UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI
ČESKÁ PEDOLOGICKÁ SPOLEČNOST
ve spolupráci s
MENDELOVOU ZEMĚDĚLSKOU A LESNICKOU
UNIVERZITOU V BRNĚ
a ÚSTAVEM PRO HOSPODÁŘSKOU ÚPRAVU LESŮ
BRANDÝS NAD LABEM

# PEDOGENEZE A KVALITATIVNÍ ZMĚNY PŮD V PODMÍNKÁCH PŘÍRODNÍCH A ANTROPICKY OVLIVNĚNÝCH ÚZEMÍ

**Bořivoj ŠARAPATKA**
**a Marek BEDNÁŘ (Eds.)**

**Sborník referátů z 11. pedologických dnů**
**KOUTY NAD DESNOU, 20.–21. 9. 2006**

Editoři © Bořivoj Šarapatka, Marek Bednář, 2006

1. vydání

Olomouc 2006

**ISBN 80-244-1448-1**

# ÚVOD

*Vážené kolegyně a kolegové,*

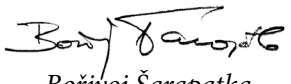
*letošní již 11. pedologické dny jsme zasadili do horské oblasti mikroregionu Jeseníky. Území, ve kterém strávíme dva jistě pěkné a přínosné dny, je velmi cenné přírodovědně. Na rozloze 740 km$^2$ se zde nachází chráněná krajinná oblast Jeseníky. Na různorodém geologickém podloží se vyvinula unikátní společenstva rostlin a živočichů, která byla začleněna do reprezentativní sítě zvláště chráněných území. Snad nejvýznamnějším maloplošným chráněným územím je známá NPR Praděd s takovým přírodním fenoménem, jakým je ledovcový kar Velké kotliny, který náleží botanicky k druhově nejbohatším lokalitám ve střední Evropě.*

*Zájmové území mikroregionu není významné pouze z přírodovědného hlediska. Je i intenzivně zemědělsky a lesnicky obhospodařováno. Od středověkého osídlení postupně docházelo k trvalému odlesňování a zemědělskému využití území, vyšší polohy regionu zůstávaly bez trvalých sídel. Dnes na zemědělské půdě v oblasti dominují trvalé travní porosty. Nebylo tomu ale tak vždy, o čemž svědčí nejen hospodaření po druhé světové válce, ale i starší údaje např. z 19. století. Tehdy v jesenické oblasti tvořila orná půda více než 70 % z celkové půdy zemědělské (například v Loučné to bylo v roce 1900 74,8 %).*

*O využití krajiny jak z pohledu zemědělského, tak lesnického bude pojednávat řada konferenčních příspěvků. Většinou budou prezentovat široký záběr týkající se nových poznatků o pedogenezi a kvalitativních změnách půd, a to jak v podmínkách přírodních, tak antropicky ovlivněných území. Při přípravě konference jsme odborný program v přednáškové i posterové sekci rozdělili do bloků zabývajících se zejména pedo-*

*genezí, degradací půd a jejich monitoringem, půdní vodou, otázkami lesních půd atd. Za nedílnou součást pedologických dnů považujeme odbornou exkurzi, kterou jsme zaměřili na reprezentativní půdní typy využívané zemědělsky a lesnicky. Součástí exkurze bude zajímavé a hodně diskutované dílo, kterým je přečerpávací elektrárna Dlouhé Stráně.*

*Věřím, že pro Vás budou 11. pedologické dny přínosné a inspirativní pro další práci a že ve dvou dnech strávených v přátelském prostředí najdete prostor nejen pro diskuzi o odborných otázkách, ale i k přátelským setkáním.*



*Bořivoj Šarapatka*
*předseda organizačního výboru*

# OBSAH


| | | |
|---|---|---|
| | **Úvod** | |
| | **MLUVENÉ SLOVO** | |
| | **PEDOGENEZE** | 5 |
| DRÁPELOVÁ I., REMEŠ M., KULHAVÝ J. | Význam DOC v půdotvorných procesech – obsah DOC v lyzimetrických vodách na vápněných a nevápněných lesních půdách v lokalitě Bílý Kříž | 6 |
| ROHOŠKOVÁ M., KODEŠOVÁ R. | Stabilita půdní struktury v půdním profilu jako výsledek pedogenetického procesu a zemědělského obhospodařování | 11 |
| SOBOCKÁ J. | Genéza pôd urbánnych ekosystémov | 16 |
| ŠEFRNA L., ZÁDOROVÁ T. | Geografické aspekty procesu koluviace | 23 |
| ŠOLTYSOVÁ B., KOTOROVÁ D. | Vývoj fyzikálno-chemických vlastností fluvizeme | 29 |
| ŽIGOVÁ A., ŠŤASTNÝ M. | Pedogeneze území prahy ovlivněná antropogenní činností | 35 |
| | **Degradace půdy, monitoring** | 39 |
| JURÁNI B. | Najdôležitejšie fenomény poľnohospodárskej antropizácie na slovensku | 40 |
| KOBZA J. | Monitoring pôd ako základný zdroj aktuálnych informácií pre ochranu a využívanie pôd SR | 46 |
| SÁŇKA M., DUŠEK L. | Distribuce POPS a rizikových prvků v profilech fluvizemí v záplavových územích | 53 |
| TÓTH Š., DANILOVIČ M., SÚSTRIKOVÁ A. | Vplyv rozdielnej intenzity agrotechniky na degradáciu herbicídov v poľných podmienkach | 58 |
| VÁCHA R.,VYSLOUŽILOVÁ M., HORVÁTHOVÁ V., ČECHMÁNKOVÁ J., KUBA P. | Změna hygienických parametrů zemědělských půd na antropicky ovlivněných územích ČR | 58 |
| ZAUJEC A., CHLPÍK J., ŠIMANSKÝ V., MRAŽÍKOVÁ M. | Kvalitatívne zmeny pôd v tokajskej oblasti – antropicky ovplyvneného územia | 69 |
| | **PŮDNÍ VODA, LES** | 75 |
| FIALA P., REININGER D., SAMEK T. | Průzkum výživy lesa v přírodní lesní oblasti Hrubý Jeseník | 76 |
| VAŠKŮ Z. | Půdní poměry jako rozhodující impuls vzniku nejstarších odvodňovacích systémů trubkové drenáže na zemědělských pozemcích v České republice | 83 |

| | | |
|---|---|---|
| | **OSTATNÍ** | 89 |
| VÁCHALOVÁ R., VÁCHAL J. | Vliv kontinuální a rotační pastvy skotu na vybrané fyzikální vlastnosti půd | 90 |
| | **POSTERY** | |
| | **PEDOGENEZE** | 96 |
| BARANČIKOVÁ G., POSPÍŠILOVÁ L. | Využitie modelu rothc 26.3 na simuláciu vývoja pôdneho organického uhlíka na dlhotrvajúcom experimente | 97 |
| KODEŠOVÁ R., KODEŠ V., ŽIGOVÁ A. | Pedogenetické procesy a jejich vliv na vytváření pórových systému a následně na hydraulické vlastnosti půd | 103 |
| MIKANOVÁ O., MARKUPOVÁ A., VLČKOVÁ J. | Možnosti využití půdních mikroorganismů při rekultivacích | 107 |
| MLÁDKOVÁ L., BORŮVKA L., DRÁBEK O., HOLÁSKOVÁ K. | Půdní charakteristiky oblasti Jizerských hor – porovnání ploch s různým vegetačním krytem | 111 |
| NOVÁKOVÁ M., SKALSKÝ R. | Diferenciácia vývoja pôd vplyvom reliéfnosubstrátových pomerov v kontaktnej oblasti Slovenského krasu a Rimavskej kotliny | 116 |
| PENÍŽEK V., BORŮVKA L. | Využití spojité klasifikace pro vymezení jednotek reliéfu a hodnocení jejich vztahu k půdám | 121 |
| PODHRÁZSKÁ J., KUČERA J., PŘIKRYL R. | Využití systému klasifikace půd v ČR pro studie protierozní a protipovodňové ochrany v projektech pozemkových úprav | 126 |
| REJŠEK K. | Pedogeneze vybraných krasových půd: zobecnění na základě studia 18 lokalit Českého, Moravského a Dinárského krasu | 132 |
| VAŠÁT R., BORŮVKA L. | Nalezení vhodné vzorkovací sítě pro sledování půdní variability vybraných půdních vlastností | 147 |
| | **DEGRADACE PŮD, MONITORING** | 152 |
| DUFKOVÁ J. | Vliv větrolamů na odnos půdy větrem | 153 |
| GALUŠKOVÁ I., BORŮVKA L., MLÁDKOVÁ L., DRÁBEK O. | Znečištění půd rizikovými prvky dopravou | 157 |
| MÜHLBACHOVÁ G., VÁCHA R. | Vliv perzistentních organických polutantů na půdní mikrobiální biomasu a její aktivity | 161 |
| VRÁBLÍKOVÁ J., NERUDA M., VRÁBLÍK P., HLÁVKA M. | Specifika kategorizace půdního fondu v pánevních okresech severních Čech | 167 |
| VRÁBLÍKOVÁ J., SEJÁK J., | Rekultivovaná krajina | 173 |

| | | |
|---|---|---|
| NERUDA M., VRÁBLÍK P. | | |
| | **PŮDNÍ VODA, LES** | 177 |
| BORŮVKA L., MLÁDKOVÁ L., PÍRKOVÁ I., DRÁBEK O. | Rozdíly v půdních vlastnostech mezi smrkovým lesem a kalamitní holinou s porostem třtiny chloupkaté na Šumavě | 178 |
| BRODSKÝ L., KODEŠOVÁ R. | Srovnání dvou přístupů pro simulaci režimu půdní vody v zemědělsky využívaných půdách | 182 |
| FABIÁNEK T., MENŠÍK L., KULHAVÝ J. | Hodnocení stavu nadložního humusu v lesních ekosystémech | 187 |
| CHMELOVÁ R., ŠARAPATKA B., MACKŮ J., SIROTA I. | Vývoj hydrických vlastností lesních půd v horní části povodí Krupé | 192 |
| KOČÁREK M., KODEŠOVÁ R., KOZÁK J. | Experimentální a modelové hodnocení kontaminace zemědělské půdy Chlortoluronem | 201 |
| KOTOROVÁ D., MATI R. | Maximálna kapilárna vodná kapacita v pôdoochranných technológiách | 207 |
| KRÁM P., NAVRÁTIL T., HRUŠKA J. | Dlouhodobé změny saturace půd bazickými kationty na geochemicky kontrastních lesních povodích západních Čech | 213 |
| MACKŮ J. | Obsah uhlíku v epipedonu lesních půd ČR | 219 |
| MENŠÍK L., FABIÁNEK T., REMEŠ M., KULHAVÝ J. | Změny v lesních půdách v důsledku kyselé depozice | 225 |
| SZOMBATHOVÁ N., ZAUJEC A., HRUBÍK P. | Fyzikálne vlastnosti pôdy v Arboréte Mlyňany SAV | 231 |
| SZOMBATHOVÁ N., ZAUJEC A., ŠIMANSKÝ V. | Rozdiely v pôdnych vlastnostiach pod porastmi javorov v prirodzenom a urbánnom ekosystéme | 237 |
| VIČANOVÁ M., ŠŤASTNÁ M. | Vlhkostní režim půd ve vybraném území krajinného prostoru ŠZP Žabčice | 242 |
| VOKURKOVÁ P., BORŮVKA L., DRÁBEK O., MLÁDKOVÁ L. | Rozložení labilních forem hliníku v závislosti na druhu lesního porostu | 245 |
| | **OSTATNÍ** | 250 |
| BADALÍKOVÁ B. | Změny obsahu humusu a jeho kvality při různém zpracování půdy k cukrovce | 251 |
| FESZTEROVÁ M., JEDLOVSKÁ L., ZAUJEC A. | The dynamics of changes of chosen fractions of sulphur in soil | 257 |
| HARTMAN I., HRUBÝ J., | Vliv pomocných půdních látek a kompostu na příjem | 262 |

| | | |
|---|---|---|
| BADALÍKOVÁ B. | kadmia a olova rostlinami | |
| HUTÁR V. | Environmentálne indikátory kvality pôd v kontexte multifunkčného poľnohospodárstva | 266 |
| ILLÉŠ L., KOKINDOVÁ, M., LÍŠKA E., ŽEMBRERY J. | Vplyv obrábania pôdy na dynamiku zmien vlhkosti pôdy v jačmeni jarnom. | 271 |
| KOČAŘ J., ŠARAPATKA B., SMATANOVÁ M. | Akumulace těžkých kovů vybranými rostlinami u fluvizemí po aplikaci čistírenských kalů | 276 |
| KOPEČNÁ, J., HORÁČEK J., LIEBHARD P., ŠABATKOVÁ O., HŘEBEČKOVÁ J. | Vliv minimálního zpracování půdy na fyzikální půdní parametry v rozdílných půdně-klimatických podmínkách | 282 |
| KOVÁČIK P., CHLPÍK J. | Vplyv nepriamych hnojív na niektoré parametre pôdy | 288 |
| KUNZOVÁ E. | Změny obsahu živin v půdě na dlouhodobých výživářských pokusech | 293 |
| KUNZOVÁ E. | Vliv hnojení na odběr živin u dlouhodobého pokusu v Lukavci u Pacova v letech 2001–2004 | 298 |
| MARKUPOVÁ A., MIKANOVÁ O. | Enzymatická aktivita půd kontaminovaných těžkými kovy a polychlorovanými bifenyly enyzmatická aktivita půd kontaminovaných těžkými kovy a polychlorovanými bifenyly | 303 |
| MÜHLBACHOVÁ G. | Změny mikrobiálních charakteristik po přídavku vybraných forem humátů do půd dlouhodobě kontaminovaných rizikovými prvky | 308 |
| NOVOTNÝ I., UHLÍŘOVÁ J. | Projekt geografického informačního systému o půdě | 314 |
| POSPÍŠIL R., MITRUŠKOVÁ M., CHLPÍK J. | Vplyv biokalu po výrobe bioplynu na obsah organickej hmoty a chemické vlastnosti v pôde | 319 |
| POSPÍŠILOVÁ L., POKORNÝ E., JANDÁK J., HYBLER V. | Prostorová variabilita vlhkosti a organického uhlíku v ornici kambizemě modální | 325 |
| PŘIKRYL R., KUČERA J. | Bonitace, digitalizace BPEJ, využití ortofotomapy, jiných mapových podkladů a GPS | 329 |
| RŽONCA J., MIČOVÁ P., SVOZILOVÁ M. | Energetická bilance extenzivních travních porostů v mikroregionu Jeseník | 331 |
| SLÁDKOVÁ J., KOZÁK J. | Digitalizace KPZP – potíže & perspektivy | 337 |
| SLÁDKOVÁ J., NĚMEČEK J. | Využití klasifikačního systému půd při statistickém zpracování dat | 343 |
| ŠABATKOVÁ O., HORÁČEK J., LIEBHARD, P., KOPEČNÁ J., ČECHOVÁ V. | Vliv minimalizačních technologií na kvantitativní parametry půdní organické hmoty kambizemě a černozemě | 349 |

| | | |
|---|---|---|
| ŠIMANSKÝ V., ZAUJEC, A., CHLPÍK J., MRAŽIKOVÁ M. | Pôdna štruktúra černozemí Podunajskej nížiny | 355 |
| TOBIAŠOVÁ E. | Kvantita a kvalita pôdnej organickej hmoty v rôznych systémoch pestovania plodín | 359 |
| TÓTH Š., SÚSTRIKOVÁ A. | Štúdium degradácie herbicídov v nádobových podmienkach s diferenco vanou úrovňou minerálnej výživy a mikrobiálneho vstupu | 364 |

# *ČÁST MLUVENÉHO SLOVA*

# PEDOGENEZE

# VÝZNAM DOC V PŮDOTVORNÝCH PROCESECH – OBSAH DOC V LYZIMETRICKÝCH VODÁCH NA VÁPNĚNÝCH A NEVÁPNĚNÝCH LESNÍCH PŮDÁCH V LOKALITĚ BÍLÝ KŘÍŽ

**Ida DRÁPELOVÁ, Michal REMEŠ, Jiří KULHAVÝ**

*Mendelova zemědělská a lesnická univerzita Brno, Ústav ekologie lesa, Zemědělská 3, Brno 613 00, idad@mendelu.cz*

**Abstrakt**

Práce se zabývá dlouhodobým (2001 - 2005) sledováním obsahu DOC v lyzimetrických vodách odebíraných z různě obhospodařovaných lesních ploch v oblasti Moravskoslezských Beskyd. Současně je vyhodnocován též vstup DOC do půd ve srážkách. Koncentrace DOC ve srážkových vodách se zvyšuje s hustotou zápoje. Roční průměrná koncentrace DOC se v letech 2001 – 2005 pohybovala mezi 1,3 – 2,6 mg C/l na volné ploše, mezi 2,8 – 6,1 mg C/l v podkorunových srážkách na ploše FS a mezi 4,6 – 7,1 mg C/l v podkorunových srážkách na ploše FD s vyšší hustotou korunového zápoje. V podpovrchové gravitační půdní vodě na vápněné ploše FD se v letech 2001 – 2005 průměrná roční koncentrace DOC pohybovala mezi 24,5 – 45,4 mg C/l, na nevápněné ploše mezi 17,4 – 31,0 mg C/l. Koncentrace DOC v gravitační lyzimetrické vodě odebírané pod vrstvou povrchového humusu byly ve sledovaném období statisticky významně vyšší na vápněné ploše než na kontrolní nevápněné ploše ($p = 6{,}61.10^{-5}$, $\alpha = 0{,}05$), což znamená že vápnění pozitivně ovlivňuje koncentraci DOC v půdním roztoku nadložních horizontů.

**Klíčová slova**

DOC, kvalita humusu, způsob obhospodařování, lesní půdy, vápnění, Beskydy, lyzimetrické vody

**Abstract**

The study deals with the long-term (2001-2005) monitoring of DOC content in seepage waters sampled from two differently managed forest plots in Moravian-Silesian Beskids. Simultaneously, the input of DOC in precipitation and throughfall is evaluated. DOC concentration increases with the stand density. Mean annual concentration of DOC in 2001-2005 were 1.1 – 2.6 mg C/l in the open area, 2.6 – 6.1 mg C/l on the thinner stand and 4.2 – 7.1 mg C/l in throughfall on the stand with higher density. Mean annual concentration of DOC in seepage waters in 201 – 2005 was 24.5 – 45.4 mg C/ l on the limed plot and 17,4 – 31,0 mg C/l on the not limed plot. DOC concentrations in seepage water sampled under the surface humus layer were significantly higher during the monitored period on the limed plot when compared with the not limed plot ($p = 6{,}61.10^{-5}$, $\alpha = 0{,}05$), which means that liming has been found to increase DOC concentration in soil solution of humus layer.

**Key words**

DOC, soil organic matter quality, management practices, forest soils, liming, Beskids, seepage waters

## ÚVOD

Rozpuštěná organická hmota je část půdní organické hmoty, která se nachází v kapalné fázi. Je tvořena celou řadou nízko- i vysokomolekulárních sloučenin a účastní se mnoha chemických a biologických procesů v půdě. V posledních desetiletích je této složce půdy věnována velká pozornost, přestože tvoří jen malou část půdní organické hmoty. Je tomu tak proto, protože se předpokládá, že zprostředkovává přenos uhlíku (i dusíku) mezi organickým a minerálním půdním horizontem (Fröberg a kol., 2003) a že její toky jsou vektorem pro přesun uhlíku i dusíku v rámci ekosystému i mezi ekosystémy (Cleveland a kol., 2004). Množství rozpuštěné organické hmoty v půdě lze odhadnout na základě stanovení rozpuštěného organického uhlíku (DOC) v půdních výluzích a lyzimetrických

vodách. Pro různé výzkumné účely lze volit mezi různými způsoby získání a přípravy vzorku (Zsolnay, 2003). K získání informací o obsahu DOC v půdním roztoku v přirozených podmínkách stanoviště je zřejmě nejvhodnější odběr 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 horizontu O (přehled Chantigny, 2003). 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.

Tato studie si klade za cíl vyhodnotit a porovnat údaje o obsahu rozpuštěného organického uhlíku v lesní půdě na vápněné a nevápněné pokusné ploše v Moravskoslezských Beskydech, kde jsou od roku 2001 odebírány vzorky půdního roztoku.

## MATERIÁL A METODY

Výzkumné plochy v Beskydech v lokalitě Bílý kříž se nacházejí v nadmořské výšce 908 m s geografickými souřadnicemi 49° 30´10´´ s.z. š. a 18°32´20´´ v.z.d. Průměrná roční teplota je 5 °C. Terén má expozici JJV se sklonem 13,5. 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 26 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 $t.ha^{-1}$. Plochy FD a FS mají rozlohu 50×50 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 $cm^2$. Na ploše FD i FK byly pro sledování složení půdního roztoku zabudovány pod horizontem povrchového humusu plošné gravitační lyzimetry vlastní konstrukce (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.

Celkový obsah C a N byl stanoven na automatickém analyzátoru LECO CNS 2000 pracujícím na principu vysokoteplotní oxidace na suché cestě při teplotě 1000 °C. pH aktuální a výměnné bylo stanovováno potenciometricky (ČSN ISO10390, 1996). Přístupné živiny, sorpční komplex a kationtová výměnná kapacita byly stanoveny standardním postupem dle Zbírala (1995).

Pro testování vlivu hustoty zápoje na koncentraci DOC v podkorunových srážkách a pro porovnání koncentrací DOC v lyzimetrických vodách na vápněné a nevápněné ploše byl použit dvouvýběrový párový t-test na střední hodnotu (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

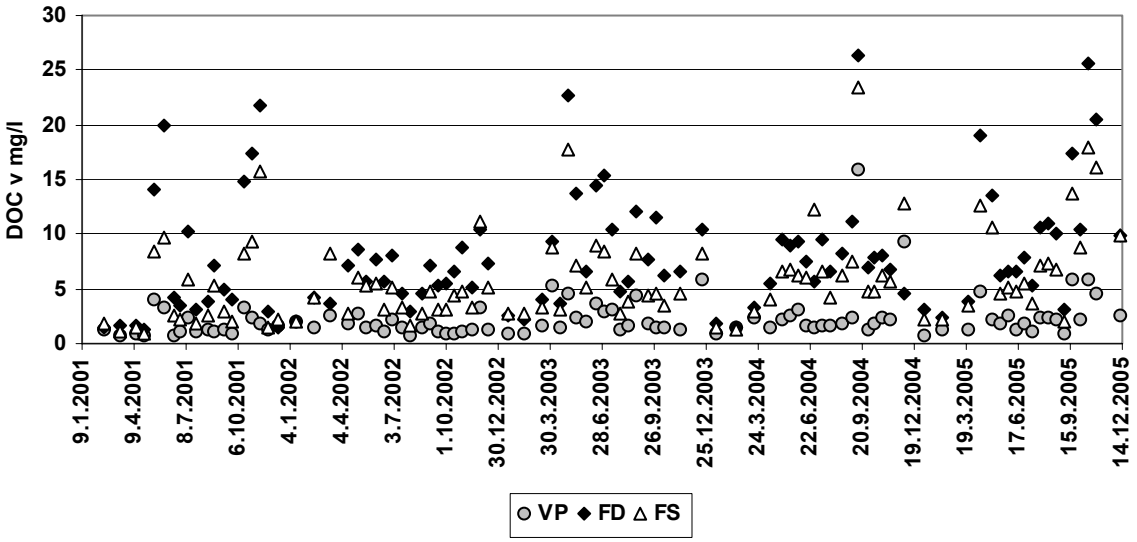
Vybrané půdní charakteristiky (obsah C a N, aktuální pH půdního výluhu a obsah přístupného fosforu, hořčíku a vápníku) horizontů L, F, H a A na vápněné a nevápněné ploše jsou uvedeny v tabulce 1.

Koncentrace DOC v jednotlivých odběrech ve srážkách na volné ploše a v podkorunových srážkách na plochách FS a FD jsou znázorněny v grafu na obr. 1. Na ploše s hustším zápojem byly koncentrace DOC za celé sledované období tj. od 14.12.2000 do 12.12.2005, statisticky významně vyšší než na řidčeji zalesněné ploše ($p = 1{,}71.10^{-12}$, $\alpha = 0{,}05$). Koncentrace DOC v gravitační lyzimetrické vodě odebírané pod vrstvou povrchového humusu na plochách FD a FK jsou vyneseny v grafu na obrázku 2. Na vápněné ploše FD byly tyto koncentrace statisticky významně vyšší než na kontrolní nevápněné ploše FK ($p = 6{,}61.10^{-5}$, $\alpha = 0{,}05$).

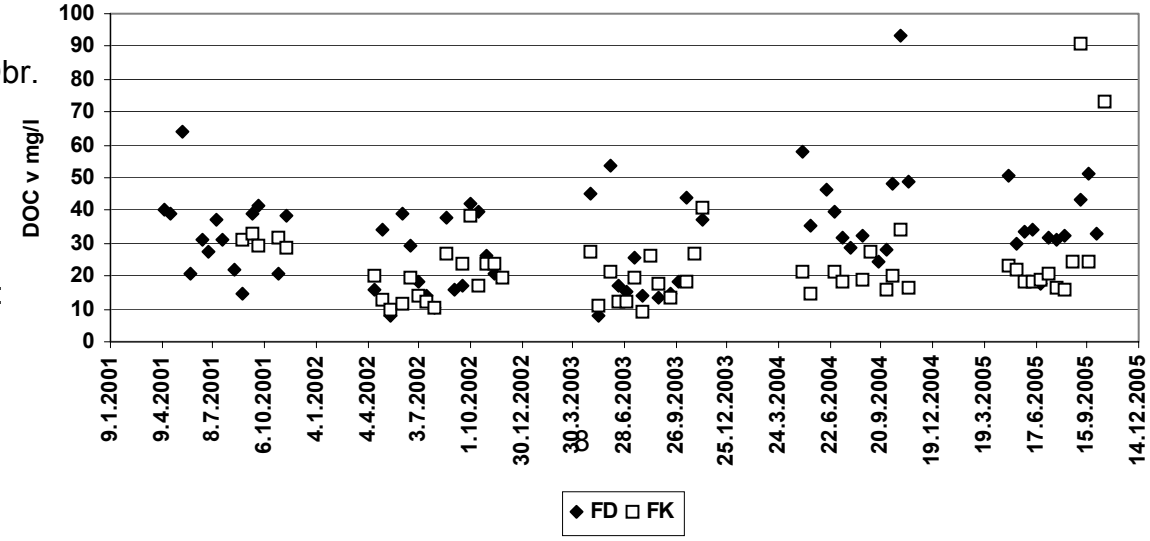
Tab. 1: Půdní charakteristiky svrchních horizontů na vápněné (FD) a nevápněné (FK) ploše.

| Horizont | obsah N v % | | obsah C v % | | C/N | | pH(H2O) | | P v mg/kg | | Mg v mg/kg | | Ca v mg/kg | | Saturace bázemi v % | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | FD | FK | FD | FK | FD | FK | FD | FK | FD | FK | FD | FK | FD | FK | FD | FK |
| L | 1.36 | 1.67 | 46.40 | 49.30 | 34.24 | 29.52 | 4.78 | 4.13 | 69 | 34 | 335 | 177 | 3344 | 1281 | 69 | 43 |
| F | 1.03 | 1.67 | 20.95 | 36.20 | 20.34 | 21.74 | 4.65 | 3.66 | 27 | 52 | 725 | 206 | 2626 | 1120 | 54 | 27 |
| H | 0.94 | 1.08 | 19.00 | 21.30 | 20.31 | 19.72 | 4.32 | 3.36 | 13 | 30 | 737 | 128 | 1791 | 516 | 37 | 10 |
| A | 0.28 | 0.33 | 5.38 | 6.28 | 19.15 | 19.22 | 4.23 | 3.55 | 8 | 12 | 218 | 68 | 466 | 320 | 30 | 14 |

Obr. 1: Koncentrace DOC v jednotlivých odběrech ve srážkách na volné ploše (VP) a v podkorunových srážkách na plochách FS a FD.




Obr. 2:



Koncentrace DOC v jednotlivých odběrech v lyzimetrických vodách na vápněné ploše (FD) a na ploše nevápněné (FK).

Tab. 2: Průměrné roční koncentrace DOC ve srážkách a v podkorunových srážkách na plochách VP, FS a FD a v prosakové 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 |

Tab. 3: 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 |

Průměrné roční koncentrace DOC ve srážkách a v podkorunových srážkách na plochách VP, FS a FD a v prosakové vodě na plochách FD a FK jsou uvedeny v tabulce 2. Na základě těchto údajů a údajů o množství odebrané vody v jednotlivých letech byla vypočítána množství DOC vstupující se srážkami na jednotlivé plochy a množství DOC odtékající do horizontu A. Výsledky jsou uvedeny v tabulce 3.

**DISKUZE A ZÁVĚR**

Z hodnot uvedených v tabulce 2 vyplývá, že podkorunové srážky přispívají značnou měrou k celkovému množství DOC vstupujícímu do půdy. Tok DOC ve srážkách představuje cca 40 % celkového toku DOC horizontem nadložního humusu na kontrolní ploše i vápněné ploše. S hustotou porostu se zvyšuje koncentrace DOC ve srážkách a tím i velikost toku DOC vstupujícího do půdy. Námi zjištěné údaje o tocích DOC na ploše s hustším porostem v roce 2001 tj. vstup DOC srážkami 1,8 g C/$m^2$, vstup podkorunovými srážkami na hustší ploše 7,1 g C/$m^2$ a odtok do horizontu A na ploše kontrolní 14,1 g C/$m^2$ lze srovnat např. s údaji uvedenými v práci Fröbergově a kol. (2006), která se zabývá sledováním toků DOC ve srovnatelných porostech smrku ztepilého (věk porostu 38 let) ve Švédsku (57°-64° s.z.š. ) v nižších polohách (200 - 300 m n.m.) v roce 2001. V této práci uvedené toky DOC mají hodnoty: tok srážkami 1,6 – 3,2 g C/$m^2$, tok podkorunovými srážkami 2,2 – 7,1 g C/$m^2$ a

odtok do minerálního horizontu 10,7 - 26,3 g C/$m^2$. Statistická analýza údajů o koncentraci DOC v lyzimetrických vodách z podpovrchových lyzimetrů na vápněné a nevápněné ploše prokázala, že na vápněné ploše byly koncentrace DOC ve sledovaném období významně vyšší než na ploše nevápněné. Toky horizontem nadložního humusu se na vápněné a kontrolní ploše výrazně neliší, což může být způsobeno rozdílnými hydrologickými podmínkami stanovišť.

**LITERATURA**

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).

ČSN ISO 10390, 1996: Kvalita půdy. Stanovení pH.

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, Ch., Mulder, J. 2006. Concentration and fluxes of dissolved organic carbon (DOC) in three Norway spruce stands along a climatic gradient in Sweden. Biogeochemistry (2006) 77: 1–23.

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, 357– 380.

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.

Zbíral, J., 1995: Analýza půd I – Jednotné pracovní postupy, UKZUZ.

Zsolnay, Á. 2003. Dissolved organic matter: artefacts, definitions, and functions. Geoderma 113, 187-209.

# STABILITA PŮDNÍ STRUKTURY V PŮDNÍM PROFILU JAKO VÝSLEDEK PEDOGENETICKÉHO PROCESU A ZEMĚDĚLSKÉHO OBHOSPODAŘOVÁNÍ

# Soil Structure Stability in Soil Profile as a Result of Pedogenetic Processes and Agricultural Land Management

**Marcela ROHOŠKOVÁ, Radka KODEŠOVÁ**

*Česká zemědělská universita v Praze, Kamýcká 129, 16521 Praha, rohoskova@af.czu.cz, kodesova@af.czu.cz*

**Abstrakt**
V jednotlivých horizontech vybraných půdních typů byla zkoumána stabilita půdní struktury. Stabilita agregátů byla stanovena metodou Le Bissonnais (1996) a metodou stanovení ve vodě stabilních agregátů (Nimno a Perkins, 2002). Dále byly stanoveny základní půdní vlastnosti (zrnitost, Cox, $pH_{KCl}$, KVK, $Q_{4/6}$). Z jednotlivých půdních horizontů byly odebrány velké agregáty, ze kterých byly pořízeny mikromorfologické výbrusy. Studiem půdních vlastností a mikromorfologie půd se zjistilo, že stabilita agregátů je odrazem probíhajícího půdotvorného procesu. Stabilita agregátů se měnila především v závislosti na obsahu organické hmoty, obsahu jílu, přítomnosti jílových povlaků, různých forem $CaCO_3$ a oxidů železa.

**Klíčová slova**
půdní agregáty, stabilita půdních agregátů, mikromorfologie, jílové povlaky

**Abstract**
The soil structure stability was studied in particular horizons of different soil types. Method proposed by Le Bissonnais (1996) and method of water stable aggregates (Nimno a Perkins, 2002) were used for aggregate stability measurement. The main soil properties were also measured (texture, Corg, $pH_{KCl}$, CEC, $A_{400}/A_{600}$). Thin soil sections of each horizon were made from the large aggregates to study soil micromorphology. The study of soil properties and micromorphology showed that aggregate stability is a result of soil forming process. Soil aggregate stability varied mainly in dependence on organic matter content, clay content, presence of clay coatings, different forms of $CaCO_3$ and iron oxides.

**Key words**
Soil aggregates, stability of soil aggregates, soil micromorphology, clay coatings

## ÚVOD

Struktura půdy je jednou z nejvýznamnějších půdních vlastností, která ovlivňuje téměř všechny procesy probíhající v půdě. Na její tvorbě a stabilitě se podílí mnoho abiotických faktorů, biotických faktorů, faktorů prostředí a antropogenních faktorů. Uspořádání půdních částic do strukturních elementů (agregátů) má vliv například na uspořádání půdních pórů a tak na infiltraci vody do půdy a na hydraulickou vodivost půdy (Kodešová et al., 2006a,b; Whitbread et al., 1998). Stabilita půdní struktury se také projeví na náchylnosti půdy k erozi a tvorbě půdního škraloupu (Barthes and Roose, 2002; Le Bissonnais and Arrouays, 1997; Robinson a Philips, 2001; etc.). Rozpadem půdních agregátů dochází k uvolnění organické hmoty uvnitř vázané a k jejím následným ztrátám mineralizací (Six et al., 1998).
Tvorba půdních agregátů podléhá různým mechanismům také v závislosti na půdním typu. Velký význam při tvorbě agregátů mají především koagulované jílové minerály, jejich komplexy s humusem (organominerální komplexy) a půdní organická hmota. V půdách

s nízkým obsahem organické hmoty se uplatňuje tmelící účinek oxidů Fe a Al (Six et al., 2002). Obecně, agregace a stabilita agregátů roste se zvyšujícím se obsahem organické hmoty, povrchem jílových minerálů a kationtovou výměnnou kapacitou (Bronick and Lal, 2005).
Hospodaření na půdě má také vliv na stabilitu půdní struktury. Orbou je povrchová vrstva půdy promíchávána a stále nové agregáty jsou vystavovány působení různých desagregačních mechanismů (Six et al. 1998). Negativní vliv na půdní strukturu má i obdělávání půdy za nevhodné vlhkosti, přejezdy těžké mechanizace, závlaha a peptizační účinek minerálních hnojiv (Pagliai et al., 2004).
Stabilita půdní struktury je obvykle zkoumána v povrchových horizontech půdy, kde se nejvíce projevuje účinek působení desagregačních mechanismů (např.: vliv deště), ovlivnění kořenovým systémem rostlin a různý způsob hospodaření na půdě. Cílem této práce bylo zjistit stabilitu půdní struktury v půdním profilu v závislosti na měnících se vlastnostech vybraných půdních typů s využitím mikromorfologických snímků.

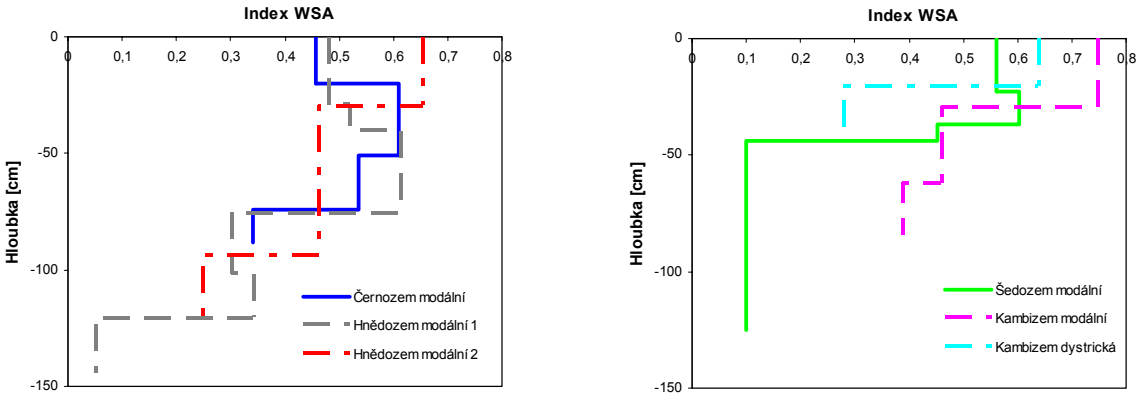
## MATERIÁL A METODY

Stabilita půdní struktury byla zkoumána u následujících půdních typů: černozem modální na spraši (Ivanovice), hnědozem modální 1 na spraši (Hněvčeves), hnědozem modální 2 na sprašové hlíně (Kostelec nad Orlicí), šedozem modální na spraši (Čáslav), kambizem modální pararule na (Humpolec) a kambizem dystrická na ortorule (Vysoké nad Jizerou). Ve všech případech se jednalo o ornou půdu.
Pro každý půdní typ byla vykopána půdní sonda, detailně popsán půdní profil a odebrány vorky z jednotlivých půdních horizontů. U všech vzorků byla stanovena stabilita půdní struktury (respektive agregátů) metodou navrženou Le Bissonnais (1996) a metodou stanovení ve vodě stabilních agregátů (Nimno a Perkins, 2002). Porovnání těchto metod je uvedeno v Rohošková a Valla (2004). Dále byly stanoveny základní půdní vlastnosti. Zrnitost byla stanovena areometrickou metodou, $pH_{KCl}$ bylo stanoveno ve výluhu 1 M KCl, kationtová výměnná kapacita (KVK) byla stanovena metodou dle Bowera, množství oxidovatelného uhlíku (Cox) bylo stanoveno modifikovanou Tjurinovou metodou, kvalita humusu byla hodnocena podle barevného kvocientu $Q_{4/6}$, který je dán poměrem absorbancí výluhu zeminy v 0,05 M roztoku difosforečnanu tetrasodného při vlnových délkách 400 a 600 nm. Z jednotlivých půdních horizontů byly také odebrány velké agregáty, ze kterých byly vytvořeny půdní výbrusy pro studium půdní struktury v mikroskopickém měřítku.

## VÝSLEDKY

Průběh stability půdní struktury vyjádřené indexem ve vodě stabilních agregátů (WSA) je znázorněn na obrázku 1. Výsledky stanovení stability agregátu metodou Le Bissonnais (1996) v tomto příspěvku nejsou uvedeny. Index WSA je vhodnější pro porovnávání stability půdní struktury mezi jednotlivými půdními typy, protože z analýzy jsou vyloučeny částice písku > 0,25 mm. Na obrázku 2 je znázorněn průběh vybraných půdních vlastností (Cox, obsah jílu) v profilu jednotlivých půdních typů.
U obou kambizemí a v hnědozemi modální 2 na sprašové hlíně byla stabilita agregátů vyšší v humusovém (A) horizontu než ve vnitřních horizontech (B, C), což je způsobeno vyšším obsahem Cox. Na mikromorfologických snímcích se ukázalo, že agregáty v obou kambizemích jsou slabě vyvinuty. Jejich stabilita však byla vysoká pravděpodobně díky přítomnosti oxidů železa v těchto půdách.
U černozemě modální byla stabilita agregátů v horizontu Ac vyšší než v horizontu Ap a to i přesto, že obsah humusových látek byl nižší. To může být způsobeno díky zvýšenému obsahu jílu a přítomnosti různých forem $CaCO_3$, a především proto, že agregáty v Ac horizontu nejsou narušovány orbou. V hnědozemi modální 1 na spraši byla stabilita struktury nejvyšší v horizontu Bt, což bylo způsobeno vyšším obsahem jílu a přítomností jílových povlaků na strukturních elementech. Pro srovnání je zde uveden mikromorfologický snímek z horizontu Ap, kde jílové povlaky nejsou přítomny, a snímek z horizontu Bt, kde jsou výrazně vyvinuty (obr. 3). Vliv orby a přítomnosti jílových povlaků je také patrný na průběhu stability

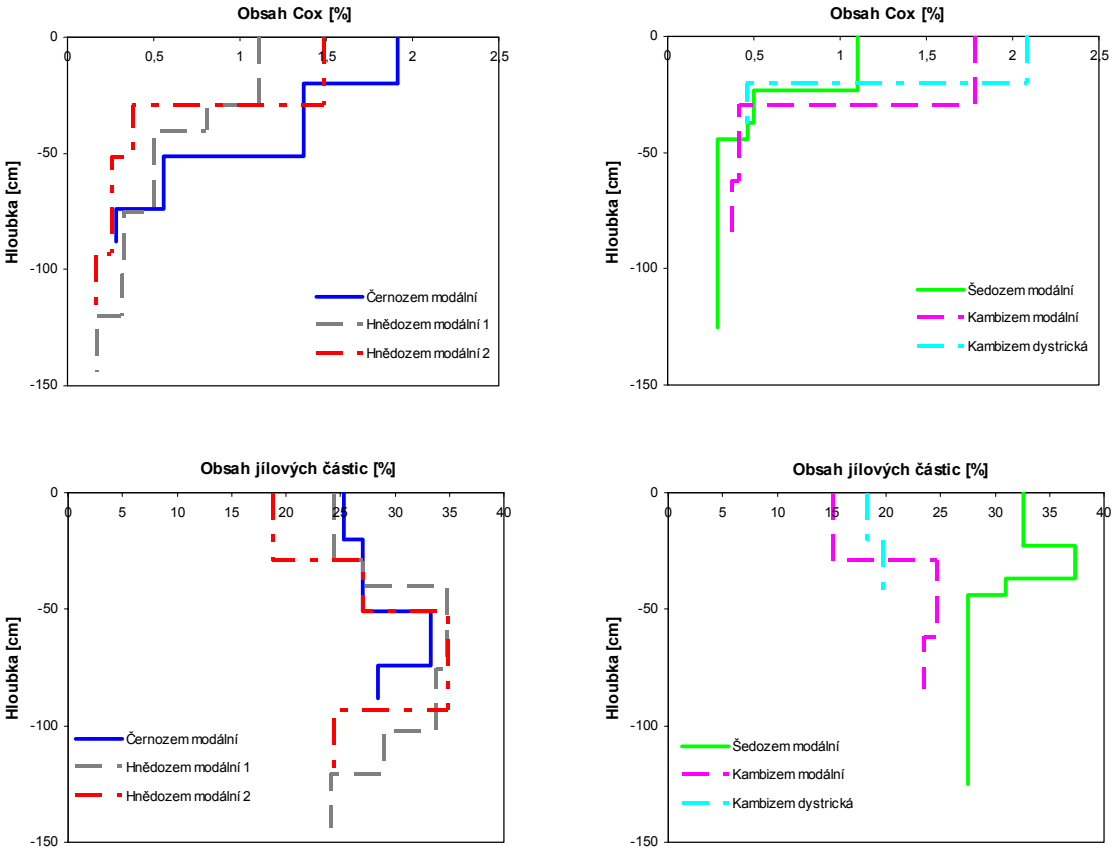
půdní struktury v šedozemi modální na spraši, kde opět došlo ke zvýšení stability agregátů v horizontu Bth. Touto problematikou se také zabývají Kodešová et al. (2006c).



