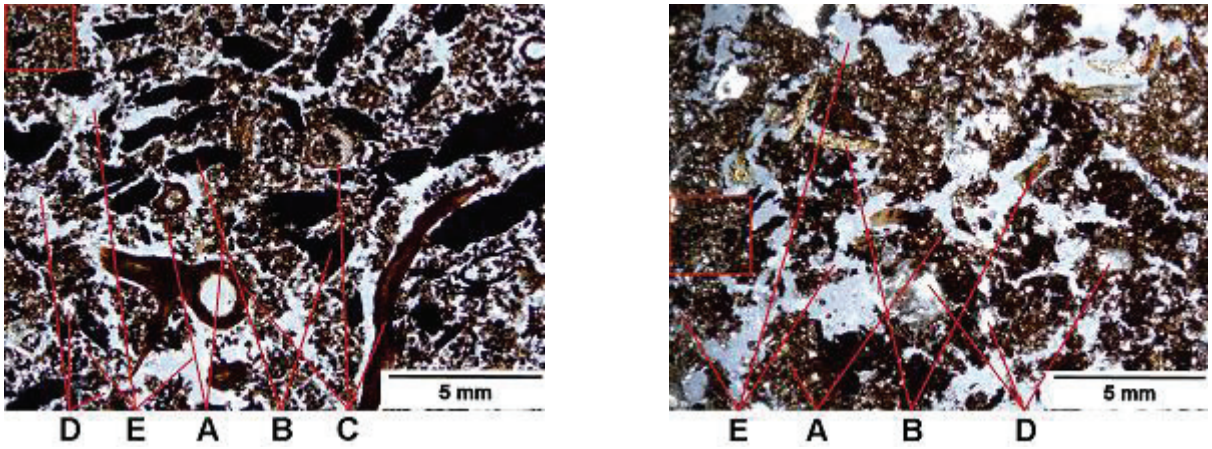
The organic H-subhorizons of the selected soil profiles were chosen to demonstrate the impact of the different soil cover (spruce forest versus grass vegetation) on the micromorphology, porous system and hydraulic properties of surface soils. The organic matter content evaluated from the organic carbon, which was obtained using the rapid dichromate oxidation techniques (Sparks, 1996), was 78.0 and 66.5 % in the H-subhorizon under the SF and GV, respectively. Undisturbed large soil aggregates and undisturbed 100-cm^3 soil samples were taken from the studied horizons. Micromorphological properties characterizing soil porous structure were studied on thin soil sections prepared from the large soil aggregates (Catt, 1990). The soil porous system was analyzed using the same procedure that was presented by Kodešová et al. (2006). Images were taken at one magnification. To detect pores, image-processing filters were applied. To analyze pore sizes, the ArcGIS raster processing tools were used.

Soil hydraulic properties were studied in the laboratory on the undisturbed 100-cm^3 soil samples placed in Tempe cells. First, the saturated hydraulic conductivity was measured using the constant head method (Dane and Topp, 2002), followed with the multi-step outflow test (van Dam et al, 1994). Soil water retention data points were obtained by calculating water balance in the soil sample at each pressure head step of the experiment. The single-porosity model in HYDRUS-1D (Šimůnek et al., 2005) was used to analyze the multi-step outflow data and to obtain the parameters of both soil hydraulic properties (soil water retention and unsaturated hydraulic conductivity functions) that were described using the van Genuchten (1980) model. Points of the soil water retention curve were also utilized in the inversion. Three scenarios were analyzed in both cases to improve optimization results. All experimental data were used in the inversion for scenarios A and B. The experimental data obtained during the first pressure head step were excluded from the inversion for scenario C. While the saturated soil water content, θ_s, was set to the measured value, the soil hydraulic parameters θ_r (the residual water content), α (reciprocal of the air entry pressure), n (related to the slope of the retention curve at the inflection point), and K_s (the saturated hydraulic conductivity) were optimized in scenario A. A significant weighting factor (WF=10) was assumed for all points of the soil water retention curve. All soil hydraulic parameters (θ_s, θ_r, α, n and K_s) were optimized in scenarios B and C. The high weighting factor (WF=10) was assumed only for

one point of the soil water retention curve that was obtained for pressure head -10 (SF) or -8 cm (GV), and low value (WF=0.1) was used for the other points in scenarios B and C. The standard value of the weighting factor (WF=1) was used for the multi-step outflow data in all scenarios.

Results and discussion

Micromorphological images of the H-subhorizons developed under the spruce forest (SF) and grass vegetation (GV) are shown in Fig. 2. In both cases soil samples mostly consisted of the organic material with a little fraction of mineral grains. However, depending on the source of the organic matter and its decomposition by a different soil organism images display considerably various micromorphological features. The organic material (residues of spruce needles and roots) in the H-subhorizon under the SF was decomposed by the soil organisms of two taxonomy orders (*Acarina*, *Collembola*). The organic material (residues of grass leaves and roots) in the H-subhorizon under the GV was mostly decomposed by the soil organisms of at least three taxonomy orders (*Acarina*, *Collembola*, *Oligochaeta*). The organic material in the H-subhorizon under the GV was more compact compared to the organic material of the H-subhorizon under the SF. The H-subhorizon under the GV contained larger fractions of mineral grains (mainly quartz) than the H-subhorizon under the SF.

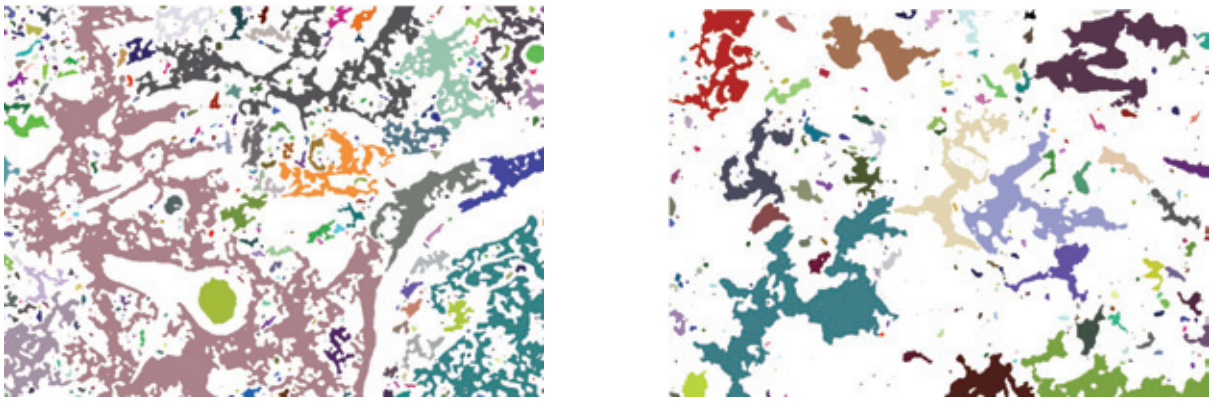


a) b)

Fig. 2 Micromorphological images of the soil samples characterizing the H-subhorizons of the soil profile under the spruce forest (a) and grass vegetation (b). A – decomposed material (organism excrements), B – not decomposed organic material (a – spruce needles, b – grass leaves), C – residues of roots, D – mineral grains, and E – pores.

The different composition of the organic matter and mineral grains is reflected in various soil porous systems detected on the micromorphological images (Fig. 3).

Only the pores with a diameter larger than 40 micrometers are visible on the image. Two types of pore clusters were present in the H-subhorizon under the SF: the cluster of pores with diameters from 1000 to 200 micrometers and the cluster of pores with diameters smaller than 200 micrometers. Pores of both clusters were highly connected. The pore cluster of pores, with diameters from 1000 to 200 micrometers, was mostly present in the H-subhorizon under the GV. Isolated pores with the diameter smaller than 200 micrometers existed in the aggregated organic matter. Total porosities detected on the micromorphological images were 39.20 % and 25.28 % for the H-subhorizon under the SF and GV, respectively. The porosities of the aggregated organic matter specified for the sections marked in Fig. 2 were 21.92 % and 1.55 % for the H-subhorizon under the SF and GV, respectively.



a) b)

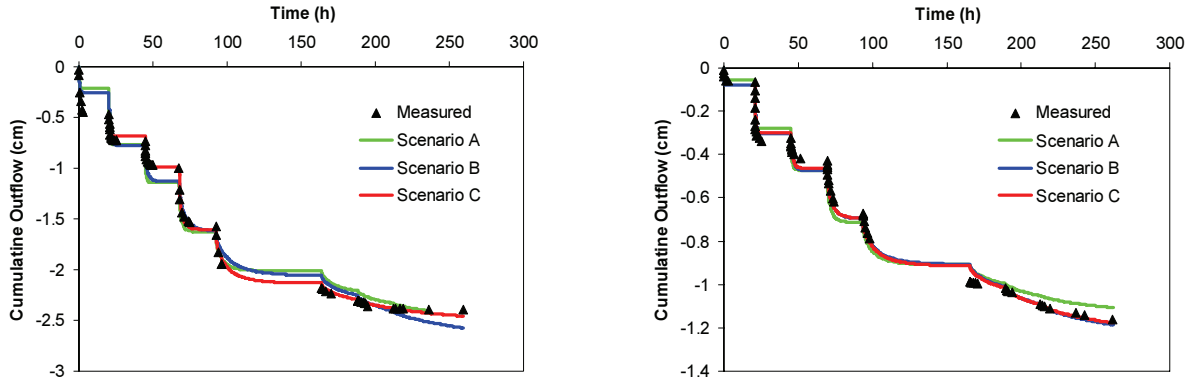
Fig. 3 Detected pores on images of soil samples characterizing the H-subhorizons of the soil profile under the spruce forest (a) and grass vegetation (b); each color represents interconnected pores

.

Soil hydraulic parameters obtained from the numerical inversions of data from the multi-step outflow experiment are shown in Tables 1 and 2 for the SF and GV soil profile, respectively. The simulated outflow data (Fig. 4a) and the soil water retention curves (Fig. 5a) of various scenarios for the SF soil sample are not significantly different. Slightly variable saturated hydraulic conductivities are higher than the measured K_s value (0.748 cm h^{-1}) in scenarios A and B, and lower in scenario C.

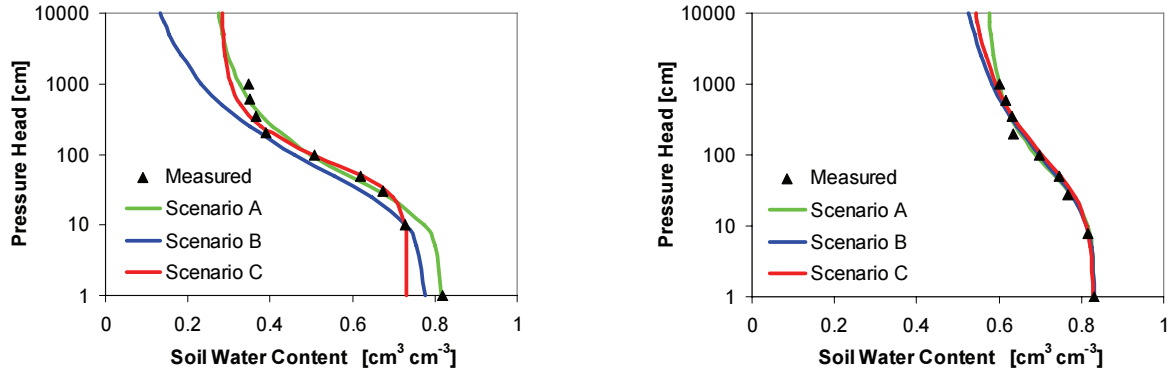
However, the best correlation between the observed and simulated data was obtained in scenario C. The simulated outflow data (Fig. 4b) and the soil water retention curves (Fig. 5b) of various scenarios for the GV soil sample are significantly different. Highly variable saturated hydraulic conductivities are higher than the measured K_s value (0.571 cm h^{-1}) in scenarios A and B, and lower in scenario C. The best correlation was obtained in scenario C. The parameters obtained from scenario C describe the hydraulic properties of mobile water domains in studied soil samples with exception of the large capillary (corresponding to the pressure heads higher than -10 or -8 cm) and gravitational pores. Their impact is mainly noticeable on the SF soil sample data. The difference between the measured saturated soil water content and the optimized value from scenario C represents a pore fraction potentially available for a preferential water flow under the conditions close to saturation. The difference between the measured hydraulic conductivity and the optimized value from the scenario C indicates flow in this pore fraction.

However, this difference does not describe the actual pore fraction permeability due to the different soil water retention properties of the pore fraction and the limitation effect of the porous plate in the Tempe cell. The soil hydraulic properties of the H-subhorizon under the GV exhibit the higher retention ability than the H-subhorizon under the SF. The high values of the saturated soil water content were in both cases obtained due to the high water contents in the organic matter in both soil samples. In addition the 100 cm^3 soil samples used for the soil hydraulic properties determination contained a significant volume of tree and grass roots in the entire soil sample. The volume of the dry soil sample of the H-subhorizon under the SF and GV was 83.09 cm^3 and 57.49 cm^3, respectively. Since the studied soil samples did not display volume changes at the end of the multi-step outflow experiment, the resulting parameters represent the soil hydraulic properties within the pressure head range from -10 (–8) to –1000 cm. Considering the water flow process only in soil pores, the soil water retention and hydraulic conductivity curves may be shifted along the soil water content axis without the impact on the simulated transient flow data.



a) b)

Fig. 4 Multi-step outflow data obtained on the soil sample characterizing the H-subhorizons of the soil profile under the spruce forest (a) and grass vegetation (b)



a) b)

Fig. 5 Soil water retention curves obtained on the soil sample characterizing the H-subhorizons of the soil profile under the spruce forest (a) and grass vegetation (b).

Tab. 1 Parameters of the van Genuchten functions for the soil sample characterizing the H-subhorizon of the soil profile under the spruce forest.

Scenario	θ_s [cm^3 cm^{-3}]	θ_r [cm^3 cm^{-3}]	α [cm^{-1}]	n [-]	K_s [cm h^{-1}]	R^2
A	0.8177*	0.2573	0.0412	1.568	7.978	0.9953
B	0.7784	0.0607	0.0430	1.378	2.853	0.9976
C	0.7325	0.2819	0.0169	2.065	0.495	0.9997

* not optimized

Tab. 2 Parameters of the van Genuchten functions for the soil sample characterizing the H-subhorizon of the soil profile under the grass vegetation.

Scenario	θ_s [cm^3 cm^{-3}]	θ_r [cm^3 cm^{-3}]	α [cm^{-1}]	n [-]	K_s [cm h^{-1}]	R^2
A	0.8299*	0.5678	0.0333	1.591	1.213	0.9983
B	0.8334	0.4772	0.0387	1.330	1.164	0.9991
C	0.8272	0.5166	0.0282	1.428	0.515	0.9992

* not optimized

The soil porous systems detected on the micromorphological images do not represent the pore size distributions under the naturally moist conditions due to the large volume changes of the dry organic matter and the presence of tree and grass roots. No gravitational pores and pores smaller than 40 micrometers are presented on the images. However, the rations of the various pore clusters indicate the observed difference between the retention abilities of the studied H-subhorizons. Some results will be also presented by Kodešová et al. (2007).

Conclusions

The different organic materials and their decomposition by the various organisms in the H-subhorizons under the spruce forest and under the grass vegetation resulted in the different micromorphological features of the studied soil samples. The H-subhorizon under the spruce forest showed the less compact structure, highly connected porous system and consequently the lower retention ability. The H-subhorizon under the grass vegetation showed the more compact structure, lower pore connectivity and the higher retention ability. The soil hydraulic properties were in both cases affected by the tree and grass roots. The root impact on the soil hydraulic properties of the agricultural soils was studied for instance by Gerke and Kuchenbuch (2007) and Kodešová et al. (2006). The soil hydraulic properties obtained from the inversion of scenario C characterized the mobile water domains. The fractions of the large capillary and gravitational pores potentially available for the preferential water flow under the conditions close to saturation were indicated. The effect of the preferential flow in the soil profile defined as the Dystric Cambisol with the peat soil cover in the Jizera Mountains on the rainfall-runoff was previously described by Šanda et al. (2006). The higher retention ability of the varying organic matter horizon observed in this study may cause lower water and dissolved substances flux through the soil profile and lower degree of soil degradation. On the other hand water regime is greatly affected by the evapotranspiration of different vegetation and a rainfall interception.

Acknowledgements

This study was supported by grants No. 103/05/2143 and No. 526/05/0613 of the Czech Science Foundation, grant No. 1G57073 of the Ministry of Agriculture of the Czech Republic, and by the research plan No. MSMT 6046070901 of the Ministry of Education Youth and Sports.

References

BERGER, T.W., HAGER, H., 2000: Physical top soil properties in pure stands of Norway spruce (*Picea abies*) and mixed species stands in Austria. For. Ecol. Manage. 136: 159-173.

BORŮVKA L., MLÁDKOVÁ L., DRÁBEK O., 2005: Factors controlling spatial distribution of soil acidification and Al forms in forest soils. J. Inorg. Biochem., 99: 1796-1806.

CATT, J. A., 1990: Paleopedology manual. Quaternary International 6: 1-95.

DANE, J.H, TOPP, G.C. (ed.), 2002: Methods of soil analysis, Part 3 - Physical methods., SSSA Book Series: 5, SSSA, Inc., ASA, Inc., Madison, Wisconsin, USA.

ELLERBROCK, R.H., GERKE, H.H., BACHMANN, J., GOEBEL, M.O., 2005: Composition of Organic Matter Fractions for Explaining Wettability of Three Forest Soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 69:57-66.

FIALA, K., TŮMA, I., HOLUB, P., TESAŘOVÁ, M., JANDÁK, J., PÁVKOVÁ, A., (2001): Importance of grass cover in reduction of negative processes in soil affected by air pollution. Plant Production, 47: 377-382.

GERKE, H.H., KUCHENBUCH, R.O., 2007: Root effects on soil water and hydraulic properties. Biologia 26(6): in print.

GREEN, R. N., TROWBRIDGE, R. L., KLINKA K., 1993: Towards a taxonomic classification of humus forms. Forest Science, 39, Monograph, 29: 49 pp.

HEISKANEN, J., HÄKITALO, K., 2002: Soil water-retention characteristics of Scots pine and Norway spruce forest sites in Finnish Lapland For. Ecol. Manage. 132:159-173.

IUSS Working Group WRB, 2006: World Reference Base for Soil Resources 2006, World Soil Resources Reports No. 103, FAO, Rome.

KODEŠOVÁ, R., KODEŠ, V., ŽIGOVÁ, A., ŠIMŮNEK, J., 2006: Impact of plant roots and soil organisms on soil micromorphology and hydraulic properties. Biologia, Bratislava, 61 (Supl. 19): S339-S343.

KODEŠOVÁ, R., PAVLŮ, L. KODEŠ, V., ŽIGOVÁ, A., NIKODEM, A., 2007: Impact of spruce forest and grass vegetation cover on soil micromorphology and hydraulic properties of organic matter horizon. Biologia 26(5): in print.

KOOIJMAN, A.M., EMMER, I.M., FANTA, J., SEVINK, J., 2000: Natural regeneration potential of the degraded Krkonose forests. Land Degrad. Develop., 11: 459-473.

LICHNER, L., HALLETT, P.D., FEENEY, D.S., ĎUGOVÁ, O., ŠÍR, M. TESAŘ M., 2007: Field measurement of the impact of hydrophobicity on soil water flow under different vegetation over time. Biologia 26(6): in print.

MLÁDKOVÁ, L., BORŮVKA, L., DRÁBEK, O., 2005: Soil properties and toxic aluminium forms in acid forest soils as influenced by the type of vegetation cover. Soil. Sci. Plant Nutr., 51: 741-744.

ŠANDA, M., HRNČÍŘ, M., NOVÁK, L., CÍSLEROVÁ, M., 2006: Impact of the soil profile on rainfall-runoff process. J. Hydrol. Hydromech., 54 (2): 163-182.

ŠIMŮNEK, J., VAN GENUCHTEN, M. TH., ŠEJNA, M., 2005: The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat and multiple solutes in variably-saturated media. Version 3.0. Dept. of Environmental Sciences, University of California Riverside, Riverside, California, 240 pp.

SPARKS, D. L., (ed.), 1996: Methods of soil analysis, Part 3 - Chemical methods., SSSA Book Series: 5, SSSA, Inc., ASA, Inc., Madison, Wisconsin, USA.

VAN DAM, J. C., STRICKER, N. M., DROOGERS, P., 1994: Inverse method to determine soil hydraulic functions from multistep outflow experiments. Soil Sci. Soc. Am. J., 58: 647-652.

VAN GENUCHTEN, M. Th., 1980: A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 44: 892-898.

MOŽNOSTI VYUŽITIA ÚDAJOV KPP V SYSTÉME BIO-FYZIKÁLNEHO MODELOVANIA PRE POTREBY PREDPOVEDANIA ÚROD A PRODUKCIE POĽNOHOSPODÁRSKYCH PLODÍN

THE POSSIBILITIES OF GENERAL SOIL SURVEY DATA UTILIZATION FOR BIOPHYSICAL MODELLING ORIENTED TO CROP YIELD AND CROP PRODUCTION FORECASTING

Martina Nováková, Rastislav Skalský

Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy Bratislava, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava Slovensá republika, e-mail: novakova@vupu.sk, skalsky@vupu.sk

Abstrakt

Bio-fyzikálne modely, určené pre potreby simulácie stavu a vývoja, sú založené na princípe komplexného, systémového prístupu k modelovaniu funkčných vzťahov v ekosystéme. V predkladanom príspevku sa venujeme analýze požiadaviek modelu WOFOST aplikovaného v národnom systéme pre predpoveď úrod vybraných poľnohospodárskych plodín na vstupné údaje o pôde a možnostiam prípravy požadovaných vstupov na báze národných údajov. Vybrané hydrofyzikálne vlastnosti pôdy boli pre potreby prípravy vstupov odvodené z dostupných údajov o zrnitosti pôd (digitálna databáza výberových sond Komplexného prieskumu pôd Slovenska – KPP-DB) pomocou pedotransferových funkcií a existujúcich vzťahov pre výpočet bodov retenčnej krivky a bodov krivky nenasýtenej hydraulickej vodivosti pôdy. Priestorový kontext údajových vstupov o pôde bol zabezpečený prostredníctvom väzby na účelovo interpretované údaje databázy bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek (PEU-DB) a databázy pôdno-ekologických regiónov (PER-DB). Systém priestorovo reprezentovaných vstupov o pôde bol následne priestorovo interpretovaný v zmysle existujúcich štandardov pre harmonizovanú výmenu priestorových informácií.

Kľúčové slová: geograficky explicitné bio-fyzikálne modelovanie, WOFOST, databáza výberových sond KPP, databáza bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek, databáza pôdno-ekologických regiónov, harmonizácia priestorovej informácie

Abstract

Bio-physical models usually utilized in the process of simulation of crop growth and biomass production represent complex and system approach based tools for modeling functional relationships in ecosystem. WOFOST model requirements for input data on soil are analyzed and possibility of soil input files processing based on available national data is tested in the paper with the aim to enhance the national system for crop yields prediction. Pedo-transfer functions and existing soil retention curve and soil hydraulic conductivity curve estimation equations were applied on soil texture data coming from database of selected soil profiles of KPP (KPP-DB) in order to get necessary soil hydro-physical properties required by WOFOST model. Interpreted Soil-ecological unit database (PEU-DB) and Soil-ecological regions database (PER-DB) spatial data provided necessary spatial context for the processed input data on soils. The standards for harmonized spatial information exchange were applied to get the harmonized spatial representation of the model inputs.

Key words: geographically explicit bio-physical modeling, WOFOST, database of selected soil profiles of KPP, database of soil-ecological units, database of soil-ecological regions, harmonization of spatial information

Úvod

Predpovedanie úrod a produkcie vybraných poľnohospodárskych plodín priebežne počas vegetačného obdobia pred ich zberom, predstavuje aktuálnu úlohu výskumu oblasti podpory racionálneho manažmentu poľnohospodárskej výroby ako aj podpory efektívnej orientácie na trhu s poľnohospodárskymi komoditami.

Jednou z možností riešenia tejto problematiky je využitie modelovania, ako robustnej, široko aplikovateľnej metódy výskumu. Model vo všeobecnosti zodpovedá zjednodušenému zobrazeniu skutočnosti realizovaného pomocou účelovo definovaných znakov - vlastností reality. Modelovanie ako také, predstavuje všeobecný termín, označujúci aktivity spojené s tvorbou modelu reality, ako aj so samotnou aplikáciou nástroja s implementovaným vyžadovaným algoritmom. Konkrétne modelovanie je preto vždy potrebné uvažovať v kontexte riešenej problematiky.

V prípade riešenia problematiky predpovede úrod a produkcie poľnohospodárskych plodín ide o aplikáciu systému bio-fyzikálneho modelovania. Modelovaný systém tu predstavuje systém poľnohospodárskej krajiny (agro-ekosystém); aspektom modelovania systému je produkčná schopnosť porastov poľnohospodárskych plodín v danej poľnohospodárskej sezóne a jej kvantifikácia pre potreby spracovania predpovedí (odhadov) úrod. Formalizované poznatky o agro-ekosystéme tu predstavuje bio-fyzikálny model implementovaný vo forme softvérovej aplikácie.

V systéme bio-fyzikálneho modelovania pre potreby predpovede úrod a produkcie poľnohospodárskych plodín v rámci SR (Scholtz et Nováková 2004; Nováková 2005) je modelovanie funkčného aspektu agro-ekosystému zabezpečené deterministickým bio-fyzikálnym modelom WOFOST (Supit et al. 1994, Boogaart et al. 1998, Supit et Van Der Groot 2003).

Pre prevádzku uvedeného systému bio-fyzikálneho modelovania je nevyhnutné zabezpečiť zodpovedajúce údajové vstupy vo forme aká je vyžadovaná modelom WOFOST (meteorologické údaje, fenologické údaje, údaje o pôde, údaje o pestovaných plodinách, atď.). Údaje v procese bio-fyzikálneho modelovania predstavujú vhodne vyjadrené hodnoty stavových veličín prvkov agro-ekosystému (atribútový priestor), ktoré reprezentujú obsahový aspekt údajov o priestorovej štruktúre prvkov agro-ekosystému diferencovaných v reálnom geografickom priestore (geografický priestor), Skalský et al. 2006.

V predkladanom článku sa venujeme analýze princípov bio-fyzikálneho modelu WOFOST ako nástroja pre modelovanie stavu a vývoja biomasy (porastov poľnohospodárskych plodín), a to z hľadiska požiadaviek modelu na vstupné údaje o pôde. Priestor je venovaný reálnym možnostiam prípravy požadovaných vstupných údajov o pôde (ako z obsahového hľadiska, tak aj z hľadiska ich priestorového kontextu), a to na základe existujúcich národných pôdnych databáz.

V článku sú tiež načrtnuté princípy harmonizovanej organizácie a prezentácie odvodených pôdnych údajov, ktoré sledujú líniu metodiky implementovanej v systéme Monitoringu poľnohospodárskych plodín (CGMS) a v Systéme predpovedania úrod na európskej úrovni (MCYFS), viac informácii na webovej lokalite http://mars.jrc.it/marsstat/default.htm (Jrc-mars stat).

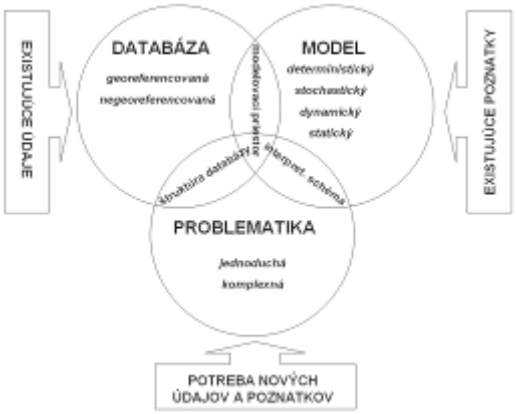
Materiál a metódy

Teoretické východiská modelovania

Systém modelovania predstavuje účelovo zvolený systém údajových vstupov a poznatkov o systéme, ktorý umožňuje modelovanie jeho vybraných aspektov. Pozostáva z troch základných prvkov - aspektu (hľadiska) modelovania zvoleného systému; dostupných údajoch o prvkoch modelovaného systému (alebo o systéme ako celku) a dostupných (formalizova-

ných) poznatkov o zákonitostiach vývoja a dynamiky sledovaných prvkov systému alebo systému ako celku (Skalský et al. 2006, Obr. 1).
Z teoretického hľadiska, v zmysle aplikácie teórie systémov na vnímanie krajiny – Krcho 1990):

- modelovaný systém (model reality) zodpovedá formalizovanému vyjadreniu priestorovej štruktúry študovaného systému (zvolenej reality); v procese reálneho modelovania je vyjadrený najčastejšie vo forme geografickej databázy;
- model časovo-priestorových vzťahov (poznatky o zákonitostiach vývoja a dynamiky prvkov systému alebo systému ako celku) zodpovedajú formalizovanému vyjadreniu funkčnej štruktúry študovaného systému (v procese konkrétneho modelovania je vyjadrený často krát vo forme účelovej softvérovej aplikácie, ktorá umožňuje sprostredkovanú simuláciu vybraných aspektov študovaného systému a odvodenie požadovaných údajov);
- aspekt modelovania zvoleného systému je totožný s hľadiskom, z ktorého je systém študovaný.



Obr. 1 Všeobecná definícia systému modelovania (v zmysle Skalský et al. 2006)

Systém modelovania predstavuje potom „zastrešujúci“ termín zodpovedajúci krajinnej syntéze (v zmysle Urbánek 2006).
Takto postavené teoretické východiská modelovania následne, pri akomkoľvek type priestorového - krajinného modelovania, definujú požiadavku:

- detailnej analýzy modelu časovo-priestorových vzťahov (predpokladanej softvérovej aplikácie) s cieľom pochopenia definovanej funkčnej štruktúry študovaného systému a s cieľom stanovenia požadovaných údajových vstupov (z obsahového a priestorového aspektu);
- zabezpečenia požadovaných údajových vstupov (priestorovej štruktúry, geografickej databázy), a to na základe existujúcich databáz alebo, v prípade ich neexistencie, na základe analýzy potenciálne využiteľných údajových zdrojov a stanovenia vhodného metodického postupu pre ich odvodenie;
- stanovenia priestorového rámca pre modelovanie (mierky a rozlišovacej úrovne).

Analýza bio-fyzikálneho modelu WOFOST

Model WOFOST (Supit et al. 1994, Boogaart at al. 1998, Supit et Van der Groot 2003) predstavuje bio-fyzikálny, deterministický, kvantitatívny, dynamický model, ktorého princíp spočíva v predpoklade závislosti fenologického vývoja, rastu a tvorby úrody (produkcie) od vplyvu prostredia na jednej strane a na strane druhej od genetických a fyziologických vlastností rastlín.
Model WOFOST, bol analyzovaný z hľadiska spôsobu implementácie vstupných údajov o pôde do systému funkčných vzťahov uvažovaných v rámci agro-ekosystému. Pozornosť

bola venovaná predovšetkým spôsobu zjednodušenia a formalizácie pôdneho profilu ako reprezentanta pôdy a vlastnostiam, prostredníctvom ktorých je pôda charakterizovaná .

Príprava databázy vstupných údajov o pôde

Predpokladaná absencia priamych údajových vstupov o pôde, ktoré by zodpovedali požiadavkám modelu WOFOST, podmienila potrebu analýzy existujúcich pôdnych údajových zdrojov (pôdnych databáz), ako aj analýzu potenciálneho využitia dostupných pedotransférových funkcií (PTF).

Analyzované boli pôdne databázy, ktoré spĺňajú podmienku potenciálnej využiteľnosti údajov a podmienku celoslovenského pokrytia: a) Digitálna databáza výberových sond Komplexného prieskumu pôd Slovenska (KPP-DB, Skalský, Balkovič 2002), ktorá je tvorená údajmi o pôdnych sondách (údaje o lokalizácii a údaje o profilových vlastnostiach – vertikálnej variabilite morfologických, chemických a vybraných fyzikálnych vlastností jednotlivých genetických horizontov); b) Databáza pôdno-ekologických jednotiek (PEU-DB), ktorá je tvorená údajmi o priestorovej distribúcii topických priestorových jednotiek – bonitovaných pôdnoekologických jednotiek (BPEJ) definovaných číselným kódom, ktorý vyjadruje príslušnosť ku klimatickej oblasti, príslušnosť ku genetickej pôdnej jednotke na rôznej taxonomickej úrovni, sklon a orientáciu svahu, hĺbku, skeletovitosť pôdy a pôdny druh (Linkeš et al. 1996); c) Databáza pôdno-ekologických regiónov (PER-DB), ktorá je tvorená údajmi o priestorovej distribúcii pôdno-ekologických jednotiek na vyššej, regionálnej úrovni – pôdno-ekologických regiónov (PER), Džatko (2002).

Harmonizácia priestorovej informácie

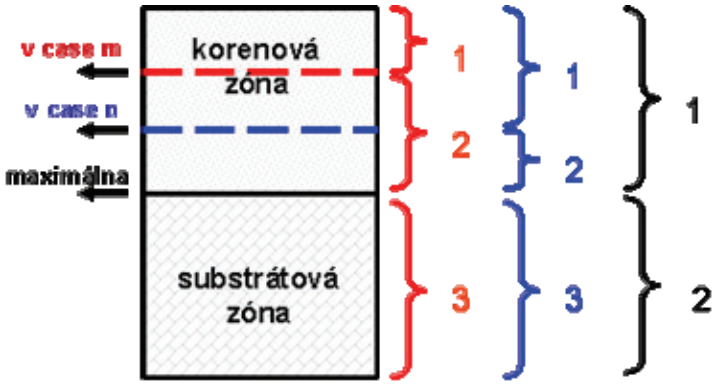
Pri návrhu priestorovej reprezentácie pre údaje o pôde boli uplatnené princípy databázovej organizácie údajov implementované v európskom systéme pre predpovedanie úrod (CGMS a MCYFS), Jrc-mars stat. Pre potreby harmonizácie vytvorenej priestorovej informácie boli uplatnené európske štandardy pre harmonizovanú reprezentáciu a výmenu priestorových informácií definované európskou direktívou INSPIRE (Inspire Directive).

Výsledky a diskusia

Pôda v rámci bio-fyzikálneho modelu WOFOST

Model WOFOST, pri modelovaní dynamiky obsahu vody v pôde, rozdeľuje pôdny profil vo vertikálnom smere na dve základné zóny, koreňovú zónu a substrátovú zónu. Hrúbka koreňovej zóny je daná hodnotou maximálnej hĺbky prekorenenia, ktorá je definovaná ako prekážka pre rast koreňov (hladina podzemnej vody, pevná hornina) alebo fyziologickými vlastnosťami modelovanej rastliny. Pod koreňovou zónou sa nachádza substrátová zóna, ktorá na modelovanie dynamiky pôdnej vody nemá priamy vplyv (voda obsiahnutá v tejto zóne nie je prístupná pre rastliny), ovplyvňuje iba mieru/rýchlosť straty nadbytočnej vody z vyššie ležiacej koreňovej zóny.

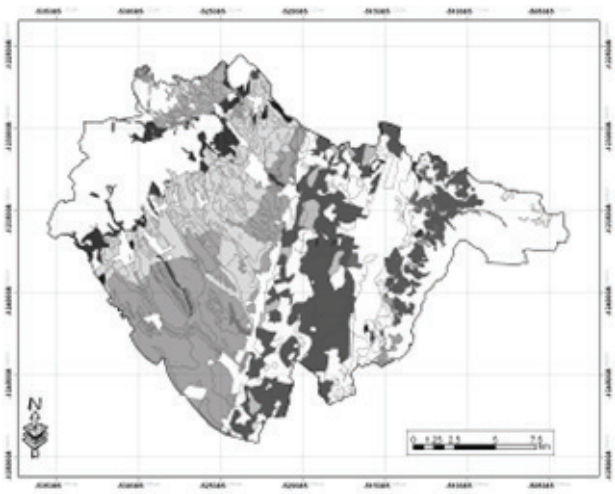
Dynamika vody je počítaná v každom časovom kroku (1 deň) ako bilancia vstupov (zrážky, infiltrácia, kapilárne vzlínanie z hladiny podzemnej vody) a strát (povrchový odtok, výpar z povrchu pôdy, evapotranspirácia). Množstvo prístupnej vody pre rastliny závisí, okrem vstupných parametrov bilančnej rovnice, aj od aktuálnej hrúbky koreňovej vrstvy v danom časovom kroku (funkcia rýchlosti rastu koreňov modelovanej plodiny). Po dosiahnutí hodnoty maximálnej hĺbky prekorenenia sa už hĺbka koreňovej zóny ďalej v čase nemení (Obr. 2).



Obr. 2 Schematické znázornenie vnímania pôdneho profilu v rámci modelu WOFOST

Ako základné vstupné údaje o pôde pre model WOFOST boli identifikované hydrofyzikálne vlastnosti pôdy. Hydrofyzikálne vlastnosti (konkrétne matica retenčných vlastností, matica hydraulickej vodivosti a vybrané hydrolimity – bod vädnutia, plná vodná kapacita a poľná vodná kapacita), definujú vlastnosti koreňovej zóny. Dôležitá skutočnosť je, že pôdny profil je z hľadiska variability hydrofyzikálnych vlastností modelom WOFOST považovaný v celej hrúbke za homogénny.
Vlastnosti substrátovej zóny sú vo vstupnom súbore definované iba jednou charakteristikou – maximálnou mierou presakovania vody v substrátovej zóne, ktorý slúži pre potreby modelovania strát nadbytočnej vody z koreňovej zóny.

Zabezpečenie geografického priestoru
Funkciu geografického priestoru pre potreby organizácie pôdnych údajov v rámci systému bio-fyzikálneho modelovania, zabezpečujú elementárne priestorové jednotky.
Ako základný zdroj informácií o priestorovej diferenciácii uvažovaných vlastností pôd, boli identifikované PEU-DB a PER-DB.



Obr. 3 Elementárne priestorové jednotky, príklad okresu Piešťany

Elementárna priestorová jednotka (PER_TEX, Obr. 3) je definovaná prostredníctvom agregovaných údajov o prevládajúcej zrnitostnej triede (trieda zrnitosti z kódu BPEJ, ďalej ako TEX) v rámci daného pôdno-ekologického regiónu (identifikácia PER z databázy PER-DB), pričom každej priestorovej jednotke PER_TEX sú neskôr priradené požadované údajové vstupy o pôde.

Zrnitosť pôdy predstavuje východisko pre odvodenie hydrofyzikálnych vlastností pôd. Z tohto dôvodu bola pre definíciu geografického priestoru využitá ako vedúci faktor práve trieda zrnitosti pôdy. Definovanie elementárnych priestorových jednotiek na regionálnej úrovni a následný výpočet hydrofyzikálnych vlastností vychádzajúci z regionálnych priemerov hodnôt jednotlivých kategórií zrnitostného zloženia pôd umožňuje navyše pravdepodobnejšie postihnutie regionálnej variability hydrofyzikálnych vlastností pôd v porovnaní s hodnotami odvodenými ako priemer za celé územie Slovenska.

Zabezpečenie atribútového priestoru

Funkciu atribútového priestoru v rámci systému bio-fyzikálneho modelovania zabezpečuje databáza odvodených hydrofyzikálnych údajov. V databáze sú každej elementárnej priestorovej jednotke (PER_TEX ako priestorová referencia) priradené odvodené hodnoty hydrofyzikálnych vlastností.

Ako základný údajový vstup o profilových vlastnostiach poľnohospodárskych pôd Slovenska bola identifikovaná KPP-DB, a to aj napriek skutočnosti, že priamo neobsahuje vstupné údaje o pôde vyžadované modelom WOFOST (obsah vody v pôde (θ, cm^3/cm^3) a hodnoty nenasýtenej hydraulickej vodivosti (Ks, $cm.deň^{-1}$) pri daných hodnotách vlhkostného potenciálu pôdy (h, cm), atď.). Obsahuje však kvantitatívne údaje o profilovej (vertikálnej) diferenciácii hodnôt parametrov zrnitosti pôdy (obsahu jednotlivých zrnitostných frakcií pôdy v hmotnostných %, na základe ktorých je možné vyžadované parametre stanoviť.

Keďže modelom WOFOST je pôdny profil, z hľadiska hydrofyzikálnych vlastností, považovaný za homogénny, vstupné údaje o vertikálnej variabilite zrnitosti (resp. o obsahu jednotlivých zrnitostných frakcií v pôde) boli spriemerované. Získané priemerné profilové hodnoty pre kategórie zrnitostného zloženia pôdy (piesok, prach, íl) jednotlivých pôdnych sond boli následne agregované na úrovni PER a pre jednotlivé areály elementárnych priestorových jednotiek (PER_TEX) bol vyrátaný aritmetický priemer z priestorovo príslušných pôdnych sond.

Pre všetky odvodené údaje o priemernej zrnitosti v rámci elementárnych priestorových jednotiek (PER_TEX) boli následne stanovené hodnoty požadovaných parametrov hydrofyzikálnych vlastností pôdy, a to nasledovným spôsobom:

- hodnoty vlhkosti pôdy a nenasýtenej hydraulickej vodivosti pri daných hodnotách vlhkostného potenciálu pôdy, hodnoty vybraných hydrolimitov (ako priame vstupy pre model WOFOST) boli stanovené pomocou Van Genuchtenových vzťahov (Wösten et Van Genuchten 1988) pre výpočet bodov retenčnej krivky a bodov krivky nenasýtenej hydraulickej vodivosti pôdy;
- hodnoty reziduálnej vlhkosti pôdy, nasýtenej vlhkosti pôdy a hodnoty tvarových parametrov retenčných kriviek (ako parametrov pre Van Genuchtenove vzťahy) boli stanovené prostredníctvom komplexných (všeobecných) PTF spracovaných vo forme stacionárneho matematického modelu (model Rosetta, Schaap et Bouten 1996);
- pomocné parametre fyzikálnych a hydrofyzikálnych parametrov pôdy (objemová hmotnosť pôdy a obsah vody v pôde pri hodnotách vlhkostného potenciálu h = 33 kPa a h = 1500 kPa), potrebné pre aplikovanie modelu Rosetta, boli stanovené prostredníctvom regionálnych PTF (definovaných a validizovaných pre oblasť Záhorskej nížiny) (Orfánus, Balkovič 2004).

Postup odvodenia hydrofyzikálnych vlastností pôd je detailne popísaný v samostatnej práci (Nováková, Skalský 2006).

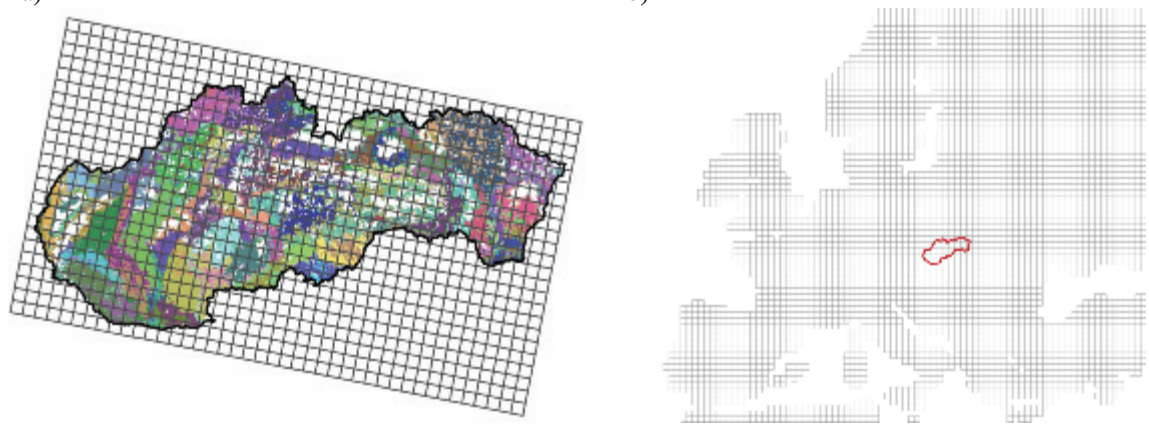
Odvodené hydraulické vlastnosti pôd pre jednotlivé elementárne priestorové jednotky (PER_TEX) sú organizované v databáze, ktorá priamo umožňuje prípravu údajových vstupov pre model WOFOST, a to ako v rámci bodového modelovania v prostredí modelu WOFOST, tak aj v rámci gridového modelovania v rámci databázovej aplikácie CGMS.

Organizačný a harmonizačný aspekt údajov

Pre potreby priestorovej reprezentácie a harmonizovanej komunikácie vytvorených priestorových informácii o poľnohospodárskej pôdach Slovenska, bol zvolený referenčný priestorový rámec – pravidelný grid s priestorovým rozlíšením 1x1km (Obr. 4). Zvolená gridová sieť predstavuje sieť pravidelných, priestorových štatistických jednotiek (buniek s plochou 1km^2), ktorým sú priradené údaje o príslušnej elementárnej priestorovej jednotke (PER_TEX) a odvodené hydrofyzikálne vlastnosti. Takto zvolený grid zodpovedá potrebám harmonizovanej výmeny geografickej informácie definovanej direktívou INSPIRE (Inspire Directive).

Pri transformácii gridovej siete medzi rôznymi zobrazovacími systémami ostáva vždy zachovaný vopred definovaný identifikátor, ktorý zabezpečuje komunikáciu medzi národnými údajmi s možnosťou ich prezentácie v hierarchicky usporiadanej gridovej sieti (5x5km,10x10km, 50km) na medzinárodnej či celoeurópskej úrovni.

4a) 4b)



Obr. 4 Elementárne priestorové jednotky (PER_TEX) interpretované v gride s rozlíšením 1x1km preložené gridom vyššej hirarchickej úrovne s rozlíšením 10x10km (4a) a výrez európskeho gridu s priestorovým rozlíšením 50x50km (4b)

Záver

Pre potreby reálneho fungovania systému bio-fyzikálneho modelovania v rámci národného systému pre odhad úrod a produkcie poľnohospodárskych plodín na Slovensku boli, v súlade s požiadavkami modelu WOFOST, pripravené údajové vstupy o pôde.

Vyžadované vstupné údaje (atribútový priestor údajov), t.j. hodnoty retenčných a hydraulických charakteristík pôd, boli stanovené: a) na báze existujúcich údajov o obsahu jednotlivých zrnitostných frakcií v genetických pôdnych horizontoch z KPP-DB; b) na základe aplikácie regionálnych a komplexných - model Rosseta pedotransferových funkcií a c) pomocou vzťahov pre výpočet bodov retenčnej krivky a bodov krivky nenasýtenej hydraulickej vodivosti pôdy.

Geografický priestor údajov (vyjadrený modelom priestorovej variability odvodených hydrofyzikálnych vlastností pôd) bol zabezpečený pomocou elementárnych priestorových jednotiek definovaných na báze údajov o zrnitostnej triede pôdy z PEU_DB a pôdno-ekologického regiónu z PER-DB.

Bola vytvorená databáza hydrofyzikálnych vlastností pôd, v ktorej sú organizované údaje o jednotlivých elementárnych priestorových jednotkách (PER_TEX) s priradenými pôdnymi vlastnosťami (údajové vstupy o pôde).

Pre zabezpečenie harmonizovaného toku informácií o poľnohospodárskych pôdach SR bol zvolený referenčný priestorový rámec – pravidelný grid s priestorovým rozlíšením 1x1km, ktorý umožňuje komunikáciu medzi údajmi na národnej, medzinárodnej, európskej úrovni.
Príprava pôdnych údajových vstupov bola prispôsobená filozofii vnímania pôdneho profilu modelom WOFOST (identifikované limity a obmedzenia funkčného modelu: zanedbanie vertikálnej variability hydrofyzikálnych vlastností, bilančný spôsob určovania obsahu vody v pôde).
Hodnoty reprezentujúce zrnitosť pôdy, ako základný vstup pre odvodenie hydrofyzikálnych vlastností pôd, bola stanovená ako vážený priemer v prípade profilovej zrnitosti a ako aritmetický priemer v prípade odhadu regionálne reprezentatívnej zrnitosti. Využitie priemeru ako spôsobu stanovenia reprezentatívnej zrnitosti nepochybne zanáša do prípravy hydrofyzikálnych údajov vedomú chybu. Výber správnej metódy (stanovenie dominantnej zrnitosti, stanovenie najčastejšie sa vyskytujúcej zrnitosti, prípadne aj využitie váženého priemeru) vyžaduje preto v budúcnosti hlbšiu analýzu tohto problému.

Literatúra

BOOGAART, H.L., VAN DIEPEN, C. A., ROTTER, R. P., CABRERA, J. M., VAN LAAR, H. H., 1998: User´s guide for the WOFOST 7.1 crop growth simulation model and WOFOST Control Center 1.5., Technical document. DLO Winand Staring Centre, Wageningen, 141 pp., ISSN 0927-4499.

DŽATKO, M., 2002: Hodnotenie produkčného potenciálu poľnohospodárskych pôd a pôdno-ekologických regiónov Slovenska. VÚPOP, Bratislava, 87 s.

INSPIRE DIRECTIVE [online]. European Communities, c1995-2007 [cit. 2007-08-14]. Dostupné na intermete: <http://www.ec-gis.org/inspire>.

JRC-MARS STAT [online]. JRC Ispra, posledná aktualizácia:13.08.2007 [cit. 2007-08-14]. Dostupné na internete: <http://mars.jrc.it/marsstat/default.htm>.

KRCHO, J., 1990: Morfometrická analýza a digitálne modely reliéfu. Veda, Bratislava, 427 s., ISBN 80-224-0018-1.

LINKEŠ, V, PESTÚN, V., DŽATKO, M., 1996: Príručka pre používanie máp bonitovaných pôdnoekologických jednotiek. VÚPÚ, Bratislava, 103 s.

NOVÁKOVÁ, M., 2005: WOFOST Based Crop Yield and Production Forecasting system on Soil Science and Conservation Research Institute (SSCRI). In: Proceedings, No. 27, SSCRI, Bratislava, p. 167 – 178., ISBN 80-89128-17-3.

NOVÁKOVÁ, M., SKALSKÝ, R., 2006: Soil data potential for its application in process of selected crops yield prediction. Agriculture, Vol. 52, No.4, s. 177 – 188.

ORFÁNUS, T., BALKOVIČ, J., 2004: Metodika generovania priestorových máp retenčných vlastností pôd z bodových dát o pôdnej textúre. Acta Hydrologica Slovaca, Vol. 5, No. 1, s. 139-148.

SCHAAP, M.G., BOUTEN, W., 1996: Modelling Water Retention Curves of Sandy Soils Using Neural Networks. Water Resour. Res., Vol. 32, s. 3033 – 3040.

SCHOLTZ, P., NOVÁKOVÁ, M., 2004. Crop Yield Prediction in Year 2003. In: Proceedings, No. 26, SSCRI, Bratislava, p.193-199., ISBN 80-89128-10-6.

SKALSKÝ, R. − BALKOVIČ, J., 2002: Digital Database of Selected Soil Profiles of Complex Soil Survey of Slovakia (KPP-DB). In: Proceedings, No. 25, SSCRI, Bratislava, p. 129 – 140.

SKALSKÝ, R, BALKOVIČ, J., NOVÁKOVÁ, M., 2006: Novšie prístupy k tvorbe údajov pre potreby hodnotenia pôdy a krajiny. In DŽATKO, M., SOBOCKÁ, J., (eds.) Od mapovania a hodnotenia pôd k udržateľným sústavám využívania pôdy a krajiny. Zborník z vedeckého seminára venovaného životnému jubileu Dr. Michala Džatka. Bratislava 26.9. 2006, VÚPOP, Bratislava s. 89-95, ISBN: 80-89128-27-0.

SUPIT, I., HOOIJER, A.A. VAN DIEPEN, C.A., 1994: System Description of the WOFOST 6.0 Crop Simulation Model Implemented in CGMS. Volume 1: Theory and Algorithms. Catno: CL-NA-15956-EN-C. EUR 15956, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg., 144 pp.

SUPIT, I., VAN DER GROOT, E., 2003: Updated system description of the WOFOST crop growth simulation model as implemented in the crop growth monitoring system applied by European Commision. Treebook 7. Treemail Publishers, Heelsum, 120 pp. ISBN 90-804443-8-3.
URBÁNEK, J., 2006: Krajinné syntézy. Geografický časopis, vol. 58, No. 2, p. 85 – 98.
WÖSTEN, J. H. M., VAN GENUCHTEN, M. T., 1988: Using Texture and Other Soil Properties to Predict the Unsaturated Soil Hydraulic Functions. Soil. Sci. Soc. Am. J., Vol. 52, p. 1762 – 1770.

SOWAC GIS – GEOINFORMAČNÍ PORTÁL VYVÍJENÝ VÚMOP, v.v.i.

SOWAC GIS – GEOINFORMATION PORTAL CREATED BY VÚMOP, v.v.i.

Ivan Novotný, Jana Uhlířová, Ivana Pírková

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., Žabovřeská 250, 156 27 Praha, Česká republika, e-mail: novotny.ivan@vumopbrno.cz

Abstrakt

V roce 2006 zahájil VÚMOP, v.v.i., v rámci výzkumného záměru MZE0002704901, dílčí výzkumnou etapu zaměřenou na vývoj a implementaci geografického informačního systému o půdě (SOWAC GIS). SOWAC GIS je připravován především s cílem umožnit výzkumným pracovníkům snadný přístup k datům komplexního průzkumu půd a bonitace půdně ekologických jednotek. Předpokládá se, že systém napomůže řešit problémy spojené s ochranou půdy a vody a zlepší možnosti prezentací výsledků zemědělského výzkumu. SOWAC GIS bude přístupný nejenom pro výzkumné pracovníky, ale s určitými omezeními i pro výukové instituce, projektanty a úřady působící v oblasti zemědělství a životního prostředí.

Klíčová slova: půda, geografický informační systém, tematické vrstvy

Abstract

In 2006 Research Institute for Soil and Water Conservation has began, in terms of grant project MZE0002704901, a particular research action solving development and implementation of the geographic information system about soil (SOWAC GIS). The SOWAC GIS has been primary developed to provide easy access to data of systematic soil survey and soil-ecological survey to researches. The system is particularly presumed to be helping to solve problems concerning soil and water conservation and to enhance agricultural research results presentations. The SOWAC GIS map doesn't have to be strictly open only to researches, but with some limitation could be provided to educational institution, agricultural and environmental planners and officers.

Key words: soil, geographic information system, thematic layers

Úvod

V posledním desetiletí došlo nejen ve světě, ale i v České republice, k prudkému rozvoji a mohutnému nástupu informačních technologií v mnoha oblastech lidské činnosti. Jedním z hlavních trendů současnosti je vývoj nových aplikací, které usnadňují správu dat a vytváří tak uživatelsky přístupnější aplikace (Kudrnovský, 2004). Geografický informační systém o půdě (SOWAC GIS), který v současné době ve VÚMOP, v.v.i vzniká díky podpoře MZe ČR v rámci projektu MZE0002704901, je vyvíjen především s cílem zpřístupnění údajů, které jsou produkovány nebo spravovány institucí. Tento systém umožní zpřístupnění celé řady informací obecnějšího charakteru, jako jsou různé referenční mapové podklady či tematické vrstvy. SOWAC GIS umožní integraci různých informací a dat, přispěje tak k rozvoji nových metod a bude sloužit jako podpora k rozhodování. Protože společně sdílet znalosti a pomocí integrace znalostí vytvářet větší znalosti – to je v současné době to nejdůležitější (Dangermond, 2004).

Materiál a metody

Technické řešení geografického informačního systému SOWAC GIS bude možno, s ohledem na potřeby různých typů uživatelů, členit do tří aplikačních úrovní – webový archiv dat komplexního průzkumu půd (KPP), mapový server GIS o půdě a webové aplikační služby.

Webový archiv dat KPP

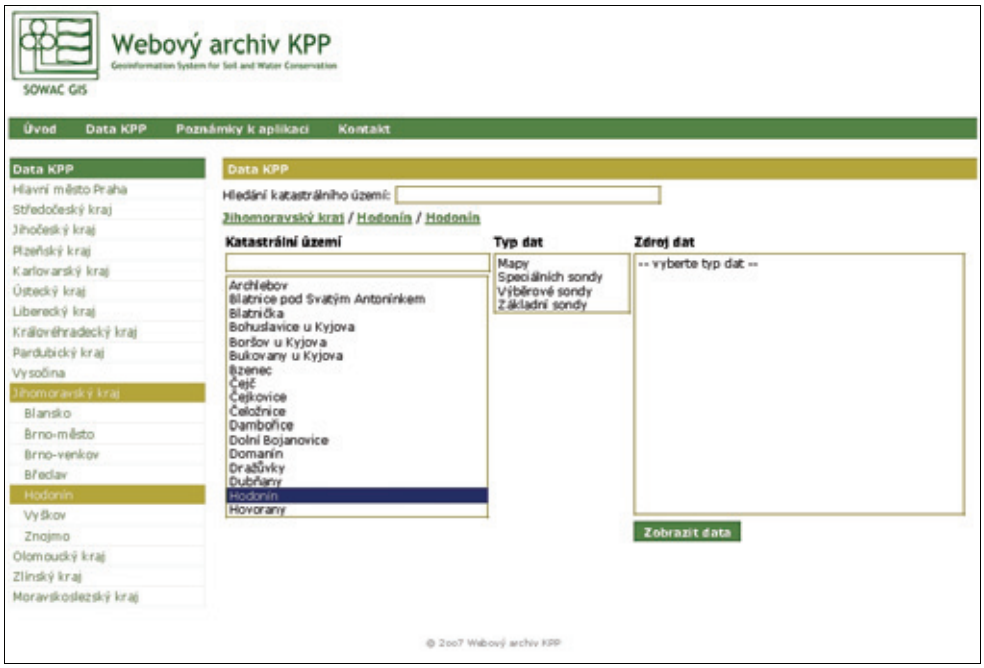
Aplikace Webový archiv dat komplexního průzkumu půd (WA KPP) bude sloužit uživatelům, kterým z jakýchkoliv důvodů nevyhovuje řešení přístupu k datům KPP skrze mapový server a ocení spíše jednoduchost přístupu (obr. 1). V současné době běží aplikace WA KPP v testovacím provozu (http://www.vumopbrno.cz/wakpp/), k plné funkčnosti je ovšem nutné dokončit skenování dat. Přehled postupu skenovacích prací podává obr. 2. Data KPP jsou v aplikaci WA KPP zpřístupněna pomocí aplikace Zoomify umožňující interaktivní ovládání. Pro funkčnost aplikace stačí mít v internetovém prohlížeči povolený JavaScript a instalovaný Macromedia Flash Player. Výhledově se předpokládá, že touto formou budou zpřístupněny i další archivní materiály instituce.

Mapový server GIS o půdě

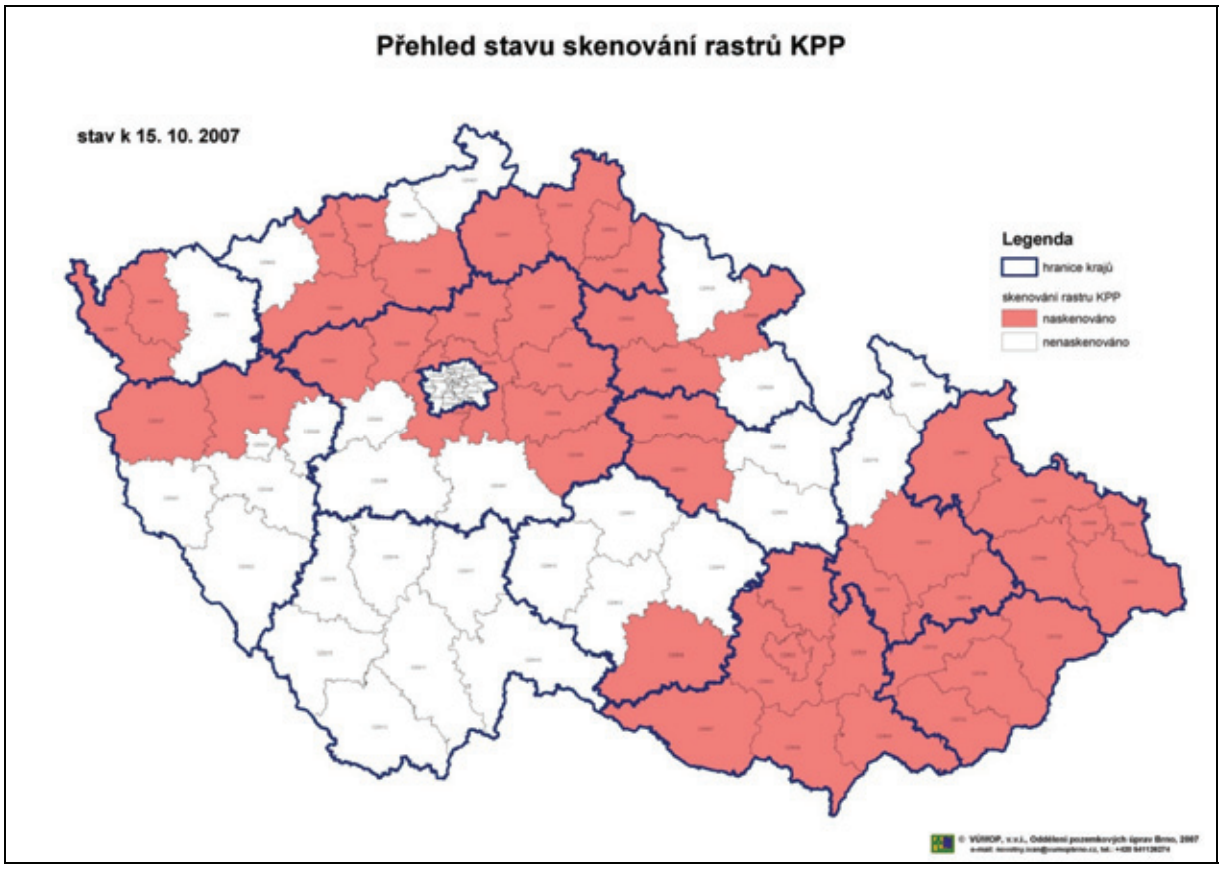
Díky mapovému serveru bude umožněna práce s mapovými podklady přímo v prostředí intranetu/internetu bez nutnosti stažení zdrojových dat. Součástí mapového serveru bude plně vybavená klientská část přístupná přes webový prohlížeč, umožňující běžné analytické operace. Dle potřeby bude možné vytvořit uživatelské rozhraní dle specifických požadavků jednotlivých uživatelů. Aplikace nabídne možnost uplatnění nových poznatků v praxi, bude tak vytvořena náležitá, potřebná zpětná vazba. Pro plnou využitelnost analytického potenciálu dat KPP je nutné dokončit druhou fázi digitalizace KPP, započatou na VÚMOP, v.v.i. v minulých letech. Neméně důležitý je význam mapového serveru ve výuce. Studentům bude poskytnuta jedinečná příležitost moderního, efektivního přístupu k aktuálním informacím.

Webové mapové služby

Webové mapové služby jsou nejnovějším trendem v oblasti publikace dat na internetu. Služba spuštěná VÚMOP, v.v.i bude schopná poskytovat řešitelům data do jejich vlastních (těžkých) GIS a CAD klientů (např. ArcGIS, Grass, Idrisi, Microstation aj.) a prohlížeček dat. Další z možností může být poskytování a sdílení dat mezi různými servery (např. LPIS MZe ČR).



Obr. 1 Webový archiv KPP (WA KPP)



Obr. 2 Přehled stavu skenování rastrů KPP k 15.10.2007 (červené plochy jsou hotové)

Výsledky - tematické vrstvy SOWAC GIS

Komplexní průzkum půd patří mezi základní informační zdroje o zemědělských půdách a představuje jednu z prostorových a atributových bází GIS (Skalský, Balkovič, 2002). Zpřístupnění dat KPP je pouze dílčí cíl projektu. Systém umožní tvořit a uchovávat analytické, syntetické a interpretační vrstvy, komplexní nebo lokální. Seznam tematických vrstev možných prezentovat v geoinformačním systému SOWAC GIS (tab. 1) vzniká na základě konzultací s řešiteli jednotlivých výzkumných úkolů. Přístup k jednotlivým tematickým vrstvám bude škálovatelný. Zvláštní skupinou tematických vrstev budou vrstvy podpůrné (např. analýzy nad digitálního modelu terénu - DMT). Rozsah dat a dostupnost se u jednotlivých tematických vrstev liší a musí být dále konzultovány.

Závěr

Existující pedologická data nejsou často využívána v jejich plném potenciálu z důvodu špatné dosažitelnosti. Tradiční půdní mapy a záznamy neumožňují většinou přímou interpretaci ani přímé vstupy do matematických modelů. Geoinformační systém SOWAC GIS vyvíjený VÚMOP, v.v.i poskytne snazší přístup především k datům KPP, BPEJ a dalším podpůrným datům. Vytvoří prostor pro jejich další účelové automatizované vyhodnocování. Primárně je určen pro řešitele výzkumných projektů VÚMOP v.v.i., dle potřeb bude poskytnut i ostatních uživatelů (státní správa, projektanti ÚP a KPÚ, vzdělávací instituce).

Tab. 1 Seznam možných tematických vrstev

vrstvy poskytnuté zřizovatelem (ortofotomapy, ZABAGED apod.)	vymezování ploch vysýchavých půd a půd ohrožených nedostatkem vláhy
vrstva BPEJ	vrstva odvodnění ČR
vrstva druhů pozemků	upřesňování hranic biotopů
vrstva KPP	digitální model terénu (DMT)
mapa potenciálního stupně ohrožení vodní erozí na bloky ZPF	expozice terénu
mapa aktuální vodní eroze	sklonitost terénu
stanovení přípustné ztráty půdy	ochranná pásma vodních zdrojů (OPVZ) povrchových vod
mapa potenciálního stupně zranitelnosti větrnou erozí na bloky orné půdy	zranitelnost půdy dle BPEJ
erodovatelnost půdy vyjádřená faktorem K	zranitelnost horninového prostředí (nesaturované zóny)
potenciální zranitelnost půd vodní erozí	syntetická mapa zranitelnosti půdy a horninového prostředí
potenciální zranitelnost půd kompakcí	retenční vodní kapacita půd
potenciální zranitelnost půd úbytkem organické hmoty	infiltrační schopnost půd
skupiny půdních typů	zatížení zemědělských půd – arsen
hydrologické skupiny půd	zatížení zemědělských půd – B (a) p
stanovištní a půdní podklady pro zatravňování a zalesňování	zatížení zemědělských půd – berylium
vymezování okrsků mělkých skeletovitých a výrazně sklonitých půd	zatížení zemědělských půd – kadmium
vymezování ploch obtížně zpracovatelných půd	zatížení zemědělských půd – fluoranten
vymezení ploch vhodných pro výstavbu vodních nádrží	zatížení zemědělských půd – zinek

Literatura

KUDRNOVSKÝ, E., 2004: Informační systémy o území v ČR na podzim 2004. GEOinformace: ...srozumitelně o geoinformatice v praxi, 2004, č. 4, s. 18-21.

DANGERMOND, J., 2004: „GIS vidím jako mechanismus, jak dát všechno dohromady". GEOinformace: ...srozumitelně o geoinformatice v praxi, 2004, č. 4, s. 14-17.

SKALSKÝ, R., BALKOVIČ, J., 2002: Digitálna databáza výberových sond komplexného prieskumu polnohospodárskych pôd Slovenska. Vedecké práce. Bratislava: VÚPOP, 2002, 25, s. 129-139.

ANTROPOGENNÍ PEDOGENEZE – GEOMORFOLOGICKÉ ASPEKTY V RŮZNÝCH TYPECH PEDOGENEZÍ

ANTHROPOGENIC PEDOGENESIS – GEOMORPHOLOGICAL ASPECTS IN DIFFERENT TYPES OF PEDOGENESIS

Jiří Obršlík

VÚMOP v. v. i., Lidická 25/27, 602 00 Brno, Česká republika,
e-mail: obrslik@vumopbrno.cz

Abstrakt

Antropogenní pedogeneze se začíná prosazovat ve druhé polovině dvacátého století. Jedná se o kvalitativně nový typ pedogeneze s jiným poměrem interakčních faktorů. Dominantním faktorem jsou antropogenní vlivy, dále se významněji prosazuje i aspekt geomorfologický, ale i zrnitost půdotvorných substrátů. Naopak klimatický faktor sehrává submisivnější roli. Negativní (pasivní) antropogenní pedogeneze probíhá na původním přírodním geomorfologickém stanovišti ve svahu. Pozitivní (aktivní) antropogenní pedogeneze probíhá na uměle vytvořeném antropogenním geomorfologickém stanovišti s dominancí antropogenních vlivů. Antropogenní pedogeneze působí destrukčně na půdní typy vytvořené v etapě přírodně evoluční morfogenetické pedogeneze, a to především antropogenním vstupem energie a hmoty do otevřeného dynamického svahového geosystému, ve kterém narušuje rovnováhu. Na základě analýzy leteckých snímků z různých časových období je možné sledovat dynamiku eroze následkem transformace různých způsobů exploatace zemědělské půdy. Dále je možné vyhodnotit i změny v zastoupení jednotlivých půdních typů. Výrazný nárůst heterogenity současného antropogenního pedologického pokryvu v porovnání s předchozím stavem je důsledkem negativní antropopedogeneze orné půdy ve svahu, která erozí degraduje především konvexní svahy. Deprese údolnic jsou naopak překryty koluviálními akumulacemi. Beze změny zůstávají pouze náhorní plošiny kolem rozvodnic do 2 stupňů svažitosti.Negativní antropopedogeneze iniciuje současný nárůst heterogenity půd, která v důsledku zrychlené antropogenní eroze závisí stále dominantněji na mezo a mikrogeomorfologii stanoviště. V důsledku aktivní geomorfogeneze dochází k retrográdnímu vývoji od půd vyvinutých k nevyvinutým. Konkrétním příkladem negativní antropopedogeneze může být destrukce ornic, jevící se v leteckém snímku jako antropogenní destrukční zip.

Klíčová slova: geomorfologické aspekty, antropogenní pedogeneze, negativní (pasivní) pedogeneze, pozitivní (aktivní) pedogeneze

Abstract

Anthropogenic pedogenesis came to the fore in the second half of the 20th century. This is a qualitatively new type pedogenesis with a rather different ratio of interaction factors: anthropogenic effects are a dominant factor but the geomorphologic factors play also a role as well as the size of particles (granularity) of pedogenic substrates. On the other hand, however, the climatic factor plays a more submissive role. A negative (passive) anthropogenic pedogenesis takes place in an original, natural geomorphologic site on the slope while a positive (active) anthropogenic pedogenesis occurs in an artificial geomorphologic site with a dominance of anthropogenic effects. The anthropogenic pedogenesis shows destructive effects on those soil types formed within the stage of a natural, evolutionary morphogenetic pedogenesis, especially on the base of anthropogenic inputs of energy and matter into an open and dynamic slope geosystem, in which it disturbs its balance. Basing on results of an analysis of aerial photographs taken in different time periods it is possible to monitor the dynamics

of soil erosion due to a transformation of different ways of exploitation of agricultural land and also to evaluate changes occurring in percentages of individual soil types.

Key words: geomorfological aspects, anthropogenic pedogenesis, negative (passive) pedogenesis, positive (active) pedogenesis

Úvod

Člověk svým vlivem (dále označovaným jako antropogenní) ovlivňuje geomorfologii planety Země, prakticky od doby související s počátky zemědělství, jako tehdy nové aktivity lidské společnosti.
Vliv člověka na půdní pokryv Země se neustále zvyšuje, a to především od epochy industrializace. V dosavadním vývoji lidstva je zaznamenáván nejvyšší stupeň dynamiky antropogenních vlivů od druhé poloviny minulého století.
Co se týká aktivity člověka v podhůří Ždánického lesa a v Kyjovské pahorkatině, na jejíž důsledky je tato práce zaměřena, pak člověk již cca 7 tisíc let zásadním způsobem ovlivňuje půdní pokryv této převážně výrazně členité krajiny. Negativní důsledky v poslední době přináší vysoké zornění erozně náchylných zemědělských půd a také nedostatečné protierozní zajištění této agrární krajiny.

Materiál a metody

Charakteristika zájmového území

Průzkum byl realizován v katastrálním území města Ždánice a obcí Archlebov a Dražůvky, severovýchodně od města Kyjova, původně v okrese Hodonín, nyní v Jihomoravském kraji. Přirozenou osou zkoumaného území je říčka Trkmanka. Práce obsahuje podrobnější popis geomorfologie, biogeografických poměrů, klimatických podmínek, reliéfu terénu, geologicko–litologických poměrů, pedologickou charakteristiku a hydrologické poměry zkoumaného území.

Terénní průzkum a analytické metody

Ke splnění zadaného cíle byly použity výsledky z polních půdních záznamů, z tzv. základních a výběrových sond, realizovaných v rámci KPP, který byl proveden ve zkoumané oblasti v roce 1962 a které byly porovnány se současným stavem na základě popisu a analýz 122 kopaných sond v letech 2002 a 2003. Srovnávány jsou tak tytéž ukazatele na tomtéž místě, a to poprvé v roce 1962 a podruhé v roce 2003. Laboratorní výsledky v minulosti i současnosti byly analyzovány stejnými metodami, a to podle metodiky KPP. Podle ní byla převážná většina sond základních, u kterých v rámci analýzy zrnitostního složení byl bohužel stanoven jen obsah částic menších než 0,01 mm (bez stanovení sušiny) a výměnného pH.
U výběrových sond byl stanoven úplný rozbor zrnitostního složení včetně stanovení sušiny, dále obsah $CaCO_3$, výměnného pH, obsah přístupného K_2O a P_2O_5, oxidovatelný uhlík (humus), výměnný vodík a sorpční kapacita podle Mehlicha. Z hodnot H a T byl vypočítán stupeň sorpčního nasycení. Přesný popis analytických metod užitý shodně u obou sledovaných obdobích je uveden ve třetím díle souborné metodiky pro Průzkum zemědělských půd ČSSR. (Sirový, Facek, 1967). Topografickým podkladem pro terénní průzkum při KPP byla státní mapa odvozená v měřítku 1:5 000. Dále to byly půdní mapa hospodářského obvodu, kartogram zrnitosti, štěrkovitosti a zamokření půd v měřítku 1:10 000. V rámci zkoumané oblasti bylo celkem vykopáno 38 výběrových sond hlubokých 2 m. U převážné většiny sond byl stanoven zrnitostní rozbor (% obsah částic menších jak 0,01 mm) a byla stanovena tzv. aktivní půdní reakce, byly rovněž realizovány chemické rozbory.

Ke statistickému vyhodnocení uvedených ukazatelů mezi jednotlivými půdními horizonty a mezi roky 1962 a 2003 bylo použito intervalu spolehlivosti pro hladinu významnosti P = 0,05.

Hodnocení půdní eroze pomocí dálkového průzkumu Země

Nejdůležitějšími podklady byly letecké snímky a půdní polní záznamy a mapy z období KPP. Letecké snímky byly získány z Vojenského topografického ústavu v Dobrušce. Z nabídky tohoto ústavu byly vybrány snímky z roku 1938, 1971 a 1993. O půdních a stanovištních podmínkách zkoumaného území poskytla dostatek informací dokumentace KPP a dále souhrnné průvodní zprávy okresu Hodonín. Doplňujícím materiálem byla mapová vymezení BPEJ z roku 1978. Na jednotlivých snímcích z let 1938, 1971 a 1993 byly zakresleny plochy erodovaných půd. Zákres musel být průběžně kontrolován s topografickou mapou s vrstevnicemi, protože vymezení ploch nebylo vždy zcela přesné.

Výsledky a diskuse

Diskuse k antropogenní problematice

Antropogenní pochody probíhají většinou rychleji než přírodní geomorfologické pochody a s větší intenzitou. Vzájemné působení mezi antropogenními složkami georeliéfu spočívá v neustálé výměně hmoty, energie a informace. V důsledku antropogenní činnosti dochází k celkovému vyrovnávání georeliéfu cestou zmenšování relativní výškové členitosti georeliéfu. V důsledku ukládání antropogenních uloženin bude zvyšování georeliéfu, tj. antropogenní agradace převládat nad antropogenní degradací. Hlavním faktorem změn reliéfu je orební eroze, která je plošně působícím geomorfologickým procesem v orbou obnažené krajině. Maximální hloubka sedimentů bývá cca 1 m, v úzkých dolinách 2 m a více metrů. Následkem vzniku velkých bloků a odstraněním sítě umělých lineárních krajinných prvků došlo k výraznému shlazení a zarovnání vegetačně nekrytých ploch agroekosystému, které jsou pravidelně postihovány plošnou erozí zvýšené intenzity.

Půda a reliéf (geomorfologie krajiny) jsou krajinnými aspekty, které mají navzájem antagonistickou dynamiku vývoje. Půdy s morfologicky vyvinutými půdními horizonty vznikají na stabilizovaných površích, tj. tam, kde je geomorfogeneze utlumena. Naopak tam, kde je geomorfogeneze aktivní, např. na erozních svazích, kde pedogeneze nemá podmínky pro svůj vývoj, vyskytují se půdy vývojově mladé v iniciálním stádiu pedogeneze (např. regosoly, rankery). V podmínkách aktivní geomorfogeneze se pedogeneze ubírá retrográdním směrem,. tj. od vyvinutých k nevyvinutým. Současná tažná síla traktorů umožňuje provádět orbu hlouběji, s větší rychlostí a kinetickým účinkem, čímž došlo k výraznému zintenzivnění současné kultivační (orební) eroze v porovnání se stavem v minulosti, kdy orba a kultivace byly prováděny tažnou sílou zvířat.

Eroze v současnosti je větší nežli v předkolektivizačním období. V minulosti byla nejvýznamnější eroze výmolová, která se týkala pouze malých lokálních ploch kolem drah soustředěných odtoků. V současné době převažuje rýhová eroze, která se týká velkých výměr.

V důsledku mineralizace humusu a antropogenní pedokompakce půd (těžkou mechanizací) se zhoršila retenční schopnost a protierozní odolnost půd. Současný antropogenní tlak působí destrukčně na původní přírodní půdní pokryv s morfogenetickým charakterem, který vznikal na stabilních lokalitách za podmínek utlumené geomorfogenézy. Tento antropogenní tlak dále označovaný jako antropogenní pedogeneze s aktivní geomorfogenezí projevující se růstem dynamiky reliéfových změn brání pedogenezi, což vede k tvorbě půd v iniciálním stádiu vývoje. Výrazný nárůst heterogenity půdního pokryvu ve svazích vede k úbytku půd morfogeneticky vyvinutých (vzniklých za podmínek utlumené morfogeneze) a jejich substituce (iniciálními stádii pedogeneze) následkem antropogenní destrukce. Ke

kvalitativním změnám dochází nejprve v rámci téhož půdního typu a posléze i ke změně půdního typu. Vývojová geneze jde například takto:
a) hnědozem modální, hnědozem smytá, hnědozem silně smytá, regozem na flyši,
b) černozem modální, černozem smytá, černozem silně smytá, regozem na spraši.
Vyvinuté morfogenetické půdy jsou substituovány iniciálními stádii antropogenní pedogeneze, což lze označit jako projev negativní antropogeneze. Naopak jako příklad pozitivní antropogeneze lze uvést antropozemě na velkoplošných terasách, u kterých je dominantním faktorem pozitivní antropizace. Snižování zemského povrchu je označováno jako denudace. Erozní transport hmoty je projevem aktivní etapy planace, který vede k obnažování zemského povrchu a působí synergicky s přírodními faktory. Antropogenní faktory mají výrazně vyšší rychlost a intenzitu (kvantitativní aspekt).
Aktivním a účinným nástrojem antierozních opatření prvé fáze kolektivizace (do roku 1971) ve zkoumané oblasti byla vrstevnicová kultivace horních částí konvexních hřbetů se sklonem převážně do 6 stupňů. Svahy s vyšší svažitostí (nad 7 stupňů) určené k výsadbě velkoplošných sadů byly před výsadbou opatřeny úzkými konfiguračními terasami. Nejúčinnější antierozní opatření trvalého charakteru, které eliminuje antropogenně kinetizované gravitační síly ve svahu, je budování velkoplošných teras. Tyto velkoplošné terasy je nejvhodnější opatřit skrývkou humózního horizontu z černozemě na spraši. Ty velkoplošné terasy, kde byla ornice vytvořena bez antropogenní navážky, pouze z geologického substrátu, kterým je v celé této oblasti karpatský flyš, zůstaly některé v současnosti ladem. Základem dlouhodobé produkční účinnosti je důsledné neerozní svedení přívalových vod z produkčních ploch velkoplošných teras zpevněnými koryty. Jejich okraje je žádoucí opatřit protierozními hrázkami.
Postkolektivizační antropogenní vlivy technologického charakteru zásadním způsobem změnily původní strukturu využívání půdy. Vytvořením rozsáhlých bloků polí rozoráním mezí, došlo k akceleraci erozní rychlosti především růstem vzdálenosti ničím nepřerušené dráhy soustředěného odtoku v důsledku shlazení agrárního ekosystému. V rámci honu se dnes vyskytují velmi heterogenní pedologické poměry, je snaha tuto heterogenitu eliminovat a homogenizovat uplatňováním uniformních technicko-technologických prostředků.
Na rozvodné části svahu působí plošný splach, destrukce je v tomto úseku nejmenší. Níže na svahu přechází plošný splach ve stružkovou erozi. Nejvyšší odnos je v konvexní části svahu. Eroze je nejsilnější ve střední části svahu, kde jsou i nejhlubší rýhy. V dolní části svahů většinou nastoupila akumulace a hromadění jemných jílových částic v ornici.
Hlubší znalosti o koluvizemi jako novém půdním typu budou nezbytné s růstem jejího plošného rozšíření v rámci naší pedosféry. Proces koluvizace se projevuje především na nezpevněných kvartérních a terciérních sedimentech jako antropogenní následek intenzivně, ale chybně obhospodařované zemědělské krajiny (po spádnici).
Úzké konfigurační terasy osázené sady, vzniklé v prvé etapě kolektivizace po roce 1971 společně s opuštěnými privátními sady s původním řemenovým způsobem obhospodařování, které neprošly kolektivizačním scelením, jsou dnes základem rozsáhlých neproduktivních ploch v rámci zemědělské půdy. Tyto plochy lze označit jako posttransformační postagrární lada. Orná půda jako výrobní prostředek společnosti (fakultativně bezvegetační část zemského povrchu) je velmi zranitelná a podléhá všem formám přírodní a antropogenní eroze. Ztrátou kinetické energie erozí transportovaných hmot dochází k pasivní části planace, kterou je proces akumulace. Příčinou antropogenní zrychlené eroze jsou současné technologie zpracování půdy agroekosystému. Akumulace je pasivní a konečné stádium planace zemského povrchu. Člověk uplatňováním antropogenního technogenního prostředku (spalovacího motoru) kinetizuje gravitační síly ve svahu, které vedou ke svahovým pochodům.

Závěr

Dominantním negativním činitelem vlivu zemědělství na geomorfologii zemského povrchu je zpracování půdy, které urychluje zvětrávání, kinetizuje svahové pohyby a obnažuje zemský povrch. Antropogenně kinetizované svahové pohyby, které jsou skutečnou podstatou orební a kultivační eroze, jsou svým plošným rozsahem nejzávažnějším faktorem antropogenní zrychlené eroze. V rámci výrazně svažité krajiny všechny formy eroze mají dominantně degradační vliv na pedosféru. Zrychlenou antropogenní erozí dochází někdy až k degradaci původního půdního typu. Černozemě ireverzibilně degradují na regozemě, pararendziny a rankery.

Geomorfologické aspekty v různých typech pedogenezí a růst půdní heterogenity

Podmínkou vzniku vyvinutých morfogenetických půd byla přírodní evoluční pedogeneze probíhající pozvolně v čase v podmínkách utlumené geomorfogeneze. Na evoluční pedogenezi se dominantně podílel klimatický aspekt, který determinoval výškovou pásmitost půd. Geomorfologický aspekt v etapě evoluční pedogeneze se na utváření výškové pásmitosti podílel submisivně, a to především v porovnání s revoluční antropogenní pedogenezí.

Antropogenní pedogeneze se začíná prosazovat ve druhé polovině dvacátého století. Jedná se o kvalitativně nový typ pedogeneze s jiným poměrem interakčních faktorů. Dominantním faktorem jsou antropogenní vlivy, dále aspekt geomorfologický, ale i zrnitost substrátů.

Negativní (pasivní) antropogenní pedogeneze probíhá na původním přírodním geomorfologickém stanovišti ve svahu. Vyvinuté morfogenetické půdy jsou substituovány iniciálními stádii antropogenní pedogeneze.

Antropogenní pedogeneze působí destrukčně na půdní typy vytvořené v etapě přírodně evoluční morfogenetické pedogeneze, a to především antropogenním vstupem energie a hmoty do otevřeného dynamického svahového geosystému, kde narušuje rovnovážný stav.

Inverzní geneze koluvizemí povede ke snižování současných hodnot, protože ornice koluvizemí bude tvořena např. z regozemí na spraši, které pohřbí humózní horizonty.

Pozitivní (aktivní) antropogenní pedogeneze probíhá na uměle vytvořeném antropogenním geomorfologickém stanovišti s dominancí antropogenních vlivů.

Jako protierozní opatření v prvé etapě kolektivizace (do roku 1971) byly budovány úzké konfigurační terasy, v druhé etapě byly budovány široké velkoplošné terasy, které jsou projevem přizpůsobování současných výrobních technologií geomorfologii svahu. V předkolektivizační krajině dominovala lineární eroze, naopak v postkolektivizační dominuje plošná. Výrazná akcelerace ronových procesů po kolektivizaci, projevující se zvýšením jejich geomorfologické aktivity umožňuje označit toto období jako 5. etapu zvýšené eroze, na které se vedle antropogenního vlivu podílí i vliv klimatický.

Na základě analýzy leteckých snímků z různých časových období je možné sledovat dynamiku eroze následkem využívání ZP, dále i změny v zastoupení půdních typů.

Negativní antropizace iniciuje současný nárůst heterogenity půd, která v důsledku zrychlené antropogenní eroze závisí stále dominantněji na mezo a mikrogeomorfologii stanoviště. V důsledku aktivní geomorfogeneze dochází k retrográdnímu vývoji od půd vyvinutých k nevyvinutým. Příkladem negativní antropopedogeneze může být destrukce ornic, jevící se v leteckém snímku jako antropogenní destrukční zip.

Výrazný nárůst heterogenity současného antropogenního pedologického pokryvu je důsledkem negativní antropogeneze orné půdy ve svahu, která erozí degraduje především konvexní a dále přímé části svahů. Deprese údolnic jsou překryty koluviálními akumulacemi. Beze změny zůstávají pouze náhorní plošiny kolem rozvodnic do 2 stupňů svažitosti.

Dálkový průzkum Země

Nejčastějším způsobem využití dálkového průzkumu Země (DPZ) je při mapování eroze, a to na základě analýzy vztahů mezi půdními vlastnostmi a elektromagnetickou odrazivostí. Ve

viditelné části spektra je pro identifikaci eroze podstatný odraz barvy půdy. Ortofotomapy lze užít k identifikaci půdních typů na základě barevných odstínů, stavu a způsobu využití ZP, stavu a dynamiky eroze atd.

Vývojová prognóza zkoumaného území

Dojde k další plošné redukci výskytu černozemě modální a ke snížení mocnosti jejího humózního horizontu při snížení kvality i kvantity humusu. Na mocných sprašových překryvech (nad 1 m) do svažitosti 5 – 7 stupňů zůstanou zachovány černozemě erodované.
Při svažitosti nad 7 stupňů na spraších se zvětší výskyt regozemí. Po totální erozi spraší se dále zvýší plošný rozsah pararendzin, omezeně i rankerů. Zrychlená antropogenní eroze v tomto teritoriu povede k dalšímu vývoji od černozemí erodovaných k regozemím na spraši, pararendzinám a terasovaným antropozemím jejichž společným znakem bude výrazně nižší kvantita, ale i kvalita humusu.

Literatura

DEMEK, J., MARVAN, P., PANOŠ, V., RAUŠER, J., 1964: Formy zvětrávání a odnosu žuly a jejich závislost na podnebí. Rozpravy ČSAV.

DEMEK, J., PAŠEK, J., RYBÁŘ, J., 1975: Principy působení erozně denudačních svahových pohybů. Studia geografica, 51 s.

DEMEK, J., QUITT, E., RAUŠER, J., 1976: Úvod do obecné fyzické geografie. Academia Praha, 400 s.

DEMEK, J. et al., 1965: Geomorfologie Českých zemí. ČSAV Praha, 335 s.

DEMEK, J. et al., 2000: Modelování erozních procesů (experiment. studie Trkmanka). Geoinfo, č.1, s. 19 – 20.

DEMEK, J. et al., 1987: Hory a nížiny (Zeměpisný lexikon ČSR). Academia Praha, 584 s.

DEMEK, J., 1987: Obecná geomorfologie. Academia Praha, 476 s.

DEMEK, J., NOVÁK, V., 1992: Vlastivěda moravská. Muzejní a vlastivědná společnost v Brně, 242 s.

DEMO, M., 1995: Obrábanie pôdy. SPU Nitra, 308 s.

DEMO, M., 1998: Usporiadanie a využívanie pôdy v poľnohospodárskej krajine. SPU Nitra, 302 s.

DOBROVOLNÝ, P., 1998: Dálkový průzkum Země (digitální zpracování obrazu). Masarykova Univerzita v Brně, 210 s.

FULAJTÁR, E., JANSKÝ, L., 2001: Vodná erózia pôdy a protierózna ochrana. VUPOP Bratislava, 310 s.

JANEČEK, M. et al., 1992: Ochrana zemědělské půdy před erozí. VÚMOP Praha, Metodika pro zavádění výsledků výzkumu do zemědělské praxe č. 5/1992, 110 s.

JANEČEK, M. et al., 2002: Ochrana zemědělské půdy před erozí. ISV nakladatel. 201 s.

SOBOCKÁ, J., 1999: Nové aspekty diagnostiky antropogénnych pôd. In: Antropizácia pôd V, VÚPOP Bratislava, s. 21 – 28.

SOBOCKÁ., J., 2002: Koluvizem, popis a diagnostika. In: Pôda – jedna zo základných zložiek životného prostredia, VÚPOP Bratislava.

SOBOCKÁ, J., 1999: Súčasný stav poznania a hodnotenia antropogénnych pod na Slovensku. Rostlinná výroba 45, (5): 237 – 244.

STANKOVIANSKY, M., 2003: Geomorfologická odozva environmetálnych zmien na území Myjavskej pahorkatiny. Univerzita Komenského Bratislava.

STANKOVIANSKY, M., 2005: Geomorphologic response to land use changes in the Myjava hill land, Slovakia, within the last fifty years. Studia geomorphologica carpatho-balcanica, Kraków.

TOMAN, F., 1996: Protierozní ochrana půdy (Návody do cvičení). MZLU Brno, 76 s.

LEHOTSKÝ, M., 1999: Erózno-akumulačné katény a degradácia pôd., 1999, Antropizácia pôd IV, VÚPOP Bratislava.

LEHOTSKÝ, M., 2001: Growth of Colluvial Bodies and Rice of Bottoms of Linear Depressed Landforms as Example of Soil Anthropization. In: Antropizácia pôd VI, VÚPOP Bratislava.

INDIKÁTORY V KRAJINNÉM PROSTORU VYUŽITELNÉ PRO PLÁNY FAREMNÍHO MANAGEMENTU

LANDSCAPE AREA INDICATORS USABLE FOR FARM PLAN MANAGEMENT

Zdeněk Opršal, Bořivoj Šarapatka

Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého v Olomouci, tř. Svobody 26, Olomouc, Česká republika, e-mail: zdenek.oprsal@upol.cz, borivoj.sarapatka@.upol.cz

Abstrakt

Indikátory kvality půdy a zemědělské produkce mají za cíl identifikovat vazby mezi různými druhy zemědělského managementu včetně vlivů na životní prostředí. Stanovení relevantních indikátorů je nezbytným nástrojem pro identifikování vhodných agro-environmentálních postupů a nástrojů. Tyto problémy nejsou řešeny pouze v teoretické rovině v celé EU, ale stojíme před nimi i při optimalizaci dotačních titulů MZe a MŽP, a to zejména z pohledu jejich komplexního posouzení a návazností v krajině. Podle nařízení EU (EU Regulation 2078/92) jde o postupy, které jsou kompatibilní s požadavky ochrany životního prostředí a přírodních zdrojů, udržitelným využíváním a zachováním venkovské krajiny a půdy. Důležitým aspektem pro stanovení vhodných indikátorů je vhodné prostorové měřítko pro sběr a analýzu dat. Problematika stanovení indikátorů kvality půdy a zemědělské produkce je velmi komplexní a vyžaduje interdisciplinární přístup. Jedním z nepostižených problémů je integrace různých prostorových měřítek analýz (pole, farma, agroekosystém, region) a socioekonomických dat s daty environmentálními, ekonomická evaluace environmentálních funkcí, a v neposlední řadě ověření a kalibrace indikátorů v rámci terénních výzkumů. Před obdobnými problémy jako v krajinném prostoru stojíme i při volbě vhodných indikátorů kvality půdy, které nám musí odrážet probíhající procesy v agroekosystému, integrovat v sobě základní vlastnosti půd a v neposlední řadě musí být relativně snadno použitelné v polních podmínkách. Nástin těchto indikátorů ze skupiny fyzikálních, chemických a biologických vlastností pro podmínky ekologického zemědělství a plánů faremního managementu představujeme v textu.

Klíčová slova: krajina, půda, indikátory, kvalita, agroenvironmentální opatření

Abstract

The main purpose of agri-environmental indicators and soil indicators is to identify the linkages between different agricultural management systems and the impact of such management on the environment. The identification of relevant indicators is a necessary step for formulation of suitable agro-environmental measures and policies. These tasks are not only theoretical issues within the EU, they have also practical implications for establishment and optimization of agricultural support schemes approved by the Ministry of Agriculture and the Ministry of Environment, particularly from the point of complex assessment and landscape and soil conservation. According to the EU Regulation 2078/92 agro-environmental measures are methods compatible with the requirements of environmental protection and the maintenance of the landscape and soil. An important aspect for successful identification of adequate indicators is a suitable spatial scale of data collection and, follows up analysis. The identification of agro-environmental indicators is a complex issue and requires an interdisciplinary approach. Further research will have to be carried out in order to enhance the scientific basis of the results achieved such as integration of different scales of analysis (field, farm, ecosystem, region) and of socio-economic data with environmental data, economical valuation of environmental functions and last but not least evaluation and calibration of indicators within field research.

Key words: landscape, soil, indicators, quality, agro-environmental measures

Agroenvironmentální indikátory

Zemědělský sektor je v Evropské unii charakteristický přítomností zemědělských politik a intervencí na národních i supranacionální úrovni. Tyto politiky mají významný dopad na intenzitu zemědělské produkce, její lokalizaci a také na faremní management.
Podle Tybirka (2002) existuje pouze malá znalost dopadu různých způsobů zemědělského managementu na složky životního prostředí a krajinu. Kritéria pro plánování faremního managementu by měla zahrnovat – ochranu přírodních a přírodě blízkých území, biologickou integritu a interakce mezi prostředím a druhy v rámci a mezi zemědělskými pozemky a okolním prostředím (funkční integrita), estetické a rekreační aspekty na úrovni farmy a krajiny. Indikátory by také měly postihovat tzv. driving forces, např. strategie faremního managementu, které podporují zmíněná kritéria (OECDa, 2002).
Významná část agro-environmentálních indikátorů vychází z *Driving Force-State-Response* (DSR) rámce, který byl vyvinut Organizací pro hospodářskou spolupráci a rozvoj (OECD, 1999) nebo jeho modifikacemi. Tento metodický rámec bere v potaz specifické charakteristiky zemědělství ve vztahu k životnímu prostředí a posuzuje zemědělství v širším kontextu teorie udržitelného rozvoje. Indikátory se v rámci tohoto rámce zaměřují na tyto oblasti:

- *Pressure* – tlak člověka a jeho ekonomických aktivit, které způsobují změny v →:
- *State* – stavu a kvalitě životního prostředí a může vyvolat →:
- *Responses* – odpovědi společnosti na tyto tlaky a stav životního prostředí.

V nejširším kontextu souží agroenvironmentální indikátory OECD k sledování následujících významných vlivů zemědělství na životní prostředí.

- Ochrana přírodních zdrojů, které jsou ovlivněny zemědělstvím. Zemědělství hraje významnou úlohu v ochraně (nebo ohrožení) přírodních zdrojů, které jsou významné pro zemědělskou produkci – zejména půdy a vodních zdrojů. Zemědělské aktivity mají také vliv na rostlinné a živočišné zdroje (tedy biodiverzitu) a širší krajinný prostor.
- Redukce zemědělských emisí v zemědělství. Nevyhnutelnou částí zemědělské produkce jsou emise agrochemikálií do půdy a vody a emise oxidů dusíku a skleníkových plynů do atmosféry. Cílem navrhovaných agro-environmentálních opatření je snížit úrovň těchto emisí na environmentálně a společensky udržitelnou úroveň (Parris, 2002).
- Zlepšení agroenvironmentálního managementu a zajištění udržitelného využívání přírodních zdrojů. Velikost zemědělské produkce je závislá na přírodních podmínkách, na finančních zdrojích (soukromých i ve formě státní podpory), na způsobu faremního managementu a používaných technologiích. V závislosti na používaném faremním managementu dochází k různé míře degradace složek životního prostředí (OECDa, 2002).

Indikátory v krajinném prostoru

Krajinné indikátory OECD

Krajinné indikátory OECD představují jeden z nejpropracovanějších systémů agroenvironmentálních indikátorů. Metodika vychází z chápání krajiny jako průnik fyzických prvků, managementu krajiny a společenských hodnot spojených s kulturní zemědělskou krajinou.
Krajinné indikátory OECD mají za cíl identifikovat hlavní složky, které jsou důležité pro *strukturu* zemědělské krajiny, monitorovat, jakým způsobem a do jaké míry zemědělský managament ovlivňuje kulturní krajinu, vč. půdy, měřit hodnotu, kterou společnost přisuzuje krajině a jejím prvkům a náklady pro zemědělce na ochranu a obnovu těchto prvků a složek životního prostředí.

Krajinná struktura je podle metodiky OECD definována přírodními prvky a krajinnou skladbou *(land use patterns)*. Přírodní prvky zahrnují mozaiku biotopů a ekosystémů v krajině. Jejich přítomnost a prostorové rozložení poskytuje nepřímé informace o biodiverzitě a funkcích biotopů v krajině. Krajinná skladba zahrnuje změny ve využití zemědělské půdy.

Indikátory IRENA

Indikátory IRENA vyvíjené Evropskou agenturou životního prostředí (European Environment Agency – EEA) akcentují širší regionální prostorové měřítko. Podobně jako jiné agroenvironmentální indikátory vycházejí z konceptu DPSIR (*Driving forces – Pressures – State/Impact – Response).* Tento přístup umožňuje stanovit vztah mezi jednotlivými indikátory a strukturovat hodnocení dopadů zemědělské výroby na biodiverzitu a krajinu (EEA, 2003). V rámci systému indikátorů IRENA existuje 35 agro-environmentálních indikátorů, podle Petersena (2004) má 11 z těchto indikátorů vztah k faremnímu managementu. Petersen (2004) je rozděluje do 4 kategorií:

- Způsoby faremního managementu (IRENA. 14). Data jsou získávána formou specifického průzkumu na farmách.
- Indikátory vstupů (IRENA 8, 9, 10, 11). Například data monitorující spotřebu hnojiv a pesticidů.
- Indikátory trendů faremního managementu (IRENA 7, 13, 15, 16). Data se týkají intenzifikace, extenzifikace nebo území v rámci ekologického zemědělství.
- Indikátory politických odpovědí (IRENA. 4). Např. míra tzv. správné zemědělské praxe v rámci sledovaného regionu.

Agro-environmentální indikátory IRENA jsou určeny pro regionální úroveň NUTS 2 a NUTS 3, z tohoto hlediska je problematická relevance indikátorů pro faremní managament na lokální úrovni (IRENA, 2003).

Indikátory IDEA

Metoda IDEA (Indicators of Sustainable Agriculture) byla vyvinuta ve Francii pro měření udržitelnosti managementu zemědělských farem. Je založena na 41 základních indikátorech, které na základě přidělených koeficientů a následné agregaci umožňují získat porovnatelný a dostatečně citlivý nástroj pro hodnocení udržitelnosti faremního managementu. Data jsou agregována na třech úrovních:

• udržitelnost na agro-ekologické úrovni (19 indikátorů),
• udržitelnost na socio-teritoriální úrovni (16 indikátorů),
• udržitelnost na ekonomické úrovni (7 indikátorů).

Indikátory se vztahem ke krajině a prostorové organizaci jsou sdruženy kategorii *Organisation of space* – jedná se o sadu sedmi indikátorů *(Crop rotation, Plots dimension, Managament of organic matters, Ecological regulation areas, Actions promoting the natural heritage, Animal per ha, Managament of fodder areas)*. Nejvyšší koficient je přidělen kategorii *Plots dimension a Ecological regulation areas*. Podle Loyata (2004) je metoda IDEA rychlá, není však vyčerpávací a slouží hlavně jako výuková metoda. Je závislá na dobrovolné sebe-evaluaci. Zahm (2006) uvádí, že metoda IDEA je používaná pro trénink vysokoškolských studentů zemědělství s cílem vysvětlit koncept udržitelného zemědělství – metoda je užívána při terénním výzkumu. Metoda slouží jako nástroj pro návrh modifikace managementu faremního systému. Podle Zahma analýzy za použití metody IDEAS ukázaly, že agro-ekologická, socio-teritoriální a ekonomická úroveň jsou na sobě nezávislé. Proto např. ekonomická životaschopnost není závislá na agro-ekologické stabilitě farmy.