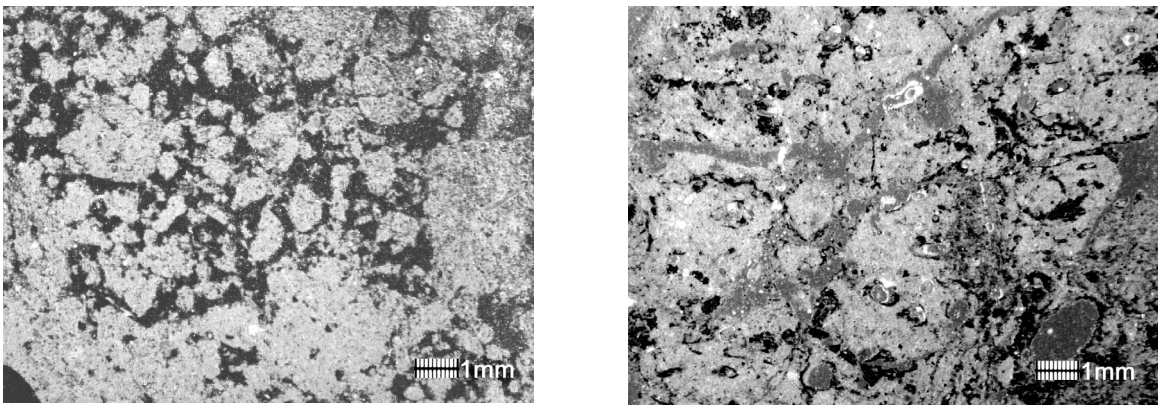

*Obr. 1: Stabilita půdních agregátů vyjádřená indexem ve vodě stabilních agregátů (WSA)*

## DISKUZE A ZÁVĚR

Ukázalo se, že studium základních půdních vlastností (především Cox a obsah jílu) spojené se studiem mikromorfologických snímků je vhodné pro hodnocení stability půdní struktury. Stabilita půdní struktury je výsledkem působení různých půdotvorných procesů, což je jasně vidět na průběhu stability půdní struktury a půdních vlastností u černozemě modální a hnědozemi modální 1. Stabilita agregátů se měnila v závislosti především na obsahu organické hmoty, obsahu jílu, přítomnosti různých forem $CaCO_3$ a oxidů železa. V příspěvku byl ukázán významný vliv uspořádání jílových částic. Výskyt jílu ve formě jílových povlaků a výplní zvýšil stabilitu agregátů. Ukazuje se, že jílové povlaky a výplně mají v půdním prostředí důležitou úlohu z mnoha hledisek. Byl například také prokázán vliv jílových povlaků na hydraulické vlastnosti půd a režim půdní vody v Kodešová et al. (2006a,b).




*Obr. 2: Průběh vybraných půdních vlastností (Cox, obsah jílu) v půdním profilu*




**Ap 0 – 29 cm** **Bt 40 – 75 cm**

*Obr.3: Mikromorfologické snímky z půdního profilu hnědozemě modální 1 na spraši (Hněvčeves)*

**PODĚKOVÁNÍ**
Příspěvek vznikl za podpory grantů č. GA ČR 103/05/2143 a MSM 6046070901.

**LITERATURA**

Barthes, B., Roose, E. (2002): Aggregate stability as an indicator of soil susceptibility to runoff and erosion; validation at several levels. Catena, 47: 133-149.

Bronick, C.J., Lal, R. (2005): Soil structure and management: a review. Geoderma, 124: 3-22.

Kodešová, R., Kodeš. V., Žigová, A., Šimůnek, J. (2006a): Impact of plant roots and soil organisms on soil micromorphology and hydraulic properties. Special Issue of Biologia, in press.

Kodešová, R., Kodeš. V., Žigová, A. (2006b): Vliv pedogenetických procesů na vytváření pórových systémů a následně na hydraulické vlastnosti půd. Sborník Pedologické dny 2006.

Kodešová, R., Žigová, A., Rohošková, M., Kodeš. V., Kutílek, M. (2006c): Impact of soil micromorphology an stability of soil structure and soil hydraulic properties. CD proceedings of 18th WCSS, Philadelphia, ASA-CSSA-SSSA.

Le Bissonnais, Y. (1996): Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: Theory and methodology. European Journal of Soil Science, 47: 425-437.

Le Bissonnais, Y., Arrouays, D. (1997): Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: II. Application to humic loamy soils with various organic carbon contents. European Journal of Soil Science, 48: 39-48.

Nimno, J.R., Perkins, K.S. (2002): Aggregate stability and size distribution. In: Dane J. H., Topp, G.C. [ed.]: Methods of Soil Analysis, Part 4 - Physical Methods. Soil Science Society of America, Inc. Madison, USA. 317-328.

Pagliai, M., Vignozzi, N., Pellegrini, S. (2004): Soil structure and the effect of management practices. Soil and Tillage Research, 79: 131-143.

Robinson, D.A., Phillips, C.P. (2001): Crust development in relation to vegetation and agricultural practice on erosion susceptible, dispersive clay soils from central and southern Italy. Soil and Tillage Research, 60: 1-9.

Rohošková, M., Valla, M. (2004): Comparison of two methods for aggregate stability measurement. Plan Soil Environ., 50, 2004(8): 379-382.

Six, J., Elliott, E.T., Paustian, K., Doran, J.W. (1998): Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. Soil Science Society of America Journal, 62: 1367-1377.

Six, J., Feller, C., Denef, K., Ogle, S.M. (2002): Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - Effect of no-tillage. Agronomie, 22: 755-775.

Whitbread, A.M., Lefroy, R.D.B., Blair, G.J. (1998): A survey of the impact on soil physical and chemical properties in north-western New South Wales. Australian Journal of Soil Research, 36: 669-681.

# GENÉZA PÔD URBÁNNYCH EKOSYSTÉMOV

# GENESIS OF SOILS IN URBAN ECOSYSTEMS

**Jaroslava SOBOCKÁ**

*Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy Bratislava, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava, SR, e-mail: sobocka@vupu.sk*

**Abstrakt**
Identifikácia a mapovanie pôd urbánnych ekosystémov je odlišné od pôd vyskytujúcich sa v prírodnej krajine. Všeobecne genéza pôd urbánnych ekosystémov je podmienená mladým vekom (substrátové pôdy), prevažne heterogénnym pôdotvorným substrátom, extrémnymi pôdnymi vlastnosťami, nadmerným obsahom prachu, rôznych kontaminantov a patogénnych organizmov. Veľmi dôležitými diagnostickými znakmi týchto pôd sú prítomnosť artefaktov a „človekom premiestnený materiál“, ktoré vyčleňujú urbánne pôdy od prírodných typov pôd. V príspevku sú odlišne chápané a definované urbánne pôdy a antropogénne pôdy. Sú uvedené najnovšie definície pôd, na základe ktorých sa urbánne pôdy zaraďujú do svetového klasifikačného systému pôd WRB 2006 (technosoly) vrátane uvedenia základných diagnostických materiálov a znakov. Na príklade mesta Bratislavy je uvedený príklad mapovania urbánnych pôd.

**Kľúčové slová:** urbánna pôda, antropogénna pôda, pedogenéza, epiderma Zeme, technosol

**Abstract**
Identification and mapping of soils in urban ecosystems is different as those soils occurring in landscape. Generally, genesis of soils in urban ecosystems is conditioned by young age (substrata soils), prevailingly by heterogeneous parent material, extreme soil properties, abundance of dust, and various contaminants and pathogenic germs. Very important diagnostic features of these soils are artefacts presence as well as “human-transported material” which separate anthropogenic soils apart natural soils. In the contribution, urban soils and anthropogenic soils are perceived and defined differently. There are introduced the latest soil definitions, on the base of which urban soils are included in the World Reference Base 2006 (Technosols) incl. basic diagnostic materials and features presentation. As an example of urban soils mapping is introduced procedure of mapping in the city Bratislava.

**Key words:** urban soil, anthropogenic soil, soil genesis, epidermis of the Earth, Technosol

## ÚVOD

Výskum urbánnych pôd je považovaný za nový odbor pôdoznalectva. Sústreďuje sa na výskum takmer všetkých pôd vyskytujúcich sa v urbanizovanom, priemyselnom, dopravnom, banskom i vojenskom území. Diagnostika urbánnych pôd je odlišná od diagnostiky prírodných pôd, pôdy sa väčšinou primárne vyvíjajú z antropogénnych substrátov a v mnohých prípadoch sa vyznačujú extrémnymi morfologickými, fyzikálnymi, chemickými a biologickými vlastnosťami. Niektoré z významných znakov sú: nízky vek genézy, substrátový pôvod, prítomnosť rôznych typov artefaktov, ale tiež silná náchylnosť na akúkoľvek formu pôdnej degradácie. Ako najvýznamnejšie formy pôdnej degradácie sú definované nasledovné: kontaminácia, acidifikácia, salinizácia, redukcia, eutrofizácia, erózia, kompakcia, nadmerný výskyt patogénnych organizmov, apod.
Pri porovnaní s prírodnými, resp. poľnohospodársky ovplyvnenými pôdami, urbánne pôdy sa môžu meniť extrémne na veľmi krátke vzdialenosti, čo spôsobuje problémy pri mapovaní,

väčšina urbánnych pôd je relatívne mladá, vytvorená pôdnym zmiešaním pri stavebných aktivitách a s prítomnosťou rôznych artefaktov (odpadu). Urbánne pôdy sú často znečistené škodlivými látkami zo širokého okruhu emisných zdrojov. Takéto zdroje sú plynné emisie pri spaľovaní uhlia a fosílnych palív, povrchová abrázia (napr. doprava spôsobuje abráziu pouličného povrchu a automobilových pneumatík), vyplavovanie odpadu (komunálneho), emisie chemického a metalurgického priemyslu alebo zasoľovanie ulíc počas zimného obdobia, ai.

**URBÁNNE A ANTROPOGÉNNE PÔDY**

Terminologicky treba rozlíšiť dva pojmy: urbánne a antropogénne pôdy. Termín „*urbánne pôdy*“ bol zavedený Burghardtom (1994) ako všeobecný terminologický koncept pre pôdy vyskytujúce sa v urbanizovanom, priemyselnom, dopravnom, banskom a vojenskom území. Tieto pôdy možno veľmi ľahko odlíšiť podľa toho, v akom priestore sa nachádzajú. T.j. pôdy nachádzajúce sa v banskom území sú banské pôdy, industriálne pôdy sú pôdy priemyselných oblastí, ap. Tento prístup založený na princípe lokalizácie je ich základným diferenciačným kritériom (Sobocká 2001). Nejedná sa o pedologickú klasifikáciu, ale o určitý ukazovateľ funkcií a manažmentu týchto pôd a ich porovnanie s ostatnými pôdami.

Termín *„antropogénne pôdy“* predstavuje zovšeobecnený pojem pre pôdy zaradené do tried podľa antropogénnych diagnostických znakov a materiálov t.j. ide o klasifikačný koncept, ktorý využíva klasifikačný postup pre zaradenie pôd do skupiny antropogénnych pôd (Sobocká, 2003). Tento prístup odmieta tzv. klasifikáciu urbánnych pôd chápanú ako pedologický koncept.

**NOVÉ DEFINÍCIE PÔDY**

Aby sa urbánne pôdy začlenili do klasifikačného systému pôd, bolo potrebné detailnejšie prehliadnuť súčasné definície pôd a navrhnúť také, do ktorých by sa mohli tieto pôdne telesá zahrnúť.

V rámci pedogenézy WRB (1998) chápe „pôdny pokryv ako kontinuitné pôdne teleso, ktoré má tri priestorové a jednu časovú dimenziu.... Je tvorené minerálnymi a organickými zložkami a zahrňuje pevnú, tekutú a plynnú fázu. Zložky pôdy sú organizované do štruktúr, ktoré sú špecifické pre pôdne médium a ktoré vychádzajú z histórie pôdneho pokryvu a z jeho súčasnej dynamiky a vlastností....“ Táto definícia zdá sa, že vylučuje pôdne telesá bez organickej hmoty alebo aj telesá bez vnútornej pedologickej organizácie. Ak by sa to bralo striktne, mnoho regosolov by bolo z klasifikácie vylúčených.

V deviatej verzii Soil Taxonomy (2003) sa pôda definuje ako: „...prírodné teleso zložené z pevnej (minerálna a organická hmota), tekutej a plynnej zložky, ktorá sa vyskytuje na zemskom povrchu, zaberá priestor a je charakterizované jednou alebo dvoma nasledujúcimi horizontmi alebo vrstvami, ktoré sú rozlíšiteľné od iniciálneho materiálu ako výsledok príjmu, straty, transferu a transformácie energie a hmoty alebo aj schopnosťou podporovať zakorenenie rastlín v prírodnom environmente.“ Táto definícia, zdá sa vylučuje surový materiál vzniknutý technickými procesmi, skutočné slovné spojenie „prírodné teleso“, tiež vylučuje akékoľvek ovplyvnenie pôdy človekom, hoci to určite nebol zámer.

Oveľa jednoduchší koncept je využívaný planetárnymi vedcami a civilnými inžiniermi Bullock *et al.* (1994): „pôda je akýkoľvek nekonsolidovaný materiál s veľmi špecifickým povrchom a s troma fázami (pevná, tekutá, plynná)“. Napr. termín „pôda“ využívaný v US armáde je definovaný ako „pôda principiálne zložená z desintegrovaných a rozložených častíc horniny. Tiež obsahuje vzduch a vodu ako aj organickú hmotu pochádzajúcu z rozkladu rastlín a živočíchov. Podložná hornina by mala byť pevná časť zemskej kôry, ktorá sa skladá z masívnych formácií zlomených (porušených) štruktúrnymi pohybmi.“

V súčasnosti Nachtergaele (2005) preformuloval otázku „čo je pôda?“ do praktickejšej otázky „čo by mal pôdoznalec študovať?“ Vytvára určitý prechod pôdoznalectva do vedy o epidermickom materiáli, čo je z hľadiska pôdnej klasifikácie a mapovania veľká výhoda. To znamená, že pôdoznalec môže pomenovať všetky telesá na povrchu Zeme, ktoré vytvárajú prienik medzi atmosférou, hydrosférou, litosférou, biosférou a antroposférou. Takto možno pracovať so všetkými environmentálnymi zdrojmi, ktoré sú označené ako povrchová zóna

prieniku jednotlivých sfér – t.j. objekt pôdoznalectva je chápaný ako *epiderma* Zeme. Nachtergaele (2005) ďalej rozdeľuje epidermu Zeme do štyroch tried, z nich dve sa nazývajú „materiály“ a ďalšie dve pôdy v tradičnom zmysle, avšak všetky triedy možno ucelene klasifikovať a mapovať.
Tento progresívny prístup prijalo aj najnovšie vydanie World Reference Base (2006). Uvádza, že má veľa predností, predovšetkým dovoľuje riešiť environmentálne problémy v systematickom i holistickom prístupe a zabráni rôznym sterilným diskusiám o univerzálnosti pôdnych definícií. WRB (2006) definuje objekt klasifikácie ako „akýkoľvek materiál do 2 m od zemského povrchu, ktorý je v kontakte s atmosférou s vylúčením vyšších živých organizmov, území so súvislým ľadom a vodných plôch“. Definícia takto zahrňuje súvislé horniny a materiály, dláždené a asfaltové urbánne pôdy, pôdy priemyselných území, jaskynné pôdy a subakválne pôdy do 2 m.

**KONCEPT TECHNOSOLOV**

Technosoly vo WRB 2006 sú definované ako pôdy so silným pôsobením človeka, obsahujúce artefakty. Treba ich odlíšiť od Antrosolov, ktoré predstavujú pôdy s dlhodobým a intenzívnym poľnohospodárskym využívaním. Vlastnosti a pedogenéza technosolov sú dané ich technickým pôvodom. Obsahujú významné množstvo artefaktov alebo sú pokryté technickou horninou (materiál vytvorený človekom, majúci iné vlastnosti ako prírodná hornina). Tvoria pôdy z odpadov (výplne krajiny, kaly, škvara, banská hlušina a popolčeky), z dlažby s podložným nekonsolidovaným materiálom a tzv. geomembránou a pôdy zložené z človekom vytvorených materiálov.
Pôdotvorný substrát predstavujú všetky druhy materiálov vytvorené, alebo vystavené ľudským aktivitám, ktoré sa inak prirodzene nevyskytujú na povrchu Zeme. Pedogenéza týchto pôd je silne závislá na materiáli a jej organizácii. Vývoj profilu nie je žiadny, alebo len veľmi slabý, hoci na pochovaných pôdach sú zachované sekvencie horizontov. Lignity a popolčeky získavajú po určitom čase vitrické a andické vlastnosti. Pôvodné profily možno tiež pozorovať v kontaminovaných prírodných pôdach.
Je pravdepodobné, že technosoly sú oveľa viac kontaminované, než ostatné pôdy v systéme. S pôdami treba zaobchádzať opatrne, pretože môžu obsahovať rôzne toxické látky pochádzajúce z priemyselnej činnosti. Veľa technosolov tvorí odpadové jamy, výsypky, ktoré sú pokryté vrstvou prírodného pôdneho materiálu z rekultivačných dôvodov. Táto vrstva je súčasťou Technosolov za predpokladu, že spĺňa požiadavky: > 20 % artefaktov do 100 cm od povrchu pôdy, súvislá vrstva horniny, scementovanej alebo stvrdnutej vrstvy, ktorá je plytšia.
Ako diagnostické materiály vo WRB 2006 sú uvedené dva: artefakty a technická hornina.
Artefakty sú pevné alebo kvapalné látky, ktoré majú:

1. jednu alebo obidve z nasledujúcich vlastností: a) sú vytvorené alebo podstatne modifikované človekom ako súčasť priemyselnej alebo manuálnej výroby, b) na povrch sa dostávajú z hĺbky pôsobením ľudských aktivít a sú podstatne odlišné od okolitého environmentu
2. majú v podstate tie isté vlastnosti ako prvotne vyrobené, modifikované, alebo odkryté materiály.

Príklady artefaktov sú tehly, keramika, sklo, drvený alebo opracovaný kameň, priemyselný odpad, smeti, spracované ropné látky, banská hlušina, surová nafta ai.
Technická hornina je konsolidovaný materiál vytvorený priemyselným procesmi s vlastnosťami, ktoré podstatne odlišnými od prírodných materiálov.
Technosoly (TC) je nová referenčná pôdna skupina vo WRB 2006. Sú to pôdy, ktoré majú:

1. > 20 % (objemových, vážených priemerov) artefaktov vo vrchných 100 cm od povrchu pôdy alebo súvislú technickú horninu, scementovanú alebo stvrdnutú vrstvu, ktorá je plytšia,
2. postupnú, veľmi pomaly priepustnú až nepriepustnú, konštrukčnú geomembránu určitej hrúbky do 100 cm od povrchu (stavebné prvky ciest, železníc, budov, ap.)
3. technickú horninu začínajúcu 5 cm od povrchu a pokrývajúcu > 95 % horizontálnej rozlohy pôdy (dlažba, asfalt, betón ai.)

PRE DIAGNOSTIKU URBÁNNYCH PÔD UVÁDZAME NAJDÔLEŽITEJŠIE PREFIXY:
*ekranický* (ek) – majúci technickú horninu do 5 cm od povrchu pôdy a pokrýva > 95 % horizontálnej rozlohy pedonu,
*linický* (lc) – majúci súvislú, veľmi slabo priepustnú až nepriepustnú konštrukčnú geomembránu určitej hrúbky do 100 cm od povrchu,
*urbický* – majúci vrstvu hrubú > 20 cm do 100 cm od povrchu pôdy s prítomnosťou > 20% artefaktov (objem., váž. priem.), obsahujúci > 35 % stavebného, zbúraniskového materiálu a pozostatkov ľudského osídlenia,
*spolický* (sp) – majúci vrstvu hrubú > 20 cm do 100 cm od povrchu, s > 20 % (objem., váž. priem.) artefaktov, obsahujúci > 35 % priemyselného odpadu (banská hlušina, vyťažený materiál),
*garbický* (ga) – majúci vrstvu hrubú > 20 % do 100 cm od povrchu pôdy s > 20 % (objem., váž. priem.) artefaktov, > 35 % organický odpadový materiál (komunálny odpad, smetiská)
*technický* (te) – majúci > 10 % artefaktov (objem., váž. priem.) do 100 cm od povrchu pôdy, alebo súvislú horninu, scementovanú alebo stvrdnutú vrstvu, ktorá je plytšia
*transportický* (tn) – majúci vrstvu > 30 cm hrubú s pevným alebo tekutým materiálom, ktorá bola premiestnená z pôvodného územia (okrem bezprostredného susedstva) zámernou ľudskou činnosťou, obyčajne pomocou mechanizácie a bez viditeľného opracovania alebo premiestnenia prírodnými silami,
*toxický* (tx) – majúci vo vrstve do 50 cm od povrchu pôdy toxické koncentrácie organických a anorganických látok iných ako sú
*antrotoxický* (atx) – majúci vo vrstve do 50 cm od povrchu pôdy koncentrácie toxických látok výrazne pôsobia na zdravie človeka, ktorý prichádza do kontaktu s ňou,
*ekotoxický* (etx) – majúci vo vrstve do 50 cm od povrchu pôdy dostatočne vysoké a perzistentné koncentrácie organických a anorganických látok, ktoré výrazne pôsobia na ekológiu pôdy, zvlášť na populáciu mezofauny,
*fytotoxický* (ptx) – majúci vo vrstve do 50 cm od povrchu pôdy koncentrácie iných iónov ako Al, Fe, Na, Ca a Mg,ktoré výrazne pôsobia na rast rastlín
*zootoxický* (ztx) – majúci vo vrstve do 50 cm od povrchu pôdy dostatočne vysoké a perzistentné koncentrácie organických a anorganických látok, ktoré výrazne pôsobia na zdravie zvierat vrátane ľudí, ktorí prijímajú rastliny rastúce na týchto pôdach
*densický* (dn) – majúci umelú kompakciu materiálu do 50 cm od povrchu pôdy, ktorá bráni prieniku koreňov.

**MAPOVANIE URBÁNNYCH PÔD**
V urbanizovanej krajine sa uvažujú odlišné prístupy a metódy pri hodnotení pôd a zaobchádzaní s pôdou. Urbánne pôdy nie sú „panensky“ neporušené miesta, väčšina z nich je umelo vytvorená ako dôsledok rôznych antropizačných činností v urbanizovaných územiach, ktoré zahrňujú veľké množstvo využívaných technológií, rekultivačných, či degradačných postupov a procesov, ktoré sa podieľajú na ich charakteristike.
V pôdnej geografii sa pre prieskum a mapovanie pôd zaužívali termíny:

- *pedon*, ktorý slúži pre popis pôdneho profilu a zachytáva rôzne morfologické, fyzikálne, chemické i biologické vlastnosti vrátane pôdotvorných substrátov, diagnostikuje pôdne horizonty a vrstvy a pôdne znaky, je podkladom pre klasifikačné zatriedenie v pôdnom systéme, na mape sa javí ako bod
- *polypedon*, je definovaný ako homogénny výrez z pedosféry, skladajúci sa z viacerých pedonov so znakmi priestorovej štruktúry, je identický s elementárnym pôdnym areálom, v urbanizovaných územiach môže zaberať malé plôšky v dôsledku zastavania pôd dlažbou, asfaltom a pod., pre mapovanie nie je vhodný, je súčasťou určitého urbánneho pedotopu,
- *pedotop,* je základná pedogeografická i kartografická jednotka, relatívne pedologicky homogénna a mapovateľná vo veľkých mierkach (1:500, 1:1 000, 1:5 000), pripúšťa sa, aby základný pedon, resp. polypedon predstavoval asi 85 % plochy, ostatné pedony majú prechodný charakter, avšak bez podstatnej zmeny základných pedologických

vlastností, na základe pedotopov možno mapovať pôdne jednotky malé približne 0,2 – 0,5 ha,

- *urbánny pedotop,* je pedogeografická i kartografická jednotka, ktorá sa nachádza a mapuje v urbanizovanom, priemyselnom, dopravnom, banskom i vojenskom geografickom priestore, je charakteristická tým, že obsahom pôdnej jednotky môžu byť prvky zastavanosti územia (budovy, dlažby, asfalt, dopravné línie, porušené územia a pod.). Má určitý charakter zástavby (pattern) napr. urbánny pedotop vilovej zástavby, cintorínov, sídlisk, detských hracích priestorov a pod. a tiež intenzitu zástavby (pokrytie plochy zástavbou) vyjadrenú najčastejšie v percentách.
- *urbánny ekosystém,* je ekologická kategória pre vyhraničenie ekologického systému v urbanizovanej krajine a predstavuje funkčnú sústavu abiotických, biotických a socio-ekonomických zložiek životného prostredia.
- *pedo-urbánny ekosystém,* je ekologická kategória pre vyhraničenie ekologického systému v urbanizovanej krajine posudzovaného vo vzťahu ku pôde, t.j. zdôrazňuje sa funkčnosť pôdnych zložiek k ostatným zložkám životného prostredia.

Pre mapovanie urbánnych pedotopov možno využiť: mapy využitia zeme, resp. urbánnych ekosystémov, orto-foto letecké snímky, detailné topografické mapy, a pod. Dôležitým prvkom mapovania urbánnych pedotopov je vzťahovať daný spôsob využitia územia k pôde, t.j. rešpektovať pôdu ako súčasť jej využitia v urbanizovanom priestore vrátane definovania nárokov na jej kvalitu. Treba však podotknúť, že v rámci urbanizovaných a priemyselných území nachádzame aj prírodné pôdne typy, ktoré možno mapovať v kombinácii s antropogénnymi.

## PRÍKLAD MAPOVANIA PÔD MESTA BRATISLAVY

Príkladom mapovania urbánnych pôd je pilotný prieskum urbánnych pôd mesta Bratislavy, kde sa demonštruje metodický postup mapovania a hodnotenia environmentálnych rizík vyplývajúcich z pôdy (Sobocká *et al.* 2006). Pôdny prieskum týchto pôd je pomerne obtiažny nakoľko okrem pedologických údajov sa vyžadujú aj charakteristiky týkajúce sa pôdnej hygieny, kvality podzemných vôd, pôdnej erózie, distribúcie polutantov, kvalita pôdotvorných substrátov a technogénnych materiálov, prítomnosť artefaktov, apod. Všeobecne je založený:

1. na identifikácii a delineácii pedo-urbánnych ekosystémov, t.j. systémov vzťahujúcich sa špeciálne k pôdam (napr. charakteristický pattern priemyselných území, obytných štvrtí, dopravnej infraštruktúry, rekreačných území, detských ihrísk a pieskovísk, apod.);
2. na hodnotení kvality urbánnych pôd na základe pôdneho prieskumu urbánnych pedotopov: napr. výber reprezentatívnych profilov, popis a analýza vybraných pedologických vlastností, odber prachu a analytické meranie povrchovej kontaminácie, uvažuje sa percentuálna zastavanosť územia, apod.
3. na vytvorení pôdnych klasifikačných kategórií (resp. asociácií) a delineácii urbánnych pôdnych jednotiek v zmysle platného Morfogenetického systému pôd SR (2000).

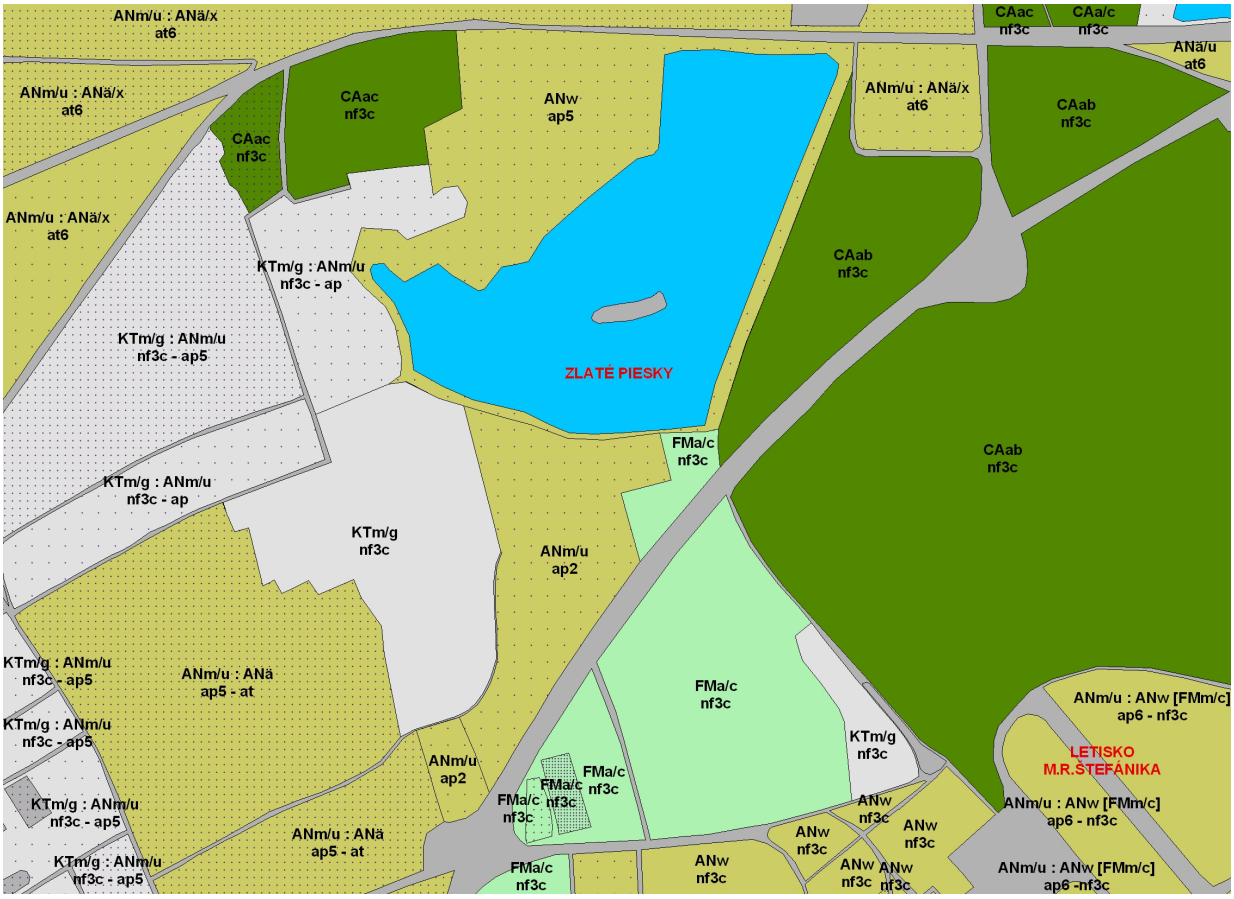
Príkladom mapovania urbánnych pôd je výrez Pôdnej mapy mesta Bratislavy v mierke 1:10 000 (obr. 1). Ako základ pre mapovanie územia sa použili orto-foto mapy skenované v júli 2002 (1:5 000 digitalizácia do 1:25 000), topografické mapy, mapa urbánnych ekosystémov a ostatné dostupné podklady.

## ZÁVER

Genéza urbánnych pôd v súlade so súčasne platným klasifikačným systémom pôd SR zohľadňuje niekoľko dominantných aspektov: substrátový pôvod antropogénneho materiálu, prítomnosť artefaktov a človekom premiestnený (transportovaný) materiál. Heterogenita sekvencií pôdnych vrstiev a horizontov je spôsobená predovšetkým ľudskými aktivitami rôzneho pôvodu, predovšetkým však stavebnými, priemyselnými, banskými, ťažobnými, spracovateľskými a inými technológiami.

Pri uvažovaní nových pôdnych jednotiek v klasifikačnom systéme SR, ktorý zatiaľ nemožno považovať za dokonalý, napomôže tiež najnovšie zaradenie technosolov do WRB 2006.

Obr. 1. Výrez pôdnej mapy mesta Bratislavy s percentuálnym zastúpením zastavaného územia: 0-30, 30-60, 60-90, >90 (bodkovaná šrafáž)




Veľmi progresívnym prvkom je riešená definícia objektu pôdoznalectva. Tzv. epiderma Zeme nezahrňuje do klasifikácie len klasické pôdne útvary, ale oj ostatné materiály na styku všetkých geosfér Zeme vrátane technických prvkov, čo umožní mapovanie celého povrchu Zeme. Do diagnostiky technosolov sú zahrnuté ako najdôležitejšie artefakty a technické horniny, ktoré obsahujú konštrukčné geomembrány, čo predstavujú nepriepustné technické materiály (podklady stavieb, ciest, železníc) a technické horniny (dlažba, asfalt, betón). Okrem toho je predpoklad, že daný materiál je kontaminovaný rizikovými látkami, alebo inak degradovaný (prítomnosť prachu, patogénnych zárodkov), preto sa doporučuje veľká opatrnosť pri popise pôdnych profilov. Uvedené diagnostické znaky a materiály pre technosoly umožňujú urbánne pôdy klasifikovať (pomocou sufixov a prefixov) a mapovať urbánne pôdne jednotky prakticky na celej ploche mesta.

Mapovanie urbánnych pôdnych jednotiek sa demonštruje na príklade mesta Bratislavy. Je uvedených niekoľko definícií, ktoré sú teoreticko-metodologickým predpokladom pre mapovanie pôd v urbanizovanom prostredí – urbánny pedotop, urbánny ekosystém, pedo-urbánny ekosystém. Zdôrazňuje sa fakt, že pri mapovaní pôd sa musí zohľadniť dominancia urbánnych pedotopov a pedourbánnych ekosystémov.

## LITERATÚRA

Burghardt, W. (1994): Soil in urban and industrial environments. Zeitschrift Pflanzenernähr. Bodenkunde, 157, 205-214.

Bullock, M.A., Stoker, C.R., McKay, C.P., Zent, A.P. (1994): A coupled soil-athmosphere model of $H_2O_2$ on Mars. Icarus, 107(1): 142-154.

ISSS-ISRIC-FAO (1998): World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Reports, 84. 88 p.

ISSS-ISRIC-FAO (2006): World Reference Base for Soil Resources 2006. World Soil Resources Reports, 103. FAO, Rome, 2006, 128p. ISSN 0532-0488

Kolektív (2000): Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. Bazálna referenčná taxonómia. VÚPOP Bratislava, 76 s.

Nachtergaele, F. (2004): The soils to be classified in the World Reference Base for Soils Resources. In Krasiľnikov, P.V. (ed). Soil Classification 2004, Petrozavodsk, Russia.

Rossiter, D.G. (2004). Proposal: Classification of urban and industrial soils in the World Reference Base for Soil Resources (WRB) 2006. Draft for comments, 24 November, 2004, 15p.

Sobocká, J. (2001): New Trends in Anthropogenic Soil Groups Formation. In: Soil Anthropization VI. Proceedings of the Int. Workshop Bratislava, June 20-22, 2001, pp. 39-42.

Sobocká, J. (2003): Urban Soils vs. Anthropogenic Soils, their Differentiation and Classification. Final Program and Abstracts Book, SUITMA Int. Conf., July 9-11, 2003 Nancy, France, pp.41-42.

Sobocká, J., Jaďuďa, M., Poltárska, K. (2006): Urbánne pôdy ako environmentálny faktor kvality života v mestách (príklad mesta Bratislavy) Záverečná správa Projekt APVT-27-022602. VÚPOP Bratislava, 44s.

Soil Survey Staff (2003): Keys to soil taxonomy. Washington DC, US Goverment Printing Office, 9th edition, 332p.

# GEOGRAFICKÉ ASPEKTY PROCESU KOLUVIACE

# Geographical aspects of colluviation

**Luděk ŠEFRNA, Tereza ZÁDOROVÁ**

*Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy, Katedra fyzické geografie a geoekologie, Albertov 6, 120 00, sefrna@natur.cuni.cz, tereza.zadorova@seznam.cz*

**Abstrakt**
Koluviace je jedním ze zásadních procesů ovlivňujících strukturu půdního krytu. Plošné rozšíření a mocnost koluvizemí je tak možno chápat jako indikátory změn krajiny, jejichž důsledky jsou patrné v široké škále přírodních procesů. Výzkum koluvizemí byl prováděn ve čtyřech fyzickogeograficky odlišných oblastech (sprašové regiony Žďánického lesa a Polomených hor a kristalinikum středních Čech a podhůří Šumavy). Pro posouzení intenzity a rychlosti koluviace byly sledovány geomorfologické, geologické a půdní poměry. Hlavními použitými metodami byly dálkový průzkum Země, modelování reliéfu a základní chemické a fyzikální půdní analýzy. Výsledky ukázaly značné rozdíly ve výskytu a vlastnostech koluvizemí. Počáteční stadium koluviace vede v mnoha případech ke zvyšování úrodnostních parametrů půd, pokročilé fáze se naopak vyznačují postupným překrýváním půdy nehumózním materiálem. Toto konečné stadium koluviace považujeme za důkaz retrográdního vývoje půdního krytu, jehož posledním článkem je vznik subfosilních půd.

**Klíčová slova:** koluvizem, půdní katéna, mapování půd

**Abstract**
Colluviation is one of the most important processes affecting the structure of soil cover. Spatial distribution of the colluvisoils as well as their depth are considered to be the indicators of landscape changes, whose impacts are evident in a broad range of natural processes. There were four geographically different areas (loess regions Žďánický les and Polomené hory, crystalline complex of central Bohemia and Šumava foothills) chosen for the study. Geomorphological, geological and soil conditions were traced to evaluate intensity and velocity of colluviation. The main methods adopted in this study were soil analyses and terrain modelling. The results showed considerable differences in distribution and characteristics of the colluvisoils. The early stage of colluviation leads in many cases to an increasing fertility of soils, whereas the advanced forms of the process result in an overlaying of soils by mineral material. This terminal stage of colluviation can be considered as a proof of a retrograde evolution of soils, whose final phase is a formation of subfossil soils.

**Key words:** colluvisoil, soil catena, soil mapping

## ÚVOD

Koluvizemě nejsou v pedologii novým pojmem, větší pozornost je jim však věnována až v posledních letech. Tomu odpovídá i fakt, že byly samostatně zařazeny do nové Taxonomie půd ČR (Němeček a kol. 2001).

S půdním typem, o němž se bližší poznatky teprve získávají, je spojena řada dosud nezodpovězených otázek. Prvním úkolem je určení rozšíření koluvizemí a jejich následné vymapování. Zde narážíme na problém relativní morfologické nevýraznosti těchto půd a jejich fuzzy charakteru. Pro určení výskytu koluvizemí nelze v plné míře využít ani dat

geologických. Důvodem je zásadní rozpor mezi chápáním koluvia jako pojmu kvartérně geologického (akumulace v průběhu celých čtvrtohor, tedy i soliflukční sedimenty, Růžička, Růžičková 2001) a pedologického (vázáno na holocénní půdní sediment).

Druhým okruhem zájmu jsou fyzikální a chemické vlastnosti takto formovaných půd a jejich vliv na přirozenou úrodnost. Při procesu koluviace lze předpokládat, že půda v konkávních polohách bude mít díky přínosu jemných částic a organických látek zlepšené analytické vlastnosti. Je tomu skutečně tak v případě, kdy dochází k rozrušování humusového horizontu v horní části svahu a hromadění výše uvedených částic v konkávní části. Zcela opačný efekt má ovšem tento proces ve chvíli, kdy dojde v horní části svahu k obnažení spodiny a následnému zanášení půdy na úpatí hrubším minerálním materiálem, či při rýhové erozi, kdy je ukládán jak humusový, tak minerální materiál. Úrodnost koluvizemí je tedy značně diskutabilní otázkou a výrazně se liší v závislosti na charakteru eroze.

Problematiku koluviace můžeme chápat i v širším interdisciplinárním měřítku. Z pohledu pedogeografie je hlavním předmětem zájmu změna stratigrafie půd, posuny v areálovém zastoupení jednotlivých půdních typů, rozmanitost a kontrastnost půd a z nich vyplývající změny ve funkci půdy v krajině. Koluviace ovšem úzce souvisí i s dynamikou geomorfologického vývoje povrchu, a to zejména ve smyslu redistribuce hmoty v povodí. Zásadní je též změna infiltračních a retenčních vlastností, která ovlivňuje odtokové poměry v povodí. V důsledku rozrůznění půdního krytu můžeme předpokládat i vytváření nových, pro dané území ne zcela typických, biotopů, a to jak na půdách erozně zmlazených, tak akumulovaných.

## MATERIÁL A METODY

### *Výběr území*

Pro větší vypovídací hodnotu výzkumu bylo vybráno několik oblastí s různým horninovým podkladem a převládajícím půdním typem. Všechny obdělávané pozemky dosahují ve svých horních částech značných sklonů 10-20°. První skupina území byla vybrána ve starosídelních sprašových oblastech. Jedná se o černozemní oblast jižní Moravy (jižní výběžek Ždánického lesa na dolním úseku povodí Harasky, pozemky v katastrech obcí Morkůvky a Boleradice) a Kokořínska (povodí Pšovky, katastr obce Bosyně) s převládající hnědozemí. Další skupina zájmových území reprezentuje kambizemě na granodioritech středočeského žulového plutonu (okolí Sedlčan, obce Kosova Hora, Vojkov, Osečany, Křečovice) a krystalických břidlicích podhůří Šumavy (střední tok Blanice, obec Bavorov).

### *Metody*

Na zájmových pozemcích byly použity klasické metody půdního průzkumu (odběr vzorků z kopaných sond v konvexní a konkávní poloze svahu a jejich analýza) doplněné o vyhodnocení leteckých snímků a modelu reliéfu. U vzorků byla zjišťována zrnitost, sorpční vlastnosti, půdní reakce, obsah humusu, obsah karbonátů, případně další doplňkové charakteristiky.

## VÝSLEDKY A DISKUZE

### *Hloubka půdy a statigrafie profilu*

Rozdíly mezi půdními profily v různých částech svahu jsou patrné již při průzkumu v terénu. Jedná se zejména o odlišnosti v hloubce profilu a jeho stratigrafii.

Hloubka půdy narůstá zcela jednoznačně směrem k úpatí, musíme však zdůraznit značné rozdíly mezi jednotlivými pozemky. Ty jsou dané především odlišnými vlastnostmi výchozího půdního materiálu. Největší rozdíly v hloubce půdy jsou patrné v lokalitách budovaných na černozemi (od 0,3 m v konvexních polohách po 2,5-3 m v konkávních částech), zatímco v kambizemní oblasti středních Čech je zvyšování hloubky méně výrazné (nárůst hloubky činí v průměru 0,3-0,5 m, pouze v lokalitě Křečovice 0,7 m). Odlišná je

situace v případě lokality Bavorov. Mocnost směrem k úpatí výrazně narůstá (až o 0,6 m), svrchní část profilu je ovšem zanesena 0,2 m přemístěného písčitého materiálu.