Metoda se může uplatnit při vytváření systému poradenství pro zemědělce, tuto povinnost ukládá článek 13 Společné zemědělské politiky. Zahm navrhuje rozšířit metodu do všech členských států, je však potřeba dalšího výzkumu v následujících oblastech; použitelnost

metody IDEA pro všechny hlavní plodiny pěstované v rámci států Evropské unie – identifikace kategorie zohledňující specifický vztah mezi regionem a farmou, otázka adaptace metody specifickým aspektům zemědělství nových členských států EU, kalkulace indikátorů s daty získanými z národních datových bank namísto dat získaných *ad hoc* terénním výzkumem a jejich vzájemné porovnání.
Peschard (2004) porovnává metodiku IDEAs dalšími metodikami používanými ve Francii – DIAGE, DIALECTE, DIALOGUE a INDIGO TOOLS. Komparativní analýza se týká environmentálních témat, faremních aktivit, agregačních úrovní a metod pro evaluaci dopadů. Pozornost je věnována primárním datům – jejich výběru, prostorovému a časovému měřítku a analýze dopadu ochrany plodin na vodní zdroje. Z analýzy vyplývá důležitost zvolených metod pro agregaci dat – např. metody Dialogue a Indigo poskytují odlišné výsledky, přestože používají stejná vstupní data (Peschard, 2004).

Indikátory PAIS
Návrh environmentálních indikátorů PAIS (Propsal on agri-environmental indicators) je založen na komplexní inventarizaci existujících krajinných indikátorů. Klasifikace krajinných indikátorů je v rámci tohoto konceptu rozdělena do tří úrovní. První úroveň reflektuje krajinou dimenzi *(landscape dimension)* – krajinné prvky, lidskou percepci krajiny a uplatňovaný management. Druhá úroveň a třetí úroveň klasifikuje tematické skupiny vymezených krajinných indikátorů. V kategorii prostorové konfigurace krajiny přichází s indikátory založenými na statistické analýze krajinných struktur. Celkově je identifikováno 36 krajinných indikátorů relevantních pro země EU (Piorr, 2003).

Indikátory AEMBAC
Projekt AEMBAC má za cíl vytvořit analytický rámec pro tvorbu lokálních agro-environmentálních programů zaměřených na ochranu biodiverzity a krajiny. Tento rámec byl testován v patnácti studiích v sedmi evropských zemích (v České republice nebyla žádná studie provedena).
Metodologie se skládá ze tří fázi. V první fázi jsou prostřednictvím agro-environmentálních indikátorů posuzovány dopady zemědělství na životní prostředí. V druhé fázi se soustředí na vytvoření adekvátních agro-environmentálních opatření. Třetí fáze se věnuje implementaci definovaných agro-environmentálních opatření.
Definování agroenvironmentálních indikátorů vychází z modelu driving *forces-pressures-state-impact-responses* (DPSIR). Indikátory stavu *(state indicators)* měří míru plnění stanovených environmentálních funkcí. Tyto funkce mohou být například druhová divezita, stav krajinných prvků, kvalita půdy a vody. Pro každý indikátor stavu je stanoven *Environmental Minimum Requirement* (EMR). Rozdíl mezi aktuální hodnotou indikátoru stavu a jemu odpovídající EMR vypovídá o pozitivním nebo negativním trendu plnění dané environmentální funkce (Simonini, 2004).
Metodika definuje kritéria pro výběr kvalitních indikátorů; relevance – ve vztahu k úkolům a cílům, reprezentativnost – indikátory jsou zaměřeny na nejdůležitější aspekty problémů, přesnost – indikátory jsou schopny dostatečně přesně měřit stav a trendy sledované problematiky, měřitelnost – plnění environmentálních funkcí je objektivně měřitelné, proveditelnost – závisí na dosažitelnosti dat (fyzická i ekonomická dosažitelnost, analytická kvalita – možnost opětovného měření a porovnání, citlivost – ukazuje časové trendy, porovnatelnost – měří změny místních podmínek a prostorovou porovnatelnost výsledků.
Agro-environmentální indikátory stavu *(state indicators)* poskytují představu o environmentálních podmínkách určitého území – tzv. environmentální profil území. AEMBAC rozlišuje dále složené indikátory *(composite indicators)*, které agregují různé hodnoty prostřednictvím modelů do skalárních veličin (např. USLE nebo Shannon Diversity Index).

Indikátory tlaku *(pressure indicators)* pomáhají analyzovat ekologické, ekonomické a sociální aspekty zemědělského systému a jsou rozděleny do čtyř skupin, a to indikátorů managementu:

- živin,
- kontroly škůdců,
- půdy a krajinných prvků,
- vody a závlah.

Významným přínosem metodiky AEMBAC je pokus vytvořit nástroj pro tvorbu a implementaci agro-environmentální opatření na lokální úrovni

Problémem zůstává stanovení minimálních hodnot resp. rozsahu *Environmental Minimum Requirements* a interpretace změn hodnot *pressure indicators*. Nepřesnější hodnota může být stanovena srovnáním hodnot stejného indikátoru ve srovnatelném agro-ekosystému v časové řadě (např. kvalita půdy, biodiverzita) nebo prostřednictvím dostatečného množství terénních výzkumů nebo také prostřednictvím tzv. *Best Professionalt Judgement* (expertní odhad), popř. kombinací zmíněných přístupů (Simonini, 2004).

Indikátory kvality půdy

Před obdobnými problémy jako v krajinném prostoru stojíme i při volbě vhodných indikátorů kvality půdy, které nám ve shodě s řadou vědeckých prací (např. Doran, Parkin, 1996) musí odrážet probíhající procesy v agroekosystému, integrovat v sobě základní vlastnosti půd a v neposlední řadě musí být relativně snadno použitelné v polních podmínkách. Na našem pracovišti jsme testovali celou řadu indikátorů s vazbami na další složky agroekosystému. Popsali jsme např. korelace mezi aktivitou půdních enzymů a vybranými fyzikálními a chemickými charakteristikami. Tyto někdy poměrně složité analýzy bývají někdy využívány ve snaze určení indexů kvality půdy. Jedná se však většinou o výzkumné aktivity řady předních pracovišť. Z pohledu proveditelnosti v praxi jsme zvolili jiný přístup a pro systém ekologického zemědělství (s využitelností i pro popisované plány faremního managementu) jsme navrhli k ověření systém základních indikátorů, který by tyto požadavky splnil (Pokorný, Šarapatka, 2003). Z fyzikálních vlastností půdy se jedná o určení zrnitosti a rozbor Kopeckého válečkem, z chemických vlastností pak o výměnnou reakci, obsah a kvalitu humusu, obsah přijatelného fosforu, celkového dusíku a o nasycenost sorpčního komplexu. Z biologických charakteristik se jedná o respirační testy, nitrifikaci, amonifikaci a o určení vybraných skupin edafonu (žížaly). Po prvních testováních ve vybraných podnicích můžeme popsat řadu vazeb mezi těmito charakteristikami i s přesahem do rostlinné a živočišné produkce (zatížení DJ) i do krajinné dimenze (např. diverzita travních společenstev).

Závěr

Důležitým aspektem pro výběr krajinných indikátorů je stanovení vhodného prostorového měřítka. V případě „farm management" plánů se pohybujeme na úrovni farmy nebo pole. Z tohoto hlediska je využitelnost indikátorů OECD omezená. Otázkou zůstává relevance některých krajinných indikátorů pro potřeby plánování faremního managementu. Tyto indikátory mohou být využity při hodnocení faremních plánů v kontextu širšího území, takovéto hodnocení však musí být vyvážené s ohledem na přirozenou heterogenitu krajiny a časové měřítko. Také v případě systému indikátorů IRENA je problematická relevance indikátorů pro management farem. Z hlediska statistické analýzy jsou perspektivní indikátory krajinných struktur (patch density, edge density, Shannon index apod.), zvláště ve spojení s konceptem ekologických kompenzačních území (ecological compensation areas). Tyto statistické indikátory popisují stav krajinné struktury, problémem zůstává interpretace pozitivních či negativních změn a trendů a náročnost zpracování dat v prostředí geografických informačních systémů. Nejvyšší relevanci pro úroveň faremního managementu

má metoda IDEA. Může se stát částečným východiskem pro definování metodiky pro hodnocení udržitelnosti zemědělské produkce ve formě plánů faremního managementu.

Poděkování

Řešení úkolu bylo umožněno díky Národnímu programu výzkumu II – projekt 2B06101.

Literatura

DORAN, J. W., PARKIN, T. B., 1996: Quantitative indicators of soil quality. In. Doran, J. W., Jones, A. J. (Eds.): Methods for assessing of soil quality. Soil Science Society of America, Inc., Madison, Wi, 1996: 25 – 38.

Integration of environment into EU agriculture policy — the IRENA indicator-based assessment report. Copenhagen: European Environment Agency, 2003.

LOYAT, J. et al., 2007: Farm managamnet indicators, agriculture and territory: a French perspective [online]. OECD, 2004 [cit. 12.6.2007]. Dostupné z: http://www.oecd.org.

Organisation for Economic Cooperation and Development (OECDa) Environmental Indicators for Agriculture. Volume 1, Concepts and Framework .Paris, OECD Publications Service, 1999.

PARRIS, K., 2002: Agricultural Landscape Indicators in the Contet of the OECD Work on Agri-environmental Indicators [online]. NIJOS/OECD, 2002 [cit. 20.6.2007]. Dostupné na: z: http://www.oecd.org.

PETERSEN, J.E., 2004: Development of farm management indicators in the European Union: Work under the EU`s Indicator Reporting on the Integration of Environmental Concerns into Agriculture Policy (IRENA) operation [online]. OECD, 2004 [cit. 12.6.2007]. Dostupné z: http://www.oecd.org

PESCHARD, D. et al., 2007: Tools for evaluating the environmental ipact of agriculturalpractices at the farm level: analysis of the 5 agri-environmental methods [online] OECD, 2004. [cit. 12.6.2007]. Dostupné z: http://www.oecd.org.

PIORR H.-P., 2003: Environmental policy, agri-environmental indicators and landscape indicators [online]. Agriculture, Ecosystems and Environment 98, 2003. [cit. 12.6.2007]. Dostupné z: www.sciencedirect.com

POKORNÝ, E., ŠARAPATKA, B., 2003: Půdoznalství pro ekozemědělce. MZe ČR, 2003. 43 pp.

SIMONINI R. (ed.), 2004: Definition of a comon European analytical famework for the development of local agrienvironmental programmes for biodiversity and landscape conservation [online] The AEMBAC Project: Final Report. 5th Framework Contract Ref: QLRT-1999-31666, 2004. [cit. 12.6.2007]. Dostupné z: http://www.nandoperettifound.org/

TYBIRK K. et al., 2005: Nature quality in organic farming in Europe. Concepts, consideration and indicators development. Springer Netherlands: Journal of Agricultural and Environmental Ethics, 2005.

ZAHM F., 2006: Farm Sustainability Assessment using the IDEA Method. From the concept of the farm sustainability to case studies on French farms [online]. IFASA Symposium, 2006 [cit. 12.6.2007]. Dostupné z http://www.iisd.org.

SPECIFIKA STUDIA HUMÍNOVÝCH KYSELIN LESNÍCH PŮD A PŮD REKULTIVOVANÝCH VÝSYPEK

STUDY SPECIFICS OF HUMIC ACIDS OF FOREST SOILS AND SOIL OF RECLAIMED WASTE DUMPS

Lenka Pavlů, Marcela Rohošková

Katedra pedologie a geologie, FAPPZ, ČZU v Praze, Kamýcká 129, 165 21 Praha 6 Suchdol, pavlu@af.czu.cz, rohoskova@af.czu.cz

Abstrakt

Studium humínových kyselin (HA) lesních půd, respektive jejich nadložních horizontů, a půd rekultivovaných výsypek má svá jistá specifika. Vlastní extrakcí a separací HA z půdních vzorků dochází i k vyseparování látek půdním HA velice podobných. V případě nadložních horizontů lesních půd je to lignin. Ten se při separaci chová obdobně jako humínové kyseliny, tedy je rozpustný v alkáliích a vysráží se v kyselém prostředí. V případě půd rekultivovaných výsypek jsou zmiňovanými podobnými látkami HA vyextrahované z uhelné příměsi výsypkového substrátu. V tomto příspěvku jsou porovnávány vzorky HA vyextrahovaných z nadložních horizontů lesních půd, z půd rekultivovaných výsypek, z lignitu a pro srovnání i z orničních horizontů různých půdních typů. Dále je pak hodnocen i vzorek „ligninu“ získaný ze zetlelého dřeva stejnou extrakční metodou jako půdní HA. Všechny vzorky byly extrahovány roztokem obsahujícím 0,5 M NaOH a 0,1 M $Na_4P_2O_7$. Finálně upravené vzorky byly analyzovány pomocí DRIFT spektrofotometru Nicolet Nexus bez ředění KBr. Z DRIFT spekter studovaných vzorků bylo zjištěno, že poměr intenzit pásů 1728 a 1670 cm^{-1} by mohl být dobrým ukazatelem kvality půdní organické hmoty, nikoli však u vzorků horizontů nadložní organické hmoty lesních půd. U těchto vzorků byla kvantitativně prokázána kontaminace vyextrahovaných HA ligninovými složkami a ty byly rovněž patrné v DRIFT spektrech. U výsypek rekultivovaných překrytím jiným materiálem je málo pravděpodobná kontaminace tohoto materiálu uhelnou příměsí, proto i v našich spektrech nebyla tato příměs zjištěna. Byly však potvrzeny některé rozdíly ve struktuře lignitových HA a půdních HA.

Klíčová slova: humínové kyseliny, lesní půda, rekultivovaná výsypka

Abstract

Study of humic acids (HA) in forest soils i.e. in their superficial (organic) horizons as well as in soils of reclaimed dumpsites has its specifics. By extraction and separation of HA from the soil samples it can be in progress also separation of compounds which are very similar to soil HA. In the case of superficial horizons of forest soils it is lignin. Its behaviour at separation is similar to humic acids, i.e. it is soluble in alkaline and can coagulate in acid medium. In the case of reclaimed dumpsite soils the similar substances to humic acids are extracted from coal admixture of overburden material. There are compared samples of HA extracted from superficial organic horizons of forest soils, from soils of reclaimed dumpsites, and from lignin. HA extracted from topsoil of various soil types were also compared. The evaluation of the sample “lignin“ extracted from a rotted wood was made by the same extraction method as soil HA. All samples were extracted by solution containing 0.5 M NaOH and 0.1 M $Na_4P_2O_7$. Finally prepared samples of HA were analysed by DRIFT spectrophotometer Nicolet Nexus without dilution KBr. From the DRIFT spectra of studied HA were found that the ratio of 1728 and 1670 cm^{-1} band intensities could be good indicator of soil organic matter quality, however not in samples of superficial organic horizons of forest soils. For these samples there were quantitatively proved contamination of extracted HA by lignin

compounds, the same was shown in their DRIFT spectra. In the case of soils reclaimed by covering their surface by other material (e.g. topsoil, loess) the contamination by coal admixture is slight probable, therefore in our spectra this matter was not found. Nevertheless some differences in the structure of lignin and soil HA were proved.

Key words: humic acids, forest soil, reclaimed dumpsite soil

Úvod

Půdní organická hmota hraje v půdním prostředí důležitou roli. Její obsah a kvalita například ovlivňují stabilitu půdní struktury, fyzikální charakteristiky jako je specifická hmotnost, pórovitost, schopnost zadržení vody či její infiltrace (Chenu et al., 2000).

Jednou ze součástí půdní organické hmoty jsou humusové kyseliny. Jsou produktem degradačních a rekombinačních procesů, do nichž vstupuje celá řada organických komponent (Stevenson, 1994). Tyto kyseliny jsou směsi tvořené různými organickými molekulami, což vede i k jejich rozdílným vlastnostem. Obecně přijímaný model jejich polymerního a polydisperzního charakteru byl nahrazen konceptem micelárním (Piccolo, 2001), který se přiklání k agregátové, nikoli polymerní struktuře humusových kyselin. V devadesátých letech se pak začal prosazovat „supramolekulární" koncept struktury humusových kyselin. Podle tohoto konceptu mohou být fulvokyseliny (FA) popsány jako asociace malých hydrofilních molekul obsahující řadu kyselých funkčních skupin udržujících tyto shluky dispergované v roztoku za jakéhokoliv pH. Humínové kyseliny jsou pak asociacemi molekul složenými především z hydrofobních složek (polymethylenové řetězce, mastné kyseliny, steroidní složky), které jsou stabilizovány v neutrálním pH hydrofobními disperzními silami (van der Waals, π–π a CH–π). Jejich konformace se zvětšují s přibýváním intermolekulárních vodíkových můstků díky nízkému pH v průběhu jejich vzniku (Piccolo et al., 1996; Piccolo, 2001).

Stevenson (1994) rozlišil pomocí HPSEC sedm odlišných molekul, které mohou být považovány za monomerní součásti humusových látek. Jedná se o kyselinu dihydroxyfenyloctovou, kyselinu gallovou, kyselinu protokatechovou, kyselinu hydrokávovou, glukosoamin, resorcin a katechin.

Infračervená spektroskopie se již řadu let používá pro popis struktury humusových kyselin. Jako jedna z vhodných metod se ukázala difúzně reflexní spektroskopie s Fourierovou transformací (DRIFT). Je uživatelsky nenáročná a současně umožňuje měření extrahovaných humusových kyselin v čisté podobě bez ředění (nejčastěji KBr). Tím se lze vyvarovat ovlivnění spekter pásy nasorbované vody v oblasti 3300–3000 cm^{-1} a 1720–1500 cm^{-1} a i reakcí mezi substrátem a vzorkem (např. iontové výměny) (Stevenson, 1994, Machovič, Novák, 1998).

Cílem tohoto příspěvku je porovnání DRIFT spekter humínových kyselin extrahovaných z různých půdních vzorků a zhodnocení jejich specifik. Dalším cílem je pak snaha o vyhledání charakteristických pásů spekter příměsí, které by byly zřetelné i ve spektrech půdních humínových kyselin a tím příměs identifikovaly. Jakékoli kvantitativní hodnocení obsahu příměsi však bohužel není pomocí DRIFT spektroskopie možné.

Materiál a metody

Vzorky lesních půd, respektive směsi horizontů F+H, byly odebrány v oblasti Šumavy a Jizerských hor. Studium půdní organické hmoty v těchto oblastech bylo součástí dlouhodobých projektů zaměřených především na acidifikaci půd (např. Borůvka et al., 2005, Mládková et al., 2006, Pavlů et al., 2007). Bylo studováno 7 vzorků z bukových porostů (*Fagus sylvatica L.*) a 10

z porostů smrkových (*Picea abies L.*). Na odběrových lokalitách se vyskytovaly dva půdní typy. V nadmořských výškách do 800 m to byly kambizemě dystrické a výše pak podzoly. Vzorky půd rekultivovaných výsypek byly odebrány ze svrchních 20 cm půdy na výsypce Pokrok. Jedna část výsypky byla rekultivována překrytím ornicí (13 vzorků) a druhá překrytím spraší (11 vzorků). Rovněž byly odebrány vzorky orničních horizontů kambizemě dystrické (Vysoké nad Jizerou), hnědozemě modální (Kostelec nad Orlicí), šedozemě luvické (Čáslav) a černozemě modální (Ivanovice na Hané). Tyto 4 lokality jsou rovněž studovány v několika dlouhodobých projektech zaměřených na transport vody a kontaminantů půdním prostředím (např. Kočárek et al., 2005, Kodešová et al., 2006).

Běžnými metodami byly u všech vzorků stanoveny základní půdní charakteristiky. Potenciometricky byla zjištěna hodnota pH_{KCl} (Sparks, 1996), ukazatel kvality humusu ($Q_{4/6}$) jako poměr absorbancí pyrofosfátového výluhu při vlnových délkách 400 a 600 nm (Sparks, 1996), obsah organického uhlíku (C_{org}) oxidací dvojchromanem draselným za tepla (Sparks, 1996) a efektivní kationtová výměnná kapacita (eKVK) podle Mehlicha v extraktu nepufrovaného 0,1 M $BaCl_2$.

Pro oddělení jednotlivých humusových kyselin byly všechny vzorky extrahovány roztokem obsahujícím 0,5 M NaOH a 0,1 M $Na_4P_2O_7$. Pro kvalitativní hodnocení humínových kyselin byla použita navážka 30−100 g podle typu vzorku. Pro zjištění poměru HA:FA byly použity 2 g vzorku. Příprava vzorků HA pro měření DRIFT spekter byla provedena podle metodiky Piccolo et al. (2002). Po okyselení koncentrovanou HCl na pH 1, vysrážení a oddělení HA, byly tyto dočištěny od koextrahovaného minerálního podílu pomocí několikanásobného znovurozpuštění pomocí 1 M NaOH a opětovného sražení koncentrovanou HCl. Toto dočištění bylo doplněno dvoudenním protřepáváním sražených HA s roztokem obsahujícím 0,5 % (v/v) HCl a 0,5 % (v/v) HF. Po dočištění byly HA umístěny do dialyzačních vaků, v nichž se ze směsi uvolnil chlór. Takto připravené kyseliny byly vymraženy lyofilizátorem Telstar Cryodos.

Pro zjištění poměru HA:FA byl extrakt okyselen koncentrovanou HCl na pH 1. HA byly vysráženy a odděleny od rozpuštěných FA. HA byly pomocí destilované vody převedeny do dialyzačních vaků. Po dialýze byly zmraženy a následně lyofilizovány. Roztok FA byl nejprve zneutralizován pomocí NaOH na pH 7, dialyzován a poté rovněž zmražen a lyofilizován. Získané pevné vzorky HA a FA byly nejprve zváženy a dále pak zoxidovány pomocí chromsírové směsi pro zjištění obsahu uhlíku (C_{HA}, C_{FA}). Ze získaných výsledků byl zjištěn poměr hmotností HA:FA a poměr C_{HA}:C_{FA}, který také odpovídá vzájemnému poměru těchto kyselin v půdách.

Výsledky a diskuse

Základní půdní charakteristiky studovaných vzorků jsou uvedeny v tabulce 1. Výsledky odpovídají typickým vlastnostem charakteristickým pro dané půdní typy či horizonty.

Kambizem dystrická je nejkyselejší s vyšším množstvím málo kvalitního humusu a s nízkou eKVK. Na druhé straně pro černozem je typická neutrální půdní reakce, vysoký obsah kvalitního humusu a vysoká eKVK. Hnědozem a šedozem se svými vlastnostmi pohybují většinou mezi těmito extrémy. Charakteristiky půd výsypek rekultivovaných překryvem ornicí jsou hodně podobné charakteristikám černozemě. Materiál použitý k rekultivaci zřejmě původně pocházel z černozemí a proto její vlastnosti zdědil. Vlastnosti půd výsypek rekultivovaných překryvem spraší jsou o něco horší než u předchozího typu rekultivace.

Vlastnosti organických horizontů lesních půd jsou dány především jejich specifickým složením s minimálním minerálním podílem. Vysoký obsah organické hmoty je příčinou vysoké eKVK. Nízké hodnoty pH jsou zase dány vysokým obsahem především jednodušších organických

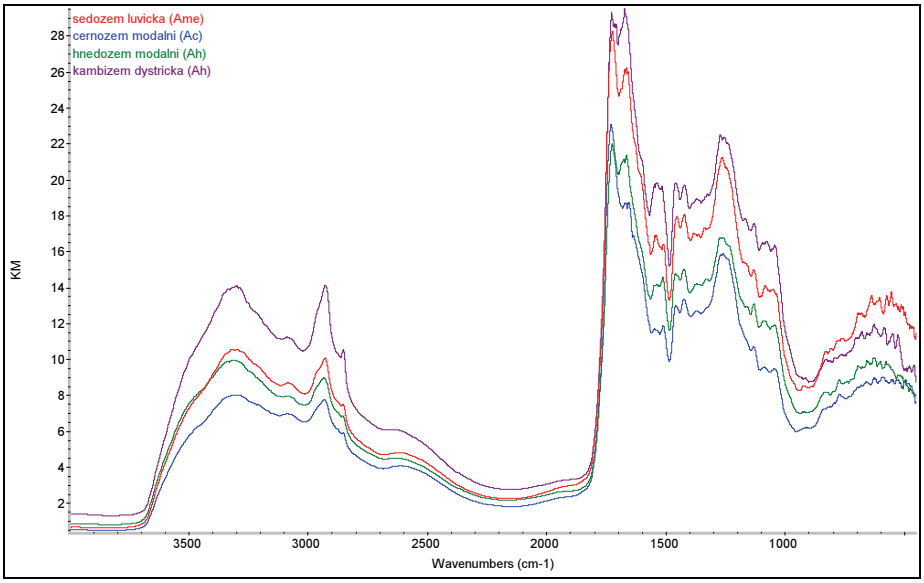
kyselin (hlavně FA) vznikajících rozkladem organické hmoty. Převaha těchto kyselin se pak odráží i v nízké kvalitě humusu ($Q_{4/6}$).

Tab. 1 Základní půdní charakteristiky studovaných půd a vybrané statistické parametry.

	pH_{KCl}	C_{org} [%]	$Q_{4/6}$	eKVK [cmol(+)/kg]
Hnědozem modální	4,84	1,48	4,63	12,75
Kambizem dystrická	4,49	2,08	6,06	19,00
Černozem modální	6,28	1,91	3,50	24,50
Šedozem luvická	6,96	1,10	3,44	20,50
Rekultivace překrytím ornicí				
průměr	6,68	1,90	4,40	23,44
medián	6,68	1,86	4,36	22,25
rozptyl	0,09	0,14	0,04	36,87
sm. odch.	0,30	0,38	0,20	6,07
Rekultivace překrytím spraší				
průměr	6,85	1,32	5,39	28,57
medián	6,98	1,08	4,92	27,50
rozptyl	0,10	0,72	2,12	121,50
sm. odch.	0,32	0,85	1,46	11,02
Horizont F+H – smrk				
průměr	3,03	29,76	8,56	47,33
medián	3,10	29,83	8,13	37,25
rozptyl	0,13	21,37	2,99	530,45
sm. odch.	0,36	4,62	1,73	23,03
Horizont F+H – buk				
průměr	3,16	23,53	8,66	52,87
medián	3,11	21,05	8,05	41,25
rozptyl	0,10	37,54	3,76	634,46
sm. odch.	0,32	6,13	1,94	25,19

Naměřená DRIFT spektra HA extrahovaných ze zemědělsky využívaných půd jsou uvedena na obrázku 1. Průměrná spektra HA lesních půd a půd rekultivovaných výsypek jsou uvedena na obrázcích 2 a 3. V obecných rysech jsou si tato spektra podobná. Relativní rozdíly jsou ale patrné v oblasti alifatických CH_2 a CH_3 vazeb (2930 a 2850 cm^{-1}) a ve vzájemném poměru pásu C=O vazeb karboxylů (1728 cm^{-1}) a chinonů (1670 cm^{-1}). Z hlediska kvality půdní organické hmoty jsou nejzajímavější aromatické vazby a jejich poměr k alifatickým. Bohužel, tyto vazby se výrazněji projevují v oblastech značně překrytých jinými pásy (1600 a 1512 cm^{-1}) a jejich interpretace je tedy prakticky nemožná.

Na základě výše zmíněných skutečností byly pro hodnocení spekter využity následující parametry (tab. 2). Jako první byla hodnocena suma intenzit alifatických pásů vztažená k základní linii nastavené od 3023 do 2799 cm^{-1} (al 2930+al 2850). Druhým sledovaným parametrem byl poměr intenzit pásů 1728 a 1670 cm^{-1} (poměr C=O).



Obr. 1 DRIFT spektra HA vyextrahovaných z různých půdních typů (KM – intenzita v jednotkách Kubelka-Munk)

Tab. 2. Parametry DRIFT spekter HA studovaných půd (CMm – černozem modální, SEl – šedozem luvická, HNm – hnědozem modální, KAd – kambizem dystrická, buk – průměrná hodnota pro vzorky z bukových porostů, smrk – průměrná hodnota pro vzorky ze smrkových porostů, ornice – průměrná hodnota pro vzorky z překryvu ornicí a spraš – průměrná hodnota pro vzorky z překryvu spraší)

	CMm	**SEl**	**HNm**	**KAd**	**buk**	**smrk**	**ornice**	**spraš**
al 2930+al 2850	2,795	4,239	3,352	7,558	4,684	4,340	2,420	3,160
poměr C=O	1,634	1,326	1,260	1,166	1,475	1,558	1,559	1,278

Pro zjištění závislostí parametrů spekter a studovaných půdních charakteristik byla provedena korelační analýza (tab. 3). Na základě zjištěných výsledků lze konstatovat, že suma intenzit alifatických pásů dobře koreluje s $Q_{4/6}$. To je v souladu s vlastním principem spektrometrického stanovení $Q_{4/6}$, kdy méně kondenzované, tedy méně aromatické a více alifatické humusové látky pohlcují více záření v oblasti kolem 600 nm. Rovněž byly zjištěny průkazné korelace tohoto parametru a ostatních studovaných půdních vlastností. Tyto korelace jsou však zatíženy značnou rozdílností vlastností organických horizontů lesních půd a svrchní vrstvy půd rekultivovaných výsypek. Poměr C=O poměrně dobře koresponduje s kvalitou humusu vzorků zemědělsky využívaných půd (s rostoucím $Q_{4/6}$ tento poměr klesá). V případě celého souboru dat však již korelace není zřejmá. Příčinou mohou být právě jistá specifika organických horizontů lesních půd i svrchní vrstvy půd rekultivovaných výsypek, která budou diskutována v následujících částech příspěvku.

Tab. 3. Korelační analýza (*, **, *** průkazná korelace na hladině významnosti α = 0,05; 0,01; 0,001).

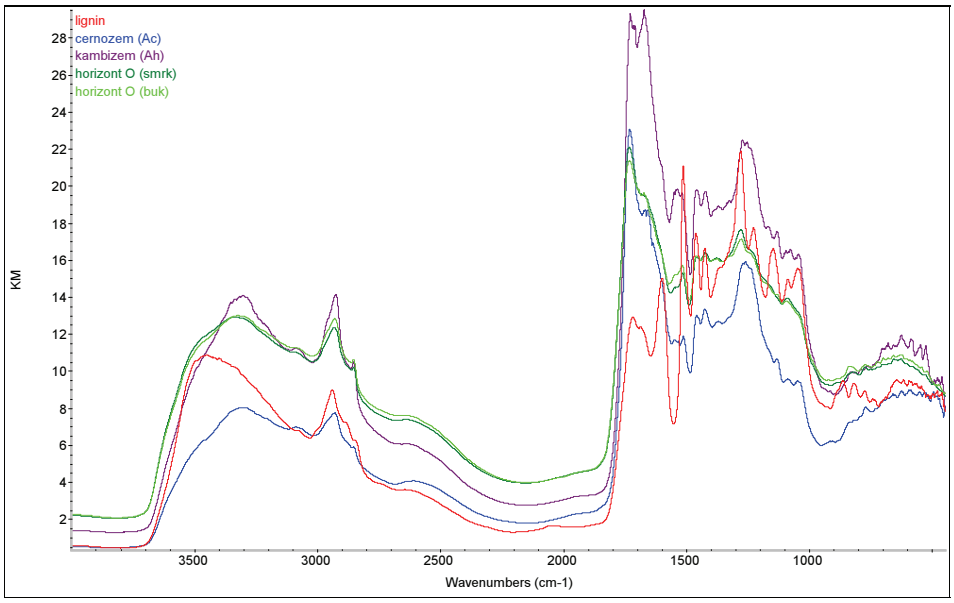
	al2930+al2850	**poměr C=O**	**eKVK**	**pH_{KCl}**	**$Q_{4/6}$**
eKVK	0,373*	-0,082			
pH_{KCl}	-0,585***	-0,186	-0,626***		
$Q_{4/6}$	0,543***	-0,063	0,818***	-0,790***	
C_{org}	0,421**	0,244	0,533***	-0,925***	0,740***

Specifika nadložních horizontů lesních půd

Studiem nadložních organických horizontů lesních půd byly zjištěny průkazné rozdíly v hodnotách poměru HA:FA zjištěných z hmotností extrahovaných HA a FA (průměr – 3,73), z procentického obsahu uhlíku v extrahovaných HA a FA (průměr – 8,25) a z přepočtu barevného kvocientu $Q_{4/6}$ podle Pospíšilova vztahu (průměr – 0,16).

Rozdíly v takto zjištěných hodnotách byly podnětem k detailnějšímu studiu této problematiky. Výrazný nadbytek extrahovaných HA oproti FA neodpovídá obecně akceptovaným a prověřeným tvrzením o nekvalitním humusu lesních půd s výrazným přebytkem FA. Lze tedy předpokládat koextrakci jiných organických látek jako je například lignin spolu s HA. Podle ligninové teorie dochází teprve demetylací, oxidací a kondenzací dusíkatých sloučenin k přeměně ligninu na humínové kyseliny. Původní nerozložený lignin se však při separaci chová obdobně jako HA, tedy je rozpustný v alkaliích a vysráží se v kyselém prostředí. To je pravděpodobně důvod hmotnostního obohacení frakce HA.

Rozdíl v hodnotách poměru HA:FA zjištěných z poměru hmotností a z poměru obsahu uhlíku je možné vysvětlit vzrůstem obsahu uhlíku směrem od jednodušších FA ke složitějším HA a až k huminu, čímž dojde k relativnímu rozšíření poměru C_{HA}:C_{FA} oproti hmotnostnímu HA:FA.



Obr. 2 DRIFT spektra HA vyextrahovaných z černozemě a kambizemě, průměrná spektra HA vyextrahovaných z nadložních horizontů lesních půd a spektrum „ligninu“ (extrakční postup totožný s extrakcí HA, ale za použití vzorku zetlelého dřeva) (KM – intenzita v jednotkách Kubelka-Munk).

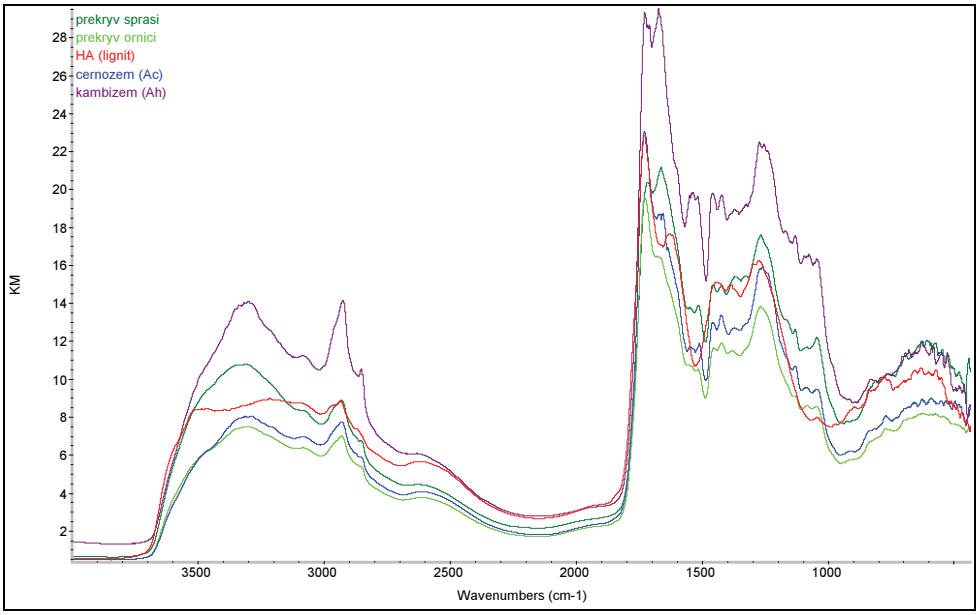
Obrázek 2 zachycuje DRIFT spektra HA vyextrahovaných z černozemě a kambizemě, průměrná spektra HA vyextrahovaných z nadložních horizontů lesních půd a spektrum „ligninu“ (extrakční postup totožný s extrakcí HA, ale za použití vzorku zetlelého dřeva). Z obrázku je patrná podobná poloha intenzivních pásů spektra ligninu a půdních HA, ale zároveň výrazná odlišnost v relativních intenzitách těchto pásů. Například aromatické pásy (1600 a 1512 cm^{-1}) nejsou u ligninu ničím překryty a jsou tedy dobře viditelné. Díky shodné poloze pásů dané podobností molekul HA a ligninu je jeho příměs těžko odlišitelná. Viditelné je pouze navýšení intenzity pásu

valenční vibrace aromatického kruhu v oblasti 1512 cm^{-1} u organických horizontů lesních půd oproti A horizontům zemědělsky využívaných půd.

Specifika půd rekultivovaných výsypek

Na obrázku 3 jsou rovněž zachycena DRIFT spektra HA vyextrahovaných z černozemě a kambizemě, dále pak průměrná spektra půd rekultivovaných překryvem spraší a ornicí a spektrum HA vyextrahované z lignitu. Z literatury (např. Barančíková et al., 2003) je známo, že obsah alifatického podílu lignitové HA je menší než u HA pocházející z kambizemě a naopak aromatický podíl je u lignitové HA vyšší. Obdobný výsledek je zřejmý i z obrázku 3, konkrétně z vyšších intenzit alifatických pásů (2930 a 2850 cm^{-1}) kambizemě oproti lignitové HA. V práci Barančíková et al. (2003) se rovněž uvádí, že stupeň aromaticity (tedy poměr aromatické a alifatické části) lignitové HA a HA vyextrahované z černozemě je velice podobný. I z našich výsledků je patrná podobnost spekter lignitové HA, HA z černozemě a HA z výsypky rekultivované překryvem ornicí, která, jak bylo dříve zmíněno, rovněž pochází z černozemě. Více se od lignitové HA odlišuje spektrum HA z překryvu spraší a to především v poměru C=O.

Rozdílné poměry C=O pásů HA z ploch rekultivovaných překrytím vrstvou spraše a vrstvou ornice (tab. 2) mohou také vypovídat o kvalitě a stádiu vývoje humusu. V prvním případě se procesem humifikace vlastní humus, respektive humusové látky, teprve vytváří a pás odpovídající chinonům je intenzivnější. To by potvrzovalo polyfenolovou teorii tvorby humusových látek (např. Sparks, 1994), kdy kondenzací chinonů s různými chemickými sloučeninami (např. aminokyselinami, proteiny, peptidy, aminocukry, apod.) teprve vznikají fulvokyseliny a humínové kyseliny. V druhém případě má pás chinonů jen malou intenzitu a projevuje se zde intenzivní pás karboxylových a karbonylových skupin. To svědčí o vyvinuté a stabilní organické hmotě humusového horizontu černozemě.



Obr. 3 DRIFT spektra HA vyextrahovaných z černozemě a kambizemě, průměrná spektra HA vyextrahovaných z půd rekultivovaných překryvem spraší a ornicí a spektrum HA vyextrahované z lignitu (KM – intenzita v jednotkách Kubelka-Munk)

Vzhledem k použití nepřímé rekultivace (překrytí povrchu výsypky materiálem příznivějších vlastností) není pravděpodobnost kontaminace vyextrahovaných vzorků půdních HA lignitovými HA vysoká. Zjištěné výsledky by bylo vhodné v budoucnosti porovnat s HA extrahovanými přímo z hlušiny použité pro technickou rekultivaci.

Závěr

Z výsledků lze vyvodit několik obecnějších závěrů. Z DRIFT spekter studovaných vzorků bylo zjištěno, že poměr intenzit pásů 1728 a 1670 cm^{-1} by mohl být dobrým ukazatelem kvality půdní organické hmoty, nikoli však u vzorků nadložních organických horizontů lesních půd. U těchto vzorků byla kvantitativní analýzou prokázána kontaminace vyextrahovaných HA ligninovými složkami. Rovněž v DRIFT spektrech byla tato kontaminace patrná, ale vzhledem k podobnosti struktury molekul HA a ligninu nebyly zjištěny žádné nové pásy dokazující přítomnost příměsi, pouze byla zvýšena intenzita pásu valenčních vibrací aromatických jader. U svrchních horizontů půd výsypek rekultivovaných překryvem jiným materiálem je málo pravděpodobná kontaminace uhelnou příměsí. Proto ani v našich spektrech nebyla tato příměs zjištěna. Byly však potvrzeny některé rozdíly ve struktuře lignitových HA a půdních HA; byla potvrzena podobnost spekter HA extrahovaných z lignitu a z černozemí a poměrně výrazná odlišnost spekter lignitových HA a HA extrahovaných z kambizemí či překryvu spraší.

Poděkování

Tento příspěvek vznikl za podpory grantů č. 1G57073 NAZV, č. 526/05/0613 GA ČR, č. 103/05/2143 GA ČR a výzkumného záměru č. MSM6046070901.

Literatura

BORŮVKA, L., MLÁDKOVÁ, L., DRÁBEK, O., 2005: Factors controlling spatial distribution of soil acidification and Al forms in forest soils. Journal of Inorganic Biochemistry 99: 179–1806.

CHENU C., LE BISSONNAIS Y., ARROUAYS D., 2000: Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. Soil Science Society of America Journal 64 (4): 147–1486.

KOČÁREK, M., KODEŠOVÁ R., KOZÁK J., DRÁBEK O., VACEK O., 2005: Chlorotoluron behaviour in five different soil types. Plant, Soil and Environment 51 (7): 30–4309.

KODEŠOVÁ, R., KODEŠ V., ŽIGOVÁ A., ŠIMŮNEK, J., 2006: Impact of plant roots and soil organisms on soil micromorphology and hydraulic properties. Biologia, Bratislava, 61 (Supl. 19): S339–S343.

MACHOVI, V., NOVÁK, F., 1998: Difúzně-reflexní infračervená spektroskopie půdních bitumenů z oblasti Šumavy, Chem. Listy 92: 15–1156.

MLÁDKOVÁ, L., ROHOŠKOVÁ, M., BORŮVKA, L., 2006: Methods for the assessment of humic substances quality in forest soils. Soil and Water Research 1 (1): –39.

PAVLŮ, L., BORŮVKA, L., NIKODEM, A., ROHOŠKOVÁ, M., PENÍŽEK, V., 2007: Altitude and forest type effects on soils in the Jizera Mountains region. Soil and Water Research 2 (2): 3–544.

PICCOLO, A., 2001: The supramolecular structure of humic substances. Soil Science, 166 (11): 81–0832.

PICCOLO, A., CELANO, G., CONTE, P., 2002: Methods of isolation and characterization of humic substances to study their interactions with pesticides. In: Proceedings of Conference Pesticide/Soil Interactions, Paris: 103–116.

PICCOLO A., NARDI S., CONCHERI, G., 1996: Macromolecular changes of humic substances induced by interaction with organic acids European Journal of Soil Science 47 (3): 31–9328.

SPARKS, D.L. (ed.) (1996): Methods of soil analysis, Part 3 – Chemical methods. SSSA Book Series: 5, SSSA, Inc., ASA, Inc., Madison, Wisconsin, USA.

STEVENSON F.J. (1994): Humus Chemistry (Genesis, Composition, Reactions) – Spectroscopic Approaches – Infrared Spectroscopy, John Wiley and Sons, Inc. New York, USA.

VLIV PŘÍDAVKU HUMUSOVÝCH LÁTEK NA PUFRAČNÍ SCHOPNOST KAMBIZEMĚ A LUVIZEMĚ

THE INFLUENCE OF HUMIC MATTER ADDITION ON BUFFERING ABILITY OF CAMBISOL AND LUVISOL

Plát Vojtěch, Horáček Jan, Čechová Věra, Hřebečková Jiřina

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, katedra AEK, Studentská 13, 370 05 České Budějovice, email: luigiv@centrum.cz

Abstrakt

Jedním z předpokladů trvale udržitelného hospodaření na intenzivně i extenzivně obhospodařovaných půdách je udržení či zvýšení jejich ústojné schopnosti. Tato vlastnost zásadně ovlivňuje odolnost půdy jak vůči změnám její reakce, tak i změnám dalším, které mohou být vyvolány agrochemickým nebo agrotechnickým opatřením, případně antropogenním působením. Dosud však neexistuje žádná uzanční metoda stanovení tohoto významného půdního parametru a ani nejsou stanovena hodnotící kritéria. V předkládané práci jsme se pokusili najít vhodný interval pH stanovení pufrovitosti pro vybrané půdní typy a optimalizovat koncentraci i přídavky titračního činidla pro získání vhodné titrační křivky a výpočet její směrnice. Zároveň byla provedena korelace ústojnosti a kationtové výměnné sorpční kapacity typově odlišných půd a zjišťován vliv stoupajícího obsahu kvalitních humusových látek ve vybraných půdách na jejich pufrační schopnost.

Klíčová slova: kationtová výměnná kapacita, pufrovitost, pH

Abstract

One of the prerequisites of permanent sustainable farming on intensively and extensively managed soils is the maintaining or increasing of their buffering ability. This feature fundamentally influences the resistance to changes of their own reactions but also to other changes which can be invoked by agrochemical or agrotechnical means, eventually by anthropogenic treatment. So far no usage methods exist to determine this important soil characteristic as well as any usage method to determine control values of absenting assessment criteria. The main aim of my work is to try and find a suitable pH interval to determine the buffering of selected soil types and to optimize concentration but also the appendages of the titrating agent used for gaining a suitable titration curve and calculating directives. At the same time the usage correlation and the cation exchange of the sorptive capacity of distinct soil types was carried out along with the determining of the increasing amount of quality humic matter in chosen soils in their buffering abilities.

Keywords: cation exchange capacity, buffering, pH

Úvod

Půdní reakce je významným agrotechnickým ukazatelem půdní úrodnosti, protože přímo ovlivňuje chemické, biologické a i mnohé fyzikální půdní vlastnosti. Je v úzkém vztahu s obsahem rostlinám přístupných živin v půdě, s kvalitou humusu a půdní strukturou. Proto úprava a udržování příznivé půdní reakce je důležitou součástí hnojení a výživy rostlin, ale i významným faktorem uchovávaní jednotlivých ekologických funkcí půdy.

Půdní reakce je termín, který indikuje acido-bazické reakce v půdě. Různé chemické a biochemické půdní procesy ovlivňují půdní reakci anebo probíhají při specifické reakci

(Čurlík et al., 2003). V půdním roztoku rozpuštěné kyseliny a koloidní acidoidy uvolňují vodíkové ionty (disociace), rozpuštěné zásady (báze) a koloidní bazidoidy se s nimi slučují (asociace). Půdní reakce je tedy dána rovnovážným stavem mezi disociací a asociací H^+ iontů (Ledvina et al., 1992). Mnoho komplexních faktorů ovlivňuje půdní reakci, ale žádný více než dvě jednoduché rovnováhy: rovnováha mezi kyselými a zásaditými kationty na povrchách půdních koloidů a rovnováha mezi vodíkovými kationty a hydroxidovými anionty v půdním roztoku. Tyto rovnováhy jsou převážně ovládány vlastnostmi půdních koloidů, jejich povrchovými náboji a schopností přitahovat výměnné kationty. Proto, pro porozumění a ovládání půdní reakce, je nezbytné dobře pochopit systémy povrchových koloidních nábojů a kationtových výměn (Brady et al., 1999).
Reakce půdy je vyjadřována přítomností a koncentrací (přesněji aktivitou) vodíkových iontů. Ty se ve vodných roztocích spojují s molekulou vody a tvoří s ní ionty H_3O^+. Pro snazší vyjádření koncentrace hydroxyniových iontů byl zaveden pojem pH jako záporně vzatý dekadický logaritmus této koncentrace, respektive aktivity (Pavel, 1984; Ledvina et al., 1992; Čurlík et al., 2003). Kyselost (či zásaditost) půdy je tak obvykle kvantifikována užitím pH stupnice, která vyjadřuje aktivitu či koncentraci H^+ v roztoku (Brady et al., 1999).
Pro normální růst rostlin má význam nejen hodnota pH půdního roztoku v daném momentě, ale i dynamika této hodnoty. Biologické a chemické procesy probíhající v půdě můžou způsobit rychlé a soustavné změny reakce půdního roztoku (Havelka et al., 1979).
Jednou z významných půdních funkcí je tak tedy i schopnost odolávat působení kyselin nebo zásad při udržování určitého rozpětí pH, případně v širším slova smyslu i odolávat změnám vnějších podmínek (změnám teploty, vlhkosti apod.), která se nazývá tlumivá (pufrační) schopnost (Čurlík et al., 2003). Podle Ledviny et al. (1992, 1999) spočívá ústojná schopnost půdy v přítomnosti ústojných systémů, které se skládají ze slabé kyseliny a její hydrolyzované soli. Jako kyselá složka ústojných systémů se v půdě uplatňují zejména huminové kyseliny, kyselina uhličitá, fosforečná a křemičitá a koloidní alumosilikáty acidoidní povahy. Kolář (1987) dále poukazuje na to, že nejvíce se podílí na ústojné schopnosti humózních půd adsorpčně nasycený humus. Je-li silně nasycen výměnnými bázemi, snadno odstraňuje vznikající kyselost výměnnou bází za H^+ půdního roztoku, kde spolu s OH^- vytvoří málo disociovanou vodu. Podobně působí i jílové minerály, jejichž příspěvek k ústojnosti půd je menší a klesá s jejich výměnnou kapacitou. V půdě působí podle Ulricha et al. (1986) tyto základní tlumivé systémy: karbonátový, systém výměnných iontů, silikátový (systém jílových minerálů), systém oxidů Fe a Al. Čurlík et al. (2003) ještě dodává systém organických látek
Přestože určování pufrační kapacity půdy je už dlouhou dobu předmětem zájmu půdní chemie, stále neexistuje uznávaná uzanční metoda pro stanovení této významné půdní vlastnosti.

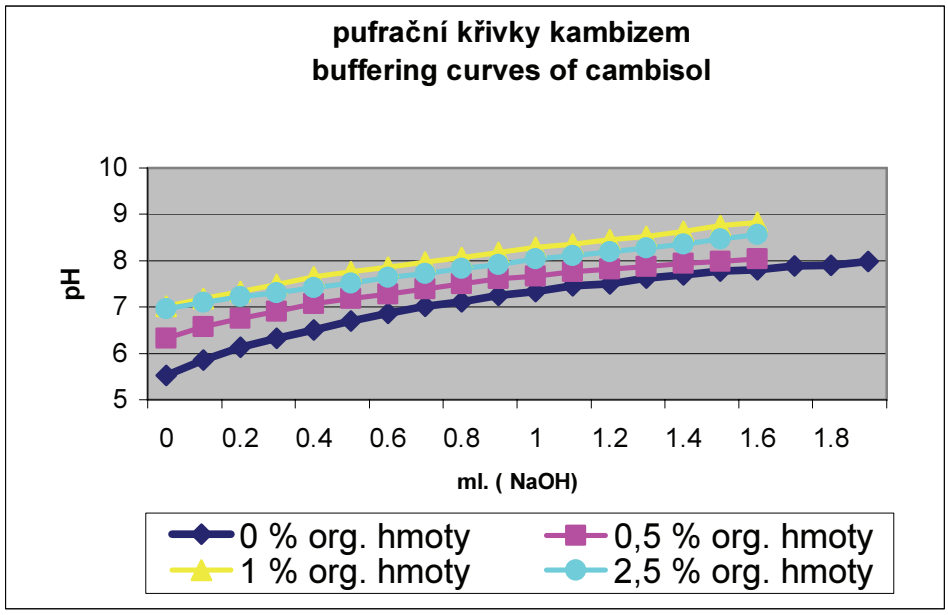
Materiál a metody

Byly založeny inkubační pokusy se zeminami stejného zrnitostního složení, ale s odstupňovaným množstvím zhumifikované organické hmoty. Pro pokus byly vybrány dva odlišné půdní typy a to kambizem arenická (průměrné pH 5,2 , měrná hmotnost 2,56 $g.cm^3$ a zrnitostní složení písčitohlinitá) a luvizem oglejená (průměrné pH 6,3 , měrná hmotnost 2,57 $g.cm^3$ a zrnitostní složení písčitohlinitá).Zeminy byly na vzduchu vysušeny a následně upraveny na 2 mm jemnozem a zhomogenizovány s odstupňovanými přídavky humusového přípravku (lignohumát A) a to 0%, 0,5%, 1% a 2,5% hmotnostních. Poté byly zeminy navlhčeny na retenční vodní kapacitu a inkubovány po dobu šesti měsíců. Část zemin byla vyvápněna a po půl roční inkubaci bylo též přidáno odstupňované množství lignohumátů. Po

celou dobu inkubace byla pravidelně doplňována destilovaná voda a udržována tak konstantní vlhkost (MKK).
Po uplynutí šestiměsíční inkubační doby byla měřena pufrovitost a sorpční kationtová výměnná kapacita. Při určování pufrovitosti byl jako titrační činidlo použit 0,1 M NaOH. Přídavky byly z optimalizovány na 0,1 mililitru v minutových intervalech. K vlastní titraci byl použit titrátor Schott titroline easy (Schott instruments GmbH). Z následně vyhotovené titrační křivky byla určována pufrovitost jako směrnice v nejstrmějším bodě. K určení kationtové výměnné kapacity byla použita konduktometrická metoda podle Sandhofa (Ledvina et al., 1992). Jako titrační činidlo zde byl použit faktorizovaný 0,2 N $Ba(OH)_2$. Veškeré výsledky byly statisticky vyhodnoceny v programu Statistika (StatSoft Inc.).

Výsledky a diskuse

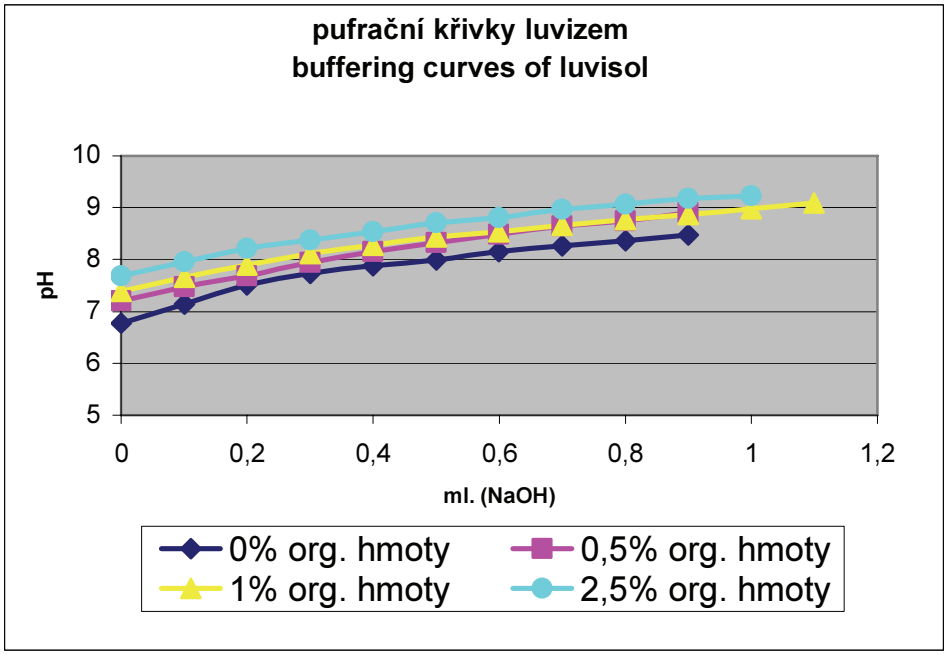
Kambizem vykazovala poněkud překvapivě vyšší pufrační schopnost oproti luvizemi. Přídavky humusových látek obecně zvyšují ústojnou schopnost (vyšší přídavky více) a jejich vliv na zvýšení pufrovitosti je výraznější u kambizemě oproti luvizemi (viz. graf. 1 a 2). U obou půdních typů dochází k nejvýznamnějšímu ovlivnění pufrovitosti na začátku titračních křivek, t. j. u kambizemě v kyselé až slabě kyselé oblasti, u luvizemě v oblasti neutrální, vzhledem k počátečnímu pH zemin a jeho zvýšení samotnou inkubací (varianty bez přídavku humusových látek).



Graf 1

Hodnoty kationtové výměnné kapacity mají očekávaný průběh a částečně odpovídají daným půdním typům.Vzhledem k přibližně stejnému půdnímu druhu bychom mohli očekávat vyšší sorpční kationtovou kapacitu u luvizemě, avšak v našem případě má poněkud vyšší hodnotu kambizem(obě zeminy mají KVK relativně nízkou) což částečně vysvětluje i její vyšší pufrovitost. Nejnižší hodnoty KVK jsou u obou variant bez organického přídavku a to 75,4 mmol . kg^{-1} u kambizemě a 60,9 mmol . kg^{-1} u luvizemě. Sorpční kapacita pak dále stoupá s přídavky humusových látek a u obou zemin má podobný trend. Největší nárůst je mezi variantami s 0,5 % a 1% přídavku humusových látek, v průměru o 15 mmol . kg^{-1}, když vlivem nejvyššího přídavku došlo k celkovému zvýšení sorpční kapacity v průměru o 26 mmol . kg^{-1} a to u obou půdních typů (viz tabulka č. 1). Zvýšení KVK je v tomto případě

pouze funkcí přídavků humusových látek, avšak nikoli přímo úměrnou jejich dodanému množství.



Graf 2

Tab. 1 Změny KVK kambizemě a luvizemě

	KVK mmol.kg-1			
	0%	0,5%	1%	2,5%
Kambizem	75,4 ± 5,4	83,2 ± 4,6	98,3 ± 5,1	102,9 ± 5,2
Luvizem	60,9 ± 4,3	69,9 ± 4,2	83,1 ± 4,8	86,1 ± 4,7

Závěr

U dvou rozdílných půdních typů s různým počátečním pH a odstupňovanými přídavky humusových látek, byla měřena pufrační schopnost a kationtová výměnná kapacita. Z dosažených výsledků lze konstatovat, že obě zeminy pozitivně reagovali na zlepšení organické složky jejich sorpčního komplexu což se mimo jiné promítlo na zlepšení jejich pufrační schopnosti a sorpční kapacity. Příznivější hodnoty u kambizemě můžeme pravděpodobně přičítat oběma složkám jejího sorpčního komplexu.

Poděkování

Tento příspěvek vznikl za podpory grantů 1G57042 a MSM6007665806.

Literatura

BRADY, N.C., WEIL, R.R., 1999: The nature and properties of soils. 12th edition. Prentice Hall, New Jersey, 881 p.

ČURLÍK, J., BEDRNA, Z., HANES, J., HOLOBRADÝ, K., HRTÁNEK, B., KOTVAS, F., MASARYK, Š., PAULEN, J., 2003: Pôdna reakcia a jej úprava, Suma print Bratislava.

HANES, J. a kol., 1996: Půdoznalectvo (praktikum), VŠP Nitra
HAVELKA, B., IVANIČ, J., KNOP, K., 1979: Výživa rastlín a hnojenie, SZN Praha.
KOLÁŘ, L., 1987: Organické hnojení a humus, VŠZ Praha, s.7-26
LEDVINA, R., KOUBALÍKOVÁ, J., HORÁČEK, J., 1992: Geologie a půdoznalectví, JU ZF, České Budějovice, s. 45-55.
LEDVINA, R., HORÁČEK, J., ŠINDELÁŘOVÁ, M., 1999: Geologie a půdoznalství, JU ZF, České Budějovice.
MEIWES, K., KHANA, P.K., ULRICH, B., 1986: Parameters for describing soil acidification and their relevance to the stability of forest ecosystem. For. Ecol. Manage. 15: 161-179
PAVEL, L., BENEŠ, S., BRUNCLÍK, O., JURČA, V., KOZÁK, J., SVOBODA, V., VALLA, M., VLK, K., 1984: Geologie a půdoznalectví, VŠZ Praha, s.85-88.

SPEKTRÁLNÍ VLASTNOSTI HUMUSOVÝCH LÁTEK V PRŮBĚHU DLOUHODOBÉHO EXPERIMENTU

SPECTRAL PROPERTIES OF HUMIC SUBSTANCES DURING LONG-TERM FIELD EXPERIMENT

Ľubica Pospíšilová[1], Naděžda Fasurová[2]

[1]Ústav agrochemie, půdoznalství, mikrobiologie a výživy rostlin, MZLU, Zemědělská 1, 613 00 Brno, lposp@mendelu.cz
[2]Ústav fyzikální a spotřební chemie, VUT v Brně, Fakulta chemická, Purkyňova 118, 612 00 Brno, fasurova@fch.vutbr.cz

Abstrakt

Byly sledovány spektrální vlastnosti humusových látek (HL) a humínových kyselin (HK) při různém způsobu obhospodařování v průběhu monitoringu (1998-2006) na ŠZP - MZLU v Žabčicích. Půdní typ byl klasifikován podle FAO jako fluvizem glejová, bezkarbonátová, těžká až středně těžká. Vzorky pro stanovení spekter HL a pro izolaci HK byly odebrány z humusového horizontu pod osevním postupem Norfolk (50% obilnin) a pod monokulturou ječmene jarního (*Hordeum vulgare L.*). Kriteria pro vyhodnocení byly: (1) Frakční složení humusu, (2) VIS spektra HL (3) Elementární složení HK, (4) FTIR spektra HK a (5) Synchronní fluorescenční spektra (SFS) HL. Experimentální výsledky ukazují na snižování celkového množství HK a na pokles poměru HK/FK pod monokulturou ječmene jarního. Kvalita izolovaných HK se výrazně nelišila. Izolované HK obsahovaly méně uhlíku (40,6%), více vodíku a (34%) a kyslíku (20,2%) ve své molekule. FT-IR spektra HK indikovaly přítomnost karboxylových a amidických funkčních skupin v molekule HK. Uvedené hodnoty jsou typické pro daný půdní typ a korespondují s literaturou. Dále byly porovnány SFS spektra HL při $\Delta\lambda$=20nm v pyrofosforečnanovém výluhu, která ukazují na rozdíly mezi variantami.

Klíčová slova: osevní postup, monokultura, frakční složení humusu, VIS, FTIR a SFS spektra

Abstract

We followed humic substances (HS) and humic acids (HA) optical properties as influenced by soil management during long-term field experiment (MZLU Enterprise in Žabčice, 1998 - 2006). Soil type was classified according to FAO as Fluvi-Eutric Gleysol, carbonate less, from middle – heavy to heavy textured. Soil samples were taken from the topsoil under crop rotation Norfolk (50% crops) and under monoculture of barley (*Hordeum vulgare L.*). Evaluation criteria were: (1) Fractional composition of humus, (2) VIS spectra HL, (3) Elemental composition of HA, (4) FTIR spectra of HA and (5) Synchronous fluorescence spectra (SFS) of HL. Results showed that HA content gradually decrease under monoculture of barley. No differences in elemental composition of HA were found. HA contained less carbon (40.6%) and more hydrogen (34%) and oxygen (20.2%) in their molecule. FTIR spectra indicated carboxylic and amidic groups in HA molecule. SFS spectra of HS were measured in v pyrophosphate mixture ($\Delta\lambda$=20nm) and showed differences between HS quality under different type of soil management.

Key words: crop rotation, monoculture, fractional composition of humus, VIS, FTIR and SFS spectra

Úvod

Kvalita půdní organické hmoty je nejčastěji hodnocena dvěma způsoby. Podle poměru HK/FK (frakční složení humusu) a nebo podle barevných indexů (Q4/6, RFI). Stanovení optických vlastností (barevných indexů) patří mezi spolehlivé a rychlé metody stanovení kvality humusových látek v orných půdách. Jak uvádí Kumada (1987) a Swift (1996) hodnoty barevných indexů nejčastěji ve VIS oblasti nám indikují zralost, stupeň kondenzace a disperzity HL. HK mají zpravidla hodnoty barevných indexů nízké naopak FK mají hodnoty vysoké. Proto platí čím nižší hodnoty barevných indexů tím vyšší kvalita HL. FTIR spektroskopie nám zase umožňuje charakterizovat strukturu (tj. typy vazeb a funkčních skupin) v molekule HK (Piccolo, 2002). HL představují rovněž směs aromatických látek s luminescentními a fluoroforními skupinami. Proto SFS spektra a relativní fluorescenční index (RFI) patří k dalším důležitým parametrům při posuzování optických vlastností HL (Senesi et al., 1991, 1993; Sierra et al., 2005). Rozlišujeme tyto fluorescenční metody: excitační scan spektra, emisní scan spectra, excitačně-emisní matrix (EEM)= 3D excitačně-emisní scan spektra (Sierra et al., 2005), synchronní fluorescenční spektra (SFS) a synchronní-scan excitační fluorescenční spektra (Pullin et Cabaniss, 1995; Miano et Senesi, 1992). Cílem této práce bylo posoudit vliv různých osevních postupů (Norfolk a monokultura ječmene jarního *Hordeum vulgare L.*) na frakční složení humusových látek a na jejich optické vlastnosti.

Materiál a metody

Půdní vzorky byly odebrány z humusového horizontu (0 - 30cm) pod osevním postupem Norfolk (50% obilnin) a pod monokulturou ječmene jarního (*Hordeum vulgare L.*). Frakční složení humusu bylo stanoveno dle Kononové, Belčikové (in Podlešáková et al., 1992). Optické vlastnosti ve VIS oblasti byly měřeny na spektrometru UNICAM 8625 v oblasti 400-665nm. Izolace HK byla provedena dle standardní mezinárodní metody IHSS (Hayes, 1985). Elementární složení HK bylo stanoveno na mikroanalyzátoru Carlo Erba standardními metodami. FT-IR spektra byly měřeny v KBr tabletách metodou Bio-Rad FTS, ATR na spektrometru Shimadzu FTIR - 8700. Synchronní fluorescenční spektra (SFS) HL byly měřeny na spektrofluorimetru AMINCO BOWMAN Series 2, při nastavení $\Delta\lambda$=20nm v oblasti 300-600nm. Barevný index $Q_{4/6}$ byl vypočítán jako poměr absorbance $A_{(465nm)}/A_{(665nm)}$. Relativní fluorescenční index (RFI) jako poměr relativních intenzit fluorescence při 487nm a při 501nm. Výsledky rozdílu mezi variantami pokusu byly statisticky vyhodnoceny metodou A-nova.

Výsledky a diskuse

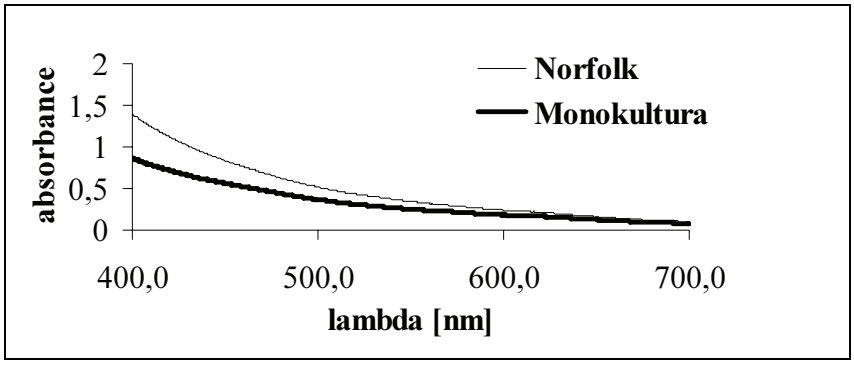
Pod monokulturou ječmene jarního (*Hordeum vulgare L.*) byl zjištěn pokles celkového obsahu uhlíku a vázaných HK v porovnání s Norfolkem (tab. 1). Rozdíly jsou statisticky průkazné. Zralost HK jsme posuzovali podle VIS spektrálních čar měřených v rozsahu 400-700nm (obr. 1). Sledované HK patří do skupiny „A“ na obou variantách pokusu (vysoký stupeň humifikace, hodnoty Δ log K do 0,6) podle Kumadu (1987).

Hodnoty indexu $Q_{4/6}$ jsou nízké a ukazují na vyšší kvalitu HL pod Norfolkem. Izolované HK obsahovaly 40,6% uhlíku, 34% vodíku, 3% dusíku a 20,2% kyslíku ve své molekule. Statisticky průkazné rozdíly v elementárním složení mezi variantami nebyly zjištěny. FTIR spektra v rozsahu 4000 – 600 cm^{-1} indikovala přítomnost karboxylových a amido skupin v molekule HK (obr. 2). HK obsahovaly méně aromatických C=C skupin a více alifatických skupin. Z toho usuzujeme, že se jedná o mladé HK. U synchronních fluorescenčních spekter HL měřených v alkalickém roztoku při konstantním rozdílu $\Delta\lambda$=20 nm bylo pozorováno pět hlavních spektrálních maxim při těchto vlnových délkách $\lambda_{ex}/\lambda_{em}$: 467/487, 481/501,

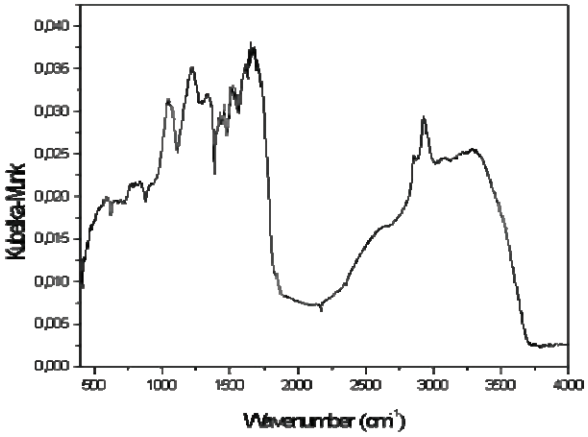
492/512, 450/470 a 339/359nm. Dále bylo pozorováno spektrální maximum pro FK při vlnové délce 305nm. SFS spektra HL v rozsahu 300 – 600nm ($\Delta\lambda$ = 20nm) ukazují na rozdíly v množství a kvalitě HL. Nižší fluorescenční intenzitu měli HL pod monokulturou ječmene (obr. 3), což můžeme odůvodnit nižším obsahem HL a HK na této variantě.

Tab. 1 Statistické hodnocení průkaznosti mezi variantami (absolutní hodnoty)

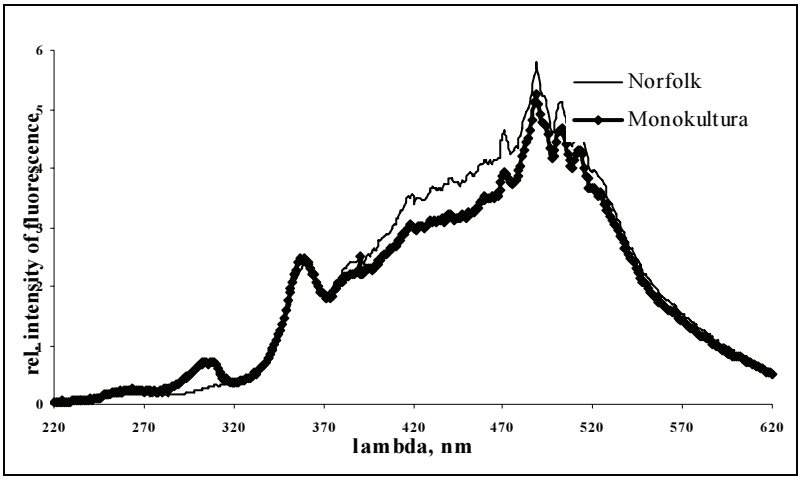
	Varianty (průměr)		statistické ukazatele		
Vlastnost	**Norfolk**	**Monokultura**	**F**	**Hodnota P**	**F krit**
Corg *(%)*	1,62	1,32	12,40	**0,0078**	5,32
HKvol *(mg/kg)*	0,12	0,08	1,81	0,2160	5,32
FKvol *(mg/kg)*	0,16	0,15	0,08	0,7832	5,32
HLvol *(mg/kg)*	0,27	0,23	1,05	0,3360	5,32
HKváz *(mg/kg)*	0,40	0,33	6,63	**0,0329**	5,32
FKváz *(mg/kg)*	0,15	0,19	3,82	0,0864	5,32
HLváz *(mg/kg)*	0,55	0,52	1,04	0,3369	5,32
Suma HK *(mg/kg)*	0,52	0,41	4,26	0,0730	5,32
Suma FK *(mg/kg)*	0,31	0,32	0,17	0,6940	5,32
Stupeň humufikace *(%)*	31,88	31,38	0,01	0,9221	5,32
HK/FK	1,73	1,28	3,92	0,0829	5,32



Obr. 2 VIS spektra alkalického extraktu HL fluvizemě glejové



Obr. 3 FTIR spektra HK izolovaných z fluvizemě glejové



Obr. 4 SFS spektra alkalického extraktu HL fluvizemě glejové

Závěr

Výsledky dlouhodobého stacionárního pokusu ukazují, že způsob hospodaření patří mezi hlavní faktory ovlivňující množství HL v půdě. Na základě našich výsledků můžeme konstatovat, že kvalitní HK zmírňují negativní působení monokulturního způsobu hospodaření a snaží se stabilizovat půdní prostředí. Dále můžeme konstatovat, že uvedené spektrální metody nám umožňují dobře a rychle kontrolovat kvalitu HL v půdě.

Poděkování

Projekt byl podpořen grantem GAČR No: 104/03/D135 a výzkumným záměrem agronomické fakulty MZLU projekt č. MSM 6215648905 „Biologické a technologické aspekty udržitelnosti řízených ekosystémů“.

Literatura

HAYES, M.H.B., 1985: Extraction of humic substances from soil. In: Aiken, G.R., Wershaw,R.L., McKnight, D.M., McCarthy, P. (Eds.), Humic Substances in Soil Sediments and Water. John Wiley, N.Y., 1985, 329–362.

KUMADA K., 1987 : Chemistry of Soil Organic Matter. Elsevier, Amsterdam, 1987, 240p.

MIANO, T.M., SENESI, N., 1992: Synchronous excitation fluorescence spectroscopy applied to soil humic substance chemistry. The Science of the Total Environ., 1992, 117/118, 41–51. ISSN 0048–9697.

PICCOLO, A., 2002: The supramolecular structure of humic substances: a novel understanding of humus chemistry and application in soil science. Adv. Agron. 75, 2002, 57–133

PODLEŠÁKOVÁ, E. et al., 1992: Rozbory půd vod a rostlin. VÚMOP, Praha, 1992, 259p.

PULLIN, M.J., CABANISS, S.E., 1995: Rank analysis of the pH–dependent Synchronous Fluorescence spectra of six standard humic substances. The Environmental Science and Technology, 1995, 29, 1460–1467, ISSN 0013–936X.

SENESI, N., MIANO, T.M., PROVENZANO, M.R., BRUNETTI, G., 1991: Characterization, differentiation and classification on humic substances by fluorescence spectroscopy. Soil Sci. 152, 1991, 259-271.

SENESI, N., 1993: Nature of interactions between organic chemicals and dissolved humic substances and the influence of environmental factors. In: Beck, A.J., Jones, K.C., Hayes, M.H.B., Mingelgrin, U. (Eds.), Organic Substances in Soil and Water: Natural Components and their Influence on Contaminant Behaviour, Ch 4, Royal Society of Chemistry, London, 1993, 73–101.

SIERRA, M.M.D., GIOVANELA, M., PARLANTI, E., SORIANO-SIERRA, E.J., 2005: Fluorescence fingerprint of fulvic and humic acids from varied origins as viewed by single-scan and excitation/emission matrix techniques. Chemosphere, 2005, 58, 715–733. ISSN 0045–635.

SWIFT, R.S., 1996: Organic matter characterization. In: Sparks, D.L. (eds.) Methods of soil analysis, part 3-chemical methods. Soil Sci. of America, Inc. American Society of Agronomy, Madison, 1996, 1011-1069.

OBSAH ROZPUSTNÉHO ORGANICKÉHO UHLÍKU (DOC) V PŮDNÍM ROZTOKU PŘI RŮZNÉM ZPŮSOBU OBHOSPODAŘOVÁNÍ LESŮ

THE CONTENT OF DISSOLVED ORGANIC CARBON (DOC) IN A SOIL SOLUTION AT VARIOUS FOREST MANAGEMENT

Michal Remeš, Jiří Kulhavý

Mendelova zemědělská a lesnická univerzita Brno, Lesnická a dřevařská fakulta, Ústav ekologie lesa, Zemědělská 3, 613 00 Brno, Česká republika, e-mail: xremes0@node.mendelu.cz, kulhavy@mendelu.cz

Abstrakt

V roce 2004 byly na Drahanské vrchovině založeny a instalovány výzkumné plochy za účelem studia půdní vody prostřednictvím lyzimetrů. K získání informací o obsahu DOC v půdním roztoku v přirozených podmínkách stanoviště je nejvhodnější odběr půdní vody pomocí vakuových a gravitačních lyzimetrů. Výzkumné plochy se nachází v nadmořské výšce 620 – 640 m.n.m. Průměrná roční teplota vzduchu je 6,5 °C, průměrné roční srážky 717 mm. Mateční horninou je hlubinná vyvřelá hornina kyselý granodiorit. Půdním typem je kambizem typická - varianta kyselá. Stanovení obsahu rozpustného organického uhlíku bylo provedeno pomocí automatického analyzátoru SHIMADZU TOC-VCSH/CSN. Tato studie si klade za cíl vyhodnotit a porovnat údaje o obsahu DOC v lesní půdě na různě obhospodařovaných plochách s různou dřevinnou skladbou.

Klíčová slova: rozpustný organický uhlík, vakuové a gravitační lyzimetry, dřevinná skladba, obhospodařování lesů

Abstract

In the Drahanská vrchovina Upland in 2004, research plots were established and installed for the purpose of the study of soil water by means of lysimeters. To obtain information on the content of DOC in soil solution under natural site conditions sampling soil water by means of vacuum and gravitation lysimeters appears to be most suitable. Research plots occur at an altitude of 620 – 640 m. Mean annual air temperature is 6.5°C and mean annual precipitation 717 mm. Intrusive rock acid granodirite is a parent rock. Typical Cambisol - acid variant is a soil type. Determination of dissolved organic carbon was carried out by means of an automatic analyser SHIMADZU TOC-VCSH/CSN. This study is aimed at the evaluation and comparison of data on the content of DOC in forest soil in variously managed areas with the various composition of tree species.

Keywords: dissolved organic carbon, vacuum and gravitation lysimeters, species composition, forest management

Úvod

Povrchový humus a humusový horizont jsou v moderním pojetí ekologie lesa a lesnického půdoznalství významnou součástí lesního ekosystému z pohledu zachování uzavřenosti koloběhu elementů v lesních ekosystémech a zachování jejich ekologické stability. Pod jehličnany dochází k akumulaci surového humusu v důsledku působení pryskyřic a vosků, které jsou obsaženy v jehlicích a v důsledku anatomické stavby jehlic. S tvorbou surového humusu souvisí i kyselost, proto pod jehličnatými porosty najdeme humus se zvýšenou kyselostí. Pod smíšenými porosty je opad více provzdušněný, což ovlivňuje tvorbu zdravého kvalitnějšího humusu. Množství rozpuštěné organické hmoty v půdě lze odhadnout na základě

stanovení rozpuštěného organického uhlíku (DOC) v půdních výluzích a lyzimetrických vodách. K získání informací o obsahu DOC v půdním roztoku v přirozených podmínkách stanoviště je nejvhodnější odběr půdní vody pomocí lyzimetrů.

Material a metody

Výzkumné plochy se nachází na výzkumném objektu Ústavu ekologie lesa MZLU v Brně v přírodní lesní oblasti Drahanská vrchovina, asi 3 km západně od obce Němčice (zeměpisné souřadnice: 49º29´31´´ s.š. a 16º43´30´´ v.d.). Dotčené plochy jsou situovány na východním svahu rozvodního hřbetu, v nadmořské výšce 625-640 m n. m. Průměrná roční teplota vzduchu je 6,5 °C, průměrné roční srážky 717 mm. Na území výzkumné stanice je pokryv svahovin, zahrnující balvany o velikosti kolem 1 m. Mocnost svahovin kolísá a v odkryvu je patrné dosti hluboké zvětrávání granodioritu bez porušení struktury. Na celém území výzkumného objektu se nachází kambizemě. Jedná se o půdu kyselou, což je podmíněno jednak charakterem matečné horniny, jednak charakterem organického opadu. Charakter profilu není z hlediska fyzikálních poměrů optimální pro produkci lesních dřevin. Má poměrně omezenou fyziologickou hloubku, nepropustnou vrstvu granodioritové zvětraliny, která místy vystupuje až na 50 cm hloubky profilu. To znamená, že prostor rhizosféry je omezen na vrstvu svahoviny, která je poměrně štěrkovitá. Po stránce klimatické lze zařadit území výzkumné stanice do oblasti mírně teplé a mírně vlhké. Typologicky řadíme výzkumné plochy do skupiny lesních typů 5S - svěží jedlová bučina a do lesního typu 5S1 - svěží jedlová bučina šťavelová. Za původní dřeviny jsou pokládány *Fagus sylvatica,* jako absolutní dominanta, ojedinělý výskyt *Abies alba,* příměs *Quercus petraea,* na místech s oglejením též *Quercus robur.* Popis ploch vybraných pro potřeby výzkumu uvadí Tab. 1.

Tab. 1 Charakteristika popis výzkumných ploch

	Čistý bukový porost	**Smíšený prorost**	**Čistý smrkový porost**
Věk porostu	40	125	103
Dřevinná skladba	BK 100	BK 55, SM 40, JD 5, MD, BO	SM 100
Půdní typ	kambizem typická – varianta kyselá		
Lesní typ	5S1 – svěží jedlová bučina šťavelová		

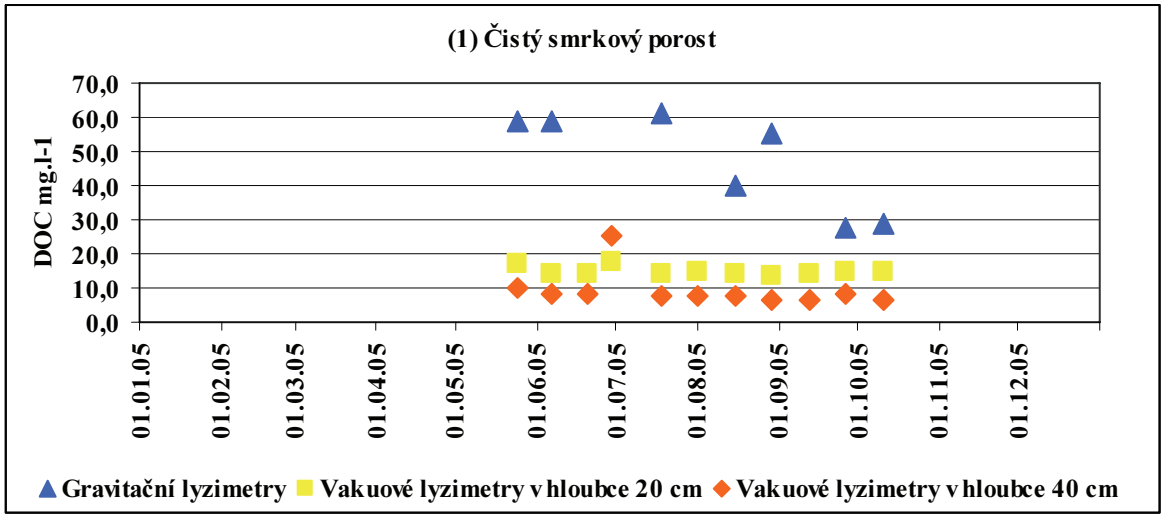
Ve vybraných porostech výzkumného objektu byly instalovány vakuové lyzimetry německé firmy UMS GmbH a také gravitační lyzimetry vlastní výroby. U vakuových lyzimetrů dochází k jímání vody podtlakem do speciálních nádob (sací tlak je buď kontinuální tj. odebírá se stále pod stejným tlakem nebo jsou nádoby evakuovány na počátku každého odběrového období – jde o systém s klesajícím vakuem – „falling tension“ systém). U gravitačních lyzimetrů („zero tension“ lyzimetry) k jímání vody dochází pouze gravitačním průchodem vody půdním profilem. Na každé ploše byly instalovány tři měřiště a na každém měřišti byly použity tři lyzimetry (dva vakuové a jeden gravitační). Odběr vod se provádí jednou za 14 dní, v zimním období se voda neodebírá. U těchto vzorků zachycených v podpovrchových i vakuových lyzimetrech při každém odběru zjišťujeme množství (volumetricky), pH (potenciometricky), vodivost (konduktometricky), obsah kationtů (atomovou absorpční spektrofotometrií) a obsah aniontů (gradientovou iontovou chromatografií). Kromě těchto rutinnějších analýz provádíme také stanovení rozpustného organického uhlíku (DOC) v půdním roztoku na přístroji SHIMADZU TOC VCSH/CSN. Ve filtrátu se za pomoci automatického analyzátoru SHIMADZU TOC VCSH/CSN stanovil obsah celkového uhlíku (TC) a anorganického uhlíku (IC), ze kterých se vypočetl obsah

rozpustného organického uhlíku (DOC) (upraveno podle: Chapman et al, 2001; Delprat et al, 1997; Guanghui and Steinberger, 2001; Riffaldi et al, 1998; Robertson et al, 1999).

Výsledky a diskuse

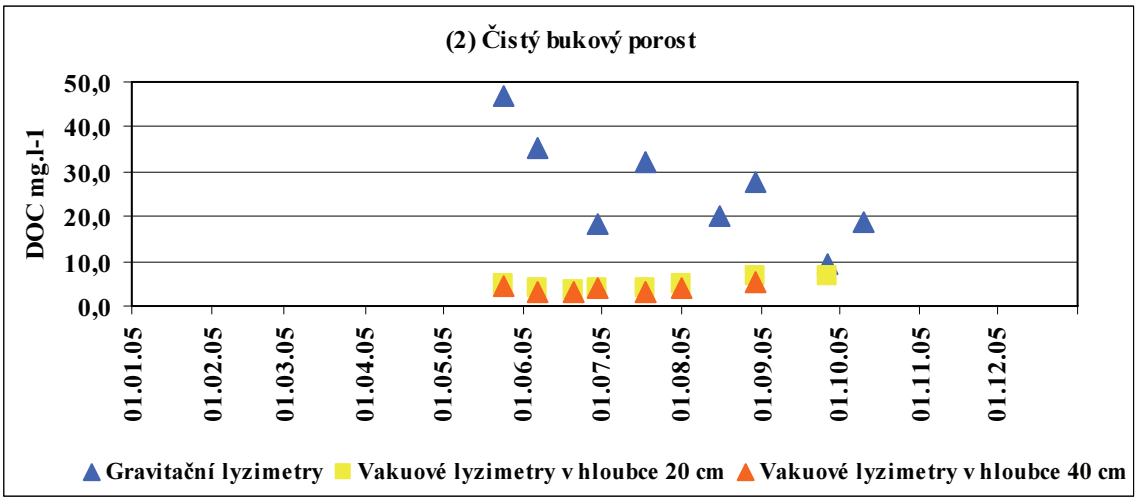
Průběhy hodnot obsahu DOC mezi jednotlivými odběry a v jednotlivých odběrových zařízeních jsou uvedeny v grafech 1, 2 a 3. Nejvyšších hodnot bylo dosaženo ve všech případech u varianty 3 – ve smíšeném porostu. Následuje čistý smrkový porost (varianta 1) a nejnižší hodnoty byly zaznamenány v mladém bukovém porostu (varianta 2).
Grafy 1, 2 a 3 prezentují obsah rozpustného organického uhlíku v jednotlivých variantách porostu. Nejvyšší hodnoty byly zaznamenány v půdních roztocích zachycených gravitačními lyzimetry, nejnižší naopak v půdních roztocích zachycených vakuovými lyzimetry v hloubce 40 cm pod povrchem půdy. Obsah DOC je nejvyšší ve všech případech odběrů u varianty 3 (smíšený porost). Nejvýraznější rozdíly obsahu DOC oproti ostatním odběrovým zařízením jsou u gravitačních lyzimetrů, ostatní hodnoty nejsou již tak markantní.

(1) Čistý smrkový porost						
Věk (roky)	Humusová forma	Zásoba humusu (t/ha)	pH (nH2O)	C (%)	N (%)	C/N
103	Moder	78,8	3,9	39,9	1,3	29,9



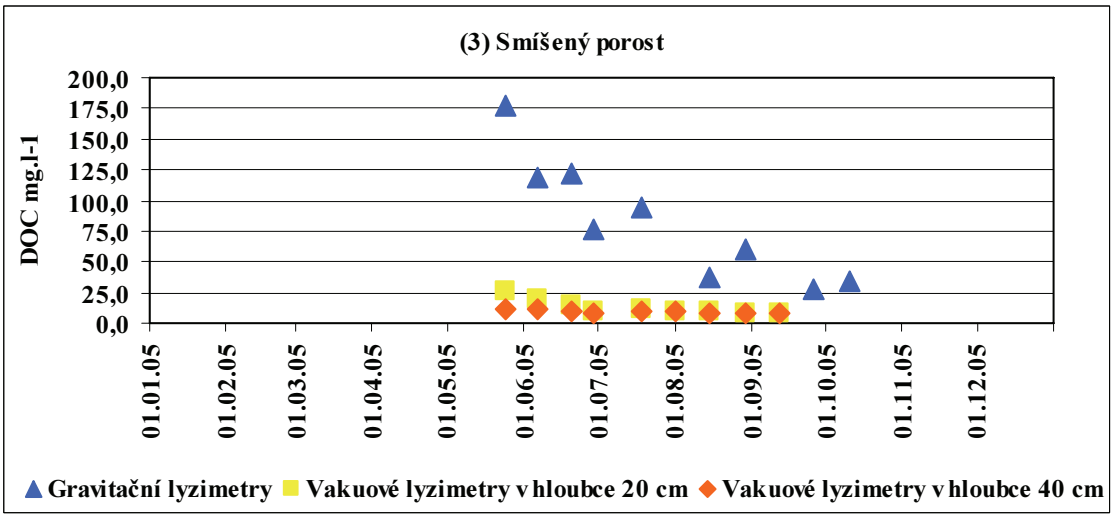
Graf 1 Průběh hodnot DOC mezi jednotlivými měřeními

(2) Čistý bukový porost						
Věk (roky)	Humusová forma	Zásoba humusu (t/ha)	pH (nH2O)	C (%)	N (%)	C/N
40	Mullmoder	21,9	5,1	35,1	1,2	27,9



Graf 2 Průběh hodnot DOC mezi jednotlivými měřeními

(3) Smíšený porost						
Věk (roky)	Humusová forma	Zásoba humusu (t/ha)	pH (nH2O)	C (%)	N (%)	C/N
125	Moder	69,6	4,2	42,2	1,6	26,0



Graf 3 Průběh hodnot DOC mezi jednotlivými měřeními

Závěr

Na základě předběžných výsledků lze konstatovat, že obsah rozpustného organického uhlíku byl nejvyšší ve smíšeném porostu (v půdním roztoku zachyceném gravitačními lyzimetry) což svědčí o dostatku substrátu dostupného pro půdní mikroorganizmy. Koncentrace DOC v půdním roztoku pod smrkovým porostem byly vyšší než koncentrace pod bukovým porostem. Obsah DOC klesá se zvyšující se hloubkou půdního profilu. Koncentrace DOC byly nejvyšší v půdním roztoku zachyceném pod organickými horizonty. Koncentrace DOC pod smrkovým porostem znamenají větší riziko zakyselování půdy. DOC může být vhodnou charakteristikou

při hodnocení transformace smrkových monokultur. Na tomto místě je vhodné konstatovat, že se jedná o první předběžné výsledky, které bude nutné ověřit dalším výzkumem.

Poděkování

Projekt byl řešen s finanční podporou VZ MSM 6215648902 „Les a dřevo - podpora funkčně integrovaného lesního hospodářství a využívání dřeva jako obnovitelné suroviny.“

Literatura

CHAPMAN, P.J., WILLIAMS, B.L., HAWKINS, A., 2001: Influence of temperature and vegetation cover on soluble inorganic and organic nitrogen in a spodosol. Soil Biology and Biochemistry, 2001 (33), no. 7-8, p. 1113-1121.

DELPRAT, L., CHASSIN, P., LINÈRES, M. and JAMBERT, C., 1997: Characterization of dissolved organic carbon in cleared forest soils converted to maize cultivation. European Journal of Agronomy 1997 (7), no. 1-3, p. 201-210.

GUANGHUI, X., STEINBERGER, Y., 2001: Temporal patterns of C and N under shrub canopy in a loessical soil desert ecosystem. Soil Biology and Biochemistry, 2001 (33), no. 10, p. 1371-1379.

RIFFALDI, R., LEVI-MINZI, R., SAVIOZZI, A., BENETTI, A., 1998: Adsorption on soil of dissolved organic carbon from farmyard manure. Agriculture, Ecosystems & Environment, 1998 (69), no. 2, p. 113-119.

ROBERTSON, G.P., COLEMAN, C.C., BLEDSOE, C.S., SOLLINS, P., 1999: Standard Soil Methods for Long-Term Ecological Research. New York: Oxford University Press.

VLIV VEGETACE A PŮDNÍHO POKRYVU NA KOROZI KALCITOVÝCH SPELEOTÉM

INFLUENCE OF VEGETATION AND SOIL COVER ON CALCITE SPELEOTHEMS DEGRADATION

Monika Schwarzová[1], Ivana Zatloukalová[2], Jiří Faimon[1], Jindřich Štelcl[1]

[1]Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta, Ústav geologických věd, Kotlářská 2, 611 37 Brno, Česká republika, e-mail: schwarzova.m@seznam.cz
[2]AQUATEST a.s., Kosmonautů 8, 772 54 Olomouc, Česká republika

Abstrakt

Geochemická charakteristika krasových půd byla zaměřena na (1) acidobazické reakce půdních roztoků, (2) možnosti uvolňování huminových látek do prosakujících vod a (3) produkci oxidu uhličitého degradací půdní organické hmoty v závislosti na vnějších podmínkách. Cílem výzkumu bylo (a) ověření vlivu těchto faktorů na dynamiku a rovnováhy systému kalcit – voda – atmosféra a (b) posouzení potenciálního ovlivnění recentních krasových procesů (zejména růstu resp. koroze kalcitových speleotém) vegetačním pokryvem. Krasové půdy vykazovaly relativně nízké pH (3-4), přičemž půdy v oblastech s jehličnatými monokulturami vykazovaly systematicky nižší hodnoty pH než půdy v oblastech se smíšeným nebo listnatým porostem. S hloubkou půdního profilu byla acidita neutralizována reakcemi s karbonáty (vápencovými klasty). Přítomnost huminových látek byla prokázána ve skapových vodách v Masarykově dómu (Punkevní jeskyně), stejně tak jako souvislost s látkami v půdních profilech nad jeskyněmi (přibližně 50%-ní shoda se skapovými vodami). Cílem výzkumu bylo tedy vyhodnocení vlivu abiotických i biotických faktorů na recentní krasové procesy.

Klíčová slova: půda, geochemie, acidobazické výluhy, krasové procesy, vegetace

Abstract

Geochemical characterisation of karst soils was focused on (1) soil samples acid basic reactions, (2) possibility of humin compounds release to percolating waters and (3) carbon dioxide origin due to soil organic mater degradation depending on ambient conditions. The research goal was (a) verification of these factors influence on dynamic and equilibrium of calcite – water – atmosphere system and (b) examination of possible influence of recent karst processes especially the speleothems growth and degradation respectively with vegetation cover. Karst soils pH was relatively low (3 – 4) whereas was lower in coniferous monoculture areas then in decidious forests. Acidity was neutralized within the depth due to reactions with carbonates (limiestone pieces). Humin compounds occurrence was demonstrated also in the dripping waters in Masaryk dome (Punkevní caves) as well the consequence with compounds in soil profiles above the caves (approximately 50 % agreement with dripping water). The goal of the research was the evaluation of abiotic and biotic factors on the recent karst processes.

Keywords: soil, geochemistry, acid basic reactions, karst processes, vegetation

Úvod

V souvislosti s možnou korozí kalcitových speleotém se na vybraných lokalitách v oblasti Macošské plošiny v severní části Moravského krasu uskutečnila předběžná studie krasových půd.

Výzkum krasových půd představuje pedologické, petrografické a geochemické studium půdních profilů. Geochemický výzkum spočívá především ve studiu acidobazických reakcí půdních výluhů. Jejich studium by mělo přispět k lepšímu pochopení vlivu vegetačního pokryvu na recentní krasové procesy, zejména na produkci CO_2 a huminových látek v půdním profilu. Přítomnost huminových látek již byla prokázána ve skapových vodách v Masarykově dómu (Punkevní jeskyně), stejně tak jako jejich souvislost s látkami v půdních profilech nad jeskyněmi (přibližně 50 %-ní shoda s látkami v půdním výluhu) (Schwarzová a kol, 2005). Tyto látky jsou v centru zájmu geochemiků právě v souvislosti s možnou korozí speleotém (brček a tenkých záclonových sintrů) (Faimon, Zajíček, 2001). Výsledky naznačují, že charakter vegetace, zejména jehličnaté monokultury, ovlivňují vlastnosti krasových půd, především acidobazickou reakci půdních roztoků. Půdy v krasových oblastech s jehličnatými monokulturami vykazují nižší hodnoty pH a do hloubky 15–20 cm jsou mírně kyselé. S narůstající hloubkou půdního profilu by se však tato acidita měla otupovat reakcemi s karbonáty (vápencovými klasty).

Metody výzkumu

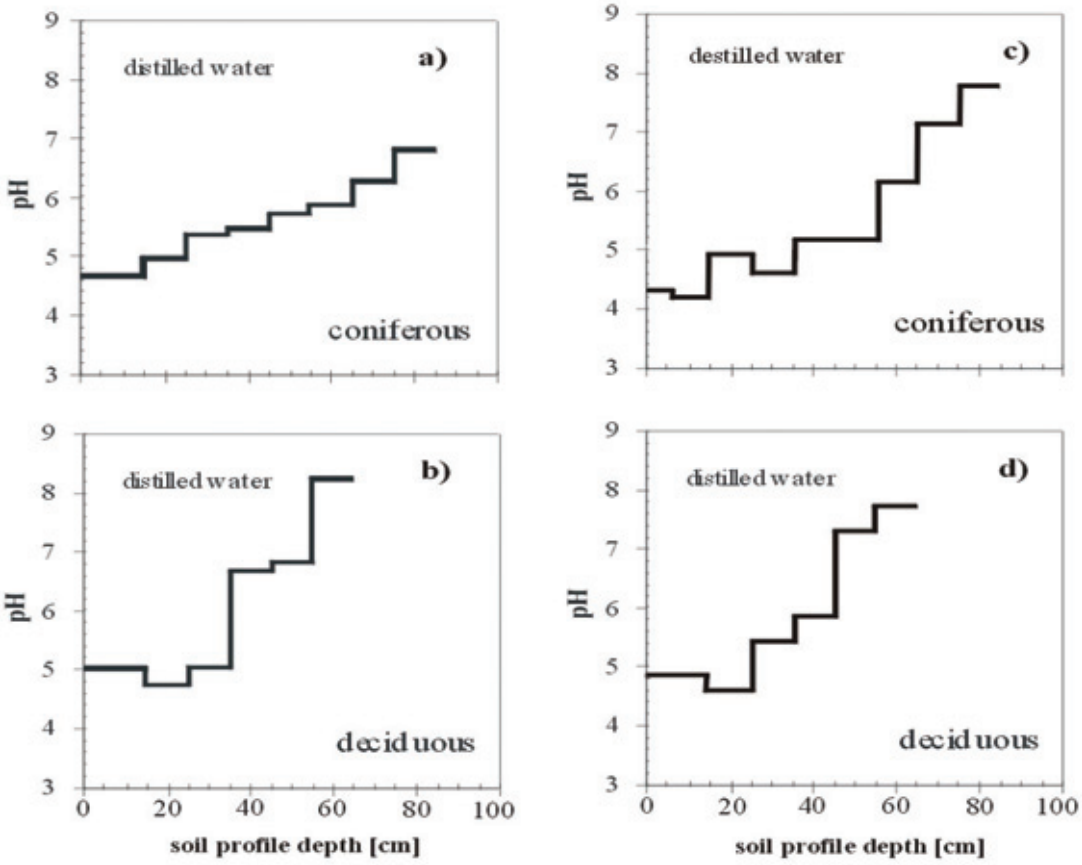
Pro studium krasových půd byly vybrány 3 lokality lišící se vegetačním pokryvem (lokality s pracovním názvem Smrkový les, Smíšený les a Listnatý les). Na vybraných lokalitách byly odebírány půdní profily. Odběry půdních profilů se prováděly ocelovou vzorkovací tyčí o délce 1,2 m. Vzdálenost mezi odběrovými místy byla přibližně 10 m. Vzorky byly odebírány ze vzorkovací tyče po 10-15 cm. Pro přípravu půdních výluhů byly odebrané půdní vzorky sušeny při pokojové teplotě (22°C). Takto upravené vzorky byly analyzovány podle normy ČSN ISO 10390. Výluhy byly realizovány roztokem KCl (25 %) a destilovanou vodou. Pro detailní petrografickou charakteristiku krasových půd byly provedeny následující laboratorní studie.

1) Půdní vzorky byly rozděleny přesíváním přes soustavu sít do 3 frakcí: <0,06 mm (kumulativní jílová a prachová frakce, dále označovaná jako JF), 0,06-2 mm (písková frakce, dále označovaná jako PF) a >2 mm (štěrková frakce, dále označovaná jako SF).
2) SF byla studována makroskopicky pomocí binokulárního mikroskopu (barva, tvar a zaoblení klastů, charakter povrchu) a mikroskopicky ve výbrusech polarizačním mikroskopem Jenalab (mikrostruktura, štěpnost, mikrofosílie).
3) Fázové složení JF bylo určeno RTG-difrakční analýzou (prášková metoda, difraktometr STOE STADI – P, reflexní uspořádání, kobaltová čára).
4) Parciální chemickou analýzou byly určeny celkové obsahy H_2O (Penfieldova metoda), CO_2 (absorpční stanovení na askarit), ztráta žíháním (žíháno při 1000 ˚C) a ve výluzích HCl (1:1) byl stanoven Ca (komplexometrická titrace). Ze ztráty žíhání byl po odečtení CO_2 a celkové H_2O odhadnutý obsah organické hmoty. Z obsahu CO_2 ve vzorcích byl vypočítán obsah $CaCO_3$.

Výsledky

Studium půdních výluhů prokázalo extrémně nízké pH při povrchu půdních profilů, tedy v horizontu nadložního humusu O a v humózním lesním horizontu Ah (pH ~ 3,72; 3,71 a 4,20 ve výluzích roztokem KCl a pH ~ 4,67; 5,05 a 4,98 ve výluzích destilovanou vodou na lokalitách Smrkový les, Smíšený les a Listnatý les). S hloubkou profilů se pH zvyšuje. V půdách pod jehličnany je nárůst pozvolnější a téměř lineární. V půdách pod listnatými pH stagnuje až do hloubky 35 cm a pak strmě narůstá. Hloubka půdního profilu je ve smíšeném a listnatém lese typicky nižší (45-65 cm) ve srovnání s půdami pod smrkovými monokulturami

(kolem 85 cm). Hodnoty pH výluhů půd v limitní hloubce (substrátový horizont Crk) jsou v jehličnatém lese nižší (pH = 5,61 ve výluzích roztokem KCl; pH = 6,81 ve výluzích destilovanou vodou) než ve smíšeném lese (pH = 7,02 ve výluzích roztokem KCl; pH = 8,25 ve výluzích destilovanou vodou) a listnatém lese (pH = 7,04 ve výluzích roztokem KCl; pH = 7,64 ve výluzích destilovanou vodou) (Schwarzová a kol., 2005). Hodnoty pH půdních výluhů ze sledovaných lokalit jsou znázorněny na obrázku 1.



Obr. 1 Průměrné pH půdních výluhů a) a c) ze smrkového les, b) ze smíšeného lesa, a d) z listnatého lesa

Na základě pedogenetického studia byly půdní vzorky zařazeny do kategorie (1) vyluhovaných rendzin a (2) kambických rendzin. Intenzívně vyluhované rendziny byly zjištěny v listnatém lese; kambické rendziny převažovaly v lese smrkovém. Jako hlavní pedogenetický proces se uplatnila humifikace a zvětrávání (Tomášek, 2003).

Podle granulometrické analýzy převládá na lokalitě Smrkový les ve svrchní a střední části profilu (0 – 60 cm) PF. Průměrná hodnota obsahu PF v profilu je 55±0,25 hm.%. SF se začíná objevovat až v hloubce 50–60 cm (10–20 hm.%), dominuje na bázi profilů (60–70 hm.%) v hloubce 70–80 cm. Maximální obsah JF (30–40 hm.%) byl pozorován ve svrchních partiích profilů (0–30 cm), s hloubkou se obsah JF snižuje na 5–15 hm.% na bázi profilů (70–80 cm). Na lokalitě Smíšený les je obsah PF v celé délce profilu okolo 60 hm.%. SF se objevuje již v hloubce 25 cm (2–12 hm.%) a na bázi profilu v hloubce 35–45 cm je její obsah 50–60 hm.%. JF je nejvíce zastoupena (30–40 hm.%) ve svrchních částech profilu (do 20 cm) a s hloubkou se snižuje až na 2 hm.% na bázi profilu. Na lokalitě Listnatý les se obsah PF napříč profilem příliš nemění (variuje v rozmezí 60–70 hm. %). Nízký obsah SF (do 6 hm. %) se zde vyskytuje již v hloubkách kolem 40 cm. S hloubkou se obsah SF zvyšuje až na 30 hm. %. Obsah JF je nejvyšší v hloubkách do 15 cm (až 50 hm. %). S hloubkou obsah JF klesá až

k limitním hodnotám kolem 10 hm. % na bázi profilů. Výsledky granulometrické analýzy vzorků z vybraných půdních profilů jsou sumarizovány v tabulce 1.

Tab. 1 Výsledky granulometrické analýzy půdních profilů

Půdní profil	Zrnitostní frakce	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm	30-40 cm	40-50 cm	50-60 cm	60-70 cm	70-80 cm
Smrkový les vzorek 1	štěrk	0	0	0	0	0	0	6,5	14,2
	písek	47,4	47,5	51,9	60,6	61,7	62,4	69,5	67,1
	prach+jíl	52,6	52,5	48,1	39,4	38,3	37,6	24,2	18,7
Smrkový les vzorek 2	štěrk	–	0	0	0	0	19,1	51	73,4
	písek	–	57,2	62,6	71,6	75,9	66,7	46,1	22,6
	prach+jíl	–	42,8	37,4	28,4	24,1	14,2	5,9	4
Smrkový les vzorek 3	štěrk	–	0	0	0	0	10,4	40,1	60,2
	písek	–	72	66	61,7	80,5	74,9	49,7	37,4
	prach+jíl	–	28	34	38,3	19,5	14,7	10,2	5,4
Smíšený les vzorek 1	štěrk	0	0	12,6	54,8				
	písek	61,6	70,5	72,7	34,8				
	prach+jíl	38,4	29,5	14,7	10,4				
Smíšený les vzorek 2	štěrk	0	0	13,4	62,1				
	písek	68,4	72	72,6	29,8				
	prach+jíl	31,6	28,4	14	8,1				
Smíšený les vzorek 3	štěrk	0	0	0	7,2	42,1	56,3		
	písek	65,8	63,9	70,9	87,3	54,1	41,7		
	prach+jíl	34,2	36,1	29,1	5,5	3,8	2		
Listnatý les vzorek 1	štěrk	0	0	1,3	6,2	51			
	písek	45,2	53,2	67,1	74,8	44			
	prach+jíl	54,8	46,8	31,6	19	5			
Listnatý les vzorek 2	štěrk	0	0	0	6,1	14,8	34,7		
	písek	74	69	62,5	76,5	75,9	59,7		
	prach+jíl	26	31	37,5	17,4	9,3	5,6		

Všechny půdní klasty ze studovaných lokalit byly klasifikovány jako mikritické vápence. Výskyt bezbarvých krystalů kalcitu naznačuje částečnou rekrystalizaci. Vápencové klasty (maximální velikost kolem 4 cm) jsou mikroskopicky pronikány hustou sítí žilek, vyplněných mladším karbonátem. Ve vzorcích klastů z lokality Smrkový les byly nalezeny mikrofosílie (ostrakodi a amfipory). Makroskopicky podle Pettijohnovy klasifikace jsou klasty převážně poloostrohranné (subangulární) až polozaoblené (suboválné). Mají matný, nerovný povrch, s četným rýhováním. Převažuje barva tmavošedá, na profilech v jehličnatém lese přecházejí do světle šedých odstínů.

Fázová RTG-analýza JF ukázala, že ve všech vzorcích dominuje křemen s malým množstvím plagioklasu. V nejhlubších partiích půdních profilů se objevuje kalcit. Z jílových minerálů byl kvalitativně indikován chlorit, kaolinit, illit a smektit. Minerální složení JF vybraných vzorků ze sledovaných lokalit je shrnuto v tabulce 2.

Tab. 2 Minerální složení prachové a jílové frakce (JF)

	Smrkový les vzorek 1 hloubka			Smrkový les vzorek 2 hloubka			Smíšený les vzorek 1 hloubka		Smíšený les vzorek 2 hloubka			Listnatý les vzorek 1 hloubka	
minerály %	10-20 cm	30-40 cm	60-70 cm	20-30 cm	40-50 cm	70-80 cm	15-25 cm	35-45 cm	10-20 cm	30-40 cm	50-60 cm	30-40 cm	50-60 cm
křemen	98	99	95	98	97	76	96	86	98	99	74	98	83
plagioklas	2	1	4	2	3	4	4	6	1	1	4	2	1
kalcit	-	-	-	-	-	19	-	7	-	-	22	-	16
chlorit	+	+	1	+	+	-	+	+	1	+	+	+	-
illit	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	-
kaolinit	-	+	+	?	?	+	?	?	+	+	-	+	+
smektit	-	?	+	-	?	+	-	?	?	?	?	-	-

Obsah organické hmoty na lokalitě Smrkový les klesá z 3,46 % (10–20 cm) na 0,81 % na bázi profilu (70–80 cm). Na lokalitě Listnatý les je obsah organické hmoty napříč profily téměř konstantní: 2,14 % v hloubce 0–10 cm, 2,11 % v hloubce 40–50 cm na bázi profilu. S hloubkou profilů se zvyšuje obsah $CaCO_3$, což je v souladu s výsledky granulometrické analýzy. Na lokalitě Smrkový les se obsah $CaCO_3$ zvýšil z 0,07 % v hloubce 10–20 cm až na 5,48 % $CaCO_3$ v hloubce 70–80 cm. Na lokalitě Listnatý les se obsah $CaCO_3$ zvyšoval z počátečních 0,08 % v hloubce 0–10 cm na 2,63 % v hloubce 40–50 cm.

Diskuse

Prezentované výsledky půdních výluhů naznačují, že půdní roztoky pod jehličnany jsou více agresivní. Tato agresivita je však ve všech případech neutralizována již v půdním profilu. Počáteční nízké hodnoty pH naznačují, že jsou v roztocích přítomny huminové látky (především fulvové kyseliny) (Schwarzová a kol., 2005).

Na základě pedogenetického studia byly krasové půdy vyvinuté v místech s listnatou vegetací zařazeny do kategorie vyluhovaných (degradovaných) rendzin a půdy vyvinuté v místech s jehličnatým porostem do kategorie kambických rendzin. Ve svrchních částech půdních profilů (horizonty O a Ah) je patrné totální odvápnění, zřejmě jako důsledek rozpouštění kalcitu kyselými pórovými roztoky. V listnatém lese odvápnění zasahuje až do kambického horizontu Bv. To je poněkud překvapivé, protože pH pórových roztoků v půdách pod listnatými porosty všeobecně převyšuje pH roztoků v půdách pod jehličnany S hloubkou půdních profilů (horizonty Bvk a Crk) se zvyšují obsahy karbonátů, ať už v podobě makroskopických klastů nebo v mikroskopické formě. To potvrzuje předpoklad, že kyselé prosakující vody jsou neutralizovány již v půdním profilu. Obsahy organické hmoty se lokálně snižují s hloubkou profilu, jinde zůstávají téměř konstantní. Není jasné, zda dochází k migraci organického detritu směrem do hlubších partií profilu s prosakující vodou, nebo zda je organická hmota syngenetická. Úbytek organické hmoty s hloubkou profilu může souviset s její biochemickou degradací na oxid uhličitý (Schwarzová a kol., 2006)

Závěr

Studium krasových půd vyloučilo pronikání agresivních vod z půdy do jeskyní, neboť tyto vody jsou neutralizovány reakcemi s karbonáty přímo v půdním profilu. Možnost koroze kalcitových speleotém těmito vodami je tedy vyloučená.

Literatura

FAIMON, J., ZAJÍČEK, P., 2001: Studium samovolné destrukce „jemných sintrových forem“. - Geol. Výzk. Mor. Slez. v r. 2000, 104 – 105, Brno.

TOMÁŠEK, M., 2003: Půdy České republiky. ČGS, Praha.

SCHWARZOVÁ, M., ZATLOUKALOVÁ, I., ŠTELCL, J., FAIMON, J., 2006: Sedimentárně petrografická charakteristika půdních profilů na vybraných lokalitách Moravského krasu. - Geol. Výzk. Mor. Slez. v r. 2005.

SCHWARZOVÁ, M., FAIMON, J., ŠTELCL, J., ZAJÍČEK, P., KRYŠTOF, I., 2005: Acidobazické reakce výluhů půd na vybraných lokalitách Moravského krasu. - Geol. Výzk. Mor. Slez. v r. 2004, XII, 1, 115-116, Brno, Masarykova Univerzita.

GEOSTATISTICKÉ ZPRACOVÁNÍ PŮDNÍCH DAT NA MODELOVÉM ÚZEMÍ

GEOSTATISTICAL PROCESSING OF SOIL DATA ON THE MODELLING AREA

Jitka Sládková

Odbor rámcových vztahů EU, Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, Gorazdova 24, Praha 2 – Nové Město, 128 01 Praha, Česká republika, e-mail: sladkova@unmz.cz

Abstrakt

Článek seznamuje s výsledky geostatistického zpracování (prostorové) závislosti obsahu humusu na množství jílnatých částic u orničních horizontů rendziny typické podle výběrových sond z Komplexního průzkumu zemědělských půd (KPZP). Výsledky jsou srovnány se zpracováním stejných dat metodami klasické statistiky. Jde o čtyři horizonty rendziny typické (OrH(ca), Orh(ca), OrHca, Orhca) a všechny orniční horizonty výběrových sond rendziny typické s kompletními údaji včetně lokalizace. Kromě závislosti obsahu humusu na množství jílnatých částic je zpracována analýza půdní reakce aktivní a potenciální výměnné. Pro posouzení hustoty sondážní sítě je půdní reakce hodnocena na souboru dat základních sond a na souboru dat výběrových sond KPZP.

Klíčové slova: geostatistika, Komplexní průzkum zemědělských půd, rendzina

Abstract

The paper deals with results of geostatistical processing of (spatial) dependence of organic matter content on clay size particle amount. Data were obtained from ploughing horizons of Rendzic Leptosol (selected soil profiles) archived in the General Survey of Agricultural Soils (KPZP). The results are compared with the same data processed by methods of classical statistics. Four horizons of Rendzic Leptosol were correlated: OrH(ca), Orh(ca), OrHca, Orhca, as well as all ploughing horizons of selected soil profiles including complete data and their locations. Except of dependence of organic matter content on clay size particle also pH analysis (active and exchangeable) was elaborated. The soil reaction is evaluated on the set of data basic soil profiles and selected ones respecting density of survey net in the KPZP.

Key words: geostatistics, General Survey of Agricultural Soils, Rendzic Leptosol

Úvod

V sedmdesátých letech minulého století začala pedometrika – aplikace pravděpodobnosti a statistiky na půdu – nově chápat povahu půdní proměnlivosti. Podle Webstera (1994) začali pedometrici pracovat s půdními vlastnostmi jako s prostorově korelovanými náhodnými procesy a pronikli do oblasti geostatistiky analýzami a předpověďmi.

Výhodnost kombinace různých predikčních modelů s tradiční klasifikací půd prokázali např. Lagacherie et Voltz (2000). Jimi použitá metoda bere v úvahu půdní jednotky na okolních plochách, jejich vzdálenost a rozdíly v nadmořské výšce. Utset et al. (2000) úspěšně zkombinovali informace z půdních map a geostatistické postupy za účelem odhadu objemové hmotnosti a polní kapacity.

Nevýhodou pedometriky, resp. geostatistiky aplikované na půdy, je její omezenost na jednotlivé vlastnosti a neschopnost řešit vertikální (členění na horizonty) a laterální parametry půd. Proto nepomáhá takové systematice půd, která je orientována na identifikaci (diagnostiku) půdních taxonů danou souborem referenčních (diagnostických) horizontů a vlastností substrátů.
Jako předpoklady použití pedometrických metod uvádí Borůvka (2001) normalitu rozdělení, stacionaritu a správný způsob odběru vzorků. Využít pedometrické metody lze podle Van Groenigena (1999) nejen pro hodnocení výsledků půdního průzkumu, ale již v jeho přípravě a výběru optimální vzorkovací sítě. Na základě výsledků analýz půdních vlastností v bodech vzorkovací sítě lze následně vytvořit různé tématické mapy, např. zásobenosti půd živinami a provést diferencované dávkování vnosů (např. Sládková, 2000, 2004).
Podle přístupu k hodnotám lze v pedometrice rozlišit metody klasické statistiky a metody geostatistické. Postupy klasické statistiky popisují v první řadě parametry souborů a jednotlivé hodnoty vnímají jako náhodné odchylky od celkového průměru. Prostorová statistika k takto získaným informacím připojuje údaj o poloze jednotlivých hodnot v prostoru a v jejich rozložení hledá zákonitosti s ohledem na hustotu pozorování. Umožňuje přesně lokalizovat případný zásah, např. vyrovnání půdní reakce vápněním, jako důsledek analýz dat.

Materiál a metody

Na modelovém území byl pomocí postupů klasické statistiky (základní statistické charakteristiky, korelační a regresní analýza) hodnocen obsah jílnatých částic a obsah humusu, a to na datech předtříděných klasifikačním systémem půd, tj. v orničních horizontech černozemí a rendzin (podle geneticko-agronomické klasifikace KPZP – dále jen „GAK KPZP“), nejvíce zastoupených půd na tomto území. Potom byla geostatistickými metodami (variogramy, běžný kriging) sledována prostorová závislost těchto vlastností a její změny v důsledku změny hustoty pozorování – síť základních (Z) a výběrových (V) sond. K základním statistickým parametrům a korelační a regresní analýze obsahu jílnatých částic a obsahu humusu ve vybraných orničních horizontech rendziny typické byla připojena informace o prostorové závislosti těchto hodnot. Geostatistickými metodami byla také zkoumána aktivní půdní reakce (pH_{H2O}) a potenciální půdní reakce výměnná (pH_{KCl}).
Nejprve bylo třeba zjistit základní statistické charakteristiky analyzovaných souborů, provést explorační analýzu a posoudit normalitu rozdělení souborů, stejně jako u postupů klasické statistiky. Normalita rozložení hodnot byla posuzována srovnáním aritmetického průměru a mediánu, zhodnocením šikmosti a špičatosti histogramu četností hodnot a pomocí parametrických testů (nejčastěji χ^2-testem shody a testem Kolmogorov-Smirnova). Rozdělení hodnot bylo ve všech případech normální, nebylo proto třeba přistupovat k jejich transformaci a standardizaci.
Rozptyl pomáhá při hodnocení správnosti zvoleného modelu variogramu. Hodnota prahu modelu by se měla blížit rozptylu souboru analyzovaných hodnot – jestliže tomu tak není, může to plynout z omezeného rozměru sledovaného území i z toho, že nebyly zastiženy všechny strukturní úrovně variogramu, popřípadě z méně přesného proložení modelu (Sládková, 2000).
Hodnoty obsahu jílnatých částic (zrn 1), obsahu humusu (hum), reakce aktivní (pH_{H2O}) a reakce potenciální výměnné (pH_{KCl}) byly analyzovány ve dvou počítačových programech určených pro zpracování dat geostatistickými metodami – GS^+ Geostatistics for the Environmental Sciences (verze 5.1) a Surfer (verze 8.0).

Variogramy

K tvorbě grafů (variogramů) vyjadřujících prostorovou závislost hodnot zkoumaných vlastností a charakteristik půd byl použit program GS^+. Program umožňuje vytvořit zvláštní

graf pro isotropní variogram (dvojice porovnávaných různě vzdálených hodnot jsou načítány všesměrně), i pro variogramy anisotropní (dvojice hodnot ležící od sebe pod úhlem 0º, 45º, 90º a 135º). Anisotropní variogramy lze následně, již v programu, seskupit do jediného grafu. Pro jejich konstrukci platí obecné doporučení, že hodnot vstupujících do výpočtu by mělo být nejméně 200.
Data zpracovávaná v numerickém formátu lze zapsat jednotlivě přímo do pracovního listu (*worksheet*) programu, příp. importovat je jako soubor ve formátu, který program podporuje. Byla využita možnost importovat soubory formátu DBF. Při vkládání údajů je nutné použít jako desetinný oddělovač tečku, a to nejen v pracovním listu, ale i v jazykovém nastavení počítače. Při nedodržení této podmínky nebude program fungovat.
V každém pracovním listu je třeba nejprve vložit do předem definovaných sloupců souřadnice bodů (sloupce X a Y), kde byla zkoumaná vlastnost (sloupec Z) měřena. V případě konstrukce vzájemného variogramu se zakládá navíc sloupec pro druhou proměnnou (Z_0). Pokud ve vyjmenovaných sloupcích některý údaj chybí, nezahrne program příslušný řádek do výpočtu.
Kromě transformace dat lze spočítat základní statistické charakteristiky. Před vykreslením semivariogramu se spočítá aktivní krok (*Active Lag Distance*) a jednotná délka kroku (*Uniform Lag Class Distance Interval*), přičemž je možno zvolit i různě dlouhé kroky.
Program umožňuje proložit data sférickým, exponenciálním, lineárním a Gaussovým modelem, pro které spočítá především hodnotu zbytkového rozptylu (*Nugget*), prahu (*Sill*) a efektivního rozsahu (*Effective Range*), korelační koeficient (r^2) a reziduální sumu čtverců (RSS).
Vybírány byly modely s nejvyšší těsností závislosti a nejmenším zbytkovým rozptylem, v tomto pořadí.

Mapy
Pro interpolaci při konstrukci jedno až trojrozměrných map využívá program GS^+ blokový nebo bodový běžný kriging za použití pravidelné nebo nepravidelné mřížky (*Grid*). Mapy nelze exportovat.
Podobně zpracovává mapy program Surfer. Po zadání dat do pracovního listu a vytvoření gridu vznikla liniová mapa opatřená legendou, kterou však bylo možno exportovat v různých formátech (např. JPEG nebo Windows Bitmap) do textových editorů a programů pro GIS.

Výsledky a diskuse

Geostatistickými metodami byla zkoumána prostorová závislost půdních vlastností a charakteristik orničních horizontů rendziny typické (RA): obsahu jílnatých částic (zrn1), obsahu humusu (hum), aktivní půdní reakce (pH_{H2O}) a potenciální půdní reakce výměnné (pH_{KCl}).
Pro posouzení vlivu hustoty sondážní sítě byla hodnocena prostorová závislost půdních vlastností a charakteristik na souborech všech orničních horizontů všech:

- Z sond (zrn 1_z , $pH_{H2O\ z}$);
- V sond (zrn 1_v, hum_v, $pH_{H2O\ v}$, $pH_{KCl\ v}$).

Pro srovnání s klasickou statistikou byla zpracována prostorová závislost půdních vlastností a charakteristik všech horizontů OrH(ca), Orh(ca), OrHca a Orhca podle V sond (zrn $1_{v\ ra}$, $hum_{v\ ra}$, $pH_{H2O\ v\ ra}$, $pH_{KCl\ v\ ra}$).
Výsledné grafy, nazývané variogramy, jsou nejčastěji používaným způsobem vyjádření prostorové závislosti mezi hodnotami jednotlivých proměnných. Grafy vyjadřující stejnou závislost mezi hodnotami dvou proměnných s podobným prostorovým rozložením hodnot se nazývají vzájemné variogramy.
Soubory dat pro geostatistické zpracování se základními statistickými charakteristiky jsou

uvedené v Tab. 1:

Tab. 1 Statistické charakteristiky všech zpracovávaných vlastností a charakteristik půd

	zrn 1_z	**zrn 1_v**	**zrn $1_{v\ ra}$**	**hum_v**	**$hum_{v\ ra}$**	**$pH_{H2O\ z}$**	**$pH_{H2O\ v}$**	**$pH_{H2O\ v\ ra}$**	**$pH_{KCl\ v}$**	**$pH_{KCl\ v\ ra}$**
poč. hodnot	796	97	82	97	82	706	97	82	96	81
aritm. prům.	45,16	46,08	47,53	2,51	2,62	7,21	7,84	7,88	7,15	7,15
medián	47,80	47,40	48,50	2,43	2,58	7,20	7,90	7,90	7,20	7,20
rozptyl	261,05	280,35	257,69	0,81	0,76	0,06	0,08	0,03	0,03	0,02
směr. odch.	16,16	16,74	16,05	0,90	0,87	0,23	0,27	0,18	0,16	0,13
minimum	7,0	13,9	13,9	0,35	0,89	5,7	6,2	7,0	6,5	6,7
maximum	86,1	78,9	78,9	4,34	4,34	7,9	8,2	8,2	7,5	7,5
variač. rozp.	79,1	65,0	65,0	3,99	3,45	2,2	2,0	1,2	1,0	0,8
stand. špič.	-0,89	-1,00	-0,85	-0,60	-0,83	5,21	14,68	5,96	2,42	0,93
stand. šikm.	-0,20	-0,08	-0,19	0,13	0,17	-0,01	-3,23	-1,60	-0,81	-0,03

Variogramy

Tab. 2 Základní parametry proložených modelových funkcí (isotropní variogramy)

proměnná	**nugget**	**práh - nugget**	**rozsah [m]**	**r^2**
zrn 1_z	140,0	650,9	62 267	0,871
zrn 1_v	90,5	234,7	35 010	0,817
zrn $1_{v\ ra}$	118,0	428,2	32 750	0,767
hum_v	0,317	0,556	24 630	0,749
$hum_{v\ ra}$	0,285	0,892	61 680	0,812
zrn 1_v-hum_v	0,19	15,22	5 484	0,877
zrn $1_{v\ ra}$-$hum_{v\ ra}$	0,27	20,26	85 770	0,867
$pH_{H2O\ z}$	0,0180	0,0515	25 190	0,803
$pH_{H2O\ v}$	0,0683	0,0693	13 300	0,010
$pH_{H2O\ v\ ra}$	0,0289; 0,02662	0,0387; 0,02672	8 963; 13 300	0,489; 0,443
$pH_{KCl\ v}$	0,01951	0,02731	88 100	0,680
$pH_{KCl\ v\ ra}$	0,01177	0,02597	93 350	0,766
$pH_{H2O\ v}$-$pH_{KCl\ v}$	0,02053	0,02063	13 300	0,145
$pH_{H2O\ v\ ra}$-$pH_{KCl\ v\ ra}$	0,00586	0,00587	23 149	0,453

Vzorce použitých modelů variogramů:

Lineární

- bez nugget efektu: $\gamma(h) = c\,(h/a)$ pro $h \le a$,
  $\gamma(h) = c$ pro $h > a$
- s nugget efektem: $\gamma(h) = c_0 + (c - c_0)\,(h/a)$ pro $h \le a$,
  $\gamma(h) = c + (c - c_0)$ pro $h > a$

Exponenciální

- bez nugget efektu: $\gamma(h) = c\,\{1 - e^{-h/r}\}$
- s nugget efektem: $\gamma(h) = c_0 + (c - c_0)\,\{1 - e^{-h/r}\}$

Gaussův

- s nugget efektem: $\gamma(h) = c_0 + (c - c_0)\,\{1 - e^{-h^2/a^2}\}$

Sférický

- s nugget efektem: $\gamma(h) = c_0 + (c - c_0)\,\{3h/2a - 0{,}5\,(h/a)^3\}$ pro $0 < h \le a$,

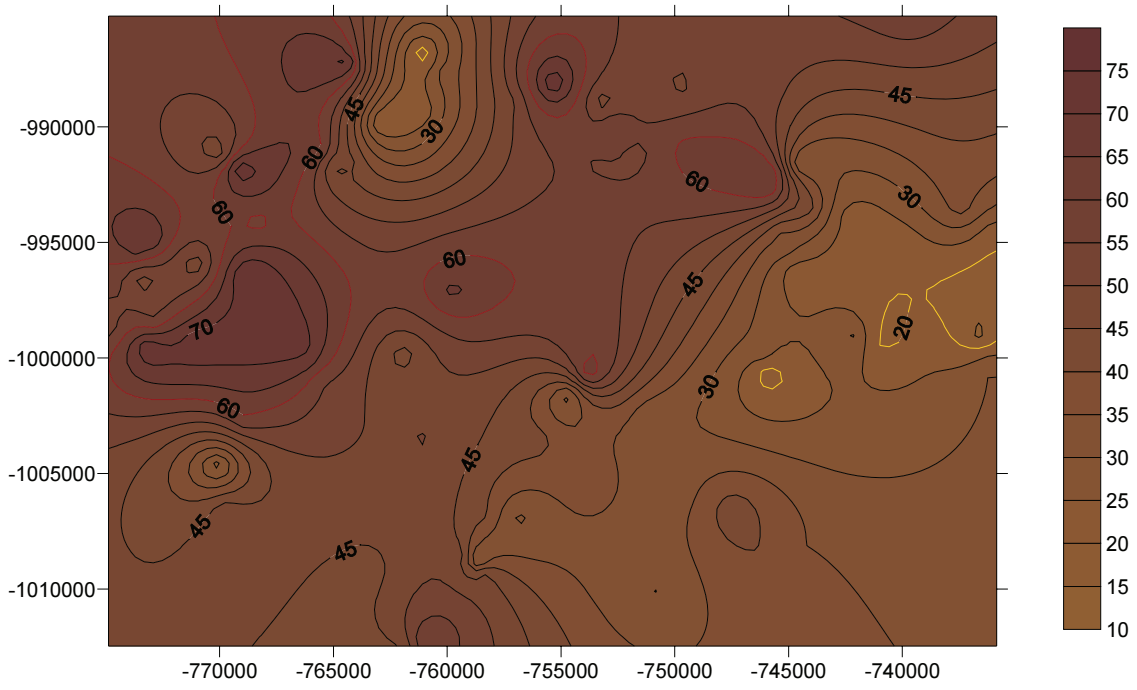
$$\gamma(h) = 0 \qquad \text{pro } h = 0,$$
$$\gamma(h) = c \qquad \text{pro } h > a$$

kde je c_0 ... nugget efekt (zbytkový rozptyl)
c ... práh variogramu
a ... rozsah variogramu
r ... rozsah variogramu s nezřetelným prahem $r = 1/3\ a$
h ... vzdálenost $h = |\mathbf{h}|$

Gaussův model variogramu byl použit pro proměnné zrn 1_z, $pH_{H2O\ v\ ra}$ a pro vzájemný variogram z hodnot $pH_{H2O\ v\ ra}$ a $pH_{KCl\ v\ ra}$, model sférický pro proměnnou $pH_{H2O\ z.}$ U ostatních proměnných byl při konstrukci variogramů, příp. vzájemných variogramů, použit model exponenciální. Pro proměnnou $pH_{H2O\ v\ ra}$ jsou kromě parametrů Gaussova modelu na druhém místě uvedeny také parametry pro exponenciální model pro srovnání stejných rozsahů exponenciálních modelů u proměnných $pH_{H2O\ v}$, $pH_{H2O\ v\ ra}$ a $pH_{H2O\ v}$-$pH_{KCl\ v}$. U variogramů anizotropních (0°, 45°, 90° a 135°) vznikl v případě $pH_{H2O\ v}$ téměř pure nugget (popsatelný nejvýstižněji lineárním modelem).

Mapy

K vytváření map je používána interpolační technika zvaná běžný kriging. Jednoduché postupy prostorové statistiky (variogramy, kriging) mohou přispět zpřesnění klasifikace půd na jednotlivých okresech. Na základě zhodnocení informací získaných z celé republiky lze pak upravit parametry platného Taxonomického klasifikačního systému půd tak, aby co nejlépe vystihovaly současný stav půdního pokryvu ČR a pravděpodobné směry jeho vývoje.
Následující mapka (Obr. 1) zobrazuje rozložení obsahu jílnatých částic (d < 0,01 mm) v orničních horizontech Z sond rendziny typické (GAK KPZP) na okresu Litoměřice. Podle TKSP ČR by v oblastech se zrnitostí lehčí střední (pH – písčitá hlína) a střední (H – hlína, rH – prachovitá hlína, R – prach) měla být půda s jinak totožnými vlastnostmi klasifikována jako pararendzina modální (PRm), při zrnitosti lehké (P – písek, hP – hlinitý písek) jako pararendzina arenická (PRr).



Obr. 1 Mapka obsahu jílnatých částic v orničních horizontech rendziny typické

Žluté linie na Obr. 1 vymezují oblasti, ve kterých se bude pravděpodobně vyskytovat rendzina arenická, červené linie jsou horní hranicí zrnitosti pro pararendzinu modální. Pouze oblasti znázorněné nejtmavším odstínem hnědé barvy mají zrnitost nevhodnou pro jmenované půdy.
Při mapování zrnitostního složení půd podle TKSP ČR je přesnější provést nejprve přepočet obsahu frakce fyzikálního jílu o průměru d < 0,001 mm (z materiálů KPZP) na obsah fyzikálního jílu d < 0,002 mm, přestože změna hodnot obsahu této jílnaté frakce v půdě po přepočtu není výrazná a nemůže ani ovlivnit průběh linií konstruovaných map.
Pokud jde o údaje pro orniční horizonty rendziny typické, zvlášť pro Z a V sondy, z hlediska prostorové statistiky vykazovaly lepší výsledky analýzy V sond. Lze usoudit, že pro geostatistické zpracování je vhodnější použít menší počet lépe ověřených dat. To odpovídá jednak skutečnosti, že V sondy jsou klasifikovány a seskupovány na základě většího počtu vlastností (V sondy jsou si po seskupení relativně podobnější než Z sondy), jednak možnostem prostorové statistiky, která umožňuje tento větší počet vlastností (a jejich kombinace v prostoru) posoudit zároveň. Skutečnost, že při analýze aktivní půdní reakce (pH_{H2O}) lépe obstály Z sondy, si lze vysvětlit obecně malým kolísáním této hodnoty u Z i V sond rendzin typických, přičemž už zařazení profilu do půdního typu rendzina možný rozsah pH výrazně omezuje. U Z sond tak došlo k sečtení efektů malého kolísání a většího počtu dat.
Výsledky zpracování prostorové závislosti obsahu humusu na obsahu jílnatých částic v horizontu A (WRB) z horizontů OrH(ca), Orh(ca), OrHca a Orhca rendziny typické (GAK KPZP) se v údajích zrn $1_{v\ ra}$ a $hum_{v\ ra}$ (Tab. 1) naprosto shodly s údaji zpracovanými pro tyto soubory metodami klasické statistiky.
Prostorová závislost se ukázala jako poměrně nízká v případě Z i V sond. Jak již bylo uvedeno, v případě pH_{H2O} pro všechny orniční horizonty V sond vznikl dokonce u anizotropních variogramů (0°, 45°, 90° a 135°) téměř pure nugget, vyjadřující neexistenci prostorové závislosti mezi hodnotami aktivní půdní reakce rendzin typických na okresu.
Zatímco pro srovnávaná data horizontů OrH(ca), Orh(ca), OrHca a Orhca rendzin typických vycházel u klasické statistiky (korelační a regresní analýza) nejčastěji jako nejvhodnější model lineární, u geostatistiky (variogramy) to byl převážně model exponenciální.

Závěr

Geostatistika je vhodným nástrojem pro konstrukci i tvorbu půdních map, zvláště využijeme-li v tomto postupu také předtřídění dat metodami klasické statistiky a klasifikačním systémem půd, abychom zajistili normalitu rozdělení dat a eliminovali nevýhodu geostatistiky spočívající v jejím obvyklém zaměření pouze na orniční horizont půdy. Naznačený v principu jednoduchý postup statistického zpracování informací vztažených k jednotlivým půdním taxonům lze využívat při práci na mapách přehledového měřítka, při vytváření a udržování klasifikačních systémů půd, ale i ke shrnutí dostupných informací o konkrétním území před započetím jeho podrobného terénního průzkumu. Pokud při předběžném statistickém zpracování narazíme na nejasnosti nebo extrémní hodnoty, můžeme se v terénu na problémová místa zaměřit.

Literatura

BORŮVKA, L., 2001: Variabilita půdních vlastností a její hodnocení. Habilitační práce. KPG AF ČZU, 151 s.

LAGACHERIE, P., VOLTZ, M., 2000: Predicting soil properties over a region using information from a mapped reference area and digital elevation data: a conditional probability approach. Geoderma 97: 187-208.

SLÁDKOVÁ, J., 2000: Diferencované dávkování vnosů do půdy pomocí geostatistiky a její ekonomické zhodnocení. Diplomová práce. KPG AF ČZU, 56 s.

SLÁDKOVÁ, J., 2004: Diferencované dávkování vnosů do půdy pomocí geostatistiky. In Rohošková (Ed.), 2004: Pedodiverzita. Sborník konference Pedologické dny, 20.-21.9.2004, Roztoky u Křivoklátu. ČZU Praha: 165-166.

UTSET, A., LÓPEZ, T., DÍAZ, M., 2000: A comparison of soil maps, kriging and combined method for spatially predicting bulk density and field capacity of ferralsols in the Havana-Matanzas Plain. Geoderma 96: 199-213.

VAN GROENIGEN, J.W., 1999: Constrained optimisation of spatial sampling – a geostatistical approach. Ph.D. thesis. Wageningen Agricultural University and ITC, Wageningen.

WEBSTER, R., 1994: The development of pedometrics. Geoderma 62: 1-15.

PŘESNOST PŘEVODŮ MEZI KLASIFIKAČNÍMI SYSTÉMY PŮD JAKO PODMÍNKA PRO VYUŽITÍ ARCHIVNÍCH DAT V DIGITÁLNÍM MAPOVÁNÍ

PRECISION OF SOIL CLASSIFICATION SYSTEMS CONVERSION AS PREREQUISITE FOR ARCHIVE DATA ELABORATION IN DIGITAL MAPPING

Jitka Sládková

Odbor rámcových vztahů EU Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, Gorazdova 24, Praha 2 – Nové Město, 128 01, Česká republika, e-mail: sladkova@unmz.cz

Abstrakt

Většinu klasifikačních systémů půd lze rozdělit na taxonomické, rozvíjené v podstatě pro komunikaci mezi vědci a na pragmatické, účelové, rozvíjené pro technickou komunikaci. Klasifikačním systémem půd v současné době platným na území ČR je Taxonomický klasifikační systém půd (TKSP ČR). Praktickým systémem, sloužícím především půdnímu průzkumu, byla Geneticko-agronomická klasifikace Komplexního průzkumu zemědělských půd (dále jen „GAK KPZP“) uskutečněného v 60. letech minulého století. Schémata třídění půd slouží jako základ pro legendy map. Prokazujeme význam archivních dat KPZP, ukazujeme způsoby jejich aktualizace a možnost využití v digitálním mapování. Zvláště v něm je třeba dosáhnout velké přesnosti převodů mezi původním a platným klasifikačním systémem půd. TKSP ČR je zatím spíše mezistupněm, kompromisem mezi požadavky průzkumu a výzkumu, mezi hodnocením zemědělských a lesních půd. Očekáváme zvýšení jeho podrobnosti v souvislosti s dolaďováním převodů archivních půdních dat do tohoto systému, i na základě připomínek z praxe při provádění půdního průzkumu. Připravujeme návrhy na jeho upřesnění a ověřujeme je kopanými sondami na modelovém území.

Klíčová slova: klasifikační systém půd, převod půdních jednotek, digitální mapování

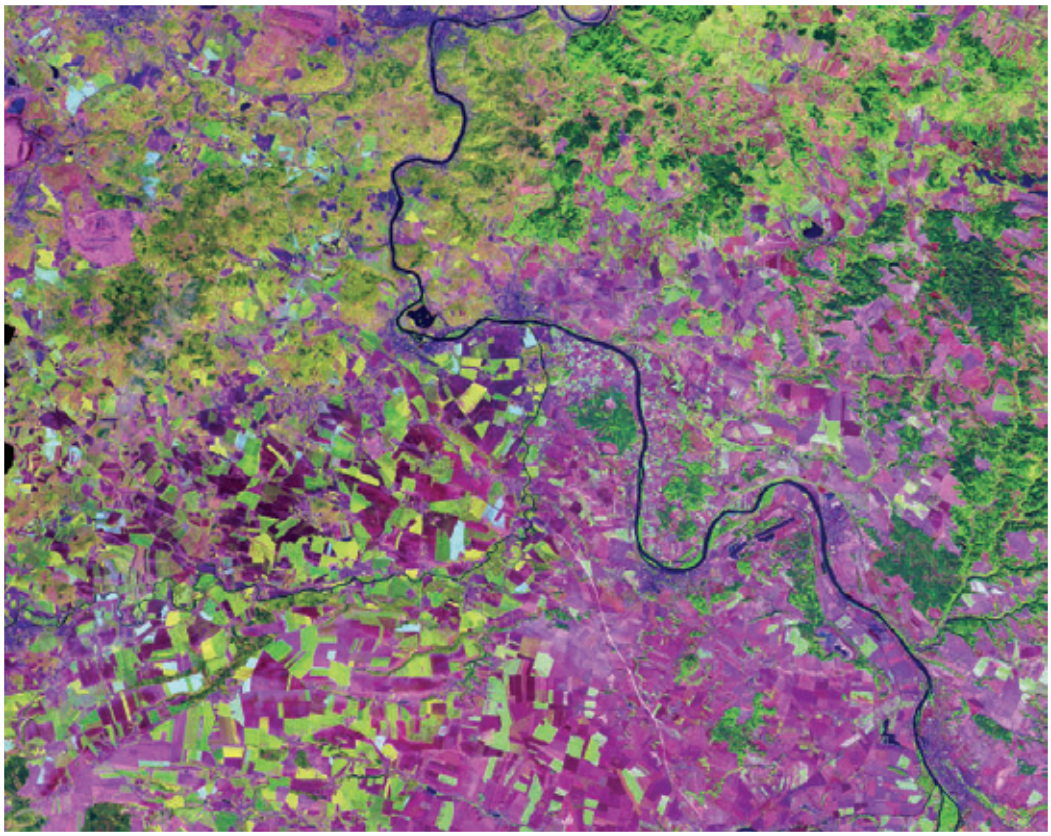
Abstract

Most of soil classification systems can be divided on taxonomic systems to be developed for scientific communication and pragmatic (purposeful) to be developed mostly for technical goals. The latest soil classification system in the Czech Republic is considered as taxonomic soil classification system (TKSP ČR). As a practical system is recognized Genetic-agronomic classification used for soil survey in the General Survey of Agricultural Soils (further like „GAK KPZP“) carried out in sixties of the last century. Scheme of soil ordination is directly linked to the soil map legend. We try to point out the significance of archive data (KPZP) and illustrate possibilities of up-dating methods and usability involved in soil digital mapping. There is demonstrating a need to achieve accuracy and precision in conversion of former and present soil classification systems. TKSP ČR can be recognized as an intergraded compromise between soil survey requirements and following evaluation of agricultural and forest soils. We expect precision works in details to achieve reasonable conversion of archive data to the present system respecting also comments from practice. We prepare proposals for particularization verifying it dig-pits on pilot areas.

Key words: soil classification system, soil units conversion, digital mapping

Úvod

Předností digitálního mapování je vyšší rychlost, aktuálnost a efektivita využití lidských zdrojů, ve srovnání s půdním průzkumem i nižší náklady. Pro modelové území jsme pořídili podklad vzešlý z dálkového průzkumu Země – Družicovou mapu půd ČR. Jak ukazuje Obr. 1, na mapě lze rozlišit vegetaci (zelené odstíny), zástavbu a půdu bez rostlinného krytu (fialové odstíny) a vodní plochy (modré odstíny).



Obr. 1 Družicová mapa pro okres Litoměřice

Digitální mapování, pokud by vycházelo pouze z podkladů DPZ, by postihlo – v různé kvalitě – svrchní horizonty půdního profilu.
Pokud se chceme zaměřit na konstrukci map středního a podrobného měřítka, je třeba využít při digitálním mapování statistické metody a pedotransferová pravidla (vztahují půdní data dostupná průzkumem, která nemohou být použita sama o sobě, k datům použitelným k modelování), neobejdeme se bez dat vzešlých z Komplexního průzkumu zemědělských půd. Abychom s těmito daty mohli efektivně pracovat, doplňovat je moderními metodami a aktualizovat novým průzkumem, potřebujeme vyřešit převody původní genetické-agronomické klasifikace KPZP (Němeček et al., 1967) do platného TKSP ČR (Němeček et al., 2001).
Pro komunikaci se světem i převody do mezinárodního referenčního systému WRB (IUSS Working Group, 2006), který je méně podrobný a převody do něj nedělají větší problémy. Také však zatím není vhodný pro konstrukci map středního a podrobného měřítka.

Materiál a metody

Pro práci byly využity dostupné podklady KPZP pro okres Litoměřice, především polní půdní záznamy, mapy v měřítku 1:5 000 (archiv VÚMOP Praha) a 1:50 000 (nebarevná verze KPG ČZU a barevná verze z archivu VÚMOP Praha) a dále půdní mapy ČSR v měřítku 1:50 000 (ČGÚ). Byla použita metoda srovnání GAK KPZP a TKSP ČR na základě odborného posouzení.

Výsledky a diskuse

První problémy při převodech z původního do platného klasifikačního systému nastanou při převodech půdních typů a subtypů, např.:

GAK KPZP (1967)	TKSP ČR (2001)
▪ rendzina oglejená RAg	rendzina *oglejená* RZ -
▪ r. slabě oglejená RA(g)	r. modální *slabě oglejená* RZm -
▪ r. hnědá slabě oglejená RAh(g)	r. kambická *slabě oglejená* RZk -
▪ r. slabě glejová RA(G)	r. modální *slabě glejová* RZm -
▪ r. hnědá slabě glejová RAh(G)	r. kambická *slabě glejová* RZk -
▪ podzolová půda slabě glejová PZ(G)	podzol modální *slabě glejový* PZm -
▪ drnová půda slabě glejová DA(G)	regozem modální *slabě glejová* RGm -
▪ nivní půda illimerizovaná NPi	fluvizem FL -
▪ lužní půda solončakovaná LPsk	černice CC -
▪ l.p. slancovaná LPsc	č. CC -
▪ l.p. slabě solončakovaná LP(sk)	č. CC -
▪ l.p slabě soloncovaná LP(sc)	č. CC -
▪ solončak soloncovaný SKsc	solončak SK -
▪ nivní půda karbonátová glejová NPkG	fluvizem glejová karbonátová FLqc
▪ černozem lužní karbonátová ČMlk	černozem černická karbonátová CExc'
▪ č. karbonátová lužní ČMkl	č. karbonátová slabě oglejená CEcg'
▪ lužní půda černozemní LPč	č. černická CEx
▪ l.p. černozemní karbonátová LPčk	č. černická karbonátová CExc'

Nivní půda označená v podkladech KPZP pro okres Litoměřice jako karbonátová glejová NPkG musí být vzhledem k řazení subtypů fluvizemí klasifikována jako fluvizem glejová karbonátová FLqc (interference subtypů). Černozem lužní karbonátová ČMlk (GAK KPZP) se stala černozemí černickou (varietou) karbonátovou CExc' a černozem karbonátová lužní ČMkl (GAK KPZP) je nyní černozemí karbonátovou (varietou) slabě oglejenou CEcg'. Lužní půda černozemní LPč (GAK KPZP) spadá podle nové klasifikace do černozemě černické CEx a lužní půda černozemní karbonátová LPčk (GAK KPZP) do černozemě černické (variety) karbonátové CExc'.

Vyjasnit je také třeba značení černozemí karbonátových v TKSP ČR (2001), s. 52, kde je uveden subtyp karbonátová v „tabulce“, ale není vyjmenován a popsán mezi subtypy, pouze mezi varietami.

Druhá skupina problémů nastává v okamžiku přiřazení substrátů:

Tab. 1 Problémové převody mezi GAK KPZP a TKSP ČR specifické pro okres Litoměřice vzniklé po přiřazení substrátů

Převody GAK KPZP do TKSP ČR – LT				
GAK			**TKSP**	
půda	číslo a název substrátu		půda	poznámka
DA	2	štěrky a štěrkopísky nezahlíněné	RGy	
DA	3	štěrky a štěrkopísky zahlíněné	RGy	
DA	5	písky	RGr	
DAč	2	štěrky a štěrkopísky nezahlíněné	CEr	
DAč	3	štěrky a štěrkopísky zahlíněné	CEr	
DAč	5	písky	CEr	
DAč	7/15	spraše/slíny	CEr	
RA	9a	smíšené svahoviny z převážně karbonátového materiálu	RGp	
RA	7/3	spraše/štěrky a štěrkopísky zahlíněné	CEm	
RA	7-3	spraše-štěrky a štěrkopísky zahlíněné	CEm	
RA	13	jíly	CEm	
RA	15	slíny	CEm	
RA	19	vápnité pískovce	RGr	
RAh	2/23	štěrky a štěrkopísky nezahlíněné/opuky a tvrdé slíny	RGy	
RAh	9	smíšené svahoviny	PEm	
RAh	15	slíny	PEm	nelze RGp, nesmí mít Bv
RAh	19	vápnité pískovce	RGy	nelze RGr, nesmí mít Bv
RAh	23	opuky a tvrdé slíny	PRk	
RAt	9	smíšené svahoviny	RGp	
RAt	23	opuky a tvrdé slíny	PRn	

Jak uvádí přehled, část převodů se týká rendziny typické RA (GAK KPZP): na spraších, pokrývajících zahlíněné štěrky a štěrkopísky, na jílech a slínech byla začleněna mezi černozemě modální CEm, na smíšených svahovinách do regozemě pelické RGp, na vápnitých pískovcích do regozemě arenické RGr. Další převody postihují rendzinu hnědou RAh (GAK KPZP): pro štěrky a štěrkopísky nezahlíněné na opukách a tvrdých slínech byla zařazena k regozemi psefitické RGy, stejně jako v případě substrátu vápnitý pískovec (regozem arenická, která by byla pro pískovec vhodnější z hlediska zrnitosti, totiž nemá povolen kambický horizont); na smíšených svahovinách a na slínech je klasifikována jako pelozem modální PEm (pelický horizont je zrnitostně těžší obdobou kambického horizontu), na opukách a tvrdých slínech jde o pararendzinu kambickou PRk. Za pozornost stojí také převody rendziny tmavé RAt (GAK KPZP): na smíšených svahovinách spadá do regozemě pelické RGp (rozhodla potřeba zdůraznit substrát, humus v orničním horizontu nepostižen), na opukách a tvrdých slínech zařazena do pararendziny melanické PRn.

Zajímavý je také převod drnové půdy černozemní na píscích, štěrcích a zahlíněných i nezahlíněných štěrkopíscích (GAK KPZP) do černozemě arenické CEr (TKSP ČR) – regozemě, do nichž se drnové půdy obvykle zařazují, nemají subtyp zohledňující orniční horizont s vyšším obsahem kvalitního humusu.

Některé z uvedených problémů byly vzaty v úvahu při rozhodování o zaměření půdního

průzkumu v roce 2006 a po ověření laboratorními analýzami odebraných vzorků v Centrálních laboratořích VÚMOP Praha je možno následující návrhy považovat za vhodné pro zapracování do platného systému:

- RAt 9 → RGp, …, regozem pelická na smíšené svahovině – vhodné do platného systému doplnit značku pro smíšenou svahovinu;
- RAh 15 → RGp, SN, regozem pelická na slínu – charakteristiky regozemě pelické však neumožňují existenci horizontu Bv – vhodné zařadit jej;
- RA 19 → PRr, PSc, pararendzina arenická na vápnitém pískovci – vhodné jednoznačně vyloučit zařazení do regozemě arenické;
- RAh 19 → PRkr, PSc, pararendzina kambická arenická na vápnitém pískovci – vhodné jednoznačně vyloučit zařazení do regozemě kambické arenické;
- RA 23 → PRm, O, pararendzina modální na opuce – zdůraznit, že modální subtyp možno u pararendzin na opuce vymezit pouze po splnění podmínky příslušné zrnitosti – pH (písčitá hlína), H (hlína), rH (prachovitá hlína), R (prach);
- RA 23 → PRr, O, pararendzina arenická na opuce – zdůraznit, že arenický subtyp možno u pararendzin na opuce vymezit pouze po splnění podmínky příslušné zrnitosti – P (písek), hP (hlinitý písek).

Zdaleka největším problémem klasifikace rendzin se však v praxi jeví vázanost typu rendzina pouze k substrátu vápenec. Také na tuto situaci se zaměřily některé sondy. Důsledky se projevují mj. právě na okresu Litoměřice, kde rendziny, jako původně druhý nejrozšířenější půdní typ, po změně klasifikace zcela vymizely. Návrh na úpravu v tomto bodu spočívá v rozšíření možných substrátů pro rendzinu (např. slín nebo vápenatá a karbonátová svahovina).
Výsledky analýz sond, zaměřených na zpřesnění parametrů černozemí, by měly přispět ke snížení hranice obsahu humusu, umožňující zařadit profil k černozemím, pod 2% na základě posouzení kvality humusu a zavedení parametru pro kvalitu humusu u černozemí. Např.: v klasifikaci GAK KPZP je definován obsah humusu pro černozem typickou už 1% a je zde zmíněn i požadavek na kvalitu humusu – poměr HK/FK > 2 (Němeček et al., 1967 – s. 112).
Zpřesnění hranice mezi půdními typy rendzina a černozem zahrnuje mimo uvedeného také vymezení mocnosti humusového horizontu u rendzin a obsah karbonátů u černozemí a rendzin. Půdní průzkum v roce 2006 se také zaměřil na doplnění údajů k novému typu pelozem. Byla potvrzena existence profilu splňujícího charakteristiky pelozemě, který měl navíc v ornici i podorničí obsah karbonátů větší než 5%. Lze proto navrhnout zavedení subtypu karbonátová u pelozemí. Průzkum také rozšířil informace o zrnitostně těžkých ultrabazických substrátech, arenickém subtypu kambizemě a o části modelového území, jíž v rámci komplexního průzkumu nebyla věnována dostatečná pozornost.
Změny platného klasifikačního systému lze očekávat i u kyselých a hydromorfních půd. Např. při překlasifikovávání horizontů gleje typického (GAK KPZP) do TKSP ČR lze narazit na potřebu zavedení znaků *slabě glejový* včetně označení G' a *(hluboko) slabě glejový* včetně označení ↓G', který v TKSP ČR (2001) – s. 18 – dosud chybí.
Pro lesní půdy jsou problémové převody:

- pelosolů (ÚHÚL – PLÍVA, 1971, 1976) do pelozemí (TKSP ČR)
  pelosol karbonátový kyselý Bk → pelozem modální var. karbonátová PEmc'

Pro TKSP ČR charakteristický posun znaku karbonátnosti u lesních půd ze subtypu do variety (dále např. převod pelosolu karbonátového hnědého Bkh do pelozemě modální variety karbonátové PEmc' nebo pelosolu karbonátového oglejeného Bkg do pelozemě oglejené variety karbonátové PEgc') zde potlačuje oligobazické stadium, které u pelozemí není možno klasifikovat nejen na úrovni subtypu, ale ani jako varietu (s. 58 – „Tyto půdy nedosahují oligobazické stadium acidifikace“).

- podzolů do regozemí
  podzol (na píscích) P→ regozem arenická var. podzolovaná RGrz'

Potřeba zohlednit substrát vede podle TKSP ČR k ponížení půdotvorného procesu podzolizace z úrovně typu do variety.

- hnědých půd do kambizemí
  hnědá půda kyselá nevyvinutá Han → kambizem litická mesobazická KAta'
  hnědá půda eutrofní nevyvinutá Htn → kambizem litická eutrofní KAtb'
  hnědá půda kyselá oglejená Hag → kambizem oglejená mesobazická KAga'
  hnědá půda eutrofní oglejená Htg → kambizem oglejená eutrofní KAgb'
  hnědá půda silně kyselá nevyvinutá Hon → kambizem dystrická litická KAdt

Podle TKSP ČR posun znaku kyselosti a trofismu z úrovně subtypu do variety, pouze v případě hnědé půdy silně kyselé nevyvinuté Hon se po převodu jedná o interferenci subtypů.

- semiglejů do stagnoglejů
  semiglej → stagnoglej
  semiglej hnědý Gsh → stagnoglej

Stagnoglej zatím není v TKSP ČR jednoznačně definován ve smyslu výlučnosti mezi jinými taxony.

- rezivých půd do kryptopodzolů
  rezivá půda podzolovaná Zp → kryptopodzol modální KPm

Posun znaků půdotvorného pochodu podzolizace ze subtypu do typu.

Souběžnou práci s předcházejícím klasifikačním systémem lesních půd, včetně Plívy (1971, 1976), a TKSP ČR na základě zkratek půdních typů, subtypů a variet – např. při tvorbě databází – ztěžují např. shodné zkratky pro jiné půdní typy, subtypy nebo variety (PG jsou v TKSP ČR pseudogleje, v lesnické klasifikaci podzol glejový). V původní lesnické klasifikaci přetrvává možnost nevypisovat ke zkratce půdního typu subtyp *typický*, zatímco vypisování analogického subtypu *modální* (*m*) v TKSP ČR je povinné.

Při převodu půd podle Morfogenetického klasifikačního systému půd – MKSP ČR (Hraško et al., 1991) z dostupných autorských originálů papírových půdních map 1:50 000 okresu Litoměřice (Tomášek, Kovanda, 1986) do TKSP ČR lze narazit na změnu v půdním typu na zemědělských půdách a na neurčitost převodu antropogenních půd:

- černice černozemní Lč (MKSP) → černozem černicová CEx (TKSP ČR)
- hnědá půda podzolovaná Hp → kryptopodzol modální nebo arenický KPm nebo KPr
- antropogenní půda haldová a antropogenní půda zavážková → antropogenní půda terasovaná, urbická, pelická nebo skeletovitá.

Závěr

Taxonomický klasifikační systém půd ČR by se měl, stejně jako kterýkoli jiný univerzální klasifikační systém, vyvíjet. Požadavky na něj kladené mohou být velmi rozdílné (např. srozumitelnost a důraz na morfologické znaky s ohledem na potřeby půdního průzkumu, přesnost a rozvoj analytických znaků v zájmu kvalitní vědecké práce). Uvedené skutečnosti nás neopravňují k rezignaci nad jeho podobou, ale měly by stimulovat další práci na jeho upřesnění. Jedině tak bude možno využít všech předností práce již vykonané, především jednotného hodnocení zemědělských i lesních půd pomocí tohoto systému a jeho vztažení k hlavním světovým referenčním systémům.

Literatura

HRAŠKO, J., LINEŠ, V., NĚMEČEK, J., NOVÁK, P., ŠÁLY R., ŠURINA, B., 1991: Morfogenetický klasifikačný systém pôd ČSFR. VÚPÚ Bratislava, 106 s.

IUSS WORKING GROUP, 2006: World Reference Base for Soil Resources. ISSS, ISRIC, FAO, Report n. 103, 131 s.

NĚMEČEK, J., DAMAŠKA, J., HRAŠKO, J., BEDRNA, Z., ZUSKA, V., TOMÁŠEK, M., KALENDA, M., 1967: Průzkum zemědělských půd ČSSR. Souborná metodika, 1. díl. MZV Praha, 246 s.

NĚMEČEK, J., MACKŮ, J., VOKOUN, J., VAVŘÍČEK, D., NOVÁK, P., 2001: Taxonomický klasifikační systém půd České republiky, ČZU, Praha, 79 s.

PLÍVA, K., 1971, 1976: Typologický systém ÚHÚL. ÚHÚL Brandýs n. L., 32 s.

TOMÁŠEK, M., KOVANDA, J., 1986: Metodika sestavování půdních a půdně-interpretačních map ČSR v měřítku 1:50 000, ČGÚ, Praha.

VYUŽITÍ PEDOTRANSFEROVÝCH PRAVIDEL

USE OF PEDOTRANSFER RULES

Jitka Sládková[1], Josef Kozák[2]

[1]Odbor rámcových vztahů EU, Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, Gorazdova 24, Praha 2 – Nové Město, 128 01 Praha, Česká republika, e-mail: sladkova@unmz.cz
[2]Katedra pedologie a geologie FAPPZ ČZU Praha, Kamýcká 129, Praha 6 – Suchdol, 165 21, Česká republika, e-mail: kozak@af.czu.cz

Abstrakt

Pedotransferová pravidla vztahují půdní data dostupná průzkumem (která nemohou být použita sama o sobě) k datům, která lze použít v modelování. Výstupy pedotransferových pravidel se svou vypovídací schopností nemohou rovnat správně provedenému měření v terénu. Mohou však přispět k doplnění informací o území, na jehož podrobný terénní průzkum chybí čas a finanční prostředky, nebo kde průzkum z jiných důvodů nelze uskutečnit. Na modelovém území ověřujeme, zda vypočtené charakteristiky odpovídají definovaným vlastnostem diagnostických horizontů, ze kterých pocházejí vstupní údaje a výsledkům laboratorních analýz vzorků z těchto horizontů. Jako doplňkové informace o sondách používáme výstupy programu Zrnitostní trojúhelník (*Soil Texture Triangel*). Spolu s výsledky laboratorních analýz půdních vzorků z nově kopaných sond mohou upřesnit charakteristiky diagnostických horizontů a nastavení některých parametrů u vybraných půdních typů.

Klíčová slova: pedotranferová pravidla, diagnostický horizont, zrnitostní trojúhelník

Abstract

Pedotransfer rules can relate soil data available by soil survey (not used as so-called rough data) to the data which can be used e.g. for modelling. Outputs of pedotransfer rules by their character cannot be equal to the data obtained by correct measurements in the field. However they can contribute to the supplement or completion information about research area in what cannot be carry out soil survey because of lack of time or financial support or due to other reasons. On the area model we have verified the fact if calculated characteristics correspond to the defined properties of diagnostic horizons recorded in original soil survey description and laboratory analyses from these horizons. As complementary information we have used output of the program Soil Texture Triangle. Commonly with results of laboratory analyses provided from the newly dug pits; characteristics of diagnostic horizons can be corrected as well as set of some parameters in chosen soil types.

Key words: pedotransfer rules, diagnostic horizon, Soil Texture Triangle

Úvod

Pedotransferová pravidla lze zařadit spolu s krigingem a simulačními modely k metodám predikce a prostorového odhadu. Podle Heuvelinka et Webstera (2001) nebude popis půdní proměnlivosti nikdy zcela vyčerpávající, proto je každá předpověď nejistá. Pedologové by měli být schopni tuto nejistotu kvantitativně určit a pracovat s ní. To znamená popisovat proměnlivost pomocí modelů zčásti deterministických, ale obsahujících prvek představující náhodnou proměnlivost. Výzkum byl, je a bude zaměřen na vývoj modelů zmenšujících tyto

chyby.
Pedotransferová pravidla vhodně doplňují informace o půdních sondách, neboť vztahují data dostupná průzkumem, která nemohou být použita k modelování jako taková, k datům, která použita být mohou; pomáhají tak odstranit problém nedostatku dat. Výstupy pedotransferových pravidel se svou vypovídací schopností nemohou rovnat správně provedenému měření v terénu. Mohou však přispět k doplnění informací o území, na jehož podrobný terénní průzkum chybí čas a finanční prostředky, nebo průzkum z jiných dočasných či trvalých důvodů nelze uskutečnit.

Materiál a metody

Na data z výběrových sond na modelovém území vyhovující základním statistickým požadavkům jsme aplikovali pedotransferová pravidla. Použili jsme program Zrnitostní trojúhelník (*Soil Texture Triangel*). Po zadání obsahu jílu (d < 0,002 mm) a písku (d = 0,5 – 2 mm) se vypočítali některé základní fyzikální charakteristiky a vlastnosti půdy (Tab. 2).
Výstupy tohoto programu lze využít jako doplňkové informace o sondách a přihlédnout k nim při provádění analýz dat. Spolu s výsledky laboratorních analýz půdních vzorků z nově kopaných sond mohou upřesňovat charakteristiky diagnostických horizontů a nastavení některých parametrů (např. nasycenost sorpčního komplexu půdy, obsah výměnného hliníku) vybraných půdních typů (např. kambizemě).
Data určená pro pedotransferová pravidla se nejprve upravují následujícím způsobem:

a) Přepočet obsahu jílu d < 0,001 mm (Kopeckého klasifikační stupnice použitá při komplexním průzkumu zemědělských půd – dále jen „KPZP“) na obsah jílu d < 0,002 mm (Zrnitostní trojúhelník NRCS USDA používaný mezinárodně) podle rovnice uvedené v Němeček et al. (2001):

   $y = 1{,}1503x + 2{,}3676, \quad R^2 = 0{,}9748$ (1)

   Lze využít automatický výpočet (vložení vzorce) i v jednodušším SW (Microsoft Excel) pro prakticky libovolné množství údajů, je však potřeba vždy dodržet vhodný a jednotný formát buněk a před výpočtem zkontrolovat, zda součet obsahu jednotlivých frakcí čítá 100 %.
b) Pokud je obsah jílu (d < 0,001 mm) 5 % nebo menší, přepočet se vůbec neprovádí. Vlastní laboratorní stanovení obsahu částic d < 0,001 mm (pipetovací metodou) bude lepším odhadem skutečné hodnoty obsahu částic d < 0,002 mm, než hodnota přepočtená podle rovnice 1.
c) U některých sond po přepočtu jílnaté frakce (rovnice 1) přesahuje obsah zrnitostních částic 100 %. V takovém případě se zachová obsah jílnatých částic jakožto frakce pro pedologii důležitější a přesněji měřené a snižuje se obsah prachu tak, aby součet frakcí byl 100 %.
d) Vyskytují se případy sond, u nichž již součet obsahu jílu a písku po přepočtu jílnaté frakce přesahuje 100 %, a zároveň neobsahují frakci prachu, kterou by bylo možno snížit. Pak se snižuje obsah písku.

Korekci obsahu jednotlivých zrnitostních frakcí je třeba provést důsledně a podle jednotných pravidel v celé databázi a všechny změny v ní také zaznamenat.

Výsledky a diskuse

Pro všechny půdy okresu Litoměřice byly programem Zrnitostní trojúhelník jako pedotransferová pravidla spočítány některé fyzikální charakteristiky. Podrobnou ukázku vstupů a výstupů programu *Soil Texture Triangel* na základě údajů v konečné digitální databázi uvádí Tab. 1 a 2 pro glej typický a Tab. 3 – 5 pro půdní typ rendzina, subtyp typická. Tab. 6 shrnuje výsledky zpracování údajů z Průvodní zprávy KPZP okresu

Litoměřice pro půdní typ rendzina, subtyp typická.

Vysvětlivky k Tab. 1 – 6

TYP_ozn	signatura půdního typu
HOR_č	číslo diagnostického horizontu
HOR_ozn	signatura diagnostického horizontu
HOR_opak	počet opakování daného diagnostického horizontu příslušného půdního typu a subtypu v rámci okresu
HL [cm]	hloubka, ve které končí dané diagnostické horizonty (směr od povrchu půdy); u horizontu substrátu často dána metodikou průzkumu (sondy kopány do hloubky 1,5 m)
jíl [%]	obsah částic jílu (NRCS USDA)
písek [%]	obsah částic písku (NRCS USDA)
θ_{BV} [cm^3cm^{-3}]	bod vadnutí
$\theta_{PK} = \theta_{RVK}$ [cm^3cm^{-3}]	polní vodní kapacita (polní pokus), retenční vodní kapacita (lab. stanov.)
ρ_d [gcm^{-3}]	objemová hmotnost
θs [cm^3cm^{-3}]	nasycená vlhkost
K [$cmhod^{-1}$]	nasycená hydraulická vodivost
θ_P [cm^3cm^{-3}]	využitelná vodní kapacita

Glej typický (GL v geneticko-agronomické klasifikaci KPZP, dále jen „GAK KPZP“) Glej modální (GL v Taxonomickém klasifikačním systému půd, dále jen „TKSP ČR“)

Výsledky výpočtů programu Zrnitostní trojúhelník jsme porovnali s dostupnými parametry TKSP ČR (Němeček, 2003) pro objemovou hmotnost a nasycenou hydraulickou vodivost. Objemová hmotnost je vlastnost půdy, kterou lze přesně stanovit osvědčeným laboratorním postupem, nicméně při hodnocení tisíců půdních profilů v databázi není z finančních důvodů reálné doplnění tohoto údaje na základě odběru a rozboru vzorků. V případě posuzování archivní databáze to ani není věcně možné. Sledování nasycené hydraulické vodivosti je pro klasifikaci půd významné, zvláště jedná-li se o hydromorfní půdy, mezi které gleje patří.
Hodnotili jsme objemovou hmotnost ρ_d (optimum pro horizont At je 0,6 – 1,0 Mgm^{-3}, pro horizonty G, Bmp, Bp 1,4 – 1,5 Mgm^{-3}, pro horizonty As, C-G 1,5 – 1,7 Mgm^{-3}) a nasycenou hydraulickou vodivost K (optimum K < 0,1 md^{-1}).

Tab. 1 Základní vstupní údaje pro glej typický

TYP _ozn	**Počet sond**	**HOR_č**	**HOR _ozn**	**HOR _opak**	**HL** [*cm*]	**jíl** [*%*]	**písek** [*%*]
GL	4	**1**	dh	1	20,0	16,9	46,2
		2	h(G)	3	22,7	16,3	45,1
		3	hd(G)	1	18,0	17,3	28,4
		4	h/P(G)	2	30,0	18,8	32,3
		5	h/PG	1	46,0	26,4	9,7
		6	(h)P(G)	2	60,0	43,6	15,4
		7	PG	2	75,0	43,3	19,5
		8	Gor	1	83,0	27,0	20,3
		9	Gr	2	125,0	35,3	19,8

Ověřili jsme, zda vypočtené charakteristiky odpovídají definovaným vlastnostem diagnostických horizontů, ze kterých pocházejí vstupní údaje. Pokud by neodpovídaly,

existují tato základní vysvětlení: pedotransferové pravidlo je chybné, příp. vytvořené pro půdy s výrazně odlišnými vlastnostmi, nebo je nevhodná definice diagnostického horizontu.

Tab. 2 Vypočtené vlastnosti gleje typického

TYP _ozn	Počet sond	HOR _č	HOR _ozn	HOR _opak	θ_{BV} [cm^3cm^{-3}]	θ_{PK} [cm^3cm^{-3}]	ρ_d [gcm^{-3}]	θs [cm^3cm^{-3}]	K [$cmhod^{-1}$]	θ_P [cm^3cm^{-3}]
GL	4	**1**	dh	1	0,11	0,24	1,44	0,46	1,16	0,13
		2	h(G)	3	0,11	0,25	1,46	0,45	1,50	0,14
		3	hd(G)	1	0,11	0,28	1,41	0,47	1,33	0,16
		4	h/P(G)	2	0,13	0,28	1,41	0,47	1,21	0,16
		5	h/PG	1	0,15	0,33	1,31	0,51	0,77	0,18
		6	(h)P(G)	2	0,25	0,41	1,26	0,53	0,48	0,15
		7	PG	2	0,27	0,41	1,29	0,51	0,80	0,14
		8	Gor	1	0,15	0,32	1,33	0,50	0,61	0,17
		9	Gr	2	0,21	0,37	1,31	0,51	0,76	0,15

Po převedení vypočtených hodnot objemové hmotnosti a nasycené hydraulické vodivosti pro horizonty gleje typického v Tab. 2 na jednotky a horizonty použité v TKSP ČR je patrné, že hodnoty spočítané programem Zrnitostní trojúhelník pro nasycenou hydraulickou vodivost neodpovídají parametrům systému (u všech horizontů K > 0,1 md^{-1}).

Pro horizont: GAK KPZP	TKSP ČR	
dh	Ad	K = 0,28 md^{-1}
h(G)	At	K = 0,36 md^{-1}
hd(G)	At	K = 0,32 md^{-1}
h/P(G)	**A/CG'**	K = 0,29 md^{-1}
h/PG	A/C↓G	K = 0,18 md^{-1}
(h)P(G)	**AC↓G'**	K = 0,12 md^{-1}
PG	C↓G	K = 0,19 md^{-1}
Gor	Gor	K = 0,15 md^{-1}
Gr	Gr	K = 0,18 md^{-1}

Do převodu horizontu h/P(G) na **A/CG'** je začleněn návrh zavedení znaku *slabě glejový* do TKSP ČR, včetně označení G' a do převodu horizontu (h)P(G) na **AC↓G'** návrh zavedení znaku *(hluboko) slabě glejový*, včetně označení ↓G'.
Porovnání vypočtených hodnot objemové hmotnosti s parametry TKSP ČR (pro At 0,6 – 1,0 Mgm^{-3}, G 1,4 – 1,5 Mgm^{-3}) vypadá v jednotlivých horizontech takto:

Pro horizont: GAK KPZP	TKSP ČR	
h(G)	At	ρd = 1,46 Mgm^{-3}
hd(G)	At	ρd = 1,41 Mgm^{-3}
Gor	Gor	ρd = 1,33 Mgm^{-3}
Gr	Gr	ρd = 1,31 Mgm^{-3}.

Ani pro hodnoty objemové hmotnosti neodpovídají výpočty programu Zrnitostní trojúhelník pro gleje na okresu Litoměřice parametrům TKSP ČR.

Rendzina typická (GAK KPZP)

Horizonty s podobným chováním mohou být shrnuty do funkčních horizontů o větší mocnosti a menší množství funkčních horizontů pak usnadní práci se simulačními modely.

Podobné chování lze očekávat u horizontů s podobnými vlastnostmi, které lze vystihnout pomocí diagnostických horizontů. Skupiny diagnostických horizontů v Tab. 3 – 5 proto představují 3 potenciální funkční horizonty.

Tab. 3 – 5 obsahují průměrné hodnoty některých fyzikálních charakteristik rendziny typické (GAK KPZP) na okresu Litoměřice podle diagnostických horizontů.

Tab. 3: Průměrné hodnoty některých fyzikálních charakteristik rendziny typické (GAK KPZP) – horizonty humusové

HOR _ozn	**HOR _opak**	**HL** [cm]	**jíl** [%]	**písek** [%]	**θ_{BV}** [cm^3cm^{-3}]	**θ_{PK}** [cm^3cm^{-3}]	**ρ_d** [gcm^{-3}]	**θs** [cm^3cm^{-3}]	**K** [$cmhod^{-1}$]	**θ_P** [cm^3cm^{-3}]
Hor ca	4	25,0	25,7	35,3	0,15	0,29	1,37	0,49	0,68	0,14
Orh	2	26,5	11,5	66,9	0,10	0,20	1,54	0,42	2,19	0,10
Orh (ca)	10	21,4	20,0	56,6	0,13	0,24	1,45	0,45	1,10	0,11
Orh(ca st.)	2	26,0	19,6	53,1	0,13	0,25	1,45	0,46	1,18	0,12
Orh(ca) st.	2	46,0	16,5	52,3	0,12	0,23	1,48	0,45	1,62	0,12
Orh ca	15	24,6	22,1	48,6	0,14	0,26	1,42	0,46	0,87	0,12
OrH	3	27,3	31,4	31,6	0,18	0,32	1,33	0,50	0,48	0,14
OrH (ca)	9	23,9	32,2	30,7	0,19	0,33	1,32	0,50	0,44	0,14
OrH ca	53	22,7	35,0	23,4	0,20	0,35	1,30	0,51	0,46	0,15
H (ca)	1	22,0	35,0	38,4	0,19	0,32	1,32	0,50	0,24	0,13
H ca	1	40,0	53,1	10,2	0,31	0,46	1,21	0,54	0,24	0,15
dH (ca) st.	1	13,0	31,1	27,4	0,17	0,32	1,32	0,50	0,39	0,15
h ca	4	16,0	24,6	46,0	0,15	0,28	1,41	0,47	0,86	0,12
Průměr					**0,166**	**0,296**	**1,378**	**0,480**	**0,827**	**0,130**

Tab. 4 Průměrné hodnoty některých fyzikálních charakteristik rendziny typické (GAK KPZP) – horizonty přechodné a horizonty první vrstvy půdotvorného substrátu

HOR _ozn	**HOR _opak**	**HL** [cm]	**jíl** [%]	**písek** [%]	**θ_{BV}** [cm^3cm^{-3}]	**θ_{PK}** [cm^3cm^{-3}]	**ρ_d** [gcm^{-3}]	**θs** [cm^3cm^{-3}]	**K** [$cmhod^{-1}$]	**θ_P** [cm^3cm^{-3}]
H/P (ca)	1	36,0	39,2	16,6	0,22	0,38	1,26	0,52	0,30	0,16
H/P ca	3	40,0	40,8	19,4	0,23	0,39	1,26	0,52	0,30	0,15
(h)/P ca	1	62,0	12,5	67,0	0,10	0,20	1,53	0,42	1,88	0,10
h/P (ca)	6	45,3	37,5	34,8	0,22	0,35	1,32	0,50	0,44	0,13
h/P ca	30	43,9	32,1	27,7	0,18	0,33	1,32	0,50	0,44	0,15
(h) v P	1	40,0	16,9	62,7	0,12	0,22	1,48	0,44	1,04	0,10
(h) P (ca)	4	74,5	24,3	46,7	0,14	0,27	1,40	0,48	0,57	0,12
(h) P ca	39	51,5	32,1	32,4	0,19	0,33	1,34	0,49	0,71	0,14
h P ca	1	52,0	47,0	13,3	0,27	0,43	1,23	0,54	0,24	0,16
P (ca)	3	74,0	16,7	65,6	0,11	0,21	1,50	0,43	2,13	0,10
P (ca) st.	1	50,0	14,8	81,8	0,11	0,19	1,53	0,42	1,36	0,08
P ca	75	95,9	28,2	32,5	0,17	0,31	1,36	0,49	0,85	0,14
P1 ca	1	80,0	30,9	16,6	0,17	0,34	1,30	0,51	0,48	0,17
P2 ca	1	150,0	31,0	9,6	0,17	0,35	1,28	0,52	0,55	0,18
P (g) ca	1	80,0	43,7	14,7	0,25	0,41	1,24	0,53	0,26	0,16
Průměr					**0,177**	**0,314**	**1,357**	**0,487**	**0,770**	**0,136**

Tab. 5 Průměrné hodnoty některých fyzikálních charakteristik rendziny typické (GAK KPZP) – horizonty druhé vrstvy půdotvorného substrátu a podložní hornina

HOR _ozn	HOR _opak	HL [cm]	jíl [%]	písek [%]	θ_{BV} [cm^3cm^{-3}]	θ_{PK} [cm^3cm^{-3}]	ρ_d [gcm^{-3}]	θs [cm^3cm^{-3}]	K [$cmhod^{-1}$]	θ_P [cm^3cm^{-3}]
II (h) P ca	1	54,0	18,1	52,3	0,12	0,24	1,45	0,45	0,96	0,12
II P (ca)	1	120,0	3,9	74,7	0,06	0,16	1,71	0,35	6,88	0,10
II P ca	5	98,4	24,1	41,1	0,15	0,28	1,40	0,47	1,00	0,13
II P1 ca	1	40,0	16,3	66,7	0,11	0,21	1,49	0,44	1,11	0,10
II P2 ca	1	65,0	16,6	64,7	0,12	0,21	1,48	0,44	1,07	0,10
(h)P/D (ca)	1	52,0	35,8	48,0	0,20	0,31	1,34	0,50	0,20	0,11
P-D ca	1	54,0	24,9	60,5	0,15	0,25	1,41	0,47	0,42	0,10
D ca	7	114,9	27,5	35,8	0,16	0,30	1,39	0,48	2,37	0,14
Průměr					**0,134**	**0,245**	**1,459**	**0,450**	**1,750**	**0,113**

Výpočet pedotransferových pravidel pro data z Průvodní zprávy okresu Litoměřice

Z hlediska diagnostických horizontů použitého klasifikačního systému (GAK KPZP) odpovídají Tab. 3 – 5 řádkům 1 – 3 pro rendzinu typickou (RA) v Tab. 6. Porovnání průměrných hodnot jednotlivých vlastností za horizonty Tab. 3 / řádek 1, Tab. 4 / řádek 2 a Tab. 5 / řádek 3 je posouzením na úrovni typu, subtypu a skupin diagnostických horizontů, jak vypovídající byl výběr z výběrových sond rendziny typické okresu Litoměřice do Průvodní zprávy KPZP z pohledu jejích fyzikálních vlastností a charakteristik:

	θ_{BV} [cm^3cm^{-3}]	θ_{PK} [cm^3cm^{-3}]	ρ_d [gcm^{-3}]	θs [cm^3cm^{-3}]	K [$cmhod^{-1}$]	θ_P [cm^3cm^{-3}]
Tab. 3	0,17	0,30	1,38	0,48	0,83	0,13
řádek 1	0,16	0,29	1,37	0,48	0,71	0,14
| rozdíl |	**0,01**	**0,01**	**0,01**	**0**	**0,12**	**0,01**
	θ_{BV} [cm^3cm^{-3}]	θ_{PK} [cm^3cm^{-3}]	ρ_d [gcm^{-3}]	θs [cm^3cm^{-3}]	K [$cmhod^{-1}$]	θ_P [cm^3cm^{-3}]
Tab. 4	0,18	0,31	1,36	0,49	0,77	0,14
řádek 2	0,20	0,33	1,34	0,50	0,71	0,13
| rozdíl |	**0,02**	**0,02**	**0,02**	**0,01**	**0,06**	**0,01**
Tab. 5	0,13	0,25	1,46	0,45	1,75	0,11
řádek 3	0,25	0,41	1,23	0,54	0,32	0,17
| rozdíl |	**0,12**	**0,16**	**0,23**	**0,09**	**1,43**	**0,06**

Tab. 6 Vypočtené vlastnosti rendziny typické pro všechny výběrové sondy z Průvodní zprávy KPZP okresu Litoměřice

ř.	HOR _ozn	HOR _opak	HL [cm]	jíl [%]	písek [%]	θ_{BV} [cm^3cm^{-3}]	θ_{PK} [cm^3cm^{-3}]	ρ_d [gcm^{-3}]	θs [cm^3cm^{-3}]	K [$cmhod^{-1}$]	θ_P [cm^3cm^{-3}]
1	Hor	1	24,5	26,3	37,8	**0,16**	**0,29**	**1,37**	**0,48**	**0,71**	**0,14**
	Hor (ca)	1									
	Hor ca	3									
	hor (ca)	1									
	hor ca	2									
2	(h) v	1	72,7	33,4	32,3	**0,20**	**0,33**	**1,34**	**0,50**	**0,71**	**0,13**
	h v	1									
	(h)/Pca	4									
	(h) P ca	2									
	P ca	7									
3	II. P ca	1	150,0	43,2	6,8	**0,25**	**0,41**	**1,23**	**0,54**	**0,32**	**0,17**

Nejvíce vypovídající byl výběr z výběrových sond rendziny typické u humusových horizontů. Při postupu profilem ke spodním horizontům reprezentativnost výběru klesala. Jako | rozdíl | je vyznačena absolutní hodnota rozdílu mezi porovnávanými hodnotami.

Závěr

Pedotransferová pravidla jsou již mnoho let využívána při vytváření mezinárodního informačního systému o půdách – ISIS (*International Soil Information System*). Také v české pedologii by měly tyto modely vejít všeobecně ve známost. Informovanost o jejich omezeních a jasné vědomí nenahraditelnosti terénních šetření na jedné straně i limitované finanční možnosti a trendy moderní informační společnosti na straně druhé povedou v rámci diskuse k nalezení optimálního využití těchto pravidel v pedologii.

Literatura

HEUVELINK, G.B.M., WEBSTER, R., 2001: Modelling soil variation: past, present, and future. Geoderma 100: 269-301.

NĚMEČEK, J., MACKŮ, J., VOKOUN, J., VAVŘÍČEK, D., NOVÁK, P., 2001: Taxonomický klasifikační systém půd České republiky, ČZU, Praha, 79 s.

NĚMEČEK, J., 2003: Přednášky z předmětu Půdní genetika a systematika.

NITRIFIKAČNÍ AKTIVITA PŮDY V OSEVNÍCH POSTUPECH S OBILNINAMI

NITRIFICATION ACTIVITY OF SOIL IN CROPS SYSTEMS WITH CEREALS

Radomíra Střalková[1], Eduard Pokorný[2], Jitka Podešvová[1]

[1]Agrotest fyto, s.r.o., Havlíčkova 2787/121, 767 01 Kroměříž, Česká reublika, e-mail: Radomira.Stralkova@vukrom.cz
[2] Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno, Česká republika, e-mail: pokorny@mendelu.cz

Abstrakt

Potenciální nitrifikace je považována za indikátor půdní úrodnosti, proto se její sledování stalo nedílnou součástí našich hodnocení kvality půdy. Sledování byla prováděna v letech 1993-1999 a 2004-2006 v polních pokusech Zemědělského výzkumného ústavu v Kroměříži, s.r.o. s různou koncentrací obilnin a to Konvenční (9-ti honný), Norfolk (4-honný), Ekologický (8-honný) a Monokultura (100 % obilnin). Půda se zpracovává orbou, dávky P a K hnojiv se stanovují podle jejich zásoby v půdě. V průběhu vegetačního období se nepřihnojuje dusíkem. Půda byla odebírána z ornice 0-30 cm i podorničí 30-60 cm, od dubna do července. Potenciální nitrifikace byla měřena metodou aerobní inkubace (Pokorná, Novák 1981) a výsledky jsou uváděny v miligramech nitrátového dusíku $N.NO_3$ na kilogram ($mg.kg^{-1}$) sušiny za 7 dní inkubace. Potenciální nitrifikace (dále jen PN) je definována jako produkce nitrátového dusíku půdou po přidání zdroje amonného dusíku (v našem případě síranu amonného). Ve vybraném konvenčním osevním postupu se hodnoty PN pohybovaly v ornici 0 - 30 cm v rozmezí 15,5 - 396,5 $N.NO_3^-$ $mg.kg^{-1}$ za 7 dní a v podorničí 30 - 60 cm v rozmezí 6,1 - 259,7 $N.NO_3^-$ $mg.kg^{-1}$ za 7 dní. Průměrná hodnota variačního koeficientu na sledovaných variantách se pohybovala v rozmezí 18 - 35 %, přičemž nižší variabilita PN byla zjištěna v ornici (17,99 - 19,39) a vyšší v podorničí (22,57 - 34,75). Ve vztahu k PN naše zjištění potvrzují i autoři Bramley a White (1989), kteří uvádějí, že bylo zjištěno poměrně malé kolísání potenciální nitrifikace (aktivity nitrifikačních enzymů) v půdě v průběhu roku, aniž by byla prokázána statisticky významná závislost PN na teplotě nebo vlhkosti půdy. Meziročníková variabilita byla vyšší a ve sledovaných 10 letech dosáhla 70 %.

Klíčová slova: potenciální nitrifikace, ornice, podorničí, metoda aerobní inkubace, pšenice ozimá, ječmen jarní, předplodina, cukrovka

Abstract

Potential nitrification (PN) is considered as an indicator of soil fertility and, therefore, its observation has become an essential part of soil quality evaluation. The observations were carried out in 2004 – 2006 in field experiments of the Agricultural Research Institute Kroměříž, Ltd., with various cereal concentrations: conventional (9-course), Norfolk (4-course), organic (8-course) and continuous cropping (100 % of cereals). Inversion tillage is used. P and K fertilizer rates are determined based on their reserves in soil. No nitrogen top-dressing is applied during the growing season. The soil was taken from both topsoil (0 – 30 cm) and subsoil (30 – 60 cm) from April to July. The PN was measured using the method of aerobic incubation (Pokorná, Novák 1981) and results are given in milligrams of nitrate nitrogen $N.NO_3$ per kg of dry matter ($mg.kg^{-1}$) for 7-day incubation. PN is defined as a product of nitrate nitrogen produced by the soil after adding a source of ammonium nitrogen (in this case, ammonium sulfate). For instance, in the conventional crop rotation the PN values ranged in topsoil from 15.5 to 396.5 $N.NO_3^-$ $mg.kg^{-1}$ for 7 days and in subsoil from 6.1 to 259.7

$N.NO_3^-$ $mg.kg^{-1}$ for 7 days. The average value of coefficient of variation in examined treatments was between 18 and 35 %, whereas lower variation in PN was found in topsoil (17.99 – 19.39) and higher in subsoil (22.57 – 34.75). Our findings on low variation in PN values during the growing season are also confirmed by Bramley and White (1989) who indicate a relatively low variation in PN (activity of nitrification enzymes) in the soil over the year without any statistically significant relationship between the PN and soil temperature or moisture.

Key words: potential nitrification, ploughing horizon, subsoil, aerobial incubation method, winter wheat, spring barley, preceding crop, sugar beet

Úvod

Půdní vlastnosti jsou v osevních sledech negativně ovlivňovány pěstováním obilnin ve vysoké koncentraci (Pokorný a kol., 1996). My jsme se zabývali změnami potenciální nitrifikace, která je jednou z biologických vlastností půdy a je brána za významný biologický indikátor kvality půdy. Jakými změnami prošla za 10 let sledování prezentuje tato publikace.

Materiál a metody

Sledovanou lokalitu lze zařadit podle klimatické klasifikace do oblasti teplé (A) a do okrsku teplého, mírně suchého s mírnou zimou (A3). Podle agroklimatologického členění patří lokalita do makrooblasti teplé (1.1), oblasti dostatečně teplé (1.1.3.), podoblasti převážně suché (1.1.3.2.), okrsku poměrně mírné zimy (Žalud, 1999). Průměrná denní teplota vzduchu je 8.7^o C a průměrný roční úhrn srážek je 599 mm.

Sledování změn potenciální nitrifikace probíhalo v letech 1993-1999 a pokračovalo v letech 2004-2006 na výzkumných parcelách Zemědělského výzkumného ústavu Kroměříž, s.r.o., půdního typu Černozem luvizemní. Potenciální nitrifikace byla sledována v tzv. Konvenčním osevním postupu. Tento osevní postup byl devítihonný s konvenčním systémem hospodaření (62,5% zastoupením obilnin). Byl založen v roce 1991 a od roku 1994 rotuje v rámci jednoho bloku pozemků. Z uvedeného osevního postupu (vojtěška 1.rok, vojtěška 2. rok, pšenice ozimá., ječmen jarní, řepa cukrovka, ječmen jarní, pšenice ozimá, kukuřice na siláž, ječmen jarní) byly ke studiu změn potenciální nitrifikace vybrány čtyři varianty a to pšenice ozimá po ječmeni jarním (A) a vojtěšce (B), a ječmen jarní po pšenici ozimé (C) a cukrovce (D).

V rámci celého osevního postupu byl používán klasický způsob zpracování půdy s orbou, sláma obilnin byla sklízena, chrást cukrovky byl ponechán na poli (v letech 1993-2000 se chrást z pole odvážel, od roku 2001 byl zaoráván). Fosforem a draslíkem byly všechny pozemky hnojeny každoročně, výjimkou byl pouze hon s vojtěškou, kde se hnojilo zásobně na dva roky před založením porostu na podzim. Dávky P a K hnojiv se stanovily podle zásoby přijatelných živin v půdě. Sledované varianty v průběhu vegetačního období nebyly přihnojovány dusíkem.

Vzorky půdy byly odebírány z ornice 0-30 cm i podorničí 30-60 cm, ve čtrnáctidenních intervalech v průběhu vegetačního období od 27.4. do 23.7. (7 odběrů) z důvodů odstranění časové variability, kdy jsou výsledky z průběžných odběrů používány jako opakování pro analýzu variance (Pokorný a kol., 1998).

Potenciální nitrifikace (dále jen PN) byla měřena metodou aerobní inkubace půdních vzorků o přirozené vlhkosti při teplotě 28 °C po dobu 7 dnů (Pokorná, Novák 1981) a je uvedenou metodou definována jako produkce nitrátového dusíku půdou po přidání zdroje amonného dusíku v podobě roztoku síranu amonného $(NH_4)_2SO_4$. Obsah nitrátového dusíku byl stanoven iontově-selektivní elektrodou v roztoku 1 % síranu draselného K_2SO_4. Získané hodnoty vyprodukovaného nitrátového dusíku $N.NO_3$ jsou uváděny v jednotkách miligram na kilogram ($mg.kg^{-1}$) sušiny za 7 dní inkubace (dále jen $N.NO_3$).

Výsledky a diskuse

Za 10 let sledování (r.1993-1999 a r.2004-2006) se všechny získané hodnoty PN v černozemi pohybovaly v ornici 0-30 cm v rozmezí 16-397 $N.NO_3^-$ a v podorničí 30-60 cm v rozmezí 6-260 $N.NO_3^-$ (hodnoty ze všech sledovaných osevních postupů: Konvenční, Norfolk, Ekologický, Monokultura).

Z toho v konvenčním osevním postupu se průměrné hodnoty PN v jednotlivých letech pohybovaly v ornici 0-30 cm v rozmezí 21-298 $N.NO_3^-$ a v podorničí 30-60 cm v rozmezí 10-168 $N.NO_3^-$ a jsou uvedeny v grafech 1-4.

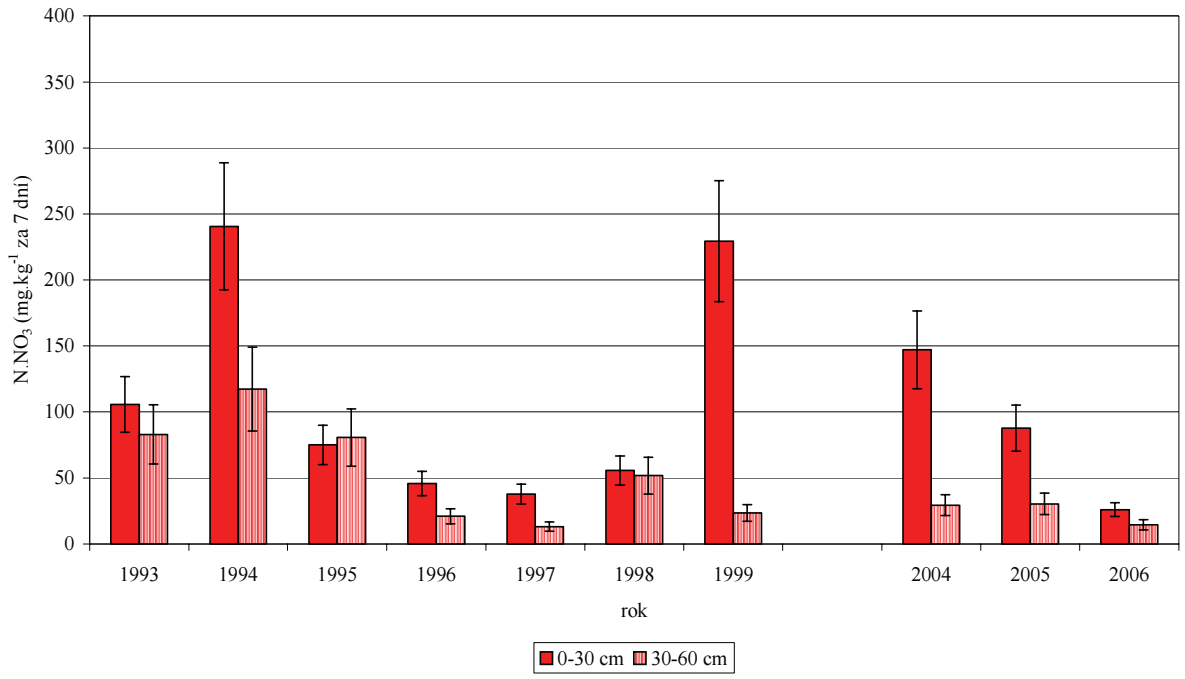
Průměrná hodnota PN na variantě pšenice ozimá po ječmeni jarním (varianta A) se pohybovala v ornici v rozmezí 26-240 (r.2006, r.1994) $N.NO_3^-$ a v podorničí 13 -117 (r.1997, r.1994) $N.NO_3^-$ (Graf 1).

Průměrná hodnota PN na variantě pšenice ozimá po vojtěšce (varianta B) se pohybovala v ornici v rozmezí 25 (r.1993) - 270 (r.1996) $N.NO_3^-$ a v podorničí 14 (r.1998) - 84 (r.1994) $N.NO_3^-$ (Graf 2).

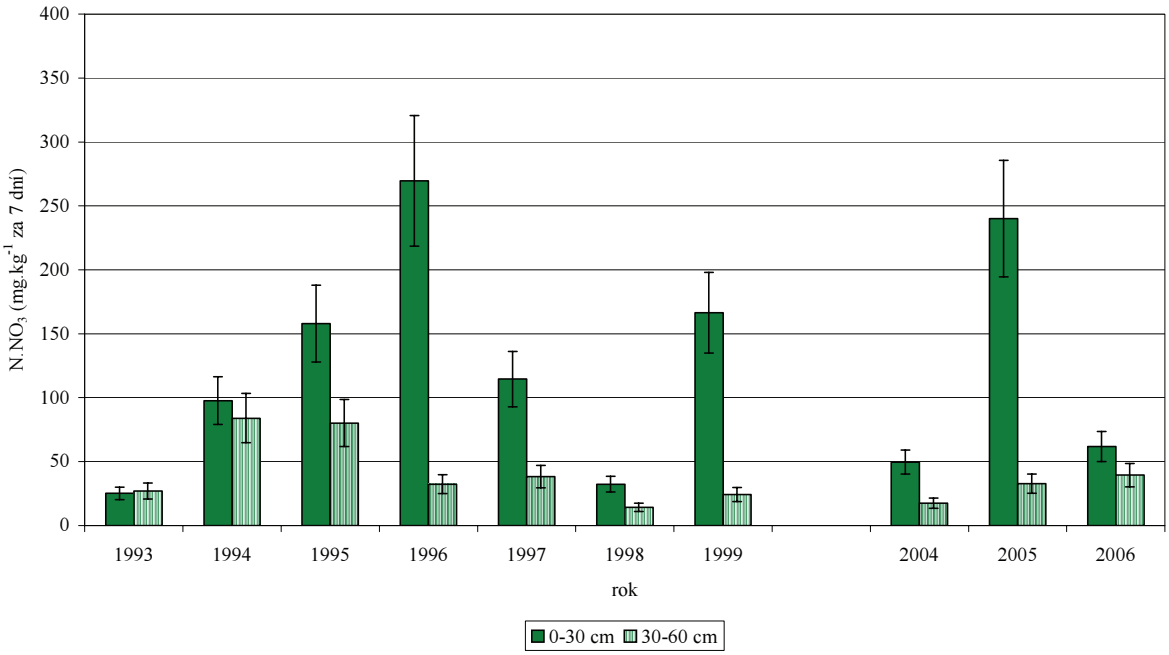
Průměrná hodnota PN na variantě ječmen jarní po pšenici ozimé (varianta C) se pohybovala v ornici v rozmezí 33 (r.2004) - 298 (r.1997) $N.NO_3^-$ a v podorničí 15 (r.1999) - 65 (r.1994) $N.NO_3^-$ (Graf 3).

Průměrná hodnota PN na variantě ječmen jarní po cukrovce (varianta D) se pohybovala v ornici v rozmezí 21 (r.2004) - 239 (r.1993) $N.NO_3^-$ a v podorničí 10 (r.2004) - 167 (r.1993) $N.NO_3^-$ (Graf 4).

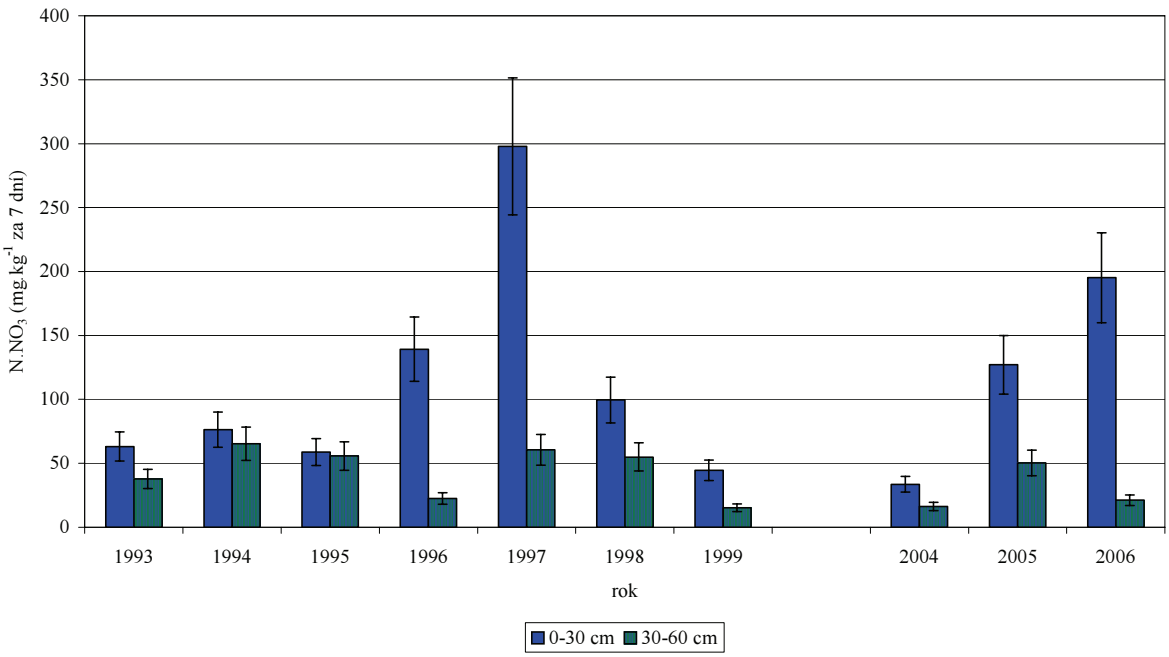
Graf 1: Potenciální nitrifikace v půdě pod pšenici ozimou po ječmeni jarním



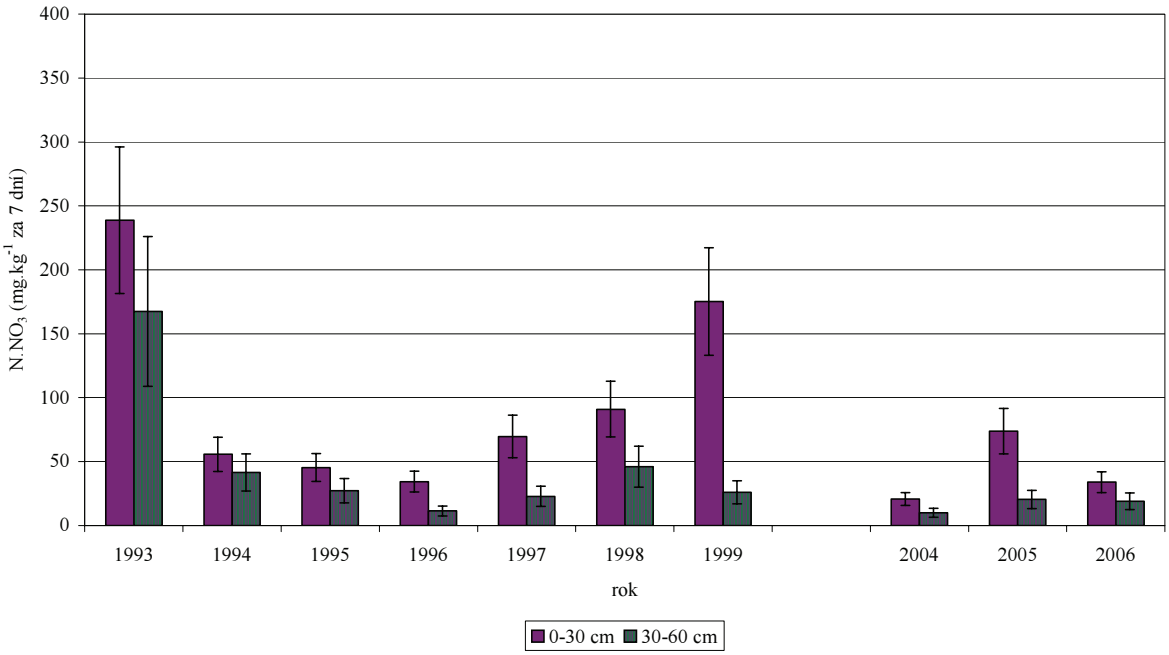
Graf 2: Potenciální nitrifikace v půdě pod pšenici ozimou po vojtěšce



Graf 3: Potenciální nitrifikace v půdě pod ječmenem jarním po pšenici ozimé

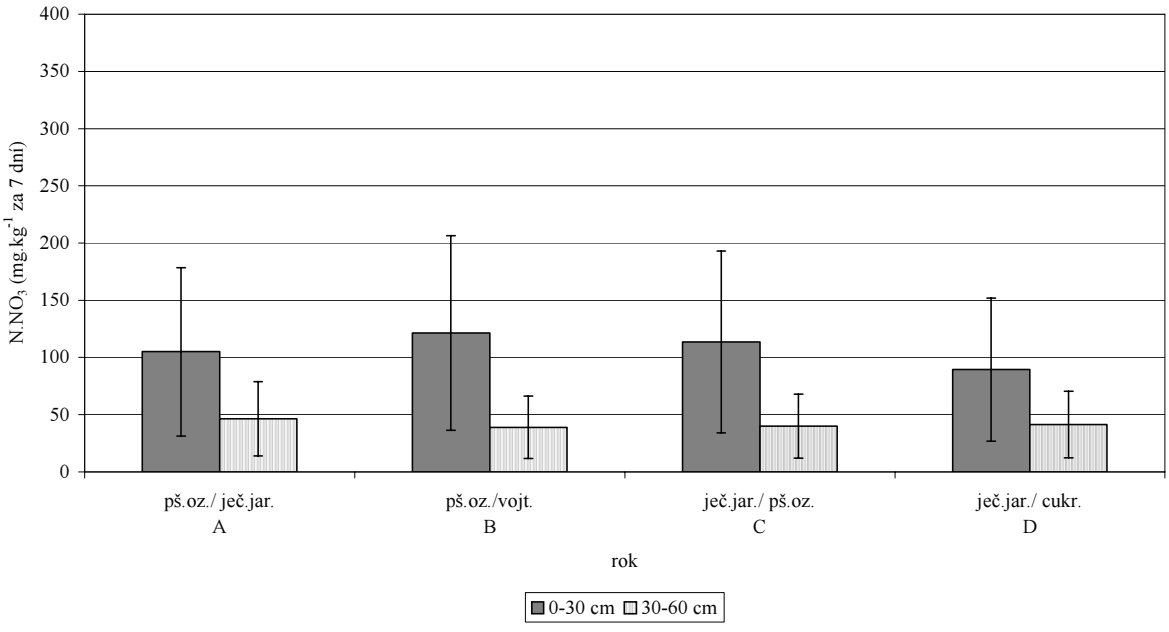


Graf 4: Potenciální nitrifikace v půdě pod ječmenem jarním po cukrovce



Ročníková variabilita PN udávaná hodnotou variačního koeficientu se pohybovala v rozmezí 18-35 %, přičemž nižší variabilita PN byla zjištěna v ornici (17,99-19,39) a vyšší v podorničí (22,57-34,75). V grafech 1-4 jsou hodnoty variačních koeficientů prezentovány chybovými úsečkami. Meziročníková variabilita byla vyšší a ve sledovaných 10 letech dosáhla 70 % (Graf 5).