Velmi výrazně se v závislosti na pozici půdy ve svahu mění statigrafie půdního profilu. V konvexních částech s vyšším sklonem dochází k více či méně intenzivnímu vymývání jemných částic z humusového horizontu, který je v řadě lokalit zcela degradován a dochází k přiorávání spodiny (zejména ve sprašových oblastech). V jihomoravských lokalitách dochází v nejsvažitějších částech k téměř úplnému vyplavení organického materiálu z ornice, která je nápadně světlá (barvou se blíží ke sprašovému substrátu). V lokalitě Bosyně na Kokořínsku je ornice v horních částech rovněž výrazně vysvětlena, pod ní je však zachován Bt horizont o mocnosti 0,1 m. V kambizemních oblastech je ve všech výběrových územích situace téměř identická. V konvexních polohách se pod ornicí se zvýšeným obsahem hrubých částic a skeletu nachází přechodný horizont B/C, který přímo navazuje na matečnou horninu v podobě rozpadu granodioritu, resp. pararuly.

V konkávních polohách svahů dochází k hromadění přenesené půdní masy, a to s různou intenzitou. Výsledkem jsou různě mocné akumulované horizonty při úpatí svahů. Nejvýraznější koluviální depozice byly pozorovány ve sprašových oblastech (celková mocnost humusového horizontu dosahuje v jihomoravských lokalitách až 2,8 m, v případě hnědozemního Kokořínska 0,85 m). Při studii prováděné ve sprašové oblasti jihovýchodního Polska (Schmitt, Rodzik 2006) byly zjištěny koluviální akumulace mocné až 4 m. V kambizemních lokalitách opět nacházíme výrazné odchylky. V případě lokality Kosova Hora nedochází prakticky k žádné akumulaci humózního materiálu při úpatí, naopak u pozemku Křečovice je patrná mimořádně mocná akumulace (0,6 m). U ostatních lokalit se mocnosti koluviálních horizontů pohybují mezi 0,2-0,4 m. V případě jihočeského Bavorova dochází vlivem intenzivní rýhové eroze k překrytí původní ornice, pod níž je patrný 0,6 m mocný koluviální horizont. Takto rozdílné důsledky eroze je možné chápat v souvislosti s různými vlastnostmi půd, zejména jejich zrnitostního složení.

***Analytické půdní vlastnosti***

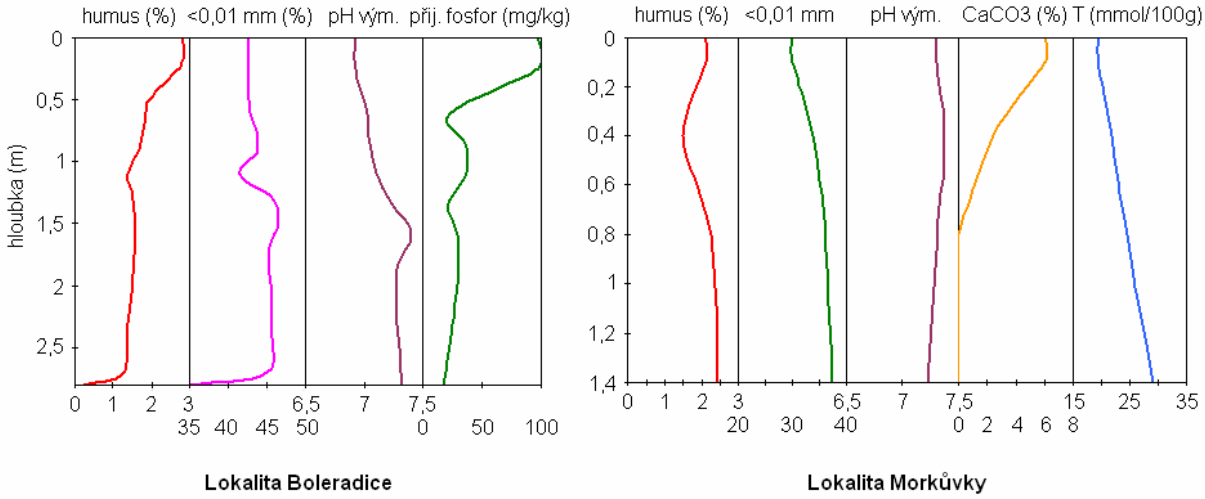
Analytické vlastnosti koluvizemí do značné míry závisí na charakteristikách původního půdního pokryvu dané oblasti. V černozemní oblasti korelují profilové hodnoty s předpokládaným vývojem svahu. Zrnitost doznává v důsledku texturní homogenity půdy a substrátu minimálních změn. Nejsignifikantnější posun byl zaznamenán v obsahu humusu (od 0,2-1% po 3%), zajímavý je ovšem i jeho vývoj do hloubky (graf 1). Vyšší hodnoty v hloubce 0,8-1,4 m v lokalitě Morkůvky zřejmě odpovídají pohřbenému původnímu černickému horizontu. S tímto předpokladem koresponduje i rozložení karbonátů v profilu. V závislosti na obsahu humusu a jílovitých částic se mírně mění i sorpční vlastnosti (zejména potenciální sorpční kapacita). V lokalitě Bosyně dochází taktéž k pouze minimální změně vlastností v rámci svahu. Zaznamenáno bylo mírné zvýšení obsahu částic pod 0,01mm v konkávní poloze (o 1-2%). Obsah humusu v ornici se nemění, v akumulovaných polohách klesá hodnota s hloubkou pouze minimálně (v 0,9 m pokles o 0,25% oproti ornici).

V oblasti Sedlčanska pozorujeme v jednotlivých lokalitách výrazný rozptyl výsledků. Analytické vlastnosti půd jsou zde ovlivňovány řadou faktorů, z nichž koluviace se nejeví jako nejvýraznější, čemuž odpovídají i malé mocnosti akumulovaných horizontů. V případě zrnitosti je naplněn předpoklad o zvyšování podílu jemných částic směrem k úpatí. Nárůst jílovitých zrn (pod 0,01 mm) v konkávních polohách se pohybuje od 5% v lokalitě Vojkov k 15,4% v lokalitě Osečany. Naopak vývoj chemických vlastností (obsah humusu, pH, sorpční vlastnosti) je na jednotlivých pozemcích značně rozkolísaný.

Lokalita Bavorov je specifická pokročilým stupněm degradace půdního krytu. V konkávních polohách výrazně roste podíl hrubší frakce (písek až 82%) ve svrchních 0,2 m, nepříznivé jsou i další sledované charakteristiky (obsah humusu, pH, sorpční vlastnosti). S hloubkou dochází ke zvyšování jednotlivých hodnot, nejpříznivější jsou vlastnosti v hloubce 0,5-0,9 m (růst podílu jemnozemě i obsahu humusu). Zajímavý je mírný pokles hodnot v hloubce 0,6-0,65 m, který by mohl odpovídat krátkodobému zvýšení erozní intenzity v minulosti.

*Graf 1 Vývoj analytických vlastností v profilu koluvizemě*

.

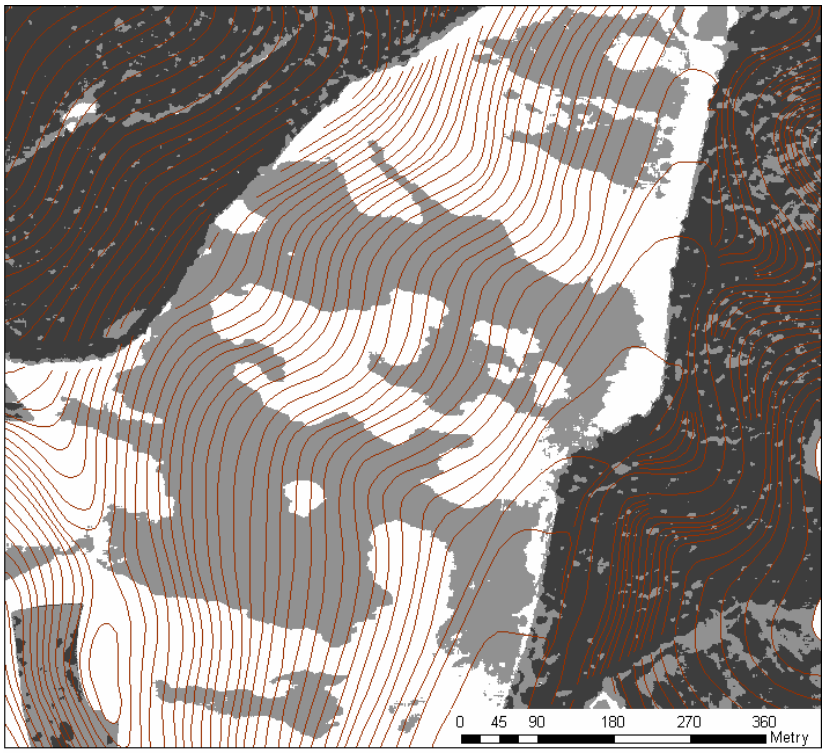



Nejednoznačné výsledky při posuzování zlepšování či zhoršování půdních vlastností u koluvizemí jsou konstatovány i v jiných studiích. Lal (1999) uvádí, že produkce obilovin na místech depozice vzrůstá, a to zejména díky příznivějším fyzikálním vlastnostem. Snížení výnosu je pak způsobeno zanášením vysetého zrna půdními sedimenty či nadměrnou koncentrací pesticidů. Wezel (2002) naopak pozoruje zhoršení půdních charakteristik (snížení obsahu humusu, dusíku i fosforu). Degradaci připisuje zvýšené mineralizaci a častějšímu historickému využití spodní části svahu. Šefrna, Bičík (1997) zaznamenali ve sprašových i krystalinických regionech posun k lepším úrodnostním parametrům v depoziční poloze svahu téměř ve všech sledovaných lokalitách.

***Proměna půdního krytu koluviací***

Na většině lokalit byla pozorována výrazná změna struktury půdního pokryvu vázaná na proces koluviace. V černozemní oblasti jižní Moravy je tento jev nejintenzivnější a patrný je velice dobře i makroskopicky: barevným rozlišením akumulačních, resp. erozí nedotčených (výrazně tmavé) a erodovaných (vysvětlené, barvou se blížící sprašovému substrátu) částí pozemků (obr.1). V tomto případě můžeme na původně černozemním pokryvu odlišit tři půdní typy. Ve vrcholových částech svahu s malým sklonem se udržuje černozem modální, která s vyšším sklonem přechází přes své erodované formy až k regozemi karbonátové, v akumulačních polohách vzniká hluboká koluvizem modální. Překvapivě nejhlubší akumulace nezaznamenáváme v samotném úpatí svahu, kde bychom předpokládali hlavní depoziční areál, ale v jednotlivých suchých úpadech, které do údolí vedou směrem po spádnici. Tyto dílčí úpady, pro pozorovatele v terénu jasně patrné, nejsou většinou zachytitelné při modelování povrchu na základě map 1:10 000. V oblasti krystalinika nacházíme značné rozdíly v intenzitě změn struktury půdního krytu. Tento fakt je dán zejména velkou diferenciací půdních vlastností (především zrnitosti) v jednotlivých územích. Celkově je plošné zastoupení koluviovaných půd menší, ovšem v některých lokalitách je intenzita srovnatelná se sprašovými oblastmi. Například v zájmovém území středního toku Blanice dochází na mnoha místech k překrytí původní ornice mocnou vrstvou minerálního materiálu převážně lehčí zrnitosti, jehož důsledkem je pohřbení epipedonu. Tuto akumulační fázi můžeme chápat jako poslední stupeň vývoje půd ve svahu.

Zajímavou teorii koluviálních fází přináší Lang (2003), když uvádí, že materiál erodovaný v neolitu a době železné byl ponejvíce ukládán ne na úpatí, ale ve svrchnějších částech svahu. Úpatí jako cílové úložiště fungovalo až v končící době železné a římské. Od této doby také výrazně narůstaly hodnoty a rychlost depozice v závislosti na intenzivnějším obdělávání.




*Obr. 1 Dvoustupňová klasifikace odrazivosti půd v panchromatickém pásmu (lokalita Boleradice)*

*akumulační a původní plochy*

*erozní plochy*

*les*

## ZÁVĚR

Z výsledků našeho průzkumu koluviace v rozdílných pedogeografických oblastech můžeme odvodit následující závěry, jejichž zobecnění bude možné po rozsáhlejším průzkumu, vyhodnocení širšího spektra vzorků a aplikaci moderních paleoenvironmentálních metod zpracování.

Různé pedogeografické regiony mají velmi rozdílnou predispozici ke koluviaci, její rychlosti a výsledné podobě profilů. Ve shodě s posuzovanou erozní náchylností nacházíme nejvyvinutější koluvizemě na půdách z nezpevněných pleistocenních hlinitých matečných hornin v pahorkatinách starosídelních oblastí. Intenzitu koluviace hodnotíme podle mocnosti akumulovaného půdního materiálu, přičemž maximální hodnoty dosahovaly až tří metrů.

V důsledku koluviace dochází k výrazným změnám ve struktuře půdního krytu v krajinném detailu. V první fázi dochází k pozvolnému přemísťování epipedonů a vzniku koluvizemních subtypů původních půdních jednotek. V tomto stádiu pozorujeme zlepšení kvalitativních ukazatelů půd díky zvyšování mocnosti humusového horizontu a podílu jemné frakce. Ve druhé fázi vzniká vlastní koluvizem. Další fází koluviace je masivní přísun minerálního půdního materiálu, který překrývá humózní koluvizem a vytváří půdní profil se znaky „subfosilizace“. Z hlediska kontrastnosti půdních jednotek v krajině je zásadní druhá fáze, kdy dochází v topografické katéně k největší diferenciaci na typové úrovni (regozem až litozem – koluvizem). Poslední fáze vede k poklesu kontrastnosti (celý povrch je tvořen minerálním materiálem odhalených a nebo přemístěných horizontů B a C) a retrográdnímu vývoji v rámci celé katény, protože půdy se ve svém vývoji dostávají na počátek. Kvalita půd se výrazně zhoršuje. Doba trvání jednotlivých fází koluviálního vývoje koresponduje s fyzickogeografickými charakteristikami území a historií a typem zemědělského využívání. Často nacházíme všechny vývojové fáze v daném území společně. To je také hlavní úskalí pro mapování koluvizemí pomocí DPZ a modelu reliéfu.

*Výzkum byl realizován za finanční podpory Výzkumného záměru xxx geografické sekce Přír. fakulty UK*

## LITERATURA

Janeček, M. a kol. (2002): Ochrana zemědělské půdy před erozí. ISV, Praha, 201 s.

Lang, A. (2003): Phases of soil erosion-derived colluviation in the loess hills of South Germany. Catena 51: 209-221

Lal, R. (2001): Soil degradation by erosion. Land Degradation and Development 12: 519-539

Němeček, J. a kol. (2001): Taxonomický klasifikační systém půd ČR. Academia, Praha, 76 s.

Růžičková, E., Růžička M. (2001): Quarternary clastic sediments of the Czech Republic. ČGÚ, Praha, 68 s.

Schmitt, A., Rodzik, J. (2006): Time and scale of gully erosion in the Jedliczny Dol gully system, south-east Poland. Catena, v tisku

Šefrna, L., Bičík, I. a kol.(1998): Harmonizace regionálního rozvoje povodí Kocáby, výzkumný projekt PřFUK. Praha, 173 s.

Wezel, A. a kol (2002): Slope position effects on soil fertility and crop productivity and implications for soil conservation in upland northwest Vietnam. Agriculture, Ecosystems and Environment 91: 113-126

# VÝVOJ FYZIKÁLNO-CHEMICKÝCH VLASTNOSTÍ FLUVIZEME

# Development of physical-chemical parameters of Fluvisols

**Božena ŠOLTYSOVÁ, Dana KOTOROVÁ**

*Slovenské centrum poľnohospodárskeho výskumu, Špitálska 1273, 071 01 Michalovce, soltysova@minet.sk*

**Abstrakt**
V rokoch 1999 – 2005 v poľnom pokuse vo Vysokej nad Uhom boli sledované zmeny vybraných fyzikálnych a chemických vlastností fluvizeme kultizemnej. Pokus sa realizoval pri dvoch spôsoboch obrábania pôdy – klasická agrotechnika (KA) a priama sejba (PS). Odber pôdnych vzoriek z hĺbky 0 – 0,3 m sa uskutočnil v jeseni. Sledované boli nasledujúce fyzikálne a chemické charakteristiky pôdy: objemová hmotnosť, celková pórovitosť, maximálna kapilárna vodná kapacita, nekapilárna pórovitosť, obsah humusu, humusových látok, humínových kyselín, fulvokyselín a kvalitatívne parametre humusu. Získané výsledky sa porovnávali s východiskovým rokom 1998. Vyššia objemová hmotnosť a nižšia celková pórovitosť bola zistená pri priamej sejbe v porovnaní s klasickou agrotechnikou. Spôsob obrábania pôdy ovplyvnil zmeny obsahu humusu, humusových látok a kvalitatívnych parametrov humusu v pôde. Vzájomné závislosti medzi jednotlivými fyzikálno-chemickými parametrami pôdy boli štatisticky slabé až veľmi veľké.

**Kľúčové slová**
Fluvizem kultizemná, spôsob obrábania pôdy, fyzikálne vlastnosti, chemické vlastnosti

**Abstract**
In 1999 – 2005 changes choice of physical and chemical parameters of Eutric Fluvisols were observed in field trial in Vysoká nad Uhom. Trials were realized at two soil tillage technologies – conventional tillage (KA), direct sowing (PS). Taking of soil samples from depth 0 – 0.3 m was carried out in autumn. Physical and chemical soil characteristics were observed as follows: bulk density, total porosity, maximum capillary water capacity, no-capillary porosity, humus content, humous substances, humic acids, fulvic acids and qualitative parameters of humus. Obtained data were compared with before experimental year 1998. Higher bulk density and lower total porosity was determined at direct sowing in comparison with conventional tillage. Changes of humus content, humous substances and qualitative parameters of humus were influenced by soil tillage technology. Interdependent between individual physical-chemical soil parameters were statistically soft till very large.

**Key words**
Eutric Fluvisols, soil tillage system, physical properties, chemical properties

## ÚVOD

Medzi faktory ovplyvňujúce fyzikálne a chemické vlastnosti pôdy patrí dôležité miesto spôsobu obrábania. Pri obrábaní sa vždy bezprostredne mení vnútorná skladba pôdy, jej pórovitosť, objemová hmotnosť, štruktúrnosť a iné vlastnosti.
Pre zachovanie environmentálnej funkcie pôdy vystupuje do popredia zakladanie porastov plodín pôdoochrannými technológiami, ktoré sa považujú za dôležitú alternatívu bežne používaných klasických technológií spojených s orbou (Vach, Javůrek, 2003). Pri minimalizačných systémoch obrábania pôdy má opodstatnenie aj priama sejba, pri ktorej je

dôležitá voľba osevných postupov poľných plodín tak, aby nedochádzalo k negatívnej zmene vlastností pôdneho prostredia.
Obrábanie pôdy vplýva aj na intenzitu rozkladu a transformácie organickej hmoty v pôde. Pri minimalizačnom spôsobe obrábania klesá intenzita rozkladu organickej hmoty, čo sa prejavuje zvýšeným obsahom celkového uhlíka v pôde (Hao et al, 2001; López-Fando, Almendros, 1995). Kováč (2000) a Lacko-Bartošová (1990), ktorí sledovali vplyv rôzneho spôsobu obrábania pôdy na jej fyzikálne parametre, zistili pri minimalizačných technológiách zvýšenie objemovej hmotnosti redukovanej v porovnaní s tradičnou orbou.
**Cieľom prezentovanej práce bolo zhodnotiť vplyv diferencovaného spôsobu obrábania pôdy na vývoj vybraných fyzikálnych a chemických parametrov fluvizeme kultizemnej v agroekologických podmienkach Východoslovenskej nížiny.**

## MATERIÁL A METÓDY

**Pokus bol v rokoch 1999 – 2005 založený na experimentálnom pracovisku SCPV vo Vysokej nad Uhom (nadmorská výška 105 m) na fluvizemi kultizemnej (FMa), v kukuričnej výrobnej oblasti. Sledovaný pôdny typ patrí medzi stredne ťažké pôdy, hlinité s priemerným obsahom ílovitých častíc nad 30 %. Sú to pôdy hlboké, dobre priepustné v celom profile. Ornica je svetlohnedej farby, hrudkovitej až drobnohrudkovitej štruktúry. Podornica je dobre priepustná a zvyčajne sa neodlišuje od ornice. Tieto pôdy patria k najúrodnejším pôdam Východoslovenskej nížiny.**
Priemerné chemické zloženie ornice (hĺbka ornice 0 – 0,3 m) týchto pôd je nasledovné: obsah prístupného fosforu 50 $mg.kg^{-1}$, obsah prístupného draslíka 165 $mg.kg^{-1}$, obsah prístupného horčíka 190 $mg.kg^{-1}$, obsah výmenného vápnika 3000 $mg.kg^{-1}$, obsah humusu 1,6 – 2,3 %, výmenná pôdna reakcia je neutrálna (6,5 – 7,0).

Stanovište patrí do teplého, veľmi suchého, nížinného, kontinentálneho klimatického regiónu s priemernou teplotou vzduchu za rok 9,0 °C, za vegetačné obdobie 16,1 °C a s úhrnom zrážok za rok 584 mm, za vegetačné obdobie 344 mm.

*Vlastnosti pôdy boli sledované v osevnom postupe: kukurica siata na zrno – hrach siaty – pšenica letná forma ozimná – sója fazuľová – kukurica siata na zrno – jačmeň siaty jarný – sója fazuľová. Východiskovým stavom bol rok 1998, kedy bola pestovaná lucerna v III. úžitkovom roku.*
*Pokus sa realizoval pri dvoch spôsoboch obrábania pôdy: KA – klasická agrotechnika (bežný spôsob obrábania pôdy), PS – priama sejba (priama sejba do nepripravenej pôdy).*
*Odber pôdnych vzoriek z hĺbky 0 – 0,3 m sa uskutočnil v jesennom období po zbere plodiny. Na zistenie vybraných fyzikálnych ukazovateľov sa odobrali neporušené pôdne vzorky vo forme Kopeckého fyzikálnych valčekov. Vo vzorkách boli známymi metodickými postupmi stanovené fyzikálne parametre: objemová hmotnosť, celková pórovitosť, maximálna kapilárna vodná kapacita, nekapilárna pórovitosť a v porušených vzorkách vybrané chemické parametre pôdy: obsah humusu, obsah humusových látok, obsah humínových kyselín, obsah fulvokyselín a vypočítané kvalitatívne parametre humusu – pomer uhlíka humínových kyselín k uhlíku fulvokyselín, pomer uhlíka humínových kyselín k oxidovateľnému uhlíku vyjadrený v percentách (Kobza a kol., 1999).*
Získané výsledky boli spracované matematicko-štatistickými metódami, z ktorých bola využitá analýza rozptylu a metóda jednoduchej regresnej lineárnej analýzy (Grofík, Fľak, 1990) a boli porovnávané s východiskovým rokom 1998.

## VÝSLEDKY A DISKUSIA

Systém hospodárenia na pôde, spolu s ďalšími faktormi vplýva na zmeny pôdnych vlastností. Obrábanie významne ovplyvňuje predovšetkým fyzikálne vlastnosti pôdy. Pri obrábaní pôdy vystupuje do popredia dlhodobé udržanie jej úrodnosti, vyrovnanie vstupov a výstupov organického uhlíka v pôde, možnosť znižovania energie a ochrana pôdy proti degradačným procesom. Systémy bez orby spĺňajú ako environmentálne, tak aj ekonomické hľadiská.
Vo Vysokej nad Uhom na fluvizemi kultizemnej sa dlhodobo sledovali zmeny fyzikálnych a hydrofyzikálnych vlastností vplyvom rozdielneho obrábania. Ako vyplýva z údajov v tabuľke

1, na oboch sledovaných variantoch prípravy pôdy v porovnaní s východiskovým rokom 1998 došlo k zvýšeniu objemovej hmotnosti a tým k zníženiu celkovej pórovitosti. Na klasickej agrotechnike objemová hmotnosť prevyšovala východiskovú hodnotu o 3,6 – 17,2 % v porovnaní s východiskovým stavom, pričom celková pórovitosť dosahovala 81,3 – 96,1 % hodnôt roku 1998.

*Tabuľka 1. Fyzikálne vlastnosti pôdy pri rozdielnom obrábaní*

| rok | $\rho_d$ [kg.m$^{-3}$] | | P [%] | | $\Theta_{KMK}$ [%] | | $\Theta_{NK}$ [%] | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | KA | PS | KA | PS | KA | PS | KA | PS |
| 1998 | 1 369 | 1 414 | 47,91 | 46,19 | 35,44 | 36,21 | 12,47 | 9,98 |
| 1999 | 1 428 | 1 446 | 45,06 | 44,98 | 39,21 | 37,48 | 6,45 | 7,50 |
| 2000 | 1 505 | 1 507 | 42,73 | 42,66 | 38,58 | 37,15 | 4,15 | 5,51 |
| 2001 | 1 513 | 1 546 | 42,43 | 41,12 | 38,55 | 36,36 | 3,88 | 4,76 |
| 2002 | 1 456 | 1 521 | 44,59 | 42,12 | 38,42 | 36,41 | 6,17 | 5,71 |
| 2003 | 1 418 | 1 451 | 46,04 | 44,77 | 38,78 | 37,20 | 7,26 | 7,57 |
| 2004 | 1 555 | 1 608 | 40,83 | 38,81 | 32,42 | 31,93 | 8,41 | 6,88 |
| 2005 | 1 605 | 1 559 | 38,93 | 40,68 | 36,03 | 39,13 | 2,90 | 1,55 |
| **priemer** | **1 481** | **1 507** | **43,57** | **42,67** | **37,18** | **36,48** | **6,46** | **6,18** |

*kde: $\rho_d$ – objemová hmotnosť, P – pórovitosť, $\Theta_{KMK}$ – maximálna kapilárna vodná kapacita, $\Theta_{NK}$ – nekapilárna pórovitosť*

Maximálna kapilárna vodná kapacita bola najnižšia v roku 2004 a dosiahla 91,5 % roku 1998. V ostatných sledovaných rokoch boli jej hodnoty vyššie o 1,7 – 10,6 % z východiskovej hodnoty. Nekapilárna pórovitosť bola v sledovanom časovom horizonte celkovo nízka. Hodnoty nachádzajúce sa v intervale od 2,90 % do 8,41 % predstavovali len 23,3 – 67,4 % východiskovej hodnoty. Na základe toho možno predpokladať, že intenzívne obrábanie aj stredne ťažkej pôdy môže prispieť k negatívnej zmene pôdnych vlastností.

Priama sejba bez orby sa zvykne prejaviť aj zmenou základných pôdnych fyzikálnych vlastností. V pokuse na fluvizemi kultizemnej sa potvrdil trend zvyšovania objemovej hmotnosti pri priamej sejbe, keď jej hodnoty boli vyššie oproti východiskovému stavu o 2,3 – 13,7 %, čo je štatisticky preukazné. V priemere bola objemová hmotnosť v sledovanom časovom rade o 0,26 kg.m$^{-3}$ vyššia na variante s priamou sejbou v porovnaní s klasickou agrotechnikou. Podobné závery publikoval Suškevič (1995).

S hodnotami objemovej hmotnosti korešpondovali aj hodnoty celkovej pórovitosti, ktoré dosahovali 88,1 – 97,4 % hodnôt roku 1998. V súvislosti so zabezpečením výmeny vzduchu v pôdnom profile a prepúšťaním gravitačnej vody sú významné nekapilárne póry, ktorých hodnoty sú vo všeobecnosti nízke. Nižšie hodnoty pórovitosti pri variante s priamou sejbou sú predovšetkým výsledkom poklesu nekapilárnych pórov, čo sa prejavuje v poklese hodnôt momentálneho obsahu vzduchu v pôde. Hodnoty nekapilárnej pórovitosti (tabuľka 1) na fluvizemi kultizemnej dosahovali 1,55 – 7,57 %, čo v relatívnom vyjadrení predstavovalo 15,5 – 75,9 % východiskového stavu v roku 1998.

Maximálna kapilárna vodná kapacita bola aj pri priamej sejbe najnižšia v roku 2004 (na úrovni 88,2 % roku 1998), pričom v ostatných sledovaných rokoch dosahovala hodnoty charakteristické pre fluvizeme.

**Dôležitým ukazovateľom humusového režimu pôd je obsah a kvalitatívne zloženie humusu. V hodnotenom období obsah humusu v ornici kolísal v rozmedzí 1,590 – 1,969 % a bol vysoko preukazne závislý od spôsobu obrábania pôdy a pokusného ročníka (tabuľka 2). Pri klasickej agrotechnike v podmienkach fluvizeme kultizemnej bol priemerný obsah humusu vyšší o 0,063 % v porovnaní s priamou sejbou.**

Zloženie humusových látok (obsah humínových kyselín, fulvokyselín) je dôležitým ukazovateľom kvality organickej hmoty v pôde. V sledovanom období sa množstvo uhlíka humusových látok pohybovalo v rozpätí 0,337 – 0,396 %, pričom uhlík humínových kyselín

tvoril 0,152 – 0,218 % a uhlík fulvokyselín 0,172 – 0,210 % (tabuľka 2). Humusové látky typu humínových kyselín a fulvokyselín tvorili v ornici 30,1 – 42,1 % humusu.

*Tabuľka 2. Obsah humusu, humusových látok a ukazovateľov kvality humusu*

| rok | humus [%] | | $C_{HL}$ [%] | | $C_{HK}$ [%] | | $C_{FK}$ [%] | | $C_{HK}/C_{FK}$ | | $C_{HK}/C_{ox.}.100$ [%] | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | KA | PS | KA | PS | KA | PS | KA | PS | KA | PS | KA | PS |
| 1998 | 1,659 | 1,621 | 0,396 | 0,396 | 0,218 | 0,214 | 0,178 | 0,182 | 1,225 | 1,176 | 22,64 | 22,74 |
| 1999 | 1,721 | 1,683 | 0,380 | 0,375 | 0,202 | 0,195 | 0,178 | 0,180 | 1,135 | 1,083 | 20,22 | 19,96 |
| 2000 | 1,627 | 1,699 | 0,368 | 0,379 | 0,185 | 0,188 | 0,183 | 0,191 | 1,011 | 0,984 | 19,60 | 19,07 |
| 2001 | 1,590 | 1,647 | 0,364 | 0,375 | 0,181 | 0,165 | 0,183 | 0,210 | 0,989 | 0,786 | 19,61 | 17,26 |
| 2002 | 1,763 | 1,702 | 0,381 | 0,360 | 0,190 | 0,170 | 0,191 | 0,190 | 0,995 | 0,895 | 18,57 | 17,21 |
| 2003 | 1,969 | 1,759 | 0,369 | 0,364 | 0,163 | 0,165 | 0,206 | 0,198 | 0,790 | 0,834 | 14,24 | 16,19 |
| 2004 | 1,944 | 1,744 | 0,339 | 0,340 | 0,152 | 0,153 | 0,187 | 0,187 | 0,810 | 0,820 | 13,45 | 15,12 |
| 2005 | 1,920 | 1,832 | 0,366 | 0,337 | 0,168 | 0,164 | 0,198 | 0,172 | 0,850 | 0,955 | 15,08 | 15,46 |
| ∅ | **1,774** | **1,711** | **0,370** | **0,366** | **0,182** | **0,177** | **0,188** | **0,189** | **0,976** | **0,941** | **17,93** | **17,88** |

*kde: $C_{HL}$ – uhlík humusových látok, $C_{HK}$ – uhlík humínových kyselín, $C_{FK}$ – uhlík fulvokyselín, $C_{HK}/C_{FK}$ – pomer uhlíka humínových kyselín k uhlíku fulvokyselín, $C_{HK}/C_{ox.}.100$ – pomer uhlíka humínových kyselín k oxidovateľnému uhlíku vyjadrený v percentách, ∅ – priemer*

Množstvo humusových látok vysoko preukazne záviselo len od pestovateľského ročníka. Ku koncu pokusného obdobia bol zaznamenaný pokles obsahu humusových látok v pôde v porovnaní s východiskovým stavom. Z hľadiska variantov obrábania pôdy bol vyšší pokles obsahu humusových látok v pôde zistený pri priamej sejbe, čo súviselo s poklesom obsahu fulvokyselín v porovnaní s jeho nárastom na variante s klasickou agrotechnikou. V prípade humínových kyselín bol koncom výskumného obdobia pri obidvoch spôsoboch obrábania pôdy zistený zhodný pokles na úrovni 0,050 %.

Ukazovatele kvality humusu (pomer medzi humínovými kyselinami a fulvokyselinami, percentuálny pomer medzi humínovými kyselinami a oxidovateľným uhlíkom) boli vysoko preukazne závislé od ročníka. Na sledovaných variantoch obrábania pôdy sa pomer medzi humínovými kyselinami a fulvokyselinami pohyboval od 0,786 do 1,225 a teda hodnotené fluvizeme kultizemné môžeme charakterizovať ako pôdy s humátovo–fulvátovým až fulvátovo–humátovým typom humusu (Sotáková, 1982).

Po realizácii osevného postupu došlo k preukaznému poklesu uvedeného pomeru v porovnaní s východiskovým stavom. Z hľadiska spôsobu obrábania pôdy bol pokles pomeru medzi humínovými kyselinami a fulvokyselinami vyšší pri klasickej agrotechnike, čo súviselo so zvýšením obsahu fulvokyselín na uvedenom variante obrábania pôdy.

Pomer uhlíka humínových kyselín k celkovému oxidovateľnému uhlíku vyjadrený v percentách ($C_{HK}/C_{ox.}$.100) vyskytujúci sa v rozmedzí 13,45 – 22,74 % poukazuje na slabý až stredný stupeň humifikácie organickej hmoty.

Výrazný pokles pomeru uhlíka humínových kyselín k celkovému oxidovateľnému uhlíku bol zaznamenaný koncom výskumného obdobia. Z hľadiska agrotechniky bol stupeň humifikácie organickej hmoty pri priamej sejbe porovnateľný s klasickým obrábaním pôdy.

Optimálny obsah organickej hmoty a jej dobrá kvalita ovplyvňuje rovnako fyzikálne ako aj chemické vlastnosti pôdy. Vzájomné vzťahy medzi sledovanými fyzikálnymi a chemickými parametrami vyjadrené pomocou korelačných koeficientov sú zaznamenané v tabuľke 3. Medzi hodnotenými parametrami pôdy boli zistené slabé až veľmi veľké závislosti.

Medzi obsahom uhlíka humusových látok a celkovou pórovitosťou bola zistená štatisticky preukazná kladná korelácia (r = 0,77), kým medzi a obsahom uhlíka humusových látok a objemovou hmotnosťou bol preukazne negatívny vzťah (r = - 0,77). Z humusových látok celkovú pórovitosť pôdy a objemovú hmotnosť ovplyvnil len obsah humínových kyselín, keď medzi ním a uvedenými fyzikálnymi parametrami bola potvrdená veľká závislosť, kým v prípade fulvokyselín nebol zistený vzájomný vzťah.

*Tabuľka 3. Vzájomné vzťahy fyzikálnych a chemických parametrov pôdy vyjadrené pomocou korelačných koeficientov*

| parameter | humus | | $C_{HL}$ | | $C_{HK}$ | | $C_{FK}$ | | $\rho_d$ | | P | | $\Theta_{KMK}$ | | $\Theta_{NK}$ | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| humus | - | | -0,48 | - | -0,63 | ++ | 0,63 | ++ | 0,18 | - | -0,18 | - | -0,28 | - | 0,05 | - |
| $C_{HL}$ | -0,48 | - | - | | 0,92 | ++ | -0,28 | - | -0,77 | ++ | 0,77 | ++ | 0,30 | - | 0,53 | + |
| $C_{HK}$ | -0,63 | ++ | 0,92 | ++ | - | | -0,62 | ++ | -0,61 | + | 0,61 | + | 0,21 | - | 0,45 | - |
| $C_{FK}$ | 0,63 | ++ | -0,28 | - | -0,62 | ++ | - | | -0,03 | - | 0,03 | - | 0,07 | - | -0,02 | - |
| $\rho_d$ | 0,18 | - | -0,77 | ++ | -0,61 | + | -0,03 | - | - | | -1,00 | ++ | -0,41 | - | -0,67 | - |
| P | -0,18 | - | 0,77 | ++ | 0,61 | + | 0,03 | - | -1,00 | ++ | - | | 0,41 | - | 0,67 | ++ |
| $\Theta_{KMK}$ | -0,28 | - | 0,30 | - | 0,21 | - | 0,07 | - | -0,41 | - | 0,41 | - | - | | -0,40 | - |
| $\Theta_{NK}$ | 0,05 | - | 0,53 | + | 0,45 | - | -0,02 | - | -0,67 | - | 0,67 | ++ | -0,40 | - | - | |

*kde: $C_{HL}$ – uhlík humusových látok, $C_{HK}$ – uhlík humínových kyselín, $C_{FK}$ – uhlík fulvokyselín, $\rho_d$ – objemová hmotnosť, P – pórovitosť, $\Theta_{KMK}$ – maximálna kapilárna vodná kapacita, $\Theta_{NK}$ – nekapilárna pórovitosť*

## ZÁVER

Z výsledkov získaných v rokoch 1998 – 2005 môžeme urobiť nasledujúce závery o vplyve obrábania pôdy na vybrané fyzikálne a chemické parametre pôdy:

1. *Vyššia objemová hmotnosť a nižšia celková pórovitosť bola zistená pri priamej sejbe v porovnaní s klasickou agrotechnikou. Maximálna kapilárna vodná kapacita sa pohybovala na úrovni hodnôt charakteristických pre fluvizeme. Nekapilárna pórovitosť bola na oboch variantoch prípravy pôdy na rovnakej úrovni a bola nižšia v porovnaní s východiskovým stavom.*
2. *Spôsob obrábania pôdy v súčinnosti s ročníkom ovplyvnil zmeny obsahu humusu, humusových látok a kvalitatívnych parametrov humusu v pôde.*
3. *Vzájomné závislosti medzi jednotlivými fyzikálno-chemickými parametrami fluvizeme kultizemnej boli štatisticky slabé až veľmi veľké.*
4. *Dlhodobejšie uplatňovanie pôdoochranných technológií sa prejavilo zmenou základných fyzikálnych parametrov FMa. Rozdiely z pohľadu dlhšieho časového horizontu však neboli výrazné. Dá sa predpokladať, že dlhodobejšie uplatňovanie aj priamej sejby bez orby neprispeje k významnému zhoršeniu sledovaných parametrov fluvizeme kultizemnej vo Vysokej nad Uhom.*

## LITERATURA

Grofík, R. - Fľak, P. (1990): Štatistické metódy v poľnohospodárstve. Bratislava : Príroda, 1990, 344 s. ISBN 80-07-00018-6.

Hao, X. – CHang, C. – Lindwall, C. W. (2001): Tillage and crop sequence effects on organic carbon and total nitrogen content in an irrigated Alberta soil. In: Soil and Till Res, vol. 62, 2001, N. 3–4, pp. 167–169.

Kobza, J. a kol. (1999): Čiastkový monitorovací systém – Pôda : záväzné metódy. 1. vyd. Bratislava : Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy. 1999. 138 s. ISBN 80–85361–55–8

Kováč, L. (2000): Vplyv prípravy pôdy na produkciu a kvalitu ďatelinotrávnych miešaniek na ťažkých pôdach Východoslovenskej nížiny : doktorandská dizertačná práca. Michalovce : OVÚA, 2000, 157 s.

Lacko-Bartošová, M. (1990): Zmeny fyzikálnych vlastností pôdy vplyvom obrábania pri pestovaní ozimnej pšenice. In: Rostl Výr, roč. 36, 1990, s. 131–138.

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.

*Suškevič, M. (1995): Dlouhodobý vliv různého zpracování půdy na výnosy zrna kukuřice a ozimé pšenice. In: Rostlinná výroba, roč. 41, 1995, č. 2, s. 55–58.*

Vach, M. – Javůrek, M. (2003): K minimalizačním a půdoochranným technologiím zpracování půdy. In : Úroda, 2003, roč. 51, č. 7, s. 14–17.

# PEDOGENEZE ÚZEMÍ PRAHY OVLIVNĚNÁ ANTROPOGENNÍ ČINNOSTÍ

# Pedogenesis of the Territory of Prague Affected by Human Activity

**Anna ŽIGOVÁ[1], Martin ŠŤASTNÝ[2]**

*[1]Geologický ústav Akademie věd České republiky, Rozvojová 269, 165 02 Praha 6, zigova@gli.cas.cz*
*[2]Ústav struktury a mechaniky hornin Akademie věd České republiky, V Holešovičkách 41, 182 09 Praha 8, stastny@irsm.cas.cz*

**Abstrakt**
Půdní pokryv ovlivněný antropogenní činností se v Praze nachází zejména na území s výskytem spraší. Pro studium pedogeneze byly vybrány lokality s různým typem antropogenního zatížení vzdálené od sebe přibližně 6 km. Půdní profil první charakteristické sekvence byl pohřben pod 2,5 m mocnou vrstvou navážek. V druhé sekvenci byla činností člověka ovlivněna svrchní část půdního profilu. Charakteristika pedogeneze byla provedena na základě zrnitostního složení, hodnot pH, $CaCO_3$, Cox, Nt, kationtové výměnné kapacity a obsahu jílových minerálů. Antropogenní faktor v různé míře ovlivnil charakter pedogenetických procesů. V menší míře byla antropogenní činností ovlivněna pedogeneze v sekvenci s půdním profilem pohřbeným pod vrstvou navážek.

**Klíčová slova**
Antropogenní faktor, jílové minerály, pedogeneze

**Abstract**
Soil cover affected by human activity in Prague is found generally in areas with loess deposits. Sites with different types of anthropogenic load, about 6 km apart, were selected for the study of pedogenesis. Soil profile of the first characteristic sequence was buried beneath a landfill layer 2,5 m thick. In the second sequence, the top part of the soil profile was affected by human activity. Characteristics of pedogenesis were determined using grain-size distribution, pH values, contents of $CaCO_3$, Cox, Nt, cation exchange capacity and clay mineral contents. The character of pedogenetic processes was affected by anthropogenic factor to a variable degree. Lower influence on pedogenesis was encountered in the sequence with soil profile buried beneath a landfill layer.

**Key words**
Anthropogenic factor, clay minerals, pedogenesis

## ÚVOD

Struktura půdního pokryvu Prahy je výsledkem pestrosti geologického podloží, členitosti reliéfu a klimatického gradientu mezi teplým suchým severozápadem a chladnějším vlhčím jihozápadem. Souhlasně s klimatickým rozhraním probíhá i rozhraní geomorfologických celků. Informace o půdních poměrech hlavního města v člověkem ovlivněných území a chráněných lokalitách, které tvoří 4% z celkové rozlohy Prahy, mají útržkovitý charakter. V mnoha případech se v důsledku vysokého antropogenního zatížení intravilánu původní půdní pokryv nezachoval. Účelem našeho výzkumu bylo sledovat dopad antropogenního faktoru na procesy pedogeneze.

## MATERIÁL A METODY

Půdní pokryv ovlivněný antropogenní činností se v Praze nachází zejména na území s výskytem spraší. Pro studium procesů pedogeneze byly vybrány lokality na území Prahy 6 s různým antropogenním zatížením, které jsou od sebe vzdáleny přibližně 6 km.

První charakteristická sekvence se nachází na okraji bývalých cihelen na území Ministerstva obrany České Republiky v Tychonově ulici (Praha – MNO), v nadmořské výšce 255 m, se souřadnicemi N $50^0$05,703´, E $14^0$23,849´ kde je půdní profil pohřben pod 2,5 m mocnou vrstvou navážek. Geologickou charakteristiku a návrhy sanace popsal Cílek (2001). Profil je situován ve svahu a proto nelze vyloučit, že se nevyskytuje v autochtonní pozici. U dané sekvence je v hloubce 87-165 cm půdotvorným substrátem spraš pravděpodobně ronového charakteru, pod kterou se nacházejí svahoviny šedavých jílovců s občasnými úlomky křemenců a limonitových kůr a spodní část profilu tvoří písčitá spraš. Stratigrafie profilu je následující: fAc-fABt-IfCk-IIfCk-IIIfCk. Vzorky byly odebrány z horizontů pod vrstvou navážek.

Druhá sekvence s bezprostřední antropogenní zátěží (Praha – Internacionální) je situována v ulici Internacionální v nadmořské výšce 290 m, se souřadnicemi N $50^0$06,915´, E $14^0$31,456´ a byla dokumentována při výstavbě domu. Svrchních 14 cm profilu bylo výrazně převrstveno, silně prokořeněno s výskytem drobných úlomků cihel, betonu a písku a proto byly vzorky odebírány pouze z níže ležících horizontů s následující stratigrafií: Ad-Ac-ABtk-$K_1$-$K_2$-Ck. Půdotvorným substrátem je spraš.

Pro vymezení základních charakteristik jednotlivých lokalit bylo stanoveno zrnitostní složení, hodnoty pH, $CaCO_3$, kationtová výměnná kapacita, hodnoty Cox, Nt a poměr C/N. Orientované preparáty pro rentgenografický výzkum ve frakci <0,001 mm byly připraveny podle metodiky popsané Jacksonem (1979). Vzorky byly studovány v přirozeném stavu, sycené ethylenglykolem při teplotě 80 $^0$C 4 hodiny a žíhané při teplotě 550 $^0$C 4 hodiny. Rentgenogramy byly zachyceny na přístroji Philips PW 3710 za použití záření Cu Kα, 40 kV, 55 mA s rychlostí posunu goniometru $1^0.min^{-1}$ 2Θ. Stanovení obsahu minerálů bylo provedeno semikvantitativně.

## VÝSLEDKY

Zrnitostní složení (tabulka 1) sledovaných profilů vykazuje určitou shodnost, ale i rozdíly. Ve studovaných sekvencích je vysoký podíl frakce hrubého prachu. Výraznější zastoupení částic <0,001 mm a v obou sekcích byla makromorfologicky v svrchní části profilů popsána přítomnost argilanů. Na lokalitě Praha – Internacionální jsou argilany popsány v hloubce 73-83 cm a u Prahy – MNO se argilany vyskytují v hloubce 0-87 cm.

Vyšší podíl frakce 0,25-2,00 mm v profilu Praha – Internacionální je ovlivněn bezprostřední antropogenní zátěží v svrchní části profilu. V případě profilu Praha – MNO je nerovnoměrné zastoupení jednotlivých frakcí výsledkem z velké části pozice ve svahu a svrchních 45 cm může být ovlivněno bezprostředním kontaktem s vrstvou navážek.

*Tabulka 1 – Zrnitostní složení*

| Lokalita | Mocnost | <0,001 mm | <0,01 mm | 0,01-0,05 mm | 0,05-0,25 mm | 0,25-2,00 mm |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | cm | % | % | % | % | % |
| Praha - Internacionální | 14-39 | 25,0 | 44,1 | 43,7 | 5,0 | 7,2 |
| | 39-73 | 28,6 | 47,3 | 46,2 | 4,6 | 1,9 |
| | 73-83 | 28,8 | 49,8 | 45,2 | 3,9 | 1,1 |
| | 83-113 | 20,1 | 40,9 | 45,6 | 11,8 | 1,7 |
| | 113-136 | 22,2 | 37,0 | 49,2 | 13,0 | 1,0 |
| | 136-284 | 23,7 | 47,4 | 36,5 | 12,6 | 3,4 |
| Praha - MNO | 0-45 | 30,8 | 52,4 | 34,0 | 8,9 | 4,6 |
| | 45-87 | 32,2 | 48,9 | 40,3 | 7,4 | 3,4 |
| | 87-165 | 18,9 | 42,7 | 43,1 | 11,0 | 3,2 |
| | 165-281 | 31,1 | 47,8 | 17,5 | 32,0 | 2,7 |
| | 281-321 | 24,9 | 43,8 | 31,0 | 13,6 | 11,5 |

V tabulce 2 uvádíme základní charakteristiky. Hodnoty pH se na sledovaném území odlišují ve spodních částech profilu. Parametry pH jsou vyšší na lokalitě Praha – Internacionální, kde se odráží vliv homogenity půdotvorného substrátů.
Obsah $CaCO_3$ koreluje s pH. Vysoké hodnoty $CaCO_3$ v případě lokality Praha – Internacionální na hloubce 83-136 cm odpovídají K horizontu. V sekvenci Praha – MNO různý obsah $CaCO_3$ v romezí 87-321 cm odpovídá střídáním půdotvorných substrátů.
Obsah Cox je vyšší a poměr C/N je širší na lokalitě s bezprostřednou antropogenní zátěží, kde může být aktivně ovlivňován podíl organické složky půdy.
Hodnoty Nt se sledovaných sekvencích málo odlišují.
Na lokalitě Praha - Internacionální bylo zaznamenáno výrazné snížení kationtové výměnné kapacity při vysokém obsahu $CaCO_3$. Kationtová výměnná kapacita na území Prahy - MNO má v některých částech profilu rovněž nízké hodnoty a je spíše spojena s přítomností půdotvorného substrátu s nízkým obsahem $CaCO_3$. Celkově, vyjma výše popsané případy, lze kationtovou výměnnou kapacitu hodnotit jako střední.

*Tabulka 2 - Základní charakteristiky*

| Lokalita | Mocnost | $pH_{H2O}$ | $pH_{KCl}$ | $CaCO_3$ | Cox | Nt | C/N | CEC |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | cm | | | % | % | % | | mmol/100g |
| Praha - Internacionální | 14-39 | 7,43 | 7,22 | 0,7 | 1,48 | 0,143 | 10,35 | 21,5 |
| | 39-73 | 7,79 | 7,09 | <0,1 | 0,84 | 0,108 | 7,78 | 20,9 |
| | 73-83 | 7,84 | 7,29 | 1,2 | 0,36 | 0,070 | 5,14 | 20,7 |
| | 83-113 | 8,10 | 7,47 | 16,0 | 0,20 | 0,050 | 4,00 | 16,2 |
| | 113-136 | 8,25 | 7,47 | 14,0 | 0,12 | 0,050 | 2,40 | 14,7 |
| | 136-284 | 8,25 | 7,46 | 9,5 | 0,20 | 0,056 | 3,57 | 18,9 |
| Praha - MNO | 0-45 | 7,38 | 6,67 | <0,1 | 1,12 | 0,146 | 7,67 | 24,3 |
| | 45-87 | 7,48 | 6,66 | <0,1 | 0,44 | 0,071 | 6,20 | 21,0 |
| | 87-165 | 7,91 | 7,44 | 13,0 | 0,12 | 0,050 | 2,40 | 15,3 |
| | 165-281 | 7,88 | 7,46 | 0,2 | 0,12 | 0,111 | 1,08 | 9,7 |
| | 281-321 | 7,88 | 7,34 | 1,2 | 0,12 | 0,052 | 2,30 | 15,7 |

CEC – kationtová výměnná kapacita

Nerostné složení sledovaných půd se odvíjí od půdotvorných substrátů. Rychlost zvětrávání závisí nejen na složení minerálů (živce zvětrávají rychle), ale i na teplotě, tlaku a jako u všech geologických procesů i na čase. Mineralogická charakteristika je uvedena v tabulce 3. V sekvenci Praha – Internacionální v nejsvrchnější části profilu do 39 cm lze pozorovat úbytek draselného živce v důsledku jeho proměny v illit. Pouze ve svrchní části se vyskytuje amfibol. Horizonty Ac a ABtk mají vyšší obsah křemene a draselného živce a vyznačují se nižším stupněm zvětrávání. Horizont ABtk je v porovnání s horizontem Ac vápnitý a má vyšší podíl illitu a kaolinitu. Výrazný pokles křemene byl zaznamenán v hloubce 83-113 cm a z druhé strany obecně v porovnání se svrchní části profilu se výrazně zvyšuje podíl illitu a kaolinitu, co indikuje intenzivnější zvětrávání minerálů. Zastoupení chloritu v celém profilu vyjma horizontu $K_1$, kde jeho podíl mírně narůstá, je stopové. V části profilu od 83-284 cm se v malém množství vyskytuje smektit.
Semikvantitativní zastoupení minerálů na lokalitě Praha – MNO má do jisté míry odlišný charakter. Nevýrazný je podíl amfibolu i když v porovnání s lokalitou Praha-Internacionální se v stopovém množství nachází i v horizontech fAc, fABt a IIIfCk. Smektit byl v stopovém množství zaznamenám v horizontu IfCk. Ve svrchní části profilu (0-45 cm) se vyskytuje značné množství křemene a živců při malém množství kaolinitu, illitu a chloritu, což může souviset s kontaktem s antropogenními navážkami. Podíl chloritů je v profilu nízký a v horizontu II fCk se nevyskytuje. Zvýšený obsah illitu a kaolinitu se nachází v spodní části profilu (87-321 cm), kde se střídají půdotvorné substráty a nesouvisí s pedogenetickými procesy. Výrazné je snížení podílu křemene v horizontech IfCk a IIfCk, které se však odlišují v semikvantitativním zastoupení dalších minerálů a zejména v zastoupení illlitu.

*Tabulka 3 – Minerální složení a semikvantitavní odhad obsahu minerálů*

| Lokalita | Mocnost | Amf | Ch | I | K | Kž | Plg | Sm | Q |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | cm | % | % | % | % | % | % | % | % |
| Praha - | 14-39 | 8 | 3 | 25 | 7 | 5 | 6 | 0 | 47 |
| Internacionální | 39-73 | 0 | 2 | 10 | 3 | 12 | 9 | 0 | 65 |
| | 73-83 | 0 | 3 | 13 | 5 | 9 | 6 | 0 | 65 |
| | 83-113 | 0 | 8 | 28 | 19 | 5 | 5 | 2 | 33 |
| | 113-136 | 0 | 5 | 15 | 12 | 6 | 5 | 5 | 51 |
| | 136-284 | 0 | 5 | 15 | 9 | 6 | 6 | 3 | 57 |
| Praha - | 0-45 | 1 | 2 | 9 | 4 | 15 | 8 | 0 | 62 |
| MO | 45-87 | 1 | 2 | 13 | 8 | 7 | 8 | 0 | 61 |
| | 87-165 | 0 | 4 | 12 | 17 | 5 | 5 | 5 | 51 |
| | 165-281 | 0 | 0 | 34 | 19 | 0 | 0 | 0 | 47 |
| | 281-321 | 1 | 3 | 14 | 13 | 4 | 5 | 0 | 61 |

*Amf – amfibol, Ch – chlorit, I – illit, K –kaolinit, Kž – draselný živec, Plg – plagioklas, Sm – smektit, Q - křemen*

## DISKUSE A ZÁVĚR

Hodnocením vývoje půd na spraších zemědělského půdního fondu na území Prahy - Ruzyně se zabývá práce Němečka a Damašky (1966). Smolíková (1984) hodnotí vývoj půd na spraších v období pleistocénu. Účelem našeho výzkumu bylo sledovat dopad antropogenního faktoru na procesy pedogeneze mimo zemědělského půdního fondu.

Sirový (1966, 1973) hodnotí jako charakteristickou pro jílovou frakci černozemí na spraších přítomnost illlitu. Ve studovaných profilech byl současně zjištěn zvýšený obsah kaolinitu, který je spíše typický pro půdy s procesem illimerizace. Na základě mineralogického složení a ostatních charakteristik půd je pravděpodobné, že v sekvenci Praha - Internacionální má černozem polygenetický charakter a ve spodní části profilu došlo k dalšímu cyklu pedogenetických procesů. U lokality Praha – MNO k tvorbě profilu pravděpodobně přispěla přirozená eroze a profil byl pohřben antropogenními navážkami. Hypotézy pedogenetického vývoje v antropogenně ovlivněných územích je ještě potřebné ověřit mikromorfologickou analýzou.

Vliv antropogenní zátěže na procesy pedogeneze lze hodnotit jako prakticky minimální i když ve sledovaných profilech jsou určité rozdíly. V menší míře byl ovlivněn směr pedogeneze a soubor dílčích pedogenetických procesů v sekvenci s půdním profilem pohřbeným pod vrstvou navážek.

## LITERATURA

Cílek V. (2001): Propad v objektu Ministerstva národní obrany v Praze. Speleo, 33:13-15.

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.

Jackson M. L. (1979): Soil chemical analyses - advanced course. 2nd Edition, Madison, Wisconsin, 688 s.

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, Praha 1973: 339 - 352

Smolíková L. (1984): On the Development of Pleistocene Soils in Czechoslovakia. In: Pécsi M. ed. Lithology and stratigraphy of Loess and Paleosols, Geographical Research Institute, Hungarian Academy of Sciences, 33-38.

## PODĚKOVÁNÍ

Příspěvek vznikl za podpory grantu GA AV ČR A300130504 a je součástí vědního záměru Geologického ústavu AV ČR AVO: Z30130516.

# DEGRADACE PŮDY, MONITORING

# NAJDOLEŽITEJŠIE FENOMÉNY POĽNOHOSPODÁRSKEJ ANTROPIZÁCIE NA SLOVENSKU

# Most important phenomena of agricultural anthropization in Slovakia

**Bohdan JURÁNI**

*Katedra pedológie, Prírodovedecká fakulta Univerzity Komenského, Bratislava, Mlynská dolina B 2, SK 842 15 Bratislava, Slovak Republic*
*e-mail: jurani@fns.uniba.sk*

**Abstrakt**
Príspevok rozoberá najdôležitejšie fenomény poľnohospodárskej antropizácie pôd na Slovensku. V počiatočných štádiách „neolitickej revolúcie“ bolo najvýznamnejším fenoménom odlesnenie. Až neskôr, s rozvojom techniky sa ďalším významným fenoménom stalo ovplyvnenie pôdneho profilu a tvorba orničného pôdneho horizontu. Rozvoj poľnohospodárstva v posledných storočiach priniesol významné ovplyvnenie hydro – termických a živinových pôdnych režimov. Poľnohospodárska antropizácia, najmä obrábanie pôd akceleruje pôdnu eróziu. Významným protiopatrením je tvorba agroterás pomocou orby po vrstevnici.

**Kľúčové slová**
poľnohospodárska antropizácia, neolitická revolúcia, orničný pôdny horizont, pôdna erózia

**Abstract**
Article is dealig with most important phenomena of agricultural anthropization in Slovakia. In early stages of „neolithic revolution“ was the most important phenomenon deforestation. Later, with development of technics, the most important phenomenon becomes soil profile influencing and creation of plowing soil horizon. Development of agriculture in last centuries influenced also soi hydro – thermic and nutrients regimes. Agricultural anthropization, mainly cultivation is also accelerating soil erosion. Very important anti – measure is creation of ago – terraces using plowing perpendiculary to the slope.

**Key words**
agricultural anthropization, neolithic revolution, plowing soil horizon, soil erosion

## ÚVOD

Poľnohospodárska antropizácia pôd úzko súvisí s prevratným „vynálezom“ v histórii ľudstva, ktorý je všeobecne nazývaný ako „neolitická revolúcia“, ktorá významným

spôsobom ovplyvnila ďalší rozvoj ľudskej spoločnosti, ale nemenej významne ovplyvnila tiež pôdy, ktoré sa stali objektom každoročného významného zasahovania človekom. Územie Slovenska, ako ukazujú archeologické nálezy (Pieta 1960) má poľnohodpodárske využívanie pôd už staršie ako 6000 rokov. Toto zasahovanie malo najrôznejší charakter, počínajúc takým ako bolo odstraňovanie lesnej vegetácie vypaľovaním, cez agrotechnické zásahy do pôdy, čoraz významnejšieho charakteru, pestovanie plodín výsledkom ktorého bol úbytok humusu v pôdach , rozbehnutie eróznych procesov v rozsiahlej miere, tvorba agroterás ako výsledok tzv. orbovej erózie, teda orbou po vrstevnici. Dvadsiate storočie prinieslo i nové formy poľnohospodárskej antropizácie – cielené ovplyvňovanie poľnohospodárskych pôd dodávaní živín fomou priemyselných hnojív. Lokálne vznikli tiež niektoré špecifické formy ako dôsledok predchádzajúcej poľnohospodárskej antropizácie v horských oblastiach.

## MATERIÁL A METÓDY

Predložené výsledky sú pokusom o zhrnutie a zovšeobecnenie výsledkov prác, ktoré autor vykonal v oblasti výskumu poľnohospodárskej antropizácie na Slovensku. Majú charakter terénneho výskumu ale tiež často experimentálny charakter, ide tiež o výsledky pozorovaní počas dlhoročných mapovacích aktivít autora. Možno preto konštatovať metodickú ako aj priestorovú rôznorodosť predložených výsledkov, ktoré často boli detailne publikované samostatne s podrobným opisom metodických prístupov. Predkladaná práca je zameraná na syntézu a extrapoláciu výsledkov, získaných počas predchádzajúcich čiastkových výskumov.

## VÝSLEDKY A DISKÚSIA

Neolitická poľnohospodárska revolúcia priniesla popri prevratných zmenách v myslení človeka tiež nový fenomén – ovplyvnenie pôd ich poľnohospodárskym využívaním – ich poľnohospodársku antropizáciu.

Pri skúmaní tohto špecifického javu je treba si uvedomiť, že neolitická roľnícka civilizácia nevznikla z domácich podmienok. Prenikla sem z juhovýchodnej Európy, kam sa dostala z Prednej Ázie. Prvá neolitická vlna zasiahla územie Slovenska pravdepodobne v období predkeramického neolitu, druhá vlna priniesla poznanie výroby keramiky – hrnčiarstvo ako posledný doplnok úplne sformovaného neolitu. (Demo a kol. 2001). Postup neolitickej revolúcie v čase a v európskom priestore prezentuje Obr. 1.

Prvým predpokladom neolitického roľníctva boli vhodné plochy – pozemky bez lesnej vegetácie. Keďže v tomto období len relatívne malé plochy na Slovensku boli bez lesnej vegetácie, prvým predpokladom realizácie neolitického roľníctva bolo odlesnenie, ktoré sa v tých rokoch mohlo efektívne vykonávať iba žiarením. Lesná krajina sa tak menila postupne v priebehu niekoľkých tisícročí. Doba železná priniesla so sebou nové technické možnosti v technológii odlesňovania s možnosťou využita drevnej hmoty Rozvoj baníctva a spracovania železa tažbu dreva stimuloval do takej miery, že postupne na Slovensku dochádzalo k tzv. prvej energetickej kríze, naväzujúcej na vysokú spotrebu drevnej hmoty v týchto odvetviach. Dynamiku odlesňovania ovplyvňovali tiež

potravinová potreba obyvateľstva
podmienky vlastníctva pôdy
vojny, revolúcie, povstania a ďalšie katastrofické udalosti
vzťah ľudí k pôde a krajine – kultúra poľnohospodárskeho využívania krajiny

používané poľnohospodárske technológie limitované
úrovňou biologických vedomostí
používanou ťažnou silou v poľnohospodárstve
technickou úrovňou používanej mechanizácie
Dalším problémom je zhodnotenie vplyvu odlesnenia na pôdy. Ako vyplýva z vyššie uvedenej charakteristiky, hlavným dôvodom odlesňovania popri dopyte po dreve ako stavebnej surovine a zdroji tepelnej energie je potravinová potreba obyvateľstva. To teda znamená zámenu lesného vegetačného krytu za kryt poľnohospodárskych plodín, v rámci ktorých dominovali a i podnes u nás dominujú obilniny, v širšom ponímaní teda trávy. Táto zámena by sa sama o sebe nemusela zdať z hľadiska pôdneho negatívom. Probémom ale zostáva skutočnosť,že pôda v rámci hospodárskeho roka zostáva pomerne dlhé obdobie bez vegetácie čo je značným negatívom.

Súčasťou poľnohospodárskej antropizácie je tiež obrábanie pôd. Pochopiteľne, vplyv tejto poľnohospodárskej činnosti mal podstatne inú dimenziu na začiatku neolitickej revolúcie, keď nástrojom na obrábanie pôdy bol patrične upravený kus dreva a inú má dnes, kedy vďaka ťažnej sile dnešných traktorov a sofistikovaných zariadení na obrábanie pôdy dokážeme ovplyvňovať , meniť a upravovať pôdne vlastnosti fyzikálneho charakteru ale i meniť vlastný charakter pôdneho profilu.Zmeny pod vplyvom obrábania možno zhrnúť takto:
zmeny pôdneho profilu súvisiace s primiešaním nadložného horizontu do ornicového horizontu a tým jeho likvidácia už v prvých štádiách poľnohospodárskej antropizácie. Neskôr, v náväznosti na novšie poľnohospodárske technológie postupné priorávanie i ďalších hlbšie ležiacich pôdnych horizontov. V tomto mechanizme významnú úlohu hrá i pôdna erózia.Výsledkom je vznik orničného pôdneho horizontu, ktorý v Morfogenetickom klasifikačnom systéme pôd Slovenska (2000) je diagnostickým horizontom pre identifikáciu kultizemných subtypov. Špecifické vplyvy hĺbkovej kultivácie pozmeňujúce pôdny profil do väčších hĺbok (viac ako 35 cm), akými sú hĺbkové kyprenie, rigolovanie, terasovanie, výrazne menia väčšinu pôdneho profilu a sú diagnostickými zásahmi pre identifikáciu pôdneho typu kultizem.
úbytok pôdnej organickej hmoty v ornicovom horizonte ako dôsledok jej urýchlenej mineralizácie . Tu však spolupôsobí i dlhodobé udržiavanie pôdy bez vegetačného krytu.. Existujú však i výnimky, vzťahujúce sa na niektoré iniciálne pôdy typu fluvizemí kedy obsah humusu v určitej vrstve pôd je u poľnohospodárskych pôd vyšší ako u zrovnateľných lesných. Ako príklad môžu slúžiť dve dvojice fluvizemí z okolia Bratislavy na alúviu Dunaja. Fluvizem kultizemná hlinitá z karbonátových nivných sedimentov ktorá je dlhodobe odlesnená obshuje na 1 $m^2$ do hĺbky 40 cm 11,98 kg humusu, zatiaľčo podobná fluvizem modálna hlinitá z karbonátových nivných sedimentov trvale pod lesným porastom v totožnom objeme len 8,04 kg. Podobe vychádza i situácia u fluvizeme kultizemnej, pisočnatej, z karbonátových nivných sedimentov, krátkodobo odlesnenej, kde na 1 $m^2$ so hĺbky 40 cm je 6,35 kg humusu, zatiaľčo u fluvizeme modálnej , piesočnatej z karbonátových nivných sedimentov je v totožnom objeme len 5,49 kg humusu (Juráni 1999).
ďalší fenomén súvisiaci s obrábaním pôd je postupný rozpad pôdnej štruktúry , kompakcia pôd a tvorb zhutneného podorničného horizontu. Spôsobuje ho úbytok pôdnej organickej hmoty,, používanie ťažkej techniky, orba pri zvýšenej pôdnej vlhkosti, nestriedanie hĺbky orby a používanie agrochemikálií, najmä priemyslových hnojív.

Zmeny živinových režimov. V stredoveku boli poľnohospodárske pôdy chudobnejšie ako lesné. Až v 20. storočí, najmä v jeho druhej polovici došlo vďaka používaniu priemyslových hnojív k nárastu zásobenosti pôd živinami. Poľnohospodárske pôdy sú vo všeobecnosti bohatšie ako lesné pôdy a majú vyššie pH. Obsah fosforu v pôdach sa stáva ukazovateľom miery ich antropizácie (Füleky 2004).
špecifickým fenoménom súvisiacim s poľnohospodárskou antropizáciou je vznik regozemí kultizemných na Záhorí z piesočnatých podzolov vďaka rozsiahlym zúrodňovacím opatreniam .

Zmeny hydricko – termických režimov. Zmena vegetácie , olesnenie a vznik „kultúrnych stepí“ znamenalo tiež zmenu vo vlhkostno teplotných pomeroch. Orná pôda sa v porovnaní s lesnou pôdou relatívne rýchlejšie a hlbšie prehrieva, najmä v období bez vegetácie. Tiež vlhkostný režim orných pôd je odlišný od lesných pôd, významnú úlohu zohráva transpirácia.
Špecifickým vplyvom sú cilené zásahy do vodných režimov niektorých území , napr. na Žitnom ostrove sú záznamy o podobných zásahoch už v 13. storoči. Výrazná terestrizácia tohto územia sa datuje počas posledných 300 rokov V druhej polovici dvadsiateho storočia boli uskutočnené výrazné zásahy do vodného režimu hydromelioráciami i na ostatných územiach.

Akcelerácia pôdnej erózie. Pôdna erózia je prirodzený proces, ktorý môže byť ľudskou činnosťou akcelerovaný, alebo spomaľovaný, Urýchľovanie alebo spomaľovanie tohto procesu súvisí s používanými poľnohospodárskymi sústavami. Pôdna erózia na poľnohospodárskych pôdach má za následok stratu hmoty orničného horizontu a postupné priorávanie hmoty podpovrchových horizontov do ornice . S tým súvisí i zmena fyzikálnych a chemických vlastností ornice. V extrémnych prípadoch dochádza i k orbe C horizontu a následný vznik antropicky podmienenej regozeme kultizemnej.
špecifickým prejavom sprevádzajúcim poľnohospodárstvo v svahovitých podmienkach s pseudoglejovými fenoménami sú zosuvy.
Pravdepodobne v 17 storočí v podmienkach šírenia poĺnohospodárstva v kopaničiarskych / lazníckych podminkach je začiatok tvorby tzv. poľnohospodárskych terás ako výsledok tzv. „orbovej erózie“ pri orbe po vrstevnici. Išlo o výrazny krok vpred po sérii storočí s negatívnymi skúsenosťami s rýhovou a výmoľovou eróziou.

Za špecifický prejav poľnohospodárskej antropizácie možno pokladať vplyv valašskej kolonizácie vo forme zníženia hornej hranice lesa a vznik trávnatých holí alpínskeho charakteru i v nadmorských výškach, kde tento druh vegetácie nie je pôvodný. Následne, vďaka útlmu poľnohospodárskych aktivít (pasenia) v týchto oblastiach, ale aj špecifickému reliefu, vzniká v tejto oblasti fenomén rašelinového $O_t$ horizontu a tým k vzniku podzolov organozemných na lokalite Martinské hole (Juráni 2000). Podobný prípad je zaznamenaný vo Veľkej Británii v Rothbury, kde počas 50 rokov obmedzeného využívania pasienkov vznikol nadložný rašelinový horizont o hrúbke 11 cm (Payton 1997).

## ZÁVER

Prejavy poľnohospodárskej antropizácie môžu mať veľmi rôznorodý charakter. Príspevok prezentuje najdôležitejšie fenomény ako sa tento vplyv človeka na pôdy

do dnešných čias prejavuje priamo alebo následne, vďaka ďalším zmenám vo vývoji. Ukazuje sa, že niektoré antropizačné fenomény sa prejavujú ako výrazne deštrukčné, majúc na „svedomí“ kompletné zničenie pôdy, Takýmto fenoménom je pôdna erózia ako dôsledok nevhodnej poľnohospodárskej antropizácie. Podobne, i keď pomalším tempom pôsobí rozpad štruktúry a pôdna kompakcia, ktoré sú celosvetovým globálnym problémom. Z hľadiska dlhodobého negatívnym spôsobom v smere nadmernej aridizácie môžu tiež pôsobiť nadmerné hydromelioračné opatrenia, ktoré v konečnom dôsledku môžu doviesť krajinu do podmienok „stepných“.
V súčasnom období vďaka zmeneným podmienkam v produkcii potravín je väčšina extrémnych stanovíšť s pôvodnými ornými pôdami alebo zalesnená, alebo využívana ako lúky, prípadne pasienky. Tento krok výrazným spôsobom obmedzuje pôsobneie vyššie uvedených negatívnych prejavov, akými sú pôdna erózia, rozpad štruktúry a kompakcia. Do istej miery tiež upravuje hydricko – termické režimy do miery blízkej pôvodným.
Reforestácia do istej miery obnovuje pôdny profil pozmeneny vznikom orničného horizontu. Už po pomerne krátkej dobe sa obnovuje nadložný horizont, na druhej strane ale znaky orničného horizontu spočívajúce v jeho relatívne veľkej hĺbke a ostrom rovnom prechode do nižšie ležiaceho horizontu, pretrvávajú relatívne veľmi dlho, PodĺA našich poznatkov sme jeho znaky boli schopní identifikovať i 100 rokov po zalesnení.
Medzi vhodné opatrenia zamedzujúce vodnej erózii patrí antropizačný fenomén poľnohospodárskych terás ako výsledok orby po vrstevnici.

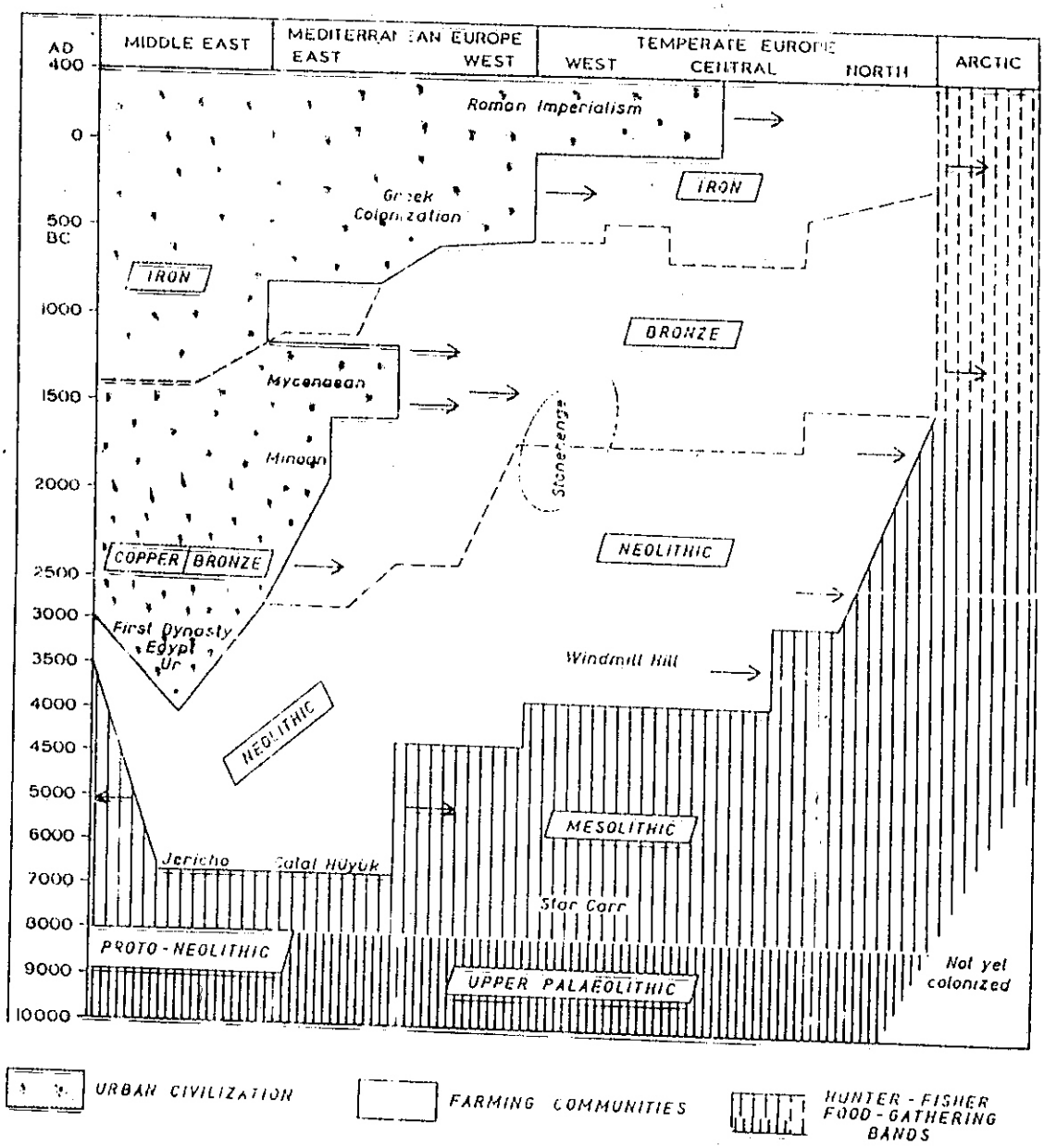
Poďakovanie
Táto práca bola čiastočne podporená finančnými prostriedkami Grantovej agentúry Vega, grant č. 1/2339/05.

## LITERATÚRA

Demo a kol. (2001): Dejiny poľnohospodárstva na Slovensku. Nitra, Bratislava, 661 s.
Füleky, Gy. (2004): The measure of anthropization: Phosphate content of soil. In: Soil Anthropization VIII, Bratislava s. 20 - 23
Juráni, B.(1999): Antropizácia fluvizemí v alúviu Dunaja ich poľnohospodárskym využitím. In:
Antropizácia IV. Bratislava, s. 56 - 66
Juráni, B. (2000): Špecifická antropizácia pôd, podmienená znížením hornej hranice lesa. In:
Antropizácia V. Bratislava, s. 29 - 32
Kolektív (2000): Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. Bazálna referenčná
taxonómia. VÚPOP Bratislava 76 s.
Payton, R.W.(1997): British Society of Soil Science. Golden jubilee meeting, September
1997. Field excursion guide. Newcastle upon Tyne. 12s.
Pieta, K. (1996): Včasnohistorické centrum severného Slovenska. Bratislava 83 s.

Obr. 1 : Postup neolitickej revolúcie v európskom priestore

*Time and space relationships of NEOLITHIC and other early cultures in Europe and the Middle East.*




*Based on J. G. D. Clark, 1952, with modifications.*

# MONITORING PÔD SR AKO ZÁKLADNÝ ZDROJ AKTUÁLNYCH INFORMÁCIÍ PRE OCHRANU A VYUŽÍVANIE PÔD

**Jozef KOBZA**

*Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy, Bratislava, Regionálne pracovisko Banská Bystrica, Mládežnícka 36, 974 04 Banská Bystrica, SR e-mail: kobza.vupop@bystrica.sk*

**Abstract**

One of the important initiatives of European strategy on soil monitoring is a stimulation of national strategies of soil protection and its 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 function of soil by transparent manner in all EU. In harmony with European strategy important soil properties concerning recommended concrete threats to soil are included in soil monitoring system of Slovakia (soil contamination, soil organic matter, soil erosion, soil compaction, soil salinization and sodification as well as soil acidification). Obtained actual information and data are used for the national strategy of soil protection and land use of Slovakia and they are a part of european data reporting through EEA (European Environmental Agency) at the same time.

**Key words:** soil monitoring, soil information system, soil protection, land use

## ÚVOD

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 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. Táto otázka je významná najmä po roku 1990 v zmenených spoločensko-ekonomických podmienkach a odkedy sme

sa zároveň začali venovať komplexným hodnotením vývoja našich pôd v rámci pravidelného monitoringu pôd Slovenska.

## POSTAVENIE A VÝZNAM MONITORINGU PÔD SR PRI ICH OCHRANE A VYUŽÍVANÍ V EURÓPSKOM KONTEXTE

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 bola úlohou pracovných komisií v rámci Tématickej stratégie pôdy pre jej ochranu. Táto predpokladá permanentné sledovanie aktuálneho stavu pôdy 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, 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. salinizácia a sodifikácia pôd, kontaminácia pôd, pôdna organická hmota a biodiverzita, kompakcia a erózia 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 bude len možné
- Taktiež bude nevyhnutné harmonizovať všetky budúce aktivity (popis pôdneho profilu a lokality, odber pôdnych vzoriek, analytické metódy a pod.)
- Súčasťou bude aj stimulácia národných stratégií ochrany pôdy a ich hodnotenia
- Európska komisia sa zaväzuje ustanoviť priblíženie takéhoto pôdneho monitorovacieho procesu na báze 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

## NÁVRH ŠTRUKTÚRY INDIKÁTOROV A PARAMETROV PODĽA EK

Tvorba nových informácií sa dotýka konkrétnych ohrození podľa návrhu EÚ, ktoré sú zvlášť dôležité pre ďalší proces ochrany a využívania pôd. V nasledovnej tabuľke 1 sú uvedené navrhované indikátory a parametre pre Európsku monitorovaciu sieť(Van-Camp et al., 2004).

Tab. 1 Navrhované indikátory a parametre pre Európsku pôdnu monitorovaciu sieť

| Indikátory | Parametre |
|---|---|
| Pôdna organická hmota | $C_{tot}$, $N_{tot}$, C:N, objemová hmotnosť |
| Erózia pôd | objemová hmotnosť, merná hmotnosť, pórovitosť, nasýtená hydraulická vodivosť, $C_{tot}$, $C_{org}$ |
| Kontaminácia pôd | As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, P, N, Zn, POPs, dioxíny, di-benzofurany, PCB, PAU, pesticídy (napr. HCH, DDT, DDE) |
| Kompakcia pôd | objemová hmotnosť |
| Salinizácia a sodifikácia | POH, elektrická vodivosť, SAR (sodíkový adsorpčný pomer), objemová hmotnosť, CEC, výmenné ióny |

## ŠTRUKTÚRA SLEDOVANÝCH INDIKÁTOROV A PARAMETROV V PÔDNEJ MONITOROVACEJ SIETI SR

Tab. 2 Indikátory a parametre sledované v monitorovacej sieti SR

| Indikátory | Parametre |
|---|---|
| Pôdna organická hmota | $C_{ox}$, frakcionácia humusu, $N_t$, C:N |
| Erózia pôd | $^{137}Cs$, zrnitosť, objemová hmotnosť, pórovitosť, pH/KCl, $C_{ox}$, P, K |
| Kontaminácia pôd | Cd, Cr, Pb, Ni, Zn, Cu, Se, Co, As, Hg, F, PAU |
| Kompakcia pôd | objemová hmotnosť, pórovitosť, max. kapilárna kapacita, min. vzdušná kapacita, zrnitosť |
| Acidifikácia pôd | pH/$H_2O$, pH/$CaCl_2$, pH/KCl, aktívny hliník, CEC |
| Alkalizácia a sodifikácia | elektrická vodivosť (Ece), obsah vým. Na v sorpčnom komplexe pôdy (ESP), výmenné katióny a anióny ($Ca^{2+}$, $Mg^{2+}$, $Na^{+}$, $K^{+}$, $Cl^{-}$, $SO_4^{2-}$, $CO_3^{2-}HCO_3^{-}$), odparok, sodíkový adsorpčný pomer (SAR), pH/$H_2O$ |

*Na základe uvedeného porovnania (Tab. 1 a 2) možno konštatovať, že rozsah sledovaných indikátorov a parametrov je širší, ako je uvedené v doporučenom návrhu EK. Výsledkom je zisk nameraných parametrov a priebežná údajová aktualizácia databázy monitoringu pôd SR. Získané údaje sú relevantné ku konkrétnym ohrozeniam, a tak je možné ich využitie pre ochranu a využívanie poľnohospodárskych pôd.*

Navyše získané informácie monitoringu pôd sú prostredníctvom MŽP SR (koordinátor monitoringu životného prostredia) a SAŽP v Banskej Bystrici (koordinátor informačného systému monitoringu životného prostredia) reportované smerom k EÚ – t.j. k EEA (Európska environmentálna agentúra) so sídlom v Kodani. Tieto údaje budú slúžiť k budovaniu a aktualizácii európskeho informačného systému o životnom prostredí, a teda aj k ochrane a využívaní pôdy a krajiny.

# SÚČASNÝ STAV A VÝVOJ POĽNOHOSPODÁRSKYCH PÔD SR

## Kontaminácia pôd

Vývoj kontaminácie pôd po roku 1990 je len veľmi pozvoľný bez výraznejších zmien, čo znamená, že pôdy, ktoré boli už v minulosti kontaminované, si tento nepriaznivý stav udržujú aj v súčasnosti. Aj keď vo všeobecnosti dochádza v poslednom čase k určitému optickému zlepšeniu hygienického stavu pôd SR, rozdiely sú však prevažne štatisticky nepreukazné.

## Acidifikácia pôd

Výmera kyslých pôd klesá už od roku 1975 súčasne s poklesom kyslých atmosferických polutantov $SO_2$ a $NO_x$. Znepokojivý je trend vo vývoji slabo kyslých pôd, ktorý má od roku 1995 stúpajúcu tendenciu a v roku 2000 dosiahol 31,5 % čo je najvyššia hodnota od roku 1970. Mierny trend acidifikácie zisťujeme na kyslých pôdach a substrátoch.

## Alkalizácia a salinizácia pôd

Doterajšie výsledky potvrdzujú súčasnú prítomnosť procesov alkalizácie (slancovania) a salinizácie (zasoľovania), pričom proces slancovania je výraznejší vo všetkých monitorovaných pôdach.

## Pôdna organická hmota a obsah prístupných živín

Bol zistený mierny pokles organickej hmoty prakticky na všetkých orných pôdach, čo môže mať v budúcnosti vážne dôsledky na zníženie úrodnosti pôdy, ako aj jej ochranných funkcií. Súčasne zaznamenávame úbytok prístupných živín P a K v priemere o 10-30 %.

## Kompakcia (zhutňovanie) pôd

*Bol zistený trend zhoršovania fyzikálnych vlastností a kompakcie pôd najmä na intenzívne obhospodarovaných pôdach (černozeme, hnedozeme). Vyplýva to zrejme aj zo zisteného úbytku pôdnej organickej hmoty, ako aj prejazdu mechanizmov.*

*Erózia pôd*

Ide o neustále prebiehajúci proces s menšou alebo väčšou intenzitou vplývajúci aj na výraznú priestorovú heterogenitu úrodotvorných parametrov. Najviac náchylné na eróziu sú pôdy s nižším obsahom humusu (< 2 %) a vyšším obsahom prachových častíc (frakcia 0,002-0,05 mm > 40 %) v povrchovom horizonte (luvizeme, časť pseudoglejov a kambizemí).

Dosiahnuté výsledky monitoringu pôd SR sú podrobnejšie popísané v publikácii (Kobza a kol., 2002).

## NÁVRH REGULAČNÝCH PÔDOOCHRANNÝCH OPATRENÍ Z VÝSLEDKOV MONITORINGU PÔD SR

V roku 2006 bola pri VÚPOP Bratislava vydaná publikácia „Návrh regulačných pôdoochranných opatrení z výsledkov monitoringu pôd SR“ ako podklad k účinnosti Zákona č. 220/2004 Z.z. o ochrane a využívaní poľnohospodárskej pôdy (Kobza a kol., 2005). V uvedenej publikácii sú predkladané konkrétne regulačné opatrenia smerujúce k dodržaniu princípov a zákonov na ochranu poľnohospodárskej pôdy. Je sprievodcom na ceste k citlivému vzťahu k pôde, jej ochrane a zachovaniu jej funkcií (Kobza a kol., 2005).