Graf 5: Průměrné hodnoty potenciální nitrifikace za 10 let sledování
(r.1993-1999, r.2004-2006)



Autoři Bramley a White (1989) uvádějí poměrně malé kolísání potenciální nitrifikace (aktivity nitrifikačních enzymů) v půdě v průběhu roku, aniž by byla prokázána statisticky významná závislost potenciální nitrifikace na teplotě nebo vlhkosti půdy. Naše zjištění mohou z uvedeného potvrdit dvě věci a to nízkou variabilitu PN v průběhu vegetačního období a neprůkazný vztah mezi PN a vlhkostí půdy (Střalková, 2002).

Závěr

Naše dosavadní výsledky potvrdily vliv ročníku, předplodiny a půdního typu na PN v konvenčním osevním postupu, rovněž se nám podařilo prokázat vliv organického hnojení v monokultuře pšenice ozimé a ječmene jarního (Střalková et al., 2005). Výsledky v tomto příspěvku prezentují vliv ornice a podorničí v jednotlivých letech na intenzitu PN. Na základě těchto poznatků tak můžeme lépe určit kvalitu půdního prostředí pomocí její potenciální nitrifikace.

V letošním roce 2007 bychom rádi připomenuli 15 let pedologického výzkumu v Zemědělském výzkumném ústavu Kroměříž, s.r.o. a jeho dceřiné společnosti Agrotest fyto, s.r.o. Historie půdoznalství v našem výzkumném ústavu se začala psát už v roce 1951. V tomto roce byl založený výzkumný ústav jako státní organizace s názvem „Výzkumný a šlechtitelský ústav polních plodin ČSSS“ a tématicky byl zaměřen také na půdoznalství. V postupném vývoji jeho odborného zaměření však byla v polovině 50. let minulého století agropedologie převedena do Brna. Po transformaci ústavu na společnost Zemědělský výzkumný ústav Kroměříž, s.r.o. bylo v roce 1992 znovu půdoznalství začleněno do programu výzkumu v oblasti pěstebních technologií obilnin a ochrany rostlin a agrotechniky. Proto jsme rádi, že zrovna letos můžeme využít 1. Konference České a Slovenské Pedologické Společnosti k tomu, abychom naši práci zrekapitulovali a zároveň prezentovali jeden z výsledků naší 15leté práce, kterou jsme studiu půdních vlastností věnovali.

Poděkování

Publikované výsledky byly dosaženy v rámci výzkumného záměru MSM 2532885901 „Optimalizace faktorů trvalé udržitelnosti rostlinné produkce na základě vývoje genetické-šlechtitelských, diagnostických a rozhodovacích metod“ na jehož řešení byl poskytnut příspěvek MSM ČR.

Literatura

BRAMLEY, R.G.V., WHITE, R.E., 1989: The effect of pH, liming, moisture and temperature on the activity of nitrifiers in a soil under pasture. Austarl. J. Soil Res., (27): 711-724.

POKORNÁ, J., NOVÁK, B., 1981: Zpřesněná metodika biologického hodnocení půdy. In: Pokorná, J., Novák, B., 1981: Mikrobiální procesy v intenzivně využívaných orných půdách, [závěrečná zpráva] Praha, VÚRV Praha-Ruzyně, 40 s.

POKORNÝ, E., STŘALKOVÁ, R., PODEŠVOVÁ, J., 1996: Vliv dlouhodobě vedených osevních postupů na vlastnosti ornice černozemě hnědozemní. Obilnářské listy, IV.(1): 7-10.

POKORNÝ, E., STŘALKOVÁ, R., PODEŠVOVÁ, J., 1998: Fyzikální vlastnosti ornice černozemě hnědozemní pod porosty obilnin pěstovaných po různých předplodinách. Obilnářské listy, 6 (3): 53-54.

STŘALKOVÁ, R., 2002: Dynamika nitrifikace v orných půdách. [dizertační práce] MZLU v Brně, Brno, Zemědělský výzkumný ústav Kroměříž, s.r.o., Kroměříž, 159 s.

STŘALKOVÁ, R., POKORNÝ, E., PODEŠVOVÁ, J., 2003: Vliv předplodiny na potenciální nitrifikaci v ornici černozemě luvické. Soil and Water, č.2, s.114-127.

STŘALKOVÁ, R., POKORNÝ, E., PODEŠVOVÁ, J., 2005: Soil potential nitrification activity in Long-term Field Experiments. In: International Conference "The Role of Long-term Field Experiments in Agricultural and Ecological Sciences. Prague, 22.-24.6.2005, s.103.

ŽALUD, Z., 1999: Meteorologické a agrometeorologické hodnocení vegetační periody v období od 1.9.1998 do 20.11.1999. In: Střalková, R., Pokorný, E., Šarapatka, B., Žalud, Z., Zehnálek, J., Ponížil, P. (1999): Optimalizace výživy obilnin. [výroční zpráva] Kroměříž, Zemědělský výzkumný ústav Kroměříž, s.r.o.

CHEMICAL TRANSFORMATIONS OF SOILS INDUCED BY ACIDIC AND ALKALINE EMISSIONS IN THE ŚWIĘTOKRZYSKI REGION IN POLAND

CHEMICKÁ TRANSFORMACE PŮD VYVOLANÁ KYSELÝMI A ALKALICKÝMI EMISEMI VE ŚWIĘTOKRZYSKÉ OBLASTI V POLSKU

Anna Świercz

Department of Management and Protection Environment, Swiętokrzyska Academy in Kielce, Świętokrzyska 15, 25-406 Kielce, Poland, e-mail: swierczag@poczta.onet.pl

Abstract

The aim of the present study was to compare properties of Haplic Podzols developed from sandy formations overgrown by forests, affected either by alkalizing or acidifying emissions. The study entailed sampling of 4 soil profiles in the vicinity of the Ożarów Cement Plant S.A. and near Rudniki village (within the impact zone of "Osiek" Sulphur Mine and Połaniec Power Plant). Soil samples were analyzed for basic physicochemical properties. The study showed significant changes in physicochemical properties of the alkalized Haplic Podzols: an increase in pH value, in base saturation of the exchange complex, contents of plant available potassium and magnesium, $CaCO_3$ content in organic and humic horizons and in salinity, and a decrease in organic carbon content and hydrolytic acidity, Haplic Podzols occurring on areas affected by anthropogenic acidification were characterized by a decreased pH value, increased total sulphur and sulfate ($S\text{-}SO_4$) contents, increased hydrolytic and exchangeable acidity, and lowered base saturation of one exchange complex.

Key words: alkalization, acidification, Haplic Podzols, degraded soils, Poland

Abstrakt

Cílem předkládané studie bylo porovnání vlastností typických podzolů vyvinutých z písčitých formací porostlých lesem a ovlivněných buď alkalickými nebo kyselými emisemi. Tato studie vyžadovala odběr vzorků ve 4 půdních profilech v sousedství cementárny Ożarów Cement Plant S.A. a poblíž obce Rudniki (v oblasti vlivu sirného dolu "Osiek" a elektrárny Połaniec). Půdní vzorky byly analyzovány na základní fyzikálně-chemické vlastnosti. Studie ukazovala na významné změny fyzikálně-chemických vlastností alkalizovaných typických podzolů: zvýšení hodnoty pH, nasycení půdního komplexu bázemi, obsahu draslíku a hořčíku dostupného pro rostliny, zvýšení salinity a obsahu $CaCO_3$ v organickém a humusovém horizontu, poklesu obsahu organického uhlíku a hydrolitické acidity. Typické podzoly vyskytující se v oblastech zasažených antropogenní acidifikací byly charakterizovány sníženou hodnotou pH a zvýšeným celkovým obsahem síry a síranů ($S\text{-}SO_4$), zvýšenou hydrolytickou a výměnnou aciditou a sníženou saturací bází půdního komplexu.

Key words: alkalizace, acidifikace, typické podzoly, degradované půdy, Polsko

Introduction

Disadvantageous and multidirectional changes in the environment of the Świętokrzyskie region (south-central Poland) are due to its industrial development based on richness of mineral resources. On the one hand, large areas are affected by alkalization, which is particularly advanced in the Kielce Carbonate Mining District (of area measuring 1032 km^2),

OBSAH

and on the other, by global acidification caused by local household sources and remote industrial emission (Report 2001). Forest ecosystems easily react to direct and indirect natural and anthropogenic influences changing its structure, function and interrelationships between its components (Angelone, Bini 1992; Matzner, Murach 1995; Bednarek et al. 2004; Mokma et al. 2004). Forest ecosystems of the Świętokrzyskie region are particularly at risk due to the exposure to two-thousand-year long pressure of local mining and smelting industry.
The aim of the present studies was to compare properties of Haplic Podzols developed from sandy soils overgrown by forests, affected either by alkalizing or acidifying emissions.

Materials and methods

Four soil profiles were sampled in the vicinity of the Ożarów Cement Plant S.A. and 4 profiles were exposed near Rudniki village (within an impact zone of "Osiek" Sulphur Mine and Połaniec Power Plant) in 2002 and 2003. Pits were dug to 200 cm in depth, and 5 to 9 samples were collected from the individual soil horizons. Air-dried samples were used for determination of the following physic-chemical properties of soils:

- particle size distribution in the >0.1 mm fraction (using a sieve with a 10, 5.0 and 1.0 mm mesh) and the <0.1 mm fraction according to Casagrande's method modified by Prószyński,
- pH of soil suspension in distilled water and 1M KCl by potentiometric method, hydrolytic acidity (Hh) by Kappen's method, exchangeable acidity (Hw) and exchangeable aluminum (Al^{3+}) by Sokolow's method,
- organic carbon (C_{TOT}) by Tiurin's method in mineral samples and by Altman's method in organic samples,
- total nitrogen (N_{TOT}) by a modified Kiejdahl's method in Kieltec Auto 1030 autoanalyzer,
- $CaCO_3$ by Scheibler's method,
- soil salinity based on measurement of electrolytic conductivity PEW_{25} of soil extracts using a 1:5 proportion (Polish standard ISO-PN 11265),
- exchangeable cations in 1M CH_3COONH_4, pH_{H2O} 7.0 for non-carbonate samples and in 1M CH_3COONH_4, pH_{H2O} 8.2 for carbonate samples (van Reeuwijk et al. 2002),
- sum of exchangeable base cations S, actual cation-exchange capacity PWKr (ISO-PN 11260), potential base saturation of the exchange complex V_{pot}=S/$PWK_{8,2}$x100%, where $PWK_{8,2}$ = S+Hh, total sulphur (S_{TOT}) content, while S-SO_4 was determined in 1% HCl,
- heavy metals Cd, Cu, Cr, Mn, Pb, Sr, Zn were assayed after incineration in electrical oven at about 480°C and dissolution in HCl-HNO_3 (3:1) using ICP-AES with Jobin-Yvon spectrometer: JY 70 PLUS.

Study area

The Rudniki site was located in a forest stand growing on fluvial-glacial sands. The Rudniki site (named by the nearest village) was situated 2 km away from the Osiek town, where sulphur has been mined by a borehole method since 1994. The site was located 4 km away from the Połaniec town where there is a power plant whose emission additionally acidifies the environment The second site was located in a forest stand growing on dune sand in Karsy village 300 – 800 m away from the Ożarów Cement Plant.
The Ożarów Cement Plant S.A. manufactures cement by a dry method and supplies more than 15 % of the Polish cement market. Many processes of cement manufacture are hazardous to the environment: mining of raw material, its transport, crushing, burn-out, packing and storage (Swiercz 1997; 2005a; Walaszek, Radomski 2001). Any of these processes is a source of systematic or incidental particulate and gaseous emission.
under study (Fig.1).



Fig. 1 Location of examined sites; • -1 examined sites: Rudniki and Ożarów

Both the Ożarów Cement Plant and „Osiek" Sulphur Mine have implemented monitoring of gaseous and particulate pollution. Pollution in direct neighborhood of these plants does not exceed allowable limits (Table 1).

Tab. 1 Emission of pollution in the examined sites in 2003 year

Site	Dust emission Mg/year	SO_2 Mg/year	NO_2 Mg/year	Dust suspension µg/m^3	SO_2 µg/m^3	NO_2 µg/m^3	H_2S µg/m^3	CS_2 µg/m^3	Dustfall g/m^2/year
Rudniki	308	1103	345	18.4	13.9	30.1	1.7	2.4	32.1
Ożarów	453	1006	209	36.4	7.2	19.6	-	-	91.0

Emission from the above-described sources in the past years (until 1990) had been much higher and often exceeded allowable limits. Modification of the present physicochemical properties of soils is a result of long-term anthropogenic pressure.

Results and discussion

Based on soil profile, all soils were classified as Haplic Podzols and Albic Arenosols with the horizon sequence Ol-Ofh-AEes-Bv-(BvC)-C (Forested Soil Classification 2000). Analysis of particle size distribution of these soils showed dominance of loose and fine-clayey sands with 9 % content of floatable particulate matter. These soils constituted an oligotrophic habitat of coniferous forest with pine trees prevailing among trees. Chemical properties of these soils are presented in Tabs 2 and 3. Soils at Ożarów site have markedly changed their natural properties becoming more alkaline. The soils under study had variable pH values. Organic and organic-mineral horizons had pH_{KCl} ranging between 5.75 and 8.11, while pH of mineral horizons occurring below 7 – 10 cm was lowered to pH_{KCl} 4.35 (Table 2.1 and 2.2).

Tab. 2.1 Selected chemical properties of the examined soils

Profile No	Horizons	Depth (cm)	pH H_2O	pH KCl	$CaCO_3$ (%)	C_{TOT} (%)	N_{TOT} (%)	Soil salinity (mg KCl/ 100 g)	S_{TOT}· Sulphur, (mg/100 g)	S-SO_4 (mg/100 g)
Alkalized soils at the Ożarów site										
1	Ol	0-2	6.05	5.89	5.98	48.17	1.22	260.7	4.13	0.97
	Ofh	2-5	8.10	7.96	19.11	20.98	0.89	151.8	3.09	1.12
	AEes	5-14	7.98	7.24	4.63	1.12	0.05	27.7	0.89	0.13
	Bv	14-65	5.61	5.41	0.51	0.23	0.04	14.4	0.11	0.05
	C	65-120	4.51	4.47	0.0			36.2	-	-
3	Ol	0-2	6.11	6.10	2.35	48.34	0.96	270.3	3.96	0.87
	Ofh	2-4	8.24	8.11	7.15	29.32	0.85	136.2	2.78	0.97
	AEes	4-15	7.66	7.54	2.23	1.11	0.09	26.5	0.76	0.12
	BvBfe	15-28	5.71	5.63	1.30	0.78	0.09	7.3	0.63	0.10
	Bv	28-59	5.69	5.59	0.41	0.28	0.05	17.2	0.09	0.06
	C	59-110	4.78	4.62	0.00			24.2	0.09	0.02
4	Ol	0-2	6.87	6.33	7.59	43.97	1.31	255.6	3.99	0.96
	Ofh	2-8	8.32	8.12	18.93	31.81	1.06	128.0	3.12	1.11
	AEes	8-12	8.22	8.00	7.11	0.99	0.11	25.7	0.77	0.14
	Bv	12-65	5.49	5.21	1.11	0.21	0.02	19.2	0.12	0.08
	C	65-100	4.21	4.10	0.21			21.1	-	-
5	Ol	0-2	6.10	6.05	6.43	49.23	0.92	220.3	4.23	1.06
	Ofh	2-4	7.99	7.78	7.15	21.13	0.75	111.0	3.67	1.14
	AEes	4-19	7.51	7.20	5.10	1.07	0.09	27.8	0.98	0.21
	Bv	19-60	5.55	5.13	0.22	0.40	0.08	21.3	0.11	0.06
	C	60-130	4.55	4.35	0.0			30.2	0.09	0.03
Acidified soils at the Rudniki site										
A1	Ol	0-2	4.21	4.11	absent	45.24	1. 30	78.1	64.5	10.4
	Ofh	2-5	4.00	3.99		40.62	1.28	55.3	99.6	14.2
	AEes	5-14	3.98	3.72		1.57	0.05	24.8	27.4	6.6
	Bv	14-65	3.65	3.59		0.19	0.03	18.4	11.8	3.1
	C	65-120	4.09	4.00				15.1	9.3	2.0
A2	Ol	0-2	4.00	3.95		39.21	1.25	77.3	78.5	11.5
	Ofh	2-4	3.51	3.29		36.23	1.09	56.3	89.5	15.1
	AEes	4-15	4.02	3.34		1.45	0.06	20.9	65.4	10.2
	BvBfe	15-28	4.33	4.12		0.31	0.06	17.6	50.3	6.1
	Bv	28-59	5.00	4.55		0.13	0.03	16.8	22.1	4.2
	C	59-110	4.37	4.27				15.9	20.9	2.4
A3	Ol	0-2	3.53	3.34		43.19	1.35	81.2	75.3	12.2
	Ofh	2-8	3.23	3.57		41.99	1.12	48.0	93.2	17.5
	AEes	8-12	3.67	3.33		1.19	0.07	30.1	44.6	8.6
	Bv	12-65	4.07	3.92		0.20	0.03	12.7	37.4	4.2
	C	65-100	4.53	4.23				12.0	12.4	2.3
A4	Ol	0-2	4.12	4.00		45.34	1.28	69.6	70.8	11.3
	Ofh	2-4	4.08	3.78		42.11	1.11	50.2	98.1	15.9
	AEes	4-19	3.97	3.81		1.46	0.08	24.7	49.4	6.6
	Bv	19-60	4.21	4.10		0.20	0.03	19.4	34.7	4.6
	C	60-130	4.43	4.28				16.2	16.5	2.3

Tab. 2.2 Selected chemical properties of the examined soils

Profile No	Horizons	Depth (cm)	Al^{3+}	Hw	Hh	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^{+}	Na^{+}	Sum exchangeable cations	PWKr	V
			(cmol/kg)									(%)
Alkalized soils at the Ożarów site												
1	Ol	0-2	0.01	0.02	10.19	38.99	3.19	2.57	0.17	44.92	44.94	81.51
	Ofh	2-5	0	0	1.21	87.12	8.13	1.41	0.21	96.87	96.87	98.77
	AEes	5-14	0	0	0.32	25.12	1.04	0.32	0.10	26.58	26.58	98.81
	Bv	14-65	0.15	0.17	1.15	6.12	0.24	0.09	0.03	6.48	6.65	84.93
	C	65-120	0.69	0.77	2.11	0.55	0.06	0.02	0.00	0.63	1.4	22.99
3	Ol	0-2	0	0	16.10	38.12	4.11	2.23	0.15	44.61	44.61	73.48
	Ofh	2-4	0	0	2.15	86.23	4.98	1.53	0.17	92.91	92.91	97.74
	AEes	4-15	0	0	1.23	12.05	0.72	0.25	0.05	13.07	13.07	91.40
	BvBfe	15-28	0.07	0.12	2.45	6.54	0.09	0.07	0.02	6.72	6.84	73.28
	Bv	28-59	0.25	0.33	2.87	2.12	0.08	0.03	0.02	2.25	2.58	43.95
	C	59-110	0.49	0.59	3.12	0.31	0.04	0.03	0.01	0.39	0.98	11.11
4	Ol	0-2	0.03	0.05	14.72	91.20	6.52	2.09	0.16	99.97	100.02	87.17
	Ofh	2-8	0	0	5.39	45.91	3.52	1.56	0.14	51.13	51.13	90.46
	AEes	8-12	0	0	0.33	7.98	0.27	0.23	0.06	8.54	8.54	96.28
	Bv	12-65	0.13	0.15	1.78	1.71	0.09	0.06	0.03	1.89	2.04	51.50
	C	65-100	0.61	0.65	1.99	0.51	0.05	0.03	0.01	0.6	1.25	23.17
5	Ol	0-2	0.05	0.08	17.71	37.00	3.98	2.00	0.16	43.14	43.22	70.90
	Ofh	2-4	0	0	2.98	84.50	3.17	1.43	0.21	89.31	89.31	96.77
	AEes	4-19	0	0	1.12	25.97	1.23	0.77	0.09	28.06	28.06	96.16
	Bv	19-60	0.12	0.19	2.45	2.75	0.24	0.07	0.02	3.08	3.27	55.70
	C	60-130	0.51	0.71	2.99	0.65	0.06	0.03	0.00	0.74	1.45	19.84
Acidified soils at the Rudniki site												
A1	Ol	0-2	4.73	7.33	121.1	10.97	0.79	0.13	0.31	12.2	19.53	9.15
	Ofh	2-5	4.56	8.45	116.3	9.74	0.41	0.09	0.17	10.41	18.86	8.22
	AEes	5-14	1.89	1.99	8.81	0.07	0.08	0.05	0.03	0.23	2.22	2.54
	Bv	14-65	0.32	0.43	1.72	0.01	0.05	0.04	0.02	0.12	0.55	6.52
	C	65-120	0.22	0.28	1.17	0.04	0.02	0.02	0.01	0.09	0.37	7.14
A2	Ol	0-2	3.89	6.99	99.5	10.21	0.68	0.14	0.29	11.32	18.31	10.21
	Ofh	2-4	2.98	5.90	92.7	7.72	0.33	0.1	0.19	8.34	14.24	8.25
	AEes	4-15	1.55	2.09	10.11	0.57	0.12	0.06	0.03	0.78	2.87	7.16
	BvBfe	15-28	1.32	1.77	2.76	0.39	0.1	0.04	0.02	0.55	2.32	16.62
	Bv	28-59	0.99	1.06	2.34	0.35	0.09	0.03	0.02	0.49	1.55	17.31
	C	59-110	0.34	0.61	1.55	0.05	0.03	0.03	0.01	0.12	0.73	7.19
A3	Ol	0-2	9.12	10.11	109.7	8.75	0.71	0.11	0.21	9.78	19.89	8.19
	Ofh	2-8	3.89	7.99	97.6	6.65	0.31	0.09	0.18	7.23	15.22	6.90
	AEes	8-12	1.99	2.11	11.4	0.04	0.05	0.02	0.01	0.12	2.23	1.04
	Bv	12-65	0.98	1.12	3.13	0.03	0.03	0.02	0.01	0.09	1.21	2.80
	C	65-100	0.43	0.98	2.09	0.04	0.03	0.01	0.01	0.09	1.07	4.13
A4	Ol	0-2	6.32	8.67	103.11	10.66	0.81	0.12	0.19	11.78	20.45	10.25
	Ofh	2-4	5.12	6.99	98.6	8.78	0.29	0.11	0.16	9.34	16.33	8.65
	AEes	4-19	3.43	5.02	9.88	0.09	0.11	0.07	0.04	0.31	5.33	3.04
	Bv	19-60	2.19	3.12	2.96	0.09	0.07	0.04	0.02	0.22	3.34	6.92
	C	60-130	1.67	2.14	1.89	0.06	0.03	0.01	0.01	0.11	2.25	5.50

These pH values are much higher than those reported earlier for oligotrophic Haplic Podzols (Brożek, Zwydak 2002; Bednarek et al. 2004; Mokma et al. 2004; Veitiene 2004; Świercz

2005b). Such high pH values result from cement and limestone dust emission containing 46 % CaO. The $CaCO_3$ content in soils detected to a depth of 100 cm is another consequence of the elevated soil alkalinity. The largest amounts of carbonates (7.15 – 19.11 %) occurred in Ofh-horizon and than in litter horizon (2.25 – 7.59 %), that hampered development of forest ground vegetation and caused elimination of species of the class Vaccinio-Piccetea (Świercz 2003, 2005b).

Exchangeable acidity was measured only in a few mineral horizons occurring below 50 – 60 cm. Hydrolytic acidity was also very low in comparison with values reported for Haplic Podzols and Albic Arenosols (Matzner, Murach 1995; Janowska, Czepińska-Kamińska 2004; Degòrski 2003). It ranged from 0.32 to 17.71 cmol/kg, with the highest values observed in Ol-horizon. Hydrolytic acidity considerably declined with depth to 50 – 60 cm and then slightly rose in parent rock horizon. Calcium was the dominating element among exchangeable base cations on the exchange complex of the soils under study. Ca^{2+} content ranged from 37.0 to 91.2 cmol/kg in organic horizons and dropped to 0.31 – 0.65 cmol/kg in C horizons. Mg^{2+} content was also marked (3.17 – 8.13 cmol/kg in Ol and Ofh levels). The sum of exchangeable base cations was the highest in surface horizons (8.54 – 99.97 cmol/kg), decreasing to 0.39 – 0.74 cmol/kg in C-horizons.

Natural soil salinity is rare in Poland, and usually does not exceed 50 mg KCl/100 g on arable land (Nowinski 1999, Świercz 2005b). Excessive salinity caused inter alia by alkalization can be a measure of anthropogenic soil degradation. Ionic balance is under such conditions displaced and soil solution is superfluously concentrated, which lowers availability of water and nutrients for plants. This process is particularly aggravated in dry soils. Due to its hygroscopicity, cement and limestone dust accumulate in surface horizons and increase water deficit, particularly in summer (Świercz 1997, 2005 a).

High salinity of surface horizons (111.0 – 270.3 mg KCl/100 g) causes that a majority of cations are not absorbed by means of ion exchange by the exchange complex. Therefore, exchangeable cations occur in soil beyond the exchange complex as soluble salts and do not contribute to the exchange complex magnitude. For this reason, the exchange complex is characterized well by actual cation-exchange capacity PWKr (Bednarek et al. 2004). In acidic samples, PKWr was much lower than potential cation-exchange capacity $PKW_{pot.,}$ whereas in alkaline samples both values were similar. The soils under study had high cation-exchange capacity PWKr ranging between 43.82 – 100.02 cmol/kg in organic horizons and 0.98 – 1.45 cmol/kg in C horizons.

Total sulphur contents were low fluctuating from 0.09 to 4.22 while sulfate sulphur ($S\text{-}SO_4$) contents were between 0.05 and 1.14 mg/100g.

Organic carbon contents C_{TOT} averaged 49.3 % in Ol-horizon, 26.6 % in Ofh-horizon and 1.5 % in AEes horizon. Total nitrogen contents N_{TOT} (1.31 – 0.49 %) corresponded with carbon contents (Table 2.1).

Properties of soils at the Rudniki site, exposed to a long-term acidic emission, were in sharp contrast to the Ożarów site (Table 2.1 and 2.2). All soil horizons were strongly acidified with pH_{KCl} ranging 3.29 - 4.28. Acidification declined with depth. Exchangeable acidity was high (0.51 – 10.00 cmol/kg) and was caused mostly by exchangeable aluminum. It is worth emphasizing that Al^{3+} concentrations were the highest in surface horizons, which suggests anthropogenic influences (Cronan, Grigal1995). Hydrolytic acidity was between 1.17 – 121.1 cmol/kg in all soil horizons under study. The sum of exchangeable base cations was very low (from 0.09 cmol/kg in C horizon to 12.2 cmol/kg in Ol horizon). Exchangeable aluminum and hydrogen were the dominating ions on the exchange complex, while only trace exchangeable calcium contents were detected, particularly in mineral and organic-mineral horizons. The soils under study had low cation-exchange capacity PWKr which amounted to 14.24 – 20.45 cmol/kg in organic horizons and 0.36 – 2.25 cmol/kg in C horizons. Base saturation V_{pot}

ranged from 1.04 to 17.31 %. In contrast to alkaline soils, salinity of acidic soils was low (12.0 – 81.2 mg KCl/100 g). The S_{TOT} concentrations were high, the highest in organic horizons (70.8 – 99.6 mg/100 g), lower in mineral horizons (9.3 – 65.4 mg/100g). Sulfate sulphur S-SO_4 constituted 20 % of total sulphur on the average and its contents ranged from 2.0 to 14.2 mg/100g.

Organic matter contents and total nitrogen concentrations were the highest in surface horizons (36.23 – 45.24 % and 1.09 – 1.35 %, respectively).

Contents of heavy metals in the soils under study also differed (Table 3). The highest concentrations of heavy metals were observed in surface horizons of acidic soils, while the lowest their amounts were found in mineral horizons of alkaline soils. Lead contents were increased, exceeding geochemical background for sandy soils (KABATA-PENDIAS et all. 1993; Czarnowska 1996; Kwasowski et al. 2000; Uziak et al. 2001), in surface horizons (variability ranges for alkaline, and acidic soils were: 39-112 mg/kg and 100-210 mg/kg, respectively, Table 3.

Tab. 3 Statistical variation in the selected soil properties

Soil horizons	Para-meter	pH KCl	$CaCO_3$	C_{TOT}	N_{TOT}	Soil Sali-nity	S_{TOT}. Total sulphur	S-SO_4	Hw	Hh	S*
			(%)			(mg KCl/ 100g)	(mg/100g)		(cmol/kg)		
Alkalized soils at the Ożarów site											
Organic horizons n=8	max	8.12	19.11	49.23	1.31	270.30	4.23	1.14	0.08	17.71	99.97
	min.	6.05	2.35	20.98	0.75	111.00	2.78	0.87	0.00	1.21	43.14
	mean	7.04	9.34	36.62	1.00	191.74	3.62	1.03	0.02	8.81	70.36
	sd	0.96	5.80	11.43	0.18	62.33	0.52	0.09	0.03	6.29	24.67
	v (%)	13.65	62.07	31.21	17.87	32.51	14.23	8.79	151.88	71.48	35.06
Mineral horizons n=13	max	8.00	7.11	1.12	0.11	36.20	0.98	0.21	0.77	3.12	28.06
	min.	4.10	0.00	0.21	0.02	7.30	0.09	0.02	0.00	0.32	0.39
	mean	5.73	1.76	0.69	0.07	22.98	0.42	0.09	0.28	1.84	7.62
	sd	1.27	2.26	0.38	0.03	7.16	0.36	0.05	0.28	0.91	9.16
	v (%)	22.19	128.62	55.22	40.74	31.17	85.34	58.86	99.76	49.61	120.20
Acidified soils at the Rudniki site											
Organic horizons n=8	max	4.11		45.34	1.35	81.20	99.60	17.50	10.11	121.10	12.20
	min.	3.29		36.23	1.09	48.00	64.50	10.40	5.90	92.70	7.23
	mean	3.75		41.74	1.21	64.50	83.69	13.51	7.80	104.83	10.05
	sd	0.30		2.86	0.10	12.66	12.33	2.37	1.21	9.28	1.61
	v (%)	7.89		6.86	7.86	19.63	14.74	17.54	15.49	8.86	16.05
Mineral horizons n=14	max	4.55		1.57	0.08	30.10	65.40	10.20	5.02	11.40	0.78
	min.	3.33		0.13	0.03	12.00	9.30	2.00	0.28	1.17	0.09
	mean	3.94		0.74	0.05	18.82	30.94	4.86	1.75	4.60	0.26
	sd	0.36		0.61	0.02	4.97	16.92	2.50	1.23	3.71	0.21
	v (%)	9.07		82.03	37.89	26.42	54.71	51.49	70.43	80.55	82.72

Chromium contents were the highest in Ofh-horizons of acidic soils (42 – 50 mg/kg). Zinc concentrations in organic horizons of acidic soils ranged between 100 – 236 mg/kg, manganese between 800 – 1134 mg/kg, copper between 11-15 mg/kg, and chromium between 16 – 50 mg/kg. The Zn and Mn contents were slightly higher than geochemical background (Czarnowska 1996; Uziak et al. 2001), but their current contents in soil are not hazardous to the environment.

Strong acidification of Haplic Podzols and Albic Arenosols at the Rudniki site has developed in casual relationship with properties of its sandy parent rock, weak buffering capacity and acidifying influence of forest vegetation (MATZNER, MURACH 1995; Czępińska-

Kamińska, Janowska 2000; Degòrski 2003; Sofiev et al. 2003). These natural processes occurring in the ecosystem were strengthened by an intense long-term deposition of sulphur and nitrogen compounds. Neighborhood of the Połaniec Power Plant and Osiek Sulphur Mine has much added to the pressure of environmental stress factors. Sulphur and is derivatives belong to the most controversial elements affecting the environment (Kabata-Pendias and Pendias 1999; Kwasowski et al. 2000). On the one hand, sulphur is an essential nutrient for plants (its content in plants is comparable to phosphorus), while on the other, deposition of SO_2 derivatives is a serious hazard to the environment, disrupting main soil functions (Nowiński 1999; Sienkiewicz, Cichocka 2004).

cd. Tab. 3

Soil horizons	Para-meter	Cr	Cu	Mn	Pb	Sr	Zn
		(mg/kg d.w. of soil)					
Alkalized soils at the Ożarów site							
Organic horizons n=8	max	28.00	21.00	1196.00	112.00	74.00	239.00
	min.	10.00	8.00	556.00	39.00	15.00	100.00
	mean	18.88	15.25	803.75	81.13	43.38	162.50
	sd	7.25	4.68	205.40	23.63	25.36	42.26
	v (%)	38.43	30.71	25.56	29.13	58.47	26.01
Mineral horizons n=13	max	20.00	17.00	440.00	89.00	59.00	67.00
	min.	2.00	1.00	52.00	2.00	2.00	9.00
	mean	8.31	7.46	243.54	28.46	15.00	26.77
	sd	6.41	5.51	159.44	28.79	18.41	19.88
	v (%)	77.20	73.90	65.47	101.16	122.76	74.27
Acidified soils at the Rudniki site							
Organic horizons n=8	max	50.00	20.00	1134.00	210.00	55.00	210.00
	min.	16.00	11.00	800.00	100.00	10.00	156.00
	mean	31.50	15.88	973.88	146.38	31.50	184.63
	sd	14.39	2.80	107.81	40.37	18.94	14.82
	v (%)	45.67	17.66	11.07	27.58	60.13	8.02
Mineral horizons n=14	max	45.00	15.00	640.00	91.00	26.00	59.00
	min.	22.00	4.00	210.00	12.00	3.00	18.00
	mean	31.46	8.00	415.31	37.54	13.31	40.69
	sd	7.14	2.99	136.24	21.77	7.36	13.80
	v (%)	22.70	37.34	32.80	57.98	55.33	33.91

sd - standard deviation, v % - variability coefficient, S* - sum of exchangeable base cations

The marked accumulation of total sulphur, observed in surface horizons of soils under study, is undoubtedly of anthropogenic origin. They may be classified as soils with high, though not degrading, sulphur content (Kabata-Pendias et al. 1993). Sulfate sulphur S-SO_4 is not only a major component of plant nutritive cycle, but is also an indicator of anthropogenic soil pollution. The S-SO_4 content in organic horizons of acidic soils oscillated around 13.5 mg/100 g of soil (i.e. the threshold value for organic soils, KABATA-PENDIAS et al. 1993, Table 2.1) indicating their heavy pollution. The soils under study markedly differed in total sulphur and S-SO_4 contents. Sulphur content was low in surface horizons of alkaline soils.
Natural soils in Poland are not salinized, except for coastal zones (REPORT 2000, Świercz 2005 b,). The increased salinity of surface horizons of alkaline soils is of anthropogenic origin and is associated with a considerable increase in soil pH (by 3 – 4 units) and $CaCO_3$ content. The studied soils strikingly differed in these features and in the elevated Ca^{2+} content on the exchange complex. The rise in calcium ion content in the exchange complex can result in

lowered absorption of manganese and zinc by plants (Kabata-Pendias and Pendias1999; Kwasowski et al. 2000; Sofiev et al. 2003).
Variability range (v %) of the variables measured was wider in mineral horizons and narrower in surface horizons (Table 3).
The largest differences in heavy metal contents were observed in manganese, lead and zinc concentrations. Large quantities of these elements accumulated in all horizons of acidic soils. This phenomenon has often been reported in literature (Angelone, Bini 1992; Bednarek et al. 2004).

Conclusions

The present study showed marked changes in physicochemical properties of Haplic Podzols subjected to constant alkalization that included: the increase in pH, in base cation saturation of exchange complex, plant available potassium and magnesium contents, $CaCO_3$ concentration in organic and humic horizons and in salinity, and the decrease in organic carbon and hydrolytic acidity.
Haplic Podzols exposed to constant anthropogenic acidification showed the lowering of pH value and base cation saturation of exchange complex and the rise in total and sulfate sulphur $S\text{-}SO_4$ contents and in hydrolytic acidity.
The present data demonstrated that cement industry does not degrade soils, and secondary alkalization of organic-mineral horizons is slowly reversible. Sulphur emission heavily acidifies Haplic Podzols under study, increasing heavy metal contents and lowering exchange capacity. These changes are persistent in character and are stabilized by natural soil processes.

References

ANGELONE, M., BINI, C., 1992: Trace Element Concentrations in Soils and Plants of Western Europe. In: Adriano D.C. Lewis Publishers (ed.), Biogeochemistry of Trace Metals. London, Tokyo: 19-61.

BEDNAREK, R., DZIADOWIEC, H., POKOJSKA, U., PRUSINKIEWICZ, Z., 2004: Badania ekologiczno-gleboznawcze. WN PWN, Warszawa: 340.

BROŻEK, S., ZWYDAK, M., 2002: Atlas gleb leśnych Polski. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa: 463.

CRONAN, C.S., GRIGAL D.F., 1995: Use of calcium/aluminium ratios as indicators of stress in forest ecosystems. Journal of Environmental Quality, 24: 209-226.

CZARNOWSKA, K., 1996: Ogólna zawartość metali ciężkich w skałach macierzystych jako tło geochemiczne gleb. Roczniki Gleboznawcze 47, suplement: 43-50.

CZĘPIŃSKA-KAMIŃSKA D., JANOWSKA E., 2000: Metale ciężkie w wybranych krajobrazach geochemicznych Kampinoskiego Parku Narodowego jako wskaźnik antropogenizacji środowiska. Zeszyty Problemowe Postępu Nauk Rolniczych, 471: 895-902.

DEGÓRSKI, M., 2003.Influence of glaciofluvial soil substratum properties into the podzolic soil development in northern and central Europe. Przegląd Geograficzny, 75, 2, pp 191-212.

FORESTED SOIL CLASSIFICATION, 2000: Centrum Informacyjne Lasów Państwowych: 121.

JANOWSKA E., CZĘPIŃSKA-KAMIŃSKA D.2004. Trace Elements Dynamics in the Upper Soil Horizons of the Puszcza Kampinoska Biosphere Reserve, Polish J of Environmental Studies 13 (4), pp 367-374.

KABATA-PENDIAS, A., MOTOWICKA-TERELAK, T., PIOTROWSKA, H., WITEK, T., 1993: Ocena stopnia zanieczyszczenia gleb i roślin metalami ciężkimi i siarką. Ramowe wytyczne dla rolnictwa. Instytut Uprawy i Nawożenia. Puławy: 20.

KABATA-PENDIAS, A., PENDIAS, H., 1999: Biogeochemistry of Trace Elements. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa: 396.

KWASOWSKI, W., CHOJNICKI, J., OKOŁOWICZ, M., KOZANECKA, T., 2000: Heavy metals content in standard soils plots of the Puszcza Biała. Roczn. Gleb. 51 (3/4), 85.

MATZNER, E.. MURACH, D., 1995: Soil changes induced by air pollutant deposition and their implications forest in Central Europe. Water, Air and Soil Pollution, 85: 63-76.

MOKMA, D.L., YLI-HALLA, M., LINDQVIST, K., 2004: Podzol formation in sandy soils of Finland, Geoderma 120 (3-4), pp 259-272.

NOWIŃSKI, M., 1999: Siarka w glebach rdzawych degradowanych wpływem imisji miejsko-przemysłowych aglomeracji poznańskiej. Roczniki AR Poznań 331. Leśnictwo 37: 127-137.

REPORT ON THE STATE OF THE ENVIRONMENT IN THE KIELCE PROVINCE IN 2000: Biblioteka Monitoringu Środowiska. Kielce: 218.

SIENKIEWICZ, A., CICHOCKA, I., 2004: Sulphur content in sandy forest soils under the influence of prolonged submersion under flooding. In: A. Miler (ed.), Kształtowanie i Ochrona środowiska leśnego. Wydawnictwo Akademii Rolniczej, Poznań: 523-531.

SOFIEV, M., KAASIK, M., HONGISTO, M., 2003: Model Simulations of Alkaline Dust Distribution from Estonian Sources over the Baltic Sea Basin. Water, Air and Soil Pollution, 146 (1-4), pp 211-223.

ŚWIERCZ, A., 1997: The effect of alkalic emission on soils and pine forests in „Białe Zagłębie" p. I. PAN-Kraków, Kieleckie Towarzystwo Naukowe Kielce: 205(*in Polish*).

ŚWIERCZ, A., 2003: Chemical Properties of Soil in the Region of Ożarów Cement Plant (Administrative district: Świętokrzyski. Poland). In: J. Sobocka. P. Jambor (eds.), Podoznalecke Dni v SR. Stara Lesna. Soc. Pedologica Slovaca. Bratislava: 405-409.

ŚWIERCZ, A., 2005a: Analysis of Soil Processes and Vegetation Transformations in the Alkalized Forestal Habitats in the Świętokrzyski Region, PAN Komitet ‚Człowiek i Środowisko" Zeszyty Naukowe 39, Warszawa-Kielce, 213.

ŚWIERCZ, A., 2005b: Chemical industrogenic transformations of soils on the selected area of Przedgórze Iłżeckie. Archives of Environmental Protection (Archiwum Ochrony Środowiska) 31 (4), pp 111-122.

ULRICH, B., MAYER, R., KHANNA, P.K., 1981: Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Soling. J.D Sauerländers Verlag. Frankfurt am Main.: 79.

UZIAK, S., MELKE, J., KLIMOWICZ, Z., 2001: Content and distribution of heavy metals in soils of East Poland, 34 (2), 1.

Van REEUWIJK, L.P. (ed), 2002: Procedure for soil analysis. Technical Paper 9, ISRIC. FAO. Wageningen: 122.

VEITIENË, R., 2004: Impacts of mineral fertilisers on soil acidification.2004. Ekologija 4, pp 58-64.

WALASZEK, J., RADOMSKI, A., 2001: Continuous monitoring system of condition as a part of environmental management at Cement plant Ożarów. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Kielce: 151-161.

ANALÝZA STAVU POĽNOHOSPODÁRSKYCH PÔD SLOVENSKA A STABILIZÁCIE VÝMERY NAJKVALITNEJŠÍCH POĽNOHOSPODÁRSKYCH PÔD

ANALYSIS OF SLOVAKIAN AGRICULTURAL SOILS STATUS AND STABILIZATION OF HIGH QUALITY AGRICULTURAL SOILS AREAS

Rozália Szallayová

Sekcia legislatívy a pozemkových úprav, Odbor pozemkových úprav, Ministerstvo pôdohospodárstva SR, Dobrovičova 12, 812 66 Bratislava, Slovenská republika, e-mail: szallyayova@land.gov.sk

Abstrakt

Pôda je na rozdiel od vzduchu a vody prevažne v súkromnom vlastníctve. Je to však prírodný zdroj, ktorý je predmetom spoločného záujmu, a preto ho treba chrániť pre budúce generácie. Zrušením jediného legislatívneho ekonomického nástroja ochrany pôdy a ustanovenie deklaratórnej ochrany pôdy upriamilo záujem najmä zahraničných investorov na lokality mimoriadne kvalitných poľnohospodárskych pôd vo voľnej poľnohospodárskej krajine, napríklad Trnavská tabula. Nebývalý rozvoj trhu s poľnohospodárskou pôdou nastal v prípadoch, ak išlo o poľnohospodársku pôdu, ktorá bola schválená územnoplánovacou dokumentáciou na výstavbu. Reálne číslo ročných úbytkov na Slovensku je v priemere 1500 až 2200 ha. Z hľadiska kvality zaberaných poľnohospodárskych pôd predmetom najvyšších záberov boli poľnohospodárske pôdy strednej kvality zaradené podľa kódu BPEJ do 5., 6. a 7. skupiny. Celkový ročný úbytok najkvalitnejších poľnohospodárskych pôd (1-4 skupina) je 500 ha ročne Pokračovanie úbytku mimoriadne kvalitných poľnohospodárskych pôd bude mať negatívny dopad pre budúce generácie s nezvratnými dôsledkami.

Kľúčové slová: ochrana pôdy, zábery pôdy, kvalita poľnohospodárskych pôd

Abstract

Soil is appearing in opposite to air and water prevailingly in private sector. However it is considered as natural resource which is object of general interest in society and therefore it must be protected for future generation. By cancellation of the only one legislative economic tool of soil protection and statement only declaratory soil protection encourage mainly foreign investors on land with high quality agricultural soils on the open rural country e.g. on Trnavian plain. Unprecedented market development with agricultural land has been aroused when this agricultural land was approved in territorial-planning document as ground to be designed for construction. Actual yearly land consumption in Slovakia is in average 1500 till 2200 ha. From the point of view quality of the agricultural land the most consumed land has got middle quality ordered according to land evaluation value into the groups 5, 6 and 7. Total consumption of the most high quality agricultural soils (in land evaluation value groups 1-4) is 500 ha yearly. Continuing of land consumption of high quality land can have negative impact on future generation with irreversible consequences.

Key words: soil protection, land consumption, quality of agricultural soils

Úvod

Z Programového vyhlásenia vlády SR na roky 2007-2008 vyplýva rezortu pôdohospodárstva rozpracovanie a plnenie úlohy zameranej na „prehodnotenie a sprísnenie podmienok na záber poľnohospodárskej pôdy“. Na základe predmetnej úlohy ministerstvo vypracovalo správu – „Analýza stavu poľnohospodárskych pôd Slovenska z hľadiska trvalo udržateľného vývoja a stabilizácie výmery najkvalitnejších poľnohospodárskych pôd rozhodujúcich pre slovenské poľnohospodárstvo“ a na základe tejto následne vypracovalo návrh novely zákona o ochrane pôdy zameraný na prehodnotenie a sprísnenie podmienok na záber poľnohospodárskej pôdy.
Analýza bola vypracovaná v spolupráci s krajskými pozemkovými úradmi (KPÚ) a obvodnými pozemkovými úradmi (OPÚ), ktoré zabezpečujú výkon zákona o ochrane pôdy, pričom sa vychádzalo z databázy:

- reálnych úbytkov a prírastkov poľnohospodárskej pôdy v rokoch 2004 až 2006,
- možných úbytkov poľnohospodárskej pôdy na podklade územno-plánovacích dokumentácií schválených (ÚPD) v rokoch 2004 až 2006, s výhľadom realizácie ÚPD pre nasledujúce obdobie cca 20 rokov, to je realizácie návrhov nepoľnohospodárskeho použitia poľnohospodárskej pôdy na úrovni územných plánov regiónov a územných plánov miest a obcí,
- možných úbytkov pôdy pre individuálne návrhy investorov stavieb v obciach, ktoré z rôznych dôvodov nemajú územný plán,
- údajov katastra nehnuteľností o úhrnných hodnotách druhov pozemkov k 1.1.2007.

Údaje v tabuľkovom prehľade sú spracované tak, aby mali reálnu výpovednú hodnotu o ročných úbytkoch poľnohospodárskej pôdy (1300 až 2000 ha) v konkrétnej kvalite, ale tiež aby špecifikovali trendy úbytkov pôdy v priebehu budúcich cca dvadsiatich rokov (cca 25 000 ha), a to s informáciou o rozsahu a účeloch nepoľnohospodárskeho použitia.
Z hľadiska hodnotenia ročných úbytkov poľnohospodárskej pôdy pre stavebné a iné nepoľnohospodárske zámery možno konštatovať, že nárast úbytkov pôdy má stúpajúcu tendenciu. Z hľadiska funkčného využitia najvyššie výmery predstavuje bytová výstavba (najmä výstavba rodinných domov), nasleduje priemysel a doprava. Z hľadiska kvality zaberaných poľnohospodárskych pôd predmetom najvyšších záberov boli poľnohospodárske pôdy strednej a nižšej kvality zaradené podľa skupín BPEJ do 5., 6. a 7. skupiny. Zábery najkvalitnejších pôd osobitne chránených zákonom o ochrane pôdy zaradených podľa kódu BPEJ do 1. až 4. skupiny tvoria asi jednu tretinu z celkového ročného záberu. Závery v predkladanej analýze sú navrhnuté s ohľadom na stratégiu pôdoochrannej politiky Európskej únie.
Zákon č. 220/2004 Z. z. o ochrane a využívaní poľnohospodárskej pôdy a o zmene zákona č. 245/2003 Z.z. o integrovanej prevencii a kontrole znečisťovania životného prostredia a o zmene a doplnení niektorých zákonov (ďalej len „zákon o ochrane pôdy“) okrem iného ustanovuje za akých podmienok a na základe akých postupov a konaní je možné použiť poľnohospodársku pôdu pre stavebné a iné zámery. Osobitná ochrana je zákonom ustanovená pre najkvalitnejšie poľnohospodárske pôdy, zaradené podľa kódu bonitovanej pôdno-ekologickej jednotky (BPEJ) do 1. až 4. skupiny. Celkom je zákonom o ochrane pôdy ustanovených 9 kvalitatívnych skupín BPEJ. Táto osobitná ochrana je ustanovená formou obmedzenia nepoľnohospodárskeho použitia poľnohospodárskej pôdy, nie zákazom ich nepoľnohospodárskeho použitia.
Bonitovaná pôdno-ekologická jednotka je ustanovená zákonom o ochrane pôdy ako klasifikačný a identifikačný údaj vyjadrujúci kvalitu a hodnotu produkčno-ekologického potenciálu poľnohospodárskej pôdy na danom stanovišti.
Orgány štátnej správy na úseku katastra nehnuteľností (správy katastra) sledujú a vyhodnocujú úbytky a prírastky poľnohospodárskej pôdy **podľa jednotlivých druhov pozemkov** (povinnosť zo zákona o katastri nehnuteľností). Úrad geodézie kartografie

a katastra SR pravidelne v ročných intervaloch vydáva o údajoch katastra nehnuteľností (KN) Štatistickú ročenku o pôdnom fonde v SR.
Orgány štátnej správy na úseku ochrany poľnohospodárskej pôdy (MP SR, KPÚ, OPÚ) sledujú úbytky poľnohospodárskej pôdy z úrovne rezortu pôdohospodárstva **podľa kvality poľnohospodárskej pôdy**, a to ich kvantifikáciou podľa 9 skupín bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek a **podľa charakteru nepoľnohospodárskeho použitia**.
Úlohou orgánov ochrany poľnohospodárskej pôdy je rozhodovať o odňatí poľnohospodárskej pôdy v zmysle citovaného zákona o ochrane pôdy, úlohou orgánov na úseku správy katastra je premietať a evidovať všetky rozhodnutia (OPÚ) o zmene druhu pozemku, o odňatí do KN tak, aby údaje KN poskytovali prehľad o úhrnných hodnotách jednotlivých druhov pozemkov a o ich úbytkoch celkom. K potrebe sledovania ročných úbytkov poľnohospodárskej pôdy podľa rozhodnutí orgánov ochrany poľnohospodárskej pôdy nás oprávňuje nesúlad v sumárnych ročných úbytkoch poľnohospodárskej pôdy vyčíslených orgánmi na úseku KN a orgánmi ochrany poľnohospodárskej pôd, ich zosúlaďovanie, a najmä sledovanie úbytkov poľnohospodárskych pôd podľa ich kvality a účelu použitia.

1. Analýza úbytkov poľnohospodárskej pôdy v tabuľkových prehľadoch

Podľa „Štatistickej ročenky o pôdnom fonde v SR podľa údajov katastra nehnuteľností k 1.1. 2007“, ktorej spracovateľom je ÚGKK SR výmera poľnohospodárskej pôdy v SR predstavuje 2 430 683 ha (úbytok poľnohospodárskej pôdy celkom v roku 2006 prestavuje výmera 2251 ha), z toho orná pôda 1 427 357 ha (úbytok ornej pôdy predstavuje výmera 1685 ha), chmeľnice 534 ha (úbytok 4 ha), vinice 27 314 ha (prírastok 7 ha), záhrady 76 813 ha (úbytok 52 ha), ovocné sady 17 792 ha (úbytok 155 ha) a trvalé trávne porasty 880 873 ha (úbytok 410 ha).
Výmera lesných pozemkov k 1.1.2007 predstavuje 2 006 939 ha (prírastok v roku 2006 predstavuje 1741 ha).
Výmera poľnohospodárskej pôdy a ornej pôdy v Slovenskej republike na 1 obyvateľa k 1. 7. 2006 je nasledovná:

- 0, 4509 ha poľnohospodárskej pôdy na jedného obyvateľa
- 0, 2648 ha ornej pôdy na jedného obyvateľa.

Z číselných údajov tabuľkového prehľadu podľa ÚGKK SR v roku 2006 bol zaznamenaný:

- úbytok poľnohospodárskej pôdy 2251 ha
- prírastok lesných pozemkov 1741 ha.

Prírastky výmery lesných pozemkov majú predpoklad ďalej rásť vzhľadom na usporadúvanie dlhodobo zalesnených poľnohospodárskych plôch (tzv. „biele plochy“). Ich predpokladaná výmera je 50 až 60 tisíc ha.

2. ***Analýza plôch poľnohospodárskej pôdy podľa konaní KPÚ a OPÚ v rokoch 2004 až 2006***

Konanie KPÚ:

V konaní KPÚ ide o možné budúce úbytky poľnohospodárskej pôdy na podklade návrhov územnoplánovacích dokumentácií schválených (ÚPD) v rokoch 2004 až 2006, to je návrhov nepoľnohospodárskeho použitia poľnohospodárskej pôdy v rámci územných plánov regiónov, územných plánov miest a obcí, a územných plánov zón, ale aj individuálnych návrhov investorov stavieb v najbližších desiatich rokoch.
Odsúhlasením návrhu nepoľnohospodárskeho použitia poľnohospodárskej pôdy (podľa §§ 13,14,15 zákona o ochrane pôdy) v rámci ÚPD ešte nedochádza k zmene druhu pozemku v KN (k úbytku poľnohospodárskej pôdy), ale takto odsúhlasený poľnohospodársky pozemok, po schválení ÚPD, nadobudne charakter stavebného pozemku.
Súhlas orgánu ochrany poľnohospodárskej pôdy (KPÚ) je právnym predpokladom na vydanie rozhodnutia o odňatí poľnohospodárskej pôdy (§17 zákona o ochrane pôdy).

Z číselných údajov vyplýva, že v rokoch 2004 až 2006 KPÚ odsúhlasili pre budúce možné nepoľnohospodárske použitie 25 000 ha poľnohospodárskej pôdy, ktoré budú v nasledujúcich dvadsiatich rokoch predmetom rozhodovania OPÚ o odňatí poľnohospodárskej pôdy pre konkrétnych investorov a konkrétne investície. Ide o výmeru, ktorá môže a nemusí byť realizovaná. Spresnenie definitívnej výmery sa realizuje na podklade konkrétnej projektovej dokumentácie. Z hľadiska funkčného využitia najvyššie výmery predstavuje bytová výstavba (najmä výstavba rodinných domov), nasleduje priemysel a doprava.
Podľa tabuľky 1 rozsah trvalého odňatia poľnohospodárskej pôdy podľa kvalitatívnych skupín BPEJ v roku 2006 predstavuje výmeru celkom 1242 ha, rozsah dočasného odňatia 111 ha.
Z poľnohospodárskych pôdy osobitne chránených zákonom o ochrane pôdy zaradených podľa kódu BPEJ do 1. až 4. skupiny bolo celkom odsúhlasených **278 ha**. Predmetom najvyšších záberov boli poľnohospodárske pôdy strednej a nižšej kvality zaradené podľa skupín BPEJ do 5., 6. a 7. skupiny **828 ha**. Rozsah úbytkov poľnohospodárskej pôdy zaradenej podľa kódu BPEJ do 8. a 9. skupiny, t. j. pôd veľmi nízkej kvality v roku 2006 bol **135 ha.**

Tab. 1 Rozsah trvalého odňatia poľnohospodárskej pôdy podľa skupín BPEJ v ha v roku 2006 (podľa §17 zákona č. 220/2004 Z.z.)

KPÚ	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	Trvalé odňatie	Dočasné odňatie
BA	7,3983	6,9067	2,0527	5,2207	30,3296	114,0618	17,7138	1,6477	3,0335	188,3648	0,7037
TT	71,8023	31,9985	13,5273	19,2557	26,7506	103,4671	12,5239	0,079	2,9788	282,3832	4,9224
NR	23,7995	14,7737	17,4686	25,6288	19,5665	28,0303	7,4215	4,3764	0,0098	141,0751	0,82
TN	0,0781	5,6425	10,0735	23,7988	13,308	48,4212	25,6567	1,122	17,8092	145,91	29,905
BB	0	0	0,1828	0	10,6885	33,9183	11,5044	20,0701	5,4533	81,8174	0,8611
ZA	0	0	0	0	143,002	15,9813	70,2231	7,4018	6,4136	243,0218	34,3672
KE	0	0	0	0	1,5655	19,3586	5,6374	10,7422	0,3674	37,6711	14,3142
PO	0	0	0	0	3,7868	41,3309	23,1547	29,283	23,8766	121,432	24,9454
Σ	103,078	59,3214	43,3049	73,904	248,9975	404,5695	173,8355	74,7222	59,9422	1241,675	110,839

Skutočné úbytky poľnohospodárskej pôdy (za hranicami zastavaného územia obce) predstavujú výmeru (tab. 2):
- odňatia podľa § 17 zákona o ochrane pôdy pre pripravované investičné zámery na poľnohospodárskej pôde,
- a zmeny druhu poľnohospodárskeho pozemku podľa §9 - rozhodovanie o zmene druhu pozemku, §10 - rozhodnutie v pochybnostiach či ide o poľnohospodársku pôdu, §11 - rozhodnutie o usporiadaní druhu pozemku, §19 - neoprávnený záber poľnohospodárskej pôdy, s cieľom usporiadať skutočný druh pozemku v teréne s jeho evidenciou v KN.

Z hľadiska hodnotenia ročných úbytkov poľnohospodárskej pôdy pre stavebné a iné zámery rok 2006 zodpovedá priemeru posledných piatich rokov. Nárast úbytkov pôdy má mierne stúpajúcu tendenciu (tab. 3).
Vplyv na nárast úbytkov má aj zákonná povinnosť (§3, 10, 11 zákonom o ochrane pôdy) vlastníkov, užívateľov, správcov poľnohospodárskej pôdy zosúladiť a usporiadať druh

pozemku v teréne s jeho evidenciou v KN a oneskorené zapisovanie zmeny druhu pozemku podľa rozhodnutí o odňatí v KN. Rozdiel úbytku cca 1000 ha poľnohospodárskej pôdy (OPÚ úbytok 1241 ha, ÚGKK SR 2251 ha) predstavujú výmery v zastavanom území obcí a miest, o ktorých OPÚ nerozhoduje, ale vydáva iba stanovisko k nepoľnohospodárskemu použitiu. Na rozdiel vo výmere úbytkov vplýva skutočnosť, že správy katastra zapisujú rozhodnutia OPÚ nie v roku jeho vydania, ale s určitým oneskorením (podľa nášho zistenia aj niekoľko rokov).

Tab. 2 Úbytky poľnohospodárskej pôdy v "ha" podľa § 8, 9, 10, 11, 19 zákona č. 220/2004 Z.z.

KPÚ	Skutočné úbytky poľnohospodárskej pôdy v ha r. 2006					Spolu
	§ 8	§ 9	§ 10	§ 11	§19	
Bratislava	0	43,2667	7,9266	6,5916	3,9246	61,7095
Trnava	0	0	0,2194	3,9069	18,1198	22,2461
Nitra	0	0,0469	2,465	47,6207	3,0685	53,2011
Trenčín	0	46,9738	2,2548	11,3608	6,075	66,6644
Banská Bystrica	0	21,569	8,7765	33,2144	3,3012	66,8611
Žilina	0	29,44	176,7068	8,1426	3,103	217,3924
Košice	0	11,6998	37,1973	17,1329	5,7544	71,7844
Prešov	0	4,9909	86,634	28,2154	6,7901	126,6304
Spolu	**0**	**157,9871**	**322,1804**	**156,1853**	**50,1366**	**686,4894**

Tab. 3 Skutočné úbytky poľnohospodárskej pôdy v hektároch podľa účelu použitia v roku 2006

KPÚ	Skutočné úbytky poľnohospodárskej pôdy v hektároch podľa §9, §10, §11, §17, § 19 zákona č. 220/2004 Z.z.						
	Bytová výstavba	Priemysel	Doprava	Ťažba	Zalesnenie	Iné účely	Spolu
Bratislava	156,7706	39,8452	10,7215	2,6074	0,6814	39,6189	250,245
Trnava	38,8212	71,5849	10,2495	73,4663	0,0907	115,396	309,6086
Nitra	28,005	117,258	1,3458	34,4886	1,3112	13,0646	195,4732
Trenčín	31,0967	42,1674	51,3877	22,8472	47,6026	17,4728	212,5744
B. Bystrica	20,4514	12,3326	5,7543	33,37	22,2948	54,5029	148,706
Žilina	46,7775	190,4312	27,436	34,6146	115,4149	108,6404	523,3146
Košice	15,5676	11,8607	12,1071	23,9326	27,6284	22,7032	113,7996
Prešov	51,513	44,3246	12,9209	17,0184	83,4509	41,5662	250,794
Spolu KPÚ	389,003	529,8046	131,9228	242,3451	298,4749	412,965	2004,5154

Od roku 2001 je úradom geodézie evidovaný ročný úbytok poľnohospodárskej pôdy 1300 až 1500 ha ročne. V roku 2006 sa úbytok poľnohospodárskej pôdy zvýšil na 2251 ha. Podľa našich zistení na túto zvýšenú výmeru úbytkov má vplyv zapisovanie zmien druhov pozemkov podľa rozhodnutí OPÚ z predchádzajúcich rokov. Aj z podnetu OPÚ došlo

k aktívnej spolupráci so správami katastra vo veci riešenia nesúladov úbytkov poľnohospodárskej pôdy. Táto spolupráca v odstraňovaní nesúladov zodpovedá zvýšenému úbytku poľnohospodárskej pôdy v roku 2006.

3. Definovanie problémov a návrh riešení

a) Umiestňovanie priemyselných parkov a logistických centier na poľnohospodárskych pôdach osobitne chránených zákonom o ochrane pôdy. Výber lokality ovplyvňuje najmä kritérium dopravná dostupnosť a ekonomický potenciál investora. Z hľadiska ochrany najkvalitnejších poľnohospodárskych pôd je potrebné predísť záberom mimoriadne kvalitných pôd, zvlášť v lokalite Trnavskej tabule, pretože ide o pôdy jedinečných vlastností a unikátny historický proces tvorby a premeny ich pôdneho profilu nemôžu nahradiť žiadne kompenzačné opatrenia.
b) Dlhodobý problém oneskoreného zapisovania rozhodnutí orgánov ochrany poľnohospodárskej pôdy v KN.

Problém sa riešil na úrovni legislatívy (zákon o ochrane pôdy), na riešení problému sa spolupracuje s ÚGKK SR, ale najmä na úrovni OPÚ a príslušných správ katastra. OPÚ zo zákona o ochrane pôde sleduje a vyhodnocuje úbytky poľnohospodárskej pôdy v rámci svojho územného obvodu v ročných intervaloch, tieto odsúhlasuje a nesúlady rieši s príslušnými správami katastra.

Návrh riešenia

V zákone o ochrane pôdy sprísniť zásady ochrany pôdy, napríklad ekonomickými opatreniami priamo viazanými na odňatie poľnohospodárskej pôdy osobitne chránenej zákonom o ochrane pôdy, t.j. poľnohospodárskej pôdy zaradenej podľa kódu BPEJ do 1. až 4. skupiny. Cieľom je zabezpečiť reálnymi, a nie deklaratórnymi ustanoveniami zákona ochranu kvalitnej pôdy. Prioritou je:

- Ochrana poľnohospodárskej pôdy ako **neobnoviteľného prírodného zdroja** a základnej zložky životného prostredia.
- **Ochrana výmery najúrodnejších poľnohospodárskych pôd, so zreteľom na skutočnosť, že úrodnosť pôdy je fenomenálny jav** viazaný na konkrétne pôdne stanovište, druh pozemku, typ pôdy, kde prebiehajú v konkrétnych prírodných podmienkach jedinečné prírodné procesy, nenahraditeľné v iných prírodných podmienkach, na iných prírodných stanovištiach.
- **Usmernenie, a určitým spôsobom donútenie investorov stavieb,** aby sa v záujme zníženia finančných nákladov orientovali do priestoru mimo územia najkvalitnejších a najprodukčnejších poľnohospodárskych pôd (mimo Bratislavského a Trnavského kraja), a to na pôdy menej kvalitné a menej významné pre poľnohospodársku prvovýrobu, a tiež, aby vo svojom ekonomickom záujme obmedzovali plošné nároky na nevyhnutne potrebný rozsah odňatia.

Záver

Pôda je na rozdiel od vzduchu a vody prevažne v súkromnom vlastníctve. Je to však prírodný zdroj, ktorý je predmetom spoločného záujmu, a preto ho treba chrániť pre budúce generácie. V právnych predpisoch na úseku ochrany poľnohospodárskej pôdy došlo v posledných 6 – 7 rokoch k zásadnej zmene. Na podklade Programového vyhlásenia vlády SR z roku 2002 boli zrušené odvody za odňatie poľnohospodárskej pôdy pre stavebné a iné nepoľnohospodárske využitie. Prax ukázala, že táto zmena v právnom predpise, nebola v prospech ochrany najkvalitnejších poľnohospodárskych pôd. Zrušením jediného ekonomického nástroja ochrany pôdy a ustanovenie deklaratórnej ochrany pôdy upriamilo záujem najmä zahraničných investorov na lokality mimoriadne kvalitných poľnohospodárskych pôd vo voľnej

poľnohospodárskej krajine, napríklad Trnavská tabula. Z hľadiska účelu použitia prevažujú priemyselné parky, obchodné a logistické centrá, ale tiež ťažba štrkopieskov.
Nebývalý rozvoj trhu s poľnohospodárskou pôdou nastal v prípadoch, ak išlo o poľnohospodársku pôdu, ktorá bola schválená územnoplánovacou dokumentáciou na výstavbu. Z našich praktických poznatkov vyplýva, že cena poľnohospodárskej pôdy pre poľnohospodársku prvovýrobu sa pohybuje v relácii 3 až 5 Sk za meter štvorcový, kým priemerná cena poľnohospodárskej pôdy určenej schválenou územnoplánovacou dokumentáciou na výstavbu 300, 500 až 800 Sk za meter štvorcový, vyššie ceny nie sú výnimkou, najmä v okolí Bratislavy a Trnavy. Je známe, že z predaja pôdy prosperujú predovšetkým obchodníci s poľnohospodárskou pôdou určenou na zástavbu.
V oblasti Bratislavy a Trnavy sa nachádzajú tie najkvalitnejšie poľnohospodárske pôdy. Napríklad v roku 2004 bolo v Bratislavskom kraji odsúhlasených pre zábery cca 300 ha poľnohospodárskych pôd, z toho asi jedna tretina zaradených podľa kódu BPEJ do 1. až 4. skupiny. V roku 2006 sme už zaevidovali viac ako 10 násobný nárast nárokov na záber poľnohospodárskej pôdy v Bratislavskom kraji. Podobná situácia je v Trnavskom kraji. Požiadavky na zábery poľnohospodárskych pôd zaradených podľa kódu BPEJ do 1. až 4. skupiny na ideálnej rovine v Trenčianskom kraji nie sú výnimkou.
Celková výmera záberov za tri roky predstavuje plochu o výmere 25 000 ha. Ide o číselnú hodnotu, ktorá sa pri každom novom územnom pláne alebo aktualizácii územného plánu navyšuje. Ročný priemer navýšenia predstavuje výmeru cca 8 000 ha. Je však potrebné povedať, že nejde o reálne úbytky, ide o budúce možné úbytky na ďalších 10 až 20 rokov, a tiež v značnej časti nezrealizované. Reálne číslo ročných úbytkov je v priemere 1500 až 2200 ha. Z hľadiska kvality zaberaných poľnohospodárskych pôd predmetom najvyšších záberov boli poľnohospodárske pôdy strednej kvality zaradené podľa kódu BPEJ do 5., 6. a 7. skupiny. Úbytok poľnohospodárskych pôd zaradených podľa kódu BPEJ do 1. až 4. skupiny bolo mimo hraníc zastavaného územia obce 300 ha a v zastavanom území obce cca 200 ha, celkový ročný úbytok týchto najkvalitnejších poľnohospodárskych pôd je 500 ha ročne.
Z hľadiska účelu použitia poľnohospodárskej pôdy najvyššie zábery predstavuje bytová výstavba a priemysel (priemyselné parky, logistické centrá, ale tiež dopravné stavby a ťažobné priestory). Z hľadiska jednotlivých krajov najvyššie zábery pôd boli zaznamenané v Trnavskom, Bratislavskom a Žilinskom kraji, s tým rozdielom, že predmetom záberov v Žilinskom kraji bola poľnohospodárska pôda strednej a nižšej kvality. V období ostatných 6 - 7 rokov je z hľadiska ochrany poľnohospodárskej pôdy neprehliadnuteľná skutočnosť, že predmetom záujmu MH SR je mimoriadne kvalitná poľnohospodárska pôda v oblasti Trnavskej tabule pre významné investície priemyselných parkov.
Z celkovej výmery poľnohospodárskych pôd Slovenska 2 430 939 hektárov 25 % výmery zaraďujeme medzi najkvalitnejšie a najprodukčnejšie pôdy. Pokračovanie úbytku týchto mimoriadne kvalitných poľnohospodárskych pôd bude mať negatívny dopad pre budúce generácie s nezvratnými dôsledkami.

VYBRANÉ VLASTNOSTI PÔD PÔDNEJ KATÉNY V BLÍZKOSTI PRÍRODNEJ REZERVÁCIE ŽITAVSKÝ LUH

SELECTED SOIL PROPERTIES IN SOIL CATENA NEAR NATURAL RESERVATION ŽITAVSKÝ WETLAND

Nora Szombathová, Anton Zaujec, Juraj Chlpík

Slovenská poľnohospodárska univerzita, katedra pedológie a geológie, Tr. A. Hlinku 2, 949 76 Nitra, Slovenská republika, e-mail: nora.szombathova@uniag.sk

Abstrakt

Charakterizovali sme vybrané fyzikálne a chemické vlastnosti pôdnej katény v blízkosti Prírodnej rezervácie Žitavský luh – čiernice modálnej, černozeme kultizemnej a hnedozeme kultizemnej. Na základe výsledkov analýz sorpčného komplexu, pôdnej reakcie a obsahu uhličitanov v pôde, ako i charakteru okolitého reliéfu a polohy prírodnej rezervácie Žitavský luh usudzujeme, že aluviálny pôdotvorný substrát čiernice bol prevrstvovaný sprašovým materiálom oderodovaným z blízkeho mierneho svahu Pohronskej sprašovej pahorkatiny. Textúrne zloženie černozeme a hnedozeme bolo prachovito-hlinité (ssh), profil čiernice bol obohatený o frakciu ílu a zrnitosť bola ílovito-hlinitá (si). Na rozdiel od čiernice, podornica hnedozeme a černozeme bola značne zhutnená pravdepodobne vplyvom prejazdov po pôde, v hnedozemi bolo zhutnenie zvýraznené i procesom ilimerizácie. Obsah humusu v A-horizonte rástol od hnedozeme (23 $mg.g^{-1}$), černozeme (26 $mg.g^{-1}$) až po čiernicu (32,9 $mg.g^{-1}$). Kvalita humusu zistená ako pomer humínových kyselín k fulvokyselinám sa zvyšovala v poradí – od humátno-fulvátneho typu v hnedozemi (0,76) i v čiernici (0,98), po fulvátno-humátny v černozemi (1,01).

Kľúčové slová: pôdna katéna, čiernica, černozem, hnedozem

Abstract

There were characterised selected physical and chemical properties of soil catena next to Natural Reservation Žitavský wetland: Mollic Fluvisols, Haplic Chernozem and Haplic Luvisols. On the base of results of sorption properties, soil reaction and carbonate content and also character of surrounding relief and position of Žitavský wetland we can conclude that alluvial soil forming substrate of Mollic Fluvisols was layered by calcareous loess eroded from near gentle slope of Pohronská loess highlands. Textural fractionation of Haplic Chernozem and Haplic Luvisols was silt loam (ssh), the profile of Mollic Fluvisols was enriched by clay and texture was clay loam (si). In contrary to Mollic Fluvisols, the subsoil of Haplic Chernozem and Haplic Luvisols was compacted, probably due to cultivation machinery, and in Haplic Chernozem and Haplic Luvisols compaction was increased also due to illimerization processes. Humus content in A-horizon increased from Haplic Luvisols (23 $mg.g^{-1}$), Haplic Chernozem (26 $mg.g^{-1}$), to Mollic Fluvisols (32.9 $mg.g^{-1}$). Humus quality (determined humic/fulvic acid ratio) increased in order – from humato-fulvatic in Haplic Luvisols (0.76) and in Mollic Fluvisols (0.98), to fulvato-humatic in Haplic Chernozem (1.01).

Key words: soil catena, Mollic Fluvisols, Haplic Chernozem, Haplic Luvisols

Úvod

Pôdna katéna je určité zákonité striedanie pôd v podmienkach topografie. Komplikovaná geologická stavba územia Slovenska a tomu zodpovedajúca geografická členitosť sa odráža aj v pestrosti pôdneho krytu. Štruktúra pôdneho krytu je určovaná na jednej strane povahou

materských hornín, ale na druhej strane rozdielnym pôsobením pôdotvorných faktorov a podmienok pri vývoji krajiny. Preto má svoje zákonitosti. S výškou rastie množstvo zrážok, klesá teplota, mení sa výpar a tomu sa prispôsobuje aj zmena vegetácie. Všetky procesy migrácie látok podliehajú gravitácii. Zo svahov sú látky odnášané a kumulujú sa v zníženinách. V zníženinách sa viac prejavujú procesy akumulácie a vplyv podzemnej vody na vývoj pôd (Hanes, a kol., 1999).

Materiál a metódy

Cieľom práce bola charakteristika vybraných fyzikálnych a chemických vlastností pôdnej katény v blízkosti Prírodnej rezervácie Žitavský luh – čiernice modálnej, černozeme kultizemnej a hnedozeme kultizemnej a ich vzájomné porovnanie v kontexte s ich topografickou polohou.

Skúmaná lokalita sa nachádza v blízkosti obce Maňa, okres Nové Zámky (18°19´ v.d., 48°09´ s.š.). Klimaticky patrí do teplej v oblasti s miernou zimou, s dlhým slnečným svitom vo vegetačnom období. Priemerná ročná teplota je 10,2°C a priemerný ročný úhrn zrážok je 539 mm (Špánik, Repa, Šiška, 2002).

Územie sa rozprestiera vo východnej časti Podunajskej nížiny. Nachádza sa v povodí rieky Žitava, ktorá ho rozdeľuje na časť prislúchajúcu k Hronskej sprašovej pahorkatine (východná časť) a k Žitavskej sprašovej pahorkatine. Reliéf bol modelovaný eolickou a fluviálnou činnosťou. Rovinou v strede územia preteká rieka Žitava, podieľajúca sa na modelácii reliéfu. Tu je nadmorská výška najnižšia - 130 m n. m. Od západu na východ územie postupne stúpa a prechádza v kopcovitý terén, v ktorom dosahuje maximum nadmorskou výškou 200 m. Územie z geologického hľadiska je tvorené rozsiahlymi a mocnými vrstvami pleistocénnych sedimentov, hlavne vápenatých spraší, ktoré sú materskou horninou prevažnej časti pôd. Reliéf územia v značnej miere vplýva na pôdotvorný proces. Spolu s ostatnými faktormi, hlavne hydrológiou územia, značne ovplyvnil väčšiu časť pôd (Szákall, 1968).

Sonda černozeme bola vykopaná na starej terase rieky Žitava prekrytej sprašou. Sonda hnedozeme sa nachádza na miernom západnom svahu zvažujúcom sa smerom k prírodnej rezervácii Žitavský luh, v blízkosti ktorej bola vykopaná sonda reprezentujúca čiernicu. Následne boli popísané morfologické charakteristiky.

V odobraných vzorkách boli stanovené tieto fyzikálne a chemické pôdne vlastnosti.

- merná a objemová hmotnosť, pórovitosť a hydrofyzikálne vlastnosti
- zrnitostné zloženie pôdy – pipetovacou metódou
- pH - potenciometricky – vo H_2O, v 1 mol.dm^{-3} KCl (Čurlík, 2003)
- obsah uhličitanov -– Jankovým vápnomerom (Čurlík, 2003)
- obsah organického uhlíka (Cox) - oxidimetricky metódou Ťurina (Orlov, 1981)
- frakčné zloženie humusu – frakcionáciou Kononovej-Beľčikovej (Hanes a kol., 1995) – vo vzorkách čiernice
- frakčné zloženie humusu – frakcionáciou Ťurina v modifikácii Ponomarevovej-Plotnikovej (Orlov, 1981) – vo vzorkách černozeme a hnedozeme
- obsah ľahko oxidovateľného uhlíka C_L v neutrálnom prostredí (Loginow, 1987)
- spektrofotometrické merania (Spekol 20).

Sledované parametre boli stanovené v trojnásobných opakovaniach a vypočítané priemerné hodnoty uvádzame v tabuľkách.

Výsledky a diskusia

Hodnoty mernej hmotnosti (ς_s) sa v profile čiernice menili nerovnomerne, čo pripisujeme rôznym druhom sedimentov, ktoré tvoria pôdotvorný substrát. Naopak, v černozemi a hnedozemi, kde bola substrátom karbonátová spraš, sme nezaznamenali výrazné zmeny ς_s

v profile (Tabuľka 1). V poľnohospodársky neobrábanej čiernici sme zaznamenali tendenciu rovnomerného zvyšovania objemovej hmotnosti pôdy (ς_d), keď pórovitosť (P) sa rovnomerne znižovala. Čiernica bola zhutnená už od hĺbky 0,2 m. Na druhej strane v poľnohospodársky obrábanej černozemi bola dosiahnutá najvyššia hodnota ρ_d vo vrstve 0,2 - 0,3 m, ktorú hodnotíme ako utlačenú (nakoľko prekračuje kritické hodnoty pre piesočnato-hlinitú pôdu (ς_d > 1,55 t.m^{-3} a P < 42%). Hnedozem bola utlačená v celom profile, keď boli presiahnuté kritické hodnoty ς_d aj P pre hlinitú pôdu (ς_d > 1,45 t.m^{-3} a P < 45%). V černozemi bolo utlačenie spôsobené pravdepodobne častými prejazdmi poľnohospodárskej techniky po pôde a v hnedozemi okrem prejazdov i zníženým obsahom humusu a uhličitanov v pôdnom profile a procesom illimerizácie (Tabuľka 1).

Tab. 1 Analyzované pôdne vlastnosti vo vybraných pôdnych typoch

Pôdny typ	Hĺbka [m]	ρ_s	ρ_d	P	Θ	V_{AM}	Pk	Pn	Ps	V_A	Θv
		[t.m^{-3}]		[% objemové]							
Čiernica	0-0,1	2,52	1,27	49,60	43,02	6,58	41,02	6,61	1,97	7,45	12,34
	0,1-0,2	2,70	1,39	48,52	43,79	4,79	41,89	4,42	2,21	5,33	10,27
	0,2-0,3	2,54	1,42	44,09	41,89	2,20	40,09	2,53	1,47	3,23	9,84
	0,3-0,4	2,60	1,53	41,15	36,44	4,71	35,88	3,42	1,85	4,12	13,63
	0,4-0,5	2,54	1,56	38,58	35,63	2,95	34,17	2,97	1,44	3,57	11,40
	0,5-0,6	2,68	1,55	36,94	36,44	0,50	34,59	0,73	1,62	1,31	11,92
	0,6-0,7	2,66	1,57	40,98	36,41	4,57	35,21	4,45	1,32	5,14	12,53
	0,7-0,8	2,55	1,54	39,60	39,45	0,15	38,61	0,81	0,18	0,40	11,21
Černozem	0-0,1	2,54	1,19	53,14	23,85	29,29	27,78	15,53	9,83	19,56	7,55
	0,1-0,2	2,53	1,36	46,24	30,33	15,91	33,1	12,31	0,83	10,3	7,56
	0,2-0,3	2,55	1,59	37,64	30,69	6,95	32,94	3,16	1,54	3,8	8,5
	0,3-0,4	2,52	1,42	43,65	30,02	13,63	33,19	5,34	5,12	6,8	8,52
	0,4-0,5	2,53	1,29	49,01	27,96	21,05	31,04	11,02	6,95	13,31	8,54
	0,5-0,6	2,52	1,37	45,63	29,06	16,57	32,4	7,61	5,62	9,47	9,3
	0,6-0,7	2,53	1,44	43,08	28,99	14,09	32,88	3,59	6,61	5,69	9,34
Hnedozem	0-0,1	2,52	1,53	39,28	28,9	10,38	31,15	6,68	1,45	7,18	7,87
	0,1-0,2	2,53	1,6	36,75	30,63	6,12	31,47	3,89	1,39	4,36	7,6
	0,2-0,3	2,52	1,62	35,71	30,94	4,77	31,07	4,09	0,55	4,37	8,36
	0,3-0,4	2,54	1,57	38,18	31,29	6,89	32,38	4,61	1,19	5,05	7,89
	0,4-0,5	2,55	1,53	40	30,56	9,44	33,04	4,09	2,87	5,07	7,62
	0,5-0,6	2,55	1,48	41,96	30,16	11,8	32,61	5,4	3,95	6,78	7,72
	0,6-0,7	2,54	1,43	43,7	29,61	14,09	33,53	5,4	4,77	7,08	8,12
	0,7-0,8	2,54	1,56	38,58	29,03	9,55	32,86	3,82	1,9	4,31	8,36

ρ_s – merná hmotnosť, ρ_d – objemová hmotnosť redukovaná, P – pórovitosť, Θ - momentálna vlhkosť, V_{AM} – momentálny obsah vzduchu v pôde, Pk – objem kapilárnych pórov, Pn – objem nekapilárnych pórov, Ps – objem semikapilárnych pórov, V_A – minimálna vzdušná kapacita, Θv – bod vädnutia

Vysoká hladina podzemnej vody (1 m) v čiernici ovplyvnila hydrofyzikálne a z nich vyplývajúce aeračné vlastnosti pôdy, a to najmä v C-horizonte neustále ovplyvnenom vysokou hladinou podzemnej vody. Táto kapilárnym vzlínaním ovplyvňuje aj A/C horizont a spôsobuje morfologické oxidačno-redukčné znaky. Hodnoty vlhkosti pôdy a momentálneho obsahu vzduchu boli v celom pôdnom profile černozeme vyhovujúce. Naopak, v pôdnom profile hnedozeme bola prevzdušnenosť nedostatočná a vo vrstve 0,1 – 0,5 m dokonca kritická. Na túto skutočnosť poukazuje aj vysoké pomerné zastúpenie kapilárnych pórov v porovnaní s nekapilárnymi (Tabuľka 1).

Z hľadiska zrnitostného zloženia pôdy bol zistený vyšší obsah ílu v celom profile čiernice (zrnitosť bola ílovito-hlinitá - si), v porovnaní s černozemou a hnedozemou, ktoré boli prachovito-hlinité (ssh). Vyššie zastúpenie frakcie ílu v čiernici je pravdepodobne dôsledkom ukladania jemnozrnných kalových sedimentov rieky Žitava vo svojej nive, ako i ukladania oderodovaného materiálu z blízkych svahov, no i procesom glejovatenia, pri ktorom taktiež dochádza k zaílovaniu (Tabuľka 2).

Tab. 2 Zrnitostné zloženie pôdy

Pôdny typ	Horizont	Hodnotenie podľa trojuholníka	Zrnitostné frakcie [%]					
			>0,25 mm	0,25-0,05 mm	0,05-0,01 mm	0,01-0,001 mm	<0,001 mm	<0,01 mm
Čiernica	Amč	si	6,68	20,59	20,50	19,82	32,41	52,23
	Amč/CGo	si	9,73	17,46	17,61	17,65	37,55	55,20
	CGo	si	13,90	15,82	16,68	17,50	36,10	53,60
Černozem	Akp	ssh	6,55	27,38	36,94	17,26	11,87	29,13
	Am/Cc	ssh	2,76	27,86	33,81	25,16	10,41	35,57
	Cc	ssh	4,11	29,71	39,48	19,2	7,5	26,7
Hnedozem	Akp	ssh	1,26	24,37	41,36	19,24	13,77	33,01
	Bt	ssh	1,36	21,52	41,38	16,23	19,51	35,74
	Cc	ssh	2,53	25,49	43,44	20,12	8,42	28,54

ssh – prachovito-hlinitá, si – ílovito-hlinitá

Zaznamenali sme trend postupného zvyšovania hodnôt pH s hĺbkou vo všetkých profiloch. Výmenná pôdna reakcia (pH_{KCl}) sa pohybovala od neutrálnej až po slabo alkalickú v čiernici i černozemi. V humusovom horizonte hnedozeme bola pH_{KCl} kyslá. Keďže v B_t-luvickom horizonte hnedozeme sme v nezistili kyslú pôdnu reakciu usudzujeme, že bázické katióny a uhličitany vyplavené z humusového horizontu sa sčasti kumulovali aj v B_t-horizonte. Pôdotvorný substrát má vysoký obsah karbonátov (karbonátová spraš), preto pôdna reakcia C-horizontu bola slabo alkalická (Tabuľka 3).

Tab. 3 pH, uhličitany, parametre sorpčného komplexu

Pôdny typ	Horizont	Hĺbka [m]	pH H_2O	pH KCl	$CaCO_3$ [%]	H [mmol.kg^{-1}]	S [mmol.kg^{-1}]	V [%]
Čiernica	Amč	0,0-0,35	7,83	7,07	0,12	6,1	287	97,9
	A/CGo	0,35-0,62	7,94	7,20	0,10	4,4	254	98,3
	CGo	>0,62	8,35	7,57	1,75	3,1	469	99,3
Černozem	Akp	0,0-0,30	8,34	7,26	4,20	1,5	262	99,6
	Am/Cc	0,30-0,57	8,58	7,50	27,0	0,8	294	99,8
	Cc	>0,80	8,79	7,65	24,4	0,3	412	99,9
Hnedozem	Akp	0,0-0,30	6,43	5,22	0,14	14,8	171	92,0
	Bt	0,30-0,60	7,60	5,95	0,22	0,9	230	99,6
	Cc	>0,60	8,59	7,63	28,20	4,9	448	99,0

H – hydrolytická kyslosť, V – nasýtenosť sorpčného komplexu bázickými katiónmi
S – obsah výmenných bázických katiónov

S charakteristikami sorpčného komplexu (ktorý bol plne nasýtený bázickými katiónmi) ako i s hodnotami pH korešponduje aj percentuálne zastúpenie uhličitanov, ktoré sme zistili v celých profiloch všetkých troch skúmaných sond. Najvyšší obsah $CaCO_3$ sme zistili v C-horizontoch.

Najnižšie položeným miestom skúmanej katény je profil čiernice lokalizovaný na Žitavskom luhu. Za ním sa dvíha mierny svah, na ktorom sme skúmali profil hnedozeme, ktorého pôdotvorným substrátom je karbonátová spraš. Na základe výsledkov stanovených chemických parametrov ako i polohy a reliéfu prírodnej rezervácie Žitavský luh a blízkeho okolia usudzujeme, že vysoké hodnoty pH, hodnôt S, T, V, obsahu uhličitanov a nízka hydrolytická acidita v profile čiernice svedčia o akumulácii sprašového materiálu pochádzajúceho z blízkeho mierneho svahu. V spodnej časti pôdneho profilu čiernice bola akumulácia karbonátovej spraše natoľko zreteľná, že sme ju pozorovali ako výrazne sfarbenú vrstvu v hĺbke 0,6-0,8 m.
Celkový obsah organického uhlíka v A-horizonte rástol od hnedozeme (13,4 $mg.g^{-1}$), černozeme (15,1 $mg.g^{-1}$) až po čiernicu (19,1 $mg.g^{-1}$). Kvalita humusu zistená ako pomer humínových kyselín k fulvokyselinám sa zvyšovala v poradí: od humátno-fulvátneho typu v hnedozemi (0,76) i v čiernici (0,98), až po fulvátno-humátny v černozemi (1,01) (Tabuľka 4).

Tab. 4 Kvalitatívne parametre pôdnej organickej hmoty

Pôdny typ	Horizont	C_{ox}	Humus	C_{HK}/ C_{FK}	C/N	C_L	C_{NL}
		[$mg.g^{-1}$]				[% z Cox]	
Čiernica	Amč	19,1	32,9	0,98	9,84	9,62	90,38
	A/CGo	6,37	11,0	1,75	7,75	8,28	91,72
	CGo	4,11	7,1	1,82	7,13	3,45	96,55
Černozem	Akp	15,1	26,0	1,01	8,39	8,50	91,5
	Am/Cc	6,9	11,9	2,60	4,60	5,08	94,92
	Cc	3,2	5,5	-	5,33	3,59	96,41
Hnedozem	Akp	13,4	23,1	0,76	7,44	14,55	85,45
	Bt	4,2	7,2	0,71	6,80	10,35	89,65
	Cc	3,2	5,5	-	5,33	3,40	96,6

C_L - labilná frakcia organického uhlíka oxidovateľného pomocou 5 $mmol.dm^{-3}$ $KMnO_4$
C_{NL} - nelabilná frakcia organického uhlíka odolného voči oxidácii pomocou 5 $mmol.dm^{-3}$ $KMnO_4$
Cox - celkový obsah organického uhlíka
C_{HK}:C_{FK} - pomer obsahu uhlíka humínových kyselín k fulvokyselinám získaný pre čiernicu z frakcionácie metódou Kononovej-Beľčikovej, a pre černozem a hnedozem metódou Ťurina v modifikácii Ponomarevovej-Plotnikovej

Rovnomerne so znižovaním celkového obsahu organického uhlíka sa znižoval aj obsah ľahkooxidovateľného organického uhlíka (C_L), ktorý sme zisťovali oxidáciou pôdnej organickej hmoty pomocou roztoku $KMnO_4$, čo v podstate simuluje mikrobiálnu oxidáciu. Ľahkooxidovateľný organický uhlík predstavuje organickú hmotu, ktorá je ľahko rozložiteľná mikroorganizmami a preto ju mikroorganizmy intenzívne využívajú ako zdroj potravy.
Aj percentuálne zastúpenie ľahkooxidovateľného organického uhlíka sa s hĺbkou postupne znižovalo (Tabuľka 4), čo svedčí o skutočnosti, že pôdna organická hmota je v spodných častiach pôdneho profilu zastúpená najmä jej stabilnými formami - humínmi a stabilnými polysacharidmi (C_{NL}).
Frakcia ľahkooxidovateľného organického uhlíka je v pôde zastúpená najmä vo formách ľahkorozložiteľných zlúčenín z koreňových exudátov, plazmy odumierajúcich mikroorganizmov, vodorozpustných sacharidov, aminokyselín, peptidov. Je rýchlejšie rozložiteľná a preto i rýchlejšie obnoviteľná v čase ako celkový obsah organického uhlíka (Cox), preto je citlivejším ukazovateľom zmien obsahu pôdnej organickej hmoty ako Cox

(Conteh, Blair, 1998). Labilná frakcia organického uhlíka je v pôde zastúpená najmä fulvokyselinami, polysacharidmi a mikrobiálnou biomasou, ktoré môžu podliehať ďalším procesom premeny a humifikácie - teda transformácii na C_{NL} - nelabilnú frakciu organickej hmoty zastúpenú najmä humínmi a stabilnými polysacharidmi (Conteh et al., 1999).
Pomer C : N bol vo všetkých skúmaných pôdnych profiloch užší ako 10 : 1, čo poukazuje na vysokú stabilitu organickej hmoty vo všetkých skúmaných profiloch. Hodnota pomeru C : N sa s hĺbkou postupne znižovala, čo v podstate potvrdilo výsledky zistené pri stanovení oxidovateľnosti uhlíka pomocou $KMnO_4$, kde sa takisto stabilita organickej hmoty smerom do hĺbky pôdneho profilu postupne zvyšovala.

Záver

Na základe výsledkov fyzikálnych a chemických vlastností skúmaných pôd a najmä z analýz sorpčného komplexu, pôdnej reakcie a obsahu uhličitanov v pôde, tiež charakteru okolitého reliéfu a polohy prírodnej rezervácie Žitavský luh usudzujeme, že aluviálny pôdotvorný substrát čiernice bol postupne prevrstvovaný sprašovým materiálom oderodovaným z blízkeho mierneho svahu Pohronskej sprašovej pahorkatiny. Súčasne sme pozorovali v dôsledku eróznych procesov postupné zanášanie tejto prírodnej rezervácie sprašovým materiálom. Tento fenomén sa prejavil aj v sledovaných fyzikálno-chemických vlastnostiach pôdnych typov.

Poďakovanie

Výsledky boli získané v rámci projektov VEGA 1/4441/07 a VEGA 1/0196/03.

Literatúra

CONTEH, A., BLAIR, G.J., 1998: The distribution and relative losses of soil organic carbon fractions in aggregate size fractions from cracking clay soils (Vertisols) under cotton production. Australian Journal of Soil Research. 36, 1998, pp. 257 – 271.

CONTEH, A., BLAIR, G.J., LEFROY, R.D.B., WHITBREAD, A., 1999: Labile organic carbon determined by permangante oxidation and its relationships to other measurements of soil organic carbon. Humic Substances in the Environment, 1, 1999, č. 1, pp. 3 – 15.

ČURLÍK, J., 2003: Pôdna reakcia a jej úprava. Bratislava: Suma print Bratislava, 2003. 250 s.

HANES, J., 1999: Analýza sorpčných vlastností pôd. Bratislava: Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôd, 1999. 138 s.

HANES, J., CHLPÍK, J., MUCHA, V., SISÁK, P., ZAUJEC, A., 1995: Pedológia. Nitra: SPU Nitra, 1995. 153 s.

HANES, J., ČURLÍK, J., LINKEŠ, V., MUCHA, V., SISÁK, P., ZAUJEC, A., 1999: Pedológia. Nitra: SPU Nitra, 1999. 119 s.

LOGINOW, W. et al., 1987: Fractionation of organic carbon based on susceptibility to oxidation. In: Polish journal of soil science, roč. 20, 1987, č. 1, s. 47 – 52.

ORLOV, D.S., 1974: Gumusovyje kysloty počvy. 1. Vyd. Moskva, Izdateľstvo Moskovskovo universiteta 1974. s. 126 – 204.

SZÁKÁLL, F. a kol., 1968: Komplexný pôdoznalecký prieskum PD Maňa, okres Nové Zámky.

ŠPÁNIK, R., REPA, Š., ŠIŠKA, B., 2002: Agroklimatické a fenologické pomery Nitry (1991 – 2000). Nitra: SPU Nitra, 2002. 39s.

VÝZNAM VÝVRATOVÝCH DISTURBANCÍ V JEDLO-BUKOVÉM (PRA)LESE FLYŠOVÉHO PÁSMA KARPAT

IMPORTANCE OF THE WINDTHROW DISTURBANCES IN NEAR-NATURAL FIR-BEECH FOREST IN THE FLYSCH ZONE OF THE CARPATHIANS

Pavel Šamonil[1)], Petra Kubínová[2)], Barbora Šebková[2)], Jan Douda[2)]

[1)]Oddělení ekologie lesa, Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, Lidická 25/27, CZ-657 20 Brno, pavel.samonil@vukoz.cz
[2)]Fakulta lesnická a environmentální, Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 1176, CZ-165 21, Praha 6 – Suchdol, kubinova@fle.czu.cz, barbora.sebkova@seznam.cz, douda@fle.czu.cz

Abstrakt

V přirozeném jedlobukovém pralese byl hodnocen plošný podíl vývratů a jejich velikostní parametry. Šetření se uskutečnila v Národní přírodní rezervaci Razula ve flyšovém pásmu Karpat na ploše 109 800 m^2. Zde bylo zaznamenáno 1561 vývratů jejichž celkový plošný podíl činil 14,3 %. Od roku 1972 činil podíl vývratů nejméně 2,2 % studované plochy. Vývraty byly nejčastěji orientovány ve směru svahu. Podíl vývratové kupy ve srovnání s vývratovou depresí v čase narůstal. To je dáno odlišnou dynamikou těchto mikrostanovišť. Popsán byl proces relativní akumulace četnosti velkých vývratů, jež ovlivňuje současnou distribuci vývratů na lokalitě. Tento proces musí být při studiu vývratů podél gradientu času zohledněn.

Klíčová slova: vývrat, disturbance, jedle, buk, přirozené lesy, flyšové horniny

Abstract

An extent share and size parameters of the windthrows were assessed in the near-natural fir-beech forest. The research was located in the National Nature Reservation Razula in the flysch zone of the Carpathians on area 109,800 m^2. There were 1561 windthrows on locality; their area share was 14.3 %. The area share of the windthrows has been at least 2.2 % since 1972. The windthrows were usually oriented downhill, parallel to slope. Share of the mound increase comparing with the pit along the time. It is a result of the different dynamics of the both microsites. The process of the relative accumulation of the large windthrows in time was described. This process affects present distribution of windthrows on locality. It must be taken to the account in the study of the windthrows along the time gradient.

Key words: windthrow, disturbance, fir, beech, near-natural forests, flysch rocks

Úvod

Disturbance se liší frekvencí, délkou trvání, prostorovým rozsahem, intenzitou nebo silou (Bengtsson 2002, Holling et al. 1994). Konkrétní typy mají charakteristický prostorový a časový rozsah. Výzkum disturbancí je orientován zejména na studium dopadu jednorázových, extrémně silných a plošně rozsáhlých disturbančních událostí na krajinu (Peterson et Pickett 1995, Foster et al. 1998, Harcombe et al. 2004). Vzhledem k lesním ekosystémům jsou takto studována především hurikány a požáry devastovaná území. Význam slabých, plošně omezených, nicméně chronicky působících disturbancí pro vývoj přírodních systémů bývá často opomíjen.