### Literatúra

Kobza, J., Barančíková, G., Čepková, V., Došeková, A., Fulajtár, E., Houšková, B., Makovníková, J., Matúšková, L., Medveď. M., Pavlenda, P., Schlosserová, J., Styk, J., Vojtáš, J. (2002): Monitoring pôd Slovenskej republiky. Aktuálny stav a vývoj monitorovaných vlastností pôd 1997-2001. VÚPOP Bratislava, 180 s.

Kobza, J., Barančíková, G., Makovníková, J., Styk, J., Širáň, M., Vojtáš, J. (2005): Návrh regulačných pôdoochranných opatrení z výsledkov monitoringu pôd SR. (Ako podklad k účinnosti Zákona č. 220/2004 Z.z. o ochrane a využívaní poľnohospodárskej pôdy). VÚPOP Bratislava, 24 s.

Van-Camp, L., Bujarrabal, B., Gentile, A-R., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Olazabal, C. and 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.

# DISTRIBUCE PERSISTENTNÍCH ORGANICKÝCH POLUTANTŮ A RIZIKOVÝCH PRVKŮ V PROFILECH FLUVIZEMÍ V ZÁPLAVOVÝCH ÚZEMÍCH

# Distribution of persistent organic pollutants and risk elements in profiles of fluvisols in areas under periodic floods

**Milan SÁŇKA, Ladislav DUŠEK**

*Masaryk University Brno, RECETOX, Kamenice 126/3 Brno, Czech Republic*
*sanka@recetox.muni.cz*

**Abstrakt**
Na 20 lokalitách v zaplavovaných územích na Zlínsku byly vykopány pedologické sondy a stanoven stupeň pedogenetického vývoje fluvizemí. Z 12 typických zástupců byly analyzovány vzorky ze 3 hloubek na obsahy rizikových prvků a POPs. Pokles obsahů s hloubkou se projevuje u Cd, Pb, Zn, Mo, PAH a PCB, u prvků Cr, Ni, Co a V není tento trend patrný. Stupeň pedogenetického vývoje nemá zřejmě vliv na obsahy prvků a POPs. Fluvizemě Zlínska mají v povrchovém horizontu vyšší obsahy Cd, Cu, Ni, Mo, Zn než ostatní půdy i než půdy ze souboru fluvizemí v ČR (výsledky bazálního monitoringu zemědělských půd).

**Klíčová slova**
flivizemě, půdní profil, pedogenetický vývoj, znečištění, rizikové prvky, persistentní organické polutanty.

**Abstract**
Twenty soil pits were dug on periodically flooded localities around Zlín and degree of pedogenetical development of fluvisols was determined according to defined scale. The typical twelf representatives were selected, samples from three depths were taken and analyzed for the contents of risk elements and POPs. The results show the decrease of contents with depth for Cd, Pb, Zn, Mo, PAH and PCB, on the other hand this trend is not visible in Cr, Ni, Co and V. The degree of pedogenetical development has no influence on the contents of risk elements and POPs. Fluvisols in the area of interest have higher contents of Cd, Cu, Ni, Mo, Zn in upper horizons than other soils and also than fluvisols from around the all Czech Republic (results of basal soil monitoring scheme of agricultural soils).

**Key words**
fluvisols, soil profile, pedogenetical development, pollution, risk elements, persistent organic pollutants

## ÚVOD

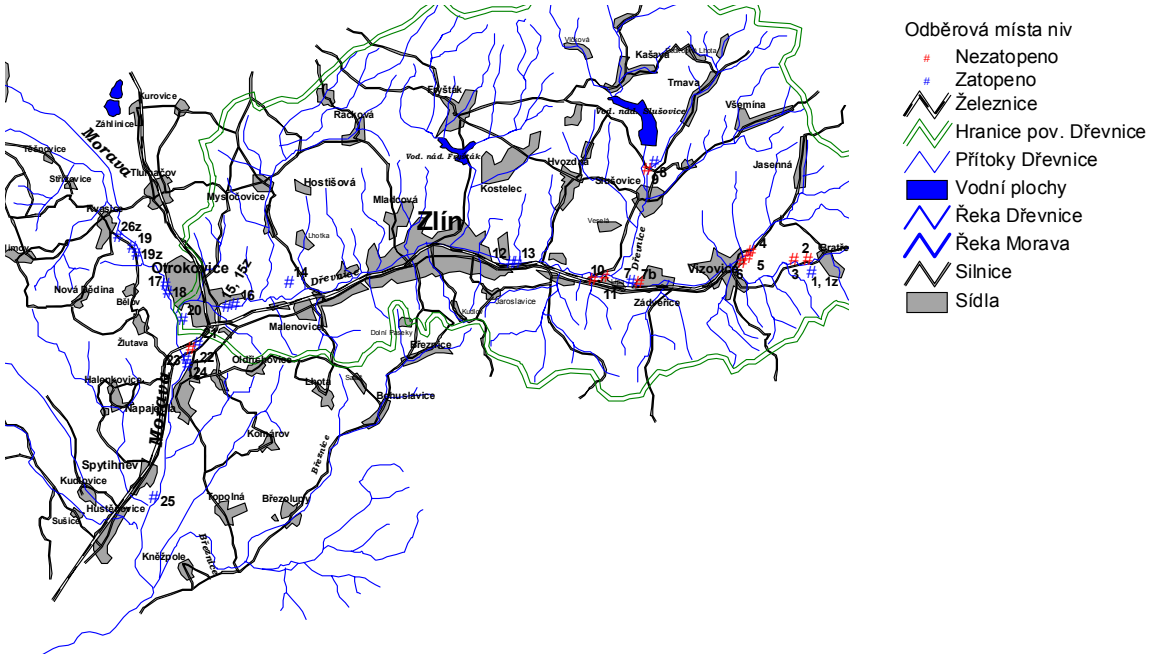
Pravidelné záplavy byly ve starověku považovány za jeden z předpokladů vyšších výnosů v důsledku pravidelného zásobování polí úrodnými sedimenty. V moderním zemědělství je tento aspekt potlačen a převládají negativní faktory. Potenciálně je k těmto faktorům možno řadit negativní změny některých parametrů půd: morfologické charakteristiky, mocnost A horizontu (ornice) - odnos erozí, struktura půdy (narušení příznivé agregátové struktury), zrnitost, objemová hmotnost, pórovitost, snížení KVK, úbytek některých makro a mikro prvků,

kontaminace anorganickými a organickými látkami, snížení aktivity mikroorganismů a vyplývající nepříznivé dopady na biochemické procesy v půdě.
Při hodnocení změn kvality půdy v zaplavovaných územích je často diskutován problém kontaminace půd. Sedimenty, které jsou na půdu ukládány s sebou nesou množství rizikových látek a rizikových prvků, jako důsledek zaplavení průmyslových areálů, skladišť chemikálií, čistíren odpadních vod apod. Při pravidelných záplavách jsou tak zjišťovány vyšší obsahy kontaminantů v povrchových vrstvách půd než na okolních pozemcích.
Přestože tyto obsahy neznamenají akutní riziko pro člověka ani pro ekosystémy, může v některých případech docházet ke zvýšeným příjmům různými cestami, což může mít za následek chronické zdravotní problémy, zejména u zemědělců nebo zahrádkářů, kteří mají produkci z těchto pozemků jako podstatnou část příjmu zeleniny, brambor, popř. obilovin.

## MATERIÁL A METODY

První šetření v zaplavovaných územích na Zlínsku bylo prováděno v letech 1996 – 1998 v rámci projektu IDRIS (hodnocení ekologických rizik). Takto byla identifikována modelová oblast (obrázek 1 ), ve které dále probíhaly další šetření a též byla využita v rámci projektu INCHEMBIOL. Pro tento účel bylo vybráno 20 lokalit fluvizemních půd v povodí řek Morava, Lutonínka, Dřevnice a Bratřejovka.

*Obrázek 1. Modelová oblast Zlínsko pro hodnocení fluvizemních půd*


Odběrová místa niv
Nezatopeno
Zatopeno
Železnice
Hranice pov. Dřevnice
Přítoky Dřevnice
Vodní plochy
Řeka Dřevnice
Řeka Morava
Silnice
Sídla
Zlín
Otrokovice
Morava
Dřevnice
Bratřejovka
Lutonínka
Kostelec
Hvozdná
Jasenná
Vizovice
Zádveřice
Malenovice
Březnice
Březůvky
Spytihněv
Kudlovice
Napajedla
Babice
Tlumačov
Mysločovice
Hostišová
Mladcová
Racková
Kašava
Tmava
Všemina
Slušovice
Březolupy
Fopolná
Knéžpole
Hustěnovice
Sušice
Nová Dědina
Žlutava
Halenkovice
Chomýž
Lípa
Březůvky
Kvasice
Kroměříž
Zahnašovice
Kurovice
Tlumačov
Mysločovice
Hostišová
Mladcová
Racková
Fryšták
Kostelec
Hvozdná
Slušovice
Kašava
Tmava
Všemina
Jasenná
Vizovice
Zádveřice
Malenovice
Březnice
Březůvky
Spytihněv
Kudlovice
Napajedla
Otrok

*Tabulka 1. Klasifikace fluvizemí z hlediska pedogenetického vývoje půdního profilu.*

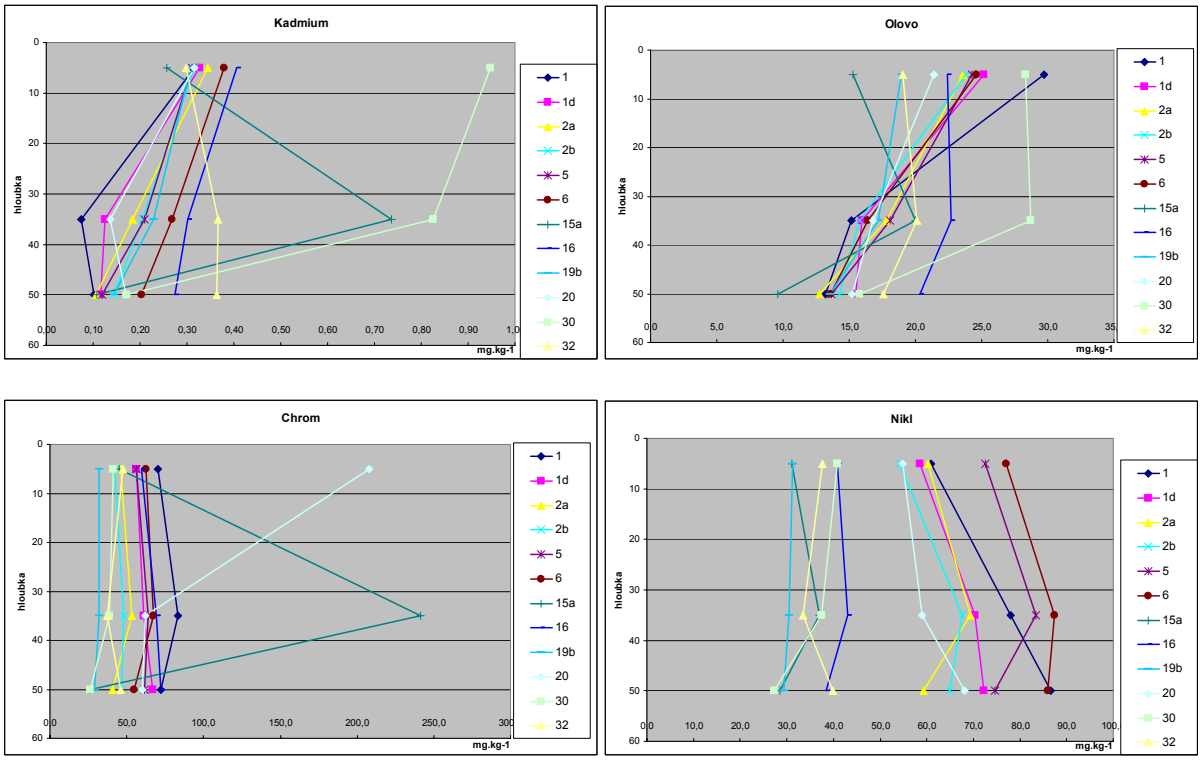
| stupeň | popis |
|---|---|
| 1 | nejmladší naplaveniny v blízkosti vodního toku bez morfogenetických znaků, patrná může být pouze stratifikace naplavených vrstev podle zrnitosti nebo obsahu původní organické hmoty, pravidelně podléhají záplavám (téměř každoroční ovlivnění) |
| 2 | naplaveniny s náznaky vývoje - počínající tvorba humusového horizontu in situ, další genetické horizonty nevyvinuty |
| 3 | stabilnější fluvizemě bez genetického vývoje, ale pravděpodobně recentně povrchovou vodou málo ovlivněné, vyvinutý humusový horizont |
| 4 | stabilizované fluvizemě nebo přechodové typy ke kambizemím, glejům, pseudoglejům, bez ovlivnění povrchovou vodou, vyvinutý humusový horizont a popř. náznaky dalších diagnostických horizontů-kambického, mramorovaného |

## VÝSLEDKY

Součástí výsledků je podrobný popis a fotodokumentace 20 profilů fluvizemí na Zlínsku. U 12 vybraných profilů půd bylo provedeno prozatím základní vyhodnocení půdních charakteristik a obsahů rizikových prvků a rizikových látek.

Průběh obsahů rizikových prvků v půdním profilu u všech 12 individuálních pedologických sond byl vyjádřen graficky. Na obrázku 2-5 je typický průběh pro prvky s potenciální antropogenní zátěží (kromě olova a kadmia má tento průběh ještě zinek, rtuť molybden, arzén) a s typicky geogenními obsahy (kromě chrómu a niklu ještě kobalt a vanad). Měď a antimon nelze přesvědčivě zařadit k žádné ze dvou popsaných skupin i když průběh spíše ukazuje na antropogenní zátěž.

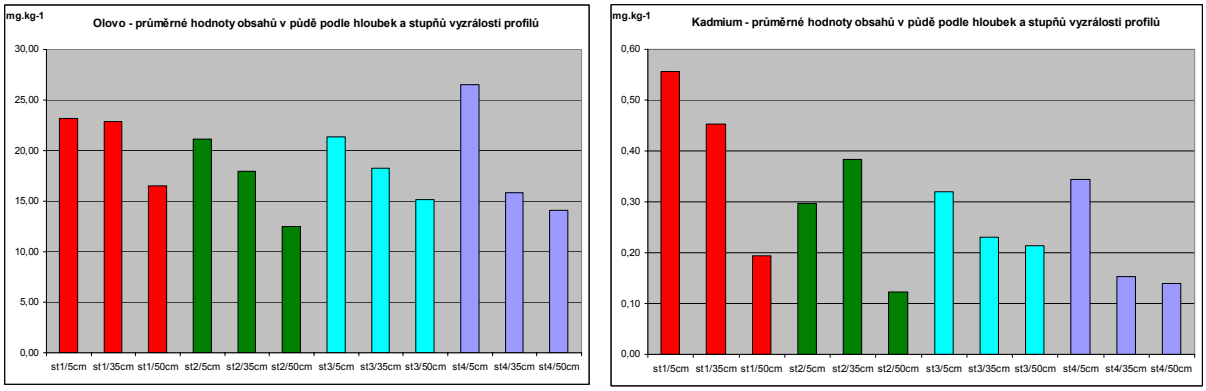
*Obrázek 2-5.*




Výsledky obsahů rizikových prvků byly vyhodnoceny podle stupňů pedogenetického vývoje půdního profilu (příklad pro kadmium a olovo na obr 6 a 7). Nebyly zjištěny prozatím významné závislosti na stupni vyzrálosti, pouze u kadmia byly zjištěny u stupně vyzrálosti 1

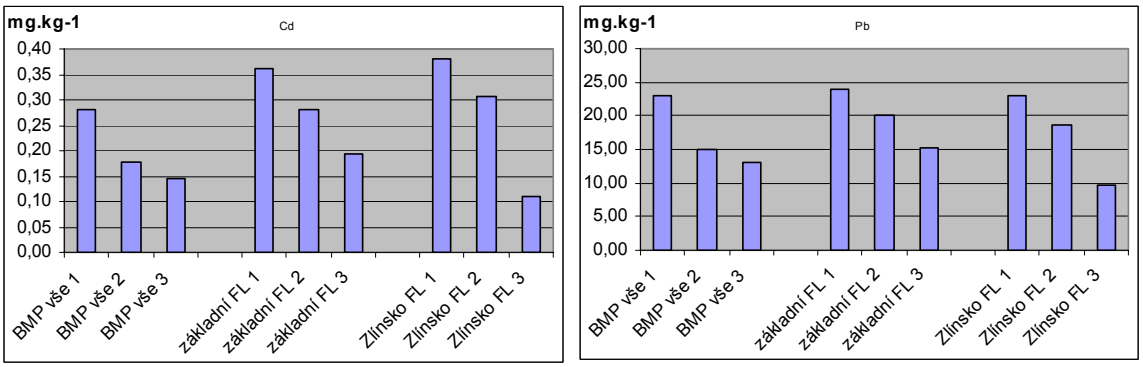
nejvyšší průměrné obsahy v horizontu 1 a 2. Stejně jako u interpretace na obr. 2-5 je možno sledovat zcela evidentní pokles průměrných obsahů Cd, Pb, Zn, Mo v závislosti na hloubce odběru u všech stupňů vyzrálosti, s výjimkou stupně 2 u kadmia.

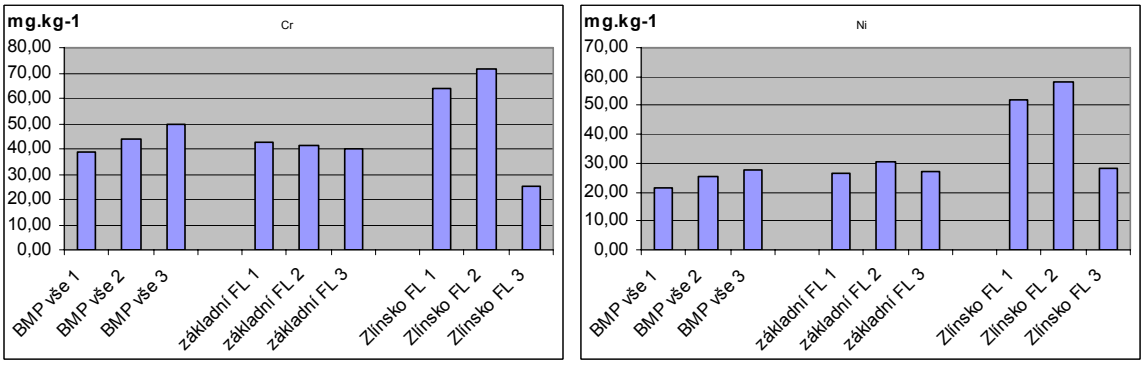
*Obrázek 6-7.*



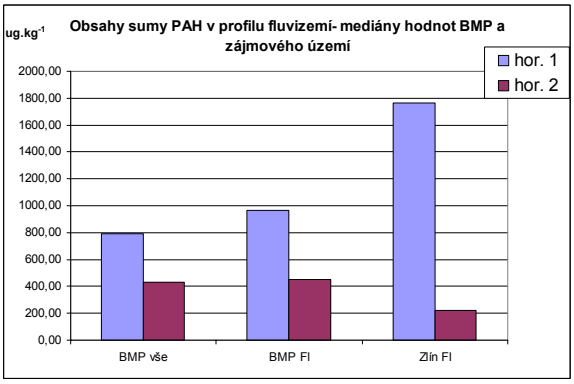

Pro vyhodnocení stavu v zájmové oblasti bylo provedeno srovnání výsledků s výsledky bazálního monitoringu zemědělských půd a to jednak s celým souborem ploch a dále se souborem fluvizemních půd. Výsledky pro rizikové prvky jsou na obr. 8-11, pro vybrané POPs na obrázku 12-13. Pro Cd, Pb, Zn, Mo je u všech srovnávaných souborů patrný výrazný pokles obsahů od svrchních horizontů k níže uloženým, výraznější je tento trend u fluvizemí ČR, nejvýraznější u fluvizemí Zlínska. Podobně je tomu u PAH a PCB. U druhé skupiny prvků je trend spíše opačný i když u fluvizemí ze Zlínska jsou obsahy v prvních dvou horizontech vyšší.

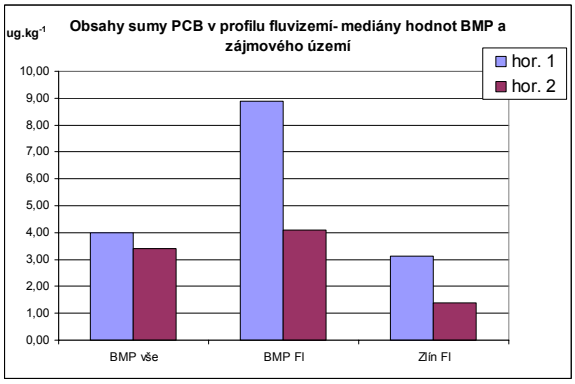
*Obrázek 8-11. Srovnání obsahů rizikových prvků v profilech fluvizemí na Zlínsku s obsahy v profilech sond BMP – celého souboru a souboru fluvizemí (mediány hodnot)*



*Obrázek 12-13. Srovnání obsahů POPs v profilech fluvizemí na Zlínsku s obsahy v profilech sond BMP – celého souboru a souboru fluvizemí (mediány hodnot).*




## DISKUZE A ZÁVĚR

Zvýšená zátěž fluvizemí anorganickými i organickými polutanty v porovnání s ostatními půdami je dobře dokumentována (Sáňka a kol., 1997, Vácha a kol., 2003, Podlešáková a kol., 1997 a další). Pro rizikové prvky Cd, Pb, Zn, Mo a organické polutanty PAH a PCB je jak u fluvizemí, tak i u všech ostatních půd patrný pokles obsahů od svrchních horizontů k níže uloženým, výraznější je tento trend u fluvizemí ČR, nejvýraznější u souboru fluvizemí Zlínska. To dokumentuje zvýšenou zátěž zemědělských půd těmito látkami, a proces zaplavování nivních půd jako významný vstup rizikových látek. To je patrné i při porovnání zátěže u stanovených stupňů pedogenetického vývoje fluvizemí Při tom dochází pouze k velmi omezenému transportu těchto látek v půdním profilu.

## LITERATURA

Sáňka, M, Pavlíček, V, Filkuka, L., Poláková, Š., Svoboda, J. Němec, P.(1997): Hodnocení změn ukazatelů kvality půdy na pozemcích postižených záplavami. ÚKZÚZ Brno, závěrečná zpráva.

Hladný, J.: K otazníkům katastrofální povodňové situace v červenci 1997. Sborník přednášek z konference "Povodně a krajina". ICID, CIID, Brno, 13 - 14. listopadu 1997.

Vácha, R., Poláček, O., Horváthová, V. (2003): Zemědělské využití půd nivních oblastí z pohledu hygieny půdy In: Sborník příspěvků z konference Pedologické dny, Velké Bílovice, 2003.

Podlešáková, E., Němeček, J., Hálová, G. (1994): Zatížení nivních půd Labe Rizikovými látkami. Rostlinná výroba 40, 1994 (1) 69-80

Němeček, J. a kol.: Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. ČZU Praha, 2001, 78 s.

# VPLYV ROZDIELNEJ INTENZITY AGROTECHNIKY NA DEGRADÁCIU HERBICÍDOV V POĽNÝCH PODMIENKACH

# THE DIFFERENT AGROTECHNICS INFLUENCE ON THE HERBICIDES DEGRADATION IN FIELD CONDITIONS

**Štefan TÓTH, Martin DANILOVIČ, Andrea SÚSTRIKOVÁ**

*SCPV – Ústav Agroekológie, Špitálska 1273, 071 01 Michalovce, Slovensko*
*toth@minet.sk*

**Abstrakt**
Predkladaná práca prináša ročné výsledky exaktného preverenia rezíduí herbicídov v poľných podmienkach pri diferencovanej úrovni agrotechniky, a to herbicídov rizikových z hľadiska kumulácie v pôde a následného vplyvu na samotné kultúrne rastliny ako aj znečistenia vodných zdrojov. Problematika bola riešená formou exaktných poľných pokusov a laboratórnych reziduálnych analýz. Modelovými herbicídnymi účinnými látkami boli acetochlor (Trophy, 2,5 l/ha), S-metolachlor (Dual Gold 960 EC, 1,4 l/ha), metribuzin (Sencor 70 WP, 1 kg/ha), terbuthylazine (Click 500, 3 l/ha), dicamba (Banvel 480 S, 0,125 l/ha). Herbicídne látky boli aplikované registrovaným spôsobom ich použitia v systéme stacionárnych poľných pokusov pri diferencovanej úrovni agrotechniky. Riešenie ohrozenia vodných zdrojov je explicitné, založené na sledovaní rezíduí herbicídov v dvoch hĺbkach pôdneho profilu.
Do pokusu sme ako faktory riešenia zahrnuli dva pôdne typy, diferencovanú úroveň agrotechniky a tiež dve hĺbky odberu vzoriek (ornica, podornica). Pokusy boli založené na experimentálnych pracoviskách Ústavu Agroekológie vo Vysokej nad Uhom - fluvizem modálna a v Milhostove - fluvizem glejová, pri bezzávlahových poľných podmienkach, a vybraných plodinách. Úroveň výživy zaradených plodín bola realizovaná s ohľadom na pestovanú plodinu. Diferencovanú úroveň agrotechniky sme dosiahli troma spôsobmi predsejbovej prípravy pôdy, klasickým a dvoma pôdoochrannými.
Z dosiahnutých výsledkov možno konštatovať, že sledované rezíduá boli podľa pôdnych typov a založených herbicídnych a agrotechnických variantov ako i hĺbky odberu výrazne diferencované. Výsledky riešenia sú využiteľné pri ochrane rastlín herbicídmi a uplatňovaní pôdoochranných systémov obrábania pôdy.

**Kľúčové slová:** herbicídy, agrotechnika, rezíduá, reziduálne pôsobenie, vodné zdroje

**Abstract**
This work represents one – year results of exact tests of herbicidal residues in field conditions under differentiated agritechnics. Herbicides were chosen from the point of view of their risk effect considering accumulation in soil and additional effect on cultural crops as well as water resources contamination. The task was solved in exact field trials, and laboratory residual analyses were used. Model herbicidal active compounds were acetochlor (Trophy, 2.5 l/ha), S-metolachlor (Dual Gold 960 EC, 1.4 l/ha), metribuzin (Sencor 70 WP, 1.0 kg/ha), terbuthylazine (Click 500, 3.0 l/ha), dicamba (Banvel 480 S, 0.125 l/ha). Herbicides were applied in accordance with registered application practices to the stationary field trials under differentiated agritechnics. The threat of water resources was explicitly resulted from the observations of herbicidal residues in two depths of soil profile.
Observed factors were follows two soil subtypes, differentiated agritechnics, two soil layer (topsoil, subsoil). Field trials were established in the experimental research station of the Institute of Agroecology at Vysoka nad Uhom – on Eutric Fluvisol and at Milhostov – on Fluvi

– Eutric Gleysol, without irrigation. Nutrition level in main crops was realized regarding the crop demand. The differentiated agritechnics were made by three different soil technologies before sowing, a conventional and two soil protecting practices.
THERE WERE FOUR NUMBERS OF REPETITIONS OF ALL VARIANTS, FIELD VARIANT AREA WAS 56 $M^2$ (8 X 7 M). THERE WAS OBSERVED PHYTOTOXIC EFFECT OF HERBICIDES ON THE GROUND OF HEALTH STATE OF PLANTS DURING GROWING PHASE IN THE EVALUATION OF CROP STANDS.
Our results confirmed, that observed residues were expressive differentiated according to the soil subtypes, herbicidal and agritechnical variants as well as soil depth at soil samples taking off. Results of solutions can be used at herbicidal plant protection and drawing soil protecting systems.

**Key words:** herbicides, agritechnic, residues, residual effect, water resources

**Materiál a metódy**

Poľné stacionárne pokusy boli založené na experimentálnych pracoviskách Ústavu agroekológie vo Vysokej nad Úhom – na fluvizemi modálnej a v Milhostove – na fluvizemi glejovej. Pokusy boli realizované v prirodzených poľných podmienkach, bez použitia závlah.

**Fluvizeme modálne** (FMm) - patria medzi stredne ťažké, hlinité pôdy, s priemerným obsahom ílovitých častíc nad 30 %. Sú to pôdy hlboké, dobre priepustné v celom profile. Ornica je svetlohnedej farby, hrudkovitej až drobnohrudkovitej štruktúry. Podorničie je priepustné, zvyčajne sa neodlišuje od ornice. Priemerné chemické zloženie ornice (0-300 mm) sledovaných pôd: obsah prístupného fosforu - 50,0 $mg.kg^{-1}$, obsah celkového dusíka -1300 $mg.kg^{-1}$, obsah prístupného draslíka - 160 $mg.kg^{-1}$, obsah prístupného horčíka - 95 $mg.kg^{-1}$, obsah humusu - 2,0 %, výmenná pôdna reakcia je neutrálna.

**Fluvizeme glejové** ($FM_G$) - patria medzi pôdy ťažké, ílovito - hlinité, s obsahom ílovitých častíc nad 50 %. Sú to pôdy ťažko priepustné v celom profile. Sú ťažko obrábateľné v dôsledku vysokého percenta ílovitých frakcií, zvlášť vo vrchných horizontoch pôdneho profilu. Obsah ílovitej frakcie niekedy s hĺbkou klesá. Ornica je hrudkovitej štruktúry s vysokou pútacou schopnosťou. Priemerné chemické zloženie ornice (0-300 mm) sledovaných pôd: obsah celkového dusíka - 1700 $mg.kg^{-1}$, obsah prístupného fosforu - 55,0 $mg.kg^{-1}$, obsah prístupného draslíka - 140 $mg.kg^{-1}$, obsah prístupného horčíka - 195 $mg.kg^{-1}$, obsah humusu - 2,7 % , výmenná pôdna reakcia je neutrálna

ORGANIZÁCIA POKUSU A POKUSNÉ FAKTORY

Poľný pokus bol realizovaný v bezzávlahových podmienkach pri vybraných plodinách pestovaných v jednom štvorhonovom a jednom šesťhonovom osevnom postupe, na dvoch pôdnych typoch. Podľa pôdnych typov sa tieto esevné postupy mierne líšia. Pre finančnú náročnosť reziduálnych analýz sme do pokusov v roku 2005 zaradili šesť plodín kukurica siata pestovaná na zrno, jačmeň siaty jarný, sója fazuľová, bôb obyčajný (len na FMG), hrach siaty (len na FMm), a slnečnicu ročnú. Úroveň výživy zaradených plodín bola realizovaná s ohľadom na pestovanú plodinu.

Diferencovanú úroveň agrotechniky sme dosiahli troma spôsobmi predsejbovej prípravy pôdy, klasickým a dvoma pôdoochrannými

**Bezorbová agrotechnika** ($a_1$): priama sejba do nespracovanej pôdy špeciálnymi sejacími strojmi Great plains a Kinnze 2000.

**Minimalizačná agrotechnika** ($a_2$): plytké spracovanie pôdy bez jej obracania radličkovým kypričom po zbere predplodiny a predsejbová príprava pôdy ťažkými bránami.

**Klasická agrotechnika** ($a_3$): podmietka po zbere predplodiny, stredne hlboká, resp. hlboká orba v závislosti od plodiny a predsejbová príprava pôdy ťažkými bránami

Na oboch pôdnych subtypoch sa aplikovalo päť herbicídov v piatich plodinách.V poľnom stacionárnom pokuse sme celkovo sledovali päť herbicídnych a jeden kontrolný variant.

**Tabuľka** Herbicídne varianty

| Herbicíd | Účinná látka | Plodina | Dávka |
|---|---|---|---|
| Click 500 | terbuthylazín | kukurica | 3 $l.ha^{-1}$ |
| Banwel 480 S | dicamba - DMA | jačmeň | 0,125 $l.ha^{-1}$ |
| Sencor 70 WP | metribuzín | sója | 1 $kg.ha^{-1}$ |
| Dual gold 960 EC | S-metolachlor | bôb | 1,4 $l.ha^{-1}$ |
| Dual gold 960 EC | S-metolachlor | hrach | 1,4 $l.ha^{-1}$ |
| Trophy | acetochlor diclormid | slnečnica | 2,5 $l.ha^{-1}$ |

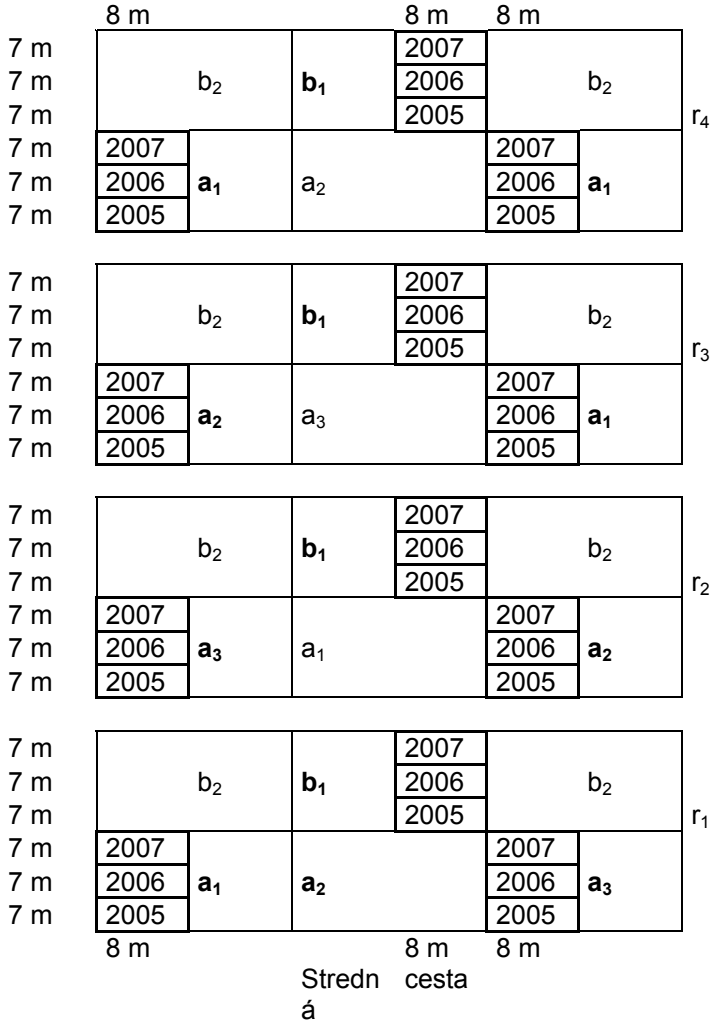
Herbicídy boli aplikované motorovým chrbtovým postrekovačom po celej ploche variantu vo forme roztoku z čistou vodou v dávke 600 $l.ha^{-1}$. Prípravky Click, Sencor, Trophy a Dual gold boli aplikované preemergentne, t.j. po sejbe pred vzídením burín i plodín a prípravok Banwel bol aplikovaný postemergentne, v čase plného rastu plodiny i burín. Plocha jedného variantu bola 56 $m^2$ (8 x 7 m). Na prípravu postrekovej kvapaliny sa pri uvedenej dávke vody použilo 3,4 l vody. Plán pokusu je znázornený na obrázku nižšie.

Rezíduá sme stanovili pri herbicídnych látkach acetochlór (GC/MS), dicamba DMA (HPLC/DAD), S-metolachlór (GC/ECD), terbuthylazine (GC/ECD) a metribuzin (GC/ECD). Pôdne vzorky sa v poľnom pokuse odoberali z herbicídnych variantov pri šiestich plodinách. Pri jednej plodine sa celkovo odobralo 24 dielčích vzoriek – 3 agrotechniky, 2 hĺbky odberu, 4 opakovania. Vzorky odoberané z prvého a druhého opakovania boli zmiešané a vzniknutá vzorka bola odoslaná do laboratória pre vykonanie analýzy. Rovnako sa postupovalo aj pri treťom a štvrtom opakovaní. Pre laboratórne analýzy sa pripravilo 12 vzoriek pre jednu plodinu. Celkovo sa analyzovalo 120 vzoriek.

**VÝSLEDKY**

V príspevku predkladáme jednoročné výsledky. Jako sme uviedli vyššie, rezíduá sme stanovili pri herbicídnych látkach acetochlór (GC/MS), dicamba DMA (HPLC/DAD), S-metolachlór (GC/ECD), terbuthylazine (GC/ECD) a metribuzin (GC/ECD). Pri acetochlóre boli všetky výsledky pod hradicou detekčného limitu, čo prakticky znamená negatívny nález bez možnosti následného štatistického zhodnotenia výsledkov. V hodnotení sme vypustili účinnú látku acetochlór, pri ktorej sa ani v jednom prípade nezistilo množstvo vyššie ako detekčný limit. Po analytickej stránke sme pri zisťovaní reziduálnych obsahov herbicídne účinných látok pracovali na hraniciach technických možností merateľnosti.

Výsledky reziduálnych analýz predkladáme v relatívnom vyjadrení. V hodnotení poľného pokusu to znamená percentuálne vyjadrenie na priemerný obsah daného herbicídu v rámci variantov tohto agrotechnického pokusu.




**Obrázok** Schéma pokusov platná pre všetky plodiny ($a_n$ – varianty agrotechniky, $r_n$ – opakovania)

**Tabuľka** Relatívne vyjadrenie reziduálneho obsahu herbicídov v pôde agrotechnického pokusu podľa pôdnych typov a založených variantov (v % na priemer daného herbicídu v agrotechnickom pokuse)

| Pôdny typ | **Variant** | **hĺbka** | **pripravok** | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | **dicamba** | **metribuzin** | **S-metolachlor** | **terbuthylazine** | **priemer** |
| FMG | **KA** | **5-30** | 102,2 | 138,5 | 100,0 | 193,2 | 133,5 |
| | | **50-60** | 21,4 | 92,3 | 100,0 | 101,7 | 78,8 |
| | **MA** | **5-30** | 1,8 | 138,5 | 100,0 | 437,3 | 169,4 |
| | | **50-60** | 65,4 | 92,3 | 100,0 | 71,2 | 82,2 |
| | **BO** | **5-30** | 263,7 | 92,3 | 100,0 | 122,0 | 144,5 |
| | | **50-60** | 1,8 | 92,3 | 100,0 | 152,5 | 86,7 |
| **FM** | **KA** | **5-30** | 388,4 | 92,3 | 100,0 | 20,3 | 150,3 |
| | | **50-60** | 82,7 | 92,3 | 100,0 | 20,3 | 73,8 |
| | **MA** | **5-30** | 123,6 | 92,3 | 100,0 | 20,3 | 84,1 |
| | | **50-60** | 11,1 | 92,3 | 100,0 | 20,3 | 56,0 |
| | **BO** | **5-30** | 122,6 | 92,3 | 100,0 | 20,3 | 83,8 |
| | | **50-60** | 15,2 | 92,3 | 100,0 | 20,3 | 57,0 |
| **Priemer** | | | **100** | **100** | **100** | **100** | |

| Priemery variantov | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **FMG** | | **5-30** | 122,6 | 123,1 | 100,0 | 250,8 | 149,1 |
| | | **50-60** | 29,5 | 92,3 | 100,0 | 108,5 | 82,6 |
| **FM** | | **5-30** | 211,5 | 92,3 | 100,0 | 20,3 | 106,1 |
| | | **50-60** | 36,4 | 92,3 | 100,0 | 20,3 | 62,3 |
| | **KA** | **5-30** | 245,3 | 115,4 | 100,0 | 106,8 | 141,9 |
| | **KA** | **50-60** | 52,0 | 92,3 | 100,0 | 61,0 | 76,3 |
| | **MA** | **5-30** | 62,7 | 115,4 | 100,0 | 228,8 | 126,7 |
| | **MA** | **50-60** | 38,3 | 92,3 | 100,0 | 45,8 | 69,1 |
| | **BO** | **5-30** | 193,2 | 92,3 | 100,0 | 71,2 | 114,2 |
| | **BO** | **50-60** | 8,5 | 92,3 | 100,0 | 86,4 | 71,8 |
| **FMG** | **KA** | | 61,8 | 115,4 | 100,0 | 147,4 | 106,2 |
| | **MA** | | 33,6 | 115,4 | 100,0 | 254,2 | 125,8 |
| | **BO** | | 132,8 | 92,3 | 100,0 | 137,3 | 115,6 |
| **FM** | **KA** | | 235,5 | 92,3 | 100,0 | 20,3 | 112,1 |
| | **MA** | | 67,4 | 92,3 | 100,0 | 20,3 | 70,0 |
| | **BO** | | 68,9 | 92,3 | 100,0 | 20,3 | 70,4 |
| **FMG** | | | 76,1 | 107,7 | 100,0 | 179,6 | 115,9 |
| **FM** | | | 123,9 | 92,3 | 100,0 | 20,3 | 84,2 |
| | **KA** | | 148,7 | 103,9 | 100,0 | 83,9 | 109,1 |
| | **MA** | | 50,5 | 103,9 | 100,0 | 137,3 | 97,9 |
| | **BO** | | 100,9 | 92,3 | 100,0 | 78,8 | 93,0 |
| | | **5-30** | 167,1 | 107,7 | 100,0 | 135,6 | 127,6 |
| | | **50-60** | 32,9 | 92,3 | 100,0 | 64,4 | 72,4 |

Z výsledkov reziduálnych analýz je jednoznačné, že každá z herbicídne účinných látok bola od ostatných podľa množstva nameraných rezíduí a založených variantov diferencovaná. V priemere sme viac rezíduí zistili na FMG ako FM, podľa hĺbky viac vo vrstve ornice ako podornice a podľa agrotechník množstvo rezíduí klesalo s poklesom intenzity obrábania pôdy.

Predkladaný príspevok bol spracovaný na základe riešenia projektu apvt27-035504 „Parametrizácia rizikových faktorov využívania herbicídov v agroenvironmentálnych podmienkach Slovenska“

Submitted proceeding was made on the ground of project APVV 27-035504 „Parametrisation of risk factors at herbicidal application in agroenvironmental conditions of Slovakia“

# ZMĚNA HYGIENICKÝCH PARAMETRŮ ZEMĚDĚLSKÝCH PŮD NA ANTROPOGENNĚ OVLIVNĚNÝCH ÚZEMÍCH ČR
# The affecting of hygienic parameters of agricultural soils in areas under anthropogenic influence in Czech Republic

**Radim VÁCHA, Jarmila ČECHMÁNKOVÁ, Markéta VYSLOUŽILOVÁ, Viera HORVÁTHOVÁ, a Petr KUBA**

*Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha, Žabovřeská 250, Praha 5, 156 27 Zbraslav*
*Email: vacha@vumop.cz*

**Abstrakt**
Byly vyhodnoceny obsahy potenciálně rizikových prvků a perzistentních organických polutantů, včetně polychlorovaných dibenzo-p-dioxinů a dibenzofuranů, ve vzorcích zemědělsky využívaných půd na výrazně anropicky ovlivněných oblastech ČR. Zahrnuty byly lokality severočeského a severomoravského imisního regionu, lokality příhraničních horských území na severu republiky a oblasti se starou těžební zátěží. Pozornost byla zaměřena také na zemědělsky využívaná pásma nivních oblastí. Vyhodnocení bylo provedeno s využitím legislativních předpisů i dosavadních výsledků výzkumu zátěže půd rizikovými látkami, hodnocení bylo provedeno vzhledem k porovnání zátěže půd v jednotlivých oblastech i vzhledem k riziku ohrožení rostlinné produkce rizikovými látkami.

**Klíčová slova**
zemědělská půda, zatížené oblasti, potenciálně rizikové prvky, perzistentní organické polutanty

**Abstract**
The evaluation of the contents of potentially risky elements and persistent organic pollutants (including dibenzo-p-dioxins and dibenzofuranes) in the samples of agriculturally used soils of areas under anthropogenic influence in Czech Republic was realised. The localities of North-Bohemian and North-Moravian imission regions, the localities of cross-border mounting areas on the North of the republic and old mining load areas were observed. The attention was paid to agriculturally used soils in fluvial zones. The evaluation was done by the use of legislation regulations and by the use of research results regarding the soil load by risky substances. The comparison of soil load of individual areas and the characterisation of the risk of the contamination of plant production by risky substances were the aims of the evaluation.

**Key words**
agriculturally used soil, loaded areas, potentially risky elements, persistent organic pollutants

## ÚVOD
Příspěvek shrnuje poznatky o zátěži zemědělských půd rizikovými prvky a persistentními organickými polutanty v antropicky zatížených regionech České republiky. Vzhledem ke zjištěným výsledkům, týkající se uvedené problematiky, jsme rozdělili takto zatížené oblasti do několika kategorií:
Oblasti se zátěží z těžby hnědého a černého uhlí a zátěží z jejich energetického využití
Oblasti průmyslových měst, zatížených zvýšenými emisními spady
Oblasti horských poloh, zatížených zvýšenými imisními spady
Oblasti s historickou zátěží z těžby rud kovů a drahých kovů
Oblasti nivních pásem, zatížených záplavou znečištěných vodních toků

Oblasti, ve kterých vedla intenzita a způsob obhospodařování zemědělských půd k jejich zvýšené zátěži rizikovými látkami, jedná se především o plochy s dlouhodobou aplikací kalů ČOV a některých pesticidů (DDT) v blízké minulosti.
Účelem příspěvku není detailní analýza uvedených oblastí, ale prezentace problematiky na konkrétních případech zátěže půd z daných oblastí. Každá z uvedených oblastí je charakteristická jiným typem a intenzitou zátěže půd rizikovými látkami, která může také různým způsobem ovlivnit hygienické parametry půdy, především ve vztahu k rostlinné produkci. Je třeba konstatovat, že příspěvek se zabývá výhradně půdami se zemědělským využitím, kde vstup nežádoucích látek do potravního řetězce je velmi pravděpodobný. Proto se zaměříme také na charakteristiku, eventuálně možnosti eliminace tohoto rizika. K tomuto účelu budou využity především dlouhodobé výsledky výzkumu VÚMOP, ale i dalších pracovišť (především ÚKZÚZ), které se uplatnily v návrhu novelizace legislativy, zabývající se ochranou půdy.

## MATERIÁL A METODY

Data a výsledky měření byly získány v rámci projektu sledování zátěže půd a rostlin rizikovými látkami, financovaného MZe ČR. Projekt byl zahájen v roce 1990 a v prvních letech byl zaměřen na sledování zátěže půd rizikovými prvky. Od roku 1993 byla sledována i zátěž půd perzistentními organickými polutanty. V roce 1999 bylo započato sledování obsahů polychlorovaných dibenzo-p-dioxinů a dibenzofuranů v půdách ČR. Projekt pokračuje a v současnosti je v rámci tohoto projektu pokryto cca 50% území ČR. Některá další data, týkající se především obsahu RL ve fluvizemích nebo data obsahů RP v profilech půd, byla získána během realizace jiných výzkumných projektů.
Odběr půd byl prováděn z humusových horizontů (kromě uvedených výjimek) orných půd a drnových horizontů travních porostů z hloubky 5-20 cm. Na stanovení rizikových prvků byl odběr proveden nekovovým náčiním do mikrotenových sáčků, v případě POP do uzavíratelných skleněných nádob, které byly po transportu zamrazeny při teplotě –18C až do laboratorního zpracování. Vždy byl určen půdní typ a subtyp, půdotvorný substrát a byl proveden popis lokality a určeny zeměpisné souřadnice (GPS). Byl proveden rozbor následujících skupin rizikových látek.
Potenciálně rizikové prvky (RP)
**Byly stanoveny obsahy těchto prvků:**
As, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, V a Zn.
Stanoveny byly celkové obsahy prvků v extraktu směsí kyselin ($HNO_3$, HF, $HClO_3$), Hg byla stanovena metodou AMA, a dále obsahy uvedených prvků (kromě Hg) ve výluhu 2M $HNO_3$ za chladu. Ve vybraných případech byly dále stanoveny obsahy prvků v 1M $NH_4NO_3$, případně 0.01M $CaCl_2$. V některých případech byla dále použita sekvenční analýza RP v půdě, metodou Zeien, Brümmer (1989). Laboratorní analýzy byly provedeny v akreditovaných laboratořích VÚMOP.
Perzistentní organické polutanty (POP)
Sledované sloučeniny POP náleží do skupiny monoaromatických, polyaromatických a chlorovaných cyklických uhlovodíků, reziduí pesticidů a nepolárních extrahovatelných látek a jsou zahrnuty do legislativy ČR, určené k ochraně zemědělského půdního fondu (Vyhl. MŽP ČR 13/1994 Sb.). Podrobný přehled všech sledovaných sloučenin je uveden např. v práci Vácha a kol. (2005). Jejich stanovení provedly akraditované komerční laboratoře formou zakázky, princip metod stanovení, které jsou kontinuálně aktualizovány a zpřesňovány, uvádí Němeček a kol. (1994).
***Polychlorované dibenzo-p-dioxiny a dibenzofurany (PCDD/F)***
Byly stanoveny obsahy 16 nejvýznamnějších kongenerů PCDD/F, byla vypočtena jejich suma a hodnota mezinárodního toxického ekvivalentu (I-TEQ PCDD/F). Přehled sledovaných kongenerů PCDD/F je možné nalézt v již výše uvedené práci (Vácha a kol. 2005). Laboratorní analýzu provedla akraditovaná komerční laboratoř formou zakázky, metody stanovení uvádí Podlešáková a kol. (2000).
Vyhodnocení výsledků analýz

Výsledky obsahů rizikových látek byly provedeny s využitím návrhu novelizace vyhlášky MŽP ČR 13/1994 Sb. (Sáňka a kol. 2002). Návrh je tvořen hierarchických systémem limitních hodnot, kde je uveden *preventivní limi (limit A)*, odvozený z pozaďových obsahů RL v půdách ČR a *indikační limit (limit B)*, který je vztažen k přestupu rizikových prvků z půdy do rostlin. Nebyl vypracován pro POP a PCDD/F. Překročení limitu signalizuje riziko překročení kritické zátěže rostlin RP. K účelu srovnání zátěže půd POP, ve vztahu k možnému ohrožení lidského zdraví, respektive ostatních složek ekosystému, je využit metodický pokyn MŽP ČR z roku 1996 „Kritéria znečištění zeminy a podzemní vody".

**VÝSLEDKY**

Zátěž z těžby hnědého a černého uhlí a jejich energetického využití se v našich podmínkách zpravidla střetává se zátěží, způsobenou výskytem průmyslových center. Uvedené aktivity se u nás soustředí výrazně do dvou regionů České republiky, severozápadočeského a severomoravského imisního regionu. Zátěž ovzduší dosáhla v těchto oblastech svého maxima v osmdesátých letech 20. století, intenzita zátěže vedla k k zařazení obou regionů do kategorie imisních oblastí. Roční průměry průměrných denních koncentrací dosahovaly v severočeském imisním regionu v případě SO4 až 130 mikrogramů . m-3, u pevných spadů až 140 mikrogramů na m-3. S tím je také spojena zvýšená zátěž oblastí Krušných hor a Moravskoslezských Beskyd.

*Severozápadočeský imisní region* je lokalizován na hranici České republiky s Německem a pokrývá území osmi okresů (Děčín, Ústí nad Labem, Teplice, Most, Chomutov, Karlovy Vary, Sokolov, Cheb). Pod úpatím hraničních Krušných hor se nachází uhelná pánev, ve které ještě stále probíhá povrchová těžba hnědého uhlí. V regionu jsou provozovány tepelné elektrárny, které využívají vytěžené uhlí s vysokým obsahem As a v minulosti byly hlavní příčinou vysoké imisní zátěže regionu. V devadesátých letech byly provedeny úpravy technologie spalování (instalace filtrů, odsíření zplodin), vysoká zátěž ovzduší v blízké minulosti však vedla k nárůstu obsahů některých rizikových látek v půdách, a to jak v okolí průmyslových měst v podkrušnohorském zlomu, tak i v oblasti Krušných hor. Povrchová těžba má za následek poškození charakteru krajiny, vytěžené oblasti byly z velké části rekultivovány, ve dvou dolech těžba stále probíhá. Jeden z povrchových dolů zasahuje bezprostředně k úpatí Krušných hor. Vyskytly se problémy se stabilitou svahů, musely být provedeny technologické úpravy, vedoucí ke zpevnění nejvíce ohrožených částí svahů.

Zátěž půd rizikovými prvky byla zjištěna u As, Be a Cd, a to především v okresech s nejvyššími hodnotami imisních spadů. Charakter a rozložení zátěže se mezi jednotlivými prvky liší. Kadmium lze hodnotit v dané oblasti jako prvek s výrazně převažujícími antropogenními vstupy do půd. Vypracované mapy zátěže půd regionu RP vykazují u Cd výskyt zvýšených koncentrací především v blízkosti okresních průmyslových měst, ojedinělé zvýšené koncentrace byly nalezeny i v oblasti Krušných hor.

Hodnocení zátěže půd As a Be je obtížnější. Především u As, kde zvýšené koncentrace vykazují velkoplošný charakter, dochází ke smíšení zátěže antropogenní a geogenní (pásma zrudnění v oblasti výskytu kyselých metamorfovaných hornin, formace As-CoNi). Výrazně antropogenní převahu vykazuje zátěž v oblasti okresních měst, určení převažující zátěže v oblasti Krušných hor je obtížné.

Intenzita zátěže půd je v celkových obsazích nejvyšší v případě As (překročení limitu B), u Be a Cd byly nalezeny převážně mírně zvýšené hodnoty (limit A). Šetřením zátěže rostlin (pícniny na orné půdě, travní porosty) bylo zjištěno překročení kritických obsahů uvedených RP zcela výjimečně. V případě As byl lokalizován v celém regionu pouze 1 případ překročení limitu v rostlině.

Obsahy POP v půdách potvrzují zvýšenou zátěž půd v blízkosti okresních průmyslových měst. Především obsahy polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU) indikují podílem jednotlivých sloučenin (nejvíce fluoranthen) zátěž ze spalovacích procesů. Maximální koncentrace fluoranthenu v půdě dosáhly pětinásobku limitu A (300 $\mu g \cdot kg^{-1}$). V oblasti Krušných hor je zátěž POP výrazně nižší.

Šetření obsahu PCDD/F bylo provedeno v regionu u dvanácti vzorků půd. V případě osmi vzorků byla zjištěna koncentrace, překračující návrh preventivního limitu (I-TEQ PCDD/F 1ng . $kg^{-1}$). Maximum, které činilo více než šestinásobné překročení limitu A, bylo zjištěno v blízkosti města Chomutov. Prakticky všechny zvýšené nálezy byly lokalizovány v blízkosti průmyslových měst, pouze v jednom případě byl jen mírně překročen limit A v horském pásmu Krušných hor.

*Severomoravský imisní region,* situovaný v severovýchodní části České republiky na hranici s Polskem, se rozkládá na území 3 okresů (Ostrava, Frýdek-Místek, Karviná). V okresech Ostrava a Karviná se nacházejí hlubinné doly s těžbou černého uhlí, v současné době probíhá těžba již pouze v jednom z nich. Zátěž regionu je dána dominantně činností hutního průmyslu, který je lokalizován převážně v oblasti Ostravska a Třince (severovýchod regionu). Ve srovnání se severočeským imisním regionem, se vyznačuje region severomoravský minimální geogenní zátěží. To je dáno rovinatým charakterem terénu, pouze na jihovýchodním okraji regionu se táhne flyšové pásmo Severomoravských Beskyd. Z rizikových prvků byla zvýšená plošná zátěž půd zjištěna pouze u Cd, zdrojem Cd jsou imisní spady obohacené emisemi z hutního průmyslu. Nejvyšší koncentrace byly naměřeny v blízkosti Třince (překročení limitu B) a dále v pásmu Beskyd. Koncentrace, blížící se limitu B, byly dále nalezeny v blízkosti industriální Ostravy. Z ostatních rizikových prvků byly nalezeny pouze tři případy překročení limitu B u As (oblast Třince).

Antropogenní zátěž půd se odráží i na obsahu PAU v půdách, kde oblasti výskytu zvýšených koncentrací se soustředí především do blízkosti Ostravy, méně již Třince a flyšového pásma Beskyd.

Obsahy PCDD/F byly analyzovány v 11 vzorcích půd. Ve všech případech překročila hodnota I-TEQ PCDD/F navržený preventivní limit. Maximum bylo lokalizováno v příměstské části Ostravy, zjištěno bylo téměř osminásobné překročení navrženého preventivního limitu.

Šetřením zátěže půd bylo potvrzeno, že imisními spady jsou exponovány významněji oblasti s vyšší nadmořskou výškou. To se netýká pouze horských pásem situovaných v imisních regionech, ale i dalších horských oblastí na severu republiky (Jizerské hory, Krkonoše, Orlické hory, Hrubý Jeseník), kde byly detekovány zvýšené obsahy rizikových prvků (As, Cd, >Be, Pb, Zn), kdy se jedná o velkoplošné překročení preventivního limitu a kdy je možné konstatovat, že především u Cd převažují antropogenní vstupy do půd. V případě As jsou jeho antropogenní vstupy také významné. Přesvědčivě je pak antropogenní imisní zátěž doložena zvýšenými obsahy perzistentních organických polutantů, souvisejících s imisní zátěží (PAU, PCDD/F). Přitom zvýšené obsahy POP byly nalezeny i v horských polohách relativně čistých (Šumava), předpokládáme, že na zvýšené imisní zátěži POP se výrazněji podílí i spalování tuhých paliv při vytápění domácností v obcích.

Další specifickou kategorií, člověkem ovlivněných oblastí, jsou areály bývalé těžby nerostných surovin. Na území České republiky se nachází problematické případy zátěže půd RP, bezprostředně související se starou zátěží z důlní činností, v okrese města Příbram a Kutná Hora. Charakter zátěže je rozdílný.

*V okrese města Příbram byly provozovány doly, určené k těžbě rud kovů v činnosti již od doby středověku, stejně jako v okrese Kutná Hora. Antropogenní zátěž půd byla v okrese Příbram způsobena především zpracováním galenitu při výrobě Pb v příbramských kovohutích. Emise z kovohutí jsou příčinou významné zátěže půd okresu Příbram Pb, Cd, Zn a méně pak As, který v řadě případů souvisí významněji se zvýšenou geogenní zátěží půd. V současné době bylo zpracování rudy v kovohutích ukončeno, podnik se zabývá recyklací automobilových baterií.*

Nejzávažnější jsou zvýšené obsahy Cd a Pb, kontaminace půd vykazuje téměř shodnou prostorovou variabilitu, s maximy v bezprostřední blízkosti kovohutí a s koncentracemi, dosahujícími navrženého indikačního limitu do okruhu cca 15 km od kovohutí. V případě Cd přesahují maximální hodnoty koncentrace 10 mg . $kg^{-1}$, u Pb pak koncentrace 2000 mg . $kg^{-1}$.

Protože převážná část zemědělsky využívaných půd okresu patří mezi kambizemě modální, s mírně kyselou až kyselou půdní reakcí, dochází k překročení kritické zátěže

rostlin především u mobilního Cd. Na kontaminovaných plochách hospodaří zemědělské subjekty, kontaminace půd je reálný problém, který je řešen dlouhodobě s výzkumnými institucemi.
Specifickým problémem v okrese Příbram je silná kontaminace fluvizemí v inundačním pásmu řeky Litavky, ke kterému došlo při protržení odkalovacích hrází v areálu kovohutí. Podrobným výzkumem (Borůvka, Vácha, 2006) byla potvrzena silná kontaminace půd Cd, Pb a Zn, na které se podílí nejenom zátěž z kontaminované vody, ale i imisní spady a zátěž geogenní. K zemědělskému využití půdy v inundačním pásmu řeky Litavky nedochází.

*V okrese Kutná Hora byla zjištěna zvýšená zátěž půd Cd a především As. Zatímco u Cd se jedná o zvýšenou imisní zátěž v průmyslové oblasti, zvýšené koncentrace As přímo souvisí se starou důlní těžbou, která se datuje již do doby středověku. Odpadní produkty z vytěžené rudy s vysokým podílem arsenopyritu byly dlouhodobě aplikovány do povrchových vrstev půd, v současnosti byly zjištěny na mnoha lokalitách okresu koncentrace As, výrazně překračující navržený indikační limit.*

Přesto, že primárně se jedná o obsahy As vázané v minerálech, dochází po zpracování rudy a při jejím postupném větrání k uvolnění pevných vazeb a mobilita As v půdě vzrůstá. ÚKZÚZ provedl v okrese Kutná Hora detailní sledování přestupu As z půdy do vybraných plodin i zdrojů pitné vody (Sáňka 2003). Zjištěné výsledky nepotvrdily v současné době nutnost omezení rostlinné výroby na zatížených půdách ani ohrožení zdrojů pitné vody.

*Je třeba uvést také problematiku zátěže půd nivních oblastí rizikovými látkami, protože zátěž fluvizemí může souviset přímo s popsanými jevy (řeka Litavka, řeky v oblastech imisních regionů). Ve většině případů se však na jejich zátěži podílí nejvíce odpadní vody průmyslové a komunální. Protože tato problematika byla již podrobně prezentována i v rámci Pedologických dnů v roce 2003 (Vácha a kol. 2003), nepovažujeme za účelné se jí v tomto příspěvku zabývat.*

Specifická zátěž byla zjištěna také u půd s intenzivním zemědělským využitím. Zatímco nebyly potvrzeny údaje o zvýšených vstupech Cd ve fosforečných hnojivech do našich půd jejich zvýšenou zátěží Cd, můžeme zvýšený počet překročení preventivního limitu DDT a jeho metabolitů (DDD, v případě DDE jen ojediněle) v půdách dávat do souvislosti právě s činností zemědělskou. Z uvedeného je patrné, že v půdách uvedených lokalit došlo k výrazné přeměně DDT na metabolit DDD (poločas rozpadu DDT v půdách je cca 17 let).
Dále je zřejmé, že dlouhodobá a opakovaná aplikace kalů ČOV do zemědělských půd, vedla k výraznější zátěži půd POP než RP, a to především v případě PCDD/F, u kterých byla zjištěna kumulativní tendence v půdách s tímto typem zátěže.

## DISKUZE A ZÁVĚR

Na základě uvedených výsledků je možné konstatovat, že ve všech sledovaných oblastech byly zjištěny zvýšené koncentrace rizikových látek. Zátěž půd rizikovými prvky a perzistentními organickými polutanty je nejzávažnější z hlediska rozsahu v imisních regionech, spojených s těžbou a zpracováním hnědého uhlí a existencí hutního průmyslu. Intenzita zátěže v těchto oblastech je ve srovnání s následujícími typy zátěže nižší. Mezi nejzávažnější projevy zvýšené zátěže půd imisních oblastí je možno zařadit zvýšené obsahy Cd, PAU a PCDD/F v severomoravském imisním regionu a zvýšené obsahy As v severočeském regionu. Ve většině případů překračují zvýšené koncentrace úroveň pozaďových hodnot, stanovených pro půdy ČR (ve smyslu návrhu preventivního limitu) a není třeba uvažovat o omezení pěstování plodin nebo remediačních opatřeních.

Oblasti s bývalou důlní těžbou rud jsou charakteristické menším plošným rozsahem kontaminace půdy, ta však dosahuje vyšší intenzity. Obsahy Cd a Pb v okrese Příbram vyžadují pravidelnou kontrolu z hlediska obsahů v půdách a plodinách, resp. zdrojích pitné vody. Je uvažováno i o omezení sortimentu rostlinné produkce a realizaci měkkých remediací. Obsahy As v půdách okresu Kutná Hora nevyžadují dle provedených studií bezprostřední opatření, problematika však bude dále sledována.

Využití fluvizemí v inundačních pásmech vodních toků musí být podřízeno platným legislativním předpisům (vyhl. 13/1994 Sb.), určeným k ochraně potravního řetězce před zvýšeným vstupem rizikových látek, jednotlivé lokality v nivních pásmech vyžadují individuální sledování zátěže půd rizikovými látkami.

Zátěž půd zatížené intenzivní zemědělskou činností (zvýšené obsahy DDT a jeho reziduí, zvýšené obsahy PCDD/F, respektive PCB a PAU), vyžaduje další kontrolu a sledování. Vzhledem k absenci limitních hodnot pro POP nad úrovní preventivního limitu, je nutné začlenění této problematiky do výzkumných projektů, na našem pracovišti byl ukončen projekt NAZV (QD 1297), v současné době je řešen další projekt NAZV (QF 4063).

LITERATURA

Borůvka, L., Vácha, R. (2006): Litavka river alluvium as a model area heavily polluted with potentially risk elements. In: J.-L. Morel et al. (eds.), Phytoremediation of Metal-Contaminated Soils, NATO Science Series, s. 267-298. ISBN 1-4020-4687-1

Němeček, J. Podlešáková, E., Firýt., P. (1994): Kontaminace půd severočeského regionu organickými xenobiotickými látkami. Rostlinná výroba, 40: 113 – 121.

Sáňka, M. (2003): Kontaminace půdy jako součást komplexního hodnocení rizik – případová studie v oblasti Kutná Hora Sborník referátů, 9. Pedologické dny 2003, Ochrana a využití půdy v nivních oblastech, Seminární hotel Akademie, Velké Bílovice, 3 . – 4. září 2003, 177 s.

*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 pro MŽP ČR, říjen 2002, 60 s.*

Vácha, R., Poláček, O., Horváthová, V. (2003): Zemědělské využití půd nivních oblastí z pohledu hygieny půdy, Sborník referátů, 9. Pedologické dny 2003, Ochrana a využití půdy v nivních oblastech, Seminární hotel Akademie, Velké Bílovice, 3 . – 4. září 2003, s. 42 – 48.

Vácha, R., Horváthová, V., Vysloužilová, M. (2005): The application of sludge on agriculturally used soils and the problem of persistent organic pollutants. Plant, Soil and Environment, 51, 2005 (1): 12-18.

# KVALITATÍVNE ZMENY PÔD V TOKAJSKEJ OBLASTI - ANTROPICKY OVPLYVNENÉHO ÚZEMIA

# The changes of soil duality in Tokaj region – human affected land

**Anton ZAUJEC, Juraj CHLPÍK, Vladimír ŠIMANSKÝ, Mária Mražíková**

*Katedra pedologie a geológie, FAPZ, SPU Nitra, Tr.A.Hlinku 2, 94976 Nitra, Slovenská republika, e-mail:Anton.Zaujec@uniag.sk*

**Abstrakt**

Tokajská vinohradnícka oblasť už 600 rokov produkuje jedinečné vína. Keďže je málo informácií o pôdnom prostredí a antropických vplyvoch na vlastnosti pôd vo vinohradoch, pokúsili sme sa ich doplniť. Zistili sme nízky obsah i kvalitu pôdnej organickém hmoty i trendy zhoršovania fyzikálních pôdnych vlastností.

**Kľúčové slová:** vinohrad, pôdne fyzikálne a chemické vlastnosti

**Abstract**

Tokaj region is unusual with his vineyard tradition. Tokaj sort of wine is registered and produced long time in Hungary and also in Slovakia. There is a little informatitions about long time human influence on soil properties under growth vineyard. We studied human influences on changes of physical and chemical properties, like soil profile bulk density distribution and quantity and quality of humus substances. We observed diferences between soil properties in row and interrow position. Soil management influenced studied parameters and soil in interrow is more compacted and with lower content of humus substances and lower quality of humus. Sustainable development in agriculture and carbon sequestration are ways to future for production this sort of wine and safety of natural environment.

**Key words**: vineyard, soil physical and chemical properties,

## Úvod

Tokaj je unikátnym svetovým vinohradníckym regiónom, kde sa pestuje hrozno na výrobu prírodne sladkých vín. Tokajská vinohradnícka oblasť na Slovensku (TVO) leží na územiach obcí Slovenské Nové Mesto, Malá Tŕňa, Veľká Tŕňa, Viničky, Malá Bara, Veľká Bara, Čerhov a Černochov. Spolu celá slovenská TVO má 908,15 ha.

Pestovatelia viac pozornosti ako chemickému zloženiu pôdy venujú jej fyzikálnym vlastnostiam. Každá pôda v každom vlhkostnom stave sa vyznačuje objemovou hmotnosťou a usporiadaním pôdnych častíc a agregátov [1].

Tokajská vinohradnícka oblasť je situovaná na južných svahoch Zemplínskych vrchov. Jej geologické podložie je tvorené mladopaleozoickými horninami, treťohornými sedimentárnymi horninami bádensko sarmatského veku, neogénnymi vulkanitmi a pokryvom kvartérnych sedimentov [16]. Najvýznamnejšie sú polohy kyslých ryolitových vulkanitov a ryodacitových popolov vulkanických hornín prevažne pemzových tufov [6]. Vinič rastie hlavne na neogénnych vulkanitoch, na hlinito-kamenistých sutinách a extruzívnom telese ryolitu pri Viničkách. Pôdy na týchto horninách sa všeobecne vyznačujú značným stupňom heterogenity a pomerne vysokými obsahmi horčíka a bóru a nízkymi obsahmi vápnika a mangánu [2]. Vína dopestované na vulkanických horninách bývajú značne aromatické.

Podľa prílohy č.8 k vyhl. č.182/2005 Z.z. sa na hodnotenie tokajských vinohradníckych honov používajú kritériá, ktoré nepostačujú na komplexnú charakteristiku pôd. Keďže sú využívané, už viac než šesťsto rokov, na pestovanie viniča, predpokladáme, že v nich došlo

k značnému úbytku pôdnej organickej hmoty. To sa postupne prejaví v zhoršení biologických, fyzikálnych i chemických vlastností pôd a tak i ich kvality a hygieny. Cieľom projektu je získanie komplexných údajov o pôdnom prostredí TVO a zhodnotenie antropického vplyvu dlhoročného pestovania viniča na pôdne vlastnosti a hygienu pôdy.

**Materiál a metodika**

Tokajská vinohradnícka oblasť na Slovensku (TVO) leží medzi 48° 30' zemepisnej šírky a 21° 37' až 21° 46' zemepisnej dĺžky v katastrálnych územiach obcí Slovenské Nové Mesto (časť Káte), Malá Tŕňa, Veľká Tŕňa, Viničky, Malá Bara, Veľká Bara, Čerhov a Černochov. Spolu celá slovenská TVO má 908,15 ha.

Na základe analýz pôdnych vzoriek sme chceli posúdiť vplyvy pestovateľských technológií a poľnohospodárskej techniky využívanej pri pestovaní viniča na vybrané fyzikálne a chemické pôdne vlastnosti. Na posúdenie prirodzeného uloženia pôdy sme odobrali pôdne vzorky z pôdnych profilov v rade viniča (sonda 1) a v medzirade viniča (sonda 2), na jeseň 2005 v Malej Tŕni, z najnižšie položenej vinice – hon Pahorok. Objemovú hmotnosť a ďalšie fyzikálne a hydrofyzikálne vlastnosti sme stanovili z neporušených vzoriek v Kopeckého valčekoch o objeme 200 $cm^{-3}$ po vrstvách 0,1m zhora nadol štandardnou metodikou [3, 4]. Vzorky pre chemické vlastnosti a stanovenie textúry sme odobrali do hĺbky 1,3 m a analyzovali štandardnými metódami vlastnosti:

A, hydrofyzikálne [4] a zrnitostné zloženie – pipetovacou metódou

B, chemické: pôdnu reakciu v $H_2O$, v 1M KCl a v 0,01M $CaCl_2$ [3], pôdny sorpčný komplex – H, S, T, V [4], $C_{ox}$ - celkový organický uhlík [4], $N_t$ – celkový dusík - metódou Kjeldahla [3], skupinové zloženie humusových látok [7], $C_L$ – labilný organický uhlík [9] a výpočty indexov kvality pôdneho organického uhlíka LI, CPI a CMI [12,13], $C_{HWD}$ - vodorozpustné formy organického uhlíka v horúcej vode [8], optické vlastnosti humusových látok (HL) a humínových kyselín (HK) pri vlnových dĺžkach 650 a 465 nm, Spektrofotometrom JENWAY 6400 a vypočítali farebné kvocienty $Q_{4/6}^{HL}$ a $Q_{4/6}^{HK}$.

**Výsledky a diskusia**

Objemová hmotnosť je indikátorom kompakcie pôdy a obvykle rastie hĺbkou pôdneho profilu. Vplyvom translokácie a akumulácie pôdnych častíc však môže byť táto tendencia podstatne porušená [10]. Objemová hmotnosť sa mení počas roka a to vplyvom zmien vlhkosti, mrazom, zmenami pôdnej štruktúry, agrotechnickými zásahmi. Jej priemerné hodnoty bývajú v rozmedzí 1,2-1,6 $t.m^{-3}$, a závisia hlavne od mineralogického a textúry [17]. Hodnoty v rade viniča rastúcou hĺbkou narastali od 1,45 po 1,58 $t.m^{-3}$ (tab.3). V medzirade viniča sa hĺbkou síce znižovali, ale dosahovali vysokých hodnôt 1,63-1,56 $t.m^{-3}$, čo spôsobili prejazdy poľnohospodárskej techniky v medziradoch viniča a agrotechnické zásahy. Prekročili tak pre piesočnatohlinitú pôdu kritickú hodnotu >1,55 $t.m^{-3}$. Optimálne hodnoty boli zistené v rade viniča do hĺbky 0-0,3 m, so vzrastajúcou hĺbkou sa postupne zvyšovali a k najväčšiemu nárastu došlo v hĺbke 0,5-0,6m až na hodnotu 1,58 $t.m^{-3}$. V medzirade viniča v povrchových vrstvách mala najvyššiu hodnotu a utlačenosť v 0-0,1m a priemerné hodnoty v 0-0,3m boli vyššie (1,57 vs 1,47 $t.m^{-3}$ v sonde 1). Hodnoty pórovitosti boli vyššie a teda i priaznivejšie v rade viniča (tab.3 – sonda 1) a narastajúcou hĺbkou plynulo klesali a v 0,5-0,6m bola pórovitosť 41% a priemerná hodnota za vrstvu 0-0,6m veľmi priaznivá až 43,3%, čiže neklesla pod kritickú hodnotu 42%. V rade viniča bola pórovitosť nižšia, napriek tomu, že rozdiely v textúre boli nevýrazné a priemerná hodnota bola 41,2%, čo je o 2% nižšia hodnota ako v rade viniča, poukazuje na utláčanie pôdy mechanizmami. Rozdiely sa preukázali pri porovnaní hodnôt za vrstvy 0-0,6m obsahov nekapilárnych pórov (Pn) v sonde1 bolo 12,9% a medzirade len 11,1%, tiež minimálnej vzdušnej kapacity (VA=13,9% oproti 12,1% v sonde 2), maximálnej vodnej kapilárnej kapacity (ΘKMK=29,6 oproti 29,1%), retenčnej vodnej kapacity (ΘRK=28,0 vs. 28,2%), hodnôt bodu vädnutia (Θv=16,6 vs. 19,6%) a využiteľnej vodnej kapacity (Θp=11,4 vs. 8,6%), hodnoty VA nepoklesli pod kritickú hodnotu 10%. Z hydrofyzikálnych vlastností môžeme konštatovať, že hlinitopiesočnatá kambizem kultizemná po rigolovaní má v priaznivé vlastnosti do hlbky 0,6m, ktoré sa však zhoršujú vo väčšej

hĺbke, kde narástlo zastúpenie ílových častíc (až 30%) čo môže viesť k zadržiavaniu vody a procesom pseudoglejovania. To však morfologické pozorovanie nepotvrdilo.

Obsah $C_{ox}$ vo viničovom rade bol najvyšší v povrchovej vrstve, jeho priemer v hĺbke 0-0,3 m bol 1,135 %, pričom so vzrastajúcou hĺbkou klesal (tab.5). V medziradí viniča bol obsah $C_{ox}$ nižší ako v rade, jeho priemerná hodnota v hĺbke 0–0,3 m bola 1,061 % (tab.6). Najvyššiu hodnotu 1,108 % mal v hĺbke 0,2–0,3 m. Konštatujeme, že obsah organického uhlíka v povrchových vrstvách do 0,3m bol nízky. Hmota organického uhlíka vo vrstve 0-0,3m bola zistená v rade viniča 5,0 $kg.m^{-2}$ a v medzirade 4,99 $kg.m^{-2}$, ale vo vrstve 0-0,8m v rade viniča 11,7 $kg.m^{-2}$ a medzirade 11,6 $kg.m^{-2}$. Neboli zistené a ani štatisticky preukázané rozdiely v obsahoch organického uhlíka v profiloch sond z radu a medziradu viniča, čo je tiež výsledkom vyššieho utlačenia pôdy v medzirade viniča.

*Tabuľka 1. Fyzikálne vlastnosti a prístupné živiny v rade viniča – Sonda 1*

| Hĺbka (m) | ρd ($kg.m^{-3}$) | ΘRK (%) | P (%) | Θv (%) | $C_T$ (%) | $C_L$ | Npot | P | K |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | ($mg.kg^{-1}$) | | | |
| 0-0.1 | 1450 | 30.5 | 47 | 13,9 | 1.29 | 1890 | 61 | 38 | 405 |
| 0.1-0.2 | 1490 | 27.3 | 43 | 19,0 | 1.12 | 1513 | 60 | 32 | 293 |
| 0.2-0.3 | 1470 | 26.7 | 44 | 15,8 | 0.99 | 1170 | 107 | 30 | 275 |
| 0.3-0.4 | 1510 | 28.9 | 44 | 18,1 | 1.08 | 1598 | 82 | 32 | 273 |
| 0.4-0.5 | 1520 | 26.1 | 41 | 14,8 | 0.75 | 726 | 39 | 15 | 245 |
| 0.5-0.6 | 1580 | 27.7 | 41 | 17,9 | 0.69 | 641 | 61 | 12 | 250 |
| 0.6-0.8 | 1570 | - | - | - | 0.91 | 1170 | 53 | 10 | 245 |
| 1.1-1.3 | - | - | - | - | 0.49 | 506 | 10 | 8 | 470 |

*Tabuľka 2. Fyzikálne vlastnosti a prístupné živiny v medzirade viniča – Sonda 2*

| hĺbka (m) | ρd ($kg.m^{-3}$) | ΘRK (%) | P (%) | Θv (%) | $C_{ox}$ (%) | $C_L$ | Npot | P | K |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | ($mg.kg^{-1}$) | | | |
| 0-0.1 | 1630 | 28.6 | 41 | 16,8 | 1.01 | 1389 | 50 | 34 | 343 |
| 0.1-0.2 | 1560 | 28.6 | 42 | 20,2 | 1.07 | 1575 | 107 | 42 | 360 |
| 0.2-0.3 | 1520 | 27.9 | 42 | 17,8 | 1.11 | 1412 | 100 | 15 | 333 |
| 0.3-0.4 | 1560 | 27.4 | 41 | 21,6 | 0.89 | 1024 | 85 | 24 | 275 |
| 0.4-0.5 | 1570 | 28.7 | 41 | 20,8 | 0.72 | 855 | 62 | 15 | 233 |
| 0.5-0.6 | 1540 | 27.8 | 40 | 20,5 | 0.77 | 990 | 53 | 15 | 218 |
| 0.6-0.8 | 1560 | - | - | - | 0.93 | 1012 | 76 | 12 | 258 |

Priemerný obsah labilného uhlíka $C_L$ v sonde 1 do 0,3m bol 1524 $mg.kg^{-1}$ a horúcou vodou rozpustného $C_{HWD}$ 415 $mg.kg^{-1}$, kým v sonde 2 bolo 1459 $mg.kg^{-1}$ $C_L$ a 504 $mg.kg^{-1}$ $C_{HWD}$. Vo vrstve 0,3-0,6m bolo 988 $mg.kg^{-1}$ $C_L$ a 247 $mg.kg^{-1}$ $C_{HWD}$ v sonde 1, v rade viniča, kým v sonde 2 bolo 956 $mg.kg^{-1}$ $C_L$ a 247 $mg.kg^{-1}$ $C_{HWD}$. Môžeme konštatovať, že podľa Körschensa [8] v povrchovej vrstve bol obsah horúcou vodou rozpustného a teda najlabilnejšieho uhlíka veľmi vysoký, kým v hlbke 0,3-0,6m nízky. Tieto hodnoty poukazujú na výraznejší rozdiel v obsahoch $C_L$ labilných foriem organického uhlíka a vyšší obsah v rade viniča, ale pri vyjadrení percentuálneho zastúpenia týchto frakcií z celkových obsahov organického uhlíka, sme zistili vyššie v medzirade viniča v povrchovej vrstve.

Poznatky o kvalite pôdnej organickej hmoty i vplyve obrábania poskytli hodnoty indexov CMI [12, 13, 14, 15], tieto poukázali na pokles kvality v povrchovej vrstve 0-0,1m a následné zvyšovanie hĺbkou, len do 0,3m, kde v 0,3-0,4m bol zistený najvýraznejší pokles CMI indexu (tab.6). Tieto hodnoty a ich dynamiky zmien v pôdnych profiloch nekorešpondujú s hodnotami kvality humusu vyjadrenými pomermi HK:FK zo skrátenej frakcionácie humusu. Tam vyššie hodnoty a tým i kvalita boli v sonde 1, v rade viniča. Pomer obsahu HK a FK je charakteristickým znakom kvality humusu, ktorý je v priamej závislosti s charakterom pôdotvorného procesu. Čím je pomer HK:FK širší, tým je humus kvalitnejší a naopak.

Obsah humusových látok vo viničovom rade v rôznych hĺbkach kolísal, v hĺbke 0-0,3 m bol 0,389 %$C_{HL}$ z navážky pôdy, čo zodpovedá obsahu 34,5 %$C_{HL}$ z celkového organického uhlíka. V hĺbke 0,3-0,6 m stúpol v priemere na 40,4 %. Z humusových látok bolo zistené vyššie zastúpenie fulvokyselín (priemer v hĺbke 0-0,3 m 18,2 %) ako humínových kyselín (priemer v hĺbke 0-0,3 m 16,3 %). Obsah HL v medzirade viniča bol vyšší ako v rade viniča, s vyšším zastúpením FK ako HK. Obsah HK z $C_{OX}$ bol v hĺbke 0-0,8 m v priemere 15,8 % a u FK až 25,7 %, čoho dôsledkom bol nízky pomer HK:FK, a nižšia kvalita humusu. Z charakteristiky kvalitatívneho zloženia humusu Sotáková [11] uviedla, že v kambizemiach prevládajú fulvokyseliny, pomer $C_{HK}$:$C_{FK}$ v humusovom horizonte je 0,75 a v hlbších častiach profilu klesá, čo sa potvrdilo aj v našich výsledkoch (tab.7,8).

***Tabuľka 3. Indikátory pôdnej organickej hmoty***

| hĺbka | sonda 1- rad viniča | | | | Sonda 2- medzirad viniča | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | $C_{ox}$ % | $C_L$ mg/kg | $C_{HWD}$ mg/kg | L | $C_{ox}$ % | $C_L$ mg/kg | $C_{HWD}$ mg/kg | L | LI | CPI | CMI |
| 0-0,1 | 1,29 | 1890 | 416 | 0,171 | 1,01 | 1389 | 614 | 0,160 | 94 | 0,779 | 73 |
| 0,1-0,2 | 1,12 | 1513 | 446 | 0,156 | 1,07 | 1575 | 580 | 0,173 | 111 | 0,951 | 106 |
| 0,2-0,3 | 0,99 | 1170 | 384 | 0,134 | 1,11 | 1412 | 318 | 0,146 | 109 | 1,121 | 122 |
| 0,3-0,4 | 1,08 | 1598 | 281 | 0,174 | 0,89 | 1024 | 182 | 0,130 | 75 | 0,823 | 62 |
| 0-4-0,5 | 0,75 | 726 | 208 | 0,107 | 0,72 | 855 | 150 | 0,136 | 127 | 0,951 | 121 |
| 0,5-0,6 | 0,69 | 641 | 252 | 0,102 | 0,77 | 990 | 409 | 0,148 | 69 | 1,110 | 77 |
| 0,6-0,8 | 0,91 | 1170 | 248 | 0,148 | 0,93 | 1012 | 234 | 0,122 | 121 | 1,026 | 125 |
| 1,1-1,3 | 0,49 | 506 | 172 | 0,115 | - | - | - | - | - | - | - |

***Tabuľka 4. Skupinové zloženie humusu, obsah Cox a objemová hmotnosť (sonda 1)***

| hĺbka (m) | $\rho_d$ ($t.m^{-3}$) | $C_{OX}$ (%) | $C_{OX}$ ($kg.m^{-2}$) | Nt mg/kg | **C:N** | $C_{HL}$ (%) | $C_{HK}$ (%) | $C_{FK}$ (%) | **HK/ FK** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 0-0,1 | 1,45 | 1,29 | 1,88 | 1067 | 12,1 | 0,383 | 0,185 | 0,198 | 0,93 |
| 0,1-0,2 | 1,49 | 1,12 | 1,68 | 934 | 12,0 | 0,449 | 0,200 | 0,249 | 0,81 |
| 0,2-0,3 | 1,47 | 0,99 | 1,45 | 892 | 11,1 | 0,336 | 0,165 | 0,171 | 0,97 |
| 0,3-0,4 | 1,51 | 1,08 | 1,63 | 864 | 12,5 | 0,442 | 0,190 | 0,252 | 0,76 |
| 0,4-0,5 | 1,52 | 0,75 | 1,15 | 689 | 11,6 | 0,314 | 0,154 | 0,160 | 0,97 |
| 0,5-0,6 | 1,58 | 0,69 | 1,09 | 647 | 10,7 | 0,266 | 0,126 | 0,140 | 0,90 |
| 0,6-0,8 | 1,57 | 0,91 | 2,86 | 794 | 11,5 | 0,358 | 0,169 | 0,189 | 0,90 |
| 1,1-1,3 | - | 0,49 | - | 514 | 9,5 | 0,219 | 0,105 | 0,114 | 0,92 |

*Tabuľka 5. Skupinové zloženie humusu, obsah Cox a objemová hmotnosť (sonda 2)*

| hĺbka (m) | $\rho_d$ ($t.m^{-3}$) | $C_{OX}$ (%) | $C_{OX}$ ($kg.m^{-2}$) | Nt mg/kg | **C:N** | $C_{HL}$ (%) | $C_{HK}$ (%) | $C_{FK}$ (%) | **HK/ FK** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 0-0,1 | 1,63 | 1,01 | 1,64 | 1000 | 10,1 | 0,449 | 0,169 | 0,280 | 0,60 |
| 0,1-0,2 | 1,56 | 1,07 | 1,67 | 1025 | 10,4 | 0,442 | 0,136 | 0,306 | 0,44 |
| 0,2-0,3 | 1,52 | 1,11 | 1,68 | 843 | 13,2 | 0,439 | 0,150 | 0,289 | 0,52 |
| 0,3-0,4 | 1,56 | 0,89 | 1,39 | 829 | 10,7 | 0,328 | 0,144 | 0,184 | 0,78 |
| 0,4-0,5 | 1,57 | 0,72 | 1,12 | 689 | 10,4 | 0,288 | 0,112 | 0,176 | 0,63 |
| 0,5-0,6 | 1,54 | 0,77 | 1,18 | 738 | 10,4 | 0,358 | 0,119 | 0,239 | 0,50 |
| 0,6-0,8 | 1,56 | 0,93 | 2,91 | 843 | 11,0 | 0,368 | 0,176 | 0,192 | 0,91 |

Optické vlastnosti humusových látok a humínových kyselín poukázali na vyšší stupeň kondenzovanosti humínových kyselín (3,00-3,74) oproti humusovým kyselinám (3,64-4,89) a len malé rozdiely medzi pôdnymi profilmi.