OBSAH

Při studiu pedogenetických procesů, zvláště pak při modelování vývoje půdních vlastností, bývají možné disturbance půdního prostředí výzkumníky mnohdy zanedbávány. Studie se zabývají kontinuálním vývojem půd a neuvažují, že by tento vývoj mohl být „náhodným" vlivem porušen (Kauppi et al. 1986 aj.). V derivátu času, ze kterého vycházejí vstupní parametry pro tvorbu vývojových modelů se jeví význam vývratových disturbancí opravdu omezený. Tento typ disturbance je ovšem nedílnou – a v tomto smyslu i nenáhodnou (kauzální) součástí vývoje přirozených lesních ekosystémů. Při extrapolaxi vývojových modelů na stovky až tisíce let výrazně roste pravděpodobnost výskytu disturbance.
Vývraty se významně podílejí na tvorbě mikrotopografie a diverzity stanovišť (Wright 1974, Pritchett 1979, Peterson et al. 1998, Bengtsson 2002). Stanoviště přitom ovlivňují dlouhodobě. Jejich úplný rozpad trvá stovky (Armson et Fessenden 1973) i tisíc let (Scheatzl et Follmer 1990, Gabet et al. 2003). Procesy míšení a přeměny hmoty provázející vznik a vývoj vývratu v čase mohou významně ovlivnit průběh půdně-genetických procesů, včetně acidifikace a podzolizace (Melilo et al. 1982, Green et al. 1993, Browne 1995, Fox 1995, Dutton, Evans 1996, Kayahara 1998, Tani, Higashi 1999, Lundstrom et al. 2000, Spears, Lajtha 2004). Na průběh půdotvorných procesů mohou mít vliv i specifické ekologické a erozně-sedimentační podmínky mikrostanovišť vývratu, které se výrazně liší od podmínek na volné ploše (Beatty 1984, Peterson, Pickett 1990, Millikin et al. 1996, Clinton, Baker 2000, Nachtergale et al. 2002).
Také v jedlobukových pralesích je třeba kvantifikovat plošný podíl vývratů a jejich dynamiku v čase. Pouze při zohlednění disturbančních událostí je možné diskutovat průběh pedogeneze v přirozených temperátních lesích ve střednědobém a dlouhodobém měřítku.
Na reprezentativní části jedlobukového pralesa bylo cílem zjistit:

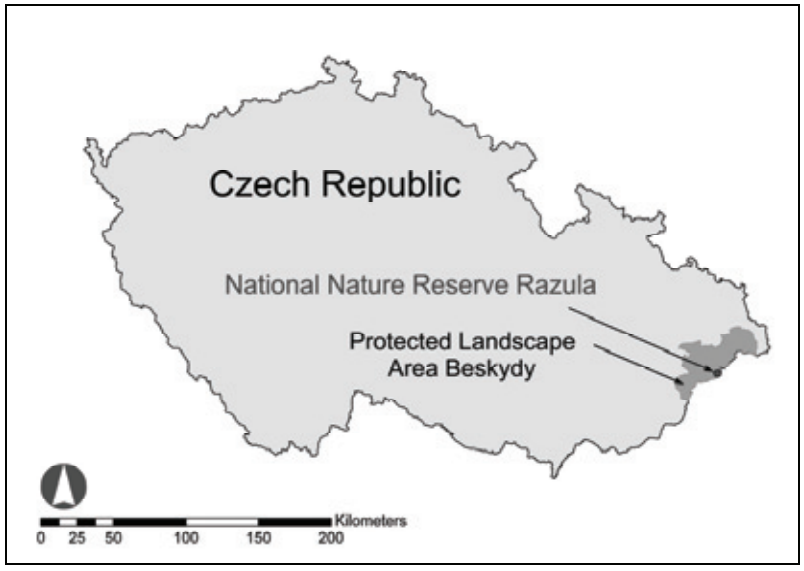
- plošný podíl všech vývratů a podíl vývratů vzniklých od roku 1972
- strukturu velikostních parametrů přítomných vývratů

Tato studie má být podkladem pro navazující studium významu vývratových disturbancí pro pedogenezi v jedlobukovém pralese.

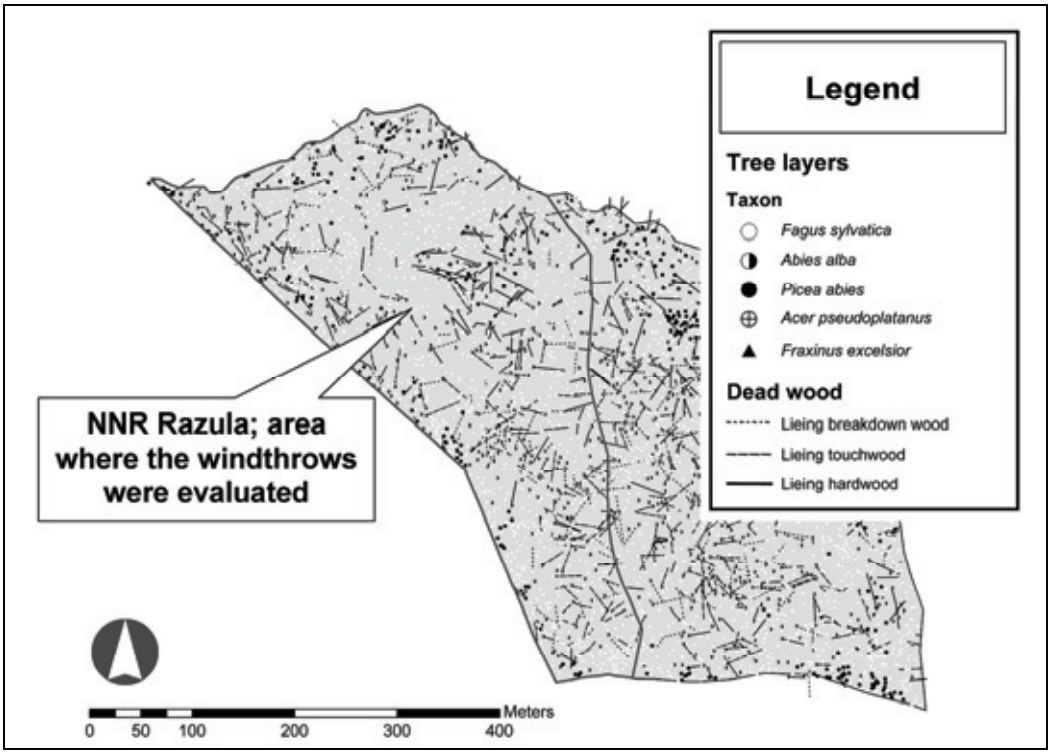
Materiál a metody

Studijní plocha

Modelovým objektem byl jedlobukový (pra)les Razula (Obr. 1-2).



Obr. 1 Lokalizace studovaného území v rámci České republiky



Obr. 2 Lokalizace plošně hodnocené části Národní přírodní rezervace Razula (*NNR Razula*). Na mapě je zobrazena zjednodušená situace rozmístění dendromasy podle plošného šetření z roku 1995 (Vrška et al. 2001)

Přednosti tohoto území jsou:

- dostatečná velikost (23,5 ha) s projevy autoregulace (Korpeľ 1982), přísná ochrana území od roku 1933;
- geologické a geomorfologické poměry bez ostrých přechodů;
- přibližně homogenní dřevinné patro s dominujícími *Fagus sylvatica* L., *Abies alba* Mill., *Picea abies* (L.) Karsten;
- podrobné dendrometrické šetření vyhotovené na lokalitě v letech 1972 (Průša 1985) a 1995 (Vrška et al. 2001).

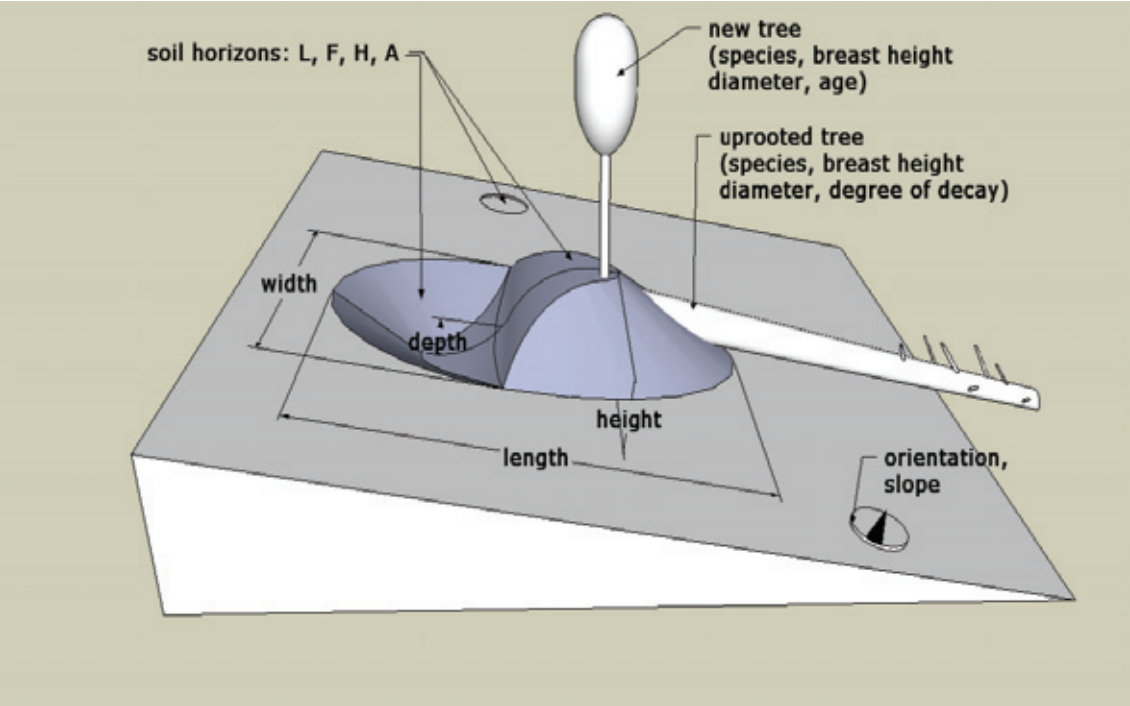
Přírodní podmínky lokality:

- převažují S a SZ svahy, průměrný sklon svahu je 20°
- průměrné roční srážkové úhrny 1050–1370 mm
- průměrná roční teplota 5-6 °C (Tolasz et al. 2007; www.chmu.cz/meteo)
- flyšové pásmo tvoří pískovce, jílovce a jílovité břidlice, magurský příkrov a horniny Soláňského souvrství (Menčík 1979)
- půdy Skeletic Cambisols a Haplic Cambisols (Anonymous, 1998; Driessen et al. 2001; Michéli et al., 2006)
- floristicko-sociologické asociace *Dentario enneaphylli-Fagetum* a *Dentario glandulosae-Fagetum* (Ellenberg 1996).
- Soubor lesních typů 5B – bohatá jedlová bučina (Anonymus 1971/1976).

Sběr a zpracování dat

K plošnému hodnocení vývratových disturbancí byla vybrána přibližně ½ území Národní přírodní rezervace Razula (dále Razula). Území bylo svým tvarem i po stránce geomorfologické kompaktní. Na tomto území byly pro každý přítomný vývrat zaznamenány jeho velikostní parametry, charakteristiky vyvrácených stromů i stromů nově rostoucích na

vývratech (Obr. 3). Zaznamenány byly rovněž sklonové poměry. Vývraty byly lokalizovány systémem GPS a zároveň byly zaznamenány do „mapy stromů“. Tím byla zajištěna jejich přesná lokalizace v terénu. „Mapa stromů“ je tvořena podrobným polohopisem všech přítomných jedinců dřevin s výčetní tloušťkou ≥ 20 cm. Zároveň obsahuje údaje o jejich aktuálním stavu (např. buk - výčetní tloušťka 45 cm, stojící živý). Pro zájmové území byla mapa vypracována v roce 1972 (Průša 1985), aktualizována byla v roce 1995 (Vrška et al., 2001). Terénní šetření proběhlo v roce 2006.



Obr. 3 Schéma vývratu s vyznačením hodnocených parametrů

Denny, Goodlett, 1956) šířka a délka vývratu. Při hodnocení celkového plošného podílu vývratů (dále jen podíl) a jejich velikostních parametrů byly uvažovány všechny vývraty přítomné na vymezeném území. Pro posouzení těchto parametrů pouze od roku 1972 byla „mapa stromů“ z roku 1972 konfrontována s aktuálním stavem. Z tohoto porovnání bylo zřejmé, které stromy v roce 1972 patřily ještě mezi stojící, a které již byly vyvráceny (mapa pro vývraty zavádí jedinečné označení). V mapě nebyly zaznamenány případy, kdy byl vyvrácený strom již zcela rozpadlý a vývrat tak v době monitoringu představovala pouze typická disturbance půdy. U části vývratů nalezených v roce 2006 nebylo možné určit, zda se jednalo o vývrat vzniklý před rokem 1972 nebo po tomto roce. Šlo o případy, kdy strom v roce 1972 ještě nedosahoval registrační hranice výčetní tloušťky, následně se vyvrátil, a kmen se do roku 2006 zcela rozpadl. Předpokládáme, že množství těchto případů zásadně neovlivnilo hodnocení podílu vývratů od roku 1972 (větší dopad lze očekávat na průběh velikostních parametrů v nižších velikostních třídách). Jednalo se o malé vývraty početně omezené. Uváděný podíl vývratů od roku 1972 je z tohoto důvodu třeba chápat jako „minimální plošný podíl“.

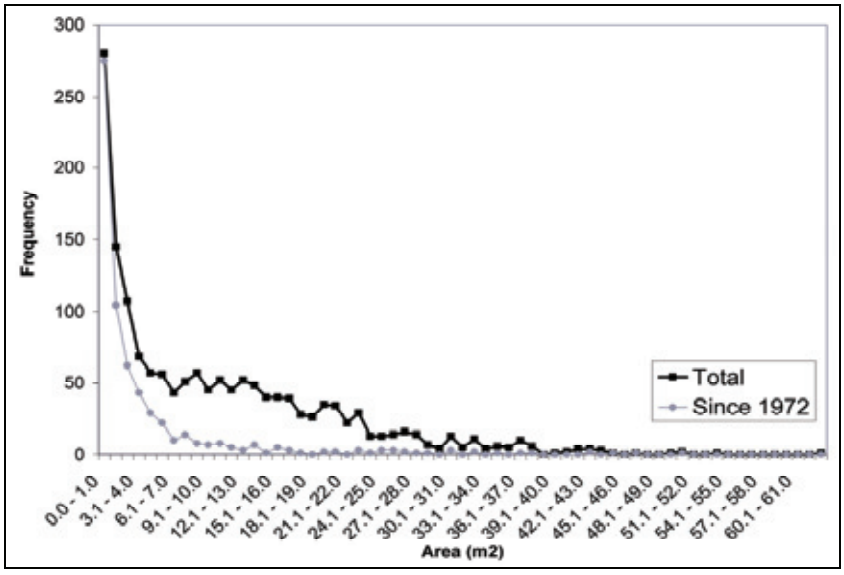
Výsledky a diskuse

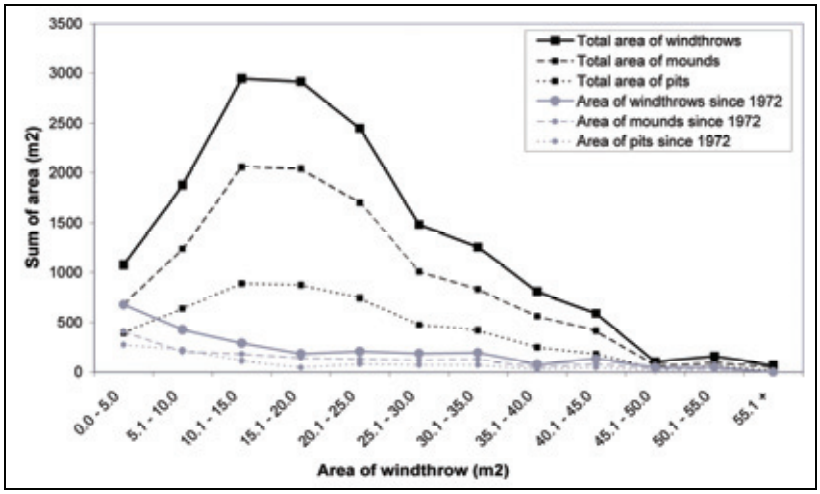
V Razule bylo na 109 800 m^2 zaznamenáno 1561 vývratů o celkové ploše 15 704 m^2. Jejich plošný podíl činil 14,3 %. Tento údaj přibližně odpovídá výsledkům Ulanové (2000), která

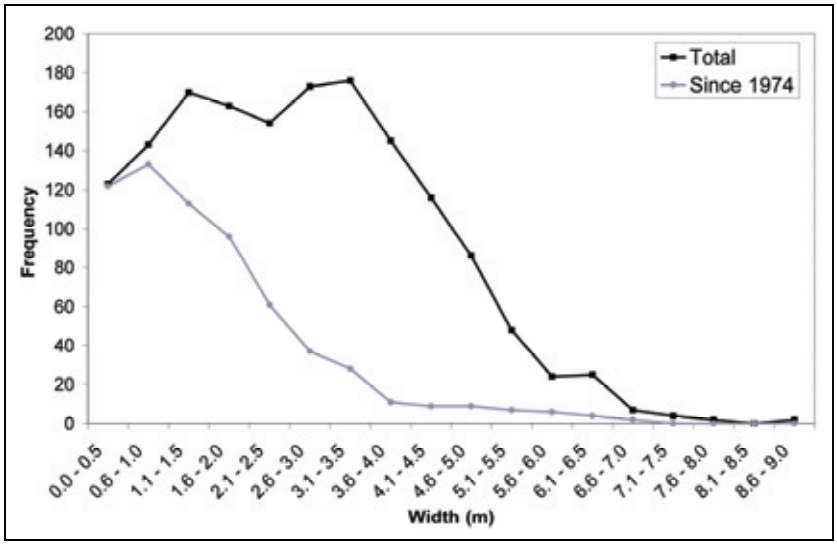
obdobně hodnotila boreální lesy Ruska. Podle autorky zaujímají vývraty 7 – 12 % hodnoceného území, při jejich následném rozšiřování až 25 %. Zdá se, že boreální lesy se v tomto směru dramaticky neliší od přirozených jedlobučin temperátní zóny. V obou vegetačních typech lze ovšem předpokládat odlišnou dynamiku vývratů v čase. Právě neznalost časové dynamiky významně snižuje vypovídací hodnotu absolutních údajů. Studie orientované pouze na posouzení plošného významu jednotlivých disturbančních událostí – byť velmi intenzivních a prostorově rozsáhlých (Greenberg, McNab, 1998; Lässig, Močalov, 2000) většinou uvádějí menší plošný podíl vývratů. Ten obvykle nepřesahuje 5 % území. Podíl vývratů vzniklých na Razule od roku 1972 činil nejméně 2,2 % plochy studovaného území. Vývraty vzniklé v této časové periodě jsou bez výjimky součástí maloplošných disturbancí, o čemž svědčí i značná prostorová heterogenita jejich vlastností. Při konfrontaci prostorového rozmístění vývratů s mapou stromů (Průša 1985, Vrška et al. 2001) lze předpokládat, že velikost zrna („*gap*“) těchto disturbančních událostí se pohybovala nejčastěji v řádu 10^2 m^2.

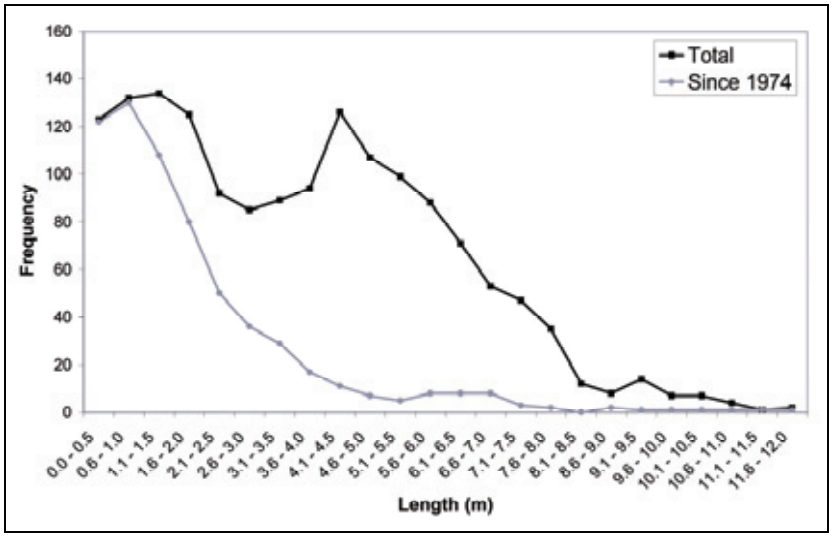
Z celkové plochy všech přítomných vývratů představuje podíl vývratových kup 68,4 %, podíl depresních tvarů pak zbylých 31,6 %. Vyšší podíl kup oproti depresím vyplývá z odlišné dynamiky těchto tvarů v čase. Destrukcí kupy dochází k jejímu zvětšování, u deprese je to naopak. Plnění deprese je navíc rychlejší než rychlost rozpadu kupy (Denny, Goodlett, 1956). U velmi starých vývratů tak lze často jednoznačně determinovat pouze vývratovou kupu. Popsaný proces dobře dokresluje i situace z nejmladší časové periody – mezi roky 1972 a 2006. Podíl kup v tomto souboru činí pouze 59,8 % celkové plochy vzniklých vývratů.

Rozdělení vývratů podle jejich velikostních parametrů je na Obr. 4a-f. Především šířka a délka vykazovaly dva vrcholy četnosti. Toto rozdělení je částečně způsobeno tím, že doba trvání vývratů je závislá na jejich velikosti. Velké vývraty zanikají v delším časovém horizontu a tím dochází k relativnímu akumulování jejich četnosti. To je zřejmé i ze zcela odlišného průběhu křivek velikostních parametrů všech vývratů oproti vývratům z periody 1972 – 2006. Popsaná akumulace velkých vývratů v čase je dále umocněna samotným průběhem destrukce vývratů, neboť v čase se jejich rozměry zvětšují. To je patrné především u parametru délky, která na sklonitém území Razuly dosahuje i 11 m. Menší dynamika je u šířky (zde definována jako rozměr vývratu kolmý na vyvrácený kmen). To úzce souvisí s orientací většiny vývratů ve směru spádnice a tedy minimálním pohybem hmoty ve směru šířky vývratu, tedy obvykle vrstevnice.









Obr. 4 Distribuce velikostních parametrů všech vývratů a vývratů vzniklých od roku 1972, a) četnosti vývratů podle jejich plochy, b) zastoupení plochy vývratů v jednotlivých velikostních třídách (vypracováno též odděleně pro vývratové kupy – *mound*, a vývratové deprese – *pit*), c) četnosti vývratů podle jejich šířky, d) četnosti vývratů podle jejich délky, e) četnosti vývratů podle jejich výšky, f) četnosti vývratů podle jejich hloubky

Předpokládáme, že vývoj tvaru vývratu může být použit k odhadu stáří vývratu, což by mohlo napomoci zhodnocení jejich časové dynamiky.

Závěr

Výsledky potvrzují značný vliv vývratů na utváření půdního prostředí v přirozených lesích flyšového pásma Karpat a jsou rovněž ve shodě s představou maloplošné dynamiky jedlobukového pralesa. Závažným problémem, který vyžaduje další šetření, je stále nedostatečná znalost vývoje parametrů vývratů v čase. Variabilita podél tohoto gradientu je klíčová pro kvantitativní i kvalitativní posouzení studovaného fenoménu. Proto je nutné zjistit skutečné stáří vývratů např. datováním vývratových událostí na základě dendrochronologie (cf. Dynesium, Jonsson 1990). Intenzivní přepracovávání půdy spojené s vnitřní dynamikou jedlobukového pralesa nelze při hodnocení průběhu pedogeneze opomíjet.
Provedené šetření je kvalitním podkladem pro navazující studium:

- prostorové autokorelace parametrů vývratů;
- vývratové dynamiky v gradientu času (též vzhledem ke stadiím vývoje lesa);
- kvalitativního průběhu pedogeneze na vývratech (půdní analýzy);
- hodnocení významu přirozených disturbancí pro ontogenezi jedlobukového pralesa.

Poděkování

Za pomoc při terénním sběru dat bychom rádi poděkovali F. Královi, O. Kotvovi a D. Adamovi. Řešení projektu bylo finančně podpořeno granty VaV SM/6/153/05 – Monitoring dynamiky vývoje v přirozených lesích ponechaných samovolnému vývoji a CIGA 41200/1313/3180/2007 – Průběh pedogeneze v přirozeně disturbovaném jedlobukovém pralese.

Literatura

ANONYMOUS, 1971/1976: Typologický systém ÚHÚL 1971 (doplněn 1976). Brandýs nad Labem, ÚHÚL.

ANONYMUS, 1998: World Reference Base for Soil Resources, ISSS-ISRIC-FAO. World Soil Resources Reports 84, 1-92.

ARMSON, K.A., FESSENDEN, R.J., 1973: Forest windthrows and their influence on soil microtopography, Soil Science Society of America Proceedings 37, 781-783.

BEATTY, S.W., 1984: Influence of microtopography and canopy species on spatial patterns of forest understory plants. Ecology 65 (5), 1406-1419.

BENGTSSON, J., 2002: Disturbance and resilience in soil animal communities. European Journal of Soil Biology 38, 119-125.

BROWNE, B.A., 1995: Towards a new theory of podzolization. In: McFee, W.W., Kelly, J.M. (Eds.), Carbon Forms and Functions in Forest Soils. Soil Science Society of America, Inc., Madison, WI, pp. 253–273.

CLINTON, B.D., BAKER, C.R., 2000: Catastrophic windthrow in the southern Appalachians: characteristics of pits and mounds and initial vegetation responses, Forest Ecology and Management, 126: 51-60.

DRIESSEN, P., DECKERS, J., SPAARGAREN, O., NACHTERGAELE, F., 2001: Lecture notes on the major soils of the world. World Soil Resources Reports 94, 1-334.

DUTTON, M.V., EVANS, C.S., 1996: Oxalate production by fungi: its role in pathogenicity and ecology in the soil environment. Can. J. Microbiol. 42, 881-895.

DYNESIUS, M., JONSSON, B.G., 1990: Dating uprooted trees: comparison and application of eight methods in a boreal forest, Canadian Journal of Forest Research, 21: 655-665.

ELLENBERG, H., 1996: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

FOSTER, D.R., KNIGHT, D.H., FRANKLIN, J.F., 1998: Landscape Patterns and Legacies Resulting from Large, Infrequent Forest Disturbances. Ecosystems 1, 497-510.
FOX, T.R., 1995: The influence of low-molecular-weight organic acids on properties and processes in forest soils. In: McFee W.W., Kelly, J.M. (Eds.), Carbon Forms and Functions in Forest Soils. Soil Science Society of America, Inc., Madison, WI, pp. 43-62.
GABET, E.J., REICHMAN, O.J., SEABLOOM, E.W., 2003: The Effects of Bioturbation on Soil Processes and Sediment Transport. Annu. Rev. Earth Planet Sci. 31, 249-273.
GREEN, R.N., TROWBRIDGE, R.L., KLINKA, K., 1993: Towards a Taxonomic Classification of Humus Forms, Forest Science, 39: 1-49.
GREENBERG, C.H., McNAB, W.H., 1998: Forest disturbance in hurricane-related downbursts in the Appalachian mountains of North Carolina. Forest Ecology and Management 104, 179-191.
HARCOMBE, P.A., GREENE, S.E., KRAMER, M.G., ACKER, S.A., SPIES, T.A., VALENTINE, T., 2004: The influence of fire and windthrow dynamics on a coastal spruce-hemlock forest in Oregon, USA, based on aerial photographs spanning 40 years. Forest Ecology and Management 194, 71-82.
HOLLING, C.S., SCHINDLER, D.W., WALKER, B.W., ROUGHGARDEN, J., 1994: Biodiversity in the functioning of ecosystems: an ecological synthesis. In: Perrings, C.A., Mäler, K.-G., Folke, C., Holling, C.S., Jansson, B.-O. (Eds.), Biodiversity Loss. Economic and Ecological Issues. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 44-83.
KAUPPI, P., KÄMÄRI, J., POSCH, M., KAUPPI, L., 1986: Acidification of forest soils: Model development and application for analyzing impacts of acidic deposition in Europe, Ecological Modelling, 33: 231-253.
KAYAHARA, G.J., 1998: Effect of Decaying Wood on the Weathering of Soils in Coastal British Columbia, Canada, Northwest Science 72 (2), 74-76.
KLINKA, et al. 1997: Towards a Taxonomic Classification of Humus Forms: Third Approximation, Scientia Silvica, Vancouver, 1-3.
KORPEĽ, Š., 1982: Degree of equilibrium and dynamical changes of the forest on example of natural forests of Slovakia, Acta Fac. For. Zvolen 24: 9-30.
LÄSSIG ,R., MOČALOV, S.A., 2000: Frequency and characteristics of severe storms in the Urals and their influence on the development, structure and management of the boreal forests. Forest Ecology and Management 135, 179-194.
LUNDSTROM, U., VAN BREEMEN N., BAIN, D., 2000: The podzolization process, a review. Geoderma 94, 91-107.
MELILLO, J.M., ABER, J.D., MURATORE, J.F., 1982: Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. Ecology 63 (3), 621-626.
MENČÍK, E., 1979: Location of significant geological features, Protected Landscape Areas and the scheme of regional-geological units, Geologický a kartografický podnik, Praha, mapa.
MICHÉLI, E., SCHAD, P., et al. 2006: World reference base for soil resources 2006. World Soil Resources, Reports 103, 128.
MILLIKIN, C.S., DREW, R.D., 1996: Soil respiration in pits and mounds following an experimental forest blowdown. Soil Sci. Soc. Am. J. 60 (6), 1951-1953.
NACHTERGALE, L., GHEKIERE, K., DE SCHRIJVER, A., MUYS, B., LUYSSAERT, S., LUST, N. 2002: Earthworm biomass and species diversity in windthrow sites of a temperate lowland forest, Pedobiologia, 46, (5): 440-451.
PETERSON, C.J., PICKETT, S.T.A, 1995: Forest reorganization: a case study in an old-growth forest catastrophic blowdown. Ecology 76 (3), 763-774.
PETERSON, C.J., PICKETT, S.T.A., 1990: Microsite and elevation influences on early forest regeneration after catastrophic windthrow. J. Veget. Sci. 1, 657-662.
PETERSON, G., ALLEN, C.R., HOLLING, C.S., 1998: Ecological resilience, biodiversity and scale, Ecosystems 1, 6-18.
PRITCHETT, W.L., 1979: Properties and management of forest soils. Wiley, New York.
PRŮŠA, E., 1985: Die böhmischen und mährischen Urwälder, Vegetace ČSSR A15, Academia, Praha.
SCHAETZL, R.S., FOLLMER, L.R., 1990: Longevity of treethrow microtopography: implications for mass wasting. Geomorphology 3, 113-123.

SPEARS, J.D.H., LAJTHA, K., 2004: The imprint of coarse woody debris on soil chemistry in the western Oregon Cascades. Biogeochemistry 71, 163-175.
TANI, M., HIGASHI, T., 1999: Vertical distribution of low molecular weight aliphatic carboxylic acids in some forest soils of Japan. Eur. J. Soil. Sci. 50, 217-226.
TOLASZ, R., (Ed.) et al., 2007: Atlas podnebí Česka. Český hydrometeorologický ústav a Univerzita Palackého v Olomouci, Praha – Olomouc.
ULANOVA, N., 2000: The effects of windthrow on forest at different spatial scales: a review, Forest Ecology and Management 135: 155-167.
VRŠKA, T., HORT, L., ODEHNALOVÁ, P., ADAM, D., HORAL, D., 2001: The Razula virgin forest after 23 years (1972 - 1995), Journal of Forest Science, 47: 15-37.
WRIGHT, H.E., 1974: Landscape development, forest wilderness management. Science 186, 487-495.

ÚLOHA PŮDY V HYDROLOGICKÉM CYKLU ČESKÝCH HOR

SOIL FUNCTION IN HYDROLOGICAL CYCLE OF THE CZECH MOUNTAINS

Miloslav Šír[1], Miroslav Tesař[1], Miroslav Krejča[2], Jan Váchal[2], Ľubomír Lichner[3]

[1]Ústav pro hydrodynamiku AV ČR, v.v.i., Pod Paťankou 30/5, 16629 Praha 6, milo_sir@yahoo.com, tesarihas@iol.cz
[2]Vysoká škola technická a ekonomická v Českých Budějovicích, Okružní 10, 37001 České Budějovice, krejca@vstecb.cz, vachal.jan@seznam.cz
[3]Ústav hydrológie SAV, Račianska 75, 83102 Bratislava, lichner@uh.savba.sk

Abstrakt

V horských podmínkách s nevýraznými zásobami mělké podzemní vody, jakých typickým představitelem je experimentální plocha Zábrod – louka na Šumavě, je retence vody v půdě podstatným faktorem, který rozhoduje o charakteru hydrologického cyklu a o produkci fytomasy. Nedostatek vody má za následek oteplení, extremalizaci srážek a omezení produkce. Naproti tomu nedostatek tepla způsobuje pouze omezení produkce. Vysoká výměna entropie při transpiračním výparu je příznakem stability hydrologického cyklu vůči rušivému vlivu perturbací, a naopak, nízká produkce entropie signalizuje jeho extremalizaci.

Klíčová slova: hydrologický cyklus, retence vody v půdě, Šumava

Abstract

In the mountain conditions which are characterized by negligible amount of shallow groundwater, the typical representative is an experimental plot Zábrod – the meadow on Šumava Mountain. Here the water retention is considered as significant factor influencing hydrological cycle and phyto-mass production. Deficiency of water can cause warming, extremality of precipitation and production reduction. On the contrary lack of warm can cause only production shortage. High exchange of entropy at transpiration evaporation is a typical feature of hydrological cycle stability against harmful perturbation influence, and vice versa low entropy production signalizes its extremality.

Key words hydrologic cycle, water retention in soil, Šumava

Úvod

Na zásadní důležitost půdy v hydrologickém cyklu jako objemově největšího průtočného rezervoáru vody na našem území upozornil Kutílek (1978), když konstatoval, že retenční kapacita půdy (to je rozdíl mezi největší a nejmenší zásobou vody v ní) je řádově větší než objem všech vodních nádrží na našem území. Role půdy byla dlouhodobě sledována ve výzkumu hydrologického cyklu Šumavy, Krkonoš, Jizerských hor, Orlických hor, Beskyd a Jeseníků.

Hydrologická analýza vztahu srážek, transpirace a teploty vegetace, půdní vody a odtoku z povodí (Kantor, 1984; Chlebek, Jařabáč, 1994; Tesař et al., 2001; Eliáš et al., 2002; Šír et al., 2004b; Tesař et al., 2006a, 2006b) vedla k poznatku, že udržování pravidelného charakteru

OBSAH

hydrologického cyklu v horských podmínkách s nevýznamnými zásobami podzemní vody je podmíněno dvěma faktory:

(1) Dostatečnou retenční a infiltrační schopností půdy: půda slouží jako nádrž, v níž se vyrovnávají rozdíly mezi nepravidelným přísunem srážkové vody do malého hydrologického cyklu a vcelku pravidelným odběrem vody na transpiraci rostlin ve vegetační sezóně. Čím je kapacita půdní nádrže větší, tím je vyrovnání diference mezi přítokem a odběrem vody spolehlivější. V hydrologickém cyklu proto obíhá dostatek vody, voda z něj příliš neuniká, rostliny nestrádají suchem a plně transpirují.
(2) Dostatečnou výměrou ploch porostlých vegetací plně transpirující po celou vegetační sezónu: velkoplošně fungující transpirace zajišťuje dostatečné chlazení krajiny ve vegetační sezóně, takže nevznikají velké rozdíly mezi teplotami jednotlivých segmentů krajiny. Proto také nedochází ke vzniku přívalových srážek, jejichž vznik je velkými teplotními rozdíly provokován. Srážky běžných intenzit jsou půdní nádrží spolehlivě zachyceny, takže nedochází k úniku vody z cyklu.

Neobjasněny však zůstaly mechanismy homeostatického chování hydrologického cyklu, co je tendence k návratu do normálního chodu po vychýlení do extrému buď vlivem porostní změny (Chlebek, Jařabáč, 1988) nebo vlivem změny cirkulace atmosféry v důsledku sopečných výbuchů (Šír et al., 2004a). I když zásadní příčina homeostáze byla odhalena v transpiraci rostlin (Pokorný, 1997, 2001; Eliáš et al., 2002; Šír et al., 2003), teprve analýza produkce entropie při konverzi slunečního záření na latentní teplo výparu a zjevné teplo na povodí Liz ve Vimperské vrchovině prokázala, že dostatečná transpirace rostlin způsobuje, že hydrologický cyklus ve vegetační sezóně dobře odolává velkým jednorázovým perturbacím spojeným se zvětšením příkonu tepla, jako tomu bylo v letech 1983, 1992 a 1994 následkem výbuchu sopky El Chichon v roce 1982 a Mont Pinatubo v roce 1991 (Šír et al., 2004a). V práci Tesař et al. (2007) je dokázáno, že výměna entropie na povodí Liz je větší, když rostliny plně transpirují po celou vegetační sezónu, než v případě, kdy je transpirace omezována nedostatkem půdní vody. Z toho plyne poznatek, že vysoká produkce entropie při transpiračním výparu je příznakem stability hydrologického cyklu vůči rušivému vlivu perturbací, a naopak, nízká produkce entropie signalizuje jeho extremalizaci.

K vysvětlení mechanismů poruch hydrologického cyklu (Šír et al., 2003) i mechanismů homeostáze (Chlebek, Jařabáč, 1988) je třeba detailně analyzovat vztah mezi příkonem globální radiace, srážkami, transpirací a retencí vody v půdě. V příspěvku se podává analýza tohoto vztahu na experimentální ploše Zábrod – louka na Šumavě ve vegetačních sezónách 1983 – 2000.

Materiál a metody

Experimentální plocha

Zájmové území je součástí Vimperské vrchoviny, která přechází do horského pásma Šumavy. Rozložení půdních druhů ve Vimperské vrchovině je dáno hlavně geologickým složením matečních hornin a nadmořskou výškou. Převládají hlinitopísčité a písčitohlinité středně hluboké půdy. Z lesních půdních typů jsou nejvíce zastoupeny hnědé půdy (slabě glejové, glejové, illimerizované). Poměrně hojně se vyskytují půdy podzolované a podzoly. V nivách kolem vodních toků se vyskytují půdy nivní a drnoglejové. V nejvyšších polohách na vrcholech kopců se nacházejí nevyvinuté půdy. Ze zemědělsky využívaných půdních typů jsou zastoupeny hnědé půdy, drnoglejové půdy a částečně i půdy nivní. Na vývoji hnědých půd kyselých se výrazněji uplatnily zejména klimatické podmínky, reliéf a vlastnosti půdotvorných substrátů. Zvýšené množství srážek a nižší teploty vedly k zvýšené intenzitě vyluhování, při níž současně při kyselé reakci dochází k omezení biologické činnosti, a tím k značnému hromadění kyselých organických látek na povrchu půdy. Lehčí zrnitostní složení

půdotvorných substrátů hnědých půd kyselých a podzolovaných eliminuje vliv většího množství srážek, takže nedochází k oglejení. Pouze v dolních částech svahů a na plošinách, kde je zvětralinový materiál vrstevnatě ukládán, se vytvářejí poněkud méně propustná deluvia, na kterých dochází k různému stupni oglejení.
Povodí Liz se nachází v jihozápadní části Vimperské vrchoviny v povodí Zdíkovského potoka, který protéká širší luční depresí. Ve své vrchní části se tento tok formuje na severně orientovaných lesních svazích. Povodí je pokryté dospělým smrkovým lesem na hnědé půdě kyselé. Jeho plocha činí 0,989 km^2. Nachází se v nadmořské výšce 828 – 1074 m n. m. ve studené klimatické oblasti. Průměrná roční teplota vzduchu je 6,3 şC. Průměrný roční srážkový úhrn činí 825 mm. Experimentální plocha Zábrod – louka leží na svahu pod povodím Liz. Genetickým půdním představitelem je hnědá půda kyselá (Tabulka 1). Retenční kapacita půdy se pohybuje v rozmezí 60 – 90 mm (Lichner et al., 2004). Podrobný popis experimentálního území je uveden v článcích Tesař et al. (2001, 2006).

Tab. 1 Některé hydrofyzikální vlastnosti půdy na lokalitě Zábrod – louka

Horizont	Mocnost (cm)	Reziduální vlhkost (% vol.)	Nasycená vlhkost (% vol.)	Nasycená hydraulická vodivost (m/s)
A	0 – 17	22	43	2.10^{-5}
B	17 – 60	18	38	$1{,}5.10^{-5}$
C	60 – 100	16	32	$6{,}5.10^{-5}$

Metodologie
Procesy adsorpce slunečního záření vegetací a rozdělení pohlcené energie na latentní teplo výparu (transpirace) a zjevné teplo zpětně vyzářené z rostlinného krytu do atmosféry byly simulovány pomocí teorie popsané v pracích Pražák et al. (1994). Produkce entropie při těchto energetických konverzích byla vyhodnocena na základě práce Tesař et al. (2007).
V denní době od 5 do 20 hodin lze uvažovat jednoduchý tvar (1) energetické bilance osvětleného povrchu vegetace, protože ostatní energetické toky jsou velice malé ve srovnání s uvažovanými:

$$\text{á}\, G = H + L \qquad (1)$$

V rovnici značí á (–) – albedo porostu, G (W m^{-2}) – globální radiaci, H (W m^{-2}) – zjevné teplo, L (W m^{-2}) – latentní teplo výparu.
Rozdělení pohlcené radiace na zjevné a latentní teplo se určuje pomocí modelu transpirace (Pražák et al., 1994). Model potenciální transpirace je založen na předpokladu, že rostlina transpiruje jen v situaci, kdy teplo z atmosféry vede k zahřátí povrchu rostlin na teplotu T (K) větší než optimální teplota T_o (K). V tomto modelu jsou latentní teplo L a výměna entropie e_L při evaporaci dány vztahy (2) a (3):

$$T \neq T_o: \qquad L = 0 \qquad e_L = 0 \qquad (2)$$

$$T = T_o: \qquad L = \ddot{e}\, E \qquad e_L = \ddot{e}\, E / T_o \qquad (3)$$

Ve vzorcích značí ë (J kg^{-1}) – specifické teplo výparu vody, E (kg s^{-1}) – tok transpirační vody, e_L (kJ/K/m^2) – výměnu entropie při evaporaci. Tok transpirační vody E se počítá z rovnic uvedených v práci (Pražák et al., 1994).
Model aktuální transpirace říká, že aktuální transpirace je rovna potenciální, pokud je v půdě dostupná voda. Pokud tomu tak není, je aktuální transpirace nulová, tedy L = 0, tudíž se rostlina přehřívá tak, že $T > T_o$. Dostupnost půdní vody se určuje na základě tenzometrického tlaku v kořenové zóně půdy. Tenzometrický tlak menší než limitní hodnota F (kPa) znamená, že půdní voda je nedostupná.

Do výpočtů vstupují měřené hodnoty globální radiace, teploty přízemní atmosféry a tenzometrického tlaku v kořenové zóně půdy. Vlastnosti porostu jsou parametrizovány optimální teplotou T_o = 25 şC, albedem á = 0,75, efektivní tloušťkou l = 0,001 m a limitním sacím tlakem F = –60 kPa. Hodnoty parametrů byly získány kalibrací modelu v podmínkách dostupné i nedostupné půdní vody (Pražák et al., 1994; Tesař et al., 2001). Výstupem výpočtů jsou časové průběhy pohlcené globální radiace, latentního tepla, zjevného tepla, potenciální transpirace, aktuální transpirace, teploty porostu a výměny entropie při evaporaci (aktuální transpiraci).
Z časového průběhu vypočtené teploty porostu se odvozuje produktivita fytomasy v daných přírodních podmínkách na základě poznatku rostlinné fyziologie, že fotosyntéza typu C3 má produkční maximum při teplotě T_o = 25 şC (Larcher, 2003). Produktivita fytomasy P je tudíž úměrná trvání t_o (hod) optimální teploty T_o:

$$P = C_o\, t_o \qquad (4)$$

Ve vztahu (4) značí C_o empirickou konstantu.
Z poznatků nerovnovážné termodynamiky plyne, že snižování entropie otevřené soustavy je úměrné výtoku entropie z této soustavy vyvolanému konverzemi při výměně energie mezi soustavou a okolím (Kleidon, Lorenz, 2005). V případě, kdy do soustavy tvořené fotosyntetizujícími rostlinami, vodou, půdou a atmosférou vstupuje krátkovlnné slunečním záření a ze soustavy vystupuje dlouhovlnné teplo, to znamená, že snižování entropie soustavy (to je produkce nízkoentropické hmoty – fytomasy) je úměrné výměně entropie e_L (Tesař et al., 2007). Produkci fytomasy p (kg s^{-1}) pak lze kvantifikovat podle vzorce:

$$p = C_e\ e_L \qquad (5)$$

Ve vzorci (5) značí C_e empirickou konstantu. Podle vztahu (3) je e_L úměrná aktuální transpiraci. Což značí, že exaktně doložený vztah (5) je teoretickým vysvětlením empiricky zjištěné úměrnosti mezi produkcí fytomasy a aktuální transpirací (Larcher, 2003).
Produktivita P a produkce p jsou dvě různá měřítka téhož děje – produkce fytomasy – z hlediska rostlinné fyziologie a z hlediska nerovnovážné termodynamiky. Jejich vzájemný vztah byl testován pomocí regresní analýzy dvojitých součtových čar sezónních sum produktivity Ó P a výměny entropie Ó e_L (Šír et al., 2007):

$$Ó\ P = K\ Ó\ e_L \qquad (6)$$

kde K je empirická konstanta. Výsledkem testů je poznatek, že produkci fytomasy lze kvantifikovat pomocí obou měřítek.

Výsledky a diskuse

Pro výpočty dle rovnic (1) až (6) byly užity hodinové sumy globální radiace a hodinové teploty vzduchu měřené v blízké meteorologické stanici Churáňov. Tenzometrický tlak v kořenové zóně půdy byl měřen na ploše Zábrod – louka každé ráno. Denní srážkové úhrny byly měřeny na povodí Liz. Výsledky výpočtů pro vegetační sezóny 1.6. – 30.9. 1983 až 2000 udávají tabulky 2 a 3.
Z tab. 2 plynou tyto poznatky o vztahu srážek a příkonu tepla ve studovaných vegetačních sezónách:

1. Největší pohlcený příkon, větší než 1550 MJ/m^2, byl v sezónách 1983, 1992, 1994. V tab. 2 jsou extrémní sumy pohlcené radiace ve sloupci á G označeny tučně.
2. Nejmenší pohlcený příkon, menší než 1360 – 1380 MJ/m^2, byl v sezónách 1984, 1986, 1987, 1989, 1995, 1996, 1998. V těchto sezónách byly současně srážky větší než PET.
3. Naprostý nedostatek srážek, méně než 190 mm, byl v sezónách 1992, 2000. Srážky byly mnohem menší než PET. V tab. 2 jsou označeny tučně.

4. Nedostatečná retence vody v půdě se projevila v sezónách 1988, 1990, 1993, 1995, 1996, 1998, 1999. Srážky byly sice větší než PET, ale příliš extrémní, takže se nezachytily v půdě. Důsledkem byl nedostatek vody pro transpiraci, který se projevil tím, že ET byla menší než PET.
5. Vyváženou kombinací srážek a příkonu tepla se vyznačovaly sezóny 1985, 1986, 1991, 1997. Aktuální transpirace byla rovna potenciální a současně nedošlo k žádnému extrému v příkonu tepla nebo ve srážkách, jak ukazuje tab. 2.

Tab. 2 Sezónní sumy pohlceného tepla á G, srážek, aktuální transpirace ET, potenciální transpirace PET a hodnocení příkonu tepla a srážek na stanovišti Zábrod – louka ve vegetačních sezónách 1.6. – 30.9. let 1983 až 2000; + znamená výskyt daného faktoru, ++ značí jeho extrém

Sezóna	á G (MJ/m^2)	Srážky (mm)	ET (mm)	PET (mm)	ET/PET (%)	Přebytek tepla	Nedostatek tepla	Nedostatek srážek	Nedostatečná retence
1983	**1557**	272	209	306	**68**	++			
1984	1342	319	171	171	100		+		
1985	1517	302	210	211	**100**				
1986	1413	236	206	206	**100**				
1987	1295	281	173	173	100		++		
1988	1400	301	166	203	82				+
1989	1284	421	158	158	100		++		
1990	1414	281	140	207	68				+
1991	1359	299	197	197	**100**				
1992	**1567**	**185**	138	299	46	++		++	
1993	1464	358	200	210	95				+
1994	**1562**	321	221	286	**77**	++			
1995	1329	485	172	199	86		+		+
1996	1332	370	151	158	95		+		+
1997	1422	286	171	171	**100**				
1998	1384	290	196	212	92		+		+
1999	1391	355	150	183	82				+
2000	1495	**188**	163	240	67			++	
Četnost						3 x	6 x	2 x	7x

Tab. 3 ukazuje, jak produkci fytomasy ovlivňuje příkon tepla a přítok srážkové vody. Produkci snižuje přehřátí a podchlazení rostlin. Příčinou přehřátí je nedostatečná transpirace způsobená deficitem vody v půdě. Ten může mít dvě příčiny, buď absolutní nedostatek srážek vzhledem k velikosti slunečního záření, kdy je PET mnohem větší než srážkový úhrn, takže přísun srážkové vody nedostačuje potřebám vody na transpirační chlazení. Nebo nedostatečnou retenční kapacitu půdy vůči rozkolísanému chodu srážek. Srážek je sice celkově dostatek, avšak odtékají z půdy do podloží v důsledku nedostatečné retenční kapacity půdy.

Obvyklou příčinou podchlazení je nízká teplota vzduchu spolu s nedostatečným příkonem globální radiace v ranních a odpoledních hodinách. Pohlcená radiace pak nestačí na zahřátí rostlin na optimální teplotu. Z tab. 3 plyne, že toto obvyklé podchlazení trvá v daných klimatických podmínkách minimálně 1089 hodin za sezónu, jak ukazuje extrémně teplá sezóna 1992. Podchlazení je typickou příčinou snížení produktivity v chladném období, kdy je srážkové vody dostatek, avšak není využita pro transpirační chlazení, protože nízký příkon tepla jej nevyžaduje.

Z tab. 3 plynou tyto poznatky o vztahu produkce fytomasy k poměru pohlceného tepla a srážek:

1. Maximální produkce, měřeno trváním optimální teploty i výměnou entropie při evaporaci, byla v sezónách 1983, *1985*, *1986*, *1991*, 1994, *1997*. Kurzívou označené sezóny se vyznačovaly vyváženou kombinací srážek a příkonu tepla (tab. 2).
2. Podstatná ztráta produkce podchlazením, více jak 230 hodin oproti sezóně 1992, byla zaznamenána v sezónách 1984, 1987, 1989, 1995, 1996.
3. V sezónách 1983 a 1994 byla produkce taktéž maximální, avšak mohla být ještě větší, kdyby nebyla omezena přehřátím (tab. 3). V důsledku velkého příkonu tepla (tab. 2) však byla ztráta produkce přehřátím více než kompenzována ziskem plynoucím z kratšího trvání podchlazení (tab. 3).
4. Ke ztrátě produkce přehřátím došlo v 11 sezónách z 18 testovaných.
5. K podstatné ztrátě produkce přehřátím, více jak 100 hodin, došlo v 6 z 18 sezón. Příčiny ukazuje tab. 4.

Tab. 3 Sezónní sumy zjevného tepla H, výměny entropie e_L, trvání optimální teploty, podchlazení a přehřátí rostlin vůči optimální teplotě 25 şC a hodnocení důvodů ztráty produkce na stanovišti Zábrod – louka ve vegetačních sezónách 1.6. – 30.9. let 1983 až 2000; STD značí standardní odchylku; ve sloupci „podchlazení“ je v závorce uvedena hodnota snížená o 1089, což je trvání podchlazení v sezóně 1992

Sezóna	H (MJ/m^2)	e_L ($kJ/K/m^2$)	Optimální teplota (hod)	Podchlazení (hod)	Přehřátí (hod)	Důvod ztráty produkce
1983	1076	**1607**	**534**	**1097** (8)	**199**	**přehřátí**
1984	955	1319	470	1359 (**280**)	0	podchlazení
1985	1040	**1626**	**595**	1235 (146)	0	
1986	946	**1588**	**555**	1274 (185)	0	
1987	903	1337	504	1326 (**237**)	0	podchlazení
1988	1021	1279	466	1282 (193)	82	přehřátí
1989	926	1221	479	1350 (**261**)	0	podchlazení
1990	1091	1083	402	1286 (197)	141	přehřátí
1991	913	**1519**	**571**	1259 (170)	0	
1992	1242	1068	416	**1089** (0)	325	přehřátí
1993	1009	1545	522	1286 (197)	22	přehřátí
1994	1056	**1705**	**606**	**1101** (12)	**122**	**přehřátí**
1995	938	1325	448	1327 (**238**)	55	podchlazení
1996	990	1166	454	1357 (**268**)	19	podchlazení
1997	1035	1322	**590**	1240 (151)	0	
1998	938	1501	488	1297 (208)	45	přehřátí
1999	1046	1160	473	1255 (165)	101	přehřátí
2000	1120	1253	471	1202 (113)	158	přehřátí
průměr	1013	1368	503	1257 (168)	71	
STD	84,2	191,9	59,5	83,3	87,6	

Příčinou velkého příkonu tepla v letech 1983, 1992 a 1994 byla klimatická odezva na perturbaci způsobenou výbuchem sopky El Chichon v roce 1982 a Mont Pinatubo v roce 1991 (Šír et al., 2004a). Což je událost, která nemá původ v hydrologickém cyklu samotném. Zato o poruchách srážkové činnosti v sezónách 1990, 1999 (přílišná rozkolísanost) a v sezóně 2000 (naprostý nedostatek) můžeme předpokládat, že jsou projevem extremalizace hydrologického cyklu v plošném měřítku Evropy.

Hydrologický cyklus na zkoumaném povodí reaguje na velký příkon tepla, je-li k dispozici

voda pro transpiraci (1983, 1994), velkou výměnou entropie při evaporaci (tab. 3). Což značí, že dochází k velké transpiraci a zároveň k ochlazení vegetace (výměna entropie při evaporaci je rovna podílu latentního tepla výparu a teploty povrchu, z něhož se výpar odehrává, viz vztah (3)).

Tab. 4 Příčiny ztráty produkce přehřátím a výměna entropie e_L na stanovišti Zábrod – louka v sezónách 1.6. – 30.9. let 1983 až 2000

Sezóna	Přehřátí (hod)	e_L (kJ/K/m^2)	Příčiny ztráty produkce přehřátím
1983	199	**1607**	velký příkon tepla
1990	141	1083	nedostatečná retence vody v půdě
1992	325	1068	velký příkon tepla, naprostý nedostatek srážek
1994	122	**1705**	velký příkon tepla
1999	101	1160	nedostatečná retence vody v půdě
2000	158	1253	naprostý nedostatek srážek

Naproti tomu, nedostatek vody pro transpiraci (1990, 1992, 1999, 2000) má za následek malou výměnou entropie při evaporaci. Znamená to, že transpirace je silně omezena, veškerá pohlcená sluneční radiace se zpětně vyzařuje do atmosféry ve formě zjevného tepla (tab. 3), povrch rostlin a následně atmosféra se zahřívá. V zahřívané atmosféře se snadno vytvářejí vysoce organizované útvary, jako jsou vírové trubice, bouřkové mraky apod. V důsledku čehož dochází k lokálním klimatickým extrémům, jako jsou vichřice a prudké deště. Dojde-li k výpadku transpiračního chlazení na velké ploše, pak může dokonce nastat blokace pohybu atmosféry nad valnou částí Evropy, která brání přílivu mokrého vzduchu z oceánu nad pevninu, jako tomu bylo v sezóně 2000.
V souhrnu řečeno, nedostatečná retenční kapacita půdy vůči chodu srážek způsobuje zvýšení teplot přízemní vrstvy atmosféry v denních hodinách. Což může vyvolávat vznik lokálních i velkoplošných klimatických a hydrologických extrémů. Dalším důsledkem je omezení produkce fytomasy, což se může projevit zhoršením zdravotního stavu zejména lesních porostů.

Závěry

Na experimentální ploše Zábrod – louka na Šumavě v letech 1983 – 2000 se vyváženou kombinací srážek a příkonu tepla vyznačovaly sezóny 1985, 1986, 1991, 1997. Aktuální transpirace byla rovna potenciální a současně nedošlo k žádnému extrému v příkonu tepla nebo ve srážkách. V těchto sezónách byla rovněž velká produkce fytomasy.
V sezónách 1983 a 1994 byla produkce taktéž velká, avšak mohla být ještě větší, kdyby nebyla omezena přehřátím v důsledku nedostatku vody. Velký příkon tepla však způsobil, že byla ztráta produkce přehřátím více než kompenzována ziskem plynoucím z kratšího trvání podchlazení.
Nedostatečná retence vody v půdě se projevila v sezónách 1988, 1990, 1993, 1995, 1996, 1998, 1999. Srážky byly sice větší než potenciální transpirace, ale příliš extrémní, takže se nezachytily v půdě. Důsledkem byl nedostatek vody pro transpiraci, který se projevil tím, že aktuální transpirace byla menší než potenciální. V důsledku nedostatečné retence vody v půdě došlo v sezónách 1990 a 1999 k podstatné ztrátě na produkci fytomasy.
Naprostý nedostatek srážek, méně než 190 mm, nastal v sezónách 1992, 2000. Srážky byly mnohem menší než potenciální transpirace. Tudíž ani hodně velká retenční kapacita půdy by nemohla zabránit nedostatku vody.

Nedostatečný příkon slunečního záření, menší než 1360 – 1380 MJ/m^2, byl v sezónách 1984, 1986, 1987, 1989, 1995, 1996, 1998. V těchto sezónách byly současně srážky větší než potenciální, takže transpirace nebyla omezena dostupností vody. Podchlazení v důsledku nedostatečného příkonu tepla způsobilo podstatnou ztráta produkce v sezónách 1984, 1987, 1989, 1995, 1996.

V horských podmínkách s nevýraznými zásobami mělké podzemní vody, jakých typickým představitelem je experimentální plocha Zábrod – louka na Šumavě, je retence vody v půdě podstatným faktorem, který rozhoduje o charakteru hydrologického cyklu a o produkci fytomasy. Nedostatek vody má za následek oteplení, extremalizaci srážek a omezení produkce. Naproti tomu nedostatek tepla způsobuje pouze omezení produkce. Vysoká výměna entropie při transpiračním výparu je příznakem stability hydrologického cyklu vůči rušivému vlivu perturbací, a naopak, nízká produkce entropie signalizuje jeho extremalizaci.

Poděkování

Práci podporovaly tyto instituce: Grantová agentura České republiky (projekty GA205/05/2312 a 205/06/0375), Vedecká grantová agentúra Ministerstva školstva SR a Slovenskej akadémie vied VEGA (projekt 2/6003/26) a Interní grantová agentura Vysoké školy technické a ekonomické v Českých Budějovicích.

Literatura

ELIÁŠ, V., TESAŘ, M., ŠÍR, M., SYROVÁTKA, O., 2002: Stabilita a extremalizace hydrologického cyklu pramenných oblastí. In: Povodně: prognózy, vodní toky a krajina. In: Patera A., Váška J., Zezulák J., Eliáš V. (eds.), Fakulta stavební ČVUT v Praze a Česká vědeckotechnická vodohospodářská společnost, s. 363 – 385.

CHLEBEK, A., JAŘABÁČ, M., 1988: Důsledky porostních obnov na odtok vody z beskydských experimentálních povodí. Zprávy lesnického výzkumu, 4, 7 – 12.

CHLEBEK, A., JAŘABÁČ, M., 1994: 40 let trvání lesnicko-hydrologického výzkumu v Beskydech. Vodní hospodářství, 9, 21 – 24.

KANTOR, P., 1984: Vodohospodářská funkce horských smrkových a bukových porostů. Lesnictví, 30(6), 471 – 490.

KLEIDON, A., LORENZ, R.D., 2005: Entropy production by Earth system processes. In: Non-equilibrium thermodynamics and the production of entropy: life, Earth and beyond. Kleidon A., Lorenz, R. D. (eds), Springer Verlag, Heidelberg, s. 1 – 20.

KUTÍLEK, M., 1978: Vodohospodářská pedologie. SNTL/ALFA, Praha.

LARCHER, W., 2003: Physiological plant ecology (Ecophysiology and stress physiology of functional groups). 4th edition. Springer Verlag, Heidelberg.

LICHNER, Ľ., ŠÍR, M., TESAŘ, M, 2004: Meranie retenčnej kapacity pôdy. Acta Hydrologica Slovaca, 5(2), 216 – 221.

POKORNÝ, J., 1997: Opomíjená makroenergetika krajiny. Ekologie a společnost, 7(6), 5 – 7.

POKORNÝ, J., 2001: Dissipation of solar energy in landscape – controlled by management of water and vegetation. Renewable Energy, 24, 641 – 645.

PRAŽÁK, J., ŠÍR, M., TESAŘ, M., 1994: Estimation of plant transpiration from meteorological data under conditions of sufficient soil moisture. J. Hydrol., 162, 409 – 427.

ŠÍR, M., TESAŘ, M., LICHNER, Ľ., SYROVÁTKA, O., 2003: Projev poruch transpiračního chlazení ve srážko-odtokovém vztahu ve vegetační sezóně. In: Sborník konference Extrémní hydrologické jevy v povodí. In: Patera A., Váška J., Jakubíková A. (eds.), Fakulta stavební ČVUT v Praze a Česká vědeckotechnická vodohospodářská společnost, Praha, s. 261 – 270.

ŠÍR, M., TESAŘ, M., LICHNER, Ľ., SYROVÁTKA, O., 2004a: Projev klimatické anomálie 1992 – 1996 v odtokových poměrech na povodí Liz. J. Hydrol. Hydromech., 52(2), 108 – 114.

ŠÍR, M., TESAŘ, M., LICHNER, Ľ., SYROVÁTKA, O., 2004b: Vegetační porost krajiny a vodní hospodářství. Vodní hospodářství, 8, 234 – 237.

ŠÍR, M., WEGER, J., TESAŘ, M., LICHNER, Ľ., 2007: Influence of plants on heat balance and entropy exchange. In: Sborník konference Strom a květina – součást života. Vědecká konference s mezinárodní účastí Výzkumného ústavu Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví Průhonice, v. v. i., 4.–5. 9.2007. V tisku.

TESAŘ, M., BALEK, J., ŠÍR, M, 2006a: Hydrologický výzkum v povodí Volyňky a autoregulace hydrologického cyklu v povodí Liz. J. Hydrol. Hydromech., 54(2), 137 – 150.

TESAŘ, M., ŠÍR, M., LICHNER, Ľ., ČERMÁK J., 2007: Plant transpiration and net entropy exchange on the Earth's surface in a Czech watershed. Biologia (Bratislava), 62(5), 547 – 551.

TESAŘ, M., ŠÍR, M., LICHNER, Ľ., ZELENKOVÁ, E., 2006b: Influence of vegetation cover on thermal regime of mountainous catchments. Biologia, Bratislava, 61/Suppl. 19, S311 – S314.

TESAŘ, M., ŠÍR, M., PRAŽÁK, J., LICHNER, Ľ., 2004: Instability driven flow and runoff formation in a small catchment. Geologica Acta, 2(1), 147 – 156.

TESAŘ, M., ŠÍR, M., SYROVÁTKA, O., PRAŽÁK, J., LICHNER, L., KUBÍK, F., 2001: Soil water regime in headwater regions – observation, assessment and modelling. J. Hydrol. Hydromech., 49(6), 355 – 375.

PRÍSTUP K TVORBE MAPY OBJEMOVEJ HMOTNOSTI NA ORNÝCH PÔDACH SLOVENSKA

APPROACH TO CONSTRUCTION OF BULK DENSITY MAP ON ARABLE SOILS OF SLOVAKIA

Miloš Širáň, Jarmila Makovníková, Boris Pálka

Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy Bratislava,
Regionálne pracovisko Banská Bystrica, Mládežnícka 36, 97405 Banská Bystrica,
Slovenská Republika, e-mail: siran.vupop@bystrica.sk

Abstrakt

Pri tvorbe mapového výstupu stavu objemovej hmotnosti pôdy v orničnom horizonte pre poľnohospodárske pôdy Slovenska sme využili digitálnu pôdnu mapu Slovenska 1: 400 000, ktorá reprezentuje plošné zastúpenie jednotlivých pôdnych asociácií (na základe pôdnych typov a subtypov) v rámci SR. Aby sa zachovalo aj určité regionálne rozdelenie, hodnotili sme stav objemovej hmotnosti v rámci jednotlivých pôdnych asociácií (skupín) podľa krajov. Hranice krajov SR boli prevzaté zo spojitej vektorovej mapy 1:50 000 Úrad geodézie, kartografie a katastra z roku 2002.
Metodický postup môžeme zhrnúť do nasledovných bodov:

- predpríprava údajov, vytvorenie digitálnej údajovej vrstvy pre mapu Slovenska 1:400 000
- vytvorenie celkovej databázy objemovej hmotnosti v rámci orných pôd Slovenska na báze odberových cyklov Čiastkového monitorovacieho systému - pôda (ČMS-P)
- vytvorenie účelovej databázy objemovej hmotnosti na základe pôdneho typu, subtypu, materskej horniny a druhu pozemku
- štatistické zhodnotenie objemovej hmotnosti v pôde na báze údajov ČMS-P

Mapový výstup stavu objemovej hmotnosti je prvou aproximáciou a bude slúžiť ako podklad k hodnoteniu stavu kompakcie na Slovensku. Hodnoty objemovej hmotnosti pôdy sú rozdelené do piatich kategórií.

Kľúčové slová: objemová hmotnosť pôdy, GIS, orné pôdy, Slovensko

Abstract

Soil bulk density (SBD) belongs to the basis soil parameters, which is monitored on agricultural soils of Slovakia since 1993. SBD monitoring is realized on arable soils in 5 year period. At construction of SBC map soil map of Slovakia 1:400 000 was used. Evaluation of SBD of soil classes according Slovak regions was done. Region borders from vector map (1:50 000) of Geodesy, Cartography and Cadastre Authority from 2002 year were taken up.
Guideline of SBD map it can be summarized into following points:

- advance preparation, formation of digital data level for soil map of Slovakia 1:400 000
- formation of complex database of SBD in arable soils of Slovakia within monitoring cycles of Partial Monitoring System – Soil
- formation of final database of SBD content based on soil types, subtypes, parent material and soil management
- statistical evaluation of SBD content in soil

Map output represents SBD in top soil of individual soil association. SBD values are divided into 5 categories.

Key words: soil bulk density, map, arable soils, Slovakia

Úvod

Objemová hmotnosť pôdy je základná pedologická charakteristika fyzikálneho stavu pôdy. Stanovenie objemovej hmotnosti pre určitý pôdny typ, resp. subtyp má veľký význam jednak pri určovaní stavu zhutnenia pôdy (Fulajtár 2006), ktoré nepriaznivo vplýva na kvantitu a kvalitu úrod poľnohospodárskych plodín, prípadne i ekonomiku ich pestovania (zvýšené náklady pri obrábaní pôdy), ale i vôbec na ekologickú stabilitu krajiny (erózne procesy) a jednak aj pri spracovaní mapových podkladov zásob pevných látok v pôde ako aj zásob pôdnej organickej hmoty, ktoré sú požadovanou súčasťou medzinárodných výstupov z informačných databáz o pôde.

Materiál a metódy

Monitorovanie hodnôt objemovej hmotnosti na Slovensku je realizované v rámci základnej monitorovacej siete na poľnohospodárskych lokalitách umiestnených na orných pôdach v 5 ročných cykloch. Monitorovacie lokality sú rozdelené na základe pôdneho typu, subtypu, materskej horniny a druhu pozemku do 24 pôdnych skupín. Ich celkový počet je 318, z toho na orných pôdach viac ako 170. Pri tvorbe mapového výstupu stavu objemovej hmotnosti pôdy sme použili údaje stanovené v orničnom horizonte z odberov realizovaných v rámci posledného tretieho odberového cyklu v roku 2002. V databáze ČMS-P bola stanovená objemová hmotnosť redukovaná zvážením vysušenej (pri 105 °C do konštantnej hmotnosti) neporušenej vzorky o objeme 100 cm^3 odobratej v Kopeckého valčekoch.

Výsledky a diskusia

Metodický prístup k mapovému výstupu

Pre vytvorenie mapového výstupu aktuálneho stavu objemovej hmotnosti pôdy (OH) sme využili pôdnu mapu Slovenska 1:400 000, ktorá reprezentuje plošné zastúpenie jednotlivých pôdnych asociácií (na základe pôdnych typov a subtypov) v rámci SR (Kobza, 1999).

Aby sa zachovalo aj určité regionálne rozdelenie, prepočítali sme jednotlivé hodnoty objemovej hmotnosti nielen podľa jednotlivých pôdnych skupín, ale aj podľa krajov. Hranice krajov SR boli prevzaté zo spojitej vektorovej mapy 1:50 000 Úrad geodézie, kartografie a katastra z roku 2002. Takéto administratívne rozdelenie umožní sledovať zmeny stavu na poľnohospodárskych pôdach v rámci jednotlivých krajov, čo je dôležité pre potreby štátnych orgánov, hlavne Ministerstva pôdohospodárstva SR. Pre prácu so vstupnými georeferencovanými digitálnymi údajmi a implementáciu výslednej digitálnej údajovej vrstvy bol využitý geografický informačný systém (GIS) ArcGIS®.

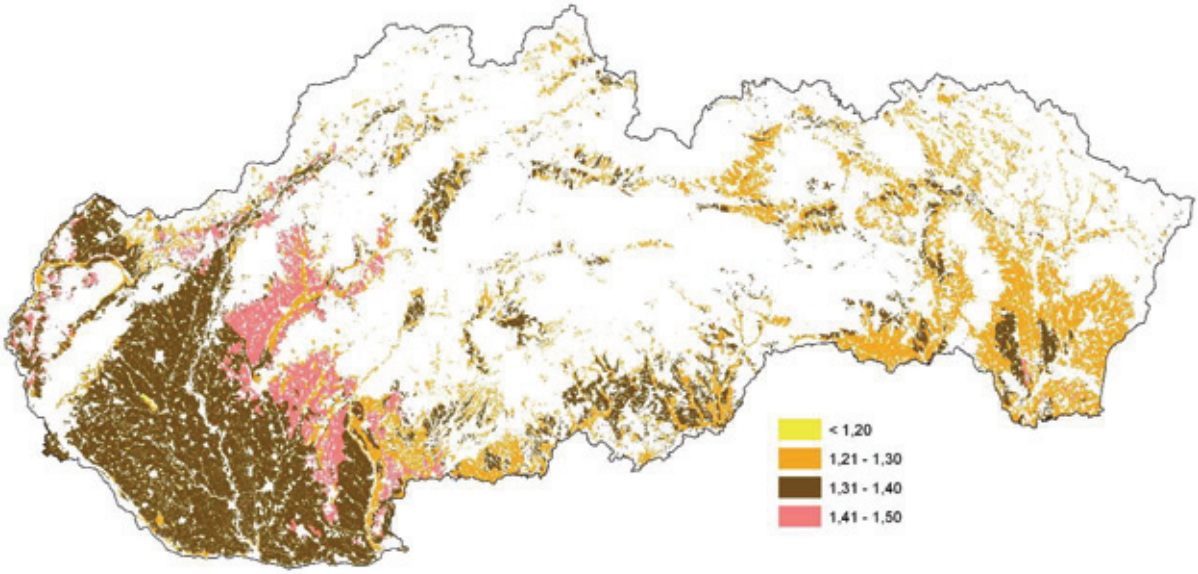
Metodický postup môžeme zhrnúť do nasledovných bodov

- predpríprava údajov, vytvorenie digitálnej údajovej vrstvy orných pôd pre mapu Slovenska 1: 400 000
- vytvorenie celkovej databázy stavu OH orných pôd Slovenska na báze ČMS-P
- vytvorenie účelovej databázy stavu OH na základe pôdneho typu, subtypu, materskej horniny a druhu pozemku
- štatistické zhodnotenie stavu OH v pôde na báze údajov ČMS-P

Aktuálny stav objemovej hmotnosti na orných pôdach Slovenska formou mapového výstupu

Doteraz boli údaje OH spracovávané podľa jednotlivých pôdnych skupín (na základe pôdneho typu, subtypu, materskej horniny a druhu pozemku) a publikované formou tabuliek a grafov (Linkeš a kol. 1997, Houšková 2002, Širáň 2004). To nás viedlo k pokusu zobraziť tieto údaje s čo najväčšou presnosťou najprv na malom území (Makovníková a kol. 2005, 2007) a teraz v tomto príspevku aj v rámci celého Slovenska (obr. 1). Z obr. 1 je vidieť nielen stav OH, ale aj geografickú polohu daných pôd. Napríklad najvyššie hodnoty OH (>1,4 $g.cm^{-3}$) sú na

pôdach v pásme ľahkých regozemí (na viatych pieskoch), ktoré majú prirodzene vyššiu OH, no na druhej strane aj najvyššiu kritickú hodnotu z hľadiska zhutnenia (1,7 g.cm^{-3}), príp. i v pásme hnedozemí, kde v rámci ťažkých pôdnych druhov by tieto hodnoty prekračovali kritickú hranicu kompakcie (1,4 g.cm^{-3}). Keďže OH sa monitoruje za účelom zisťovania stavu zhutnenia, daný mapový výstup nepostačuje. Bude v ňom potrebné v budúcnosti zohľadniť aj textúru sledovaných pôd, na základe ktorej sa kompakcia hodnotí (zákon 220/2004 Z.z.). Daný výstup je tak len prvou aproximáciou stavu objemovej hmotnosti pôdy na poľnohospodárskych pôdach Slovenska.



Obr. 1 Aktuálny stav objemovej hmotnosti orných pôd Slovenska (tretí odberový cyklus, rok 2002)

Záver

Prezentovaná práca v prvom rade podáva jeden z možných metodických prístupov pri tvorbe mapového výstupu objemovej hmotnosti pôdy. Jedná sa o prvú aproximáciu stavu objemovej hmotnosti pôdy (OH) na poľnohospodárskych pôdach Slovenska, ktorá bola zrealizovaná na základe údajov ČMS-P a regionálneho rozdelenia OH v orničnom horizonte jednotlivých pôdnych skupín.

Literatúra

FULAJTÁR, E., 2006: Fyzikálne vlastnosti pôdy. VUPOP, Bratislava, 142 s.

HOUŠKOVÁ, B., 2002: Vývoj fyzikálnych vlastností poľnohospodárskych pôd. In: Kobza, J. a kol.: Monitoring pôd SR. Výsledky ČMS – pôda za obdobie 1997-2001 (2. cyklus), VÚPOP, Bratislava, s. 131-141.

KOBZA, J., 1999: Legenda k pôdnej mape SR v mierke 1:400 000. VÚPOP, Bratislava, 64 str.

KOBZA, J., 1999. Metódy čiastkového monitorovacieho systému. In: Kobza, J. et al.: Monitoring pôd Slovenskej republiky (Soil monitoring of Slovak republic). Bratislava: VÚPOP, str.14-20.

LINKEŠ, V., KOBZA, J., ŠVEC, M., ILKA, P., PAVLENDA, P., BARANČÍKOVÁ, G., MATÚŠKOVÁ, L., 1997: Monitoring pôd Slovenskej republiky. Súčasný stav monitorovacích vlastností pôd 1992-1996. VÚPÚ Bratislava, str. 80-90.

MAKOVNÍKOVÁ, J., PÁLKA, B., ŠIRÁŇ, M., 2005: Rezistencia vybraných pôdnych typov na modelovom území Banská Bystrica. Zborník prednášok, Pedologická sekcia SSPLPVV SAV, s. 70-72.

MAKOVNÍKOVÁ, J., ŠIRÁŇ, M., PÁLKA, B., 2007: Staticky model objemovej hmotnosti pôdy a jeho aplikácia v záujmovom území Banská Bystrica. In: Agrochémia, roč. 47, č. 2. s. 18-21.

ŠIRÁŇ, M., 2004: Zhutnenie pôdy a jeho vývoj. Zborník referátov, Tretie pôdoznalecké dni na Slovensku 22.-24. jún 2004, Mojmírovce, s. 317-322.

Zákon č. 220/2004 Z.z. o ochrane a využívaní poľnohospodárskej pôdy a o zmene a doplnení niektorých zákonov, 2004.

VPLYV PRÍPRAVY PÔDY NA OBSAH A ROZLOŽENIE ŽIVÍN, HUMUSU A HUMUSOVÝCH LÁTOK V PROFILE FLUVIZEME GLEJOVEJ

THE SOIL PREPARATION INFLUENCE ON CONTENT AND DISTRIBUTION OF NUTRIENTS, ORGANIC MATTER AND HUMUS SUBSTANCES IN GLEYIC FLUVISOL

Božena Šoltysová, Dana Kotorová

Slovenské centrum poľnohospodárskeho výskumu – Ústav agroekológie Michalovce, Špitálska 1273, 071 01 Michalovce, Slovenská republika, e-mail: soltysova@minet.sk

Abstrakt

Zmeny obsahu a rozloženia prístupných živín (fosfor, draslík), humusu a humusových látok v pôde boli sledované v rokoch 1995, 1998, 2001 a 2004 na fluvizemi glejovej (lokalita Milhostov). Pokusy boli založené pri dvoch spôsoboch obrábania pôdy (konvenčná agrotechnika, priama sejba). Pôdne vzorky boli odoberané v jeseni z dvoch pôdnych hĺbok (0 – 0,3 m, 0,3 – 0,6 m). V pôdnych vzorkách boli stanovené parametre: prístupný fosfor, prístupný draslík, humus, humínové kyseliny, fulvokyseliny. V hĺbke 0 – 0,6 m sa obsahy hodnotených parametrov pôdy nachádzali v rozmedzí 37,2 – 45,1 mg.kg^{-1} P, 132,2 – 160,0 mg.kg^{-1} K, 2,43 – 2,74 % humusu, 0,248 – 0,281 % uhlíka humínových kyselín, 0,254 – 0,318 % uhlíka fulvokyselín a boli štatisticky vysoko preukazne ovplyvnené ročníkom. Pri konvenčnej agrotechnike koncom výskumného obdobia poklesol obsah fosforu priemerne o 5,8 mg.kg^{-1} a pri priamej sejbe vzrástol o 2,6 mg.kg^{-1} oproti východiskovému stavu. Obsah draslíka sa zvýšil pri obidvoch agrotechnikách priemerne o 11,9 mg.kg^{-1}. Zároveň bol zistený mierny nárast humusu priemerne o 0,30 % a uhlíka fulvokyselín o 0,055 % v porovnaní s rokom 1995. Z hľadiska spôsobu obrábania pôdy bol vývoj zmien obsahov humusu a humusových látok pri konvenčnej agrotechnike a priamej sejbe rovnaký. Spôsob obrábania pôdy ovplyvňoval aj rozmiestnenie prístupných živín, humusu a humusových látok v pôdnych profiloch. V ornici kolísal obsah fosforu v rozmedzí 49,2 – 56,7 mg.kg^{-1}, draslíka 143,8 – 179,7 mg.kg^{-1}, humusu 2,57 – 2,96 %, uhlíka humínových kyselín 0,274 – 0,340 %, uhlíka fulvokyselín 0,268 – 0,360 % a v podornici sa obsahy fosforu pohybovali v rozpätí 24,5 – 34,0 mg.kg^{-1}, draslíka 120,6 – 140,3 mg.kg^{-1}, humusu 2,28 – 2,53 %, uhlíka humínových kyselín 0,201 – 0,256 %, uhlíka fulvokyselín 0,240 – 0,290 %. Obsahy prístupných živín, humusu a humusových látok sa s poklesom pôdnej hĺbky znižovali. V podornici bol zistený nižší obsah fosforu priemerne o 23,7 mg.kg^{-1} a draslíka o 33,4 mg.kg^{-1} v porovnaní s ornicou.

Kľúčové slová: fluvizem glejová, obrábanie pôdy, fosfor, draslík, humus, humínové kyseliny, fulvokyseliny

Abstract

Changes of content and distribution of the available nutrients (phosphorus, potassium), organic matter and humus substances in the soil were observed on Gleyic Fluvisol (locality Milhostov) in 1995, 1998, 2001 and 2004. Experiments were realized at two soil tillage technologies (conventional tillage, no-tillage). Soil samples were taken from two depths (0 – 0.3 m, 0.3 – 0.6 m) in autumn. In soil samples were determined parameters as follows: available phosphorus, available potassium, organic matter, humic acids, fulvic acids. At depth of 0 – 0.6 m contents of valued parameters were found at intervals 37.2 – 45.1 mg.kg^{-1} phosphorus, 132.2 – 160.0 mg.kg^{-1} potassium, 2.43 – 2.74 % organic matter, 0.248 – 0.281 % carbon of humic acids, 0.254 – 0.318 % carbon of fulvic acids and was statistically significant highly influenced by the years of cultivation. The content of phosphorus decreased average about 5.8 mg.kg^{-1} at conventional tillage and it increased average about 2.6 mg.kg^{-1} at no-tillage in

comparison with starting condition. The content of potassium increased in average about 11.9 $mg.kg^{-1}$ at both tillage. Small increase of organic matter in average about 0.30 % and carbon of fulvic acids about 0.055 % was found in comparison with year 1995, too. From the point of view of tillage management of changes of humus content and humous substances at conventional tillage and no-tillage were same. The tillage technologies influenced distribution of available nutrients, organic matter and organic substances in the soil profiles. In topsoil contents phosphorus at intervals 49.2 – 56.7 $mg.kg^{-1}$, potassium 143.8 – 179.7 $mg.kg^{-1}$, humus 2.57 – 2.96 %, carbon of humic acids 0.274 – 0.340 %, carbon of fulvic acids 0.268 – 0.360 % fluctuated and in subsoil contents phosphorus ranged at intervals 24.5 – 34.0 $mg.kg^{-1}$, potassium 120.6 – 140.3 $mg.kg^{-1}$, humus 2.28 – 2.53 %, carbon of humuc acids 0.201 – 0.256 %, carbon of fulvic acids 0.240 – 0.290 %. The contents of available nutrients, organic matter and organic substances decreased with soil depth. In the subsoil was found lower content phosphorus average about 23.7 $mg.kg^{-1}$ and potassium about 33.4 $mg.kg^{-1}$ in comparison with topsoil.

Key words: Gleyic Fluvisol, soil tillage system, phosphorus, potassium, organic matter, humic acids, fulvic acids

Úvod

Rozdielna príprava pôdy pod poľné plodiny, teda rozdielna hĺbka a intenzita pri obrábaní pôdy, má vplyv na sprístupňovanie živín z pôdy a ich využitie pri tvorbe úrody (Miklovič, 2003). Významnú úlohu zohrávajú aj konkrétne plodiny pestované v osevných postupoch, pretože zanechávajú rôzne množstvá pozberových zvyškov rozdielnej kvality a tiež nerovnomerne odčerpávajú živiny a vodu (Fialová, 1994). Súčasne pestované rastliny ovplyvňujú pôdnu štruktúru, aktivitu pôdnych organizmov, odber dusíka z pôdy, vodný režim a pod. (Kováč et al., 1997).

Dlhodobé udržanie úrodnosti pôdy umožňujú minimalizačné spôsoby obrábania pôdy, pri ktorých klesá intenzita rozkladu organickej hmoty, čo sa následne prejavuje zvýšením obsahu celkového uhlíka v pôde v porovnaní s konvenčnou prípravou pôdy (Horáček et al., 2001; Salinas-García, 2002; Šoltysová et al., 2002). Mnohé štúdie sa zaoberajú kumuláciou organického uhlíka v pôdnych vrstvách pri rozdielnej príprave pôdy (Yang et al., 2001; Zibilske et al., 2002; Olson et al., 2005). Diferencovaný spôsob obrábania pôdy ovplyvňuje aj obsah a rozloženie živín v pôde. López-Fando (1995) a Bauer (2002) zistili pri priamej sejbe vyšší obsah prístupného fosforu a draslíka v pôde v porovnaní s tradičnou orbou.

Cieľom práce bolo získať experimentálne poznatky o dlhodobom vplyve spôsobu obrábania pôdy na obsah a rozloženie prístupných živín (fosfor, draslík), humusu a humusových látok v pôdnych profiloch ťažkej fluvizeme glejovej.

Materiál a metódy

Výsledky boli získané z dlhodobých stacionárnych pokusov založených na experimentálnom pracovisku SCPV – Ústavu agroekológie Michalovce v Milhostove v podmienkach fluvizeme glejovej (FM_G). Fluvizeme glejové sú pôdy ťažké, ílovito-hlinité, s priemerným obsahom ílovitých častíc nad 53 % a obsahom humusu 2,7 %. Podrobné charakteristiky pôdnych podmienok pokusnej lokality popísala Šoltysová (2002).

Stanovište patrí do teplého, veľmi suchého, nížinného, kontinentálneho klimatického regiónu s dlhodobou priemernou teplotou vzduchu (roky 1951-1980) za rok 9,0 °C, za vegetačné obdobie 16,0 °C a s úhrnom zrážok za rok 560 mm, za vegetačné obdobie 350 mm.

Pôdne vzorky boli odoberané v jeseni po zbere plodín z ornice (hĺbka 0 – 0,3 m) a podornice (hĺbka 0,3 – 0,6 m) z dvoch variantov obrábania pôdy:

KA – konvenčná agrotechnika (bežný spôsob obrábania pôdy)

PS – priama sejba do nepripravenej pôdy.

Vzorky boli odoberané v štyroch opakovaniach a po vysušení pri izbovej teplote boli pomleté na šrotovníku LCD 1. Známymi metodickými postupmi (Kobza a kol., 1999) boli stanovené obsahy prístupných živín (fosfor, draslík – podľa Mehlicha II), humusu (podľa Ťurina), humínových kyselín a fulvokyselín (podľa Kononovovej a Beľčíkovej).
Dosiahnuté výsledky boli spracované matematicko-štatistickými metódami – analýza rozptylu, LSD – test (Grofík, Fľak, 1990).

Výsledky a diskusia

Pri výžive plodín sa uplatňujú živiny z ornice a podornice, teda z hĺbky 0 – 0,6 m. V hodnotenom období priemerný obsah prístupného fosforu v uvedenej pôdnej hĺbke kolísal v rozmedzí 37,2 – 45,1 mg.kg^{-1} a bol štatisticky preukazne ovplyvnený spôsobom obrábania pôdy a ročníkom. Obsahy prístupného draslíka v hĺbke 0 – 0,6 m (132,2 – 160,0 mg.kg^{-1}) boli vysoko preukazne ovplyvnené len ročníkom (tabuľky 1 a 2).

Tab. 1 Zmeny v obsahu prístupných živín v pôde v hĺbke 0 – 0,6 m

Rok	P [mg.kg^{-1}]				K [mg.kg^{-1}]			
	KA		PS		KA		PS	
		Δ P		Δ P		Δ K		Δ K
1995	45,1		37,2		140,4		151,3	
1998	42,9	-2,2	43,2	6,0	134,6	-5,8	132,2	-19,1
2001	39,8	-3,1	40,3	-2,9	153,8	19,2	147,9	15,7
2004	39,3	-0,5	39,8	-0,5	160,0	6,2	155,5	7,6
Δ 2004–1995		-5,8		2,6		19,6		4,2

kde: KA – konvenčná agrotechnika, PS – priama sejba, Δ - rozdiely hodnôt sledovaných parametrov medzi pokusnými rokmi

Tab. 2 Analýza rozptylu prístupných živín, humusu a humusových látok v pôdnom profile 0 – 0,6 m

Zdroj variability	Stupeň voľnosti	F – vypočítané hodnoty									
		P		K		humus		C_{HK}		C_{FK}	
obrábanie	1	4,99	+	0,13	-	1,00	-	17,17	++	0,19	-
rok	3	4,44	+	53,48	++	339,41	++	138,67	++	51,27	++
zvyšok	24										
celkom	31										

++ P<0,01; + P<0,05

kde: C_{HK} – uhlík humínových kyselín, C_{FK} – uhlík fulvokyselín

Ročník štatisticky preukazne ovplyvnil obsah prístupného fosforu a draslíka v pôdnom profile 0 – 0,6 m. Ku koncu pokusného obdobia (rok 2004) preukazne poklesol obsah prístupného fosforu v priemere o 1,6 mg.kg^{-1} v porovnaní s rokom 1995. Pri zohľadnení spôsobu obrábania pôdy bol pri konvenčnej agrotechnike zistený pokles fosforu o 5,8 mg.kg^{-1}, kým pri priamej sejbe sa zvýšil o 2,6 mg.kg^{-1} oproti východiskovému stavu. Naopak obsah prístupného draslíka v pôdnom profile 0 – 0,6 m sa zvýšil priemerne o 11,9 mg.kg^{-1} v porovnaní s rokom 1995. Vyššie zvýšenie prístupného draslíka bolo zaznamenané pri konvenčnej agrotechnike (+ 19,6 mg.kg^{-1}) než pri priamej sejbe (+ 4,2 mg.kg^{-1}).
Najdôležitejším ukazovateľom humusového režimu pôd sú zásoby humusu a jeho kvalitatívne zloženie. V hodnotených rokoch bol v pôdnom profile 0 – 0,6 m obsah humusu v rozmedzí 2,43 – 2,74 %, obsah uhlíka humínových kyselín 0,248 – 0,281 % a obsah uhlíka fulvokyselín 0,254 – 0,318 % (tabuľka 3). Obsahy humusu a obidvoch zložiek humusových látok (humínové kyseliny, fulvokyseliny) boli štatisticky preukazne ovplyvnené ročníkom (tabuľka

2). Koncom sledovaného obdobia bol zistený mierny nárast humusu priemerne o 0,30 % a uhlíka fulvokyselín o 0,055 % v porovnaní s rokom 1995. V prípade uhlíka humínových kyselín bol zistený jeho nárast v roku 1998 a v ďalších rokoch jeho hodnoty postupne klesali. V roku 2004 obsah uhlíka humínových kyselín dosiahol úroveň východiskového roku 1995. Rovnaký vývoj zmien v obsahoch humusu a obidvoch zložiek humusových látok bol zistený pri konvenčnej agrotechnike a priamej sejbe do nepripravenej pôdy.

Tab. 3 Zmeny v obsahu humusu a humusových látok v pôde v hĺbke 0 – 0,6 m

Rok	Humus [%]		C_{HK} [%]		C_{FK} [%]	
	KA	PS	KA	PS	KA	PS
1995	2,44	2,43	0,248	0,254	0,268	0,254
1998	2,55	2,55	0,281	0,279	0,273	0,268
2001	2,60	2,62	0,255	0,267	0,266	0,295
2004	2,73	2,74	0,248	0,253	0,318	0,314
Δ2004–1995	0,29	0,31	0,000	-0,001	0,050	0,060

kde: KA – konvenčná agrotechnika, PS – priama sejba, C_{HK} – uhlík humínových kyselín, C_{FK} – uhlík fulvokyselín, Δ - rozdiely hodnôt sledovaných parametrov medzi rokmi 2004 a 1995

Diferencované obrábanie pôdy významnou mierou ovplyvňuje zapracovanie použitých priemyselných hnojív. Živiny aplikované vo forme priemyselných hnojív sú pri rozdielnej agrotechnike rôzne rozložené v pôdnych profiloch. V hodnotenom období v ornici (pôdny profil 0 – 0,3 m) kolísal obsah prístupného fosforu v rozmedzí 49,2 – 56,7 $mg.kg^{-1}$ a draslíka 143,8 – 179,7 $mg.kg^{-1}$ a v podornici (pôdny profil 0,3 – 0,6 m) sa obsahy fosforu pohybovali v rozpätí 24,5 – 34,0 $mg.kg^{-1}$ a draslíka 120,6 – 140,3 $mg.kg^{-1}$ (tabuľka 4).

Tab. 4 Zmeny v obsahu prístupných živín, humusu a humusových látok v hodnotených pôdnych profiloch fluvizeme glejovej

Pôdny profil	Rok	P [$mg.kg^{-1}$]		K [$mg.kg^{-1}$]		humus [%]		C_{HK} [%]		C_{FK} [%]	
		KA	PS	KA	PS	KA	PS	KA	PS	KA	PS
0-0,3 m	1995	56,2	49,8	150,5	178,9	2,57	2,57	0,295	0,299	0,281	0,268
	1998	56,7	55,0	144,4	143,8	2,65	2,68	0,340	0,332	0,279	0,289
	2001	49,2	51,7	168,3	164,9	2,79	2,79	0,292	0,277	0,286	0,300
	2004	51,4	52,2	179,7	178,5	2,95	2,96	0,281	0,274	0,360	0,337
	Δ2004–1995	-4,8	2,4	29,2	-0,4	0,38	0,39	-0,014	-0,025	0,079	0,069
0,3-0,6 m	1995	34,0	24,5	130,3	123,6	2,30	2,28	0,201	0,208	0,255	0,240
	1998	29,1	31,4	124,8	120,6	2,44	2,42	0,222	0,225	0,266	0,247
	2001	30,4	28,9	139,3	130,8	2,42	2,45	0,218	0,256	0,246	0,289
	2004	27,1	27,3	140,3	132,5	2,51	2,53	0,214	0,231	0,275	0,290
	Δ2004–1995	-6,9	2,8	10,0	8,9	0,21	0,25	0,013	0,023	0,020	0,050

kde: C_{HK} – uhlík humínových kyselín, C_{FK} – uhlík fulvokyselín, KA – konvenčná agrotechnika, PS – priama sejba, Δ - rozdiely hodnôt sledovaných parametrov medzi rokmi 2004 a 1995

Obsahy prístupného fosforu a draslíka v ornici boli štatisticky významne ovplyvnené ročníkom (tabuľka 5), kým v podornici spôsobom obrábania pôdy (tabuľka 6). S poklesom pôdnej hĺbky sa znižovali obsahy prístupných živín v pôde. V podornici bol zistený nižší obsah prístupného fosforu priemerne o 24,6 $mg.kg^{-1}$ a prístupného draslíka o 42,7 $mg.kg^{-1}$ v porovnaní s ornicou. Pokles pôdnych živín s hĺbkou pôdy zaznamenali aj Salinas–García et al. (2002). Mnohé rastliny prijímajú živiny aj z hlbších vrstiev pôdy, a preto zistené obsahy prístupných živín v podornici sú dostatočne dobrou zásobou živín pre pestované plodiny.

Bujnovský (2001) odporúča pri hnojení plodín zohľadniť obsahy prístupných živín v podornici.
Použitie fosforečných hnojív na povrch pôdy bez následného zapracovania do pôdy pri priamej sejbe oproti konvenčnej agrotechnike spôsobilo nárast obsahov prístupného fosforu vo vrchnom pôdnom profile. Pri priamej sejbe sa zvýšil obsah prístupného fosforu priemerne o 2,4 $mg.kg^{-1}$ a pri konvenčnej agrotechnike poklesol o 4,8 $mg.kg^{-1}$ P.

Tab. 5 Analýza rozptylu prístupných živín, humusu a humusových látok v pôdnom profile 0 – 0,3 m

Zdroj variability	Stupeň voľnosti	F – vypočítané hodnoty									
		P		K		humus		C_{HK}		C_{FK}	
obrábanie	1	2,94	-	4,61	+	2,27	-	17,34	++	0,24	-
rok	3	10,96	++	28,90	++	537,77	++	279,84	++	21,46	++
zvyšok	24										
celkom	31										

++ P<0,01; + P<0,05

kde: C_{HK} – uhlík humínových kyselín, C_{FK} – uhlík fulvokyselín

Tab. 6 Analýza rozptylu prístupných živín, humusu a humusových látok v pôdnom profile 0,3–0,6 m

Zdroj variability	Stupeň voľnosti	F – vypočítané hodnoty									
		P		K		humus		C_{HK}		C_{FK}	
obrábanie	1	5,40	+	220,94	++	0,01	-	33,44	++	1,35	-
rok	3	2,10	-	205,07	++	139,51	++	22,18	++	8,53	++
zvyšok	24										
celkom	31										

++ P<0,01; + P<0,05

kde: C_{HK} – uhlík humínových kyselín, C_{FK} – uhlík fulvokyselín

Rozdielna príprava pôdy ovplyvňuje nielen zapracovanie použitých priemyselných hnojív, ale aj rozmiestnenie organickej hmoty z pozberových zvyškov v pôdnych profiloch. Podobne diferencované obrábanie pôdy ovplyvňuje aj kvalitu organickej hmoty vyjadrenú obsahom humínových kyselín a fulvokyselín. V hodnotenom období v pôdnom profile 0 – 0,3 m kolísal obsah humusu v rozmedzí 2,57 – 2,96 %, uhlíka humínových kyselín 0,274 – 0,340 % a uhlíka fulvokyselín 0,268 – 0,360 % a v pôdnom profile 0,3 – 0,6 m sa obsah humusu pohyboval v rozpätí 2,28 – 2,53 %, uhlíka humínových kyselín 0,201 – 0,256 % a uhlíka fulvokyselín 0,240 – 0,290 % (tabuľka 4).
Obsah humusu a humusových látok v obidvoch pôdnych profiloch bol štatisticky preukazne ovplyvnený ročníkom (tabuľky 5 a 6). V roku 2004 pri obidvoch spôsoboch prípravy pôdy sa v oboch pôdnych profiloch preukazne zvýšil obsahu humusu a uhlíka fulvokyselín. Obsah uhlíka humínových kyselín v ornici fluvizeme glejovej poklesol, kým v podornici sa mierne zvýšil. Tieto zmeny boli výraznejšie pri priamej sejbe oproti konvenčnej agrotechnike.

Záver

Z výsledkov získaných v rokoch 1995, 1998, 2001 a 2004 v podmienkach fluvizeme glejovej môžeme urobiť nasledujúce závery o vplyve rozdielnej prípravy pôdy na obsah a rozloženie prístupných živín, humusu a humusových látok v pôde:

1. V hodnotenom období v pôdnom profile 0 – 0,6 m sa obsahy vybraných parametrov pôdy nachádzali v rozmedzí 37,2 – 45,1 $mg.kg^{-1}$ P, 132,2 – 160,0 $mg.kg^{-1}$ K, 2,43 – 2,74 % humusu, 0,248 – 0,281 % uhlíka humínových kyselín, 0,254 – 0,318 % uhlíka fulvokyselín a boli štatisticky vysoko preukazne ovplyvnené ročníkom.

2. Pri konvenčnej agrotechnike v pôdnom profile 0 – 0,6 m koncom výskumného obdobia poklesol obsah prístupného fosforu priemerne o 5,8 $mg.kg^{-1}$ a pri priamej sejbe sa zvýšil o 2,6 $mg.kg^{-1}$ oproti východiskovému stavu. Obsah prístupného draslíka sa zvýšil pri obidvoch agrotechnikách priemerne o 11,9 $mg.kg^{-1}$.
3. V roku 2004 bol zistený mierny nárast humusu priemerne o 0,30 % a uhlíka fulvokyselín o 0,055 % v porovnaní s rokom 1995. Z hľadiska spôsobu obrábania pôdy bol vývoj zmien obsahov humusu a obidvoch zložiek humusových látok pri konvenčnej agrotechnike a priamej sejbe rovnaký.
4. Rozdielna príprava pôdy ovplyvňovala nielen obsah, ale aj rozmiestnenie prístupných živín, humusu, uhlíka humínových kyselín a uhlíka fulvokyselín v pôdnych profiloch fluvizeme glejovej.
5. Použitie priemyselných hnojív na povrch pôdy bez následného zapracovania do pôdy pri priamej sejbe spôsobilo nárast obsahov prístupného fosforu vo vrchnej vrstve pôdy v porovnaní s konvenčnou agrotechnikou.
6. Obsahy prístupných živín (fosfor, draslík), humusu a humusových látok (humínové kyseliny, fulvokyseliny) sa s poklesom pôdnej hĺbky znižovali.

Literatúra

BAUER, P.J. et al., 2002: Tillage effect on nutrient stratification in narrow and widerow cropping systems. In: Soil and Till Res, vol. 66, 2002, N. 2, pp. 175-182.

BUJNOVSKÝ, R., 2001: Využitie živín z podornice. In: Naše pole, roč. 5, 2001, č. 11, s. 22-23.

FIALOVÁ, J., 1994: Změny agrochemických vlastností půdy. In: Úroda, roč. 42, 1994, č. 3, s. 2-13.

GROFÍK, R., FĽAK, P., 1990: Štatistické metódy v poľnohospodárstve. 1. vyd. Bratislava : Príroda, 1990, 344 s. ISBN 80-07-00018-6.

HORÁČEK, J., LEDVINA, R., RAUS, R., 2001: The content and quality of organic matter in Cambisol in a long-term no-tillage system. In: Rostl. Výr., vol. 47, 2001, N. 5, pp. 205-210.

MIKLOVIČ, D., 2003: Vplyv spôsobu obrábania pôdy na rozloženie obsahu živín v ornici. In: Naše pole, roč. 7, 2003, č. 6, s. 42.

KOBZA, J. et al., 1999: Čiastkový monitorovací systém – Pôda : záväzné metódy. 1. vyd. Bratislava : Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy. 1999. 138 s. ISBN 80-85361-55-8

LÓPEZ-FANDO, C., ALMENDROS, G., 1995: Interactive effects of tillage and crop rotations on yield and chemical properties of soils in semi-arid central Spain. In: Soil and Till Res, vol. 36, 1995, N. 1-2, pp. 45-57.

OLSON, K.R., LANG, J.M., EBELHAR, S.A., 2005: Soil organic carbon changes after 12 years of no-tillage and tillage of Grantsburg soils in southern Illinois. In: Soil and Till Res, vol. 81, 2005, N. 2, pp. 217-225.

SALINAS-GARCÍA, J.R., VALÁZQUEZ-GARCÍA, J.J., GALLARDO-VALDEZ, M. et al., 2002: Tillage effect on microbial biomass and nutrient distribution in soils under rain-fed corn production in central-western Mexico. In: Soil and Till Res, vol. 66, 2002, N. 2, pp. 143-152.

ŠOLTYSOVÁ, B., 2002: Vplyv rozdielnych technológií spracovania pôdy a diferencovaného hnojenia na zmeny chemických vlastností pôdneho prostredia : Záverečná správa za výskumnú etapu. Michalovce : OVÚA Michalovce, 2002, 74 s.

ŠOLTYSOVÁ, B., KOTOROVÁ, D., 2002: Vplyv obrábania pôdy na zmeny jej fyzikálnych a chemických vlastností. In: Agriculture (Poľnohospodárstvo), vol. 48, 2002, N. 6, pp. 304-312.

YANG, X.M., KAY, B.D., 2001: Rotation and tillage effect on soil organic carbon sequestration in a typic Hapludalf in Southern Ontario. In: Soil and Till Res, vol. 59, 2001, N. 3-4, pp. 107-114.

ZIBILSKE, L.M., BRADFORD, J.M., SMART, J.R., 2002: Conservation tillage induced changes in organic carbon, total nitrogen and available phosphorus in a semi-arid alkaline subtropical soil. In: Soil and Till Res, vol. *66,* 2002, N. 2, pp. 153-163.