*Tab.6. Sorpčný komplex a pôdna reakcia*

| Hĺbka | sonda 1 | | | | | | sonda 2 | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | H | S | T | V | $pH_{H2O}$ | $pH_{KCl}$ | H | S | T | V | $pH_{H2O}$ | $pH_{KCl}$ |
| | mmol.kg$^{-1}$ | | | % | | | mmol.kg$^{-1}$ | | | % | | |
| 0-0,1 | 22 | 54 | 76 | 71 | 6,43 | 5,50 | 27 | 42 | 69 | 61 | 6,13 | 4,74 |
| 0,1-0,2 | 31 | 39 | 70 | 56 | 5,88 | 4,71 | 32 | 43 | 75 | 58 | 5,75 | 4,57 |
| 0,2-0,3 | 28 | 30 | 58 | 52 | 5,92 | 4,77 | 25 | 57 | 82 | 70 | 6,22 | 5,02 |
| 0,3-0,4 | 25 | 34 | 59 | 57 | 6,01 | 4,86 | 25 | 46 | 71 | 65 | 6,01 | 4,65 |
| 0-4-0,5 | 19 | 53 | 72 | 73 | 6,46 | 5,16 | 22 | 57 | 79 | 72 | 6,27 | 4,84 |
| 0,5-0,6 | 20 | 50 | 70 | 71 | 6,63 | 5,36 | 19 | 73 | 92 | 79 | 6,45 | 5,22 |
| 0,6-0,8 | 18 | 70 | 88 | 79 | 6,71 | 5,51 | 22 | 100 | 122 | 82 | 6,44 | 5,23 |
| 1,1-1,3 | 30 | 183 | 213 | 86 | 5,46 | 4,07 | - | - | - | - | - | - |

Hodnoty aktívnej aj výmennej reakcie poukazujú na skutočnosť, že hodnotená pôda je slabo kyslá až kyslá v celom profile (tab 7, 8). Nízke boli i hodnoty sorpčnej kapacity, ktoré sa pohybovali v rozpätí od 58 po 92 mmol($p^+$).kg$^{-1}$, čo zodpovedá veľmi nízkym až nízkym hodnotám. Stupeň nasýtenosti sorpčného koloidného komplexu sa pohyboval v rozpätí od 51,7% až po 79,1%, čo znamená že sa jedná o slabo nasýtený sorpčný komplex. Uvedené hodnoty charakterizujú vrstvu do 0,6m, pôdny substrát v hlbke 1,1-1,3m má nižšiu strednú sorpčnú kapacitu, nasýtený sorpčný komplex i keď hodnota hydrolytickej acidity je veľmi silná a pôdna reakcia kyslá až silne kyslá. Nízke hodnoty sorpčnej kapacity odrážajú mineralogické zloženie a nízke obsahy humusových látok.

**Záver**

Z výsledkov stanovených fyzikálnych a chemických vlastností pôdy v lokalite Malá Tŕňa vyplýva, že skupinové zloženie humusu, obsah celkového organického uhlíka $C_{OX}$ a objemová hmotnosť sú rozdielne vo viničovom rade a v medziradí viniča, optimálnejšie hodnoty sú dosahované v povrchových vrstvách. I keď sme zistili vyššiu utlačenosť v medzirade viniča a nedosahujú tieto hodnoty limity, avšak nízky obsah organickej hmoty môže viesť k ďalšiemu zhoršovaniu fyzikálnych vlastností, utlačenosti pôdy. Preto je nevyhnutné riešiť otázku zvyšovania obsahu a kvality pôdneho humusu. Malé rozdiely medzi pôdnymi profilmi sond sme zistili i v hodnotách charakterizujúcich chemické vlastnosti – pôdnu reakciu a parametre pôdneho sorpčného komplexu. Tie však do značnej miery môžu odrážať i heterogenitu prostredia a obsahy živín.

*Riešenie finančne podporila VEGA v projekte 1/1341/04 a je súčasťou projektu APVT 20-026604 Determinácia agroekologických a agroenviron. faktorov trvalo udržateľného rozvoja svetovo významného tokajského vinohradníctva a vinárstva*

**Literatúra**

1. BEDRNA, Z. a kol. (1989): Pôdne režimy. Bratislava: VEDA,121 s.
2. BEZÁK, V. a kol. (1999): Kameň a víno. (Bratislava), Geologická služba SR, 67 p.
3. FIALA, K. (1999): Záväzné metódy rozborov pôdy. Bratislava: VÚPOP, 142 s.
4. HANES, J. a kol. (1995): Pedológia. Nitra: VŠP, 117 s.
5. HRAŠKO, J. a kol. (1962): Rozbory pôd. Bratislava: SVPL, 335 s.
6. KAŠA, A., EGYUD, K. (2004): Geologicko-horninové typy slovenskej Tokajskej oblasti. In: Vinohrad, roč. 42, č.3, s.4-5
7. KONONOVA, M. M., BEĽČIKOVA, N. P. (1962): Uskorennyje metody opredelenija sostava gumusa mineralnych počv. Počvovedenije, 1962, 10, 75-87 s.
8. KÖRSCHENS, M., (2002): Importance of Soil Organic Matter (SOM) for Biomass Production and Environment a review. In: Arch. Acker-Pfl. Boden 48: p. 89-94
9. LOGINOV, W. a kol. (1993): Testowa metoda podatności na utlenianie materii organicznej gleb. Zses. probl. podst. nauk roln. z.141. Bydgoszcz: ATR, 207-212 s.
10. REHÁK, Š., JANSKÝ, L. (2000): Fyzika pôdy I. Bratislava: UK, 139 s.
11. SOTÁKOVÁ, S. (1982): Organická hmota a úrodnosť pôdy. Bratislava: Príroda, 179 s.

12. SZOMBATHOVÁ, N.(1998): Dynamics of carbon susceptibility to oxidation by $KMnO_4$ solutions. In: Humic Substances in Ecosystems. Bratislava: VÚPOP, s. 119-24.
13. SZOMBATHOVÁ, N.(1999): Humusové látky ako ukazovateľ zmien prebiehajúcich v ekosystémoch. PhD-práca, SPU Nitra, 103 s.
14. SZOMBATHOVÁ, N.(1999): Susceptibility to oxidation with $KMnO_4$ solutions of organic matter in soils under various farming systems. Humic substances in the environment. Bydgoszcz: ATR, s. 105-109.
15. SZOMBATHOVÁ, N.(1999): Comparison of soil carbon susceptibility to oxidation by $KMnO_4$ in different farming system in Slovakia. Humic substances in the environment, 1, č.3/4, p.35-41
16. VASS, D. a kol. (1978): Chronológia vulkanických udalostí na Slovensku vo svetle izotop. a paleomagnetických výskumov. Geol. Práce, Spr. (Bratislava), 71, p.77-88
17. ZAUJEC, A. a kol. (2002): Pedológia. Nitra: SPU, 2002. 119 s.

# PŮDNÍ VODA, LES

# PRŮZKUM VÝŽIVY LESA V PŘÍRODNÍ LESNÍ OBLASTI HRUBÝ JESENÍK

**Přemysl FIALA**

*Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský Brno, Hroznová 2, 656 06 Brno*

**Abstrakt**

Přírodní lesní oblast č. 27 Hrubý Jeseník zaujímá 74 617 ha lesní porostní půdy. Na této ploše byl v letech 1994 a 2001 proveden průzkum výživy lesa. V roce 2001 spočíval na rozborech půdního prostředí a analýzách jehlic ze 151 odběrných míst. Reprezentativnost je vyjádřena jedním odběrným místem na 494 ha.

Umístění odběrných míst odpovídá potřebě postihnout poměry výživy lesa v ohrožených částech oblasti a zároveň postihnout nejrozšířenější vegetační stupně a ekologické řady.

## Přírodní podmínky podle typologie lesa

tabulka č. 1: Zastoupení lesních vegetačních stupňů v LPO (%)

| LVS | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| rozloha % | 0,3 | 1,98 | 25,02 | 39,01 | 22,31 | 9,43 | 1,91 |
| odběrná místa % | - | - | 11 | 37 | 23 | 26 | 3 |

tabulka č. 2: Zastoupení souborů lesních typů podle ekologických řad v LPO (%)

| Ekologická řada | extrémní | kyselá | živná | obohacená ronem | obohacená vodou | oglejená | podmáčená rašelinná |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| rozloha % | 5,6 | 28,01 | 40,00 | 6,50 | 6,30 | 1,00 | 1,00 |
| odběrná místa % | 12 | 48 | 29 | 11 | - | - | - |

Z tabulek vyplývá, že průzkum se soustředil na vyšší, imisemi ohrožené polohy 6 až 8 lesního vegetačního stupně. Z hlediska trofické úrovně pak na stanoviště kyselé ekologické řady.

## Chemizmus půdního prostředí

### Půdní reakce

Hodnota mediánu půdní výměnné reakce v nadložním horizontu je 3,5. Nejvíce vzorků je zastoupeno v intervalu 2,9 – 3,2 pH a to rovnoměrně po celé oblasti. Vyšší hodnoty jsou zjištěny pouze na stanovištích s bukovými porosty na amfibolitech, případně fylitech v jižní části.

Aktivní půdní reakce v minerálních horizontech s hodnotami 4,0 v povrchovém a 4,3 v podpovrchovém horizontu informuje o velmi kyselých půdách s kompenzací vodíkových iontů bazickými kationty. Mezi bohatším geologickým podložím s výskytem amfibolitů a fylitů a výrazně chudším svorovým územím je zřetelná hranice v jižní části území. Tuto hranici můžeme vidět u obou minerálních horizontů.

Výměnná acidita dosahuje průměrné hodnoty 99 mmol.kg$^{-1}$ v povrchovém a 69 mmol.kg$^{-1}$ v podpovrchovém minerálním horizontu.

**Obsah vápníku**

Hodnocení přístupnosti živin, stanovené metodou Mehlich III, umísťuje nejvyšší počet vzorků (60) do třídy „nízké obsahy“, ale v souboru jsou zjištěny i velmi vysoké obsahy.

Kyselinou dusičnou ($HNO_3$ (c = 2 mol.L$^{-1}$)) je v horním minerálním horizontu nejvyšší počet vzorků zjištěn ve třídě 251 – 500 mg.kg$^{-1}$, označené jako nízká zásoba. Vysoký je ovšem i počet odpovídající velmi vysoké zásobě (31vzorků **>**1000 mg.kg$^{-1}$).

Tabulka č. 3

| Obsah vápníku (mg Ca.kg$^{-1}$) v minerálních horizontech 07 (povrchový) a 08 (podpovrchový) zjištěný výluhem kyselinou dusičnou a Mehlichem III podle počtu vzorků v intervalech. | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | **<150** | **151 - 400** | **401 - 650** | **651 - 900** | **>901** | |
| $Ca_{MIII}07$ | 27 | 60 | 30 | 15 | 18 | 150 |
| $Ca_{MIII}08$ | 96 | 35 | 4 | 1 | 6 | 142 |
| | **<250** | **251 - 500** | **501 - 750** | **751 - 1000** | **>1001** | Sa |
| $Ca_{dus}07$ | 22 | 48 | 30 | 19 | 31 | 150 |
| $Ca_{dus}08$ | 84 | 37 | 11 | 4 | 6 | 142 |

V podpovrchovém (spodním) minerálním horizontu padá hodnocení obsahu přijatelných živin především do oblasti velmi nízké zásoby. Poněkud vyšší obsahy i když také nízké úrovně jsou zjištěny v pásu ve směru Zlaté hory – Šumperk.

Podle obsahů zjištěných výluhem $HNO_3$ je vidět výrazné rozdělení jižní části území. Na západě zde převládají bukové porosty kamenité acerózní edafické kategorie 5 až 6 lesního vegetačního stupně. Na geologické stavbě těchto stanovišť se podílí živinami bohatší amfibolity. Východní část s výrazně nižšími obsahy je zjištěna na stanovištích se současnými smrkovými porosty převážně svěží a kyselé edafické kategorie 7 a 8 lvs.

**Obsah hořčíku**

Tabulka č. 4

| Obsah hořčíku (mg Mg.kg$^{-1}$) v minerálních horizontech 07 (povrchový) a 08 (podpovrchový) zjištěný výluhem kyselinou dusičnou a Mehlichem III podle počtu vzorků v intervalech. | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | **<20** | **21 - 40** | **41 - 90** | **91 - 180** | **>180** | |
| $Mg_{MIII}07$ | 1 | 13 | 82 | 41 | 13 | 150 |
| $Mg_{MIII}08$ | 42 | 58 | 32 | 8 | 2 | 142 |
| | **<40** | **41 - 110** | **111 - 180** | **181 - 250** | **>251** | Sa |
| $Mg_{dus}07$ | 0 | 20 | 35 | 31 | **64** | 150 |
| $Mg_{dus}08$ | 9 | 29 | 17 | 17 | **70** | 142 |

Podle hodnocení přístupnosti živin stanovených metodou Mehlich III je nejvyšší počet vzorků (82) ve třídě „dobrá“ zásoba. Počet zjištěných vysokých a velmi vysokých obsahů je v porovnání se vzorky extrahovanými kyselinou nízký.

V povrchovém (horním) minerálním horizontu je nejvyšší počet vzorků soustředěn do třídy >250 mg.kg$^{-1}$, označené jako velmi vysoká zásoba. Počet vzorků v klasifikačních třídách – od

velmi nízké po velmi vysokou hodnotu má stoupající charakter. Tomuto průběhu rozložení počtu vzorků v klasifikačních třídách odpovídají i obsahy zjištěné v podpovrchovém (spodním) minerálním horizontu. Hodnocení přijatelných obsahů živin je zde výrazně nižší. Převažují velmi nízké a nízké obsahy rovnoměrně po celé ploše studované oblasti.

Příznivější je hodnocení celkových obsahů prvků výluhem kyselinou dusičnou. Vzorky podpovrchového (spodního) minerálního horizontu jsou zde soustředěny do tříd vysokých a velmi vysokých obsahů. Ty jsou zjištěny v nejvyšších polohách ve směru od Zlatých hor na Šumperk.

Rozdělení jižní partie oblasti na západní – bohatší a na východní – chudší část je zde ještě výraznější než v případě vápníku. Tento rozdíl je vidět i v nadložním organickém horizontu. Zde jde ovšem především o původ opadu – tedy o bukovou opadanku, která obohacuje tento horizont bázemi více než smrkové jehličí.

Dobrá zásoba přístupného hořčíku zřejmě souvisí s geologickým podložím, které je tvořeno rulami desenské klenby. Vyskytuje se zde i pruh amfibolitů, který protíná Hrubý Jeseník od severu k jihu. Východní část je ovšem tvořena pomalu zvětrávajícími svory, což souvisí s výraznou geografickou hranicí mezi vyššími a nízkými hodnotami obsahů Ca a Mg.

Keprnická klenba tvoří západní část oblasti a je tvořena typickou ortorulou s velmi pomalým zvětráváním. Obal klenby tvoří fylity a ruly. Dobrá zásoba hořčíku souvisí zřejmě s méně odolnými fylity.

**Poměr hořčíku a vápníku**

U 38 vzorků povrchového (horního) horizontu ze 150 analyzovaných je poměr $Mg_{dus}/Ca_{du}$ > 1. V podpovrchovém (spodním) minerálním horizontu je počet vzorků s poměrem $Mg_{dus}/Ca_{dus}$ > 1 zjištěn u 77 ze 142 vzorků. Vyluhovadlem Mehlich III pouze ve dvou případech.

Na podloží tvořeném amfibolity, kde se vazby $Ca^{2+}$ a $Mg^{2+}$ částečně vzájemně překrývají, jsou zjištěny podobné, tedy i velmi vysoké obsahy vyluhovadlem Mehlich III i kyselinou dusičnou. Vyluhovadlo Mehlich vytěsňuje kationty jednak vodorozpustné a jednak vázané na sorpčním komplexu. Extraktem kyseliny dusičné jsou vytěsněny do roztoku kationty $Ca^{2+}$ a $Mg^{2+}$ odlišných vazebných forem, např. zvlášť hořečnaté kationty ze slíd a zvlášť vápenaté kationty z živců nebo jiných silikátů.

**Vyšší zásoba hořčíku vzhledem k vápníku byla zjištěna v některých případech šetření půdotvorného substrátu, jak uvádí tabulka č. 5. Zde se jedná o celkové obsahy, které nám mohou pouze doplnit informaci o obsazích zjištěných průzkumem výživy lesa**

Tabulka 5:

| Chemizmus amfibolitů z oblasti Hrubého Jeseníku | | | |
|---|---|---|---|
| | | MgO % | CaO % |
| Gabroamfibolit | Sobotín | 7,48 | 10,40 |
| Rulový amfibolit | Petrovice u Sobotína | 5,34 | 9,12 |
| Amfibolická břidlice | Sobotín | 13,28 | 13,90 |
| Amfibolická (aktinolitická) břidlice | Sobotín | 20,83 | 10,66 |
| Amfibolit | Bukovice (u Jeseníka) | 4,13 | 11,11 |

**Stejskal J., Pelíšek J. Lesnická pedologie, SZN Praha, 1956**

**Obsah draslíku**

V případě draslíku jsou zjištěny velmi nízké přístupné obsahy v podpovrchovém (horním) minerálním horizontu. Ve východní – minerálně chudší oblasti, tvořené vápníkem chudými a draslíkem více zásobenými svory, jsou zjištěny vyšší obsahy draslíku na rozdíl od území s výskytem amfibolitů. Kyselina dusičná převedla do roztoku draslík vázaný na jiné minerály a proto jsou i na bohatší – amfibolové části jeho obsahy vysoké. V podpovrchovém (spodním) minerálním horizontu je tento jev ještě výraznější. Projevuje se zde ovšem vliv huminových kyselin na komplex výměnných kationtů, kde je přednostně vázán vápník a obsah draslíku je zřetelně nižší.

**Obsah dusíku**

Eutrofizace půdního prostředí je potvrzena zjištěnými obsahy celkového dusíku $N_{tot}$. Hodnota mediánu vzrostla od roku 1994 z 1,30 na 1,59%. Nejvyšší zatížení sleduje podle příslušného kartogramu dopravní síť v oblasti.

Ve východní části se jedná o dopravní tah na Šumperk, Karlovu Studánku, a Jeseník. Ve střední části oblasti na Krnov, Červenohorské sedlo a Jeseník.

Vysoké obsahy v podpovrchovém horizontu souvisí s vyšší příměsí organického materiálu odběrem vzorků. 36 vzorků ze 70 analyzovaných má hodnotu $C_{ox}$ vyšší než 17 a průměrná hodnota je 19,3 %.

V organominerálním povrchovém horizontu je zjištěna úzká závislost $C_{ox}$ na obsahu dusíku, což je vzhledem k obsahu dusíku v huminových látkách (fulvokyseliny, huminové kyseliny, huminy) logický jev. Tento korelační koeficient je užší v podpovrchových horizontech (spodní minerální horizont) díky menšímu obsahu bezdusíkatých organických látek (ligninu, celulózy, cukrů), respektive vyššímu stadiu přeměny těchto látek na látky huminové.

Obsahy celkového dusíku odpovídají reálným hodnotám z hlediska výživy rostlin. Průměrnou hodnotu $N_{tot}$ = 0,31% považujeme i zde za dobrou až vysokou.

Obsah olova

Je zjištěn vyšší obsah olova v nadložním organickém horizontu. Tyto obsahy si spojujeme především s dopravní sítí v oblasti podobně jako je tomu u dusíku.

Vysoké hodnoty $N_{tot}$ v podpovrchovém horizontu souvisí především s odběrem vzorků, kdy došlo k přimíšení velkého množství organického materiálu. U 36 ze 70 analyzovaných vzorků byla zjištěna hodnota $C_{ox}$ vyšší než 17 % a průměrná hodnota 19,29 %.

Obsah chrómu

Vyšší obsahy chrómu byly zjištěny jižně od města Jeseník ve smrkových porostech. Zde se dá předpokládat lokální vliv průmyslové činnosti. Lokalita s vyššími obsahy v jižní části je genová základna s převahou bukových porostů. Kde se může jednat o specifičnost této dřeviny vzhledem k obsahu kovů v listových pletivech.

Vyšší množství chrómu v asimilačních pletivech buku jsme zjistili ve větším souboru vzorků z Českomoravské vrchoviny. Hodnoty mediánů jsou 0,353mg.kg$^{-1}$ i smrku a 0,454 mg.kg$^{-1}$ u buku.

**Organická složka minerální půdy a obsahy prvků**

Základní vlastností horního minerálního horizontu z hlediska klasifikace půdních horizontů je množství přimíšeného organického materiálu. Ve studovaném statistickém souboru nabývá organická příměs, hodnoceno podle spalitelného uhlíku $C_{ox}$, hodnot od 3,03 do 42,46 % s průměrnou hodnotou 19,3 %. V řadě případů je tedy překročena, klasifikačním systémem deklarovaná, hranice akumulace organických látek do obsahu 20 – 30 % (odpovídá $C_{ox}$ = 11,5 – 17,3 %). Hodnoty spalitelného $C_{ox}$ v podpovrchovém (spodním) minerálním horizontu nabývají hodnot od 1,10 do 37,9 % s průměrnou hodnotou 6,2 %. Maximální hodnota je zde extrémní. Obsahy jsou zřetelně nižší.
Dále se tedy pokusíme odhadnout vliv organické příměsi půdního vzorku na funkčnost uvedených extrahovadel, případně se vyjádřit k použitelnosti některých vzorků s velmi vysokou příměsí organiky k hodnocení lesních půd.
Z tabulky č.6 vyplývá, že organický materiál, představovaný bezdusíkatými nerozloženými nebo částečně rozloženými látkami, neovlivňuje stanovení přístupných a celkových obsahů prvků. Ve spodním minerálním horizontu, kde je organický materiál představován huminovými látkami je toto ovlivnění vyšší.

Tabulka č. 6

| Pearsonovy korelační koeficienty mezi obsahy $C_{ox}$ a půdními proměnnými. | | |
|---|---|---|
| | povrchový horizont | podpovrchový horizont |
| $Ca_{MIII}$ | 0,53 | 0,81 |
| $Ca_{dus}$ | 0,43 | 0,76 |
| $Mg_{MIII}$ | 0,30 | 0,73 |
| $Mg_{dus}$ | -0,33 | -0,03 |
| $N_{tot}$ | 0,76 | 0,96 |

Zde se může projevit vliv huminových látek na celkový obsah vápníku, který huminové látky jako součást sorpčního komplexu preferují .

Tyto látky dále mají specifická místa pro $H^+$ při nižším pH, pro prvky alkalických zemin (Mg, Ca, Sr, Ba), pro Na, Al a prvky vedlejších podskupin Cd, Pb, se kterými vytváří ireversibilní komplex). Hodnotu výměnné acidity se vedle vlivu organické příměsi podílí i půdní reakce. Při nižší kyselosti v podpovrchovém horizontu ($pH_{akt}$ = 4,3; 69 mmol.kg$^{-1}$), je výměnná acidita nižší, než v horizontu povrchovém (pH = 4,0; 99 mmol.kg$^{-1}$).
U hodnocení těchto prvků v minerálním horizontu je třeba brát zřetel na organickou příměs.

**Závěr:**

1) Pro hodnocení zásob makroživin z hlediska výživy rostlin jsou rozhodující obsahy zjištěné extrahovadlem Mehlich III.
2) Obsahy zjištěné ve výluhu kyselinou dusičnou jsou směrodatné u ostatních prvků. U makroživin dávají pouze představu o potencionální zásobě.
3) Organická součást minerálního materiálu ovlivňuje obsahy některých prvků vázaných na huminové látky.

# PŮDNÍ POMĚRY JAKO ROZHODUJÍCÍ IMPULS VZNIKU NEJSTARŠÍCH ODVODŇOVACÍCH SYSTÉMŮ TRUBKOVÉ DRENÁŽE NA ZEMĚDĚLSKÝCH POZEMCÍCH V ČESKÉ REPUBLICE

**Zdeněk VAŠKŮ**

*Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha, Žabovřeská 250, 156 27 Praha 5 – Zbraslav, Česká republika, tel. 257 92 1640, fax 257 92 1246, E-mail vasku@vumop.cz*

**Abstrakt**

Následující příspěvek je zpracován především na základě provedených **průzkumných děl** (pedologických sond) a dalších terénních šetření a odkryvů, které byly uskutečněny v rámci tzv. **podrobných hydropedologických průzkumů**, zpracovávaných především pro soubory odvodňovacích staveb Třeboň I až Třeboň IV a Nežárka I až Nežárka III a při realizaci těchto staveb. V neposlední řadě příspěvek obsahuje některé výstupy archivní badatelské práce z oblasti počátků odvodnění trubkovou drenáží na Třeboňsku, opět ověřované terénními odkryvy prvých drenážních systémů, především z velmi přínosné *„Bártlovy a Hanušovy pokusnické éry“.* Terénní ověřovací odkryvy staré drenáže byly uskutečňovány od druhé poloviny osmdesátých let minulého století v rozsahu cca 150 bm drenážních rýh, jednak pomocí drenážních rypadel (hrubé odkryvy svrchních částí drénů) a jednak v detailu ručními odkryvy. Pro upřesnění snad nebude od věci dodat, že tento příspěvek nemohl být z časových důvodů dokončen v loňském roce, neboť byl původně určen pro tématicky blíže zaměřené Pedologické dny, které se konaly jižních Čechách - v Nových Hradech.

## PŘÍRODNÍ POMĚRY TŘEBOŇSKÉ PÁNVE A JEJICH URČUJÍCÍ VLIV NA KULTURNÍ VÝVOJ

třeboňská pánev je pojem orografický, geografický, krajinářský, geologický a ekologický. v porovnání se širší geomorfologickou oblastí, kterou je česká vysočina, je třeboňská pánev v mnoha svých rysech zcela svérázným územím. má tvar protáhlé elipsy s delší osou ve směru sever – jih, dlouhou cca 70 km, zhruba od obce bechyňská smoleč na severu a zasahující až do rakouska jižně od gmündu a altweitry. kratší osa pánve ve směru západ – východ má délku přibližně 20 km. přírodní podmínky tohoto území způsobily, že vodní komponenta krajiny zde byla po dlouhou dobu limitujícím faktorem kulturního vývoje a rozvoje celého tohoto území. **plošně dominantně zde zastoupené půdy referenčních tříd stagnosoly, glejsoly a organosoly a dále navazující glejové a oglejené subtypy kambizemí, pelozemí, luvizemí a fluvizemí se staly hlavní příčinou i toho, že kolonizace těchto oblastí se v porovnání s českým vnitrozemím značně opožďovala**. o soustavnější kolonizaci se zde dá hovořit až v průběhu 12. století, kdy probíhala ze dvou stran, z rakouské strany (chuenringové a cisterciácký řád ve zwettlu) a z české strany (především mocný rod vítkovců). současně s kolonizací, která byla postupná, bez lokátorů, docházelo k provádění rozsáhlých vodohospodářských úprav (výstavba důmyslné sítě kanálů - zde nazývaných stoky od slovesa stékati - a zřizování rybníků).

**Historické odvodňovací prvky a systémy Třeboňska před rozšířením klasické trubkové drenáže**

z historických odvodňovacích prvků na zemědělské půdě, které zde byly široce používány před rozšířením klasické trubkové drenáže je nutno na prvém místě uvést polohově ustálenou, ale zpravidla každoročně jednou (v určitých případech dvakrát) obnovovanou, síť příkopů, stružek a agrotechnických svodnic. tato intermitentní hydrografická síť (= pouze s občasně měřitelnými průtoky) byla v naprosté většině výsledkem dlouhodobé zkušenosti vlastníků a uživatelů pozemků a v průběhu času se v krajině její jednotlivé prvky polohově ustálily stejně tak, jako se v zemědělství postupně stabilizovala jejich terminologie (viz tab. 1).

V některých rovinatých oblastech Třeboňska s těžkými půdami, a převládajícím povrchovým zamokřením se dále používaly specifické **způsoby orby do úzkých záhonů** (4 až 10 brázd) a **širokých záhonů** (10 až 20 brázd) s příčnými sklony, čímž se docilovalo rychlejšího odtoku přebytečné vody z orničních horizontů. Okopaniny, především brambory, se zde pěstovaly v hřebenové kultuře s většími rozměry hrůbků tak, aby se rostliny dostaly mimo dosah krátkodobě občasně zamokřovaných částí půdního profilu. V podmínkách extenzivního obhospodařování pozemků za těchto okolností proto nepřekvapuje, že i pro pěstování náročných zemědělských kultur a plodin bylo možno postačujícího odvodňovacího efektu dosáhnout nezřídka pouze pomocí ojedinělých prvků podzemního odvodnění, např. pomocí jednoduchých **trativodů** (= zařízení podzemního odvodnění, jehož funkcí je sbírání, zachycování a odvádění vody) různého provedení, nejčastěji tzv. podzemním sporadickým odvodněním, to je drénováním menších zamokřených ploch nebo odvodem vody z vývěrů.

Se svědectvími existence trativodů různého provedení se lze u nás z historického hlediska prokazatelně setkat již v našich středověkých osadách. O širokém rozšíření různých typů podzemního odvodnění v pozdější době svědčí mimo jiné i značně pestré lidové názvosloví pro tato hydrotechnická zařízení: podzemní rýhy, podzemní struhy, kryté rýhy (Jungmann, 1836, 1838), kryté odtoky (Šwippl, 1840), zavřené svodotoky, (Kodym, 1857), hejcuky, hejcochy (Jungmann, 1835), hejcuchy (Fídler, 1987), klusy, klůsy (Jungmann, 1836), kluzy (Šantrůček, 1906), trativody (Jungmann, 1838), průlivy (Ronovský, 1863), vastržeje (Manuskript z r. 1484), vastrže (Jungmann, 1839), vostrže (Spirhanzl, 1938), nonstržeje (Fídler, 1987), stoky (Jungmann, 1838), štěky (Jůva, 1957), splavy (Assenbaum, 1860), štůly (Jungmann, 1838), platice (Lambl, 1860), járky (Kott, 1884), prolivy, kamence, kamenice, lasy, štůlky (Vašků, 1990) apod.

**Na rozdíl od agrotechnických svodnic zůstávají četné druhy** trativodů **či** trubkových drénů **více či méně se hydrologicky projevující součástí soudobé krajiny. Při diagnostice funkční schopnosti drenáže (Vašků, 1990) byly např. dokumentovány drenážní systémy s dobrou odvodňovací schopností, které byly staré až 155 let. Se starými neevidovanými funkčními trativody a trubkovými drény se lze nejčastěji setkat v podobě domnělých přirozených pramenů a vývěrů nebo se projevují jako půdy polních a lučních depresí, úlehů a úžlabin (Spirhanzl, 1952) s nápadně vysokou vnitřní drenáží půdy, kontrastující se stejnými půdami okolních obdobných reliéfových poloh.**

Tab. 1: Přehled základních odvodňovacích účinných prvků a úprav v zemědělsky využívaného krajinného prostoru v době před používáním klasické trubkové drenáže

| | |
|---|---|
| I.)AGROTECHNICKÉ SVODNICE<br>II.) ODVODŇOVACÍ PŘÍKOPY | I.) drobné stružky nebo brázdy (označované též, podle zemědělského odborníka z konce 19. a počátku 20. Století, profesora Lukařské školy ve Vysokém Mýtě Josefa Kyriána - vodní brázdy), kterými se rychle a neškodně s pozemků svádí povrchová voda nebo voda s občasných vývěrů. Agrotechnické svodnice se na Třeboňsku rozlišovaly na:<br>(a) Průhony, to jsou svodnice situované podélně nebo šikmo na spád pozemku (rozlišoval se potom např. přímezní průhon, dále temencový průhon – tj. svodnice od |

| | |
|---|---|
| | občasného vývěru apod.<br>(b) zaháňky, to jsou svodnice jdoucí přibližně ve směru vrstevnic (rozlišovaly se např. záchytná zaháňka vnitřní, souvratní zaháňka dolní, souvratní zaháňka horní, podmezní zaháňka apod.<br>(c) rozhony (záhonové brázdy), které vznikaly při orbě do záhonů (čili tzv. lích) pluhem klopícím skývu jen k jedné (pravé) straně, širokých 4 až 20 brázd<br>(d) rozhory (rozory), které vznikaly při orbě „do roviny“ spojením dna dvou brázd klopených na opačné strany<br>(e) výtrže – stružky nebo brázdy, které zprostředkovávají návaznost na stálé nebo dočasné odvodňovací příkopy, průlehy, vsakovací pásy, enklávy luk, vetlendy či stálou hydrografickou síť, nejčastěji jen s občasně měřitelnými průtoky<br>(f) kalojemy (též kalové studánky, kalové jímky) – menší prohlubně situované podle potřeby uvnitř nebo na koncích některých svodnic (nejčastěji na průhonech)<br>II.) odvodňovací příkopy a odvodňovací kanály – vyhloubené zářezy zpravidla lichoběžníkového profilu, které slouží k neškodnému vedení vody<br>a) sběrný odvodňovací příkop – odvodňovací příkop, sbírající vodu z přilehlého pruhu území, který je vyústěn do svodného odvodňovacího příkopu nebo přímo do odvodňovacího kanálu<br>b) svodný odvodňovací příkop – odvodňovací příkop, který odvádí vodu ze sběrných odvodňovacích příkopů do odvodňovacího kanálu nebo recipientu<br>c) záchytný odvodňovací příkop – odvodňovací příkop sloužící k zachycení vnější vody<br>d) odvodňovací kanál – otevřený nebo podzemní (klenutý nebo trubní) kanál (= umělý vodní tok), odvádějící vodu z určitého území |
| III. DRUHY PODZEMNÍHO ODVODNĚNÍ PROVÁDĚNÉ PŘED ROZŠÍŘENÍM TRUBKOVÉ DRENÁŽE | Odvodnění trativody nejrůznější konstrukce (historicky např. tyčovými trativody, skřínkovými trativody, štěrbinovými trativody, haťovými trativody, prejzovými trativody, sypanými kamennými trativody, kamennými rovnaninovými trativody, kamennými kanálkovými trativody typu kluz, hejcuk a vostržej, cihelnými kanálkovými trativody apod.) |

V 18. a především v prvé polovině 19. století se na celém našem území setkáváme s častým zřizováním podzemního odvodnění pomocí kamenných trativodů (= kamenných drénů). Kamenné drény vykazovaly poměrně dobrý odvodňovací účinek, ale jejich značnou nevýhodou byly mimořádná pracnost a nákladnost jejich zřizování.

## NEJSTARŠÍ TRUBKOVÁ DRENÁŽ VE STŘEDNÍ EVROPĚ

Dnes nejčastější způsob odvodnění zemědělských pozemků - trubková drenáž se u nás poprvé začala používat až na konci čtyřicátých let 19. století. Pro rozšíření tohoto novodobého způsobu odvodnění mělo rozhodující význam vynalezení stroje na výrobu drenážních trubek. Uskutečnil jej v roce 1843 **J. R. Reed** v Anglii, kde se ovšem ručně vyráběné trubky z pálené hlíny začaly při odvodňování používat již r. 1810. Nesporné technologické, ekonomické a agrotechnické přednosti odvodnění drenáží z keramických trubek způsobily, že pod vlivem Reedova objevu se obdobné stroje na výrobu drénů začaly používat v roce 1846 v Německu, roku 1848 v USA a k roku 1850 nalézáme v technické

literatuře uvedeno používání drenážního lisu i v Rakousku. To když *lisovací stroj* na výrobu drenážních trubek (v tehdejším Rakousku) v Třeboni, postavil schwarzemberský konstruktér **Jan Spiess**. Tento lis, který si dal mimochodem J. Spiess patentovat, vyrobil již v roce 1851, od 1. dubna do 15. října, 183 000 trubek 14 palců dlouhých (= 36,9 cm), o světlosti 5/4 palce (= 3,3 cm) a 155 930 drenážních spojovacích prstenců.

K pokusnému odvodňování zemědělských pozemků trubkovou drenáží došlo v Českých zemích (čili v tehdejším Rakousku, jak se lze dočíst v západoevropské odborné literatuře) vůbec poprvé v roce 1847 v jižních Čechách a pravděpodobně současně i na západočeských panstvích hraběte **Erwina Nostice,** držitele Sokolova, Jindřichovic, Řehlovic, Kraslic a Pakoměřic, c. k. tajného rady a předsedy jednoty přátel umění v Praze.

V jižních Čechách se tak stalo zásluhou knížete **Jana Adolfa Schwarzenberga** (1799 – 1888), spravujícího rozsáhlé majetky nejenom v Čechách, ale i v Dolních Rakousích, Horních Rakousích, ve Štýrsku a Solnohradsku, který na svých panstvích soustřeďoval přední hospodářské odborníky své doby, jakými byli např. **Antonín Widtmann, František Horský, Emanuel Hanuš, Jan Heyrovský, Karel Heyrovský, Jan Spies, Jan Bártl, Josef Šusta, Jan Šlechta** a další, což mělo mimořádně přínosný význam pro zavádění nejnovějších světových progresivních hospodářských opatření na našem území jak v polním hospodářství, tak v lesnictví, rybnikářství i v rozvíjejícím se průmyslu.

J. A. Schwarzenberg se s trubkovou drenáží seznámil na svých opakovaných, někdy i déletrvajících studijních cestách v průmyslově a zemědělsky vyspělé Velké Británii, především v Anglii a ve Skotsku. Tímto způsobem odvodnění zemědělských pozemků byl tehdy doslova nadšen. To, že pokusy s drenážemi na schwarzenberském panství vstoupily ve větší známost nežli experimenty financované E. Nosticem v západních Čechách, ovlivnilo hlavně to, že všichni tehdejší hlavní aktéři třeboňských drenážních experimentů (J. Bártl a E. Hanuš) byli činnými členy Vlastenecko-hospodářské společnosti v Království českém, že ústřední tajemník této společnosti **F. X. Assenbaum** byl jako třeboňský rodák s prováděnými pokusy zevrubně seznámen (viz např. publikace - František Xaver Assenbaum: Umělé vzdělávání luk a vysušování půdy – drenáže z r. 1859) a v neposlední řadě, že kníže **Jan Adolf Schwarzenberk byl předsedou pražské „c. k. Vlastenské hospodářské společnosti pro Čechy“ a zároveň i prezidentem vídeňské Hospodářské společnosti.**

Proto již osm let po zahájení třeboňských schwarzenberských, ve střední Evropě vůbec prvých úspěšných a do důsledku dovedených pokusů s drenážemi, mohlo být již 24. ledna 1855 na valné hromadě „c. k. Hospodářské společnosti“ ve Vídni konstatováno, že „*provádění trativodů z pálené hlíny u nás lze již přijmout a uznat jako opatření ve své převeliké užitečnosti ověřené, podobně jako tomu je v Anglii a Belgii…“*

*Třeboňské pokusy s odvodněním pomocí „anglické drenáže“ (tak se ve své době nový způsob podzemního odvodnění označoval) doznaly na významu a úspěšnosti především když se na nich odborně začali bezprostředně podílet, vedle Jana Spiesse i* ***Emanuel Hanuš*** *(v roce 1852 vydal v Českých Budějovicích významnou publikaci* Poučení pro rolníka, na jaký způsob své hospodářství zvelebiti a z něj větší a trvanlivý užitek dosáhnouti může*),* ***a Jan Bártl*** *(narozen 1788 v Českém Krumlově, r. 1826 aktuár direktoriálního úřadu v Třeboni, r. 1832 výběrčí daní v Třeboni, r. 1841 purkrabí v Třeboni, r. 1843 ředitel v Protivíně a r. 1853 hospodářský ředitel v Třeboni).*

*Drenáže prováděné na Třeboňsku sloužily za vzor pro celé tehdejší Rakousko. Např. na pozemcích dvora Švamberk, které byly odvodněny drenáží v roce 1851, bylo dosaženo zvýšení výnosů obilí v zrně o 4 až 5 hektolitrů na jitro (to je o 0,49 až 0.61 t/ha). Na tyto zdařilé pokusy velikého národohospodářského významu reagoval i tehdejší rakouský ministr orby Thienfeld, který zaslal do Třeboně své písemné uznání.*

## Závěr

Na základě zprvu jen náhodných odkryvů starých historických systémů odvodnění trubkovou drenáží, uskutečňovaných při podrobných hydropedologických průzkumech pro odvodnění zemědělských pozemků a při provádění plošného odvodnění trubkovou drenáží

v létech 1969 až 1990, bylo přistoupeno rovněž k postupnému paralelně uskutečňovanému badatelskému šetření početných archiválií z oblasti počátků odvodnění trubkovou drenáží na Třeboňsku a v okolních regionech a v návaznosti na ně byly prováděny i některé cílevědomé terénní odkryvy prvých drenážních systémů na území České republiky. Byla zjištěna řada, doposud nepublikovaných údajů o prvých průkopnických pokusech z odvodňováním zemědělských pozemků trubkovou drenáží zejména z Třeboňska. Doposud nepublikovaná jsou i některá zjištěná svědectví o experimentech s odvodněním trubkovou drenáží na západočeských panstvích hraběte **Erwina Nostice,** držitele Sokolova, Jindřichovic, Řehlovic, Kraslic a Pakoměřic, které ale nejsou předmětem zde prezentovaného příspěvku, záměrně se soustřeďujícího na oblast Třeboňské pánve, tedy na území, kde se vyskytují nejstarší systémy moderního novodobého odvodnění trubkovou drenáží a to nejenom v České republice, ale ve střední Evropě.

## Literatura

Bodenmelioration auf dem zunächst der Stadt Wittingau liegenden Theile der Domäne Wittingau. Státní oblastní archiv v Třeboni.

HANUŠ, E. Poučení pro rolníka, na jaký způsob své hospodářství zvelebiti a z něj větší a trvanlivý užitek dosáhnouti může. České Budějovice 1852.

LAMBL, K. Ozvelebování luk, aby těžilo se více dobré travné píce. *Rolník nového věku.* Praha 1860.

VÁCLAVÍK, F.: Meliorace čili zlepšení pozemků pro umělé povodňování a opatrování luk, rolí, lesů s poukázáním na dřímající dosud v zemi kapitály, na důležitost lesů, nutnost brzké opravy zákona vodníního, na drenážování vlhkých pozemků a na kanalizování Čech. Praha 1969.