SLEDOVÁNÍ VLHKOSTNÍCH CHARAKTERISTIK V PŮDĚ NA ÚZEMÍ ŽABČIC

MONITORING OF SOIL MOISTURE CHARACTERISTICS IN ŽABČICE AREA

Martina Vičanová

Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Agronomická fakulta,
Ústav aplikované a krajinné ekologie, Zemědělská 1, 613 00 Brno, Česká republika,
email: martina.vic@seznam.cz

Abstrakt

Tento příspěvek se zabývá vlhkostními změnami půdy ve vybraném území Školního zemědělského podniku Mendelovy zemědělské a lesnické univerzity v Žabčicích v průběhu vegetačního období roku 2006. V jednotlivých obdobích byly otevřeny půdní sondy, z každé půdní sondy byly odebrány půdní vzorky, proveden fyzikální rozbor a jednotlivé výsledky vyhodnoceny a porovnány s údaji získanými v dřívějších letech.

Klíčová slova: půdní hydrolimity, půdní vlhkost, bod vadnutí

Abstract

The project is focused on soil moisture changes in selected area of the Mendel University of Agriculture and Forestry School Farm in Žabčice. The soil research proceeded during vegetation period 2006. The soil profiles sections were described in periodical intervals and the soil samples were taken from each soil section for following physical analyses. The results of soil analyses were evaluated and were compared with the data obtained from selected area in previous time.

Key words: soil-moisture constant, soil moisture, wilting coefficient

Úvod

Jedním z cílů projektu IGA 3/ 2006 „Optimalizačné posouzení krajinného prostoru SZP Žabčice – vyhodnocení historického vývoje zájmového území, rozptýlené zelene a vlhkostního režimu půd“ bylo zjistit vlhkostní režim půd v jednotlivých časových obdobích během vegetační doby roku 2006, porovnání s údaji z dřívějších let a jejich vyhodnocení. Výzkum probíhal na části území Školního zemědělského podniku (ŠZP) Žabčice, vlastníkem všech řešených pozemků je Mendelova lesnická a zemědělská univerzita v Brně. Řešené území leží v katastrálních územích Žabčice a Nosislav.

Materiál a metody

Popis zájmového území

ŠZP Žabčice, který je modelovým územím, leží ve vzdálenosti necelých 25 km jižně od města Brna v bývalém okrese Brno – venkov. Vznikl v letech 1922-25 a hospodaří na 1673 ha zemědělské půdy. Převažuje orná půda (1449 ha), zastoupeny jsou i vinice (136 ha), sady (41 ha), louky (38 ha) a pastviny (9 ha). Půdy v katastru pracoviště jsou neutrální až slabě kyselé půdní reakce s nedostatkem humusu. Vyskytují se zde různé půdní druhy, a to od půd písčitých, kterých je převaha, až po půdy jílovité. Na území pracoviště Žabčice se nejčastěji

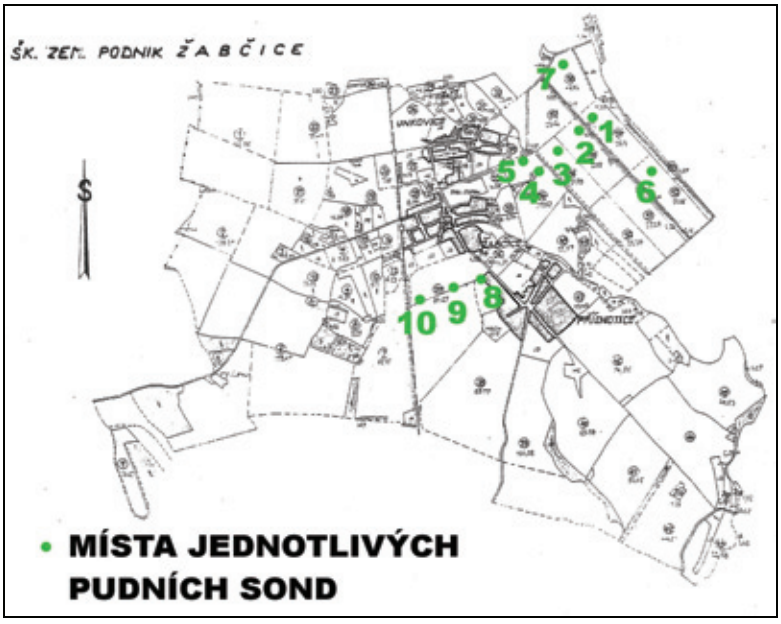
OBSAH

vyskytují genetické půdní typy černozemě a nivní půdy glejové. Pozemky jsou většinou rovinatého charakteru s průměrnou nadmořskou výškou 185 m n. m, 60% půd se nachází v ochranném pásmu vod. Statek leží v jihomoravské suché a teplé kukuřičné oblasti s typickým vnitrozemským klimatem s průměrným ročním úhrnem 450-550 mm a průměrnou roční teplotou 9,3°C. Suchost klimatu zvyšují větry (v celoročním průměru převládá severozápadní směr), které způsobují velký výpar půdní vláhy. Charakteristické jsou také silné jarní výsušné větry jižních a jihovýchodních směrů, které přispívají k větrné erozi půdy z velkých obdělávaných ploch. Do řešeného území zasahuje též srážkový stín Českomoravské vrchoviny. Atmosférické srážky ve vegetačním období jsou rozloženy velmi nerovnoměrně, průměrný úhrn je 340-350 mm.



Obr. 1 Vyznačení řešeného území – části ŠZP Žabičce

Podle map bonitovaných půdně ekologických jednotek (BPEJ) byla zjištěna velikost území jednotlivých půdních typů a podle velikosti jednotlivých území bylo rozhodnuto otevřít 10 půdních sond ke zjištění vlhkostního režimu půd na vybraném území ŠZP Žabčice.



Obr. 2 Modelové území grantu s vyznačenými místy jednotlivých půdních sond

Po konzultaci s odborníky z Ústavu agrochemie, půdoznalství, mikrobiologie a výživy rostlin byl prováděn odběr půdních vzorků z hloubek 10, 20 a 30 cm. Pro odběr a zpracování vzorků na zájmovém území byla zvolena metodika uvedená v literatuře Jandák a kol. (2003) a Rejšek (1999). Půdní vzorky byly odebírány co 2 měsíce, a to od května do září.
Z odebraných vzorků byl proveden rozbor fyzikálních vlastností půdy. Stanovovala se objemová a měrná hmotnost, vlhkost půdy a hydrolimity. Všechny tyto charakteristiky se získávaly rozborem neporušeného půdního vzorku, který se odebíral do Kopeckého fyzikálního válečku (100 cm^3). Pro stanovení vlhkosti půdy byla použita vážková (gravimetrická) metoda.
Bod vadnutí byl stanoven podle Váši, vzorcem $\Theta V = 0,3* (\%\ I.kat.) + 0,4\ (\%\ obj.)$



Obr. 3 Odběr půdních vzorků

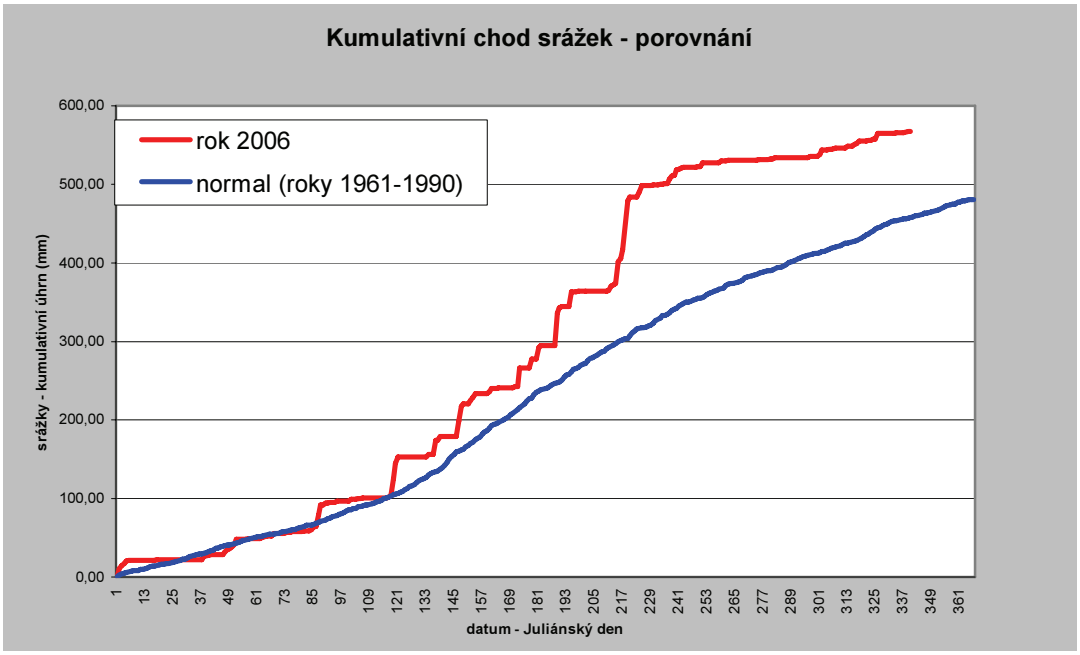


Obr. 4 Sycení půdních vzorků

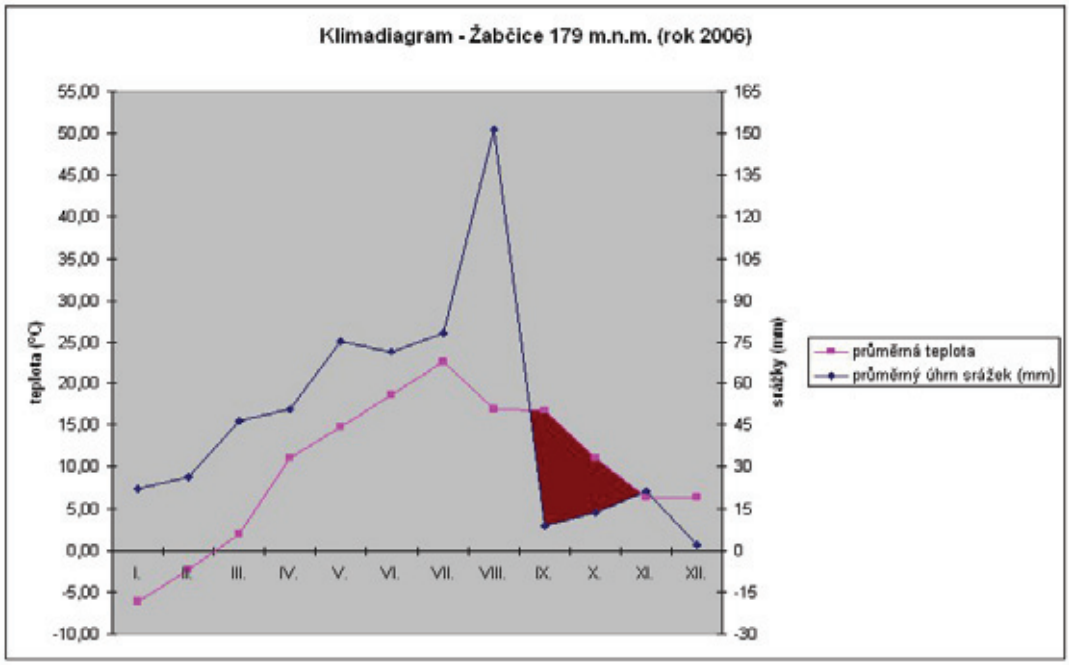
Ze získaných údajů byly vytvořeny grafy a provedeno vyhodnocení. Údaje z minulých let potřebné k porovnání s našimi výsledky poskytl Ústav agrosystémů a bioklimatologie. Data byla porovnána a graficky vyhodnocena.

Výsledky

Většina půd v modelovém území leží v oblasti fluvizemí glejových na nivních uloženinách, půdy středně těžké, bez skeletu nebo slabě skeletovité. Dále se zde vyskytují fluvizemě modální i karbonátové vzniklé na naplaveninách s mocností 30 až 70 cm na velmi propustném podloží, půdy středně těžké, středně výsušné, závislé na srážkách ve vegetačním období.
První uvedený graf znázorňuje srovnání kumulativních srážek letošního roku 2006 a normálu (roky 1961 – 1990). Data pro vytvoření grafu poskytl Ústav agrosystémů a bioklimatologie. Z grafu je dobře vidět nárůst srážek v roce 2006 oproti normálu.
Ze získaných údajů srážek a teploty byl vyhotoven klimadiagram Žabčic pro rok 2006 (Obr. 5). Jak je z obrázku patrné, i přes bohaté srážky v prvních dvou třetinách roku, období sucha se vyskytlo i v roce 2006, a to od druhé třetiny září do začátku prosince, tedy v období, kdy už byly odběry vzorků půdy skončeny. Proto se na získaných výsledcích z rozborů půdy toto období nestačilo promítnout. Průměrně nastává na území Žabčic období sucha začátkem července a trvá do konce září.



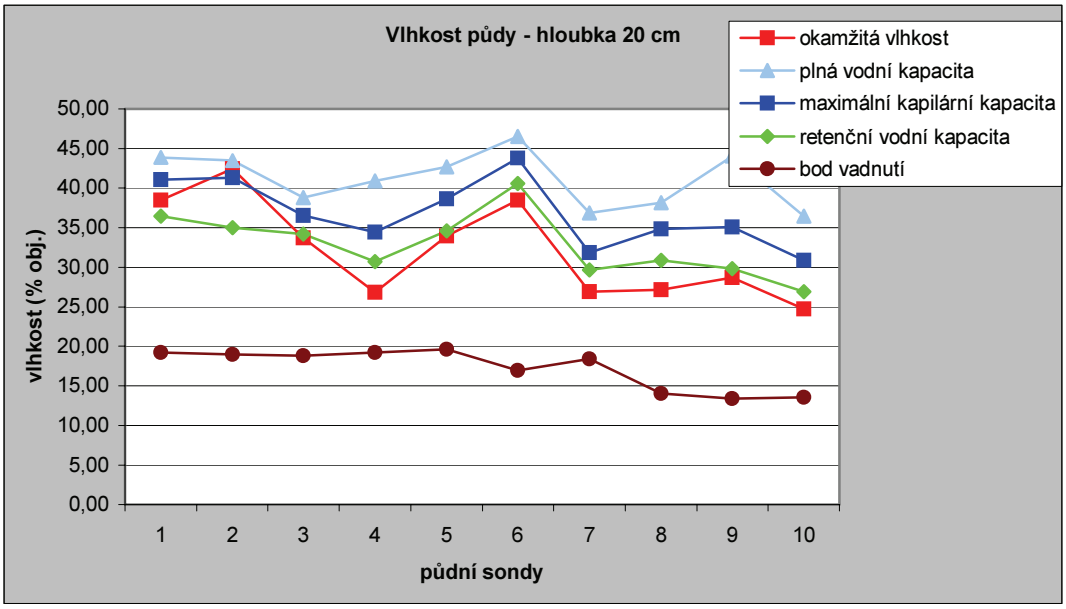
Graf 1 Porovnání kumulativního úhrnu srážek za rok 2006 a normál (roky 1961 – 1990)



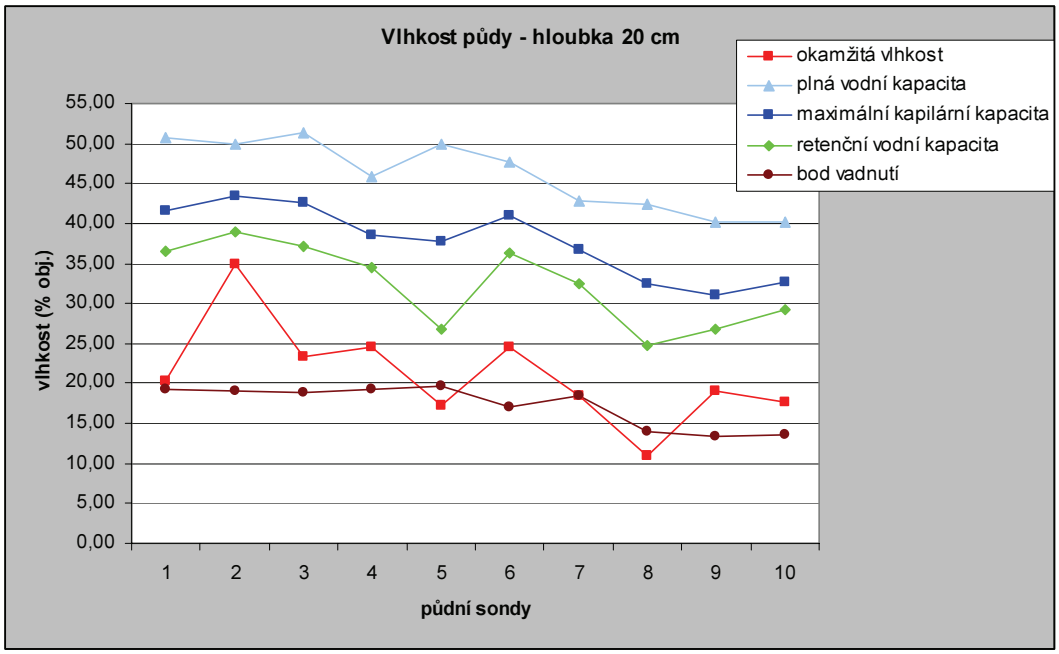
Obr. 5 Klimadiagram za rok 2006, hnědá plocha značí období sucha v roce 2006

V dalších grafech jsou na ukázku zobrazeny výsledky okamžité půdní vlhkosti a jednotlivých půdních hydrolimit v hloubce 20 cm za měsíc květen, červenec a září. Půdní sondy byly rozmístěny tak, aby zmapovaly také různé podmínky, které by mohly půdní vlhkost ovlivnit.
Jednotlivé půdní sondy:
Sonda 1 – porost kukuřice, v těsné blízkosti keřového porostu
Sonda 2 – porost slunečnice zničený povodní
Sonda 3 – porost ječmene, u polní cesty
Sonda 4 – travní porost v těsné blízkosti liniové výsadby topolů a vodního toku řeky Šatavy

Sonda 5 – lado trojúhelníkovitého tvaru
Sonda 6 – porost kukuřice u protipovodňového valu
Sonda 7 – porost vojtěšky u hlavní cesty
Sonda 8 – porost kukuřice u cesty
Sonda 9 – porost ječmene v blízkosti stromořadí
Sonda 10 – porost kukuřice u vlakové trati
Sondy 1-7 jsou v rámci jedné BPEJ 0.59.00 a sondy 8-10 patří k BPEJ 0.05.01



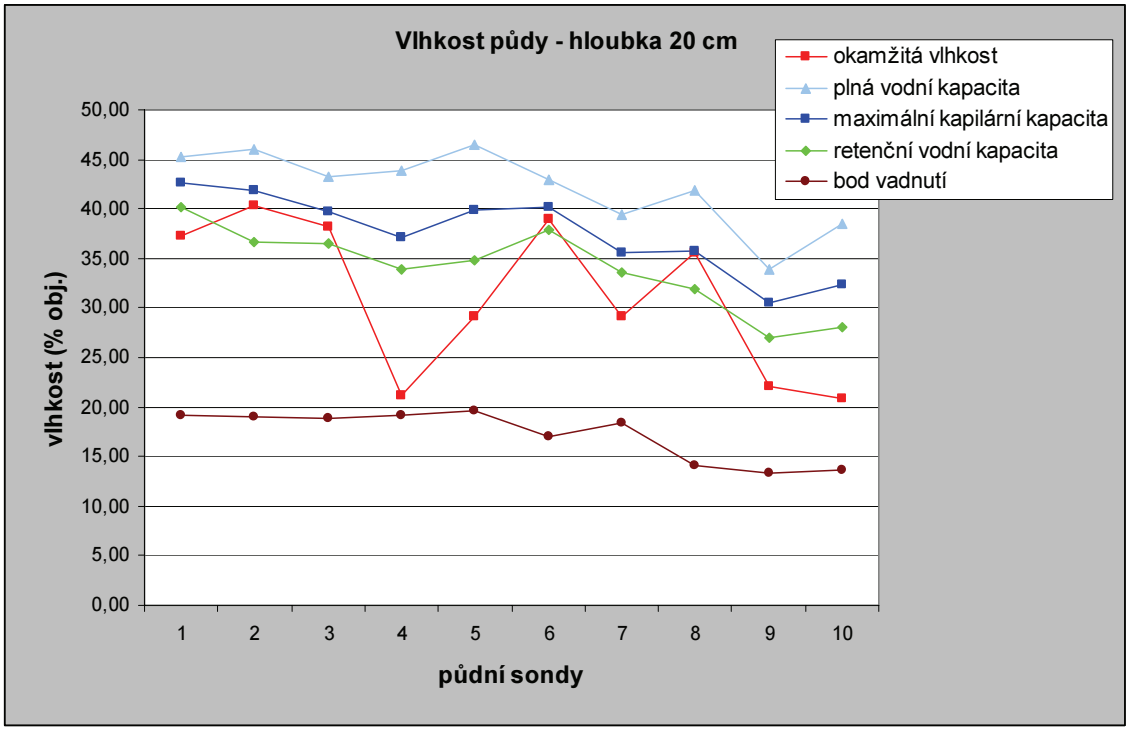
Graf 2 Půdní hydrolimity u jednotlivých půdních sond za měsíc květen v hloubce 20 cm



Graf 3 Půdní hydrolimity u jednotlivých půdních sond za měsíc červenec v hloubce 20 cm

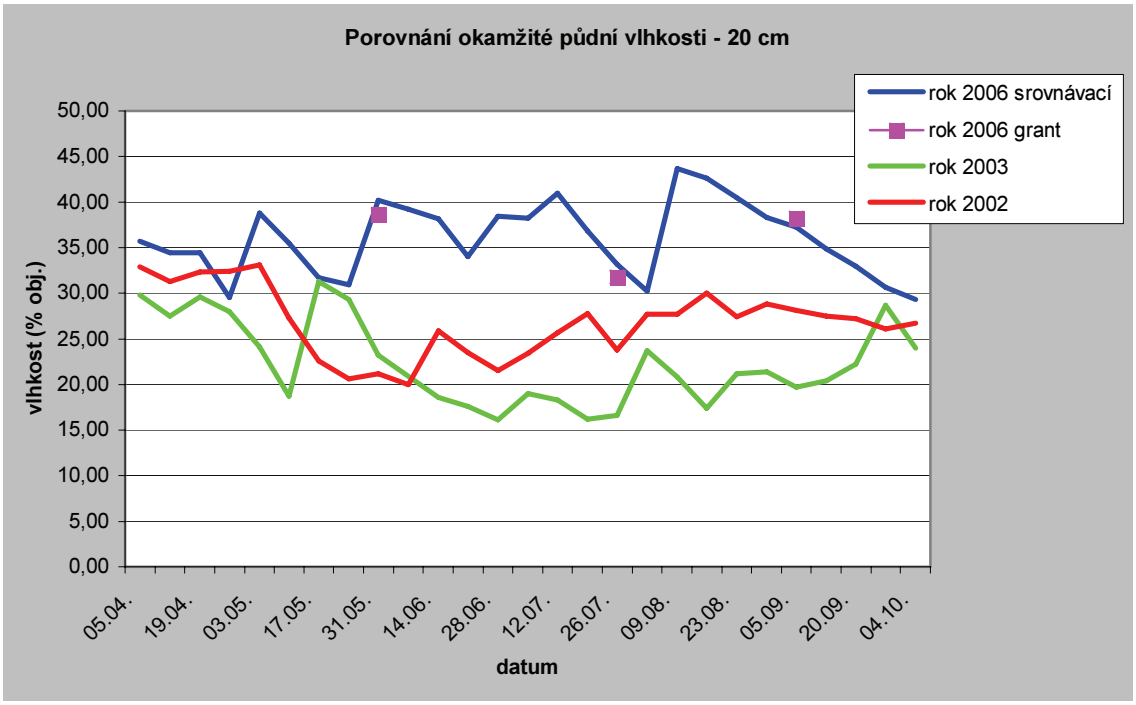
U prvního grafu, vytvořeného za měsíc květen můžeme vyčíst, že ve většině případů je vlhkost půdy v normě. Největší vlhkost byla naměřena u sond 6 a 2. Obě lokality byly už od

pohledu vlhčí, ale jak můžeme vidět u sondy 6 vlhkost nepřesahuje retenční vodní kapacitu, tudíž je také v normě. Pouze u sondy 2 okamžitá vlhkost retenční vodní kapacitu přesahuje. Tato skutečnost může být následkem jarní povodně, která na této lokalitě kompletně zničila porost.
Další graf znázorňuje vlhkost půdy zjištěnou u jednotlivých půdních sond v měsíci červenci. Ač byl tento rok bohatý na srážky, a v letních měsících dle vytvořeného klimadiagramu nenastalo období sucha, u některých půdních sond klesla vlhkost pod bod vadnutí. U sondy 5 byla nízká vlhkost způsobena špatnou retenční schopností půdy. U sond 1 a 8 způsobil nedostatečnou vlhkost s největší pravděpodobností porost kukuřice, která je velmi náročná na vodu. U většiny sond byla v červenci naměřena velice nízká půdní vlhkost, jde ovšem o okamžitou půdní vlhkost, která během dne může kolísat, a proto není toto zjištění nijak alarmující. Tuto skutečnost dokládá i fakt, že jednotlivé porosty nevykazovaly ani po vizuální stránce žádné velké známky vadnutí.



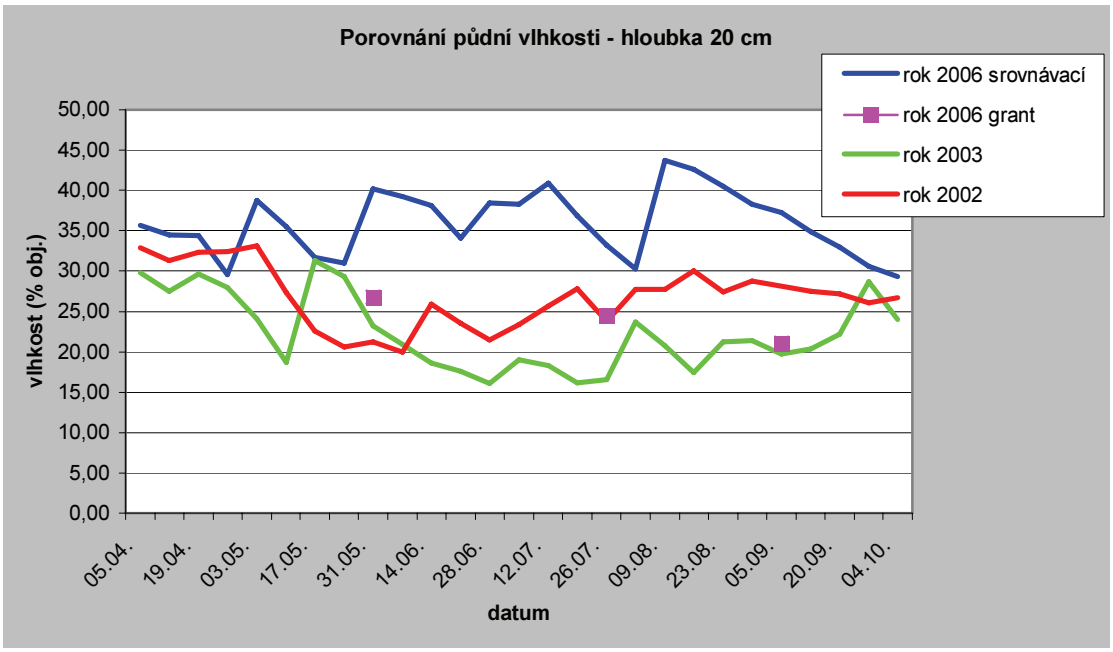
Graf 4 Půdní hydrolimity u jednotlivých půdních sond za měsíc září v hloubce 20 cm

Poslední graf naměřených výsledků zobrazuje vlhkost půdy v měsíci září. Odběry vzorků byly uskutečněny začátkem měsíce. Vlhkost je u většiny sond opět v normě díky srážkově bohatému srpnu. Velice nízkou vlhkost ve všech třech hloubkách vykazovala jen sonda 4. Tuto abnormalitu mohla způsobit blízkost liniové výsadby topolů a jejich zvýšené nároky na vláhu.
Provedeno bylo také porovnání měření z roku 2006 s minulými roky. Pro přehlednost v porovnání výsledků s výsledky za posledních deset let (starší výsledky bohužel nebyly ve formě poskytnutelných dat) byl vybrán rok nejsušší (rok 2003) a nejvlhčí (rok 2002). Získané výsledky z minulých let pochází pouze z jedné lokality v zájmovém území (ostatní nebylo možné dohledat). Ústav agrosystémů a bioklimatologie poskytl data z měření pod travním porostem a porostem ječmene.



Graf 5 Porovnání výsledků sondy 3 (hloubka 20 cm) s výsledky z minulých let

Graf 5 zobrazuje porovnání výsledků půdní vlhkosti sondy 3 s výsledky z minulých let. Grantová měření se téměř shodují se srovnávacím měřením. Graf ukazuje, že rok 2006 je v porovnání s nejvlhčím rokem 2002 ještě bohatší.
V níže uvedeném grafu 6 u sondy 4, což je travní porost v blízkosti liniové výsadby topolů je možné sledovat odchylku od srovnávacího roku až k úrovni roku 2002. Tato skutečnost je způsobená díky odlišným podmínkám u srovnávacího měření (střed pozemku s travním porostem). Travní porost v lokalitě sondy 4 je v těsné blízkosti topolů, které jsou náročné na vláhu.



Graf 6 Porovnání výsledků sondy 4 (hloubka 20 cm) s výsledky z minulých let

Závěr

Výsledky měření i samotný klimadiagram ukazují, že rok 2006 byl za posledních deset let a i oproti normálu (roky 1961 – 1990) srážkově nejbohatší. Vlhkosti půdy u všech deseti vybraných půdních sond nevykazovaly jak po vizuální stránce, tak z výsledků měření žádné alarmující zjištění. Samotné odběry půdních vzorků byly zdrženy díky jarní povodni, jejíž vliv byl patrný i na výsledcích sond 2 a 6. I přes srážkově bohaté vegetační období se v měsíci červenci v době trvání tropických dní téměř u všech sond projevilo snížení půdní vlhkosti, které ovšem nebylo nijak kritické. Období sucha, které v této oblasti trvá průměrně od začátku července do začátku října se letos posunulo až do doby od druhé třetiny září do začátku listopadu. Na výsledcích měření se už nestačilo promítnout.

Poděkování

Tento příspěvek mohl vzniknout díky podpoře Interní grantové agentury MZLU Projektu IGA č. 3/2006 „Optimalizační posouzení krajinného prostoru ŠZP Žabčice (Vyhodnocení historického vývoje zájmového území, rozptýlené zeleně a vlhkostního režimu půd)“.

Literatura

JANDÁK, J. a kol., 2003: Cvičení z půdoznalství. Brno: MZLU, 2003. 92 s. ISBN: 80-7157-733-2.

JANDÁK, J., PRAX, A., POKORNÝ, E., 2001: Půdoznalství. Brno: MZLU, 2001. 142 s. ISBN: 80-7157-559-3

REJŠEK, K., 1999: Lesnická pedologie - cvičení. Brno. MZLU, 1999. 152 s. ISBN: 80-7157-352-3.

ROŽNOVSKÝ, J., SVOBODA, T., 1995: Agroklimatická charakteristika oblasti Žabčic. Folia, řada A. Brno: MZLU, 1995, 49 s.

Mapy BPEJ (bonitovaných půdně ekologických jednotek) katastrálního území Žabčic a Nosislavi. Poskytl VÚMOP Brno.

http://old.mendelu.cz/~szp/historie.html

STATISTICKÉ HODNOCENÍ ZMĚN VYBRANÝCH FYZIKÁLNÍCH A CHEMICKÝCH CHARAKTERISTIK ČERNOZEMÍ NA MORAVĚ

STATISTICAL CHANGES EVALUATION OF SELECTED PHYSICAL AND CHEMICAL CHARACTERISTICS OF CHERNOZEMS IN MORAVIA

Vítězslav Vlček

Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno, Česká republika,e-mail: xvlcek1@mendelu.cz

Abstrakt

V příspěvku je prezentován pokus formulovat úroveň aberace mezi množstvem výsledků půdních analýz získaných na černozemích v rámci Komplexního průzkumu zemědělských půd a analýz v současnosti. Půdní vzorky byly odebrány z těch samých míst jako v komplexním průzkumu. Statistické hodnocení je založeno na výsledcích zpráv z jednotlivých okresů. Černozem (bez ohledu na subtypy na území Moravy) se zdá být vhodnou pro statické hodnocení. Analýze jednoho znaku byla počítána z množiny výsledků povrchových horizontů (0-30 cm). Na porovnání průměrných obsahů v povrchovém a podpovrchovém horizontu byl použitý t-test (N=90). S ohledem na charakter černozemí možno vyvodit fakt, že ve většině antropicky neovlivněných vzorek molického horizontu byly pozorovány podobné vlastnosti v obou hloubkách. Významný rozdíl se ukázal ve výměnné reakci – v KPP průměr 7,10 a současné pH 6,87. V jiných vlastnostech jako obsah částic pod 0,01 mm, či obsah humusu nebyly významné diferenciace. Obsah humusu v povrchovém horizonte se významně zvýšil přidáním organických látek hnojivy a kultivací trvalými krmnými porosty. Aberace byla sledována v půdní reakci, což je možné interpretovat možnou acidifikací. Ohledne kvality, resp., zdraví půdy je to negativní zjištění, protože výměnná reakce patří k základním půdním charakteristikám.

Klíčová slova: Komplexní průzkum zemědělských půd, statistické porovnání, černozem, Morava

Abstract

In this paper, an attempt to formulate the level of aberration among the soil analyses set observed on Chernozems (within Soil Survey of Agricultural Soils) and soil analyses within nowadays is presented. The soil samples were collected on the same place as soil samples within the Soil Survey. The statistical evaluation is based on the report results from separate districts. The Chernozem (regardless the subtype and only in area Moravia) appeared to be suitable for statistical evaluation. The analysis of one character was calculated for the set of results in topsoil (0-30 cm). The comparison between average content in topsoil and subsoil was made by t-test (N=90). With respect the character of Chernozem it can be deduced that in most of not anthropically influenced samples from mollic horizon the similar features were observed in both monitored depths. The significant difference is shown in exchange reaction (topsoil within Soil Survey 7.10 and within nowadays 6.87). There are no significant differences in other characters such as content of particles under 0.01 mm, content of organic matter. Organic matter content in topsoil was distinctly increased by addition of organic substances in organic fertilisers and by cultivation of perennial forage crops. The aberration was observed in soil reaction. This fact could be interpreted by acidification. Considering the quality/health of soils it is negative detection because exchange reaction is classified as one of the basic soil characters.

Key words: General Survey of Agricultural Soils, statistical comparison, Chernozem, Moravia

Úvod

Půda a především pak úrodná půda byla od pradávna zdrojem obživy obyvatel. I v současné době patří vybrané části Moravy mezi nejúrodnější oblasti v České republice. To umožňují nejen klimatické podmínky, ale především vysoký podíl úrodné černozemě. Tyto uvedené skutečnosti přirozeně určují produkční potenciál zemědělských půd, který je nejvyšší v okrese Břeclav. V současné době jsou černozemě využívány především jako orná půda. Menší část je využívána i jako sady, vinice a jen malé oblasti jsou z různých důvodů zalesněné. Na území našeho státu jde o nejhodnotnější půdy vůbec, i když vlivem klimatu často trpí vysýcháním (výjimku tvoří pouze černozem lužní). Černozemě jsou vhodné pro naše nejnáročnější plodiny – cukrovku, pšenici, ječmen, kukuřici, vojtěšku. Zemědělství v minulých desetiletích však mělo často i negativní dopady na stav orné půdy a proto jsou dnes časté, různě poškozené, případně erozní formy s mělčím humusovým horizontem. Účelem této práce proto bylo zjistit vliv hospodaření na půdu za posledních čtyřicet let. Půda se v tomto případě bere jako statistický celek, nesrovnáváme jednotlivé pozemky mezi sebou.

Materiál a metody

Statistické vyhodnocení komplexního průzkumu půd probíhalo na základě výsledků získaných ze zpráv pro jednotlivé okresy. Z celkových 25 okresů jež se na Moravě (severní a jižní) nacházejí, se černozemě fyzicky vyskytují pouze ve 13 okresech (URL1):

- Největší zastoupení (6 okresů) je v Brněnském kraji: jsou to okresy Blansko, Brno-venkov, Břeclav, Hodonín, Vyškov a Znojmo. Okres Brno-město byl vyřazen již předem, i když i zde, jak napovídá okresní zpráva se nacházejí černozemě. Je to patrné i z názvů ulic (Černopolní), případně celých městských čtvrtí (Černá pole). Předpoklad byl takový, že charakter vlastního území města se změnil a v budoucnu ještě dále změní natolik, že využití těchto půd jako půd zemědělských nebude v budoucnu možné, případně bude dosti omezené. Navíc se dnes po přibližně čtyřiceti letech jedná z valné části o zastavěné plochy.
- Kraj Olomoucký (3 okresy): a to okresy Olomouc, Prostějov a Přerov. V okresech Jeseník a Šumperk se černozemě nevyskytují.
- Kraj Zlínský (3 okresy): jde o okresy Kroměříž, Uherské Hradiště, Zlín. Okres Vsetín černozemě nemá.
- Kraj Vysočina (1 okres) a to okres Třebíč. V okresech Žďár nad Sázavou a Jihlava se černozemě nevyskytují.
- Kraj Moravskoslezský nemá žádné zastoupení černozemí.

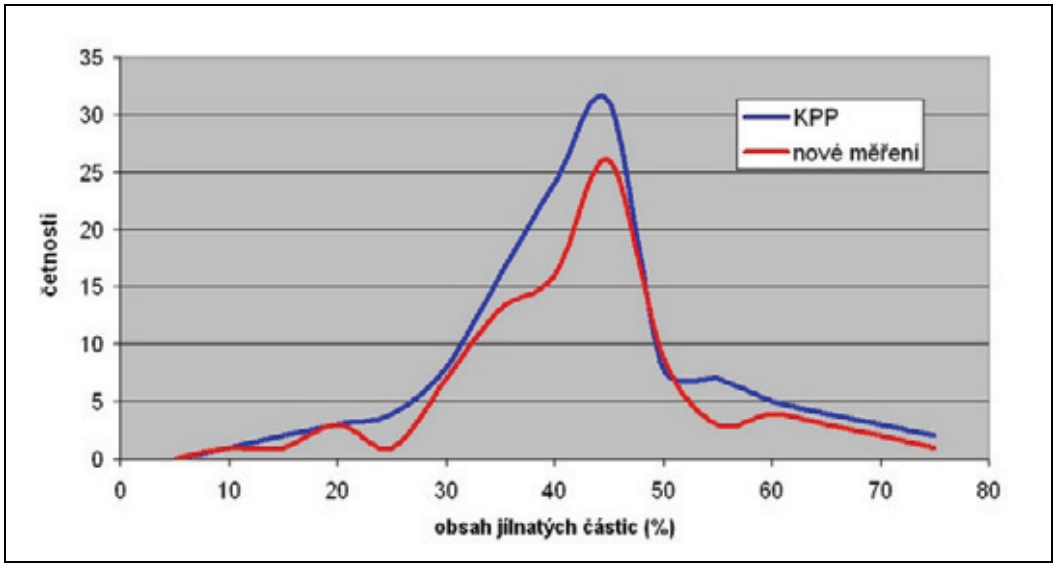
Moravské černozemě najdeme na ploše 255 709 ha což je asi 6 % ZPF České republiky, vycházíme-li z údajů za rok 2003, že v ČR má 4 269 000 ha půdy náležející k ZPF (URL2).
Údaje pro danou typickou výběrovou sondu byly získávány v příloze průvodních zpráv pro jednotlivé okresy (Kolektiv autorů 1961-1970).
Z profilu v těchto sondách pak byla „vydělena“ ornice (0-30 cm). Hloubka ornice je obvykle dána hloubkou hluboké orby, což představuje přibližně 0,30 m. Pro statistické vyhodnocení byly vybrány všechny černozemě (bez ohledu na subtyp). Za KPP (1961–70) bylo na Moravě v těchto okresech vytipováno, a následně vykopáno kolem 118 typických výběrových sond (pouze co se týče CE).
Při našich nových odběrech v letech 2005 a 2006 byly tyto sondy hledány pomocí map velkého měřítka 1:5 000. Mapy byly získány zkopírováním z archivu VÚMOP, který v současné době provádí správu údajů KPP včetně mapových materiálů. Sonda pak byla přímo v terénu zaměřena přístrojem GPS-Garmin eTrex s chybou přibližně 10 m. Vzorky byly odebírány pomocí komorového půdního vrtáku s hlavicí Edelman. Přímo po odběru byla na tácech prováděna kvartace. Na těchto průměrných vzorcích byly následně dělány zrnitostní a chemické analýzy. Z

těchto vlastností jsme pro statistické vyhodnocení vybrali následující ukazatele: zrnitost (obsah částic I. kategorie), humus, výměnné pH.
Pro vyhodnocení je použita popisná statistika (střední hodnota, chyba střední hodnoty, modus, medián, směrodatná odchylka, rozptyl, špičatost, šikmost, případně maximum a minimum pro hladiny spolehlivosti 95 %). Následně se vytvářel histogram četnosti. Z histogramu se pak tvořil bodový graf spojený hladkými spojnicemi (Orvis, 1996).
Analýzou jedné proměnné se pokusíme prokázat aberace podrobněji. Špičatost: kladná – rozdělení pozorovaných hodnot je špičatější než normální rozdělení, záporná – rozdělení pozorovaných hodnot je plošší než normální rozdělení, nulová – rozdělení pozorovaných hodnot odpovídá normálnímu rozdělení. Šikmost: kladná – rozdělení četnosti je zešikmeno vlevo (levostranná asymetrie), záporná – rozdělení četnosti je zešikmeno vpravo (pravostranná asymetrie).

Výsledky a diskuse

Zrnitost

Extrémy – půda písčitá (5,96 % jílnatých částic k. ú. Mikulov okres Břeclav dříve CE lužní na převážně písčitých usazeninách mořského neogénu překrývající převážně slínité sedimenty mořského neogénu), případně půda jílovitá (ornice 70,04 % jílnatých částic dříve CE lužní na karpatském flyši v typickém vývoji výrazně vápnitém – k.ú. Boršice u Blatnice, okres Uherské Hradiště). Není statisticky významný rozdíl mezi starými a novými výsledky (test shrnut v Tab. 2.). Grafické znázornění viz Obr. 1. Popisná statistika viz Tab. 1.



Obr. 1 Rozdělení četnosti obsahu jílnatých částic starých a nových výsledků

Obsah jílnatých částic je v ornici v průměru 40 %. Jedná se tedy o půdy středně těžké, hlinité (jílnaté částice 30–45 %) viz Obr. 1. V ornici sice došlo ke zvýšení špičatosti, ale naopak došlo k trojnásobnému snížení šikmosti. Původně lehce levostranná asymetrie se tak začala měnit na rozdělení, jež je symetrické okolo průměru. Autoři Vilček, Hronec, Bedrna, (2005) se shodují na faktu, že zrnitost je stabilní půdní vlastnost, měnící se pouze omezeně. Nicméně zrnitost se může „běžně“ měnit dvěma možnými způsoby: erozí či zvětráváním (rozpadem). Na rozpadu půdních částic se může podílet i agrotechnika – kdy závěry z pokusů na kambizemi, při použití rotačního kypřiče, prokazují nárůst nejmenší zrnitostní frakce (jílu) v důsledku mechanického rozmělnění hrubších frakcí (Jandák, Filípek, 2001).
Právě tyto důvody, tzn. rozpad půdních částic vlivem agrotechniky a zvětrávání (byť v našich zeměpisných šířkách ne tak výrazné), bych viděl jako hlavní důvod změny levostranné asymetrie

na relativně symetrické rozdělení (vzrostl podíl černozemí s vyšším zastoupením částic I. kategorie).

Tab. 1 Popisná statistika starých a nových výsledků pro obsah jílnatých částic v Obr. 1

	Ornice (0–30 cm) KPP	**Ornice (0–30 cm) 2006**
Střední hodnota	39,82	40,19
Chyba střed. hodnoty	1,21	1,19
Medián	39,70	40,60
Modus	41,40	45,40
Směrodatná odchylka	11,42	11,24
Rozptyl výběru	130,47	126,29
Špičatost	0,75	1,13
Šikmost	0,31	0,11
Rozdíl max.–min.	59,00	64,08
Minimum	11,60	5,96
Maximum	70,60	70,04
Součet	3544,30	3577,32
Počet	89	89
Hladina spolehlivosti (95,0 %)	2,41	2,37

Tab. 2 Porovnání starých a nových výsledků jednofaktorovou analýzou variance (test pro obsah jílnatých částic)

Anova: jeden faktor

Faktor

Výběr	*Počet*	*Součet*	*Průměr*	*Rozptyl*
Sloupec 1	89	3544,30	39,82	130,47
Sloupec 2	89	3577,32	40,19	126,29

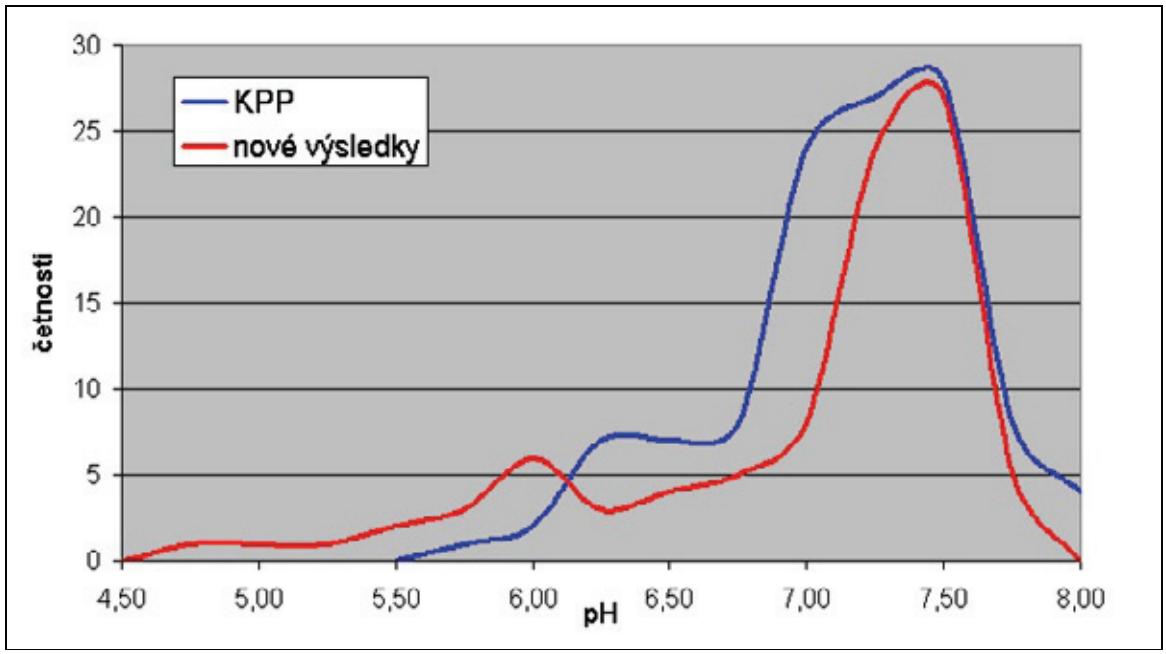
ANOVA

Zdroj variability	*SS*	*Rozdíl*	*MS*	*F*	*Hodnota P*	*F krit*
Mezi výběry	6,13	1	6,13	0,048	0,83	3,89
Všechny výběry	22595,05	176	128,38			
Celkem	22601,17	177				

Jistým problémem zůstává vodní a větrná eroze. Větrná eroze je v praxi obtížně měřitelná. Odnosu nejvíce podléhají částice o velikosti 0,25 – 0,4 mm tzn. střední písek. Tyto částice nebyly v této práci řešeny. Vodní eroze se projevuje nejdříve odnosem zpočátku nejjemnějších půdních částic, což je spojeno se vzrůstem hrubozrnosti půdy. Pokračující erozi pak podléhají i hrubší částice (Janeček, et al. 2002). Při poměrně velké plošné erozi, jsou smývány částice v podstatě bez rozdílu velikosti. Vzhledem k faktu, že na černozemi je poměrně mocný a zrnitostně relativně homogenní černický horizont Ac, pak i v případě plošné vodní eroze nemusí být tato přímo patrná, protože zrnitostní křivky ornice i podorničí jsou prakticky totožné. Vzrůst hrubozrnosti sice výsledky nepotvrzují, nicméně neznamená to, že se u černozemí s erozí nepotýkáme, neboť na některých lokalitách došlo prokazatelně k plošné vodní erozi. Náprava tohoto stavu již prakticky není možná. Lze však minimalizovat dopady, a omezit další erozi. Jako nejefektivnější se prozatím jeví tvorba menších honů a zasakovacích pásů, správná agrotechnika, pěstování víceletých pícnin, případně tvorba mulčů.

Výměnné pH

Průměrné hodnoty půdní reakce v ornici se dnes pohybují okolo 6,87 ± 0,07 (půdní reakce neutrální). Průměr se tedy u stejného souboru za 40 let snížil o 0,23 jednotek (z původního pH 7,1). Variabilita se u sledovaných lokalit mírně zvýšila a došlo k posunu směrem ke kyselé reakci. Nejnižší pH souboru je 4,72 (kyselá půdní reakce – dříve hodnoceno jako CE na spraši překrývajícím štěrkopískovou terasu – k.ú. Opatovice, okres Brno-venkov), takže oproti dřívějšímu nejnižšímu pH 5,7 došlo k poklesu skoro o jednu jednotku. Rovněž nejvyšší hodnota poklesla z původních zhruba 7,8 na 7,65 (alkalická půdní reakce – dříve hodnoceno jako CE smytá na spraši – k. ú.Šardice, okres Břeclav). V ornici tedy můžeme hovořit o probíhající acidifikaci. Rozdíl mezi starými a novými výsledky je statisticky průkazný.



Obr. 2 Rozdělení četnosti pH u starých a nových výsledků

Tab. 3 Popisná statistika starých a nových výsledků pro výměnné pH v Obr. 2

	Ornice výsledky KPP	**Ornice výsledky 2003–2006**
Střední hodnota	7,10	6,87
Chyba střed. hodnoty	0,05	0,07
Medián	7,2	7,15
Modus	7,2	7,21
Směrodatná odchylka	0,46	0,67
Rozptyl výběru	0,21	0,45
Špičatost	0,40	1,03
Šikmost	-0,81	-1,34
Rozdíl max.–min.	2,10	2,93
Minimum	5,70	4,72
Maximum	7,80	7,65
Součet	638,80	618,70
Počet	90	90
Hladina spolehlivosti (95,0 %)	0,10	0,14

Tab. 4 Porovnání starých a nových výsledků jednofaktorovou analýzou variance (test pro výměnné pH)

Anova: jeden faktor

Faktor

Výběr	*Počet*	*Součet*	*Průměr*	*Rozptyl*
Sloupec 1	90	638,80	7,10	0,21
Sloupec 2	90	618,71	6,87	0,45

ANOVA

Zdroj variability	*SS*	*Rozdíl*	*MS*	*F*	*Hodnota P*	*F krit*
Mezi výběry	2,24	1	2,24	6,75	0,01	3,89
Všechny výběry	59,17	178	0,33			
Celkem	61,41	179				

U černozemí můžeme za posledních 40 let pozorovat trend postupného okyselování. V ornici došlo v průměru ke statisticky průkaznému poklesu pH o 0,23. Špičatost se oproti minulosti více jak zdvojnásobila. Šikmost se také zvýšila, i když ne tak razantně jako špičatost, rozdělení četnosti je pravostranné, asymetrické. V praxi to znamená omezení pravé, neutrální až alkalické části rozdělení, tzn. probíhající acidifikaci. To znamená, že roste počet lokalit s kyselým pH, a průměr se čím dál víc přesouvá vlevo.

Výsledky se víceméně shodují se závěry ÚKZÚSu. Ten prováděl srovnání dvou šestiletých období – z let 1993-1998 a 1999-2004. V ČR podle těchto výsledků pokleslo u orné půdy průměrné pH o 0,1. Což konkrétně znamená, že více než 7 % ploch s původně alkalickým a neutrálním pH přešlo do kategorií slabě kyselých a kyselých půd. U trvalých travních porostů je tento trend ještě výraznější – v Moravskoslezském kraji poklesla půdní reakce dokonce o 0,7 (URL 3). Trvalé travní porosty však na moravských černozemích prakticky nenajdeme.

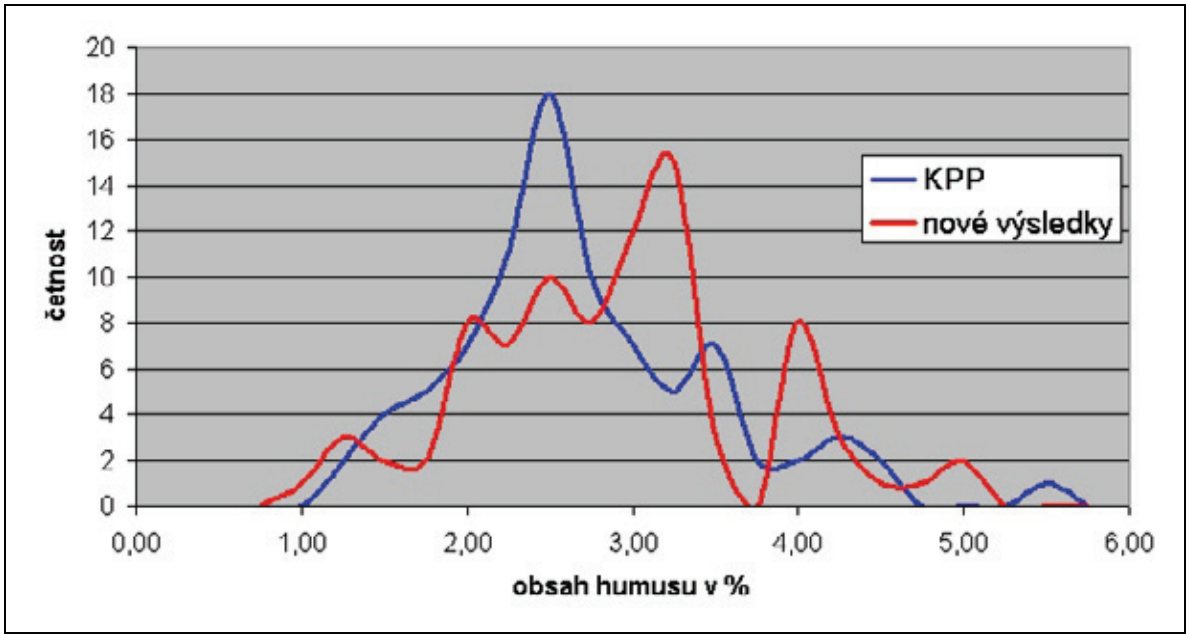
Jak ukazují práce ze zahraničí z Finska (Makela Kurtto, Sippola, 2002), Polska (Klimowicz, Uziak, 2001) na orných půdách, či zkušenosti z Velké Británie (Blake, Goulding, et.al., 1999), Německa (Wolff, Riek, Henig, 1998) na lesních půdách, nejedná se o problém pouze České republiky, ale problém celoevropský. Tento pokles pH se v Evropě dává do příčinné souvislosti buď s aplikací velkých dávek dusíkatých hnojiv v letech 1970 – 1990, nebo atmosférickou depozicí polutantů, případně kombinací obojího. V období po roce 1990 dochází v ČR k silnému útlumu v používání minerálních hnojiv. Do tohoto roku se používá zhruba 200 kg č.ž. NPK/ha, o rok později už toto množství bylo zhruba třetinové (66 kg č.ž./ha). Damaška a Fürst (1980) ve své práci prokázali negativní účinek vysokých dávek průmyslových hnojiv na zvýšení kyselosti půd, snížení sorpčního nasycení a zatížení půd minerálními solemi. Bohužel stav po roce 1990 znamená i silný útlum v užívání vápenatých hmot. Dnes máme v asi pěti-procentní spotřebu než v roce 1986–tedy celorepublikově asi 141 tis.t (URL 3).

Podle Bedrny (1982) se oproti roku 1961 jak v českých zemích, tak na Slovensku zvýšila výměra půd s extrémně kyselou reakcí. S tímto bohužel u černozemí nelze souhlasit, nicméně vzrostl počet lokalit se silně kyselým pH. Výskyt lokalit s velmi nízkými hodnotami pH (např. k.ú. Opatovice okres Brno-venkov – pH v ornici 4,72) je ve valné většině vázán na přítomnost účelových staveb zemědělských družstev (kravíny, vepříny, drůbežárny). Z nich se pak dostávaly na okolní pozemky látky bohaté na dusík a to pravděpodobně buď průsakem, či nadměrnou aplikací. Tyto látky se pak mohou přeměňovat až na HNO_3, která má fatální vliv na pH.

Obsah humusu

Průměrné hodnoty obsahu humusu v ornici u sledovaných lokalit se za posledních 40 let zvýšily z původních 2,59 % na současných 2,77 % (přírůstek zhruba o 14 t na hektar). Nebyl však prokázán statisticky průkazný rozdíl v obsahu humusu mezi starými a novými výsledky. Změny v rozdělení četnosti v orničním horizontu je pravděpodobně způsobeno dodáváním organických

hnojiv, pěstováním víceletých pícnin a především poměrně velkými dodávkami minerálních hnojiv v 70tych a 80tych letech 20. stol. Nové rozdělení výsledků totiž nemá (a dříve ani nemělo) charakter Gaussova normálního rozdělení, tzn. byla prokázána antropogenní aberace. V ornici došlo k tvorbě vícevrcholového rozdělení.



Obr. 3 Rozdělení četnosti obsahu humusu v % u starých a nových výsledků

V budoucnu bude tento trend zřejmě dále pokračovat, přičemž pravděpodobně dojde k vytvoření dvou nebo více samostatných souborů s relativně nízkým a vysokým obsahem humusu. To samo o sobě nemusí mít katastrofální následky, protože z praxe víme (Pospíšil, 1981), že neexistuje přímá vazba mezi množstvím humusu a úrodností. Proto by bylo zajímavé sledovat vývoj kvality humusu, protože zhoršení kvality humusu je považováno za obecně rozšířené.

Tab. 5 Popisná statistika starých a nových výsledků pro obsah humusu v Obr. 3

	Ornice výsledky KPP	**Ornice výsledky 2003-2006**
Střední hodnota	2,59	2,77
Chyba střed. hodnoty	0,09	0,09
Medián	2,42	2,79
Modus	2,34	2,96
Směrodatná odchylka	0,80	0,86
Rozptyl výběru	0,64	0,73
Špičatost	0,99	0,05
Šikmost	0,84	0,25
Rozdíl max.–min.	4,20	4,10
Minimum	1,17	0,80
Maximum	5,37	4,90
Součet	223,05	238,53
Počet	86	86
Hladina spolehlivosti (95,0 %)	0,17	0,18

Tab. 6 Porovnání starých a nových výsledků jednofaktorovou analýzou variance (test pro obsah humusu)

Anova: jeden faktor

Faktor

Výběr	**Počet**	*Součet*	*Průměr*	*Rozptyl*
Sloupec 1	86	223,05	2,59	0,64
Sloupec 2	86	238,53	2,77	0,73

ANOVA

Zdroj variability	*SS*	Rozdíl	*MS*	*F*	*Hodnota P*	*F krit*
Mezi výběry	1,39	1	1,39	2,023	0,16	3,90
Všechny výběry	117,06	170	0,69			
Celkem	118,45	171				

V ornici došlo oproti dřívějšímu souboru k vytvoření vícevrcholového rozdělení s několika vrcholy v 2; 2,5; 3 a 4 % obsahu humusu. Tvorbu vícevrcholového rozdělení četnosti mělo pravděpodobně na svědomí pěstování velkého množství víceletých pícnin (jetel, vojtěška) jako krmivo pro polygastrická zvířata. Dále pak aplikace organických a minerálních hnojiv. Aplikace těchto osevních postupů a organických hnojiv v praxi neprobíhala ve všech oblastech stejně. Docházelo tak k nestejnému „růstu“ v obsahu humusu.

Nicméně pokud jde obecně o obsahu humusu, jde o jistý relikt dřívějších let. V dnešní době došlo k výrazné redukci počtu dobytčích jednotek na hektar, a redukci úrovně minerálního hnojení. V praxi to má dva následky: není dostatek organických hnojiv a není potřeba pěstovat víceleté pícniny v takové míře. Fakt je ale ten, že oproti minulosti se zaorává mnohem větší množství slámy, a tu při analýzách na Cox nedokážeme odlišit od humusu. Je tedy otázka jakou část půdní organické hmoty tvoří humus a jakou organické zbytky.

Na změny v obsahu humusu v našich půdách existuje několik názorů, většina ale hovoří o tom, že nedošlo v obsahu humusu k podstatnějším změnám: práce Škardy a Damašky (1982). Také práce Podlešákové a Němečka, (1983), či novější práce Pacoly, Nováka, Vopravila a Lagové, (2002), kteří zjišťovali, zda nedošlo ke statisticky průkaznému poklesu obsahu humusu v našich půdách, oproti údajům získaným při KPP tyto závěry potvrzují. Byl však zjištěn trend mírného zhoršení kvality humusových látek u černozemí (snížení zastoupení HK a zvýšení barevného koeficientu).

Závěry těchto autorů korespondují s mými výsledky – k podstatnějším změnám za sledované období nedošlo, nebo tyto změny nejsou statisticky průkazné. Další vývoj bude ale pravděpodobně takový, že obsah humusu bude v ornici pozvolna klesat – jak ukazují dvanáctileté pokusy z Litvy, obsah organického uhlíku v důsledku nedostatečného hnojení však klesá velmi pomalu, (Tripolskaja, Greimas, 1998), Škarda a Damaška (1970) uvádí snížení obsahu humusu na půdě bez organického hnojení asi o 0,0123 % za rok.

Závěr

Půda jako základní stavební kámen všech terestrických ekosystémů i jako základní výrobní prostředek zemědělství vyžaduje nejen pozornost, ale i ochranu. V posledních čtyřiceti letech došlo na půdě k některým významným změnám a to zejména vlivem lidské činnosti. V této práci byl učiněn pokus o vyjádření míry aberace* v souboru výsledků půdních analýz, získaných na černozemních půdách při Komplexním průzkumu zemědělských půd ČSSR (KPP – statistický soubor 1).

* Použití termínu aberace je v pedologii netradiční. Představuje však snahu jediným vhodným výrazem vyjádřit jednoznačné odchýlení (odchylku, anomálii) od původních, přirozených či průměrných vlastností půdy jako součásti životního prostředí bioty (Vilček, Hronec, Bedrna, 2005).

Tento soubor získaný za KPP byl srovnáván se souborem dat, získaných při odběrech a měřeních v letech 2003 – 2006 (statistický soubor 2, N=90). Statistické vyhodnocení KPP probíhalo na základě výsledků získaných ze zpráv pro jednotlivé okresy. Pro statistické vyhodnocení byly vybrány všechny černozemě (bez ohledu na subtyp). Analýza jedné proměnné byla vypočtena pro soubor výsledků v ornici (0-30 cm). Parametry sledovaného souboru byly:

- Obsah jílnatých částic je v průměru 40 % v ornici, jedná se tedy o půdy středně těžké, hlinité;
- Průměrné hodnoty půdní reakce v ornici jsou dnes neutrální (pH ornice 6,78);
- V průměru je obsah humusu v ornici střední (2,77 %).

V ornici došlo v posledních čtyřiceti letech ke statisticky průkaznému poklesu pH v průměru o 0,23. U ostatních sledovaných vlastností: obsahu jílnatých částic, celkové sorpční kapacity, obsahu humusu rozdíl v průměrných hodnotách mezi statistickým souborem 1 a 2 není.

Oproti minulosti, kdy aberace nebyla prokázána u půdní reakce (nyní zde prokázaná je) jde o zjištění nepříznivé. Dá se vysvětlit sníženou tlumivou schopností půdy. V souhrnu se domnívám, že to znamená probíhající acidifikaci v ornici. Acidifikaci lze v tomto případě omezit aplikací přiměřených dávek vápenatých hmot na půdu, což se v dnešní době bohužel neděje.

Pro tuto domněnku svědčí i nalezené rozdíly: obsah humusu v orničním horizontu byl výrazně zvýšen dodáváním organických látek v organických hnojivech a pěstováním víceletých pícnin. Průměrné hodnoty obsahu humusu v ornici u sledovaných lokalit se za posledních 40 let zvýšily zhruba o 14 t na hektar. Nebyl však prokázán statisticky průkazný rozdíl v obsahu humusu mezi starými a novými výsledky. Vzhledem k faktu, že nebyly dodrženy doby odběru jako při KPP, mohou být diference způsobeny prostým sezónním kolísáním v obsahu humusu, díky různým osevním postupům. Tvorbu vícevrcholového rozdělení četnosti v ornici mělo pravděpodobně na svědomí pěstování velkého množství víceletých pícnin (jetel, vojtěška), jako krmivo pro polygastrická zvířata. Dále pak aplikace organických a minerálních hnojiv. Aplikace těchto osevních postupů a organických hnojiv v praxi neprobíhala ve všech oblastech stejně. Docházelo tak k nestejnému „růstu“ v obsahu humusu.

Je nicméně otázka nakolik se na této skutečnosti podílí fakt, že na zhutnělých půdách vlivem nedostatku kyslíku dochází ke snížené mineralizaci. Oproti dřívějšku má rozdělení četnosti v obsahu humusu sníženou variabilitu. Co se celkově týče obsahu humusu, jde ale o jistý relikt dřívějších let. V dnešní době, kdy došlo v výrazné redukci počtu dobytčích jednotek na hektar. To má v praxi dva následky: není dostatek organických hnojiv a není potřeba pěstovat víceleté pícniny v takové míře. Vývoj bude ale pravděpodobně takový, že obsah humusu bude v ornici pozvolna klesat. Měření obsahu humusu však probíhají nepřímo, přepočtem z obsahu Cox přes koeficient. Obsah Cox může být uměle zvýšen dodáváním velkého množství slámy (která není jako dříve využívána jako stelivo). Použitými metodami nedokážeme odlišit co je uhlík ze slámy a co již z humusu.

U zrnitosti nedošlo ke statisticky průkazné změně v obsahu částic I. kategorie. To samo o sobě je pozitivní zjištění, nicméně na některých lokalitách prokazatelně došlo k plošné vodní erozi. Tato skutečnost se nemusí zrnitostně projevit v případech, že eroze „skryje“ celý horizont. Černický horizont je v mnoha případech natolik mocný a zrnitostně homogenní, že nemusí být na první pohled patrné, co v dnešní době oráme, zda to byla a je ornice nebo již bývalé podorničí. Náprava tohoto stavu již prakticky není možná. Lze nicméně minimalizovat dopady a omezit další erozi. Jako nejefektivnější se prozatím jeví tvorba menších honů a zasakovacích pásů, správná agrotechnika, pěstování víceletých pícnin, případně tvorba mulčů.

Toto vše však nelze považovat za nějaký ukončený proces, který nám nezbývá než z dálky hodnotit. Člověk jako největší půdotvorný činitel posledního století by se měl snažit aktivně pozitivně ovlivňovat děje na půdě a v ní. Nelze se proto pouze smířit s faktem, že naše nejcennější půdy jsou degradovány.

Literatura

BEDRNA, Z., 1982: Nové pohľady na vápnenie kyslých pôd. Úroda, č. 9, XXX, 1982, s.419-420.

BEDRNA, Z., et al., 1989: Pôdne režimy. Bratislava: Veda 1989.

BLAKE, L., et al., 1999: Changes in soil chemistry accompanying acidification over more than 100 years under woodland and grass at Rothamsted Experimental Station. UK. European Journal of Soil Science, 50: 3, 1999. s.401-412.

BUJNOVSKÝ, R., 1993: Možnosti tvorby koreňového systému a príjmu živín v podornici hlavných pôdnych typov Slovenska. Rostlinná Výroba 39, 1993. s.657-668.

DAMAŠKA, J., FÜRST Z., 1980: Ovlivnění agrochemických faktorů půdní úrodnosti hnojením průmyslovými hnojivy. Praha: Výzkumný ústav rostlinné výroby, 1980. s. 52.

JANDÁK, J., FILÍPEK, J., 2001: Changes of Soil Sorptive Complex in Consequence of Interaction of Soil Particles and Steel Rotary Motion. In: Sobocká J. (ed.): Soil anthropization VI. Proceedings International workshop Bratislava June 20-22, 2001, p.175-180.

JANEČEK, M. et.al. Ochrana zemědělské půdy před erozí. Praha: ISV nakladatelství, 2002. 201s.

KLIMOWICZ, Z., UZIAK, S., 2001: The influence of long-term cultivation on soil properties and patterns in an undulating terrain in Poland. Catena. 2001, 43: 3, 177-189.

KOLEKTIV AUTORŮ (1961–1970): Komplexní průzkum půd ČSSR – průvodní zpráva okresu Blansko, Brno-venkov, Břeclav, Hodonín, Kroměříž, Olomouc, Prostějov, Přerov, Třebíč, Uherské Hradiště, Vyškov, Zlín a Znojmo.

MAKELA, KURTTO, R., SIPPOLA, J., 2002: Monitoring of Finnish arable land: changes in soil quality between 1987 and 1998. Agricultural and Food Science in Finland. 2002, 11: 4. s.273-284.

ORVIS, W.J., 1996: Microsoft Excel pro vědce a inženýry. Praha: Computer Press, 1996. 498 s.

PACOLA, M., NOVÁK, P., VOPRAVIL, J., LAGOVÁ, J., 2002: Současný stav vlastností a charakteristik půdy a jejich vývojové trendy na vybraném území (černozemní oblast Moravy). Etapa výzkumného záměru MZE – M07 – 99 – 01 – 02, VÚMOP Praha 2002.

PODLEŠÁKOVÁ, E., NĚMEČEK, J., 1983: Changes in humus content of agriculturally used soil. Proceed. 7th International Symposium „Humus et Planta“, 1983, s.140 – 144.

POKORNÝ, E. et al., 2004: Variabilita obsahu humusu v ornici CEI za roky 1988–1996. In: Pedologické dny. Praha: ČZU, 2004, s. 56–58. ISBN 80–213–1248–3

ŠKARDA, M. – DAMAŠKA, J. Problém humusu v orné půdě ČSR. Úroda, č.7, XXX, 1982. s.321–323.

TRIPOLSKAJA, L., GREIMAS, G., 1998: Changes of the agrochemical characters of soil arable layer, formed under the influence of different fertilization systems. Litva: Zemdirbyste, Mokslo Darbai, 1998, No. 63. s.55-69.

VILČEK, J., HRONEC, O., BEDRNA, Z., 2005: Enviromentálna pedológia. Nitra: SPU, 2005. 299s.

WOLFF, B., RIEK, W., HENIG, P., 1998: Zustand der deutschen Waldboden: Auswirkungen anthropogener Einflusse. Forschungs Report, Ernahrung Landwirtschaft Forsten, 1998, No. 2. s.38-43.

(URL1) [online] http://www.sweb.cz/obce/ Obce, okresy a kraje České republiky.

(URL2) [online] http://www.czso.cz/csu/redakce.nsf/i/bilance_pudy Český statistický úřad – bilance půdy

(URL3) [online] http://www.ukzuz.cz/pdf/pudy/vyvojAZZP_93_98_99_04.pdf ÚKZÚZ – publikace odbor agrochemie, půdy a výživy rostlin

POROVNÁNÍ METOD FRAKCIONACE HUMUSOVÝCH LÁTEK V LESNÍCH PŮDÁCH

CORRELATION OF TECHNICS FOR ORGANIC MATTER FRACTIONATION IN FOREST SOILS

Petra Vokurková

ČZU, katedra pedologie a geologie, Kamýcká 126, Praha 6 – Suchdol, 165 21, vokurkova@af.czu.cz

Abstrakt

Humus a jeho formy jsou jednou z nejvýznamnějších složek lesních půd, která zásadním způsobem ovlivňuje vývoj půd a současně působí na některé půdní charakteristiky mající vliv na kvalitu a produktivitu lesního stanoviště. Má nezastupitelný význam při působení na fyzikální (struktura, konzistence, hydraulické vlastnosti), chemické (sorpční komplex, pH) a biologické vlastnosti půdy. Nadložní humus představuje ovšem tu část půdního profilu, která nejsnáze podléhá negativním vnějším vlivům antropogenního nebo přírodního původu. Frakcionace humusových látek umožňuje separaci na jednotlivé složky jako jsou huminové kyseliny, fulvokyseliny a humin. Princip frakcionace humusových látek je založen na jejich rozdílné rozpustnosti při různých hodnotách pH. Cílem této studie bylo porovnat výsledky dvou různých metod frakcionace humusových látek. Jako zkoumaná oblast byly vybrány Jizerské hory. Vzorky byly odebrány v oblasti Paličníku a Smědavské hory na dvou výškových transektech, se zahrnutím ploch s porostem smrku a buku. Byly stanoveny podle běžných metod následující půdní charakteristiky: pH_{H2O}, pH_{KCl}, $Q_{4/6}$ a potenciálně nebezpečné formy hliníku. Frakcionace humusových látek byla provedena metodami dle Podlešákové a dle Piccola ve vybraných půdních horizontech. Bylo zjištěno, že obě metody poskytují víceméně obdobné výsledky, přitom ale mezi nimi existují některé dílčí rozdíly.

Klíčová slova: formy humusu, metody frakcionace humusu, Jizerské hory

Abstract

Organic matter and its forms are one of the most important compounds of forest soils which substantially influence soil development and at the same time affect on some soil properties influencing quality and productivity of forest stand. I has got great significance on physical properties (structure, consistence, hydraulic properties), as well as chemical (sorption complex, pH), and biological soil properties. Superficial organic matter represents the part of soil profile which is very easy vulnerable to negative external impacts of anthropogenic or natural origin. Fractionation of organic matter enables separation on individual compounds like humin acids, fulvic acids a humin. Principle of organic matter fractionation is based on their different solubility at various pH values. The goal of this study was comparison of two different methods or organic matter fractionation. As a study case has been chosen Jizerske Mountains. Sampling was carried out in the region Paličník and Smědavské hory at two altitudes transects consisting of areas with spruce and beech vegetation. Following soil characteristic were analyzed used current soil laboratory methods: pH_{H2O}, pH_{KCl}, $Q_{4/6}$ and potentially risk form of aluminium. Fractionation of organic matter was running by methods of Podlešáková and of Piccolo in selected soil horizons. There was found that both methods can provide more or less similar results, however there do exist some partial differences.

Key words: organic matter forms, methods of organic matter fractionation, Jizerske Mountains

Úvod

Znalost kvality humusu, hlavně humusových forem u lesních půd, je důležitým aspektem pro lesní hospodářství. Druhové složení a zdravotní stav lesního porostu mají rozhodující vliv na množství a kvalitu humusu. Proto by měl být brán zřetel na druhové složení sadby při obnově lesů, s ohledem na ekologii daného stanoviště. Tím se může omezit nutnost pozdějších zásahů, což se týká například potřeby vápnění. Ale nejvíce se projevuje kvalita nadložního humusu a organických látek na stavu a dynamice lesních ekosystémů. Humusové formy poskytují životní prostředí pro půdní organismy a rostliny, které ovlivňují geologické a biologické cykly v půdě. Proto humusové formy jako složka ekosystému významně ovlivňují produktivitu lesního porostu. Nadložní humus představuje ovšem tu část půdního profilu, která nejsnáze podléhá negativním vnějším vlivům antropogenního nebo přírodního původu. Proto je třeba brát v úvahu, jak nějakým způsobem změněný stav humusových forem ovlivní půdní podmínky a následně i stabilitu a produktivitu lesních porostů.

Materiál a metody

Pro odběr vzorků byla vybrána lokalita Jizerských hor, konkrétně Smědavská hora a Paličník. Sondy byly kopány na výškových transektech těchto hor. Půdní typ byl určen jako podzol.
Stanovení základních půdních charakteristik jako pH_{H2O}, pH_{KCl}, KVK bylo provedeno podle Podlešákové et al. (1992). Obsahy potenciálně nebezpečných forem Al se stanovily podle Drábka et al. (2003). Jedná se o formu výměnnou (Al_{KCl}), formu zahrnující výměnný a slabě organicky poutaný Al (Al_{CuCl2}) a formu zahrnující obě výše zmíněné varianty spolu se silně organicky poutaným Al ($Al_{Na4P2O7}$).
Kvalita organické hmoty se v současnosti hodnotí nejčastěji dvěma způsoby: podle barevného kvocientu $Q_{4/6}$ a podle poměru humínových kyselin a fulvokyselin (HK:FK). Hlavní výhodou metody určování barevného kvocientu $Q_{4/6}$ je měření spekter bez nutnosti separovat jednotlivé humusové látky. Obecně ovšem tato spektra neposkytují dostatečné informace o struktuře a také kvalitě organických látek. Proto se dává přednost pracnějším metodám, které umožňují separovat jednotlivé složky humusových látek.
Frakcionace humusových látek byly provedeny dvěma metodami a to podle modifikované metodiky Piccola et. al. (2002) a podle Podlešákové et al. (1992). Podle metodiky Piccolo et al. (2002) se pro extrakci používá směsný roztok NaOH a $Na_4P_2O_7$. $Na_4P_2O_7$ se přidává k NaOH, protože zvyšuje výtěžnost humusových látek. Poté se extrakt prudce okyselí koncentrovanou HCl na pH 1 a tím se vysráží humínové kyseliny HK. Fulvokyseliny FK jsou rozpustné v kyselém prostředí a zůstanou rozpuštěné v roztoku. Sraženina HK se oddělí odstředěním od roztoku FK. Oba typy humusových kyselin se umístí do dialyzačních vaků, aby se z nich uvolnil chlor, který může poškodit přístroj. Takto připravené kyseliny se lyofilizují. K práškovým humínovým kyselinám a fulvokyselinám se přidá chromsírová směs a oxidimetricky se stanoví uhlík a z něj se vypočte poměr HK: FK.
Podle metodiky Podlešákové et al. (1992) se extrahují humusové látky opět směsí NaOH a $Na_4P_2O_7$. Poté se přidá nasycený roztok Na_2SO_4. Suspenze se odstředí a část se po odpaření použije k oxidimetrickému stanovení humínových kyselin. Toto odpařování je poměrně dost náročné, protože je třeba minimalizovat objem, ale dát pozor, aby se vzorek nevysušil do podoby takzvaného xerogelu. Pokud se vzorek takto přesuší, nedá se cele oxidovat chromsírovou směsí a měření se zatíží značnou chybou. Další část roztoku se okyselí H_2SO_4 a odfiltruje se sraženina humínových kyselin a ve filtrátu se stanoví opět oxidimetricky FK.

Výsledky a diskuse

Opět se ukázalo, že půda v Jizerských horách je silně kyselá. Hodnota aktivního pH se pohybuje v rozmezí od 2,75 po 3,78 což se slovně hodnotí jako reakce silně kyselá. Je obecně známým faktem, že je to důsledkem acidifikace (neuvážená výsadba smrku v monokultuře, antropogenní činnost). Také obsahy potenciálně nebezpečných forem hliníku jsou vysoké. (Tab. 1).

Tab. 1 Přehled základních statistických parametrů

	pH_{H2O}	pH_{KCl}	$Q_{4/6}$	Al_{KCl}	$Al_{Na4P2O7}$
průměr	3,06	2,9	4,9	673,39	3393,40
směrodatná odchylka	0,42	0,37	1,82	316,45	2135,35
minimum	2,75	2,36	2,16	230,70	1241,88
maximum	3,78	3,65	10,32	1710,02	10082,2

Obě porovnávané metody jsou původně navrženy pro zemědělské půdy. Proto prvotním krokem byla modifikace pro specifické lesní humusové horizonty. Byla také upravena navážka a množství extrakčního činidla, aby se metody daly lépe srovnávat. Metoda dle Piccola se ukázala velice náročná na čas, protože i pokud ji zjednodušíme vynecháním kroků určených k dočištění humusových látek, trvá minimálně 14 dní. Také je poměrně náročná na laboratorní vybavení (např. přístroj pro lyofilizaci vzorků). Její nespornou výhodou je ovšem výsledek ve formě práškového vzorku, který se může použít pro proměření spekter pomocí infračervené spektroskopie a tím poskytnout další důležité údaje o struktuře humusových látek. Další výhodou je také možnost vyseparování huminu.
Zatímco metoda dle Podlešákové poskytuje pouze HK a FK. Největším problémem metody dle Podlešákové je fáze odpařování. Je třeba dát pozor, aby se vzorek nepřesušil, protože pak vznikne xerogel, který se nedá zcela oxidovat chromsírovou směsí a může vzniknout zásadní chyba měření. Výhody a nevýhody jednotlivých metod jsou shrnuty v tabulce 2.
Při statistickém zkoumání se neprojevil žádný statisticky významný rozdíl mezi obsahem FK ani HK vyseparovaným pomocí jednotlivých metod.

Tab. 2 Porovnání metod frakcionace humusu

Metoda dle Piccola	Metoda dle Podlešákové
časová náročnost	časově a přístrojově nenáročná metoda
nutnost přístrojového vybavení (lyofilizátor)	jednoduchost určení HK,FK
práškové FK a HK se dají dále využít (určení spekter – informace o stavbě HL..)	náročnost odpařování (vznik xerogelu)

Závěr

Obě metody se prokázaly jako dostatečně vhodné a poskytující porovnatelné výsledky pro separaci jednotlivých humusových látek. Jako více časově náročná se ukázala metoda dle Piccola, její nevýhodou je i poměrně náročné přístrojové vybavení. Metoda dle Podlešákové je jednoduchá, časově lépe zvládnutelná, ale je třeba dát pečlivý pozor na některé její kroky (odpařování). Problematika porovnávání těchto dvou metod je v současnosti předmětem dalšího zkoumání.

Literatura

DRÁBEK, O., BORŮVKA, L., MLÁDKOVÁ, L., KOČÁREK, M., 2003: Possible method of aluminium speciation in forest soils. Journal of Inorganic Biochemistry, 97, s. 8–15.

PICCOLO, A., CELANO, G., CONTE, P., 2002: Methods of isolation and characterization of humic substances to study their interactions with pesticides. Proceedings of conference Pesticide/Soil Interactions, Paris, 103-116.

PODLEŠÁKOVÁ, E., NĚMEČEK, J., SIROVÝ, V., LHOTSKÝ, J., MACUROVÁ, H., IVÁNEK, O., BUMERL, M., HUDCOVÁ, O., VOPLAKAL, K., HÁLOVÁ, G., BLAHOVEC, F., 1992: Rozbory půd, vod a rostlin. VÚMOP, Praha, 259 s.

VLIV DLOUHODOBÉHO ZAVLAŽOVÁNÍ NA PŮDU A PŮDNÍ VLASTNOSTI

THE INFLUENCE OF LONG -TERM IRRIGATION ON SOIL AND SOIL PROPERTIES

Jan Vopravil, Tomáš Khel, Barbora Chramostová, Monika Čermáková

VÚMOP v.v.i., Žabovřeská 250, Praha 5 – Zbraslav, 150 00, Česká republika,
e-mail: vopravil@vumop.cz, khel@vumop.cz

Abstrakt

Změny půdních vlastností i funkcí jsou celosvětovým problémem, kterým se zabývá většina zemí. Mezi nejvýraznější změny, způsobené intenzifikací zemědělské výroby, patří ty, které v půdě a následně v povrchové i podzemní vodě vyvolalo rozsáhlé odvodňování v minulých desetiletích a dlouhodobé intenzivní zavlažování. V České republice byl k 31. 12. 1990 rozsah vybudovaných závlah 155 tis. hektarů, tj. přibližně 4 % zemědělského půdního fondu. V současné době je především z ekonomických důvodů rozloha zavlažovaných ploch podstatně nižší, přesto závlahy k modernímu zemědělství jednoznačně patří. V rámci posuzování vlivu dlouhodobého zavlažování na půdy a jejich vlastnosti, byly odebírány půdní vzorky z různých půdních typů ze všech hlavních závlahových oblastí v České republice a porovnávány s odběry z totožných míst z doby KPP. Ve většině případů se jednalo o menší soukromé pozemky, využívané k intenzivnímu pěstování zeleniny a převážně raných brambor. Po statistickém vyhodnocení získaných dat se potvrdilo, že v časovém měřítku došlo k průkazným změnám chemických a fyzikálních vlastností půdy. Na podkladě těchto zjištění byly stanoveny hlavní možné přímé i nepřímé negativní dopady dlouhodobého zavlažování na půdy. Jedná se zejména o rizika utužení půdy (především podorničí), degradace půdní struktury, zvýšení orebného odporu půdy, ztráty organické hmoty (zvláště na lehkých půdách), snížení infiltrace vody do půdy a v důsledku utužení půdy i snížení propustnosti půdního profilu. Dále byla navržena opatření k eliminaci a prevenci zjištěných negativních změn. Patří sem pravidelná dodávka kvalitní organické hmoty a živin do půdy, používání k půdě šetrné agrotechniky, dodržování v osevním postupu strukturotvorné a půdu zlepšující plodiny, kontrola množství a kvality závlahové dávky, protierozní opatření na pozemcích.

Klíčová slova: dlouhodobá závlaha půdy, změny půdních vlastností, utužení půdy

Abstract

The majority of countries deal with the changes of soil properties and functions, which belong to the world wide problem. Among the most expressive changes caused by intensification of agriculture production, belong changes in soil and subsequently in surface and groundwater sources, which were induced by extensive drainage in last decades and the long-term intensive irrigation. The extent of constructed irrigation systems in Czech Republic was 155. 000 ha on the date 31.12.1990, which cover around 4% of agriculture soil fund. Despite of the lower extent of irrigation area (due to economic reasons), the irrigation unambiguously belongs among the modern agriculture features. Within the assessment of the influence of long-term irrigation on soils and their properties, soil samples from different soil types were taken from the all main irrigation areas of Czech Republic. They were compared to the analysis of soil samples from the same places but from the time of KPP survey. Among these areas belong mostly small private properties, used for intensive production of vegetables, mainly for production of new potatoes. The statistical analysis of obtained data confirmed the statistically significant changes of chemical and physical soil characteristics during the time. According to these results, the main possible direct and indirect negative influences on long-term

irrigation of soils were determined. Among the negative influences belong mainly the risk of soil compaction (especially of subsoil), degradation of soil structure, increase of soil tillage resistance, the loss of organic matter (particularly on fine texture soils), decrease of water infiltration into soil and in consequence the compaction of soil and also decrease of soil profile permeability. Finally, the precautions against elimination and prevention of negative changes were proposed. Among these arrangements belong regular supply of organic matter and nutrients for soil, using of soil agriculture engineering which is easy to soils, incorporation of soil structure forming and improving crops into the rotation of crops, verification of the amount and quality of irrigation supply, soil – protection from erosion.

Keywords: long-term irrigation of soil, changes of soil properties, soil compaction

Úvod

Negativní změny půdních vlastností i funkcí jsou celosvětovým problémem, kterým se musí zabývat všechny země. Hlavními příčinami jsou zpravidla vedlejší nepřímé důsledky intenzivního zemědělství, ale i negativní důsledky antropogenní civilizace jako celku. Mezi nejvýraznější změny, způsobené intenzifikací zemědělské výroby, patří ty, které v půdě a následně v povrchové i podzemní vodě vyvolalo rozsáhlé odvodňování v minulých desetiletích a dlouhodobé zavlažování půd.

Podle Situační a výhledové zprávy Ministerstva zemědělství (listopad 2006) bylo k datu 31.12.1990 v České republice vybudována závlahová zařízení na celkem 154 tis. hektarů, tj. přibližně na 4% zemědělského půdního fondu. V roce 1997 a 1998 bylo podle údajů PF ČR privatizováno 131 543 ha závlah, zbytek nebyl již v té době funkční. I z výměry privatizovaných závlah není v současné době podstatná část provozuschopná (může to být i více než 50%). V posledních zhruba deseti letech byly vybudovány nové závlahové soustavy asi na 3-4 tis. ha (jedná se o kapkové závlahy, hlavně chmele, sadů, vinohradů, zelenin a brambor). Vzhledem k těmto údajům lze celkovou výměru zavlažované plochy v roce 2004 odhadnout na 20-30 tis. ha.

V rámci posuzování vlivu dlouhodobého zavlažování na půdy a jejich vlastnosti, byly odebírány půdní vzorky z různých půdních typů ze všech hlavních závlahových oblastí v České republice a porovnávány s odběry z totožných míst z doby KPP a výsledky hydropedologických průzkumů prováděných před výstavbou závlahových soustav (Meliorační průzkumy, 1988). Několik oblastí bylo zpracováno velmi detailně jako modelová území. V tomto příspěvku budou představeny výsledky z modelového území Nedomice, které se rozkládá SZ od Brandýsa nad Labem na okrese Mělník podél toku řeky Labe.

Materiál a metody

Přírodní podmínky modelového území

Klimaticky spadá zájmová plocha do oblasti teplé, suché, převážně s mírnou zimou. Roční úhrn srážek se pohybuje průměrně kolem 527 mm a teplota vzduchu dosahuje průměrně 8˚C. Délka vegetačního období je od 19.4. do 12.10. a činí tedy 176 dní. Průměrná teplota v tomto období je 15˚C.

Geologicky spadá území do oblasti středního Polabí v soustavě České tabule, má téměř rovinný charakter s nadmořskou výškou okolo 170 m. Nejbližší terénní zlom je vrch Cecemín mezi Nedomicemi a Dřísy dosahující výšky 238 m. Převážná část plochy je tvořena diluviálními a aluviálními nánosy řeky Labe. Tyto říční terasy vznikly v chladných obdobích pleistocénu. Půdy vznikající na štěrkopíscích jsou lehké, obsahují malý podíl jílnatých částic, jsou dobře propustné pro vodu a vzduch a tím i vysýchavé (zvláště je-li hluboko hladina podzemní vody). Na těchto terasách se v zájmovém území vyvinuly regozemě, nebo černozemě arenické. Písčité a štěrkopískové náplavy diluviálních teras a půdy zaplavovaných

údolí se rozprostírají po obou stranách vrchu Cecemín, tvořeného křídovou opukou, silně vápnitou horninou, která ovlivňuje přilehlé plochy. Na štěrkopískových terasách se často vyskytují v nižších polohách aluviální hlíny. Tyto hlíny mají zpravidla lehčí až středně těžké zrnitostní složení a jsou bez karbonátů. Severozápadně od Nedomic v rovinaté části jsou mapovány vápnité jemno až hrubozrnné nivní uloženiny. V obou těchto případech se na těchto substrátech vyvinuly fluvizemě.
Jižní hranici zájmového území tvoří regulovaný tok řeky Labe. Při toku jsou zachovány bývalé meandry se slepými rameny. V ostatních částech území je hydrografická síť tvořena strouhami a příkopy, které odvádějí vodu při vyšších stavech hladiny spodní vody, nebo při jarním tání a za velkých dešťů z vyšších poloh. Vyšší hladina spodní vody se vyskytuje na plochách kolem toku Labe a je podmíněna kolísáním hladiny v něm.

Odběry vzorků

Podkladem pro výběr tohoto území byl původní hydropedologický průzkum (HPP) meliorační oblasti Všetaty-Čelákovice, vyhotovený jako podklad pro stavbu závlahové soustavy v oblasti Čelákovice-Všetaty (zdroj archiv VÚMOP Praha). Jedním z podkladových materiálů tohoto průzkumu je pedologický průzkum oblasti mezi Starou Boleslaví a Všetaty, kde bylo v srpnu a září v roce 1954 vyhloubeno celkem 80 půdních sond. Odběry půdních vzorků byly tehdy prováděny v několika hloubkách (většinou v intervalu po 20 cm až do hloubky 120 cm). Jelikož se tehdy jednalo o podklad pro výstavbu závlahové soustavy, převažují u odebraných vzorků rozbory fyzikálních vlastností. Ke všem sondám (jednotlivým vzorkům) tedy byly v roce 1954 vyhotoveny zrnitostní, fyzikální a některé chemické rozbory. Při průzkumu byla k dispozici původní situační mapa se zakreslením sond, slovní popisy míst odběru a slovní charakteristiku horizontu, ze kterého byly při HPP odebírány vzorky. Převodem souřadnic z této mapy do přístroje GPS byla místa původních odběrů v roce 2006 lokalizována v terénu, na místě byly vykopány půdní sondy a z odpovídajících hloubek odebrány půdní vzorky. Vzhledem ke snaze odebírat sondy na místech zavlažovaných do současnosti jsme kontaktovali společnost První Labská v Nedomicích, která provozuje a spravuje závlahové rozvody v této oblasti a disponuje mapami s vyznačenými místy odběrů (závlah). U odebraných sond je tedy zaručeno dlouhodobé působení závlah na půdní vlastnosti v časovém měřítku cca 50 let.

Princip stanovení změn

Principem zhodnocení vlivu dlouhodobých závlah na půdní charakteristiky bylo srovnání dvou souborů dat. Prvním souborem byly výsledky zrnitostních, fyzikálních a některých chemických rozborů provedených na vzorcích odebraných při hydropedologickém průzkumu před realizací závlah v roce 1954. Druhým souborem byly výsledky rozborů vzorků, odebraných na totožných místech v roce 2006. Na odebraných vzorcích byly provedeny stejné rozbory (stejné metody stanovení) a jejich výsledky byly retrospektivně porovnány s výsledky analýz půdních vzorků odebraných před realizací závlah. Při odběrech vzorků v roce 2006 byla dodržována hloubka, ze které byly vzorky odebírány v roce 1954 z důvodů „porovnatelnosti“ výsledků.

Výsledky a diskuse

Z odebraných sond byly vytvořeny tři soubory (černozemě, fluvizemě, regozemě) podle zastoupení půdních typů na modelovém území, které byly zpracovány v databázovém programu Access a statisticky zhodnoceny párovým t-testem na hladině významnosti $\alpha_{0,05}$ (popř.$\alpha_{0,1}$) v programu Unistat. Zjištěné statisticky průkazné změny půdních charakteristik ukazují tabulky č.1, 2 a 3.
Celkem bylo vykopáno 20 půdních sond, což představuje odběr 212 vzorků půdy ze svrchních dvou až tří horizontů. Shodně v 7 případech se jednalo o půdní typ fluvizem (subtyp modální)

a regozem (subtyp modální), v 6 případech se jednalo o černozemě (subtyp arenická). Pro zemědělskou praxi jsou hlavně důležité změny, které nastaly v ornici a podorničí, proto zde budou presentovány výsledky z těchto dvou horizontů.
Již během odběrů v terénu byly subjektivně patrné znaky utužení horizontů, často již ornice (odpor při vpichování nože, při zatloukání Kopeckého válečků pro odběr neporušených vzorků, stojící voda na povrchu půdy po závlaze...), což bylo následně potvrzeno fyzikálními rozbory. Shodným rysem půd byla slaběji vyvinutá a méně stabilní půdní struktura ornice, převažovala struktura hrudkovitá až hrudovitá, avšak půdní agregáty se rozpadaly již při mírném tlaku mezi prsty. Toto je dáno jednak lehkým zrnitostním složením půd a nízkým obsahem humusu. Jistý vliv na stabilitu struktury má i samotná závlaha (většinou se jednalo o závlahu postřikem), která kinetickou silou dopadajících kapek strukturu půdy rozrušuje.

Černozemě

Hodnota výměnné půdní reakce pH(KCl) se v ornici i podorničí černozemí průkazně nezměnila. Vycházíme-li z předpokladu, že promyvným režimem půdy během dlouhodobých závlah dochází k vymývání prvků z ornice, včetně iontů vápníku, svědčí neprůkaznost změny o pravidelném organominerálním hnojení. V ornici dále došlo ke snížení hodnoty maximální kapilární vodní kapacity (MKVK). Tato hodnota popisuje schopnost půdy poutat vodu kapilárními silami (v jemných pórech). V podorničí došlo ke snížení pórovitosti, tedy množství pórů v objemu půdy. Zároveň došlo ke zvýšení objemové hmotnosti redukované (OHR), která udává hmotnost vysušeného vzorku (v g/cm^3) v přirozeném uložení (s póry) k jednotkovému objemu půdy (jelikož je odebíraný objem konstantní, značí vyšší hodnota OHR zvýšení obsahu půdních částic v daném objemu a úbytek půdních pórů). Obě tyto změny indikují utužením podorničí, snížení provzdušnění a zhoršení propustnosti půdního horizontu způsobené pravděpodobně promyvným režimem zavlažovaných půd. Dochází tím k „sesedání“ půdních částic vlivem rozrušování nestabilní struktury a k technogenní degradaci díky pojezdům zemědělské mechanizace.

Tab. 1 Změny půdních charakteristik

ČERNOZEMĚ	ornice		průměr - staré	změna o %	podorničí		průměr - staré	změna o %
hladina významnosti α	0,05	0,1			0,05	0,1		
pH(KCl)	ø	ø			ø	ø		
P	ø	ø			▼		43,3	11,0
ρ_z	ø	ø			ø	ø		
OHR	ø	ø			ø	▲	1,5	6,1
MKVK	ø	▼	35,0	18,0	ø	ø		

Vysvětlivky k tabulce:
▲ – statisticky průkazné zvýšení hodnoty
▼ – statisticky průkazné snížení hodnoty
ø – neprůkazná změna hodnoty
index 0,1 u symbolů změn znamená průkaznost změny na hladině významnosti $\alpha_{0,1}$; není-li index uveden, jde o průkaznost na hladině významnosti $\alpha_{0,05}$

Regozemě

Podobně jako v předchozím případě nedošlo ani u regozemí ke změně půdní reakce v ornici, ani ve druhém horizontu, který v případě regozemí tvoří samotný mateční substrát, ze kterého

se půdy vyvinuly. Na modelovém území je tímto substrátem zrnitostně lehký písek, popř. vápnitý písek, a tak je také ornice lehká, hlinitopísčitá. V ornici došlo opět k průkaznému snížení pórovitosti a MKVK. Dále došlo ke zvýšení hodnoty OHR a měrné hmotnosti. Měrná hmotnost udává hmotnost zeminy v těsném uložení (bez pórů) k objemu půdy (g/cm^3). Všechny tyto charakteristiky ukazují na zhoršení fyzikálních vlastností ornice (byť v případě měrné hmotnosti nepatrnému), ke kterému došlo z podobných důvodů jako v předešlém případě u černozemí. Ke zhutnění došlo i přes zrnitostně lehké složení ornice (písčité půdy bývají vůči utužení odolnější).

Tab. 2 Změny půdních charakteristik

REGOZEMĚ	ornice		průměr - staré	změna o %	podorničí		průměr - staré	změna o %
hladina významnosti α	0,05	0,1			0,05	0,1		
pH(KCl)	ø	ø			ø	ø		
P	▼	ø	38,2	16,4	ø	ø		
ρ_z	ø	▲	2,65	1	ø	ø		
OHR	▲	ø			ø	ø		
MKVK	▼		26,5	21,9	ø	ø		

Vysvětlivky k tabulce:
▲ – statisticky průkazné zvýšení hodnoty
▼ – statisticky průkazné snížení hodnoty
ø – neprůkazná změna hodnoty
index 0,1 u symbolů změn znamená průkaznost změny na hladině významnosti $\alpha_{0,1}$; není-li index uveden, jde o průkaznost na hladině významnosti $\alpha_{0,05}$

Fluvizemě

V ornici a podorničí fluvizemí nedošlo k průkazné změně hodnoty půdní kyselosti, opět patrně díky organominerálnímu hnojení pozemků. Významné jsou ale změny ve fyzikálních vlastnostech. V ornici došlo ke snížení pórovitosti a zároveň hodnoty MKVK. Hodnota OHR se naproti tomu průkazně zvýšila. V podorničí došlo k nepatrnému průkaznému zvýšení měrné hmotnosti a ke snížení hodnoty MKVK. Jak je vidět, u fluvizení je ztužením více postižen orniční horizont, kde je alarmující pokles pórovitosti o 26%.

Tab. 3 Změny půdních charakteristik

FLUVIZEMĚ	ornice		průměr - staré	změna o %	podorničí		průměr - staré	změna o %
hladina významnosti α	0,05	0,1			0,05	0,1		
pH(KCl)	ø	ø			ø	ø		
P	▼		44,2	26,0	ø	ø		
ρ_z	ø	ø			▲		2,61	1,2
OHR	▲		1,46	21,8	ø	ø		
MKVK	▼		36,7	33,5	ø	▼	33,3	24,1

Vysvětlivky k tabulce:
▲ – statisticky průkazné zvýšení hodnoty

▼ – statisticky průkazné snížení hodnoty
ø – neprůkazná změna hodnoty
index 0,1 u symbolů změn znamená průkaznost změny na hladině významnosti $\alpha_{0,1}$; není-li index uveden, jde o průkaznost na hladině významnosti $\alpha_{0,05}$

Závěr

Zjištěné negativní dopady závlah na půdu

Vlivem dlouhodobě provozovaných závlah na modelovém území lze usuzovat na tyto negativní dopady (přímé a nepřímé):

- utužení půdy, především podorničí (včetně posunu jílu profilem)
- degradace půdní struktury a vytváření škraloupu na povrchu půdy
- zvýšení orebného odporu půdy
- zvláště na lehkých půdách ztráta organické hmoty a potenciální nebezpečí vyluhování živin z profilu (Kutílek, 1966)
- snížení infiltrace vody do půdy a propustnosti půdního profilu
- snížení úrodnosti půdy (v důsledku předchozího a při nesprávném hospodaření, např. nedodržování osevního postupu apod.)
- ekonomické hledisko hospodaření (náklady/zisk)

Návrhy na eliminaci a prevenci negativních změn

Cílem projektu bylo zhodnotit vliv dlouhodobého zavlažování na půdu a eliminovat zjištěné negativní dopady, tak aby mohly být rychle využity v praxi. Proto byly na podkladě dosažených výsledků formulovány principy a opatření pro správné hospodaření na zavlažovaných půdách tak, aby nedocházelo k jejich další nevratné degradaci. Opatření můžeme rozdělit na agrotechnická a organizační:

Mezi agrotechnická opatření patří:

- pravidelné dodávání organické hmoty a ostatních živin, což má kladný vliv na půdní mikroflóru, retenční schopnosti půdy, ale i na stabilitu půdní struktury
- používání k půdě šetrné agrotechniky, minimalizace pojezdů, tak, aby docházelo pokud možno k co nejmenšímu přenosu tlaku do půdy (používání širokých pneumatik apod.) a vyhnout se pojezdům po čerstvě zavlažené půdě.
- do osevního postupu řadit strukturotvorné a půdu zlepšující plodiny, čímž zabráníme „únavě půdy“, zlepšíme fyzikální vlastnosti a dodáme organickou hmotu
- kontrolovat množství závlahové dávky, tedy přizpůsobit dávku požadavkům rostliny (fenologická fáze, denní doba..)
- modernizovat závlahové soustavy (zavádět takové soustavy, které automaticky reagují na snížení půdní vlhkosti a samočinně spustí/vypínají závlahu apod.)

Mezi opatření organizační řadíme:

- protierozní ochranu pozemků; je nutné na ohrožených pozemcích důsledně dodržovat standardní protierozní opatření proti vodní a větrné erozi
- podporu českého zemědělství; je zapotřebí vytvářet vhodné podmínky a podporovat české zemědělství tak, aby bylo minimálně konkurenceschopné vůči dováženým obdobným produktům, čímž by se i nepřímo podpořila samotná ochrana půdy, protože by tím pak hospodářům na ní více záleželo

Shrnutí

Je nutné zdůraznit, že poměry a procesy probíhající v půdě při jejím dlouhodobém zavlažování jsou velmi složité. Déletrvajícím zvlhčováním půdy se poruší dosavadní přirozená rovnováha mezi působícími faktory a půdou. Závisí pak především na vhodném způsobu hospodaření, aby narušení původní rovnováhy bylo ve svém důsledku pozitivní, bez negativních dopadů na půdu a její vlastnosti.

Tato prezentace vychází z řešení výzkumného projektu NAZV QF 3094.

Literatura

KOLEKTIV AUTORŮ, 1988: Meliorační průzkumy, zdroj archiv VÚMOP, 1988.
KUTÍLEK, M., 1966: Vodohospodářská pedologie, SNTL Praha, 1966.
KOLEKTIV AUTORŮ, 2006: Situační a výhledová zpráva - Půda, MZe, Praha, 2006.

ANTROPOGENNĚ POSTIŽENÁ OBLAST A SPECIFIKA OVLIVŇUJÍCÍ PŮDNÍ FOND

ANTHROPOGENICALLY CHANGED AREA AND SPECIFICS INFLUENCING LAND RESOURCES

Jaroslava Vráblíková, Martin Neruda, Petr Vráblík

Univerzita J. E. Purkyně, Fakulta životního prostředí, Králova výšina 7, 400 96 Ústí nad Labem, Česká republika, e-mail: vrablikova@fzp. ujep.cz

Abstrakt

V antropogenně postiženém Podkrušnohoří probíhají rekultivace na velkém území. Půdní fond ale není dostatečně využíván, např. úhor tvoří desetkrát větší rozlohu než je průměr v ČR. Zvyšuje se rovněž zastoupení trvalých travních porostů. Řešený projekt WD 44–07-1 „Modelové řešení revitalizace průmyslových regionů a území po těžbě uhlí na příkladu Podkrušnohoří“ navrhuje mimoprodukční formy využívání území.

Klíčová slova: rekultivace, revitalizace, obnova území, disparita

Abstract

The recultivation in anthropogenically affected „Podkrusnohori region” is made in the large scale. But the land resources are not enough used, for example fallow occupies ten times larger area than is the average of the Czech Republic. Grassland extent has been increased last years as well. The project WD 44-07-1 „Modelling of revitalization of industrial regions and areas after coal mining as representative Podkrušnohří “ suggests non-productive forms of landscape use.

Key words: reclamation, revitalization, countryside regeneration, disparity

Úvod

V oblasti Severních Čech je atypický stav ve struktuře a využívání půdního fondu. Důvodem disparit v tomto ukazateli je dlouhodobý vývoj směrovaný na rozvoj těžby a průmyslových aktivit. Koncem 90. let dochází ke změnám, těžba uhlí i průmyslová činnost je utlumována. Důsledky se odráží i ve využití krajiny. Pro půdní fond je třeba hledat nové formy využívání.

Materiál a metody

Předmětem studia pracovníků Fakulty životního prostředí je dlouhodobě oblast Podkrušnohoří. Konkrétně jde o území okresů Chomutov, Most, Teplice a Ústí n. Labem. V průmyslových regionech se setkáváme s narušenou kulturní krajinou, na části území degradovanou a devastovanou. Degradovaná krajina má narušenu stabilitu a přírodní podmínky jsou negativně ovlivňovány člověkem. Při ústupu negativního působení existuje naděje na její regeneraci, na návrat k autoregulaci a k obnově ekologické rovnováhy.
V oblasti severních Čech je narušena kulturní krajina a vyskytuje se zde i typ devastované krajiny se značně narušenou původní strukturou, s vážným narušením její autoregulace. Jde o oblast, kde docházelo k exploataci přírodních zdrojů, po těžbě zejména velkolomovým postupem, spojené s enormní zátěži jednotlivých složek životního prostředí.

Na straně druhé se v zájmové oblasti vyskytuje území, které je nevyužíváno z důvodu nedostatečného zájmu či ekonomických podmínek, půda je neobdělaná, je úhorem. V současnosti nejde jen o využívání území v Podkrušnohoří, ale o komplexnější přístup řešení revitalizace průmyslových regionů. V důsledku cílených zásahů v krajině a postupné revitalizace dochází k obnově území, funkcí krajiny i půdy a zvyšuje se možnost její využití ve prospěch člověka. Od r. 2007 je v této oblasti řešen projekt WD 44 -07- 1 „Modelové řešení revitalizace průmyslových regionů a území po těžbě uhlí na příkladu Podkrušnohoří."

Výsledky a diskuse

Zhodnocení antropogenně postižené oblasti v Podkrušnohoří

Antropogenně postižené pánevní oblasti Ústecké kraji tvoří okresy Most, Teplice, Chomutov a Ústí nad Labem. Výměra zemědělské půdy v této oblasti přesahuje 87 tisíc ha, z toho 47 tisíc ha připadá na ornou půdu a 35 tisíc ha na trvalé travní porosty. Zemědělská půda v zájmové pánevní oblasti zaujímá téměř jednu třetinu výměry zemědělské půdy v Ústeckém kraje. Ústecký kraj byl v minulosti ovlivněn rozvojem těžby hnědého uhlí se všemi dopady s těžbou souvisejícími, kolektivizací zemědělství zanikly vlastnické vazby k půdě, byly oslabeny tradiční vztahy k přírodě a krajině.

Kraj byl postižen průmyslovými exhalacemi, krajina byla zásadně narušená těžbou nerostných surovin, došlo ke zhoršení jakosti vod, narušení celého vodního režimu a na značné části území i k výrazným změnám zemědělských a lesních ekosystémů a k poškození zdravotního stavu lesních porostů (diagnostikovaném mj. i defoliací porostů). V souvislosti s těžbou hlavně hnědého uhlí docházelo k velkoplošným záborům zemědělské půdy provázené likvidaci obcí, včetně objektů využívaných zemědělskou výrobou. Část obyvatel zaniklých obcí odešla ze zemědělství a přešla pracovat do jiných odvětví.

Hodnocení území spojeného s těžbou uhlí

V zájmovém území je více jak 19. tis ha ploch dotčených těžbou uhlí.

Tab. 1 Plochy dotčené těžbou v r. 2004 v Podkrušnohoří

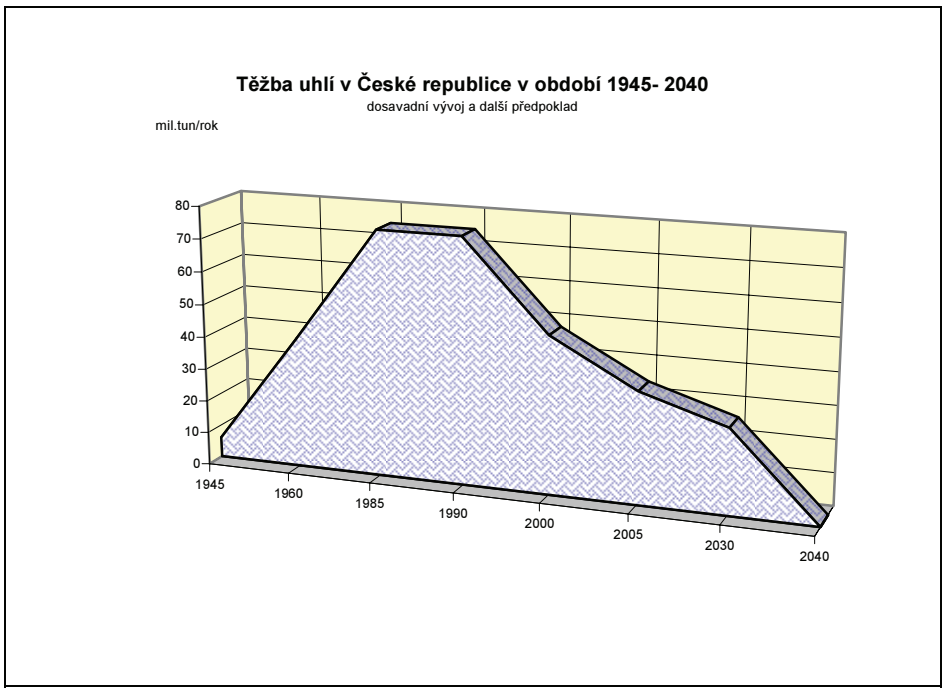
Rok	Plocha dosud dotčená těžbou (ha)		
	v dobývacím prostoru	mimo dobývací prostor	celkem
2004	14 625	4 742	19 367

Zdroj: Česká geologická služba GEOFOND, roční statistika

Vliv antropogenních faktorů, zvláště těžby na životní prostředí je následující. Rozsáhlá povrchová těžba štěrků a hlavně hnědého uhlí vedla k zásadnímu narušení odtokových poměrů, provázených erozí půd, erozními smyvy půdních částic, k projevům větrné eroze a narušení biodiverzity, v důsledku snížení počtu druhů rostlin a živočichů a četnosti jejich zastoupení v zemědělské krajině. Je možné shrnout, že těžba nerostných surovin a jmenovitě hnědého uhlí je provázena znehodnocováním produktivity krajiny, její hygienické a estetické hodnoty. Dochází zejména:

- k narušení půdních profilů a devastací půdního fondu
- k zásadním narušením hydrologických podmínek
- k devastaci vegetace
- ke zhoršení kvality ovzduší (vysokou prašností aj.)
- ke změnám celkové architektury krajiny (negativní ovlivňování výsypkami)
- k ničení lokalit výskytu ohrožených a zvláště chráněných organismů a stanovišť

Na úpatí Krušných hor se nachází rozsáhlé plochy ovlivněné antropogenní činností při povrchové těžbě hnědého uhlí (jednak plochy vlastních půdních jam, jednak plochy vnějších výsypek).



Obr. 1 Vývoj těžby uhlí v ČR

Rozsah rekultivací v Ústeckém kraji dokumentují tabulky 2a a 2b.

Tab. 2a Plochy rekultivací rozpracované v r. 2004 v Ústeckém kraji

Rok	Rekultivace rozpracované od začátku těžby (v ha)		
	v dobývacím prostoru	mimo dobývací prostor	celkem
2004	3 892	2 386	6 278

Tab. 2b Plochy rekultivací ukončené v r. 2004 v Ústeckém kraji

Rok	Rekultivace ukončené (v ha)		
	v dobývacím prostoru	mimo dobývací prostor	celkem
2004	2 419	5 361	7 780

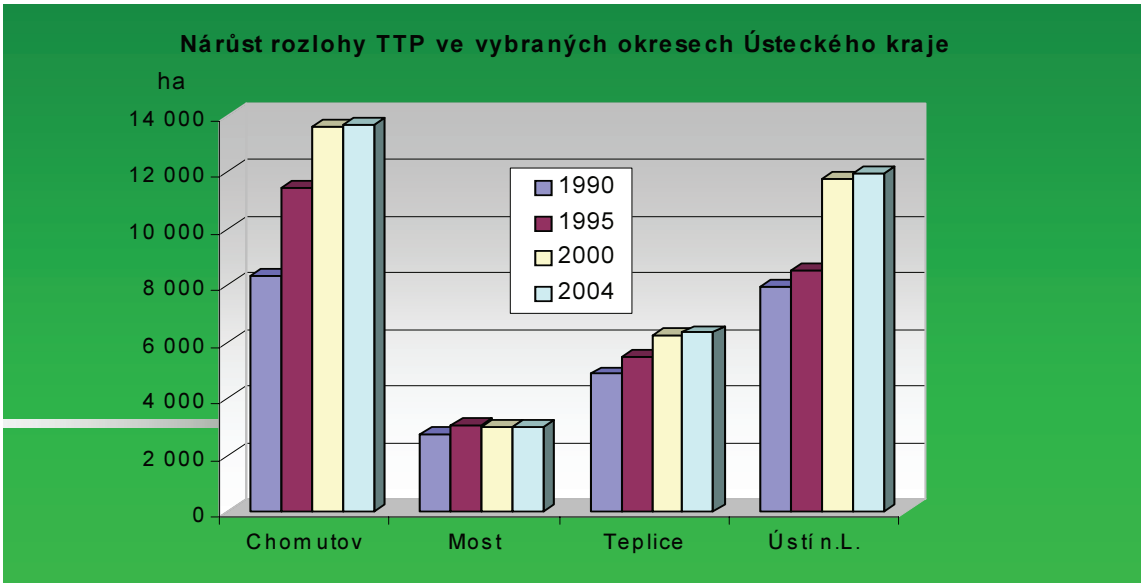
Zdroj: Česká geologická služba GEOFOND, roční výkazy.

Půdní fond

Pro zájmové území je charakteristické nižší zastoupení zemědělské půdy (38,3 %) – přibližně o čtvrtinu oproti celostátnímu průměru (54 %). Přičemž nejméně zemědělské půdy nacházíme v okrese Most (29 %), naopak nejvíce v okrese Ústí nad Labem (45,4 %), avšak ani v jednom ze studovaných okresů se tak nepřibližuje Krajskému ani celostátnímu průměru.

Podíl ostatních ploch se výrazně odlišuje od celostátního průměru. Porovnáme-li vývoj ostatních ploch dle okresů za období r. 1960 do r. 2005, tak na Chomutovsku se zvýšil o 7 670 ha, Mostecku o 3 529 ha, Teplicku o 3 312 ha a Ústecku o 2 743 ha.

K největším změnám v rámci kategorií u zemědělského půdního fondu došlo u trvalých travních porostů, zejména na Chomutovsku, kde tvoří 34,8 % ze zemědělského půdního fondu, na Ústecku dokonce 65 % a Teplicku 39,7%.



Obr. 2 Vývoj ploch trvalých travních porostů

Nevyužívaná půda

Okresy Chomutov, Most, Teplice, Ústí n. L. stále patří k územím nejvíce antropogenně postiženým v rámci ČR. V minulém období zde dominovala těžební činnost, která výrazně zasahovala do krajiny, ovlivňovala venkovské prostředí, podílela se na likvidaci přírodních ekosystémů. Ve snížené, ale přesto v plošně rozsáhlé míře pokračuje. Na úseku zemědělské výroby v posledním desetiletí přešlo z intenzivního hospodaření na jeho extenzivnější formy. Radikálně poklesly i stavy hospodářských zvířat. Závažným ekokrizovým faktorem posledních 10 let stává útlum zemědělské výroby, resp. jejích forem charakteristických pro podhorské podmínky a členitý terén (jen v údolních polohách Most a Chomutov je zemědělská výroba intenzivní). V některých zůstává část pozemků neobdělaná s hlubokými dopady na životní prostředí a estetiku krajiny. Kulturní krajině začíná citelně chybět průběžná údržba.

Tvrdý dopad dílčích reformních kroků na venkově posiluje tendence dalšího úbytku obyvatelstva (nerentabilnost venkovského podnikání, snížení obslužnosti území redukcí dopravních spojení, monopolní postavení nebo rušení obchodních služeb, atd.). Vlivem útlumu těžby hnědého uhlí, restrukturalizace energetiky a chemického průmyslu i uplatňování extenzivnějších metod hospodaření na zemědělské půdě, se stav životního prostředí výrazně zlepšil. Je však provázen setrvale vysokou nezaměstnaností. Proto v pánevních a dalších problémových oblastech Severních Čech je nejvyšší nezaměstnanost v rámci republiky.

Vliv úhoru na rostlinná společenstva je široký a může se projevovat v mnoha směrech. Možná rizika úhoru jsou následující. Zmíníme se o možných rizikách úhoru na zemědělské půdě. Může podpořit:

- zaplevelení a šíření plevelů na okolní plochy
- zastoupení a rozšiřování invazních druhů rostlin
- výskyt alergenních druhů rostlin
- nálet dřevin a křovin.

V roce 2003 rozsah úhoru na orné půdě citelně vzrostl. V následujícím roce 2004 naopak došlo k silnému poklesu rozlohy úhoru na orné půdě. Vlivem úhoru dochází i k dalšímu ovlivnění půdy, přírody a krajiny, jako jsou:

- ovlivnění vodního režimu, někdy i s riziky pro kvalitu vod
- projevům eroze na orné půdě a dalšímu ovlivnění až po degradaci půd
- ovlivnění estetické hodnoty /rázu krajiny
- přemnožení některých škůdců polních plodin.

Tab. 3 Rozloha úhoru na orné půdě v Ústeckém kraji v období 2000 až 2004

	Úhor na orné půdě (ha)				
	2000	**2001**	**2002**	**2003**	**2004**
Ústecký kraj	15 656	18 935	8 149	15 071	5 238
ČR	71 150	115 579	83 149	176 990	54 539
	Úhor na orné půdě - % z výměry orné půdy				
	2000	**2001**	**2002**	**2003**	**2004**
Ústecký kraj	8,2	10,0	5,2	9,4	3,3
ČR	2,3	3,8	3,0	6,4	1,5

Zdroj: ČSÚ

Z uvedené tabulky 4 vyplývá, že v modelovém území byl rozsah nevyužívaných půd v antropogenně postiženém území až 10 x vyšší, než je průměr ČR.

Tab. 4 Rozsah úhoru (neobdělaných půd) ve vybraných okresech Ústeckého kraje

Okresy	**Rozsah úhoru**				
	hektary		**% z výměry orné půdy**		
	2000	**2001**	**2000**	**2001**	**Ø**
Chomutov	662	3477	2,8	14,5	8,7
Most	2310	1653	23,8	17,0	20,4
Teplice	3289	2846	39,1	33,9	36,5
Ústí n. L.	1368	1927	23,9	34,2	29,1
ČR	x	x	2,3	3,8	3,1

Zdroj: ČSÚ

Závěr

Specifika antropogenně postižené oblasti v Podkrušnohoří jsou ve využití půdního fondu. Zemědělská půda je na jedné straně za vysokých nákladů získávána rekultivací a na straně druhé se mění forma jejího využívání. Orná půda se převádí na trvalé travní porosty, které mají vysoké zastoupení na zemědělské půdě. Trvalé travní porosty, jsou ekologicky stabilní kultury a v rámci pokračujících změn v zemědělství se jejich význam nadále zvyšuje. A to i za

cenu, že travní porosty nejsou využívány pro zemědělské účely jako pastva či krmivo pro stájový chov.
Svoji úlohu ale trvalé travní porosty sehrávají ve využívání mimoprodukčních funkcí zemědělství a umožňují v současnosti využívání agroenvironmentálních podpor v rámci Programu rozvoje venkova. V oblasti těžby nerostných surovin, zejména hnědého uhlí by měl být udržen útlumový postup a razantněji uplatňována opatření zajišťující ochranu životního prostředí a jeho složek, zajišťující ochranu přírody a krajiny, u probíhající těžby by se měly plně respektovat legislativní normy, které určují plnou odpovědnost za obnovu krajiny provozovatelům, důlním společnostem.
Venkovský prostor lze využít nejen pro zemědělství, ale i multifunkčně – pro služby, agroturistiku a podporu příhraničního cestovního ruchu. Další rozvoj by měl směřovat k rozšíření pracovních míst a prosperity oblasti. Aktivity v pánevních oblastech by měly směřovat do oblasti multifunkčních přístupů při respektování místních podmínek a tradic, ale uplatnění nových přístupů. Třeba počítat se spolupráci zemědělců a starostů obcí vedoucí k řešení společných záměrů a projektů, k udržení a rozvoji života na venkově a ke zlepšení životních podmínek venkovského obyvatelstva, k zajištění trvale udržitelného stavu zemědělství v této oblasti a k rozšíření pracovních míst a prosperity této oblasti.

Literatura

PENK, J., 2006: Využití antropogenně postižené krajiny pro rozvoj venkova. Podkladová zpráva AOPK ČR, Praha, 2006.

VRÁBLÍKOVÁ, J. a kol., 2004.: Revitalizace antropogenně postiženého území. Zpráva za projekt 0716 FRVŠ, FŽP UJEP Ústí nad Labem, 2004.

VRÁBLÍKOVÁ, J. a kol., 2007: Modelové řešení revitalizace průmyslových regionů a území po těžbě uhlí na příkladu Podkrušnohoří. Dílčí zpráva. FŽP UJEP Ústí nad Labem 2007.

Statistická ročenka půdního fondu České republiky ČUZK Praha 2007.

Ročenka životního prostředí Ústeckého kraje, Krajský úřad Ústeckého kraje 2004.

REKULTIVACE V PODKRUŠNOHOŘÍ

THE RECLAMATION IN REGION PODKRUŠNOHOŘÍ

Jaroslava Vráblíková, Petr Vráblík

Univerzita J. E. Purkyně, Fakulta životního prostředí, Králova výšina 7, 400 96 Ústí nad Labem, vrablikova@fzp.ujep.cz

Abstrakt

Těžba nerostných surovin přináší devastaci životního prostředí. Významně ovlivnila území severních Čech, zejména okresy Chomutov, Most, Teplice a Ústí n. L. Oblast má v důsledku důlní a průmyslové činnosti značně proměněnou krajinu. Rekultivace musí směřovat k odstranění disparit a ke komplexní rekonstrukci území, kde budou podmínky pro jeho další rozvoj. Ekologický a ekonomický rozvoj Podkrušnohorské oblasti je řešen v projektu „Modelové řešení revitalizace průmyslových regionů na příkladu Podkrušnohoří".

Klíčová slova: rekultivace, revitalizace, obnova území, disparita

Abstract

Mining of mineral resources causes environmental devastation. The brown coal mining is affecting area in North Bohemia, especially districts Chomutov, Most, Teplice and Ústí nad Labem. The region has significantly changed landscape because of mining and industry. Reclamation should solve disparity and it should create make "new" landscape, with conditions for its next development. The environmental and economy development of the area is solved by the grant Revitalization modelling of industrial regions at the case of Podkrušnohoří.

Key words: reclamation, revitalization, land regeneration, disparity

Úvod

Rekultivace území zasažených těžbou hnědého uhlí se významně podílí na obnově krajiny. Rekultivace v Severních Čechách je prováděna více jak 50 let a za toto období prošla postupným vývojem názorů na formy a způsoby rekultivace. Z pouhého urovnání povrchu a jeho ozelenění na kvalifikovanější přístupy s cílem dosažení harmonické, vyvážené krajiny, která bude zajišťovat celou řadu funkcí, přispěje k její regeneraci, návratu k autoregulaci a postupně i k obnově ekologické rovnováhy. Významná je při obnově krajiny i funkce sociálně ekonomická (produkční, rekreační, podnikatelské aktivity), která přispívá nejen k obnově zdevastované krajiny, sídelních útvarů, ale i k vytvoření pracovních míst a zvýšení prosperity.

Materiál a metody

Výchozím podkladem byla analýza území, zejména půdního fondu. S těžbou byla spojena pánevní oblast Severních Čech, okresy Chomutov, Most, Teplice a Ústí nad Labem, obecně je uváděno ovlivnění území v rozsahu 250 km^2. Těžbou se v regionu zabývají dva subjekty a to Severočeské doly Chomutov se dvěmi samostatnými závody (Doly Bílina a Doly Nástup Tušimice) a Mostecká uhelná společnost. S oběmi subjekty Fakulta životního prostředí UJEP spolupracuje a získává potřebné údaje pro výzkum i diplomové práce studentů.
Využívání území po těžbě v Severních Čechách je součástí řešení projektu zaměřeného na výzkum pro řešení regionálních disparit a podporu regionálního rozvoje „Modelové řešení

revitalizace průmyslových regionů a území po těžbě uhlí na příkladu Podkrušnohoří.“ v části sociálně ekonomické revitalizace území a využití venkovského prostoru, zejména kvantifikuje a analyzuje rekultivované území s cílem následného komplexního využití.

Výsledky a diskuse

Obecné přístupy k revitalizaci území

Za revitalizace v případě obnovy krajiny po těžbě považujeme funkční zapojení území do krajiny, respektive takové konečné úpravy devastovaného území, která zajistí vytvoření estetického krajinného fenoménu, přinese obnovení přirozených funkcí ekosystému, oživení prostředí, obnovu života v krajině, obnovu podmínek pro druhovou rozmanitost a zvyšování ekologické stability krajiny. V 21. století, zejména v souvislosti s obnovou území po těžbě je biologický a environmentální význam rozšířen o ekonomickou dimenzi, je spojován s komplexní sociálně ekonomickou obnovou regionu. Jde o obnovu zdevastované krajiny, sídelních útvarů, vytváření pracovních míst a prosperity v Severních Čechách - v SHP.

Obnova území po těžbě uhlí v SHP

Vývoj rekultivační činnosti v 10letých intervalech od r. 1950 v návaznosti na těžební plochu je uveden v tab. 1.

Tab. 1 Vývoj rekultivačních prací v SHP (1950-1997) v ha

Rok	1950	1960	1970	1980	1990	1995	1997
Dokončené rek.	0	350	1 100	3 000	6 400	7 815	8 455
Rozpracované rek.	20	595	2 465	4 139	2 809	4 840	5 815
Těžební plocha	6 980	11 005	11 155	11 443	16 991	16 000	15 000
Celkem	7 000	11 950	14 720	18 582	26 200	28 755	29 270

Přehled o druzích rekultivace realizovaných na území zájmové oblasti je uveden v tab. 2.

Tab. 2 Ukončené rekultivace do 31.12.2003 v ha

Oblast	Zemědělská	Lesnická	Hydrická	Ostatní	Celkem
Ústecko	1197,08	613,16	20,30	43,30	1873,80
Teplicko	571,82	1085,00	89,57	141,60	1888,00
Mostecko	1268,20	2269,90	121,24	1093,60	4753,00
Chomutovsko	797,13	104,95	21,40	57,97	981,45
Celkem	3834,27	4073,00	252,51	1336,51	9496,30

(Zdroj ÚP VÚC Ústeckého kraje – Ročenka životního prostředí ÚK 2003)

Podle údajů těžebních organizací (Severočeské doly Chomutov, Mostecké uhelné společnosti a Palivového kombinátu Ústí n.L.) byly v následujícím roku rozpracovány rekultivace na celkem 4 928 ha, zahájeny nově na 710 ha a ukončeny na 638 ha. Plán rekultivací je zpracován až do r. 2020 (viz tab. 3). V následujícím období bude dominovat kategorie „ostatní plochy“ pro multifunkční využití a lesní pozemky (v současnosti převažují). Z toho vyplývá, že rekultivace nebudou preferovat produkční funkci půdy, ale funkci mimoprodukční, která vede ke zlepšení životního prostředí pro člověka a ostatní organizmy. V zájmové oblasti je velmi významný podíl antropozemí a bude i nadále stoupat v souvislosti s převodem rekultivovaných půd na zemědělskou či lesní půdu. Problematice rekultivačního a

revitalizačního procesu je třeba věnovat mimořádnou pozornost s ohledem na perspektivy komplexního využití území, tak i s ohledem na kvalitu prostředí pro život zdejších obyvatel.

Tab. 3 Předpoklad ukončování rekultivací v období 2004 -2020 v ha

Oblast	zemědělská	Lesnická	hydrická	Ostatní	celkem
Ústecko	59,79	674,40	257,29	146,78	1138,26
Teplicko	339,59	779,78	28,47	438,28	1584,12
Mostecko	568,11	1468,10	411,04	1311,20	3758,40
Chomutovsko	801,19	799,89	0,13	256,38	1857,60
Celkem	1768,70	3722,13	696,93	2150,66	8338,40

(Zdroj ÚP VÚC Ústeckého kraje – Ročenka životního prostředí ÚK 2003)

Návrhy na doplnění rekultivačních postupů pro území velkoplošně devastovaná těžební činností

Při obnově krajiny narušené hornickou činností jde zejména:

- posílení ekologických principů v krajině tj. obnova toků vody, energie a látek
- vytváření podmínek pro zadržování vody v krajině, retence vody v krajině by měla být součástí krajinných plánů, vyčleňovat vhodná místa pro retenci a rozliv vody
- zlepšení infiltračních schopností půd,
- navržení nových komplexních způsobů využívání krajiny lidmi (rekreace, sport, turistika, naučné stezky, podnikatelské aktivity).

Netradiční využití území po rekultivaci v rámci ostatních rekultivací:

- ostatní veřejná zeleň pro klidovou rekreaci (podmínky pro pěší turistiku, cykloturistiku a krátkodobou rekreaci; viz obr. 5, předchozí stav obr. 4)
- ostatní veřejná zeleň pro sportovní aktivity,
- ostatní veřejná zeleň pro ochranu přírody – lokální biokoridor, USES,
- ostatní rekultivace pro komunikační propojení a průmyslové využití jako obslužné komunikace,
- vytváření sportovních ploch
- agroturistika a koňské stezky,
- tvorba naučných stezek a cyklostezek,
- vytváření podmínek pro myslivost a rybářství, výstavba kempů.

Závěr

Cílem obnovy území v oblasti Podkrušnohoří by měla být komplexní rekonstrukce území v níž by byly obnoveny přírodní a ekologické funkce, a dosaženy odpovídající podmínky pro člověka jak z hlediska životního prostředí, tak i z hledisek sociálně ekonomických včetně vytváření nových pracovních míst.

Literatura

VRÁBLÍKOVÁ, J. a kol., 2004: Revitalizace antropogenně postiženého území. Zpráva za projekt 0716/ FRVŠ, FŽP UJEP Ústí nad Labem, 2004.

VRÁBLÍKOVÁ A KOL., 2007: Modelové řešení revitalizace průmyslových regionů a území po těžbě uhlí na příkladu Podkrušnohoří. Dílčí zpráva.FŽP UJEP Ústí nad Labem 2007.

Ročenka životního prostředí Ústeckého kraje, Krajský úřad Ústeckého kraje 2003, 2004.

Internet: www stránky projektu Re Region, Krajský úřad Ústeckého kraje, 2007.

FYTOEXTRAKCE OLOVA ROSTLINAMI *BRASSICA JUNCEA L.* PO APLIKACI CHELATAČNÍCH ČINIDEL DO PŮDY KONTAMINOVANÉ RIZIKOVÝMI PRVKY

PHYTO-EXTRACTION OF LEAD BY *BRASSICA JUNCEA L.* PLANTS AFTER CHELATING AGENTS INTO SOIL CONTAMINATED BY RISK ELEMENTS

Markéta Vysloužilová, Radim Vácha, Jarmila Čechmánková, Viera Horváthová, Jan Skála, Petr Kuba

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., Žabovřeská 250, 156 27 Praha 5 – Zbraslav, Česká republika, e-mail: vyslouzilova@vumop.cz

Abstrakt

V parcelkovém a nádobovém pokusu byla sledována fytoextrakční účinnost rostlin *Brassica juncea* L. v. Opaleska bez a po aplikaci EDTA a kyseliny citrónové do kontaminované půdy rizikovými prvky. Parcelkový pokus byl založen na silně kontaminované (převážně fluviálně) fluvizemi modální v nivě řeky Litavky (okr. Příbram). V nádobovém pokusu byla porovnávána fytoextrakce Pb z identické fluvizemě a méně kontaminované (převážně atmosférickou depozicí) kambizemě modální odebrané v blízkosti kovohutí Příbram. Aplikace 0,2 g EDTA/kg půdy parcelkového i nádobového pokusu a 1 g kyseliny citrónové/kg půdy parcelkového pokusu bylo provedeno 10 dní před sklizní rostlin *B. juncea*. Obsah mobilního Pb v půdě extrahovatelného 1M NH_4NO_3 významně vzrostl 4 hodiny po aplikaci EDTA v obou pokusech. Ve fluvizemi parcelkového pokusu vzrostla mobilita Pb z 0,001 na 11,0% a ve fluvizemi a kambizemi nádobovém pokusu z 0,004 a 0,01% na 1,02 a 14,2%, respektive. Mobilizace Pb díky přídavku EDTA byla zjištěna navzdory tomu, že nedošlo ke snížení hodnot pH sledovaných půd. Pravděpodobně to bylo způsobeno slabou koncentrací použité EDTA a vysokou pufrační kapacitou půdy po jejím vyvápnění. Vliv kyseliny citrónové na mobilizaci Pb v půdě byl výrazně nižší než EDTA. Mobilita Pb zjištěná po 10 dnech po aplikaci obou chelatačních činidel byla na stejné úrovni jako před jejich aplikací. Analýzou rostlinných vzorků bylo zjištěno, že obsah Pb v nadzemní biomase (8,6 mg/kg v kambizemi z nádob, 7,5 mg/kg ve fluvizemi z nádob a 14,9 mg/kg ve fluvizemi z parcelek) *B. juncea* rostoucích bez aplikace chelatačních činidel byl díky přirozeným fyziologickým procesům nižší než v kořenech (40,4 mg/kg v kambizemi z nádob, 30,7 mg/kg ve fluvizemi z nádob a 28,8 mg/kg ve fluvizemi z parcelek). Silná mobilizace Pb v kambizemi z nádob po aplikaci EDTA měla za následek vysoký příjem Pb a jeho translokaci z kořenů (46 mg/kg) do nadzemní biomasy (207 mg/kg). Celkový odběr Pb byl převážně závislý na jeho obsahu v rostlinné biomase, tudíž aplikace EDTA zvýšila fytoextrakci Pb sklizenými rostlinami *B. juncea*. Přesto dosažené výsledky ukazují velmi nízkou schopnost *B. juncea*, i po přídavku EDTA, extrahovat Pb ze silně kontaminované půdy.

Klíčová slova: fytoextrakce, olovo, *Brassica juncea*, kontaminace půdy

Abstract

Uptake of Pb, Cd and Zn and the biomass yield of plants *Brassica juncea* v. Opaleska after chelating agents addition into a contaminated soil were observed in a field and a pot experiment. The field experiment was set up in heavily contaminated (mainly by floods) modal Fluvisol in the Litavka River alluvium (the Czech Republic). There was compared Pb, Cd and Zn phytoextraction from the identical

modal Fluvisol and modal Cambisol less contaminated mainly by atmospheric deposition originated from the Pribram foundry in the pot experiment. The application of 0.2 g EDTA/kg and 1 g citric acid/kg into the soils of field and pot experiments was realized 10 days before harvest of *B. juncea*. Comparison of natural phytoextraction efficiency was determined for *Brassica juncea, Helianthus annuus* and *Triticale hexaploide*. All tested metals increased mobility in the soils of both experiments after EDTA application. The highest mobilization was found for Pb. In field Fluvisol Pb mobility increased from 0.001 to 11.0%, in pot Fluvisol from 0.004% to 1.02% and in pot Cambisol from 0.01% to 14.2%, respectively. The influence of citric acid on Pb, Cd and Zn mobilization was markedly lower than EDTA. Elements mobility was found 10 days after both chelating agents application at the same level as before application. Strong Pb mobilization in pot Cambisol after EDTA addition resulted in high Pb uptake and translocation from the roots of *B. juncea* (46 mg/kg) to the shoots (207 mg/kg). Total Pb removal was mainly depended on its content in plant biomass, EDTA application increased Pb phytoextraction by harvested *B. juncea*. However, founded results show very low ability of *B. juncea*, even after EDTA addition, to extract Pb from heavily contaminated soils.

Key words: phytoxtraction, lead, *Brassica juncea*, soil contamination

Úvod

Okres Příbram patří z hlediska kontaminace rizikovými prvky (RP) k nejvíce postiženým oblastem České republiky. Kontaminace půdy RP je způsobena jednak historickou důlní a hutní činností a jednak geogenním zatížením z geologického podloží. Vedle kontaminace zinkem, kadmiem a arsenem se jedná především o silné znečištění olovem. K plošné kontaminaci oblasti (o ploše přibližně 1500 ha včetně orné půdy) RP došlo především atmosférickou depozicí emitovaných látek z hutního průmyslu (vznikajících při zpracování olověných rud). Kromě plošné kontaminace vlivem atmosférického spadu se vyskytují extrémně vysoké koncentrace RP také v aluviálních sedimentech řeky Litavky, v jejímž povodí se nacházely odkalovací nádrže kovohutí. Údolní niva byla opakovaně při povodních zaplavena silně kontaminovanými kaly z protržených odkalovacích nádrží (Borůvka a kol. 1996; Vácha 2002).

Kontaminace RP představují vážné riziko pro ekosystém, ale také pro zdraví člověka, z důvodu možného transferu RP do biomasy, a tím kontaminace potravního řetězce. Ekologický a hospodárný nástroj k zmírnění kontaminace životního prostředí představuje fytoremediace, která využívá schopnosti vybraných rostlin k sanaci půd přímo na lokalitě (formou *in situ*). Proces postupného odčerpání RP sklízením nadzemní biomasy rostlin, které jsou schopné extrahovat vysoké koncentrace RP z půdy, transportovat je a ukládat v nadzemní části biomasy, byl nazván fytoextrakcí (Wenzel a kol. 1999). V případě, že je zajištěno odstranění RP ze vznikajících zplodin a řádné nakládání se vzniklým popelem, lze získanou kontaminovanou biomasu využít jako palivo (Perttu, Kowalik 1997).

Rostlinné druhy, které odčerpávají a akumulují rizikové prvky jsou označovány jako hyperakumulátory. Nejčastěji byly fytoextrakční schopnosti studovány na endemických druzích rostoucích na půdách s vysokým obsahem kovů (Baker, Brooks 1989; Prasad, Hagemeyer 1999). Hlavním limitujícím faktorem fytoextrakce je biopřístupnost kontaminantu v půdě. Olovo se v půdě vyskytuje v nerozpustné podobě (fosfáty, uhličitany a hydroxidy) (Lasat 2002) nebo je vázáno na organickou hmotu (Száková a kol. 2003). Různá chelatační činidla (EDTA, DTPA, HEDTA, CDTA, NTA, kyselina citrónová aj.) mobilizují kovy vázané na organickou hmotu, což zesiluje odčerpávání kovů z půdy rostlinou, a tím roste fytoextrakční účinnost (Lombi a kol. 2001; Chen, Cutright 2001; Deram a kol. 2000).

Rostlinný druh *Brassica juncea* má schopnost akumulovat v nadzemní části značné množství olova a zároveň produkuje dostatek biomasy (Kumar a kol. 1995). Z pěti testovaných

chelatačních činidel mělo EDTA nejsilnější mobilizační efekt a zvýšený příjem Pb právě tímto druhem (Huang a kol. 1997). Na druhou stranu EDTA vykazuje velmi nízkou biodegradovatelnost a ukazuje se, že může být potencionálně toxická pro rostliny a také může zesilovat vymývání RP do podzemních vod (Grčman a kol. 2001). Vzhledem k potencionální rizikovosti chelatačních činidel s nízkým stupněm biodegradovatelnosti, se v procesu chemicky asistované fytoextrakce RP užívají chelatační činidla s nižší fytotoxicitou (NTA, kyselina citronová, kyselina sukcinylová) a nízkou aplikovanou koncentrací (Quartacci a kol. 2005).
Během nádobového a parcelkového pokusu byl srovnáván účinek dvou chelatačních činidel (slabší EDTA a kyseliny citrónové) na extrakci Pb. Stanovení vlivu aplikace chelatačních činidel na mobilizaci Pb a na výnos *Brassica juncea* bylo provedeno na dvou různě kontaminovaných půdách – na fluvizemi (kontaminace fluviální) a na kambizemi (kontaminace atmosférickou depozicí).

Materiál a metody

Parcelkový pokus
Pokusná plocha se nachází v katastru obce Trhové Dušníky v nivě řeky Litavky na fluvizemi modální vyvinuté na aluviálních bezkarbonátových sedimentech. V srpnu 2005 byly jednotlivé parcelky pokusné plochy zryty a do hloubky 0-20 cm byl zapraven dolomitický vápenec (5 $g.kg^{-1}$ půdy). Půdní vzorky byly odebrány před vyvápněním a 3 týdny a 8 měsíců po vyvápnění. Tabulka 1 zachycuje počáteční obsahy rizikových prvků v experimentální půdě (průměrný celkový obsah, obsah extrahovaný 1 mol/l NH_4NO_3 a 0,025 mol/l Na_2EDTA). V květnu 2006 byly parcelky osety rostlinným druhem *Brassica juncea* odr. Opaleska a chelatační činidla byla aplikována do vybraných variant 10 dní před sklizením pro dosažení maximálního výnosu biomasy. Do půdy bylo aplikováno 0,2 g $Na_2EDTA.kg^{-1}$ a 1 g kyseliny citrónové.kg^{-1} půdy. Aplikace nízkých koncentrací chelatačních činidel měla eliminovat masivní mobilizaci RP a následné vymývání do podzemní vody. Po sklizni byly rostliny důkladně omyty pitnou vodou a byly rozděleny na kořeny a nadzemní biomasu rostlin. Následně byla zjištěna jejich čerstvá hmotnost a hmotnost suchého vzorku (vysoušení při teplotě 45ºC).
Následně byly odebrány vzorky půd také 4 hodiny a 10 dní po aplikaci chelatačních činidel. Poté byl do parcelek s aplikací chelatačních činidel zaveden dolomitický vápenec v dávce 2.5 $g.kg^{-1}$ půdy (stabilizace půdy).

Nádobový pokus
Nádobový pokus byl založen na podzim roku 2005. K pokusu byly použity 2 různé zeminy – fluvizem modální totožná s fluvizemí parcelkového pokusu a kambizem modální odebrána z orné půdy v blízkosti kovohutě. Obě zeminy byly odebrány z humusového horizontu (0-20 cm), prosety sítem o velikosti ok 5 mm. Do variant s fluvizemí byl aplikován dolomitický vápenec v množství 5$g.kg^{-1}$ a v půdě důkladně promíchán (6 kg pokusné zeminy na nádobu). Kambizem vápněna nebyla, neboť již dosahovala optimální počáteční hodnoty pH. Vzorky obou zemin byly odebrány před vápněním a vzorky z variant s fluvizemí byly odebrány 3 týdny a 8 měsíců po vyvápnění. Nádoby byly osety rostlinným druhem *B.juncea* a 10 dní před sklizní ošetřeny 0,2 g $Na_2EDTA.kg^{-1}$ půdy. Rostlinné a půdní vzorky byly zpracovány a analyzovány stejně jako v případě polního pokusu. Charakteristika všech experimentálních zemin a obsah RP je uveden v tab. 1.

Tab. 1 Charakteristika zemin parcelkového a nádobového pokusu – pH půdy, obsah organického uhlíku, celkové, mobilní (extrahovatelné 1 M NH_4NO_3) a potenciálně mobilizovatelné (0,025 M Na_2EDTA) obsahy rizikových prvků

			As	Cd	Cu	Pb	Zn	pH (KCl)	Corg. %
Fluvizem	parcelky	Celkový obsah ($mg.kg^{-1}$)	69,5	14,2	49,8	1099	1732	5,35	3,32
		1 M NH_4NO_3 (%)	>0.03	5,8	0,08	0,08	3,6		
		0,025 M Na_2EDTA (%)	10,9	90,3	40,6	75,1	19,3		
Fluvizem	nádoby	Celkový obsah ($mg.kg^{-1}$)	90,0	16,1	72,3	1536	3136	5,90	4,16
		1 M NH_4NO_3 (%)	0,02	2,5	0,18	0,03	0,8		
		0,025 M Na_2EDTA (%)	34,8	95,6	73,2	73,8	33,9		
Kambizem	nádoby	Celkový obsah ($mg.kg^{-1}$)	84,0	5,57	29,6	1288	280	6,14	2,04
		1 M NH_4NO_3 (%)	0,07	3,2	0,24	0,10	0,4		
		0,025 M Na_2EDTA (%)	21,1	92,6	50,3	89,8	16,5		

Analýzy

Chemické analýzy byly provedeny v centrální laboratoři Výzkumného ústavu meliorací a ochrany půdy. V půdních vzorcích byly stanoveny hodnoty výměnného pH (0,2M KCl) a obsah organického uhlíku modifikovanou Tjurinovou metodou. Celkové koncentrace RP byly stanoveny v mineralizátech po rozkladu půdních vzorků ve směsi kyselin HNO_3+$HClO_4$+HF. V půdní vzorcích byly stanoveny také mobilní a potencionálně mobilní frakce rizikových prvků (pomocí extrakce půdy 1 mol/l NH_4NO_3 v poměru 2,5 (w/v) a pomocí 0,025 mol/l Na_2EDTA). Vzorky rostlin byly usušeny a homogenizovány. Koncentrace rizikových prvků ve výluzích byla stanovena jednak metodou atomové absorpční spektometrie v plameni (VARIAN FAAS 240 – Cd, Cu, Pb and Zn) a bezplamenou (VARIAN ETA 240Z – Cd, Cu and Pb) a jednak technikou generování hydridů (As). Pro kontrolu kvality analytických dat byly použity certifikované materiály RM 7001 lehká písčitá půda a RM 7003 jílovito-hlinitá.

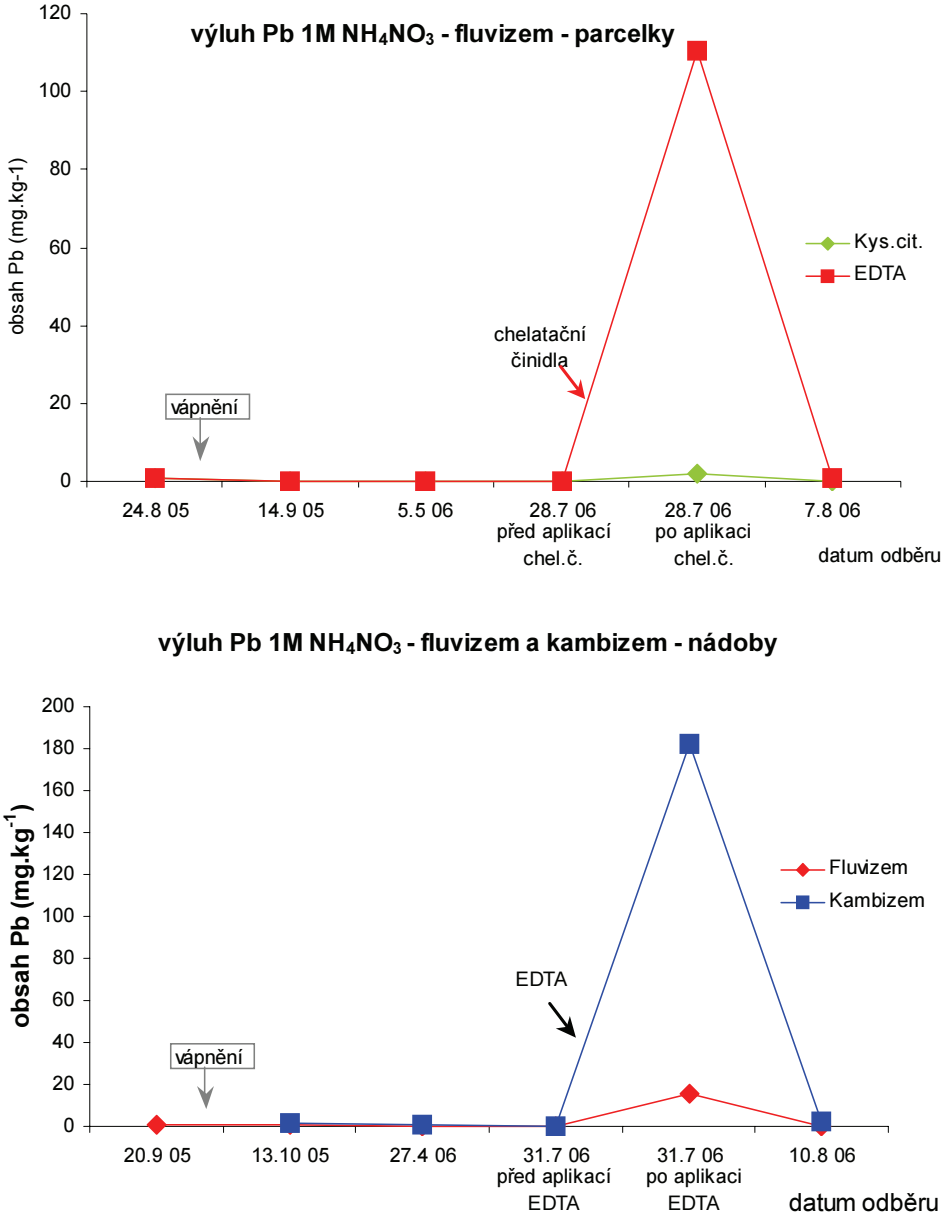
Výsledky a diskuze

Obsah olova v půdě

Celkový obsah olova v půdě potvrzuje mimořádně závažnou kontaminaci obou testovaných půd. K vyhodnocení byl použit návrh vyhlášky 13/1994 Sb. (Sáňka a kol., 2002), kde první stupeň označovaný jako preventivní limit vychází ze svrchní meze pozaďových hodnot obsahů RP v půdách ČR. V testovaných půdách byla překročena hodnota preventivního limitu pro olovo (60 $mg.kg^{-1}$) více než dvacetinásobně. Olovo téměř nebylo stanoveno v mobilní frakci, avšak výrazně bylo extrahováno pomocí Na_2EDTA (74% z celkového obsahu olova v případě fluvizemě a 90% z kambizemě). Vliv aplikace dolomitického vápence, EDTA a kyseliny citrónové na mobilitu olova v testovaných půdách ukazuje obr.1.

Nízký podíl olova v mobilní frakci nebyl aplikací dolomitického vápence již dále snížen. Naopak výrazný a rychlý mobilizační efekt byl pozorován ihned po aplikaci EDTA do půdy. Mobilní podíl Pb byl zvýšen ve fluvizemi parcelkového pokusu z 0,001% na 11%, ve fluvizemi nádobového pokusu z 0,004% na 1,02% a v kambizemi nádobového pokusu z 0,01% na 14,2%.

Výraznější mobilizace olova v kambizemi oproti fluvizemi v nádobovém pokusu pravděpodobně souvisí s vyšším počátečním obsahem potencionálně mobilizovatelného Pb. Velmi omezené mobilizační schopnosti byly zaznamenány v případě kyseliny citrónové, která pouze nepatrně zvýšila mobilizovatelný podíl Pb (z 0,001% na 0,21%).



Obr. 1 Obsah Pb extrahovatelný 1M NH_4NO_3 ($mg.kg^{-1}$) z testovaných půd po vyvápnění a přídavku chelatačních činidel

Zvýšená mobilita Pb po aplikaci chelatačních činidel byla pouze dočasná a po 10 dnech od aplikace se vrátila na původní úroveň, což lze vysvětlit přetrvávajícím působením vápnění, kdy došlo ke zvýšení pufrační schopnosti půdy vlivem zvýšené zásoby $CaCO_3$. To potvrzují i naměřené hodnoty půdní reakce. Aplikace dolomitického vápence zvýšila pH ve fluvizemi

nádobového a parcelkového pokusu z hodnoty 5,4 a 5,9 na hodnoty 7,0 a 6,8 a následná aplikace chelatačních činidel již hodnoty pH testovaných půd nezměnila.

Obsahy olova a fytoextrakční účinnost B. juncea

Ačkoliv řada autorů upozorňuje na přirozeně vysoké fytoextrakční schopnosti rostlinného druhu *B.juncea* (Blaylock a kol. 1997; Kumar a kol. 1995; Ebbs, Kochian 1997; Epstein a kol. 1999; Schulman a kol. 1999; Haag-Kerwe a kol. 1999), výsledky našeho experimentu ukazují, že bez přídavků chelatačních činidel nebyly u *B.juncea* překročeny české ani evropské limity pro obsah RP v krmných plodinách, a to ani v případě pěstování na extrémně kontaminovaných půdách nádobového a polního pokusu (tab. 2).

Tab. 2 Výnos suché biomasy, obsahy Pb v kořenech a nadzemní biomase *B. juncea* ošetřených ve fluvizemi parcelkového pokusu EDTA a kyselinou citrónovou a ve fluvizemi a kambizemi nádobového pokusu pouze EDTA a odběr Pb sklizenou biomasou *B. juncea*

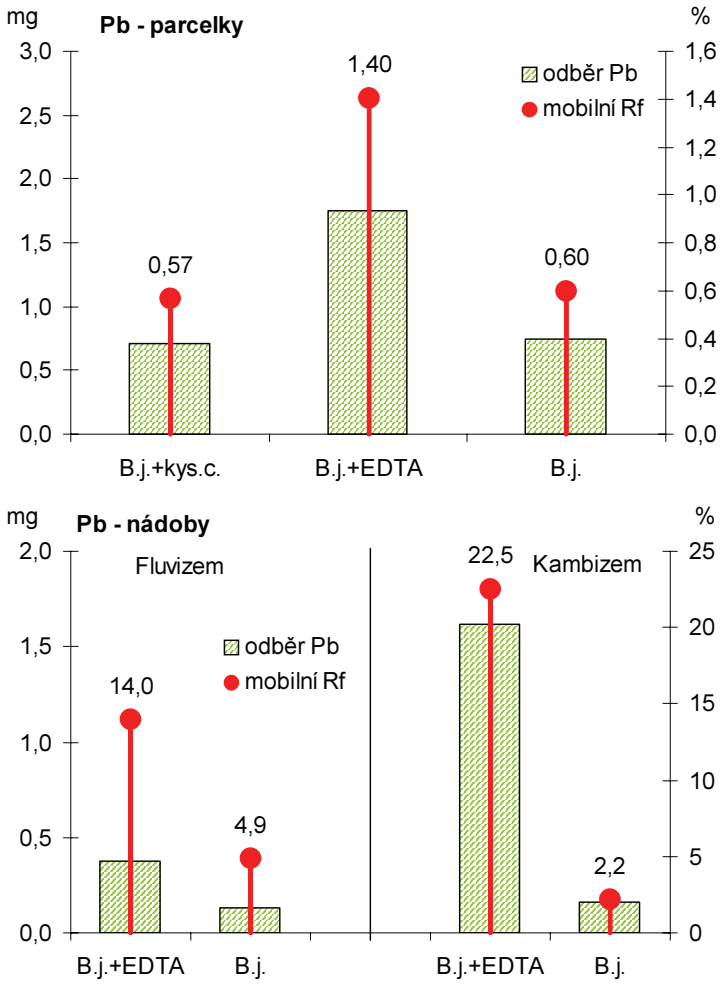
				Pb ($mg.kg^{-1}$)	Výnos (g)	Odběr Pb (mg)
Fluvizem	parcelky	*B.j* +kys.cit.	nadz.biomasa	15,2±8,9	37,4±7,1	0,60
			kořeny	17,9±2,7	6,0±1,4	0,11
		B.j +EDTA	nadz.biomasa	**44,3±5,9**	35,8±6,8	1,57
			kořeny	36,3±4,7	5,1±1,4	0,18
		B.j.	nadz.biomasa	14,9±2,3	39,4±11,9	0,57
			kořeny	28,8±3,1	6,0±1,7	0,18
Fluvizem	nádoby	*B.j.* +EDTA	nadz.biomasa	31,8±15,9	9,0±1,5	0,28
			kořeny	33,0±5,0	2,9±0,4	0,10
		B.j.	nadz.biomasa	7,5±5,0	7,1±0,8	0,05
			kořeny	30,7±8,7	2,6±0,4	0,08
Kambizem	nádoby	*B.j.* +EDTA	nadz.biomasa	**207**±57	7,1±0,8	1,47
			kořeny	**45,9±4,7**	3,3±0,3	0,15
		B.j.	nadz.biomasa	8,6±1,2	5,4±1,7	0,04
			kořeny	40,4±6,6	2,9±0,6	0,11
		Limit	169/2002	40		
			2002/32/EC	40		

Zvýšený příjem Pb rostlinami *B.juncea* byl zaznamenán po aplikaci EDTA do kambizemě nádobového pokusu a v menší míře také po aplikaci EDTA do fluvizemě nádobového a parcelkového pokusu. Vyšší obsahy Pb v nadzemní biomase *B.juncea* (207 $mg.kg^{-1}$) korespondují se zmíněnou mobilizací Pb v případě kambizemě nádobového pokusu.

Ošetření činidlem EDTA zapříčinilo také zvýšený transfer Pb z kořenů do nadzemních částí. K zvýšení mobility a transportu Pb do rostlin došlo i přesto, že pH půdy zůstalo po aplikaci EDTA nezměněno. To lze vysvětlit tvorbou komplexů Pb-EDTA, které významně ovlivňují příjem a transport Pb do nadzemních částí rostlin (Epstein a kol. 1999; Lombi a kol. 2001).

Většina obsahů Pb v nadzemní biomase rostlin překročila hodnoty obsahu Pb v „normálních“ rostlinách.[1] Naměřené obsahy Pb v *B.juncea* jsou srovnatelné s průměrnými obsahy olova v rostlinách *B.juncea* pěstovaných na půdách kontaminovaných kyselými kaly (55 mg $Pb.kg^{-1}$) (Clemente a kol. 2005).
Na druhou stranu naměřené hodnoty zdaleka nedosahují hodnot publikovaných Blaylockem a kol. (1997), kde je popsán nesrovnatelně silnější mobilizační efekt EDTA. Aplikace 0,5 mmol $EDTA.kg^{-1}$ půdy způsobila nárůst obsahu olova až na hodnoty 5000 mg $Pb.kg^{-1}$ sušiny v rostlinách *B.juncea* pěstovaných v malých nádobách ve fytotronu a na hodnoty 800 mg $Pb.kg^{-1}$ v rostlinách polního pokusu.
Aplikace kyseliny citrónové neměla žádný vliv na příjem Pb rostlinami *B.juncea*, pěstovanými na fluvizemi polního pokusu.
Důležitým faktorem fytoextrakční účinnosti je nejen obsah olova, ale také výnos biomasy rostlin. *B.juncea* prokázala toleranci vůči kontaminaci a schopnost růstu na experimentálních plochách kontaminovaných RP (Pb, Cd, As, Zn). Dle očekávání se ukázalo, že aplikace chelatačních činidel krátce před sklizní neredukovala výnos biomasy *B.juncea* (viz tab. 2).
Celkový odběr Pb (obsah Pb násobený výnosem) vyjadřuje množství olova transportovaného do biomasy z jedné parcelky polního pokusu nebo jedné nádoby z nádobového pokusu. Tab. 2 ukazuje, že aplikace EDTA zvýšila transfer Pb do nadzemní biomasy, což je žádoucí pro fytoextrakční využití rostlin. Hlavním faktorem ovlivňující fytoextrakci Pb byl obsah Pb v biomase, což vysvětluje, že kyselina citrónová fytoextrakční účinnost rostlin neovlivnila.
Remediační faktor (Rf) udává procento olova odebraného sklizní biomasy z celkového, popřípadě mobilního obsahu olova v půdě. V případě parcelového pokusu byl stanoven Rf pro svrchní 20 cm mocnou vrstvu půdy, kde se nachází kořenový systém rostlin a v případě nádobového pokusu byl Rf stanoven pro celý obsah nádoby (6 kg půdy). Rf stanovené na základě celkových obsahů olova v půdě byly velmi nízké, nižší než 0,02%, což bylo dáno především extrémně vysokými obsahy Pb v půdě a nízkými odběry Pb rostlinami během jednoho vegetačního období.
Pro stanovení fytoextrakční účinnosti rostlin z mobilní, tedy enviromentálně nejrizikovější frakce v půdě, byl Rf vypočten na základě mobilního obsahu Pb extrahovatelného 1M NH_4NO_3. Při fytoextrakci je nejdůležitější, aby se právě mobilní frakce RP v půdě snižovala, a tím se snižovalo riziko dalšího pohybu RP v celém ekosystému, především vyplavování do podzemních vod. I když rostliny přednostně přijímají RP právě z této půdní frakce, dochází k průběžné mobilizaci RP z dalších méně dostupných půdních frakcí a je nezbytné právě podíl mobilní frakce v půdě stále sledovat.
Celkový odběr Pb, suma odběru sklizní kořenů a nadzemních částí, a Rf stanovené z mobilního obsahu Pb v půdě ukazuje obrázek 2. Z chelatačních činidel aplikovaných do fluvizemě parcelkového pokusu pouze aplikace EDTA mírně zvýšila odběr Pb a mobilní Rf z hodnoty 0,6 na 1,4%. Významně vyšší mobilní Rf byl dosažen v nádobovém pokusu, kde se pracuje s menším množstvím zeminy, což snižuje zásobu mobilního Pb v nádobách. Prokazatelně větší účinek na odběr olova rostlinou měla aplikace EDTA v případě kambizemě (nárůst z 2,2 na 22,8%) než v případě fluvizemě (z 4,9 na 14,0 %). To odpovídá mobilizaci Pb v obou zeminách nádobového pokusu (obr. 1).

[1] Hodnota byla stanovena v práci Kabata-Pendias (2001) na 10 mg.kg-1.



Obr. 2 Celkový odběr Pb (mg z parcelky nebo nádoby) a remediační faktor Rf (%) stanovený na základě mobilního množství Pb v půdách parcelkového a nádobového pokusu po aplikaci EDTA a kyseliny citrónové

Závěr

Aplikace EDTA zapříčinila okamžitou mobilizaci Pb ve všech testovaných vzorcích půdy, nejvýrazněji v kambizemi nádobového pokusu i přesto, že pH kambizemě zůstalo nezměněno. Mobilita Pb se po 10 dnech od aplikace vrátila na původní úroveň. Mobilizace Pb v kambizemi se projevila zvýšeným příjmem a transportem Pb do nadzemních části *B.juncea* (207 $mg.kg^{-1}$). Tato koncentrace koresponduje s celkovým odběrem olova 1,47 mg na nádobu, což představuje 22,8% zásoby mobilního Pb v kambizemi jedné nádoby. Mobilizace olova aplikací EDTA však nebyla tak výrazná v případě experimentální fluvizemě a celkový odběr olova druhem *B.juncea* činil 1,4 a 14 % fluvizemě z parcelkového, respektive nádobového pokusu. Navíc odběr Pb vypočtený z celkového obsahu olova v půdě je velmi nízký (<0,02%) a fytoextrakční účinnost tedy nemůže být považována za efektivní. Kyselina citrónová nezvyšovala obsah mobilní frakce Pb v půdě, ani odběr Pb rostlinami *B.juncea*.

Poděkování

Příspěvek byl zpracován v rámci projektu NAZV a Mze ČR č. QG50060.

Literatura

BAKER, A.J.M., BROOKS, R.R., 1989: Terrestrial Higher Plants which Hyperaccumulate Metallic Elements – A Review of their Distribution, Ecology and Phytochemistry. Biorecovery 1, 81-126.

BLAYLOCK, M.J., SALT, D., DUSHENKOV, S., ZAKHAROVA, O., GUSSMAN, C., KAPULNIK, Y., ENSLEY, B.D., RASKIN I., 1997: Enhanced Accumulation of Pb in Indian Mustard by Soil-Applied Chelatin Agents. Environ. Sci. Technol. 31, 860-865.

BORŮVKA, L., HUAN-WEI, CH., KOZÁK, J., KRIŠTOUFKOVÁ, S., 1996: Heavy Contamination of Soil with Cadmium, Lead and Zinc in the Alluvium of the Litavka River. Rostlinná výroba 42 (12), 543-550.

CLEMENTE, R., WALKER, D.J., BERNAL, M.P., 2005: Uptake of heavy metals and As by *Brassica juncea* grown in a contaminated soil in Aznalcollar (Spain): The effect of soil amendments. Environmental Pollution 138, 46 – 58.

DERAM, A., PETIT, D., ROBINSON, B., BROOKS, R. R., GREGG, P., VAN HALLUWYN, CH., 2000: Natural and Induced Heavy-Metal Accumulation by *Arrhenatherum elatius*: Implications for Phytoremediation. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 31 (3–4), 413–421.

EBBS, S.D., KOCHIAN, L.V., 1997: Toxicity of zinc and copper to Brassica species: implications for phytoremediation. Journal of Environmental Quality 26, 776-781.

EPSTEIN, A.L., GUSSMAN, C.D., BLAYLOCK, M.J., YERMIYAHU, U., HUANG, J.W., KAPULNIK, Y., ORSER, C.S., 1999: EDTA and Pb-EDTA accumulation in *Brassica juncea* grown in Pb-amended soil. Plant and Soil 208, 87-94.

GRČMAN, H., VELIKONJA-BOLTA, Š., VODNIK, D., KOS, B., LEŠTA, D., 2001: EDTA enhanced heavy metal phytoextraction: metal accumulation, leaching and toxicity. Plant and Soil 235: 105-114.

HAAG-KERWER, A., SCHÄFER, H.J., HEISS, S., WALTER, C., RAUSCH, T., 1999: Cadmium exposure in Brassica juncea causes a decline in transpiration rate and leaf expansion without effect on photosynthesis. Journal of Experimental Botany 50, 1827-1835.

HUANG, J.W., CHEN, J., BERTI, W.R., CUNNINGHAM, S.D., 1997: Phytoremediation of Lead-Contaminated Soils, Role of Synthetic Chelates in Lead Phytoextraction. Environ. Sci. Technol. 31, 800-805.

CHEN, H., CUTRIGHT, T., 2001: EDTA and HEDTA effects on Cd, Cr, and Ni uptake by Helianthu annuus. Chemosphere 45, 21-28.

KUMAR, P.B.A.N., DUSHENKOV. V., MOTTO, H., RASKIN, I., 1995: Phytoextraction: The Use of Plants to Remove Heavy Metals from Soils. Environmental science & Technology, Vol. 29, No. 5, 1232-1238.

LASAT, M.M., 2002: Phytoextraction of Toxic Metals: A Review of Biological Mechanisms. J. Environ. Qual. 31, 109-120.

LOMBI, E., ZHAO, F.J., DUNHAM, S.J. MCGRATH, S.P., 2001: Phytoremediation of Heavy Metal-Contaminated Soils: Natural Hyperaccumulation versus Chemically Enhanced Phytoextraction. J. Environ. Qual. 30, 1919-1926.

MZe ČR, 2002: Vyhláška MZe ČR, č. 169/2002 Sb., kterou se mění vyhláška MZe č. 451/2000 Sb., kterou se provádí zákon č. 91/1996 Sb., o krmivech, ve znění zákona č. 244/2000 Sb., ve znění pozdějších předpisů.

MŽP ČR, 1994: Vyhláška MŽP ČR, č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu.

PERTTU, K.L., KOWALIK, P.J., 1997: *Salix* Vegetation Filters for Purification of Waters and Soils. Biomass and Bioenergy 12, 9-19.

PRASAD, M.N.V., HAGEMEYER, J., 1999: Heavy metal Stress in Plants. Springer, Germany.

QUARTACCI, M.F., BAKER, A.J.M., NAVARI-IZZO, F., 2005: Nitrilotriacetate- and citric acid-assisted phytoextraction of cadmium by Indian mustard (*Brassica juncea* (L.) Czernj, *Brassicaceae*). Chemosphere 59 (9), 1249-1255.

SCHULMAN, R.N., SALT, D.E., RASKIN, I., 1999: Isolation and partial characterization of a lead-accumulating *Brassica juncea* mutant. Theoretical and Applied Genetics 99, 398-404.

SZÁKOVÁ, J., TLUSTOŠ, P., PAVLÍKOVÁ, D., BALÍK, J., 2003: The Element Distribution into Main Fractions of Soil Amended by As, Cd, Cu, Pb, and Zn in Different Forms. Chem. Pap. 57 (3), 167-168.

VÁCHA, R., PODLEŠÁKOVÁ, E., NĚMEČEK, J., POLÁČEK, O., 2002: Immobilisation of As, Cd, Pb and Zn in agricultural soils by the use of organic and inorganic additives. Rostlinná výroba 48 (8), 335-342.

WENZEL, W.W., ADRIANO, D.C., SALT, D., SMITH, R., 1999: Phytoremediation: A Plant-Microbe-Based Remediation System. ASA, CSSA, SSSA, Madison, USA. Bioremediation of Contaminated Soils, Agronomy Monograph no. 37, 457-508.

2002/32/EC: Directive 2002/32/EC of the European Parliament and of the Council of 7 May 2002 on undesirable substances in animal feed.

NÁVRH METODY PRO VYMEZOVÁNÍ KOLUVIZEMÍ V ČERNOZEMNÍCH OBLASTECH

PROPOSED METHOD OF COLLUVISOLS DELIMITATION IN CHERNOZEMS REGIONS

Tereza Zádorová, Tomáš Chuman, Luděk Šefrna, Stanislav Bek

Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze, Albertov 6, 128 43, Praha 2, zadorova@natur.cuni.cz

Abstrakt

Eroze, jako jeden z nejdůležitějších exogenních procesů utváření povrchu Země, se stala jedním z hlavních degradačních procesů působících na agroekosystémy. Jedním z přímých důsledků půdní eroze je změna struktury půdního krytu. Důležité místo v takto rozčleněné půdní mozaice zaujímají koluvizemě, formující se z materiálu akumulovaného v depresních a úpatních částech svahů. Pro černozemní sprašovou oblast Žďánického lesa byl navržen postup pro areálové vymezení koluvizemí. Vzhledem k relativní homogennosti půdních znaků a vlastností byly jako hlavní faktor uvažovány morfometrické charakteristiky terénu (sklonitost, vertikální zakřivení a horizontální zakřivení). Výsledná mapa zobrazuje především hlavní oblasti potenciální tvorby koluvizemí, kterými jsou boční údolí a úpatí svahů na styku s říční nivou. Zhodnocení koluviace na úrovni krajinného detailu bylo provedeno na zájmovém pozemku o rozloze 3 ha, především za účelem výzkumu půdních charakteristik koluviálně-aluviálního pásu. Výsledky ukazují výraznou odlišnost v půdních vlastnostech mezi sousedícími půdními typy koluvizemě a fluvizemě, vyplývající zejména z rozdílného charakteru sedimentace.

Klíčová slova: půdní eroze, model terénu, struktura půdního krytu, půdní mapování

Abstrakt

Erosion, as one of the most important exogenous processes forming the landscape, has become a main degradation factor affecting agroecosystems. One of the direct erosion effects is a soil cover structure change. Colluvisols, originating in material accumulated in depressions and foot slopes represent a significant element in such segmented soil mosaic. For the Chernozem loess area of Žďánický les a method of area delimitation of Colluvisols was proposed. Considering the relative soil properties homogeneity, the terrain morphometrical characteristics (slope, vertical curvature and horizontal curvature) were applied as main criteria. The final map reflects especially the general zones of potential Colluvisols formation, such as lateral valleys and slope bases – floodplain interfaces. On a study locality (extent 3ha) the microrelief evaluation of the colluvial process was proceeded, particularly in colluvial-alluvial zone. The results showed a significant difference in soil properties of adjacent Colluvisol and Fluvisol resulting mainly from distinct character of sedimentation.

Key words: soil erosion, terrain modelling, soil cover structure, soil mapping

Úvod

Ztráta půdy vodní erozí je jedním z hlavních degradačních procesů působících na agroekosystémy. Půdy vznikající ze sprašových substrátů jsou k tomuto jevu obzvláště náchylné. Kromě vlivu raného odlesnění a intenzivního zemědělského využívání se na tomto faktu podílí zejména jejich fyzikální vlastnosti (vysoký obsah prachové frakce) (Terhorst 2000). Následkem působení zrychlené eroze na tyto půdy vzniká na obdělávaných pozemcích

pestrá půdní mozaika tvořená zejména různými degradačními a akumulačními fázemi původních půdních typů. Jednou z takto vznikajících půd je koluvizem, jejíž profil je tvořen převážně humózním materiálem transportovaným z erozně exponovaných částí svahu.
Černozemní sprašová oblast jižní Moravy již na první pohled poskytuje ideální podmínky pro výzkum projevů koluviace, a to hned z několika důvodů.

- Vzhledem k zrnitostnímu složení, v němž výrazně dominují prachové částice, jsou černozemě mimořádně náchylné k erozi, což se projevuje výraznými koluviálními horizonty v konkávních částech svahů.
- Výrazné barevné odlišení kalcického horizontu, resp. sprašové matečné horniny od černického humusového horizontu umožňuje sledovat plochy s odnosem, resp. přínosem půdního materiálu na základě leteckých snímků, které dobře dokumentují mimořádnou barevnou kontrastnost erodovaných ploch ochuzených o humózní materiál na jedné straně a oblastí akumulace na straně druhé.
- Jedná se o starou sídelní oblast s intenzivní zemědělskou činností. Historický vývoj území tedy umožnil v podstatě kontinuální vývoj koluvizemí.
- Reliéf oblasti je značně členitý, a to jak ve smyslu sklonu svahů, tak v detailu jednotlivých pozemků. Právě rozčlenění jednotlivých pozemkových jednotek systémem rýh a terénních vln vytváří akumulační prostory pro přemisťovaný materiál. Proto zde koluvizemě nenacházíme výhradně na úpatích svahů, ale naopak ve větší míře a nezřídka i lépe vyvinuté za terénními překážkami a v suchých úpadech.

Při určování areálového rozšíření a vymezení koluvizemí vůči sousedním půdním typům narážíme na několik problematických otázek. Především je třeba si uvědomit, že koluvizemě nejsou půdy morfologicky výrazné, jediným vodítkem pro jejich určení je (kromě typické pozice v terénu) minimální mocnost koluviálního (akumulovaného) horizontu Azx, která je u nás stanovena na 0,25 m (Němeček et al. 2001). Vzhledem ke značně variabilní podobě koluviálního horizontu dané především silnou závislostí na výchozím materiálu, je jeho identifikace v některých případech poměrně obtížná.
Dalším typickým znakem koluvizemí je jejich fuzzy charakter (Mitra et al. 1998). To znamená, že koluvizem, pokud její vznik není vázán na terénní překážku, plynule navazuje na říční nivu a na druhé straně postupně vyznívá s vyšším sklonem svahu. Hranice mezi koluvizemí a půdami na které navazuje je tedy velmi neostrá a těžko stanovitelná, což platí zejména v místech kontaktu koluvizemě a fluvizemě.
Pro určení výskytu koluvizemí nelze v plné míře využít ani dat geologických. V kvartérní geologii je koluvium známým pojmem, ovšem jeho chápání je zde poněkud širší než v pedologii (zahrnutí koluviálních sedimentů vzniklých v pleistocénu soliflukcí a dalšími pochody vázanými na periglaciální klima; Růžičková, Růžička 2001).
Jako nejvhodnější technika pro určení potenciálního výskytu koluvizemí se jeví použití matematického algoritmu zohledňujícího především vlastnosti reliéfu (sklon a délka svahu, plocha sběrného území atd.), jehož mezní hodnoty by ohraničovaly „koluviální“ zónu (Wilkinson, Humphreys 2006). Ovšem i takovýto postup má značná omezení daná mimo jiné i podrobností analyzovaného digitálního modelu. Dále je nutno zohlednit rozdílný charakter materiálu, ze kterého koluvizem vzniká. V černozemních oblastech vzniká mocný koluviální horizont již při relativně nízkém sklonu svahu, naopak na územích s převažujícími lehkými nebo naopak výrazně těžkými půdami je tvorba akumulovaných horizontů pomalá (Schmitt, Rodzik 2006). Z uvedeného vyplývá, že geografické vymezení tohoto půdního typu není pouze otázkou terénní práce, ale zejména přesného stanovení míry podílu jednotlivých faktorů na jeho genezi a následné vymezení území, kde v jednotlivých oblastech ke vzniku koluvizemí s velkou pravděpodobností dochází.

Materiál a metody

Výběr území

Pro studium rozšíření koluvizemí bylo vybráno území staré sídelní sprašové oblasti jižní Moravy (jižní výběžek Ždánického lesa v dolní části povodí Harasky). Detailnější průzkum včetně sondáže a odběru půdních vzorků z vrtaných sond byl prováděn na lokalitě v katastruobce Boleradice o výměře 3 ha. Zájmový pozemek dosahuje ve svých horních partiích sklonu až 19°, dolní úsek zaujímá pás nivy menšího přítoku Harasky. Hlavním půdním typem celého širšího území je černozem modální, ve sklonitějších partiích svahů výrazně erodovaná. Z geologického hlediska je oblast tvořena především molasovými faciemi svrchního eocénu a oligocenními pískovci překrytými sprašovou vrstvou (Chlupáč a kol. 2002).

Obr. 1 Širší zájmová oblast



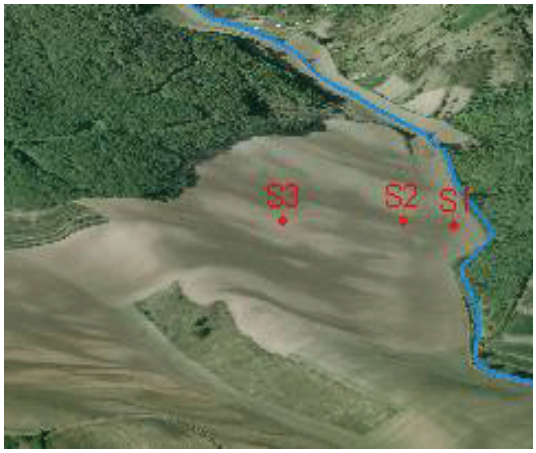
Při terénním průzkumu na zájmových pozemcích byla použita kombinace sondážních a odběrových metod. Hloubka půdy byla zjišťována na základě nepravidelné sítě (v závislosti na tvaru reliéfu) sond prováděných sondážní tyčí (do 1m), doplněné o hlubší vrty (2-4m) v reprezentativních částech pozemků prováděné ruční vrtnou soupravou Eijkelkamp. Klasické metody půdního průzkumu byly doplněny vyhodnocením leteckých snímků (klasifikace spektrální odrazivosti půdy) a modelu reliéfu (DMT v ArcGIS 9.1). Hydrologicky korektní DEM (odvozený z vrstevnic ZM 1:10 000 o velikosti pixelů 10x10 m) byl využit pro odvození charakteristik, které mohou být pomocným kritériem pro vymezení koluvizemí podle jejich typické pozice v rámci pedogeomorfologické katény. Odvozené charakteristiky byly vypočítány pomocí integrovaných algoritmů v softwaru ArcGIS (sklonitost, horizontální zakřivení, vertikální zakřivení, směr odtoku, akumulovaný odtok). U vzorků byla zjišťována zrnitost, sorpční vlastnosti, půdní reakce, obsah humusu, obsah karbonátů, případně další doplňkové charakteristiky.

Výsledky a diskuse

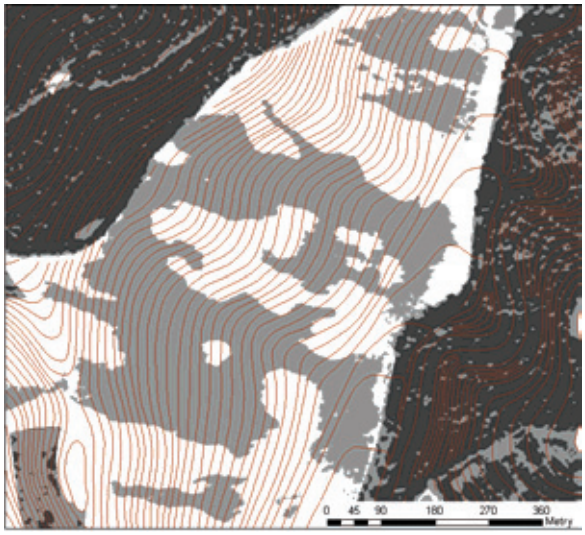
Struktura půdního krytu v zájmovém území

Základním úkolem při mapování je odlišit koluvizemě od ostatních půdních typů, nacházejících se ve studovaném území. Působením eroze došlo k mimořádnému růstu diverzity půdních jednotek, v území s původně převládající černozemí byly terénním

průzkumem, doplněným analýzou odebraných vzorků, zjištěny následující půdní typy. Rozvodí s minimálním sklonem zaujímají převážně černozemě modální, které při zvýšení sklonu v konvexních partiích přecházejí přes erodované formy k půdám s výrazně sníženým obsahem humusu v orané části profilu. Tyto půdy můžeme vzhledem k povaze substrátu označit jako regozemě modální. V extrémních případech se na povrch dostává samotná spraš.

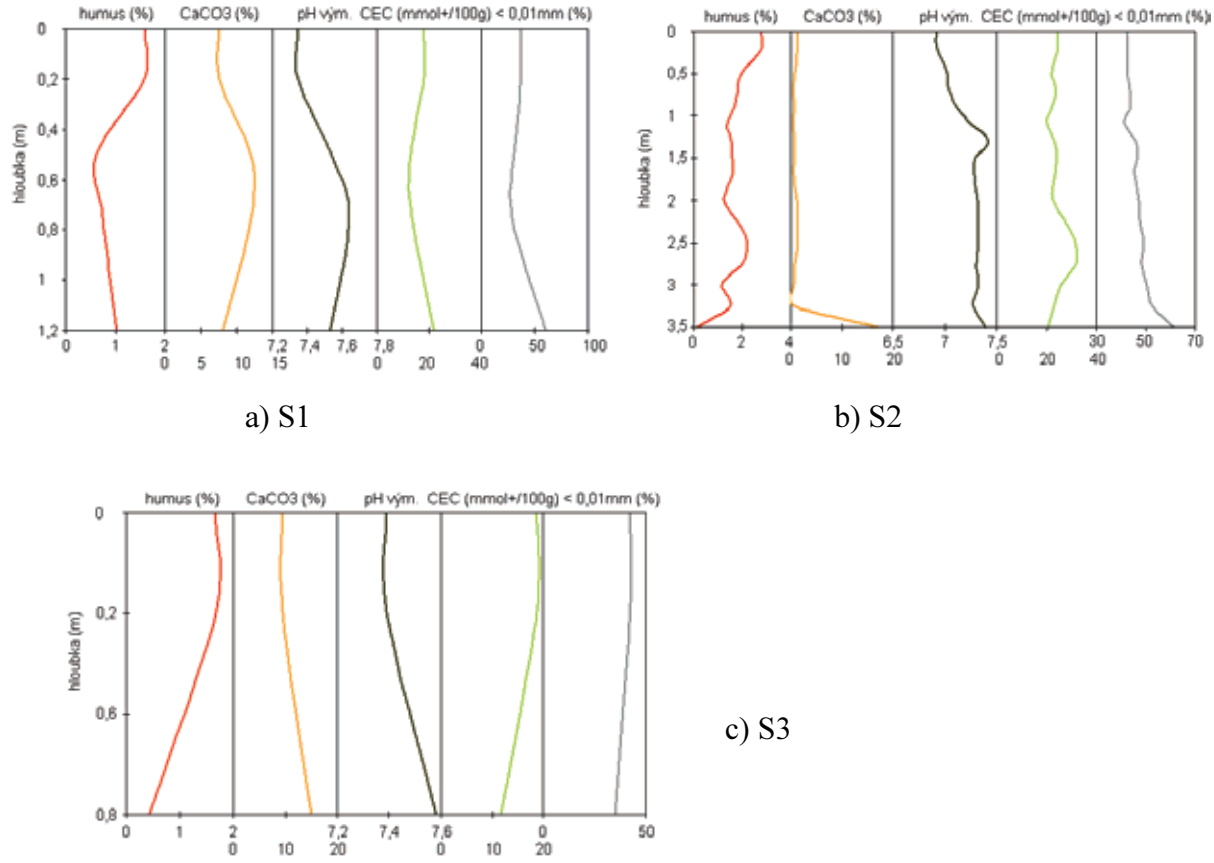


Obr. 2 Lokalizace vrtaných sond na



Obr. 3 Barevné rozlišení struktury půdního krytu na základě spektrální odrazivosti půdy

Erodovaný materiál je transportován na různou vzdálenost a ukládán nejprve ve svahu v konkávních terénních nerovnostech, při jejich naplnění potom při úpatí svahu či přímo zájmovém pozemku v nivě. Část materiálu je splavena do vodního toku. V těchto úložných prostorách je překryta původní černozem vrstvou alochtonního humózního (při jeho vyčerpání i nehumózního) materiálu. V závislosti na mocnosti této vrstvy rozlišujeme půdy v různém stupni koluviace, tzn. od koluviovaných subtypů po koluvizem modální (Novák 2006). Na základě pomocných sond odebíraných v dolní části svahu bylo zjištěno že světlá barva není v tomto případě způsobena odnosem materiálu, ale naopak akumulací hmoty převážně sprašového charakteru s nízkým obsahem humusu. V některých partiích svahu tedy dochází k překrytí samotné koluvizemě minerálním materiálem a tedy k subfosilizaci profilu.

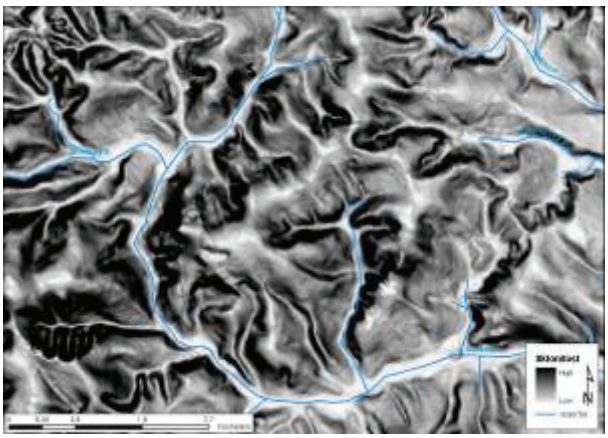


Graf 1 Změna půdních vlastností s hloubkou ve vrtaných sondách

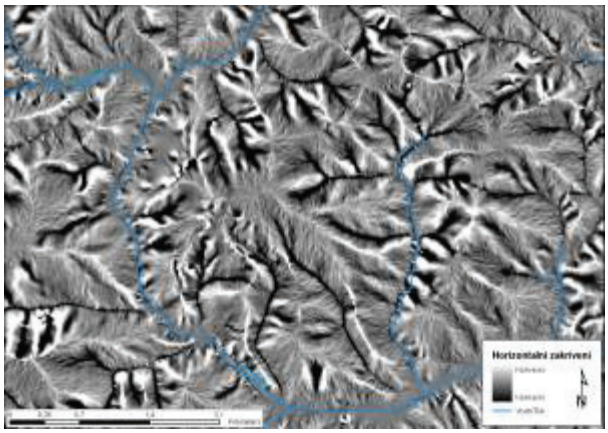
Potenciální areály koluviace na základě modelu terénu

Na základě modelu reliéfu byly vyhodnoceny potenciální oblasti s převládajícím odnosem a přínosem materiálu. Jako datový zdroj byly použity mapy ZABAGED 1:10 000.

Pomocí modelu reliéfu byly zjištěny oblasti drah soustředěného odtoku a místa zvýšené akumulace materiálu se sníženou možností odvodnění a retransportu částic, tzn. zejména místa s minimálním vertikálním zakřivením (měřeno jako derivace sklonu ve směru spádnice).

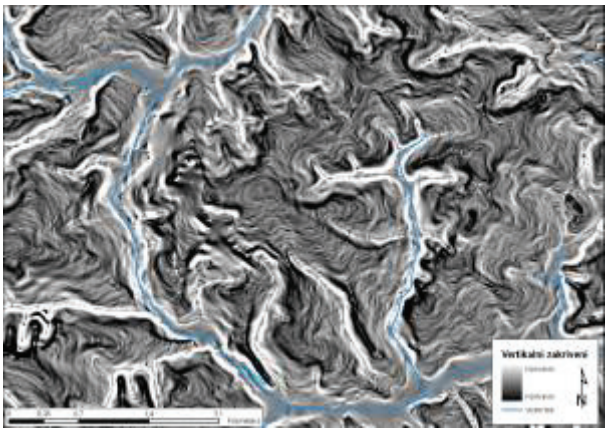


Mapa 1 Sklonitost studovaného území

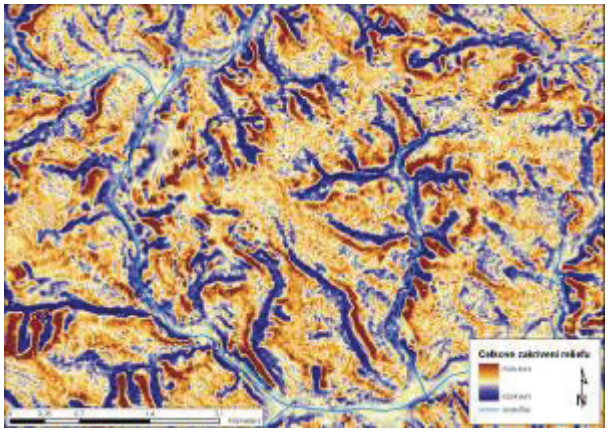


Mapa 2 Horizontální zakřivení st.území

Pro určení koluviální pozice v rámci pedogeomorfologické katény je klíčové nalezení inflexních bodů přechodu konkávních tvarů reliéfu v konvexní, za kterými je erodovaný materiál sedimentován. Tato místa mohou být označena jako potenciální místa tvorby koluvizemí.

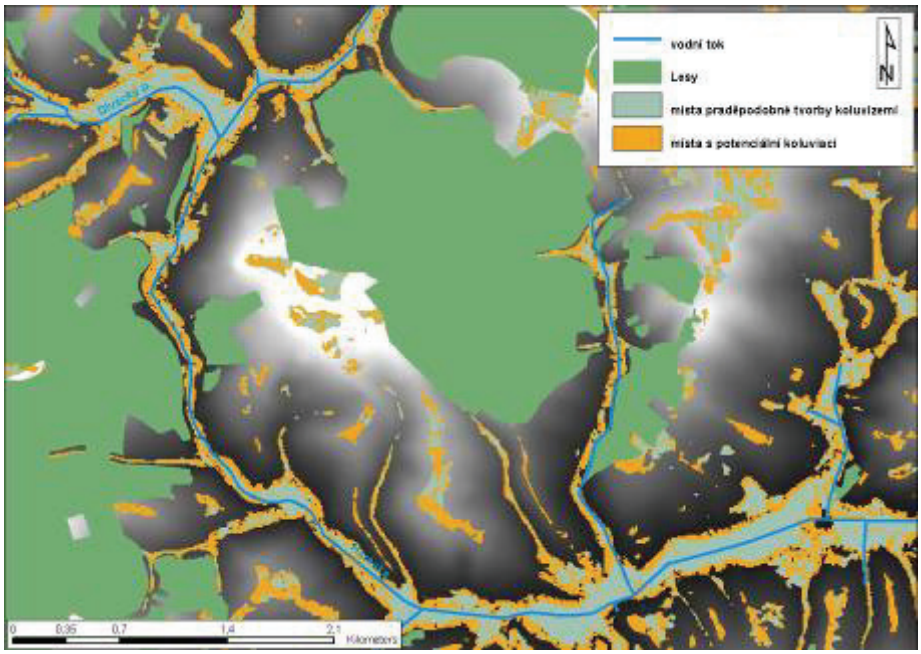


Mapa 4 Vertikální zakřivení st.území



Mapa 5 Celkové zakřivení reliéfu st.území

Pro výslednou mapu míst s potenciálně probíhajícím procesem koluviace byla zvolena následující kritéria. Oblasti s vysokou pravděpodobností průběhu procesu koluviace a tedy i tvorby koluvizemí byly definovány na základě splnění těchto podmínek: sklon svahu do 5° a zároveň horizontální zakřivení konkávní a zároveň vertikální zakřivení konkávní, tedy místa, kde dochází k průniku morfometrických vlastností reliéfu příhodných pro zvýšenou sedimentaci. Místa s potenciální koluviací, tedy s možností vyššího přínosu materiálu, byla určena jako oblasti splňující následující kritéria: sklon svahu do 5° a zároveň horizontální nebo vertikální zakřivení konkávní.



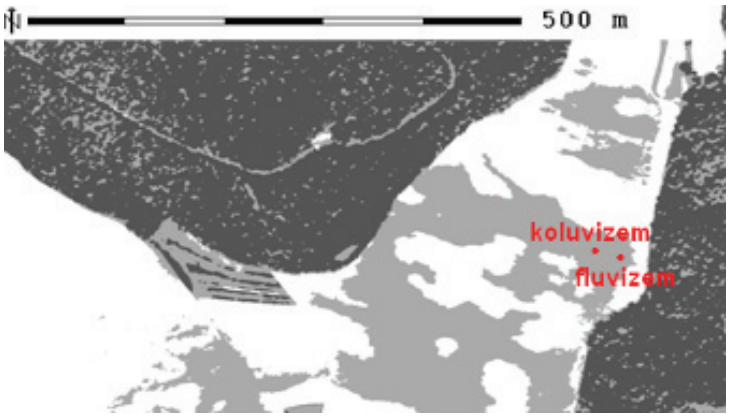
Mapa 6 Mapa oblastí působení procesu koluviace výskytu koluvizemě a potenciálního výskytu koluvizemě

Vzhledem k rozlišení vstupních dat se podařilo vymezit hlavní oblasti potenciální tvorby koluvizemí. Model ovšem nepostihuje sedimentační procesy v mikroreliéfu, tedy ukládání materiálu za jednotlivými terénními nerovnostmi či v rámci drobných svahových úpadů.

Vlastnosti půd koluviálně–aluviálního pásu

Jak ukazuje mapa potenciálního výskytu koluvizemě (Mapa 6), poměrně velká část z vymezených území spadá do oblastí se stykem dvou pedogeneticky rozdílných částí reliéfu, tedy úpatí svahu a nivy. Tuto oblast můžeme na základě hlavních působících procesů označit jako koluviálně – aluviální pás (Rommens et al. 2006). Odlišení koluvizemě a fluvizemě je ve většině případů obtížné, protože se v obou případech jedná o vývojově mladé půdy s malou morfologickou výrazností. Spojuje je i nepravidelné rozptýlení organiky v profilu a často vrstevnatý charakter (Němeček et al. 2001).

Při vyčerpání akumulačních kapacit konkávních částí svahu či náhlém zvýšení erozního potenciálu dochází k postupnému vyplňování nivy (zejména části přiléhajících k úpatí svahu) erozními sedimenty a vzniká tak různě široký pásový areál dotovaný sedimentárním materiálem rozdílného charakteru (Lang 2003). Nezřídka dochází k překrytí celé plochy aluvionu půdními sedimenty a dočasnému či trvalému pohřbení původní fluvizemě (Leigh, Webb 2005). Obě sedimentační události mají navíc velmi často současný průběh. Při významné srážkové události může dojít k ukládání materiálu fluviálního původu při povodni a zároveň ke zvýšenému splachu půdní hmoty ze svahu. Charakter takto vznikajících depozic pak odpovídá vlastnostem materiálu lokálního (koluviálního) i regionálního (fluviálního) (Houben et al. 2006).

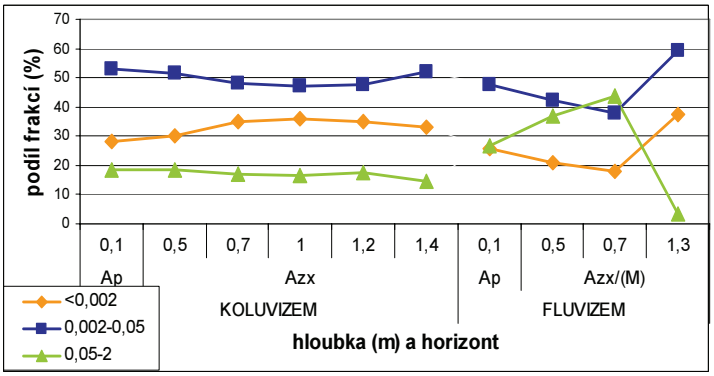


Obr. 4 Lokalizace odběru vzorků pro půdní analýzy

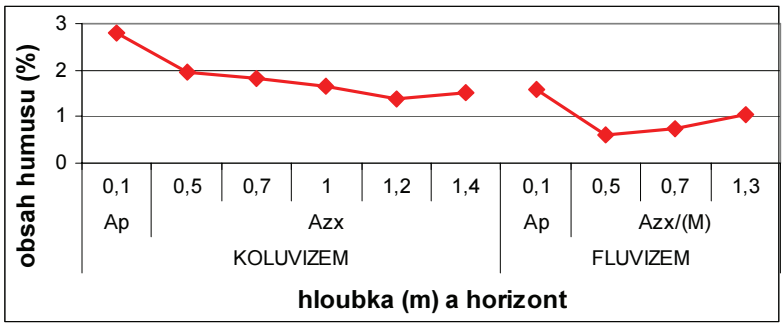
Nepřerušená topografická katéna

Pokud niva přímo navazuje na úpatí svahu, jako je tomu v případě lokality Boleradice, vzniká mezi těmito dvěma jednotkami různě široký koluviálně-aluviální pás, kde dochází ke střídavé kumulaci materiálu přinášeného vodním tokem i povrchovým odtokem ze svahu. Aplikace DMT (morfometricky obtížně měřitelný přechod z aluviální roviny do svahu) či analýza leteckých snímků (nebyly zaznamenány rozdíly v barvě) se tedy v tomto případě jeví jako nepříliš účelná. Při odběru sond (S1 na rozhraní úpatí a nivy, S2 v nivě) nebyla zjištěna výrazná diferenciace v hloubce půdy ani ve stratigrafii. Naopak rozbor analytických vlastností vzorků z obou sond ukázal výrazné rozdíly v charakteru půdního materiálu (graf 2). Tyto odlišnosti v chemických a fyzikálních vlastnostech jsou zřejmě způsobeny rozdílem v charakteru sedimentace a typu materiálu (lokální u erozních sedimentů, regionální u nivních

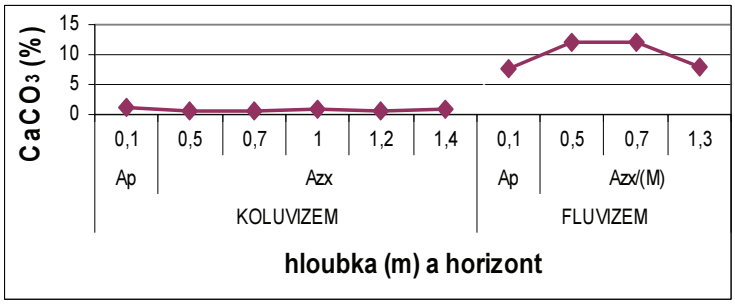
uloženin). V tomto případě se tedy jako nejspolehlivější metoda pro delimitaci koluvizemí, resp. nivy jeví terénní průzkum doplněný analýzou půdních vzorků.



a) podíl zrnitostních frakcí



b) obsah humusu



c) obsah karbonátů

Graf 2 Rozdíly ve vybraných půdních vlastnostech koluvizemě a fluvizemě

Závěr

V černozemní oblasti jižní Moravy došlo vlivem dlouhodobého zemědělského využívání k zásadním změnám v charakteru půdního krytu. Původně převažující černozemě modální byly vlivem intenzivní půdní eroze postupně přetvářeny. Důsledkem těchto procesů je mimořádně pestrá struktura půdního krytu. Původní černozemě jsou zachovány především v prostorech rozvodí s minimálním sklonem terénu. Na svazích naopak probíhá intenzivní přesun půdní hmoty vedoucí k degradaci humusového horizontu na straně jedné a nárůstu jeho mocnosti na straně druhé. Koluvizemě, formující se v prostorech zvýšené akumulace materiálu, tak představují výrazný prvek ve stále se formující krajinné a půdní mozaice. Při návrhu metody pro jejich mapování bylo využito především poměrně jednotných půdních znaků a vlastností (textura, struktura, obsah organických látek) charakteristických pro širší

zájmové území a jako určující faktor byly zvoleny morfometrické charakteristiky členitého reliéfu. Výsledná mapa tedy zohledňuje především koluviační procesy probíhající v mezoreliéfu a postihuje hlavní místa potenciálního formování koluvizemí, aniž by zobrazovala jednotlivé akumulační prostory patrné pouze na úrovní krajinného detailu. Je patrné, že k hlavní část z celkového koluvizemního areálu tvoří svahové úpady a úpatní části svahů na styku s aluviální rovinou. Zde se tvoří různě široký koluviálně-aluviální pás dotovaný přínosem materiálu ze svahu i vodního toku. Vzhledem k minimálnímu sklonu je vymezení dvou sousedících půdních typů koluvizemě a fluvizemě poměrně obtížné.

Literatura

HOUBEN, P, HOFFMAN, T., ZIMMERMANN, A., DIKAU, R., 2006: Land use and climatic impacts on the Rhine system (RheinLUCIFS): Quantifying sediment fluxes and human impact with available data. Catena 66 (1-2), s. 42-52.

CHLUPÁČ, I., 2002: Geologická minulost České republiky. Academia, Praha, 436 s.

JANEČEK, M. a kol., 2002: Ochrana zemědělské půdy před erozí. Praha, ISV, 201 s.

LAL, R., 2001: Soil degradation by erosion. Land Degradation and Development 12, s. 519-539.

LANG, A., 2003: Phases of soil erosion-derived colluviation in the loess hills of South Germany. Catena 51, s. 209-221.

LEIGH, D., WEBB, P., 2005: Holocene erosion, sedimentation, and stratigraphy at Raven Fork, Southern Blue Ridge Mountains, USA. Geomorphology 78 (1-2), s. 161-177.

MITRA, B., SCOTT, H.D., DIXON, J.C., MCKIMMEY, J.M., 1998: Applications of fuzzy logic to the prediction of soil erosion in a large watershed. Geoderma 86 (3-4), s. 183-209

NĚMEČEK, J., a kol. 2001: Taxonomický klasifikační systém půd ČR. Academia, Praha, 76 s.

NOVÁK, P. a kol., 2006: Vývoj eroze na vybraném modelovém území v různých časových obdobích. VÚMOP, Praha, 32 s.

ROMMENS, T., VERSTRAETEN, G., BOGMAN, P, PEETERS, I., 2006: Holocene alluvial sediment storage in a small river catchment in the loess area of central Belgium. Geomorphology 77 (1-2), s. 187-201.

RŮŽIČKOVÁ, E., RŮŽIČKA, M., 2001: Quarternary clastic sediments of the Czech Republic. ČGÚ, Praha, 92 s.

SCHMITT, A., RODZIK, J., 2006: Time and scale of gully erosion in the Jedliczny Dol gully system, south-east Poland. Catena 68 (2-3), s.124-132.

TERHORST, B., 2000: The influence of Pleistocene landforms on soil-forming processes and soil distribution in a loess landscape of Baden–Wurttemberg. Catena 41 (1-3), s. 165-179.

WILKINSON, M., HUMPHREYS, G., 2006: Slope aspect, slope length and slope inclination controls of shallow soils vegetated by sclerophyllous heath – links to long-term landscape evolution. Geomorphology 76 (3-4) s. 347-362.

PÔDNA ŠTRUKTÚRA A ORGANICKÁ HMOTA V ČERNOZEMIACH SR

SOIL STRUCTURE AND SOIL ORGANIC MATTER IN CHERNOZEMS OF SLOVAKIA

Anton Zaujec, Vladimír Šimanský

Slovenská poľnohospodárska univerzita, Fakulta agrobiológie a potravinových zdrojov, Katedra pedológie a geológie, Tr. A Hlinku 2, 949 76 Nitra, Slovenská republika, e-mail: Anton.Zaujec@uniag.sk

Abstrakt

Počas posledného desaťročia sa znížil obsah pôdnej organickej hmoty v černozemiach Slovenska, čoho výsledkom je zhoršenie pôdnej štruktúry a pôdnych fyzikálnych vlastností. Indikátor zmeny pôdneho organického uhlíka (POC) sleduje zmeny v obsahu pôdneho uhlíka a v odhadoch sekvestrácie CO_2 v poľnohospodárskych pôdach. Fyzikálno-chemickou ochranou je biochemický vplyv inhibovaný organo-minerálnymi interakciami. Stabilizácia inak nerozložiteľného SOC sa deje cez sorpciu na minerálne organické povrchy, oklúziou v agregátoch a depozíciou v póroch. Pôdna štruktúra je vlastnosť integrujúca premenné hodnoty pri riadení a indikovaní stavu stabilizácie SOC v pôdach. Vieme, že využitie krajiny vplýva na dynamiku SOC. Respirácia pôdy a odstránenie organickej hmoty a rastlinných zvyškov úrodou sú hlavnými zdrojmi straty uhlíka v poľnohospodárskych pôdach. Stanovili sme rozdiely v SOC, formy pôdneho uhlíka jednak rozpustný v horúcej vode a labilný uhlík nielen z ornej pôdy, ale aj v pôdnych profiloch 12 lokalít. Zloženie makroagregátov v černozemiach ukázalo vysokú variabilitu v obsahoch frakcií vodoodolných makroagregátov a v obsahoch SOC a labilného uhlíka. Najväčšie rozdiely boli zistené pri porovnaní parametrov charakterizujúcich pôdnu štruktúru pri rôznych spôsoboch využitia krajiny ako je les, odlesnené územie a orná pôda.

Kľúčové slová: černozeme, formy pôdneho organického uhlíka, pôdna štruktúra, indikátory pôdnej štruktúry

Abstract

The soil organic matter contents in Chernozems in Slovakia decreased during last decades and resulted in soil structure and soil physical properties deterioration. The soil organic carbon change indicator tracks changes in soil carbon content, and estimates CO_2 sequestration in agricultural soils. With physicochemical protection, biochemical attack of SOC is inhibited by organomineral interactions. Stabilization of otherwise decomposable SOC can occur via sorption to mineral and organic soil surfaces, occlusion within aggregates, and deposition in pores. Soil structure is a master integrating variable that both controls and indicates the SOC stabilization status of a soil. We know that land use affects the dynamics of the SOC pool. Respiration of soil and withdrawal of organic matter with harvest and crop residues are the major sources of carbon losses in agricultural lands. We determined differences of SOC, forms of soil carbon as hot water soluble and labile carbon not only in furrows, but also in soil profile distributions in 12 localities. The macro-aggregates composition of Chernozems showed the high variability in contents fractions of water stabile macro-aggregates, and their content SOC and labile carbon. The highest differences were obtained when we compared parameters characterising of soil structure under different land use like forest, deforested area and arable land.

Key words: Chernozems, soil organic carbon forms, soil structure, indicators of soil structure

Úvod

Černozeme patria do skupiny molických pôd, pre ktoré bol charakteristický proces intenzívneho hromadenia a premeny organických látok - humifikácie zvyškov, hlavne stepnej vegetácie. Nachádzajú sa v najsuchších a najteplejších oblastiach nížin Slovenska. Patria medzi naše najúrodnejšie pôdy. Vznikli asi v neolite (atlantikum), t.j. asi pred 5000-7000 rokmi pod stepnou vegetáciou. Pred degradáciou lesom, v neskoršom chladnejšom období, uchránil černozem človek, ktorý sústavne odstraňoval lesnú vegetáciu pri obnovovaní a rozširovaní svojich polí a záhrad. Súčasné priemerné ročné teploty černozemného pásma pôd predstavujú okolo 10^{o} C a zrážky 500-600 mm. Na juhovýchodných okrajoch Trnavskej pahorkatiny a černozemného pásma boli popísané hlavne karbonátové černozeme, smerom k pohoriu Biele Karpaty pribúdajú černozeme hnedozemné až luvizemné (MKSPS, 2000), vo vedeckých prácach často pretrváva označovanie pôd na základe KPP (1960-1971) a vtedy používanej geneticko-agronomickej klasifikácie pôd ako černozeme typické, degradované, mycelárne karbonátové.

Na vlastnosti pôd Trnavskej, Nitrianskej, Žitavskej a Pohronskej pahorkatiny mala rozhodujúci vplyv pôvodná vegetácia, klimatické podmienky a dlhodobá poľnohospodárska činnosť človeka. Pre rozsiahle vodorovne uložené sprašové pokryvy sa Trnavská pahorkatina nazýva aj Trnavskou sprašovou tabuľou. Hrúbka sprašových vrstiev klesá od východného okraja pahorkatiny k Malým Karpatom a to od 20 do 4 metrov. Sprašový pokryv nie je homogénny a aj keď je spraš textúrne zväčša hlinitá, tak ako sa jej hĺbka zmenšuje, tak klesá i obsah prachových častíc a $CaCO_3$ v nej a rastie zastúpenie hrubého piesku a drobných kamienkov.

Hodnotenie kvality pôdy a jej interpretácia je proces, v ktorom sú hodnotené pôdne zdroje na základe funkcií pôdy a ich zmien vyvolaných prírodnými alebo umelými stresmi, či spôsobmi hospodárenia. Zdôrazňuje sa, že hodnotenie kvality pôdy musí zahrňovať biologické, chemické a fyzikálne vlastnosti a procesy. Interpretácia meraní má byť robená v súlade s ich dlhodobými trendmi alebo znakmi trvalej udržateľnosti.

Stabilita agregátov je miera zraniteľnosti pôdnych agregátov vonkajšími deštrukčnými silami. Agregát pozostáva z viacerých pôdnych častíc vzájomne viazaných. Agregáty, ktoré odolajú pôsobeniu sily vody sú nazývané vodoodolné agregáty. Obecne, vyšší obsah vodoodolných agregátov znižuje erodovateľnosť pôdy. Pôdne agregáty sú produktom pôdnej mikrobiálnej komunity, pôdnych organických a minerálnych zložiek, pôsobenia rastlinného spoločenstva a histórie ekosystému. Sú dôležité pre pohyb a zadržiavanie pôdnej vody, pôdne prevzdušnenie, eróziu, koreňový rozvoj a aktivitu mikroorganizmov. Rozbitie agregátov je prvým krokom k vytvoreniu krusty - prísušku, čo sa prejavuje v zhoršení infiltrácie vody a zväčšení erózie. Obsah vodoodolných agregátov určuje odolnosť voči tečúcej vode. Obecne platí, že väčšie množstvo vodoodolných agregátov podporuje zlepšenie kvality pôdy.

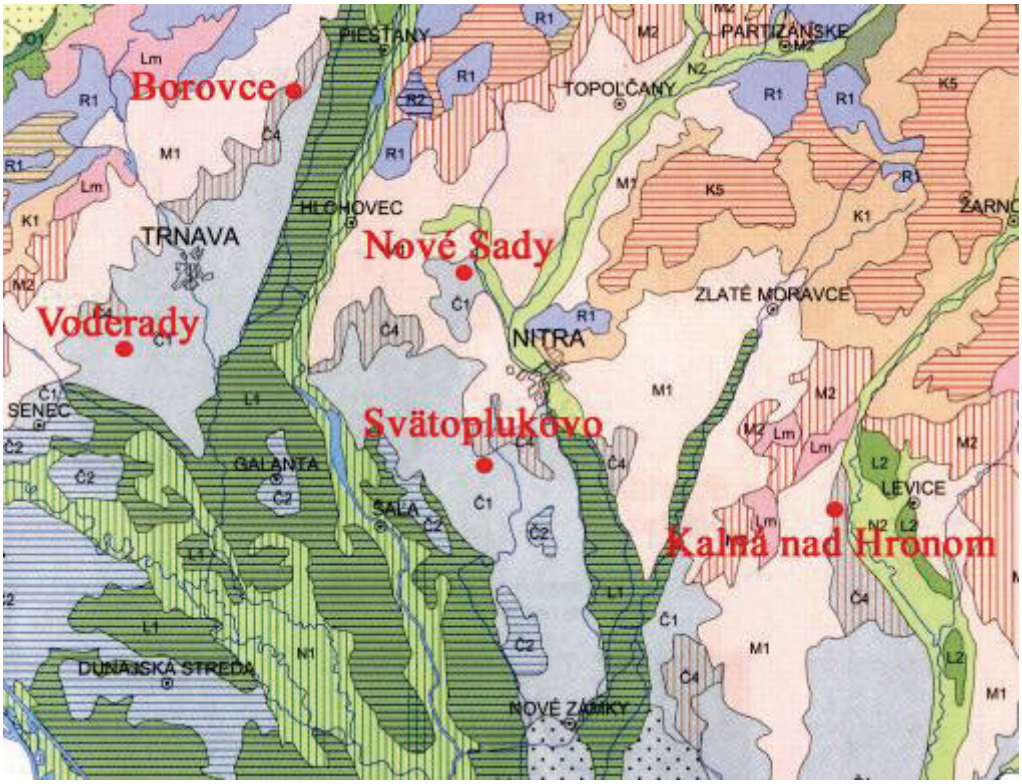
Agregáty zvyšujú kvalitu pôdy komplexne – chránením pôdnej organickej hmoty nachádzajúcej sa v agregátoch voči vplyvu vzduchu a mikrobiálnemu rozkladu, znižovaním erodovateľnosti pôdy, zvyšovaním pohybu vzduchu, vody a zlepšovaním fyzikálnych podmienok pre rast koreňov rastlín.

Intenzívne využívanie pôd sa prejavuje v súčasnosti nedostatočnou starostlivosťou o vstupy organických látok do pôd a následne zhoršovaním funkcií a vlastností pôd, vrátane deštrukcie pôdnej štruktúry pri poklesoch obsahov pôdnej organickej hmoty.

Za cieľ sme si vytýčili monitorovať súčasný stav fyzikálnych, chemických a biologických vlastností intenzívne obhospodarovaných pôd a určenie stavu pôdnej štruktúry, agregovanosti pôdnych častíc v spojitosti s obsahom a kvalitou pôdnej organickej hmoty.

Materiál a metódy

Pedologické sondy boli vykopané v rokoch 1999-2007, boli popísané pôdne profily a odobraté vzorky na fyzikálne vlastnosti do Kopeckého valčekov, od povrchu až do hĺbky 1m. Z horizontov a vrstiev boli odobraté pôdne vzorky na stanovenie zrnitostného zloženia a chemických vlastností, množstva a kvality humusu a rozbor pôdnej štruktúry. Pôdne vzorky sme analyzovali štandardnými metódami (Hanes a kol., 1995, Hraško a kol., 1962). Lokality sú: Sládkovičovo, Voderady, Borovce, Šoporňa, Báb, Drážovce, Nové Sady, Štefanovičová – Mojmírovce, Svätoplukovo, Malá Maňa, Kalná nad Hronom, Dúlovce (obr. 1). V lokalite Báb sme odobrali pôdne vzorky z rôznych ekosystémov pre porovnanie ich pôsobenia na pôdnu štruktúru a to z ornej pôdy, záhrady, dubovo-hrabového lesa i odlesnenej plochy.



Obr. 1 Lokality odberu pôdnych vzoriek

V pôdnych vzorkách z definovaných vrstiev a orníc sme analyticky stanovili:

- zrnitostné zloženie – pipetovacou metódou,
- obsah organického uhlíka – oxidimetricky metódou Ťurina,
- obsah labilného organického uhlíka vo frakciách vodoodolných makroagregátov – metodou Loginow a kol. (1993),
- obsah makroagregátov preosievaním za sucha a mokra Bakšajevovou metódou
- frakcie štruktúrnych agregátov – preosievanie za sucha, frakcie (>7; 7-5; 5-3; 3-1; 1-0,5; 0,5-0,25 a <0,25 mm)
- frakcie vodoodolných makroagregátov – WSA - (frakcie: >5; 5-3; 3-2; 2-1; 1-0,5; 0,5-0,25 a <0,25 mm) Bakšajovovou metódou (Hraško, 1962)

a urobili výpočty parametrov charakterizujúcich pôdnu štruktúru:

- koeficient štruktúrnosti (Revút, 1964) $K = \frac{A}{B}$

kde A – hmotnosť makroagregátov od 0,25-7mm,
B – hmotnosť súčtu agregátov <0,25mm a >7 mm

- vážený priemer makroagregátov získaných preosievaním za sucha

$\mathbf{MWD_{250}} = \sum_{i-1}^{n} xiwi$ kde: xi = vážený priemer veľkostnej frakcie

wi = percentuálny podiel vzorky na site

- vážený priemer agregátov získaných preosievaním za mokra

$\mathbf{MWD_{250}} = \sum_{i-1}^{n} xiWSA$

i = 1,2 3 ...n a korešponduje s každou stanovenou frakciou
xi = vážený priemer veľkostnej frakcie
WSA = vodoodolné makroagregáty >0,25mm (%)

- koeficient zraniteľnosti $\mathbf{Kv} = \frac{MWD\ 1}{MWD\ 2}$

MWD1 – vážený priemer agregátov získaný preosievaním za sucha (mm)
MWD2 – vážený priemer agregátov získaný preosievaním za mokra (mm)

- index stability vodoodolných makroagregátov (Hénin et al., 1969)

$$\mathbf{Sw} = \frac{SAt\ (\%) - 0{,}09 piesok\ (\%)}{prach(\%) + íl\ (\%)}$$

SAt – obsah vodoodolných makroagregátov (WSA)

Výsledky a diskusia

Černozem ako pôdny typ sa vyznačoval v minulosti obvykle vysokým obsahom a kvalitou humusu, čiernou intenzívnou farbou a vysokou úrodnosťou, vďaka čomu dostal i názov, ešte od Lomonosova, ktorý pretrval po dnešok.

Obsahy organického uhlíka v orniciach nami vybraných černozemí boli rozdielne. Najvyšší obsah sme stanovili v ornici v lokalite Voderady (2,17 %), kým v ornici v lokalite Borovce (orba) sme stanovili len 1-1,3% organického uhlíka. Hraško, Bedrna (1988), ale i Bielek (1998) uvádzali obsah celkového organického uhlíka v černozemiach v rozpätí 1-2%, kým Barančíková (2002) v širšom rozpätí od 0,8 -2,47%.

Niekedy je ťažšie zistiť malé zmeny celkového množstva organického uhlíka, pretože môžu byť spôsobené prirodzenou heterogenitou a variabilitou pôdy. Preto sme použili citlivejší indikátor, za ktorý považujeme obsah labilného uhlíka, ktorý sa v poslednom období začal značne využívať vo vedeckých prácach, aj keď niektorí autori uprednostňujú sledovanie zmien obsahov vodorozpustného uhlíka v studenej či horúcej vode.

Zastúpenie labilného uhlíka (C_L) sa pohybovalo v rozsahu 10,1–19,3 % z celkového organického uhlíka a zodpovedalo hodnotám, ktoré prezentovali Blair et al. (1995) a Conteh et al. (1999) v obrábaných pôdach. V absolútnom vyjadrení sa obsahy C_L v orniciach černozemí pohybovali od 1680–3796 $mg.kg^{-1}$. Tento labilný ľahkooxidovateľný uhlík zohráva kľúčovú úlohu v pôdnej úrodnosti, preto zvyšovanie obsahu tejto formy C bude v budúcnosti rozhodujúcim pre trvalo udržateľný systém hospodárenia.

Pôdna štruktúra je dôležitým ukazovateľom pôdnej úrodnosti, pretože ovplyvňuje celý komplex pôdnych vlastností. Štruktúrny stav skúmaných černozemí sme zisťovali v orniciach. Preosievaním za sucha cez sadu sít (7; 5; 3; 1; 0,5 a 0,25 mm) sme získali jednotlivé frakcie agregátov. Stabilitu makroagregátov sme zisťovali preosievaním za mokra, cez sadu sít a stanovili sme frakcie s veľkosťami >5; 5-3; 3-2; 2-1; 1-0,5; 0,5-0,25 a <0,25 mm. Za

najkvalitnejšie agregáty sa považujú makroagregáty od 0,5 do 3 mm (Sisák 1994, Rehák, Janský, 2000). Stanovením zastúpenia štruktúrnych agregátov (za sucha) v orniciach černozemí sme zistili na menšom súbore lokalít (Šimanský et al., 2006), že obsah najpriaznivejšej kategórie makroagregátov (od 0,5 do 3 mm) bol v rozpätí od 25,5 do 47,4% (36,2 ± 8,0) a makroagregátov >3 mm od 46,5 do 72,6% (57,2 ± 9,1) v povrchovej vrstve 0-0,2m Podobné výsledky sme získali (Zaujec et al., 2001) i v humusovom horizonte hnedozeme, kde v obrábanej pôde bolo 37,7% zastúpenie najpriaznivejších makroagregátov (za sucha) a v priľahlej lesnej pôde 34,4%.

Tab. 1 Priemerné zastúpenia frakcií agregátov v ČM po preosiatí za sucha v %

Frakcia	**>7**	**5 – 7**	**3 – 5**	**1 – 3**	**0,5-1,0**	**0,5 - 0,25**	**<0,25mm**
ČM	20,0±11,5	14,3±3,4	19,7±5,8	25,0±6,3	12,4±2,1	4,0±0,8	4,56±2,4

Tab. 2 Priemerné zastúpenie vodoodolných frakcií agregátov ČM (%)

Frakcia	**<0,25**	**0,25-0,5**	**0,5-1**	**1-2**	**2-3**	**3-5**	**>5mm**
ČM	25,9±14,3	17,6±6,2	14,7±3,8	18,9±9,1	12,6±6,7	6,98±2,8	3,26±2,3

Zastúpenie najpriaznivejších vodoodolných makroagregátov od 0,5 do 3 mm sa pohybovalo v černozemiach v širokom rozpätí od 30 do 59,2% (43,8 ±10,8), čo je v súlade s výsledkami Zaujeca et al. (2001), ktorí stanovili 33,5% vodoodolných makroagregátov najpriaznivejšej frakcie (0,5-3 mm) v obrábanej hnedozemi a 40,8% v lesnej pôde. Fulajtár (1986) považuje za najcennejšie makroagregáty s veľkosťou 1-5 mm. Na základe tohto hodnotenia zastúpenie vodoodolných makroagregátov (1-5 mm) bolo v rozpätí od 14,3 do 43,6%. Podľa klasifikácie Dolgova a Bachtina (Sisák, 1994) uspokojivý stav vodoodolnosti, t.j. obsah vodoodolných makroagregátov bol v rozpätí 40-55%. Obsah vodoodolných makroagregátov podľa tohto kritéria bol vyšší ako spodná hranica tohto intervalu (40-55 %) a pohyboval sa v rozpätí od 41,1 (Sládkovičovo) do 87,8% (Kalná nad Hronom, Šoporňa) s maximom pod lesným porastom až 97,5% (Báb). Karlen et al. (1994) uviedli obsah vodoodolných makroagregátov v rozpätí od 30 do 60%, pričom vyššie zastúpenie vodoodolných agregátov poukazuje na priaznivejší stav pôdnej štruktúry.

Tab. 3 Obsah celkového uhlíka vo frakciách vodoodolných agregátov (mm)

Ornice černozemí	**C_{ox} (%)**				
	0,25-0,5	0,5-1	1-2	2-3	>3mm
Priemer	1,65 ±0,36	1,63 ±0,25	1,64 ±0,27	1,64 ±0,26	1,81 ±0,23

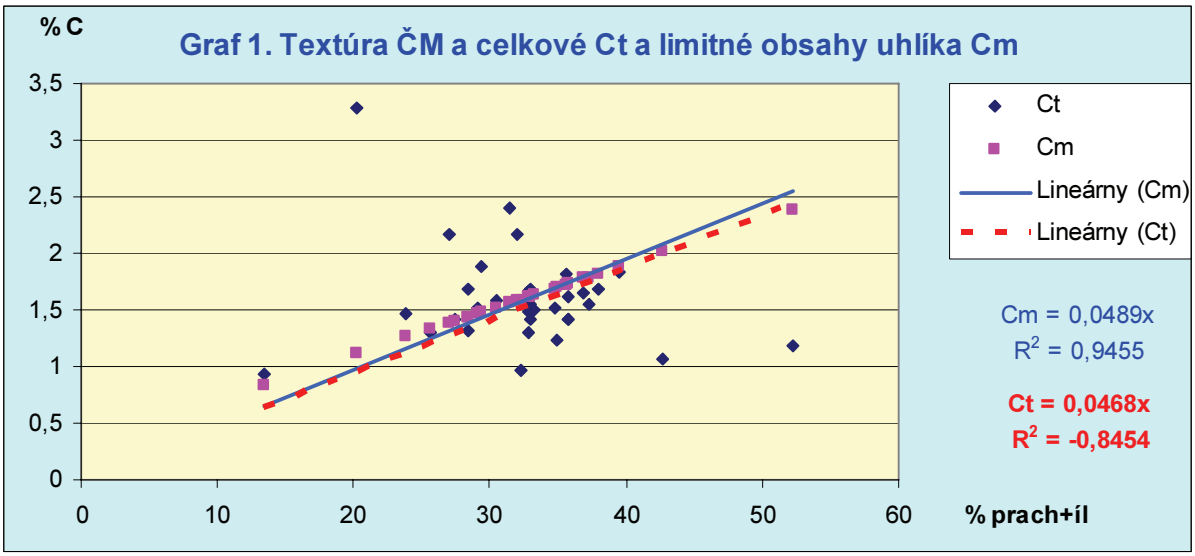
Tab. 4 Obsah labilného uhlíka vo frakciách vodoodolných agregátov (mm)

Ornice černozemí	**C_L (mg.kg^{-1})**				
	0,25-0,5	0,5-1	1-2	2-3	>3mm
Priemer	2153 ±545	2132 ±496	2177 ±520	2163 ±503	2292 ±505

Vo vodoodolných makroagregátoch >3mm sme stanovili vyššie obsahy celkového i labilného organického uhlíka a jednoznačne sa preukázal pozitívny vplyv vyšších obsahov humusu na množstvo a kvalitu pôdnych agregátov.

Hodnoty indexu stability pôdnej štruktúry (Sw) (Hénin et al., 1969), sa pohybovali v rozpätí od 0,304 (Borovce, 1999) do 1,291 v Kalnej nad Hronom (2001). Väčšinou

výsledky analýz pôdnej štruktúry vzoriek z podpovrchových vrstiev poukázali na na nárast obsahov vodoodolných makroagregátov, t.j. zastúpenie WSA, nárasty hodnôt Sw a MWD (lokality – Kalná nad Hronom, Borovce 2005, Drážovce).
Indikátorom stability pôdnej štruktúry je i koeficient zraniteľnosti, ktorý určuje, koľkokrát sa počiatočná priemerná veľkosť agregátov zníži vplyvom degradačných mechanizmov (Borůvka et al., 2002). Kozák et al. (2002) na zhodnotenie pôdnej štruktúry použili koeficient zraniteľnosti (Kv), hodnoty ktorého môžu byť ovplyvnené vlhkosťou pôdy (Rehák, Janský, 2000), obsahom vápnika (Fecenko, Ložek, 2000) a obsahom organického uhlíka (Sotáková, 1982). K optimu zraniteľnosti (Kv = 1) sa približovali černozeme z lokalít Svätoplukovo > Borovce (orba) > Voderady, priemerná hodnota pre černozeme Podunajskej nížiny 5,23 bola pomerne vysoká, čo potvrdzuje ich vysokú zraniteľnosť.
Veľmi dôležitým činiteľom pri vytváraní priaznivej pôdnej štruktúry, ako aj ďalších optimálnych fyzikálnych vlastností je organická hmota. Vplyvom pôdnej organickej hmoty na stabilitu agregátov sa zaoberali mnohí naši (Sisák, 1977, Sotáková, 1982, Zaujec, Chlpík, 2002), i zahraniční autori (Tisdall, Oades, 1982, Beare et al., 1994, Martens, 2000). Preto už dlhodobejšie okrem celkového organického uhlíka vo frakciách vodoodolných agregátov stanovujeme i obsahy labilného uhlíka. Vypočítali sme i hodnoty tzv. limitného obsahu organického uhlíka (Ct-medzný = 0,04x(%<0,01mm)+0,3) na základe textúry pôdy podľa Körschensa (1980) a Kubáta, Veselého (1986) a porovnali s reálnymi hodnotami (graf 1). Z grafického vyjadrenia je zrejmé, že väčšina lokalít mala hodnoty obsahov celkového organického uhlíka blízke či dokonca nižšie než boli vypočítané hodnoty limitného obsahu na základe pôdnej textúry.



Obsah celkového uhlíka sa menil v závislosti od veľkostnej frakcie agregátov a lokality. Vo väčších vodoodolných makroagregátoch černozemí bol stanovený vyšší obsah uhlíka (frakcia >3mm priemer=1,81±0,23% C_{ox}). Zaujec, Chlpík (2002) stanovili v černozemi najvyšší obsah organického uhlíka vo vodoodolných agregátoch vo frakcii 0,25-0,5 mm, kým Zaujec et al. (2001) v hnedozemiach lesných, ale i obrábaných pôd stanovili najvyšší obsah celkového a labilného uhlíka vo vodoodolných makroagregátoch 2-3 mm. Tak ako sa menil obsah celkového uhlíka, menil sa i obsah labilného uhlíka vo frakciách vodoodolných makroagregátov. Najväčší obsah labilného uhlíka v orných pôdach (3149 $mg.kg^{-1}$) bol vo frakcii 0,25-0,5 mm v lokalite Svätoplukovo.

Používaným a dôležitým parametrom kvality pôdnej štruktúry je vážený priemer agregátov väčších ako 0,25 mm (MWD_{250}). Medzi indexmi stability a kvantitou a kvalitou pôdnej organickej hmoty vo frakciách vodoodolných agregátov černozemí sme nezistili lineárnu závislosť. Vypočítané hodnoty MWD_{250} však pozitívne korelovali s obsahmi celkového a labilného uhlíka vo frakciách vodoodolných agregátov. Bronick, Lal (2005) však zistili vysokú korelačnú závislosť medzi MWD a pôdnym organickým uhlíkom. Medzi parametrami charakterizujúcimi pôdnu štruktúru (K, MWD_{250} štruktúrnych agregátov, Kv, Sw, MWD_{250} - WSA) černozemí a celkovým obsahom organického uhlíka v orniciach nebola zistená štatisticky preukazná lineárna závislosť (Šimanský et al., 2006). V orných pôdach v pôdnych profiloch bolo vyrovnané zrnitostné zloženie a s hĺbkou sa menilo len nepatrne, s výnimkou hnedozemných až luvizemných subtypov (Borovce, Drážovce, Nové Sady).
V pôde pod lesným porastom bola pôda kyslej reakcie a zrnitostné zloženie sa výrazne menilo, zastúpenie ílových častíc (<0,001mm) narastajúcou hĺbkou vzrastalo. Obsah a distribúcia organického uhlíka v hodnotených pôdach bol rozdielny. Najvyšší obsah organického uhlíka bol stanovený v pôde pod lesným porastom v Bábe (chránená prírodná rezervácia, pôvodný dubovo-hrabový porast), ale v nižšej kvalite (Szombathová, 1999), kým v ornej pôde bol obsah organického uhlíka bol nižší, ale s vyššou kvalitou humusových látok. Lesná pôda mala priaznivejšie fyzikálne vlastnosti, boli stanovené nižšie hodnoty objemovej hmotnosti oproti obrábanej pôde. To sme potvrdili rozborom pôdnej štruktúry v lokalite Báb, kde v povrchových vrstvách (0-0,2 m), v zastúpení mikroagregátov (preosievanie za sucha) sme síce zistili len malý rozdiel (5,2% u obrábanej pôdy, 6,4% v lesnej pôde, po odlesnení iba 2,8% ale 10,4% v záhrade). Boli vypočítané hodnoty MWD_d a možno ich zoradiť do poradia odlesnená plocha > orná pôda > záhrada > les (tab. 5). Podľa Revuta vypočítaná hodnota bola jednoznačne najnižšia a teda i najhoršia v záhrade.

Tab. 5 Štruktúrne agregáty po preosiatí za sucha (%) – lokalita Báb 2007

Využitie pôdy	>0,25mm	<0,25mm	MWD_d	K -Revut	Kv
les	93,6	6.4	1,67	10,3	0,78
odlesnené	97,3	2.8	2,52	13,3	1,39
orná pôda	94,8	5.2	2,09	9,1	3,81
záhrada	89,6	10,4	1,83	5,5	3,73

Zastúpenie vodoodolných makroagregátov bolo výrazne vyššie v lesnej pôde, kde sme stanovili obsah mikroagrerátov len 7,6 %, kým v ornej pôde 43 %. V ornej pôde a v záhrade prevažovalo zastúpenie zrnitostne menších frakcií vodoodolných agregátov a najvyššie zastúpená bola frakcia od 1-0,25 mm (tab. 6, 7). V lesnej pôde zastúpenie frakcie 0,25-1 mm bolo výrazne nižšie a ich zastúpenie rástlo veľkosťou agregátových frakcií od 1mm vyššie. Na odlesnenej ploche došlo k výraznému zhoršeniu pôdnej štruktúry a zníženiu zastúpenia všetkých makroagregátov okrem frakcie 5-3mm. Hodnoty MWD vodoodolných agregátov poukazujú na negatívny antropický vplyv na pôdnu štruktúru, keď odlesnením dochádza k stratám pôdnej organickej hmoty poklesu obsahu WSA, ich MWD i indexu stability Sw (tab. 7).

Tab. 6 Štruktúrne agregáty po preosiatí vo vode - WSA (%) lokalita Báb 2007

Využitie pôdy	>5	5-3	3-2	2-1	1–0,5	0,5-0,25	<0,25 mm
les	19,3	17,8	19,2	20,2	11,6	4,4	7,6
odlesnené	14,3	21,2	15,1	11,9	8,1	4,2	25,3
orná pôda	2,0	3,5	6,0	9,6	16,4	19.6	43,0
záhrada	2,2	2,3	1,96	4,2	37,7	16,6	35,0

Tab. 7 Štruktúrne agregáty po preosiatí vo vode - WSA (%), lokalita Báb 2007

Využitie pôdy	%WSA >0,25	<0,25mm	MWD_w	Sw	Cox (%)
les	92,4	7,6	2,15	1,17	3,47
odlesnené	74,7	25,3	1,82	0,96	3,26
orná pôda	57,0	43,0	0,55	0,70	1,55
záhrada	65,0	35,0	0,49	0,76	1,50

Zistenia poukazujú na význam fyzikálne chránenej organickej hmoty pôd v pôdnych agregátoch a skutočnosť, že kultiváciou spôsobené narušenie prirodzeného uloženia pôdy vedie k urýchleniu procesov jej rozkladu a poklesu celkového obsahu i labilnej formy organického uhlíka. Výsledkom kultivácie je výrazný pokles obsahu humusu v pôdach, zníženie zastúpenia vodoodolných agregátov a pokles hodnôt indexu štrukturálnej stability.
V bilancii hnojenia pôd organickými hnojivami sa odhaduje najmenej 30%-ný deficit, z hľadiska potreby vstupov organických látok do pôd, pre udržanie optimálnej rovnováhy. Deficit organických a minerálnych hnojív, nesprávne striedanie plodín, nekvalitné spracovanie pôdy, to spolu s eróziou, kompakciou, acidifikáciou a znečistením zhoršuje život v pôde a bioenergetický potenciál našich černozemí.

Záver

Černozeme sa prejavili vysokou variabilitou pôdnej štruktúry, v porovnaní s ich textúrou, ktorá bola priaznivá s výnimkou lokality Dúlovce. Výrazné rozdiely sme zistili v hodnotách obsahov celkového a labilného organického uhlíka. Hodnoty celkového organického uhlíka boli vo väčšine sledovaných černozemí nižšie než limitné hodnoty obsahov organického uhlíka vypočítané z pôdnej textúry. Najkvalitnejšia pôdna štruktúra s vysokým obsahom vodoodolných makroagregátov, hodnotami MWD i indexmi stability Sw bola zistená pod lesným dubovo-hrabovým pôvodným porastom. Odlesnením sa už po roku výrazne smerom k horšiemu menia parametre charakterizujúce pôdnu štruktúru. Intenzívne obrábané černozeme využívané ako orná pôda či záhrada sa vyznačovali polovičným obsahom organického uhlíka, nízkymi hodnotami MWD a Sw a zhoršenými fyzikálnymi, chemickými i biologickými vlastnosťami.

Poďakovanie

Práca vznikla za finančnej podpory riešených projektov VEGA 2/7132/27 a VEGA 1/4432/0.7

Literatúra

BARANČÍKOVÁ, G., 2002: Zhodnotenie jednotlivých frakcií organického uhlíka na vybraných pôdnych typoch základnej siete monitoringu pôd SR. In: Agrochémia, 42, 2002, 4, s. 6-9.

BEARE, M. H. et al., 1994: Aggregate-protected and unprotected organic matter pools in conventional and no-tillage soils. In: Soil Sci Soc Am J., 1994, 58 s. 787-795.

BIELEK, P., 1998: Dusík v poľnohospodárskych pôdach Slovenska, Bratislava: VÚPÚ, 255s.

BLAIR, G.J., BLAIR, N., LEFROY, R.D.B., CONTEH, A., DANIEL, H., 1997: Relationships between $KMnO_4$ Oxidizable C and Soil Aggregate Stability and the Derivation of a Carbon Management Index. In: The role of humic substances in the ecosystems and in environmental protection. Wroclaw : PTHS, 1997, s. 227-232

BORŮVKA, L., VALLA, M., DONÁTOVÁ, H., NĚMEČEK, K., 2002: Vulnerability of soil aggregates in relation to soil properties. In: Rostlinná výroba, 48, 2002, 8, s. 329-334.

BRONICK, C. J., Lal, R., 2005: Soil structure and management: a review. In: Geoderma, 2005, 124, s. 3-22.
CONTEH, A., BlAIR, G.J., LEFROY, R., WHITBREAD, A., 1999: Labile organic carbon determined by permanganate oxidation and its relationships to other measurements of soil organic carbon. In: Humic Subst. Environ., 1, 1999, 1, s. 3-15.
FECENKO, J., LOŽEK, O., 2000: Výživa a hnojenie poľných plodín. Nitra, 2000. 452 s.
FULAJTÁR, E., 1986: Fyzikálne vlastnosti pôd Slovenska, ich úprava a využitie. Bratislava, Veda, 156 s.
HÉNIN, S., GRAS, R., JUNGERIUS, P.D., 1969: Le profil cultural: I´état psysique du so let ses consequences agronomiques. Paris : Masson, 1969.
HRAŠKO, J. et al., 1962: Rozbory pôd. Bratislava : SVPL, 1962.
HRAŠKO, J. – BEDRNA, Z. (1988): Aplikované pôdoznalectvo. Bratislava, Príroda, 474 s.
KOZÁK, J. et al., 2002: Pedologie. 1. vyd. Praha : ČZU, 2002. 132 s.
KÖRSCHENS, M., 1980: Die Abhängigkeit der organischen Bodennsubstanz von Standort-faktoren und acker- und pflanzenbaulichen Massnahmen, ihre Beziehung zu Boden-eigenschaften und Ertrag sowie Gehalt des Bodens an organischer Substanz. (Promotionsarbeit). Akademie der Landwirtschaftswissenschaften, NDR 1980.
KUBÁT, J., VESELÝ, L., 1986: Další možnosti stanovení rozložitelné části humusu v různych půdach. Rostlinná výroba, 32 (LIX), 1986, č.6, s.643-648.
LOGINOW, W., WIŚNIEWSKI, W., GONET, S., CIEŚCIŃSKA, B., 1993: Testowa metoda podatności na utlenianie materii organicznej gleb. In: Zsesyty problemowe podstepów nauk rolniczych z. 411. Bydgoszcz, Bydgoszcz : ATR, 1993, s. 207-212.
MARTENS, D.A., 2000: Plant residue biochemistry regulates soil carbon cycling and carbon sequestration. In: Soil Biol. Biochem., 2000, 32, s. 361-369.
REHÁK, Š., JÁNSKY, L., 2000: Fyzika pôdy I. Základné fyzikálne vlastnosti pôdy. Bratislava, UK, s. 103.
REVUT, I.B., 1964: Obosnovanije novogo metoda opredelanija vodopročnosti počvennych makroagregatov. In: Sb. rabot. po met. issledovanij v oblasti fiziky počv. Leningrad, 1964.
SISÁK, P., 1994: Študium vplyvu rôznych sústav hospodárenia na mikroagregátové zloženie a vodoodolnosť štruktúrnych agregátov hnedozeme. In: Nové poznatky zvyšovania produkčnej schopnosti pôd. Nitra : VŠP a VÚPÚ, 1994, s. 53-56.
SOTÁKOVÁ, S., 1982: Organická hmota a úrodnosť pôdy. Bratislava : Príroda, 1982. 234 s.
SZOMBATHOVÁ, N., 1999: Humusové látky pôd ako ukazovateľ zmien prebiehajúcich v ekosystémoch. Dizertačná práca. Nitra : SPU, 1999. 103 s.
ŠIMANSKÝ, V., TOBIAŠOVÁ, E., ZAUJEC, A., 2007: Vplyv obrábania na stabilitu pôdnej štruktúry vo vzťahu ku kvantite a kvalite pôdnej organickej hmoty. In: Agrochémia, roč. 11(47), č.1/2007, s.27-30.
ŠIMANSKÝ, V., ZAUJEC, A., CHLPÍK, J., MRAŽÍKOVÁ, M., 2006: Pôdna štruktúra černozemí Podunajskej nížiny. In: Pedogeneze a kvalitativní změny půd v podmínkách přírodních a antropicky ovlivnených území, UP Olomouc a Česká pedologická společnost, 2006, s. 355-358.
TISDALL, J.M., OADES, J.M., 1982: Organic matter and water-stable aggregates in soils. In: J. Soil. Sci., 1982, 33, s. 141-163.
ZAUJEC, A., 2000: Indikátory kvality pôdy – stabilita agregátov a pôdna organická hmota. In: Enviro Nitra, 2000. FZKI SPU Nitra a MŽP SR Bratislava, 2000, s.261-264.
ZAUJEC, A., TOBIAŠOVÁ, E., SZOMBATHOVÁ, N., 2001: Soil organic matter and aggregates stability. In: Humic Substances in Ecosystems 4. Bratislava: VÚPÚ, 2001, s. 161-164.
ZAUJEC, A., CHLPÍK, J., 2002: Stabilita agregátov a pôdny humus. In: Prvé pôdoznalecké dni v SR. Bratislava: VÚPOP, 2002, s. 469-474.
ZAUJEC, A., ŠIMANSKÝ, V., 2006: Vplyv biostimulátorov rozkladu rastlinných zvyškov na pôdnu štruktúru a organickú hmotu pôdy. Vyd. ES SPU Nitra, 2006, 112s.

ŠPECIFICKÉ POSTAVENIE PÔDY V POVODIACH VODÁRENSKÝCH NÁDRŽÍ NA SLOVENSKU

SPECIFIC POSITION OF SOIL AT DRINKING WATER RESERVOIRS RIVER BASINS IN SLOVAKIA

Ľubica Zaušková

Katedra krajinnej ekológie, Fakulta prírodných vied - Univerzita Mateja Bela, 974 01 Banská Bystrica, Slovenská republika, e-mail: l.zauskova@seznam.cz

Abstrakt

Pôda predstavuje prírodný potenciál a existenčnú podmienku pre prevažujúcu lesnícku a poľnohospodársku činnosť v povodiach vodárenských nádrží (VN). Táto súčasne pôdu ohrozuje, ale i degraduje a devastuje. Dochádza k spätnému negatívnemu ovplyvneniu najmä tých funkcií - poľnohospodárskej a lesnej krajiny, ktoré sú významné vo vzťahu k existencii VN. Narušením plnenia pôdoochranných funkcií lesa (najmä protieróznej, protizosuvnej a brehoochrannej), resp. protieróznej funkcie trvalých trávnych porastov, samotná pôda sa stáva ohrozením pre VN. Akumulácia pôdneho materiálu vo VN znižuje jej životnosť a dochádza v nej aj k zvýšeniu koncentrácie živín (N, P), ktoré podmienia proces eutrofizácie, ako vážneho problému vodných zdrojov z hľadiska ich vodárenského využitia. Pôda v našich klimatických podmienkach predstavuje veľmi pomaly obnoviteľný prírodný zdroj a starostlivosť o jej úrodnosť je jedným z princípov trvalosti lesa, ktorý je základným predpokladom toho, aby les bol trvale schopný čo najlepšie plniť mimoprodukčné a hospodárske funkcie.

Kľúčové slová: pôda, vodárenské nádrže, funkcie lesov, ekologické problémy

Abstract

Soil presents a natural potential and existence requisition for predominating forest management and agricultural activities in river basin, that also threats, degrades and devastates soil. Subsequently it leads to reverse negative affecting of particularly those functions of agricultural and forest landscape, that are significant to relation with drinking water reservoir (DWR). By disruption of forest soil-protecting functions (particularly anti-erosion, anti-sliding and shore-protecting), or anti-erosion function of permanent grasslands, soil itself became a threat for DWR. Accumulation of soil material in DWR leads to decreasing of its lifetime and during several decades could lead to its dis-functioning. There is also a nutrients (N, P) increasing in DWR, that creates a good conditions for eutrophization, as a serious problem of water resources from their usage standpoint. Soil in our climate conditions presents very slowly renewable natural source and its fertility care is one of forest steadiness principle, which is a base condition for the best fulfilling of forest non-productive and productive functions.

Key words: soil, drinking water reservoirs, forest functions, ecological problems

Vodárenské nádrže – významný alternatívny zdroj pitnej vody

Zdrojmi povrchových vôd, ktoré sú využívané ako zdroje pitnej vody, sú predovšetkým vodárenské nádrže (VN) ako veľkokapacitné zdroje a odbery z vodárenských tokov, ktoré majú menšiu kapacitu. Pokiaľ VN sú perspektívnymi zdrojmi, odbery z tokov bude potrebné nahradiť z hygienických dôvodov inými zdrojmi. Priame odbery z povrchových tokov sú

potláčané do úzadia. Odbery z vodárenských tokov využívané na zásobovanie pitnou vodou tvoria 4 % (Iványiová, 2000) z celkového množstva využívaných zdrojov SR.
VN sa začali budovať na strednom a východnom Slovensku v súvislosti s budovaním vodovodov a s ich nedostatočným zásobovaním zdrojmi podzemných vôd. VN (väčšinou aj v kombinácii s významnými prameňmi podzemných vôd) vytvorili nielen veľkozdroje pitnej vody, ale svojou lokalizáciou vo väčších nadmorských výškach sa mohli efektívne využiť ako najlacnejší spôsob dodávky vody spotrebiteľovi - gravitačným vodovodným systémom. Tým sa umožnilo rozšírenie vodovodov do nových spotrebísk, ktoré nemali vlastný vodný zdroj. Ich napojením vznikali skupinové vodovody, ktoré nadobudli miestami charakter veľkých vodovodných sústav, prípadne nadregionálnych vodárenských systémov (Elek, 2000).
V súčasnosti je na Slovensku 8 vodárenských nádrží (tab.1, obr. 1), ktorých hlavným účelom je zabezpečenie dodávky pitnej vody na hromadné zásobovanie obyvateľstva severného, stredného a východného Slovenska.
V najnepriaznivejších suchých obdobiach, v čase poklesu výdatnosti podzemných vodných zdrojov, sú schopné tieto VN poskytnúť asi 4000 $l.s^{-1}$ (Generel ochrany a racionálneho využívania vôd, 2002) kvalitnej pitnej vody s najvyššou zabezpečenosťou dodávky vody. V súčasnosti sa VN podieľajú 22 % na celkových vodných zdrojoch pre obyvateľov východoslovenského regiónu a 29 % na území Banskobystrického kraja (Elek, 2000). Ich terajšie nižšie využitie nesvedčí o ich prebytočnosti, ale o znížení rozvoja vodovodov.
Zabezpečenie obyvateľstva dostatočným množstvom kvalitnej pitnej vody patrí k prioritným cieľom slovenskej vodohospodárskej politiky. V súčasnosti (stav k r. 2002) je 83,6 % obyvateľov SR zásobovaných vodou z verejných vodovodov a výhľadovo podľa koncepcie do roku 2015 až na 92,9 % s cieľom postupne sa priblížiť na úroveň štátov EÚ. Vo Francúzsku, Veľkej Británii, Belgicku, Holandsku a Švajčiarsku je až 98 % obyvateľov zásobovaných z verejných vodovodov (Iványová, 2000).
Zásobovanie obyvateľstva vodou z verejných vodovodov je v rámci SR veľmi nerovnomerné. Asi 1/3 (cca 940) obcí z celkového počtu nemá verejný vodovod a z nich viac ako polovica (takmer 500) sa nachádza na východnom Slovensku. Na juhu Banskobystrického kraja nemá vybudovaný verejný vodovod takmer 50 % obcí.
Vzhľadom na ďalší nutný rozvoj vodovodov, ako aj vplyv klimatických zmien na výdatnosť prameňov a taktiež v súvislosti s ich kvalitatívnou ohrozenosťou a vzhľadom na potrebu rešpektovať ekologické limity (množstvo vody, ktoré musí zostať v zdroji), patria VN k významným alternatívnym zdrojom pitnej vody.

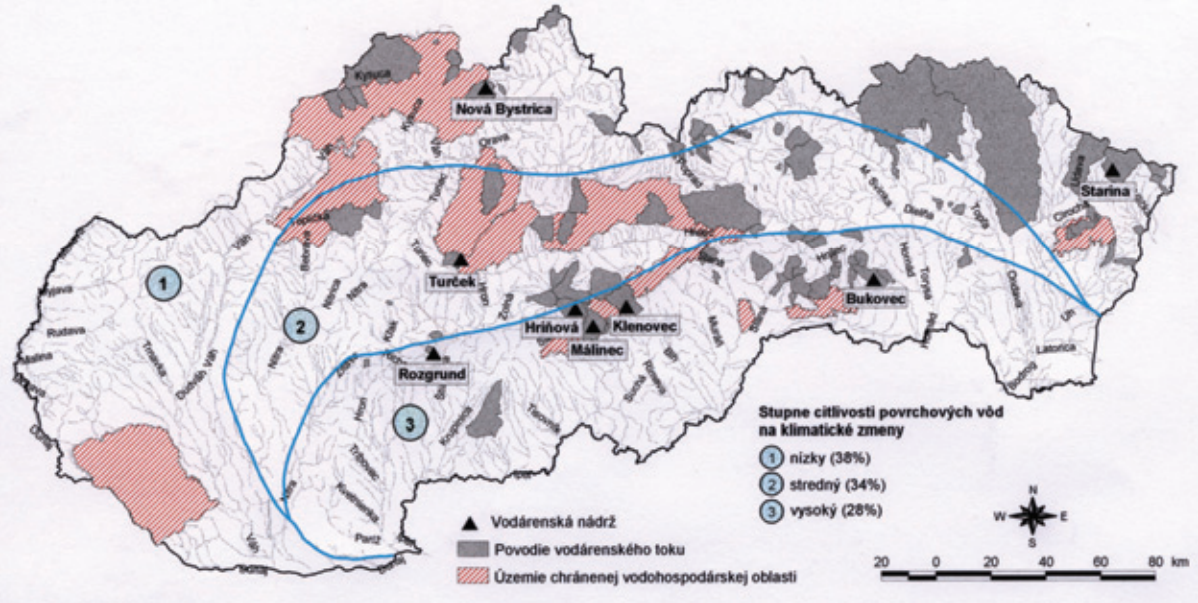
Tab. 1 Prehľad o parametroch vodárenských nádrží na území SR (podľa Generelu ochrany a racionálneho využívania vôd, 2002)

P. č.	Názov	Vodný tok	Povodie	Celkový objem V_z v mil. m^3	Odoberaná voda v $l.s^{-1}$		Rok ukončenia výstavby
					Projekt. max.	Skutočnosť	
1.	Rozgrund	Vyhniansky potok	Hron	0,5	15	14	1744*)
2.	Hriňová	Slatina	Hron	7,6	325	262	1965
3.	Klenovec	Klenovecká Rimava	Slaná	6,7	460	284	1974
4.	Bukovec II.	Ida	Bodva	21,4	600	410	1976
5.	Stariná	Cirocha	Bodrog	47,0	1 000	500-700	1988
6.	Nová Bystrica	Bystrica	Váh	31,6	700	250-350	1989
7.	Málinec	Ipeľ	Ipeľ	21,5	450	200-360	1993
8.	Turček	Turiec	Váh	9,9	500	220	1998
Spolu				146,2	4 049	2140-2550	

*) vznikla ako banskoštiavnický tajch na pohon banských diel

Zásobovanie obyvateľstva vodou z verejných vodovodov je v rámci SR veľmi nerovnomerné. Asi 1/3 (cca 940) obcí z celkového počtu nemá verejný vodovod a z nich viac ako polovica (takmer 500) sa nachádza na východnom Slovensku. Na juhu Banskobystrického kraja nemá vybudovaný verejný vodovod takmer 50 % obcí.
Vzhľadom na ďalší nutný rozvoj vodovodov, ako aj vplyv klimatických zmien na výdatnosť prameňov a taktiež v súvislosti s ich kvalitatívnou ohrozenosťou a vzhľadom na potrebu rešpektovať ekologické limity (množstvo vody, ktoré musí zostať v zdroji), patria VN k významným alternatívnym zdrojom pitnej vody.

Obr.1 Chránené vodohospodárske oblasti, povodia vodárenských tokov a vodárenské nádrže v SR a citlivosť povrchových vôd na klimatické zmeny
(spracované podľa VÚVH, 2003 a SHMÚ, 1997)



Kľúčová úloha lesa v povodiach vodárenských nádrží

Vodárenské nádrže na Slovensku sa vyznačujú vysokou lesnatosťou (tab. 2) - v priemere až 82,90 % (Zaušková, 2005). Les má významné postavenie v ich povodiach, a to nielen z hľadiska percentuálneho zastúpenia v súčasnej krajinnej štruktúre, ale predovšetkým z hľadiska pozitívneho vplyvu na vodný režim krajiny a následne aj na povrchové zdroje pitnej vody. Ide o hydrické funkcie lesa, resp. v širšom ponímaní o jeho vodohospodárske funkcie. Termínom „hydrický“ sa rozumie prirodzene, samočinne pôsobiaci vplyv lesa na vodu v krajine, zatiaľ čo termín „vodohospodárska funkcia lesa“ nesie v sebe informáciu o tom, že človek zámerne ovplyvňuje les obhospodarovaním tak, aby tento plnil požadovanú funkciu vo vzťahu k vode (Krečmer, 1969, Papánek, 1978, Midriak et al., 1981, Valtýni, 1997 a i.). Samovoľná hydrická funkcia lesa je podľa Krečmera (1985) vo svojich parametroch náhodná vo vzťahu ku spoločenskej potrebe v území. Môže totiž vznikať len s vlastnosťami, ktoré zodpovedajú určitému stavu lesa vzhľadom na technické a ekonomické podmienky hospodárenia. Vo vodohospodárskych dôležitých územiach tak nemôže byť pokrytá spoločenská potreba špecifických účinkov lesného pôdneho fondu na vodu a vodný režim.
V obidvoch prípadoch (hydrická aj vodohospodárska funkcia lesa) ide o vplyv lesa na vyrovnanie odtoku vody z povodia (vodoregulačná funkcia), tvorbu vodných zdrojov (akumulačná funkcia), na vodnosť tokov a kvalitu odtekajúcej vody.
Vodoregulačná funkcia lesa zabezpečuje vyrovnanie odtoku vody z povodia. Podstata plnenia tejto funkcie lesa spočíva v tom, že časť zrážok sa zachytáva a odparí vo forme

intercepcie v korunách stromov, krovín a inej vegetácie. Pritom aj tá časť zrážok, ktorá sa dostane na povrch, odteká pomalšie kvôli väčšej drsnosti povrchu a nadložnému humusu v porastoch. Takto zasakuje viacej vody do pôdy a povrchový odtok (ktorý sa takmer úplne v lesných porastoch premieňa na podpovrchový a podzemný – Midriak, 1993), nedosahuje už v takom rozsahu vodný tok, čím eliminuje možnosť vytvorenia povodňových vĺn (Valtýni, 2001). Ak uvažujeme podľa Valtýniho (2000) s reálnou kapacitou pôdy pre vodu z jednej kritickej zrážky 20 až 30 mm, akumuláciou zrážkovej vody na pôdnom povrchu v množstve 5 až 7 mm a intercepciou 3 až 5 mm, maximálnu retenčnú kapacitu lesného ekosystému môžeme odhadnúť na 30 - 40 mm zrážkovej vody. Pri tejto funkcii ide o priaznivý vplyv lesných porastov na zníženie maximálnych a zvýšenie minimálnych odtokov. Vyrovnávací regulačný účinok lesa znižuje výšku povodňových vĺn, zmenšuje častosť ich výskytu a znižuje tak škody, ktoré povodne v intravilánoch obcí alebo vo voľnej krajine spôsobujú.

Tab. 2 Vodárenské nádrže v Slovenskej republike (podľa Generelu ochrany a racionálneho využívania vôd, 2002, a Zauškovej, 2005)

Vodárenská nádrž	Plocha (km^2)			Lesnatosť %
	Celkom	Poľnohospodárska	Lesná	
Bukovec	51,03	5,12	45,91	89,97
Hriňová	70,58	9,61	60,97	86,38
Klenovec	92,12	26,90	65,22	70,80
Málinec	77,63	33,46	44,17	56,90
Nová Bystrica	58,52	5,39	53,13	90,79
Rozgrund	3,36	0,47	2,89	86,01
Stariná	120,45	4,99	115,46	95,86
Turček	28,96	-	28,96	100,0
Spolu	**502,65**	**85,94**	**416,71**	**Ø 82,90**

Akumulačnú funkciu les plní najmä tým, že ovplyvňuje zvýšenú tvorbu horizontálnych zrážok, kladne ovplyvňuje výpar (fyzikálny výpar znižuje a fyziologický výpar zvyšuje) a zvýšenou infiltráciou prispieva k tvorbe podzemných vôd. Les tým, že znižuje povrchový odtok a transportuje značnú časť vody do podzemia, priaznivo ovplyvňuje tvorbu jej podzemných zdrojov. Vplyv lesa na vodnosť tokov, teda na priemerný špecifický odtok, je odrazom celkového vplyvu lesa na vodnú bilanciu v krajine (Zachar et al., 1984). Vo väčšine prípadov sa vodnosť riek pri väčších povodiach s vyššou lesnatosťou zvyšuje. Tento jav nemožno vždy pozorovať v malých povodiach – čím je povodie menšie, tým je aj odtok vody so stúpajúcou lesnatosťou relatívne menší (Valtýni, 1980, 1986), najmä kvôli tomu, že časť podpovrchového odtoku sa dostane do toku v jeho nižšom úseku. Odtok povodia súčasne ovplyvňujú viaceré odtokové činitele. Okrem lesnatosti povodia významná je aj klimatická charakteristika (najmä vzťah medzi priemerným ročným zrážkovým úhrnom a priemernou teplotou vzduchu) a hydrologické vlastnosti podložia. Zmenou lesnatosti povodia je najvýraznejšie ovplyvnený maximálny špecifický odtok vo flyšovej oblasti.

Vplyv lesa na kvalitu a hygienu vody (vodoochranná funkcia) súvisí jednak s pozitívnym transformačným vplyvom lesa, pri ktorom sa povrchový odtok transformuje na odtok podpovrchový a podzemný a jednak s jeho vplyvom na geochemizmus vody a na obsah mikrobiocídnych látok. Plnenie hydrických funkcií lesa závisí okrem prírodných podmienok abiokomplexu krajiny najmä od drevinového zloženia, vekovej a priestorovej štruktúry porastov, od hrúbky a kvality humusu, ktoré je výsledkom hospodárenia v lese v závislosti od kategórie lesov (lesy ochranné, lesy osobitého určenia, lesy hospodárske), hospodárskeho spôsobu a jeho formy ako aj výchovy lesných porastov.

S hydrickými funkciami lesa úzko súvisí protierózna funkcia lesa. Z hľadiska ochrany pôdy, predovšetkým proti erózii vplyvom povrchového odtoku, má nepochybne významný vplyv les. Svedčí o tom aj fakt, že celkové reálne pôdne straty z nenarušeného povrchu lesných ekosystémov Slovenska vplyvom tohto činiteľa tvoria približne len 0,74 % (čiže nedosahujú ani 1 %!) potenciálneho odnosu pôdy (Midriak,1993, Zaušková, 2001, Midriak, Zaušková, 2004) a povrchový odtok, ktorý ich spôsobuje, sa zníži podľa citovaného autora v priemere až na 0,99 % (ihličnatý les), resp. 1,52 % (listnatý les) z ročnej sumy zrážok na voľnej ploche. (K podobným výsledkom o povrchovom odtoku v smrekových a bukových lesných porastoch v Českej republike dospel aj Kantor, 1984). Pri rovnakých ostatných podmienkach je erózia pod lesom sto- až tisíckrát menšia ako na kukuričnom, resp. zemiakovom poli (Šály, Midriak, 1998).

Z uvedeného vyplýva, že lesné porasty (s nenarušeným povrchom!) na Slovensku majú veľmi vysoký protierózny funkčný potenciál. Tento je podmienený nielen vhodnou druhovou, vekovou a priestorovou rozrôznenosťou lesných porastov, ale predovšetkým nadložným humusom, ktorý je nielen termicky, ale aj hydricky veľmi účinný faktor. S hrúbkou nadložného humusu sa výrazne znižuje povrchový odtok v lese, pričom pri hrúbke 5 až 6 cm klesá takmer na nulovú hodnotu (Midriak, 1988), čo vplýva aj na zníženie vodnoeróznych pôdnych strát. Z hľadiska erodovateľnosti pôd nemožno zabudnúť ani na bylinnú synúziu, ktorá má na ploche lesov pokryvnosť 30 – 100 %.

Vyššie uvedeným konštatovaním možno vysvetliť fakt, že aj napriek tomu, že na lesnom pôdnom fonde SR prevláda podľa Midriaka (1993) 4. stupeň potenciálnej erózie vplyvom povrchovo tečúcej vody – silná intenzita (s priemerným možným ročným odnosom pôdy 2,63 mm, teda 26,3 $m^3 . ha^{-1} . r^{-1}$, čo je približne 20 – 30 t . $ha^{-1} . r^{-1}$ a 97,1 % lesného pôdneho fondu je ohrozené akútnou eróziou (s potenciálnym odnosom pôdy 5 m^3 z 1 ha za rok, t.j. 0,5 mm $.r^{-1}$), reálne pôdne straty v lese sú veľmi nízke až zanedbateľné.

Špecifické postavenie pôdy v povodiach vodárenských nádrží

Pôda predstavuje prírodný potenciál a existenčnú podmienku pre prevažujúcu lesnícku a poľnohospodársku činnosť v povodí, ktorá súčasne pôdu ohrozuje, ale i degraduje a devastuje. Následne dochádza k spätnému negatívnemu ovplyvneniu najmä tých funkcií - poľnohospodárskej a lesnej krajiny, ktoré sú významné vo vzťahu k existencii VN. Narušením plnenia pôdoochranných funkcií lesa (najmä protieróznej, protizosuvnej a brehoochrannej), resp. protieróznej funkcie trvalých trávnych porastov, samotná pôda sa stáva ohrozením pre VN. Akumulácia pôdneho materiálu vo VN znižuje jej životnosť a v priebehu niekoľko desiatok rokov môže viesť k jej znefunkčneniu. Vo VN dochádza aj k zvýšeniu koncentrácie živín (N, P), ktoré podmienia proces eutrofizácie (Chiras, 1991), ako vážneho problému vodných zdrojov z hľadiska ich vodárenského využitia (Jánský, Valtýni, Omura, 1994). Zvyšovanie koncentrácie živín a teploty, ako aj intenzity osvetlenia, podmieňuje rozvoj autotrofných organizmov (riasy, sinice), ktoré majú schopnosť fotosyntézy. Úmerne s narastaním množstva mikroorganizmov sa znižuje priehľadnosť vody a zvyšuje sa koncentrácia chlorofylu vo vode. Podľa nej sa posudzuje vhodnosť vody na vodárenské využitie. Taktiež je významné narušenie ďalších funkcií lesa (regulačnej, akumulačnej, hygienickej) v spojitosti s pôdou - najmä jej mimoprodukčnými funkciami, vo vzťahu ku kvalite a kvantite vody vo VN. Vzhľadom na to, že zdrojom oboch najvýznamnejších biogénnych prvkov je okrem odpadových vôd aj erózny splach z poľnohospodárskej a lesnej pôdy, narastá význam % lesnatosti povodia. Filtračný účinok lesných porastov môže chrániť vodné zdroje nielen pred zvýšeným prísunom živín, ale aj pred pesticídmi a ťažkými kovmi (Valtýni, 1986, Ahlf, Főrstner, 2001).

Ekologické problémy v povodiach VN

V povodiach VN by malo ísť o cielenú podporu vopred uvedených funkcií lesa prostredníctvom zakladania, výchovy a obnovy lesných porastov. Tieto funkcie sú však zabezpečované len v bezprostrednej blízkosti VN v ochrannom pásme (OP) vodárenského zdroja 1. stupňa, v ktorom drevoprodukčná funkcia ustupuje do úzadia. Lesy v OP 1. stupňa tvoria na Slovensku v priemere menej ako 1 % v povodiach VN. Na OP 1. stupňa nadväzuje OP 2. a 3. stupňa, pričom lesné porasty v nich sú zaradené prevažne do kategórie hospodárskych lesov s prvoradou produkčnou funkciou. V nich prebieha intenzívna lesnícka hospodárska činnosť, ktorá negatívne ovplyvňuje plnenie hydrických funkcií lesa, vrátane jeho protieróznej funkcie. Funkčné typy lesa, v ktorých sú cielene ovplyvňované hydrické funkcie, tvoria z funkčných typov lesa na Slovensku len 13,48 % (Konôpka, Konôpka, 2000), pričom funkčné typy s prvoradou vodohospodárskou, brehoochrannou a vodoochrannou funkciou zaberajú len 5,48 %.

Povodia VN, predovšetkým v OP 2. a 3. stupňa, sú stretom záujmov viacerých odvetví (lesníctvo, poľnohospodárstvo, vodné hospodárstvo a ochrana prírody). Tieto vyúsťujú do ekologických problémov, ktoré majú charakter ohrozenia prírodných zdrojov, predovšetkým vody, ale aj pôdy a lesa, pričom ohrozenia navzájom súvisia, resp. sa vzájomne podmieňujú.

Stresové faktory, ktoré vyplývajú z poľnohospodárskej a lesníckej činnosti (Bielek et al., 1991), ako napr. používanie priemyselných hnojív, pesticídov, priesaky exkrementov, silážnych štiav, unikajúce ropné produkty z mechanizmov, budovanie lesnej cestnej siete - predovšetkým ciest s nespevneným povrchom, vysoká hustota lesnej cestnej siete, uplatňovanie holorubného hospodárskeho spôsobu, približovanie kmeňov ich ťahaním po povrchu pôdy, zvážnic a korytami tokov ap., sú v rozpore so záujmom zabezpečenia dostatočného množstva kvalitnej surovej vody vo VN. Podľa Midriaka et al.(1987) až 99 % všetkých reálnych pôdnych strát (strát zeminy) v lese pochádza zo zemných približovacích ciest a len zvyšok z plochy nenarušeného povrchu pôdy v lesných porastoch. Vplyvom týchto činností, mnohokrát expanzívneho charakteru a nedostatočnej ochrany vodného zdroja, dochádza k negatívnemu ovplyvneniu parametrov surovej vody (fyzikálne, chemické a biologické vlastnosti).

Antropogénnou činnosťou nepriaznivo ovplyvnený stav mnohých povodí, najmä ich pramenných častí, si vyžaduje okrem revitalizácie jednotlivých tokov aj revitalizáciu celého povodia (spomaľovanie odtoku, zvýšenie retenčnej schopnosti krajiny, zníženie možných negatívnych prejavov extrémnych prietokov, protierózne opatrenia a i.) s cieľom presadiť princíp hospodárenia s vodou na celej ploche povodia. To si vyžaduje dôsledné uplatňovanie integrovaného manažmentu povodí VN (Zaušková, 2003a, Lepeška, 2005).

Popri ohrozeniach z lesníckej hospodárskej činnosti a poľnohospodárstva pôsobia v krajine aj prírodné ohrozenia (hazardy). I napriek tomu, že niektorí autori (Forman, Godron, 1986, Sassa, 1992) zaraďujú k prírodným hazardom len rýchle procesy s katastrofickými následkami (silné zemetrasenia, sopečná činnosť, lavíny a p.), len ojedinele aj iné fenomény (napr. Drdoš, 1992), Midriak (1997) považuje za prírodný hazard aj eróziu pôdy vplyvom povrchovo tečúcich vôd, ktorá je v našom miernom páse permanentne sa vyskytujúcim reliéfotvorným procesom a vyvoláva neustále pôdne straty, čím sa stáva postupne limitom trvalo udržateľného rozvoja územia.

Intenzita odnosu pôdy vplyvom vodnoeróznych procesov je na povrchu bez pôdoochrannej účinnej vegetačnej pokrývky a v prípade absencie biologicko-technických protieróznych opatrení takmer vždy väčšia ako intenzita tvorby pôdy. Týmto sa vodná erózia zaraďuje k najvýznamnejším devastačným (podľa niektorých autorov degradačným) procesom tak poľnohospodárskych, ako aj lesných pôd (Zachar, 1970, Midriak, 1975, Kobza, Linkeš, 1997). Z početných analýz vyplýva, že na deštrukcii pôdy v našich prírodných podmienkach sa zúčastňuje v poradí hneď za vodnou eróziou vetrová erózia a zosuny. Vietor sa podieľa na

deštrukcii pôdy aj nepriamo, prostredníctvom vetrových kalamít, najmä v podobe vývratísk (obr. 2). Vietor patrí na Slovensku k najvýznamnejším abiotickým disturbačným faktorom lesných porastov (Konôpka et al., 1999).



Obr. 2 Obnažená pôda po vetrovej kalamite v povodí VN Hriňová (SR)

Záver

Napriek tomu, že sa pôda sústavne vytvára, pôdotvorný proces v našich podmienkach prebieha veľmi pomaly. Demek a Stehlík (1972) podľa rozličných európskych a severoamerických prameňov udávajú priemernú rýchlosť tvorby pôdy 0,2 – 0,4 mm . rok^{-1}, pričom táto kolíše od 0,01 do 1,2 mm. rok^{-1}. Kukal (1983) uvádza intenzitu tvorby pôdy 0,1 mm . rok^{-1} pre podmienky podobné našim. Zachar (1970) taktiež podľa viacerých autorov konštatuje, že intenzita tvorby pôdy v našich podmienkach je 0,026 až 0,13 mm. rok^{-1}, resp. max. 0,2 mm . r^{-1}.

Starostlivosť o lesnú pôdu, resp. jej nenarušovanie je jedným z predpokladov princípu trvalosti lesa. Len les, v ktorom sa uplatňuje princíp trvalosti, umožní zachovať a prirodzene vytvoriť les schopný trvalo a čo najlepšie plniť hydrické, pôdoochranné a hospodárske funkcie a zároveň zabezpečiť dostatok kvalitnej vody vo VN.

Človek nevhodným hospodárením, nerešpektovaním krajinnoekologických limitov narúša princíp trvalosti lesa a spolu s ním aj plnenie jeho funkcií. Preto je potrebné rozpoznať vhodné alebo nevhodné využívanie lesnej krajiny, resp. prípustnú mieru jej využívania, t. j. jej ekologickú únosnosť (Zaušková, 2003b, Zaušková, Lepeška, 2006).

I napriek tomu, že v súčasnosti vodné plánovanie prebieha za vyššej neistoty, než tomu bolo v minulosti, a do budúcna je potrebné počítať s možnou nestacionaritou hydrologických procesov spôsobených zmenou klímy, význam hydrických funkcií lesa a jeho protierózneho pôsobenia v krajine narastá, rovnako ako aj postavenie a úloha lesníctva pri ich cielenom usmerňovaní v integrovanom manažmente povodí vodárenských nádrží.

Poďakovanie

Tento príspevok vznikol ako súčasť riešenia vedeckého grantového projektu KEGA 3/3231/05 „ Únosnosť a využívanie krajiny“.

Literatúra

AHLF, W., FŐRSTNER, U., 2001: Managing contaminated sediments: Improving chemical and biological criteria. Jour. of Soils and Sediments 1, 1, p. 30-36.

BIELEK, P. et al., 1991: Ohrozená pôda. VÚPÚ, Bratislava, 80 s.

DEMEK, J., STEHLÍK, O., 1972: Urychlená eroze půdy – zdroj devastace krajiny a životního prostředí. Životné prostredie, 6, 4, s. 186-191.

DRDOŠ, J., 1992: Prírodné prostredie: zdroje – potenciály – únosnosť – hazardy – riziká. Geograf. čas., 44, 1, s. 30-39.

ELEK, T., 2000: Vodárenské nádrže v SR a ich význam pre zásobovanie vodou. Vodohospodársky spravodajca, 5, s. 14-15.

FORMAN, R.T.T., GODRON, M., 1986: Landscape ecology. John Wiley and Sons, Inc. New York, 619 pp.

Generel ochrany a racionálneho využívania vôd, Ministerstvo pôdohospodárstva, Ministerstvo životného prostredia, Výskumný ústav vodného hospodárstva, 2002

CHIRAS, D.D., 1991: Environmental science: Action for a sustainable future. 3rd ed. The Benjamin/Cummings Publ. Co., Inc., Redwood City, 549 pp.

IVÁNYIOVÁ, L., 2000: Trendy výhľadového zásobovania pitnou vodou. Vodohospodársky spravodajca, 3,s. 17-19.

JÁNSKY, L., VALTÝNI, J., OMURA, H., 1994: Impact of forest cover on sedimentation and water chemistry in small watersheds of Western Carpathians. International symposium on forest hydrology, Tokyo, Japan, 6 pp.

KANTOR, P., 1984: Vodohospodářská funkce horských smrkových a bukových porostů. Lesnictví, 30, 6,s. 471-490.

KOBZA, J., LINKEŠ, V., 1997: Pôda – významná zložka životného prostredia. Enviromagazín 2, 3, s. 20-21.

KONÔPKA, J., KONÔPKA, B., 2000: Diferenciácia zásad ochrany lesov podľa ich funkčného zamerania. Lesnícky časopis, 46, 2, s. 211-221.

KONÔPKA, J. et al., 1999: Analýza vývoja a súčasného stavu lesného hospodárstva Slovenskej republiky (1990-1998). Lesnícke štúdie 55, Príroda, Bratislava, 266 s.

KREČMER, V., 1969: Vodohospodářské vlivy lesů. Studijní informace, ÚVI Praha, 104 s.

KREČMER, V., 1985: K ekonomickému charakteru hydrických funkcií v lesním hospodářství. Vodní hospodářství, 10, s. 299-304.

KUKAL, Z., 1983: Rychlost geologických procesů. Academia, Praha, 280 s.

LEPEŠKA, T., 2005: Základné princípy integrovaného manažmentu povodí, In: Vodohospodársky spravodajca: mesačník pre vodné hospodárstvo a životné prostredie,48, č. 7-8, s. 6-8.

MIDRIAK, R., 1975: Vylišovanie oblastí so zvýšeným záujmom na pôdoochrannom pôsobení lesov v ČSSR. Záverečná správa VÚLH, Zvolen, 109 s. (nepubl.).

MIDRIAK, R., 1988: Anti-erosion function of forest stands in Slovakia. Acta Institut Forest., Zvolen, 7, p. 137-163.

MIDRIAK, R., 1993: Povrchový odtok a erózne pôdne straty v lesných porastoch Slovenska. Acta Facult. Forest., Zvolen, 35, s. 71-86.

MIDRIAK, R., 1997: Ohrozenie povrchu krajiny – limit jej trvalo udržateľného rozvoja. In Midriak, R. (ed.): Trvalo udržateľný rozvoj krajiny. Zbor. ref., TU Zvolen, sekcia č. 8, s. 21-26.

MIDRIAK, R. et al., 1981: Diferencované obhospodarovanie lesa podľa integrovaných funkcií. Lesnícke štúdie, 31, Príroda, Bratislava, 222 s.

MIDRIAK, R. et al., 1987: Obhospodarovanie lesov vo flyšových oblastiach. Lesnícke štúdie 44, Príroda, Bratislava, 160 s.

MIDRIAK, R., ZAUŠKOVÁ, Ľ., 2004: Povrchový odtok z lesa – zdroj mútnosti vo vodárenských nádržiach. In Beseda, I. et al.: Aktuálne problémy kontaminácie životného prostredia z hľadiska toxikológie a ekotoxikológie III. časť. EM DESIGN, FEE TU Zvolen, s. 10-16.

PAPÁNEK, F., 1978: Teória a prax funkčne integrovaného lesného hospodárstva. Lesnícke štúdie 29, Príroda, Bratislava, 218 s.

SASSA, K., 1992: The role of foresters in relation to prevention and control of natural disasters in forestry. IUFRO News – Newsletter IUFRO, S1.04 Natural Disasters, 1, p. 6-12.

ŠÁLY, R., MIDRIAK, R., 1998: Erodovateľnosť lesnej pôdy v Slovenskej republike. In Trvalo udržateľná úrodnosť pôdy a protierózna ochrana. Zbor. ref., VÚPÚ, Bratislava, s. 267-273.
VALTÝNI, J., 1980: Vplyv lesnatosti povodia na odtok. Vodohospodársky časopis, 28, 3, s. 286-297.
VALTÝNI, J., 1986: Vodohospodársky a vodoochranný význam lesa. Lesnícke štúdie 38, Príroda, Bratislava, 68 s.
VALTÝNI, J., 1997: Funkčný potenciál brehových porastov na prítokoch VN Hriňová z územia BR Poľana. In: Midriak, R. a kol.: Racionálne obhospodarovanie a využívanie územia Biosférickej rezervácie Poľana z krajinnoekologických a lesníckoekologických aspektov. 2. čiast. správa vedecko-tech. projektu, FEE TU Zvolen, s. 41-48 (nepubl.).
VALTÝNI, J., 2000: Aplikácia ekológie v lesníckej hydrológii. In: Vološčuk, I. (ed.): Vývoj, súčasný stav a perspektívy aplikovanej ekológie na Slovensku. Ekológia-Lesníctvo-Ochrana prírody, zbor. ref., Zvolen, s. 62-69.
VALTÝNI, J., 2001: Lesy a povodne. Vedecké štúdie 5/2001/A. Techn. univerzita Zvolen, 46 s.
ZAUŠKOVÁ, Ľ., 2001: Povrchový odtok a erózne pôdne straty v lesných porastoch povodia vodárenskej nádrže Hriňová na území Biosférickej rezervácie Poľana. Acta Facultatis Ecologiae 8, Zvolen, s. 49-59.
ZAUŠKOVÁ, Ľ., 2003a: Integrovaný manažment a ekologická únosnosť v povodiach vodárenských nádrží. Vedecké štúdie 4/2003/B. TU vo Zvolene, 85 s. + prezentačné CD.
ZAUŠKOVÁ, Ľ., 2003b: Ecological carrying capacity of forest landscape and soil conservation. (Case study from the catchment of Hriňová Drinking Water Reservoir, the Poľana Biosphere Reserve). Vedecké štúdie 1/2003/A, TU vo Zvolene, 55 p.
ZAUŠKOVÁ, Ľ., 2005: Funkcia lesov a lesníctva v integrovanom manažmente povodí. In Zúbrik,M.(ed.): Problémy a úlohy lesníctva na Slovensku. LVÚ-Zvolen,s.176-183.
ZAUŠKOVÁ, L., LEPEŠKA, T., 2006: Slovakia: Integrated Management and Ecological Carrying Capacity in Hriňová Drinking Water Reservoir. In www.gwpforum.org., 9pp.
ZACHAR, D., 1970: Erózia pôdy. Vyd. SAV, Bratislava, 528 s.
ZACHAR, D. et al., 1984: Lesnícke meliorácie. Príroda, Bratislava, 488 s.

PŮDNÍ POKRYV OÁZY BUCHEL (DORNOGOBI, MONGOLSKO)

SOIL COVER OF THE BUCHEL OASIS (DORNOGOBI, MONGOLSKO)

Jiří Jandák[1], Luděk Hřivna[1], Vilém Fürych[2], Milada Šťastná[1]

[1] Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Zemědělská 1, 613 00, Brno, Česká republika, jandak@mendelu.cz, hrivna@mendelu.cz, stastna@mendelu.cz

[2] GEOMIN družstvo, Znojemská 78, 586 56, Jihlava, geomin@geomin.cz

Abstrakt

Půdní průzkum byl uskutečněn v oáze Buchel v jihovýchodním Mongolsku. V hloubce do 50 cm se zkoumané půdy vyznačují příznivým zrnitostním složením, výrazně převažuje zrnitostní třída lehčí střední. Maximum obsahu uhličitanů bylo zaznamenáno u všech půdních profilů, s výjimkou profilu 2, v podpovrchových horizontech. Závlahami je třeba vytvořit promyvný vodní režim. Limitujícím faktorem pro pěstování zeleniny je především půdní reakce, která je v hloubce 2 až 30 cm na celém území oázy vyšší než 8,20. Bohužel, přibližně na třetině plochy, kde je dokonce vyšší než 8,80, nejsou vhodné podmínky pro pěstování zeleniny. Obsah vodorozpustných solí není limitujícím faktorem. Nízký obsah půdní organické hmoty musí být zohledněn při pěstování druhů zeleniny s vyššími nároky na půdní organickou hmotu.

Klíčová slova: půda, Mongolsko, zrnitost půd, uhličitany, pH, rozpustné soli, půdní organická hmota

Abstract

Our soil research was carried out in the Buchel oasis in south-eastern Mongolia. At a depth of up to 50 cm the studied soils show a favourable soil texture, with a marked predominance of sand loam textural class. A maximum content of carbonates was registered in all soil profiles, except for the profile n.2, at subsurface horizons. There is a need to provide permeable water regime by irrigation system. A limiting factor for vegetable cultivation is above all the soil pH, that is at a depth of 2-30 cm higher than 8.20 in all the territory of the oasis. Unfortunately, in approximately one third of the area, where it is even higher than 8.80, there were not suitable conditions for vegetable cultivation. The content in salts soluble in water is not a limiting factor. A low content of soil organic matter has to be taken into account while growing sorts of vegetables more sensible to the soil organic matter.

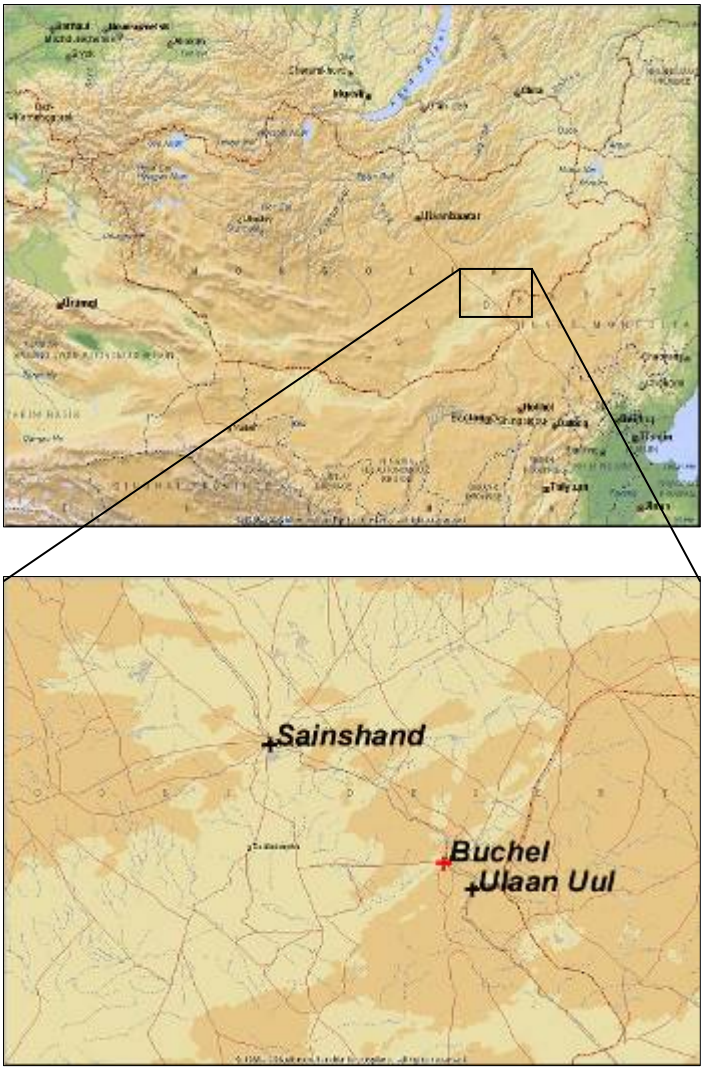
Key words: soil, Mongolia, soil texture, carbonates, pH, soluble salts, soil organic matter

Úvod

Součástí projektu rozvojové spolupráce „Obnovení rostlinné výroby v semiaridních oblastech severní Gobi, Mongolsko“ bylo uskutečnění půdního průzkumu v oáze Buchel, která se nachází v ajmaku (kraji) Dornogobi, somonu (okrese) Erdene (viz obr.1). Cílem zmíněného půdního průzkumu bylo určit vhodnost tohoto území pro pěstování zeleniny.

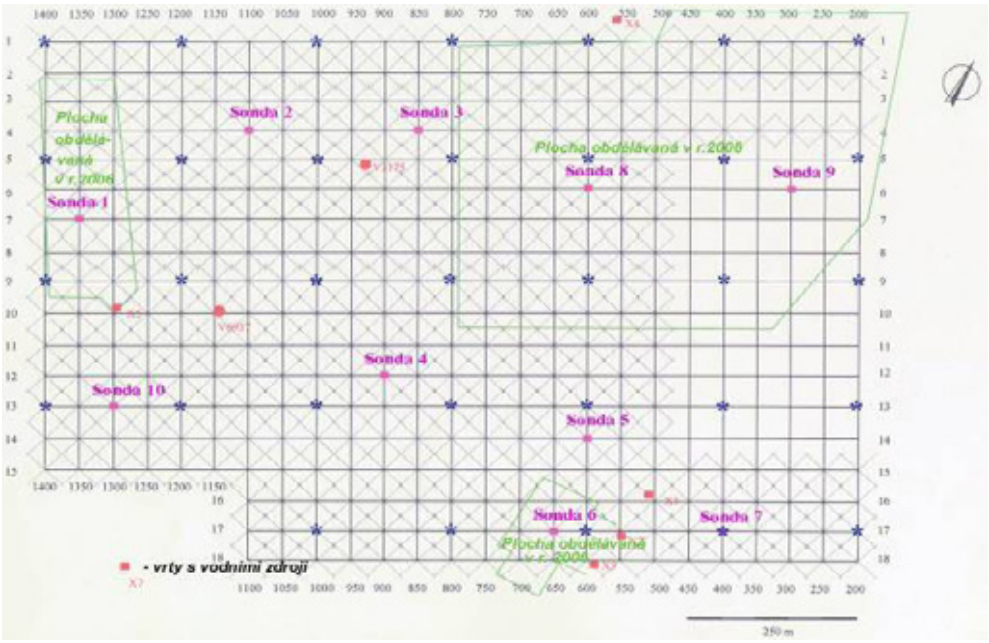
Materiál a metody

V oáze Buchel (na ploše 103 ha) byly provedeny popisy 10 půdních profilů a odběry půdních vzorků z horizontů těchto profilů (obr. 2 fialovočervené čtverečky).



Následně byly v pravidelné síti 200 m x 200 m v 33 bodech (obr. 2 modré hvězdičky) odebrány vrtané půdní vzorky z hloubek 2-10 cm, 20-30 cm, 40-50 cm. Uvedené činnosti byly uskutečněny ve dnech ve dnech 2.11. až 8.11.2006. Celkem 149 půdních vzorků bylo odesláno kargem do České republiky. Ve vzorcích odebraných z půdních sond bylo stanoveno zrnitostní složení pipetovací metodou (Sirový et al., 1967) a obsah uhličitanů na Jankově vápnoměru. Ve vzorcích odebraných v pravidelné síti byl stanoven oxidovatelný uhlík metodou Walklay-Black v modifikaci Novák-Pelíšek, aktivní půdní reakce a specifická elektrická vodivost vodných výluhů podle ISO/DIS 11265.

Obr. 1 Poloha zájmového území



Obr. 2 Plán oázy Buchel

Výsledky a diskuse

Všech 10 půdních profilů představuje (dle Keys to Soil Taxonomy, 1994) order Aridisols, suborder Cambids. Určení podskupin jednotlivých půdních profilů je uvedeno v Tab. 1.
Ve svrchní části profilů 2, 3, 4, 5, 7 a 10 (na plochách, jež nebyly v r. 2006 obdělávány) se nachází cca 2 cm mocná vrstva štěrkopísku, která téměř neobsahuje jemnozem (viz. Obr. 13). Skelet je ostrohranný i zaoblený, valounky se nachází výjimečně. V obsahu převažuje frakce štěrku, která tvoří 60 – 85 %. Hrubý písek činí 5 - 15 %.

Tab. 1 Klasifikace půdních profilů

Číslo půdního profilu	Podskupiny (US Soil Taxonomy 1994)
1	Fluventic Aquicambid
2	Typic Haplocambid
3	Typic Haplocambid
4	Typic Haplocambid
5	Typic Haplocambid
6	Typic Aquicambid
7L	Typic Haplocambid
7P	Typic Haplocambid
8	Typic Aquicambid
9	Typic Aquicambid
10	Fluventic Haplocambid

Kameny představují 5 - 20 %. Nejvyšší obsah kamenů byl v okolí sond 2 a 7, které se nachází na mírně vyvýšených místech (více exponovaných prodění vzduchu). V literatuře (Cooke, 1970, Peterson, 1977) je tento povrchový horizont označován výrazem „desert pavement“, jenž je překládán jako pouštní dlažba nebo pouštní reziduální štěrk.
Půdní profily v západní a jihozápadní části oázy (sondy 1 a 10) jsou výrazně vrstevnaté. Sonda 1 se nachází na pozemku dlouhodobě využívaném pro pěstování zeleniny. Porost zadržuje písek pískových bouří a ten je následně kultivací zapraven do půdy. Tak lze vysvětlit rozdíl mezi zrnitostním složením svrchního horizontu v profilu 1 a ostatních profilů. V podloží profilů 1 a 10 (hlouběji 129 cm) se nachází hlinitý písek.
V západní části oázy cca 300 m na sever od sondy 1 se nachází sonda 2, která se vzhledem, obsahem uhličitanů ve svrchním horizontu i zrnitostním složením spodní části profilu výrazně liší od ostatních. Vzhled spodní části uvedeného půdního profilu připomíná mramorovaný horizont. Zatímco u ostatních půdních profilů bylo zaznamenáno maximum obsahu uhličitanů v podpovrchových horizontech, zde se nachází v povrchovém humózním horizontu a činí 4,4 %. S hloubkou jejich obsah klesá. V uvedeném půdním profilu byla (hlouběji 105 cm) vymezena zrnitostní třída jíl. Ve spodní části ostatních profilů se nachází písek či štěrkopísek, výjimkou je pravá část profilu 7, kde se nachází písčitá jílovitá hlína.
Profily 3, 4, 5, 6, 8 a 9 jsou si v mnohém podobné. Svrchní část profilu je tvořena hlínou až písčitou hlínou. Hlouběji 50 cm (profil 5) až 86 cm (profil 8), pod ostrým přechodem, se nachází štěrkopísek. Sonda 5 se nachází na dříve obdělávané ploše. O tom svědčí zřetelný až ostrý přechod mezi humózním horizontem, který byl dříve ornicí Ap (hloubka 2-28 cm) a přechodným horizontem ACk. Sondy 6, 8 a 9 se nachází (stejně jako již zmíněná sonda 1) na v r. 2006 obdělávaných plochách. Na těchto plochách bylo provedeno rigolování v pruzích cca 50 cm širokých a 50 až 70 cm hlubokých. V pravé části obrázků 10 a 11 je vzhled uvedených rigolovaných pruhů patrný. Obsah uhličitanů ve svrchních humózních horizontech obdělávaných ploch je vždy méně 1 %.
Čelo sondy 7 odkrývá 2 půdní profily (viz Obr. 9) označené S7/L (levá část) a S7/P. Jejich rozhraní probíhá v severojižním směru. Mělký humózní horizont (2-15 cm) je v obou částech

tvořen písčitou hlínou s obsahem uhličitanů méně 1 %. Levá část profilu 7 je až do 131 cm zrnitostně lehčí (hlinitý písek až písek) s obsahem uhličitanů méně 1 %. Pravá část je hlouběji 15 cm tvořena nepravidelně se střídajícími červenohnědými a bělavě-šedými pruhy tvořenými písčito jílovitou hlínou. Ta obsahuje v hloubce 50 - 60 cm 3,1 % uhličitanů, v hloubce 120-130 cm uhličitany neobsahuje. Pravděpodobně se jedná o půdu vzniklou ze zvětralin třetihorního stáří.

Obr. 3 Profil 1



Obr. 4 Profil 2



Obr. 5 Profil 3



Obr. 6 Profil 4



Obr. 7 Profil 5



Obr. 8 Profil 6



Obr. 9 Profil 7



Obr. 10 Profil 8



Obr. 11 Profil 9



Obr. 12 Profil 10



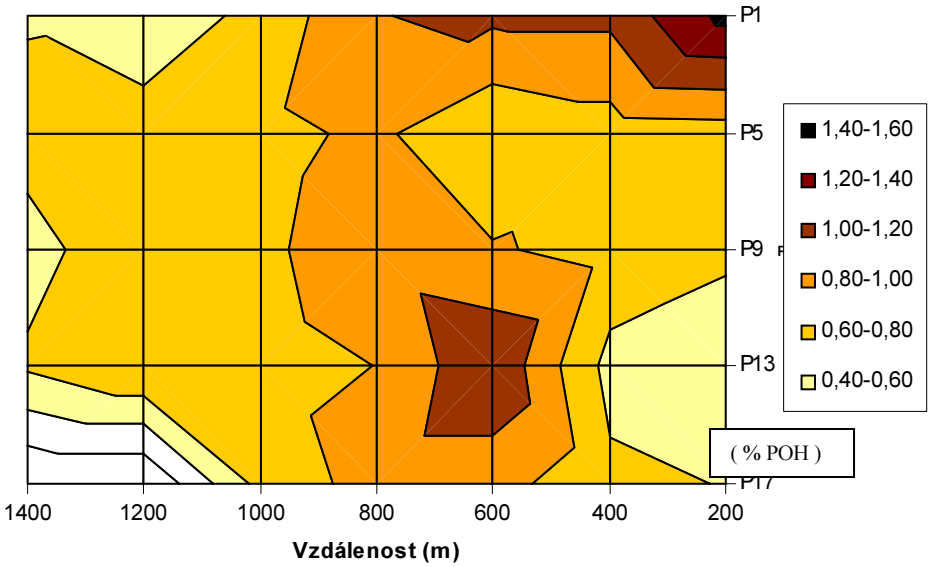
Obr. 13 Povrch v okolí sondy 10



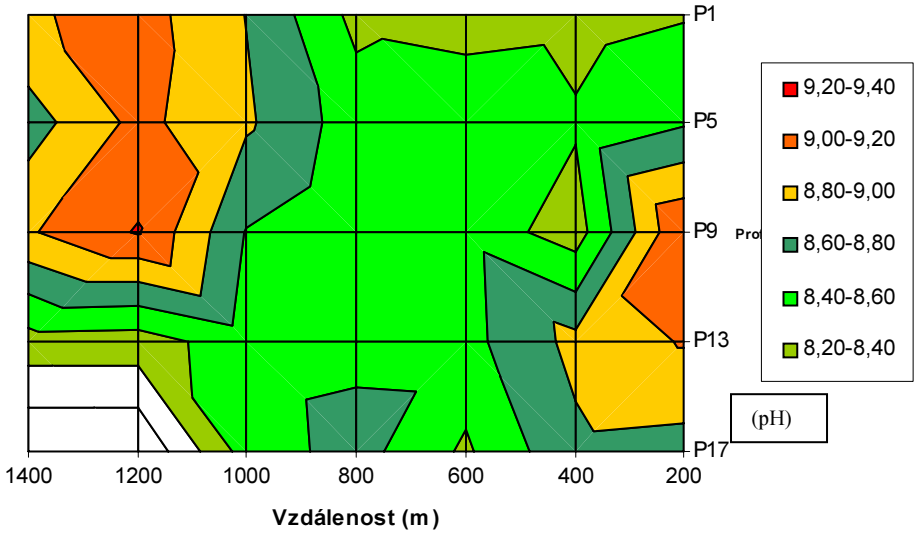
Tab. 2 Zrnitostní složení svrchní části půdních profilů

Sonda hloubka (cm)	Obsah částic [%] Frakce [mm]					Zrnitostní třída
	< 0,01	2,00-0,25	0,25-0,05	0,05-0,002	< 0,002	
S1 5-15	7,11	65,04	24,60	3,96	6,40	písek
S1 20-25	30,53	21,29	36,30	17,95	24,47	písčitá jílovitá hlína
S1 35-45	36,16	13,81	29,15	31,61	25,43	hlína
S2 2-14	22,60	35,79	36,53	8,97	18,71	písčitá hlína
S2 35-45	25,08	47,12	23,74	5,85	23,28	písčitá jílovitá hlína
S3 5-15	38,93	20,01	27,22	28,51	24,27	hlína
S3 30-40	20,24	38,70	32,02	13,84	15,44	písčitá hlína
S4 10-20	22,09	34,63	35,49	13,84	16,04	písčitá hlína
S4 60-70	20,37	34,39	38,97	12,35	14,29	písčitá hlína
S5 10-20	18,68	23,79	49,33	13,21	13,67	písčitá hlína
S5 35-45	13,65	37,83	43,27	9,03	9,87	hlinitý písek
S5 65-75	7,96	63,94	26,09	2,32	7,65	písek
S6 10-20	14,23	34,62	44,81	9,56	11,01	písčitá hlína
S6 35-45	13,52	35,59	43,68	10,55	10,19	písčitá hlína
S7/L 2-15	16,01	30,60	47,18	9,67	12,55	písčitá hlína
S7/L/30-40	9,68	41,51	44,50	5,08	8,91	hlinitý písek
S7/P/2-14	22,48	36,15	36,82	7,52	19,51	písčitá hlína
S7/P50-60	29,51	32,46	31,41	10,09	26,04	písčitá jílovitá hlína
S8 10-20	18,16	29,55	44,61	12,36	13,48	písčitá hlína
S8 55-65	13,16	33,15	49,22	6,89	10,73	hlinitý písek
S9 10-20	16,73	30,85	44,99	11,81	12,35	písčitá hlína
S9 35-45	21,25	30,79	43,40	8,91	16,91	písčitá hlína
S10 10-20	15,69	38,69	38,39	11,24	11,68	písčitá hlína
S10 30-40	10,96	51,23	33,16	7,55	8,07	hlinitý písek
S10 46-51	23,61	14,75	50,36	17,95	16,95	písčitá hlína
S10 51-60	9,81	51,55	34,18	5,85	8,41	písčitá hlína

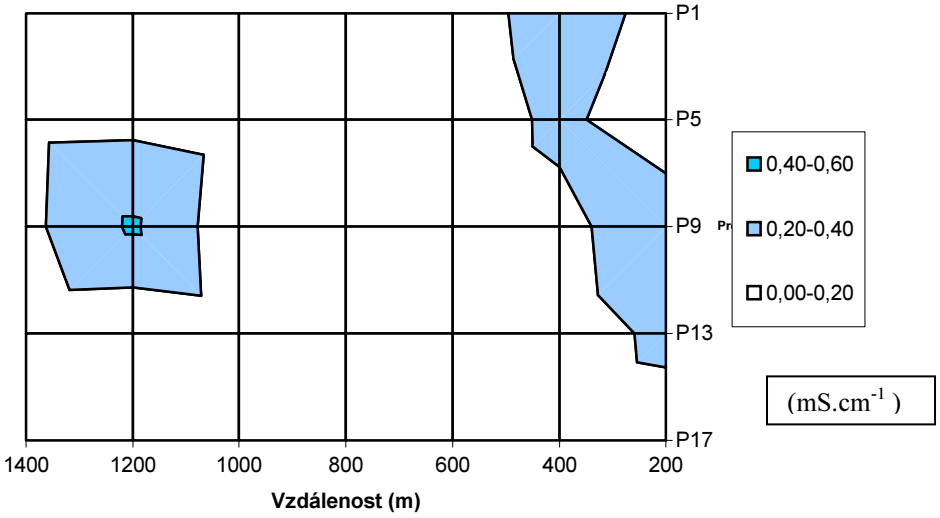
Obr. 14 Obsah půdní organické hmoty v hloubce 2 - 30 cm



Obr. 15 Aktivní půdní reakce v hloubce 2 - 30 cm



Obr. 16 Vodivost vodního výluhu v hloubce 2 - 30 cm



Obsah půdní organické hmoty je (jak je pro pouštní a polopouštní podmínky typické) nízký (viz. Obr. 14). V hloubce 2-30 cm byl stanoven v rozmezí 0,45 až 1,46 %. Průměrná hodnota činí 0,76 %. Vzhledem k těmto hodnotám bude nezbytné používat vyšší dávky organických hnojiv, zvláště při pěstování okurků, rajčat a paprik.
Obr. 15 prezentuje plošné rozšíření hodnot aktivní půdní reakce v hloubce 2-30 cm. Relativně příznivá reakce (do 8,80) byla stanovena na více než 60 % plochy. Plocha, na které byly stanoveny vyšší hodnoty se nachází především v západní části oázy a je ohraničena body P1/1000, P1/1400, P10/1400 a P11/1100. Nejvyšší hodnota byla stanovena v bodě P9/1200 a činí 9,22. Menší plocha, na které na které byly stanoveny hodnoty aktivní půdní reakce vyšší než 8,80, se nachází ve východní části oázy. Je ohraničena body P6/200, P9/300, P13/400 a P16/200. Na této ploše byla stanovena nejvyšší hodnota, 9,20, v bodě P9/200.
V hloubce do 30 cm jsme se nesetkaly s hodnotami, které by signalizovaly škodlivé zasolení (viz. Obr. 16). Nejvyšší hodnota byla stanovena v bodu P9/1200 a činí 0,43 $mS.cm^{-1}$.

Závěr

V hloubce do 50 cm se zkoumané půdy vyznačují příznivým zrnitostním složením, výrazně převažuje zrnitostní třída lehčí střední. Při vyšších dávkách závlahové vody může být nevýhodou jílovité podloží profilu 2. Maximum obsahu uhličitanů bylo zaznamenáno u všech půdních profilů, s výjimkou profilu 2, v podpovrchových horizontech. Závlahami je třeba vytvořit promyvný vodní režim. Limitujícím faktorem pro pěstování zeleniny je především půdní reakce, která je v hloubce 2 až 30 cm na celém území oázy vyšší než 8,20. Bohužel, přibližně na třetině plochy, kde je dokonce vyšší než 8,80, nejsou vhodné podmínky pro pěstování zeleniny. Obsah vodorozpustných solí není limitujícím faktorem. Nízký obsah půdní organické hmoty musí být zohledněn při pěstování druhů zeleniny s vyššími nároky na půdní organickou hmotu.

Literatura

COOKE, R.U., 1970: Stone pavement in deserts. Ann. Assoc. Am.Geogr. 1970, 60: 560-577.

ISO/DIS 11265, 1992: Soil quality – Determination of specific electrical conductivity: International Organization for Standardization, 1992.

PETERSON, F.F. 1980: Dust infiltration as a soil forming process in deserts. Agron. Abst. p. 172.

SIROVÝ V. et al., 1967: Průzkum zemědělských půd ČSSR, souborná metodika, díl 3., Metodika laboratorních rozborů, MZVž. Praha 1967.

SOIL SURVEY STAFF, 1994: Keys to Soil Taxonomy. United States Department of Ariculture. Soil Conservation Service, 306 s.

Jaroslava Sobocká, Jiří Kulhavý (eds.)

Zborník príspevkov
Sborník příspěvků
Conference Proceedings

Pôda v modernej informačnej spoločnosti
Půda v moderní informační společnosti
Soil in modern information society

CD-rom
Vydanie prvé
Náklad 400 ks
Počet strán 805
Technické spracovanie: Ing. K. Végh, Ladislav Menšík
Vydal: Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy
Gagarinova 10, Bratislava, 2008

ISBN 978-80-89128-44-0