VAŠKŮ, Z.: Podrobný hydropedologický průzkum rašelinného ložiska Třeboňské blato – Mokrá luka u Třeboně. SMS Praha1969.

VAŠKŮ, Z. Podrobný hydropedologický průzkum pro odvodnění zemědělských pozemků Třeboň V – stavba 2. SMS Praha, 1973, 297s.

VAŠKŮ, Z. Podrobný hydropedologický průzkum pro odvodnění zemědělských pozemků Třeboň IV – doplňky stavby 1 a stavby 2. SMS Praha, 1973, 69s.

VAŠKŮ, Z. Podrobný hydropedologický průzkum rašelinného ložiska Veselská Blata - stavba 1. SMS Praha, 1978, 118 s.

VAŠKŮ, Z. Sledování účinků odvodňovacích úprav (Třeboňské Blato). SMS Praha, 1980, 43 s.

VAŠKŮ, Z. Podrobný hydropedologický průzkum pro odvodnění zemědělských půd JZD Novosedly – stavba Kolence. SMS Praha, 1983, 147s.

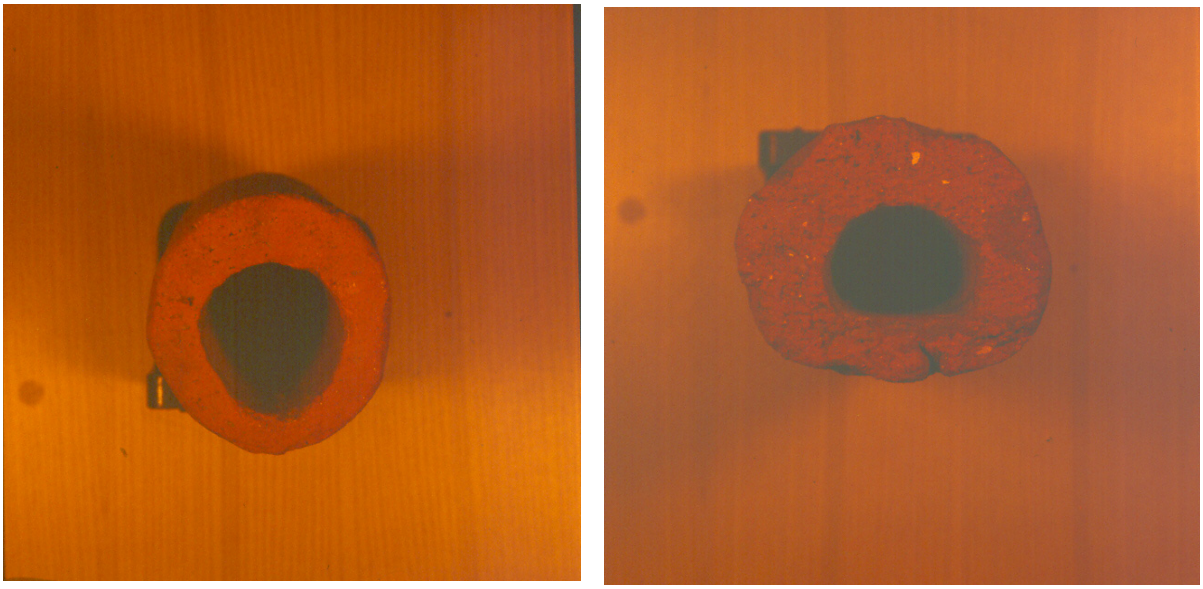
VAŠKŮ, Z.: Některé výsledky průzkumných šetření a měření pro komplexní meliorační opatření na zemědělských pozemcích Mokrých luk u Třeboně. Studie ČSAV, 1983, č. 4. s. 33 – 38.

VAŠKŮ, Z. Pedologický průzkum na plochách s realizovaným odvodněním. SMS Praha, 1985, 168s.

VAŠKŮ, Z. Návrh kulturnětechnických úprav vodního režimu pro území přírodně krajinářského parku Červený Dvůr. VÚZZP Praha 1990, 88 s.

VAŠKŮ, Z. Diagnostika funkční schopnosti drenáže. (Závěrečná zpráva za subetapu věcné etapy p 06-329-813-02-01/B). VÚZZP Praha, 1990, 68 s.

VAŠKŮ, Z. Chronologické členění rozvoje odvodňování zemědělských pozemků trubkovou drenáží na území Československa z hlediska diagnostických šetření*. Meliorace,* 26 (LXIII), 1990, č. 1, s. 37 – 47, CS ISSN 0036-5386

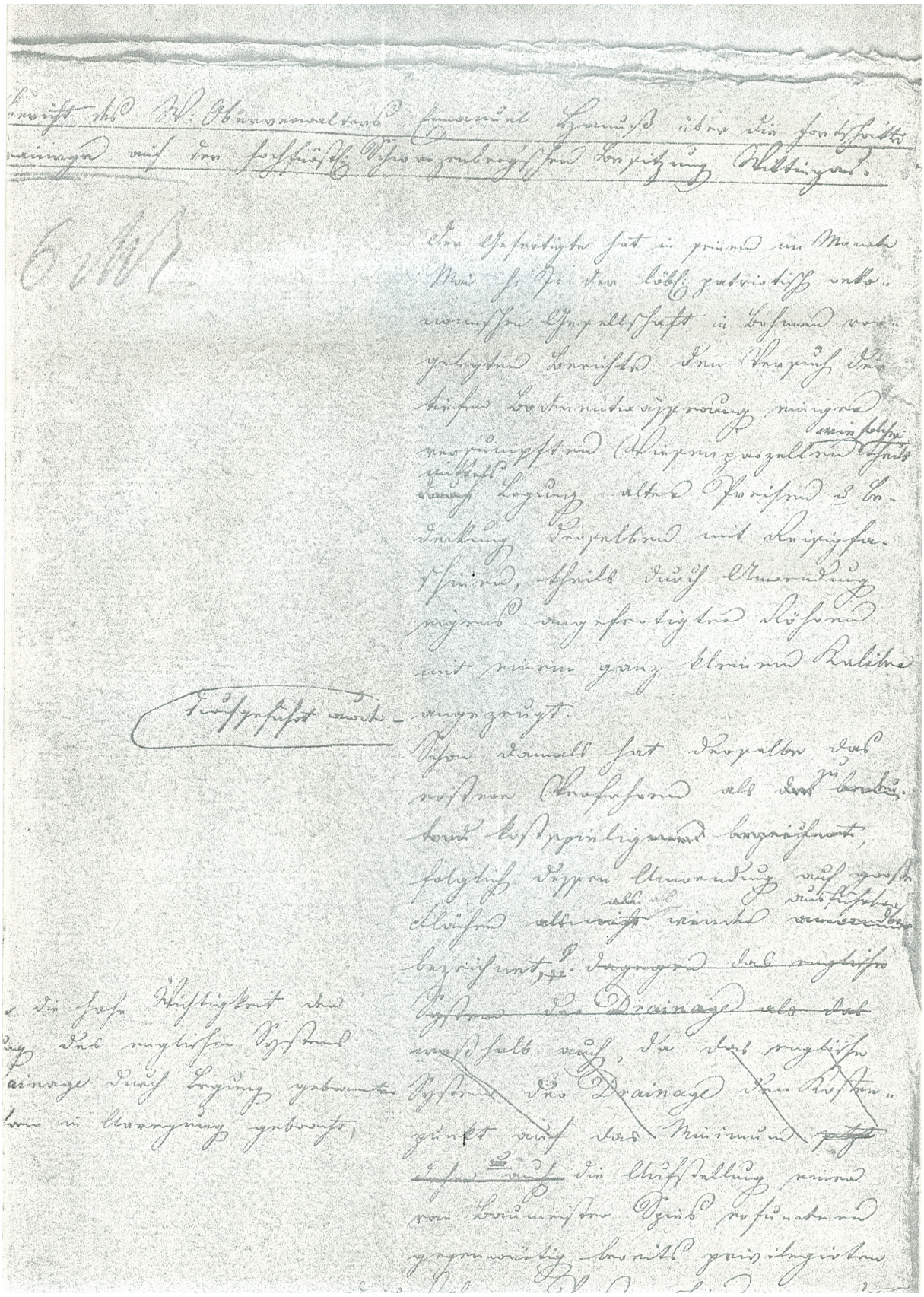


**Obr. 1: Příklady ověřovaných profilů drenážních trubek při třeboňských experimentech na počátcích odvodňování zemědělských pozemků trubkovou drenáží na našem území.**

Při třeboňských experimentech s odvodněním trubkovou drenáží schwarzenbergský stavitel a konstruktér Jan Spiess mimo jiné ověřoval i trativodky z pálené hlíny, které v miniatuře napodobovaly používané profily kanalizačních stok, např. vejčitý profil a profil tunelový až tlamový. V souvislosti s dokumentačním snímkem vejčitého profilu trativodek si je nutno uvědomit, že se tyto drenážní trubky, v souladu s hydraulickými a hydrotechnickými zásadami, v drenážní rýze pokládaly tak, aby vejčitý drén měl ve dně menší poloměr zakřivení nežli ve stropě. Tyto zajímavé, z dnešního hlediska atypické, návrhy se však z praktických příčin, kterými byla jednak složitější výroba drénů a jednak obtíže při jejich kladení do drenážních rýh, neosvědčily. Není třeba zdůrazňovat, že z tohoto hledání vyšel vítězně profil kruhový. Hospodářský úředník na panství knížete Schwarzenberga a významný autor četných odborných zemědělských publikací A. A. Šmíd ( od roku 1864 profesor vyšší hospodářské školy v Libverdě) mohl proto v tomto smyslu konstatovat: „*Trubky jsou nejlepší, mají-li kruhový průřez s konci docela kolmými a jsou-li co možná rovné. Každý jiný způsob mimo válcovitý jest méně prospěšný; jich zdánlivé opravy malou podlohou, žebry apod. náleží ke zbytečným ano i škodlivým hračkám; to též platí o dělání nálevkovitých trubek…*“



**Obr. 2:** Výsledné, již poměrně značně sofistikované, provedení drenážního potrubí, které vzešlo z uskutečněných třeboňských experimentů. Z těchto pokusů vítězně vyšel dnes již klasický kruhový průřez trubkových drénů. Vlastní drenážní trubky však byly, na rozdíl od pozdějšího vývoje, dlouhé 36,9 cm, na styku byly opatřeny spojovacími prstenci (tzv. nátrubky, návleky, mufnami) a sběrné drény se používaly pouze o světlosti 5/4 palce (cca 3,3 cm).



**Obr. 3:** Faksimile prvé části zprávy vrchního hospodářského správce Emanuela Hanuše o pokrocích v drenážování na knížecím schwarzenbergském velkostatku v Třeboni, kde se mimo jiné rozvádí „vysoká důležitost zavádění anglického systému drenážování“ a poukazuje se na postavení stroje na výrobu drenážních trubek podle patentovaného vynálezu třeboňského stavitele a konstruktéra Jana Spiesse.

# OSTATNÍ

# VLIV KONTINUÁLNÍ A ROTAČNÍ PASTVY NA VYBRANÉ FYZIKÁLNÍ VLASTNOSTI PŮD

# Influence continuous and rotary pasture on choice physical characteristics soil

**Radka VÁCHALOVÁ[1], Jan VÁCHAL[2]**

*[1]Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, Katedra agroekologie, r.vachalova@seznam.cz*
*[2] Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, Katedra pozemkových úprav, vachal.jan@seznam.cz*

**Abstrakt**

V současné době lze v horských a podhorských oblastech rozdělit systémy pastvy do dvou základních skupin, a to na **kontinuální** a **rotační**.

Tato problematika nabývá na významu, zejména s přechodem na chov skotu s netržní produkcí mléka, kde jak sečení TTP, tak zejména pastva, je limitujícím faktorem trvale udržitelného zemědělství v těchto oblastech. V současnosti narůstá tlak na zefektivnění výroby nutričně hodnotné píce pro zdravou výživu skotu v ekologicky nezatěžovaném prostředí při minimalizaci nákladů a energetických vstupů. Významnou roli zde, mimo jiné, zaujímají i fyzikální vlastnosti půd, a to jak z hledisek pěstitelských, tak z hlediska druhového složení (např. zvýšený výskyt méně druhotných dvouděložných druhů při nadměrném zatížení pastvin), ovlivnění výživy a kvality porostu v důsledku zhoršené pórovitosti, objemové hmotnosti, minimální vzdušnosti atd. Zhoršené fyzikální vlastnosti půd u pastevních porostů přímo ohrožují základní prvky životního prostředí, zejména pak kvalitu vody.

**Klíčová slova**: systémy pastvy, fyzikální vlastnosti půd, prvky životního prostředí

**Abstract**

Recently is possible in mountains and sub mountains regions to divide systems of pasture into biennial basic group, namely **continuous** and **rotary**.

These problems put on meaning, especially with beef cattle breeding with forage for hay, so especially pasture, is limits factor sustainable agriculture in these region. Nowadays is increased pressure to produce high nutritive value forage more effectively for healthy sustenance cattle in ecological environment by minimalisation energetic and financial inputs. The most basic position to produce forage begins with soil fertility. This attribute is considered by its physical characteristics, which are important for growing plants and sorts representation on grass field. Less quality and nutrition value of growth is consequenced by downgrade porosity of soil, soil consistency, soil aeration. Decline of soil physical traits on grazing land devastate environmental elements, especially quality of water.

**Keywords**: systems of pasture, physical characteristics, environmental elements

## ÚVOD

Pro jednotlivé formy kontinuální a rotační pastvy lze stanovit u vybraných fyzikálních vlastností půd (v závislosti na půdním druhu) limitní hodnoty jak z hlediska jejich založení, vlastního průběhu pastvy a z hlediska přípustného zatížení pro jednotlivé kategorie

hospodářských zvířat, tak i z pohledu doplňkových a kultivačních činností (napájení, přikrmování, zimoviště, manipulační ohrady apod.)

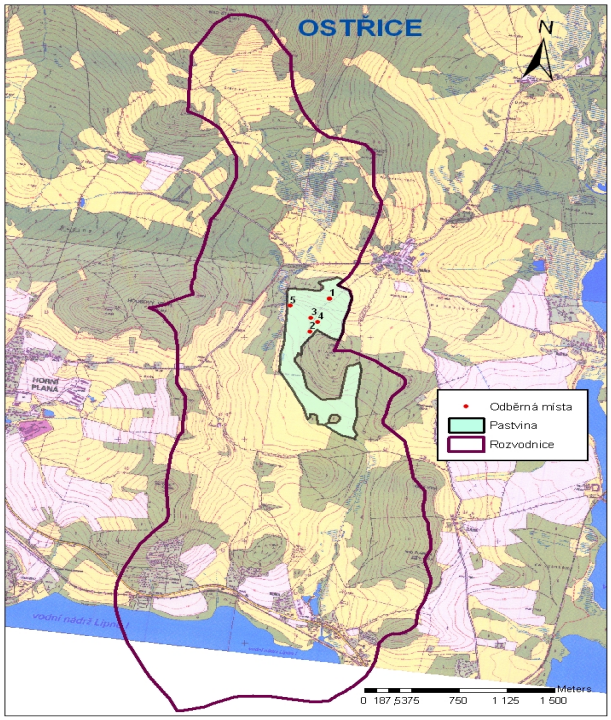
**MATERIÁL A METODIKA**

V rámci modelových povodí, resp. přesně vymezených pastevních areálů v těchto územích, s diferenciací na jednotlivé formy pastvy, byly v provozních podmínkách sledovány vybrané fyzikální vlastnosti půd. Na každém ze sledovaných pastevních areálů byl v úvodu řešení proveden podrobný terénní průzkum včetně osobních konzultací s příslušnými provozními pracovníky (vedoucí hospodářství a zootechnici). Odběrná místa pro sledování fyzikálních a chemických vlastností půd byla vybrána v závislosti na typu pastvy, (lokalita Ostřice – kontinuální pastva, lokalita Jenín – rotační pastva), funkčních místech pastevního areálu (lze rozlišit pouze u pastevního areálu Ostřice – odběry na krmišti (K), ložišti (L), v místě napájení skotu (N) a na dvou kontrolních místech s minimálním zatížením pastvy), s respektováním zásady stejné či podobné BPEJ na odběrných místech. U pastevního areálu Jenín bylo místo funkčního rozdělení pastvy uplatněno geomorfologické hledisko terénu u pastevního areálu. Odběrná místa 2 a 5 se nacházejí v infiltrační oblasti, odběrné místo 4 v transportní a odběrná místa 1 a 3 se nacházejí v akumulační zóně pastevního areálu. Odběry vzorků byly zajištěny v souladu s metodikou poskytnutou centrální laboratoří VÚMOP Praha.

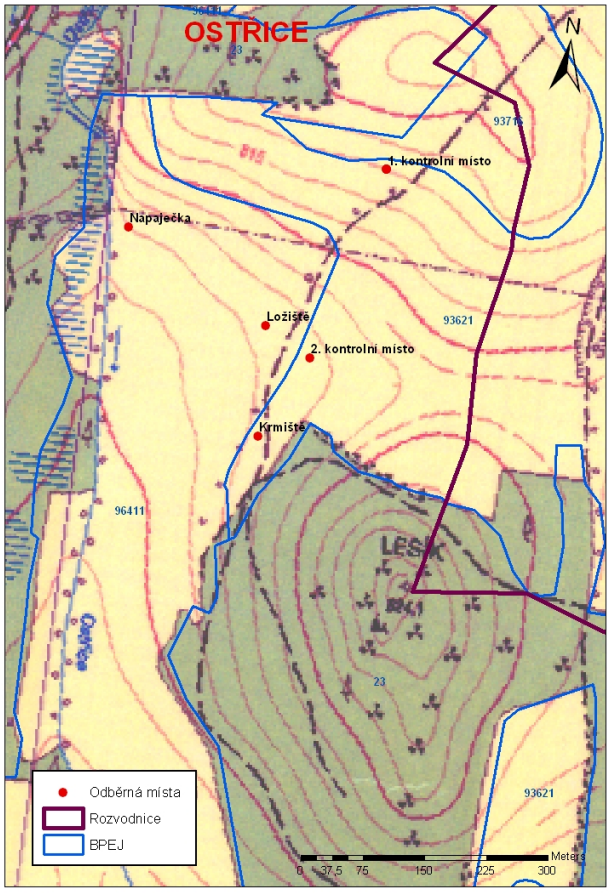
**VÝSLEDKY A DISKUSE**

Dne 4.7.2005 byl proveden odběr 30 Kopeckého válečků a 10 ½ kg směsných vzorků zeminy na povodí Ostřice (viz mapa č. 1, 2) a odběr 24 Kopeckého válečků a 10 ½ kg směsných vzorků zeminy na povodí Jenín – Babín (viz mapa č. 3, 4). Následná analýza získaných vzorků byla provedena v centrální laboratoři VÚMOP Praha.

***Mapa č. 1: Povodí Ostřice (detailní pohled)***



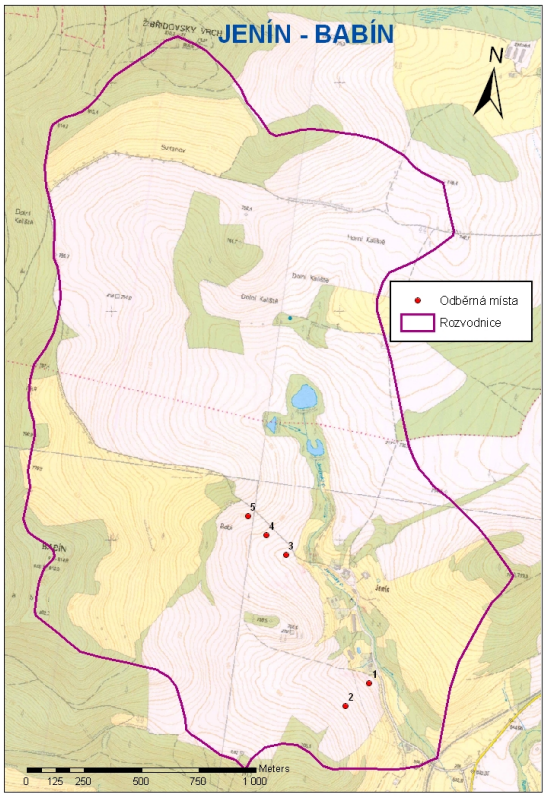
***Mapa č. 2: Povodí Ostřice – odběrná místa***



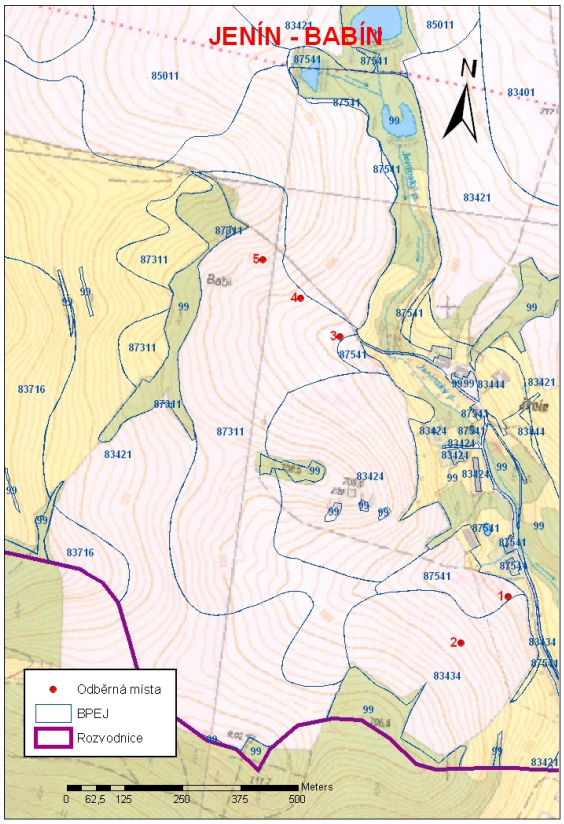

V povodí Ostřice se vyskytují půdy lehké až středně těžké, dle klasifikace Nováka se jedná o půdy hlinitopísčité a půdy písčitohlinité. Pro zjištění zda-li se jedná o půdy utužené, byly porovnány naměřené hodnoty u pórovitosti a objemové hmotnosti redukované. Výsledky byly porovnány s mezními hodnotami kritických vlastností zhutnělých půd a bylo prokázáno, že u horizontu 0,1 – 0,2 m se v normě nacházel pouze kontrolní bod 1. U ostatních míst odběru byl prokázán střední až vysoký stupeň utuženosti půdy. Jinak tomu bylo u horizontu 0,3 – 0,4 m, kde byl prokázán výrazný stupeň zhutnění pouze u ložiště a krmiště. Toto konstatování je plně v souladu s výsledky dalších fyzikálních ukazatelů u analyzovaných půd.

Výsledky z chemických rozborů byly porovnány s kritérii hodnocení obsahu stanovené pro TTP. Z výsledků vyplývá, že hodnoty sledovaných prvků nepřekračují jejich normativní vymezení, pouze u obsahu Ca je indikován výrazný nedostatek. Za účelem nezbytné úpravy pH na pastvině bude na tuto skutečnost upozorněn agronom hospodářství.

***Mapa č. 3: Povodí Jenín – Babín (detailní pohled)***




***Mapa č. 4: Povodí Jenín-Babín (odběrná místa)***



V povodí Jenínského potoka se vyskytují půdy lehké až středně těžké, dle klasifikace Nováka se jedná o půdy hlinité (odběrné místo 1 a 2.) a půdy písčitohlinité (odběrné místo 3, 5). Pro zjištění zda-li se jedná o půdy utužené, byly porovnány naměřené hodnoty u pórovitosti a objemové hmotnosti redukované. Výsledky byly porovnány s mezními hodnotami kritických vlastností zhutnělých půd a bylo indikováno, že u horizontu 0,1 – 0,2 m se nejvyšší stupeň utuženosti půd se vyskytuje v infiltrační zóně u odběrových míst 2 a 5. Nejnižší hodnoty z hlediska degradační struktury byly zjištěny u odběrových míst 1 a 3, které se nachází v akumulační zóně. U kontrolního místa č. 4, které se nachází v transportní zóně nebylo možné odebrat Kopeckého válečky z důvodu absence vrchního horizontu (silné erozní procesy v minulém období při výskytu orné půdy), byl odebrán pouze směsný vzorek na chemickou analýzu. Obdobně tomu je u horizontu 0,3 – 0,4 m, pouze s tím, že nedochází k takové intenzitě utužení v důsledku charakteru pastvy, resp. nižšímu stupni zatížení půdního prostředí v důsledky pastvy.

Výsledky z chemických rozborů byly porovnány s kritérii hodnocení obsahu stanovené pro TTP. Z výsledků vyplývá, že sledované prvky jsou pro příslušné povodí v normě. Obdobně jako u pastevního areálu Ostřice i zde byl zjištěn nedostatek Ca v půdě. Vysoká hodnota u Mg na odběrném místě č. 5 v infiltrační zóně bude podrobena dalšímu sledování a nelze zatím objektivně hodnotit tento stav.

## ZÁVĚR

Získané výsledky za jednoroční sledování fyzikálně-chemických vlastností půd lze považovat za orientační se signalizační vypovídací hodnotou. Ověření určitých trendů u fyzikálně-chemických charakteristik lze potvrdit pouze na základě dlouhodobých sledování. Na základě komplexního posouzení jednoročních výsledků lze konstatovat následující závěry:

***a) pastevní areál Ostřice***

- U horizontu 0,1 – 0,2 m nedošlo k překročení limitních hodnot u kontrolního stanoviště 1, funkční místa K-L-N vykazovala střední až vysoký stupeň utuženosti půdy;
- u horizontu 0,3 – 0,4 m, byl prokázán výrazný stupeň zhutnění u ložiště a krmiště, v prostoru pro napájení skotu byl zjištěn střední stupeň zhutnění;
- u ostatních fyzikálních analýz jsou výsledky v souladu s předchozím konstatováním;
- z hlediska chemických analýz nebylo u sledovaných prvků zjištěno překročení limitních hodnot, pouze u obsahu Ca je indikován výrazný nedostatek.

***b) pastevní areál Jenín***

- U horizontu 0,1 – 0,2 m se nejvyšší stupeň utuženosti půd vyskytuje v infiltrační zóně u odběrových míst 2 a 5;
- nejnižší hodnoty z hlediska degradační struktury byly zjištěny u odběrových míst 1 a 3, které se nachází v akumulační zóně;
- u kontrolního místa č. 4, které se nachází v transportní zóně byla zjištěna pedologickým průzkumem absence vrchního horizontu a znaky silných erozních procesů z minulého období;
- u horizontu 0,3 – 0,4 m byl zjištěn u všech odběrových míst střední až nižší stupeň zhutnění, lze se domnívat, že se zde odráží specifický charakter pastvy.

*U obou pastevních areálů došlo k potvrzení základní teorie z mechaniky zemin, kdy bylo konstatováno, že na rozdíl od mechanizačních prostředků (traktory, cisterny, sklízecí stroje atd.), pastva skotu nejvíce zasahuje svrchní horizont do hloubky 0,1 – 0,2 m.*

*Byl rovněž potvrzen předpoklad o diferencovaném zatížení pastvy, zejména u kontinuálního typu, kdy funkční místa, zejména pak ložiště a krmiště vykazují extrémní degradační procesy z hlediska půdní struktury rovnající se utužení na polních cestách, viz. hodnoty na kontrolním odběrném místě č. 2.*

Příspěvek vznikl za podpory MSM 6007665806.

**LITERATURA**

Dvořák, J. a Moravec, P. (1962): Zhutnění půdního podkladu po nasazení harvestorových technologií. ČZU v Praze, katedra lesní těžby, Kamýcká 129, Praha 6 – Suchdol.

Kosil, V. a kol. Půdoznalství. SPN, Praha, s. 245.

Ledvina, R., Váchal, J. a kol. (1988): Pedologie (Návody pro cvičení specializovaného studia pedobiotechnologie). AF v ČB Vysoká škola zemědělská Praha, s. 69.

Mrkvička, J. a kol. (2002): Pastvinářství v ekologickém zemědělství. Příručka ekologického zemědělce, MZe ČR, s. 11 – 12, ISBN 80 -7271- 118- 0.

Pavlů, V. (1997): Rotační a kontinuální systém pastvy jalovic. Disertační práce. ČZU v Praze, s. 143.

Šařec, O. (1997): Vliv mechanizace na zhutňování půd a měření zhutnění půd. 4 mezinárodní veletrh zemědělské techniky TECHAGRO Brno – Výstaviště 6 – 10.4. 1997, s. 137 – 140.

Šimon, J. Lhotský, J. a kol. (1989): Zpracování a zúrodňování půd. Státní zemědělské nakladatelství ve sbírce Rostlinná výroba, s.31 – 36, ISBN 07-088-89.

Trávník, K., Sušil, A. (2003): Porovnání vývoje agrochemických vlastností půd za období 1993 – 1996 a 1999 – 2002. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský v Brně, s. 63 – 65, ISBN 80 – 86548 – 33 – 3.

# POSTEROVÁ ČÁST

# PEDOGENEZE

# VYUŽITIE MODELU ROTHC 26.3 NA SIMULÁCIU VÝVOJA PÔDNEHO ORGANICKÉHO UHLÍKA NA DLHOTRVAJÚCOM EXPERIMENTE

# APPLICATION OF ROTHC 26.3 MODEL ON SOIL ORGANIC CARBON TREND DURING LONG TERM EXPERIMENT

**Gabriela BARANČÍKOVÁ[1], Ľubica POSPÍŠILOVÁ[2]**

*[1]Výskumný ústav pôdnej úrodnosti Bratislava, regionálne pracovisko Prešov, Raymannova 1, 08001 Prešov, Slovenská republika, e-mail: bar@vupop.sk*

*[2]Ústav agrochemie, pudoznalství, mikrobiologie a výživy rostlin, AF MZLU, Zemědělská 1, 61300 Brno, Česká republika, e-mail: lposp@mendelu.cz*

**Abstrakt**

RothC 26.3 model je jeden z najviac využívaných modelov pri simulácií vývoja pôdneho organického uhlíka (POC). Z uvedeného dôvodu bol tento model vybraný na modelovanie vývoja pôdneho organického uhlíka na dvoch variantoch (monokultúra a Norfolk) dlhotrvajúceho experimentu Žabčice, ktorý je lokalitou ŠPZ MZLU na juhu Moravy. Na uvedenom dlhotrvajúcom experimente sa na oboch variantoch stanovuje každoročne množstvo organického uhlíka v hĺbke 0-15 cm. Stanovené hodnoty pôdneho uhlíka sa porovnali s výsledkami modelovania pomocou strednej kvadratickej odchýlky (RMSE). Na oboch variantoch bolo uskutočnených niekoľko simulácií modelovania za použitia diferencovaného prístupu vstupných parametrov klímy a hospodárenia na pôde. Na oboch variantoch sa hodnoty RMSE pohybovali v intervale od 14.5 – 8.8 %. Uvedené hodnoty RMSE poukazujú na prijateľnú zhodu medzi nameranými a modelovanými údajmi.

**Kľúčové slová**

pôdny organický uhlík, RothC model, modelovanie, monokultúra, Norfolk

**Abstract**

RothC 26.3 model is one of the most using model at simulation of soil organic carbon progression. To compare with another soil models (CENRURY, DAISY, EPIC) RothC needs only some basic climatic, soil and land management data. For this reason we chose this model for soil organic carbon stock simulation. We followed two variants (monoculture, Norfolk) of Mendel University long - term stationary field experiments. Locality Žabčice is situated south from Brno (south part of Moravia). Soil was yearly sampled in depth 0 – 15 cm and soil organic carbon was determined. Obtained results were compared with modelled data on the root mean square error (RMSE). Several simulations were realized for both variants using different approach of input parameters, climatic conditions and soil management. RMSE values 14.5-8.8 % shows a reasonably good fit between observed and modelled data.

**Key words**

soil organic carbon, RothC model, simulation, monoculture, Norfolk

## ÚVOD

Pôdna organická hmota (POH) predstavuje hlavný zdroj organického uhlíka (Cox) v biosfére a v závislosti od podmienok môže eliminovať alebo seqestrovať skleníkové plyny v životnom prostredí. Sprievodným znakom intenzifikácie poľnohospodárstva (zmena kultúr, 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. Cieľom súčasných snáh je ochrana pôdnej organickej hmoty, ktorá okrem úrodotvornej funkcie plní tiež nezastupiteľnú funkciu pri eliminácii kontaminácie pôdy a pri sequestrácii uhlíka.

V súčasnosti, v dôsledku klimatických zmien a pomerne rýchlych zmien v hospodárení na pôde sa do popredia dostáva otázka krátkodobého aj dlhodobého prognózovania stavu POH na poľnohospodárskych pôdach. Pri riešení tejto problematiky nám výrazným spôsobom môže pomôcť modelovanie zásob organického uhlíka pri predpokladaných zmenách klímy, resp. hospodárení na pôde. Aby bolo možné modely úspešne aplikovať pri predpovediach budúceho stavu pôdneho organického uhlíka (POC) je jednou z nevyhnutných podmienok ich dôkladne testovanie. Vo väčšine prípadov sa modely testujú na lokálnych experimentoch s detailným popisom prírodných podmienok a s podrobnou charakteristikou jednotlivých zásahov do pôdy (Smith a kol. 1997, Coleman a kol. 1997, Falloon a Smith, 2002, ). Môžeme použiť viacero modelov ako napr. CENTURY, EPIC, RothC a DAISY (Muller, 2000). Model RothC bol pôvodne vyvinutý a parametrizovaný na modelovanie kolobehu orgnického ulíka na orných pôdach Rothamstedských dlhotrvajúcich poľných experimentov. Neskôr bol rozšírený aj na modelovanie kolobehu Cox na pasienkoch, resp. trvalých trávnych porastoch (Coleman, Jenkinson, 2005) a testovaný v dlhotrvajúcich experimentoch v rámci veľkého rozsahu pôdnych typov a klimatických podmienok v Európe (Coleman a kol. 1997). Nakoľko model RothC nevyžaduje tak veľký počet vstupných údajov (iba základné klimatické údaje, údaje o pôdnych vlastnostiach a o hospodárení na pôde) čoraz častejšie sa uplatňuje aj pri modelovaní a prognózach uhlíka v regionálnom rozsahu (Falloon a kol. 1998a , Falloon a Smith, 2003, Falloon a kol. 2002, Wesemael a kol. 2004,2005), alebo na poľnohospodárskych pôdach celej krajiny (Barančíková, 2005). Tento model bol využitý aj pri prognózovaní zmien uhlíka v poľnohospodárskych pôdach Európy pre obdobie rokov 1990-2080 (Smith a kol. 2005).
V dôsledku klimatických zmien a rýchle sa meniaceho hospodárenia na pôde bude v blízkej budúcnosti potrebné prognózovanie stavu POC aj na našich poľnohospodárskych pôdach, ktoré bude možné uskutočniť aj za využitia RothC modelu. Z uvedeného dôvodu sme sa rozhodli otestovať vhodnosť tohto modelu aj v našich klimatických podmienkach.

## MATERIÁL A METÓDY

### ***Popis lokality a charakteristika pokusov***

Lokalita ŠPZ Žabčice sa nachádza na juh od Brna na ornej pôde v nížine riek Svratka a Jihlavka. Pôda bola klasifikovaná podľa FAO ako Fluvizem glejová bezkarbonátová, stredne - ťažká až ťažká s obsahom ílu 55-65 %, s mierne kyslou výmennou reakciou v humusovom horizonte.

Na uvedenom dlhodobom poľnom pokuse sa od roku 1971 do súčasnosti každoročne stanovuje na variante Monokultúra a Norfolk v hĺbke 0-15 cm organický uhlík.

***Hospodárenie na variante Monokultúra.***

Pokus bol založený metódou delených dielcov pre študovanie vplyvu predplodiny a rôznych koncentrácií jarného jačmeňa v osevnom postupe. Na uvedenom variante sa tiež sleduje vplyv zaorania slamy, odvozu a spaľovania slamy, tradičné a minimálne spracovanie pôdy a rôzne dávky dusíka pod monokultúrou jačmeňa (Haslbach a kol. 1975, Procházková a kol. 2002).

***Hospodárenie na variante Norfolk***

V osevnom postupe na tomto variante sa striedajú tieto plodiny: cukrová repa, jačmeň jarný, ďatelina lúčna, ďatelinotrávy, pšenica ozimná, kukurica na zrno, saflor, zemiaky, hrach a kukurica na siláž. Hodnoty výnosov pestovaných plodín ako aj aplikácia organického hnojenia boli k dispozícii iba za obdobie rokov 1971-1985 a 1997-1998.

***Popis modelu RothC 26.3***

Pre korektný priebeh použitia ROTHC modelu sú nevyhnutné tri skupiny vstupných údajov:

- klimatické údaje
- pôdne údaje
- údaje o využití pôdy a o hospodárení na pôde

*Klimatické údaje*

ROTHC model vyžaduje priemerné mesačné hodnoty zrážok (mm), priemernú mesačnú teplotu vzduchu ($^0$C) a mesačné hodnoty evapotranspirácie. Priemerná mesačná teplota vzduchu sa častejšie využíva ako teplota pôdy, nakoľko pre väčšinu modelovaných lokalít sa dá ľahšie získať a dostatočne reprezentuje priemernú teplotu pôdy v ornici (Coleman, Jenkinson, 2005).Priemerné mesačné úhrny zrážok a teploty vzduchu na lokalite Žabčice uvádza Svoboda (2003). Mesačné hodnoty evapotranspirácie sa vypočítali na základe priemernej mesačnej teploty podľa empirického Thornthwaitovho vzorca (Shaw, 1994).

*Pôdne údaje*

Základné pôdne údaje nevyhnutné pre priebeh modelovania sú: percento ílovej frakcie, hĺbka pôdy (cm), počiatočný stav pôdneho organického uhlíka (tC/ha), inertný orgnický uhlík (IOM).

Hodnota ílovej frakcie na lokalite Žabčice je 48 %, hĺbka pôdy, v ktorej sa stanovuje organický uhlík je 15 cm, a hodnota Cox počiatočného stavu je 1,1 %, čo predstavuje 24,3 t/ha. Inertný organický uhlík v RothC modeli predstavuje malú, stabilnú a biologicky inertnú frakciu pôdneho uhlíka s vysokým rádiouhlíkovým vekom. Ak nie sú k dispozícií údaje IOM získané z rádiouhlíkových údajov, inertný organický uhlík je možné vypočítať z hodnoty počiatočného stavu organického uhlíka podľa Falloona (Falloon a kol. 1998b). Pre lokalitu Žabčice hodnota IOM pre hĺbku 15 cm je 1,85 t/ha.

*Údaje o využití pôdy a hospodárení na pôde.*

Základné údaje nevyhnutné pri modelovaní ROTHC sú následovné: pôdny pokryv, mesačný vstup rastlinných zvyškov (tC/ha), mesačný vstup organického hnojenia (tC/ha), faktor kvality rastlinných zvyškov (DPM/RPM pomer). Vstup rastlinných zvyškov je množstvo uhlíka vstupujúceho do pôdy mesačne a vypočíta sa na základe úrody hlavného produktu a hodnoty prepočítavacieho koeficientu pre dané rozpätie úrod podľa Jurčovej (Jurčová a Bielek, 1997).

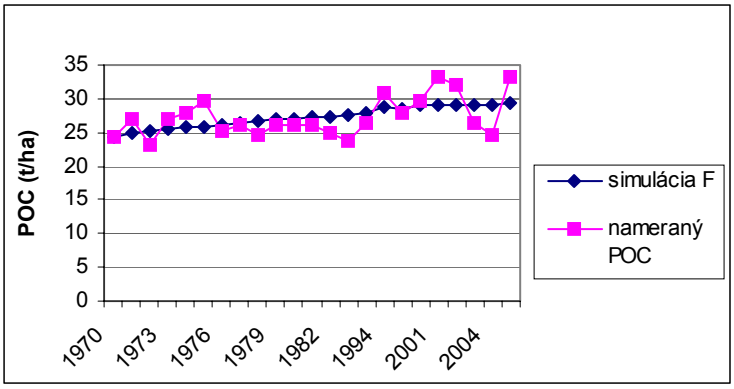
Množstvo uhlíka vstupujúceho do pôdy z maštaľného hnoja (MH) sa uvádza oddelene, nakoľko vstup org. uhlíka z použitého maštaľného hnoja sa líši od vstupu z čerstvých rastlinných zvyškov (Colenamn, Jenkinson, 2005) a vypočíta sa tiež podľa Jurčovej (Jurčová a Bielek, 1997). Odhad rozkladu vstupujúceho rastlinného materiálu reprezentuje pomer DPM/RPM. Uhlík vstupujúci z rastlinných zvyškov je rozdelený medzi DPM a RPM v závislosti od pomeru DPM/RPM vstupujúceho rastlinného materiálu. Pre väčšinu poľnohospodárskych plodín a kosených tráv je pomer DPM/RPM=1.44.

VÝSLEDKY

*Variant Monokultúra*

Na uvedenom variante sa počas celého sledovaného obdobia (1970-2005) pestoval jačmeň jarný, s odvozom, zaoraním resp. spálením slamy. Na uvedenom variante sme uskutočnili modelovania obsahu POC na 6 simuláciach, ktoré sa navzájom líšili v použitých klimatických údajov (simulácie B,C,E priemerné hodnoty, simulácie A,D,F klimatické údaje za jednotlivé roky) a vstupe uhlíka z rastlinných zvyškov (hodnoty C jarného jačmeňa bez zaorávky slamy, resp. rôzny podiel zaorania slamy). Modelované hodnoty POC pre jednotlivé simulácie boli porovnané s nameranými hodnotami pôdneho uhlíka pomocou strednej kvadratickej odchýlky (RMSE). Hodnoty RMSE sa pre jednotlivé simulácie pohybovali v rozmedzí 10,4-8,8% pričom najmenší rozdiel medzi modelovaným a nameranými hodnotami POC bol zistený na variantoch so zaorávkou slamy na ¼ osevnej plochy (E,F). Porovnanie hodnôt POC na variante F s nameranými hodnotami je ukázané na obr. 1.

***Obr. 1. Priebeh vývoja POC na variante monokultúra***




***Variant Norfolk***

Na uvedenom variante sa osevné postupy počas sledovaného obdobia striedali, avšak skutočné osevné postupy aj s výnosami pestovaných plodín a aplikáciou maštaľného hnoja nebolo možné zistiť za každý rok celého sledovaného obdobia. Na tomto variante sme zrealizovali 7 simulácií, ktoré sa líšili podobne ako pri predchádzajúcom variante v použitých vstupných klimatických údajoch, vstupe uhlíka z rastlinných zvyškov a hodnotách aplikácie MH. Zásadným rozdielom medzi simuláciami bolo použitie tzv. dekádových vstupov C (1971-1985, 1985-1997,1997-2005), resp. priemernou hodnotou vstupu C za celé sledované obdobie. V tomto variante boli rozdiely medzi nameranými a modelovanými hodnotami o niečo vyššie ako v predchádzajúcom variante, hodnoty RMSE boli v rozpätí: 14,5-9,7%, čo môže byť spôsobené nedostatočným množstvo údajov o skutočných vstupoch uhlíka za sledované obdobie. Najlepšia zhoda medzi nameranými a modelovanými hodnotami POC (RMSE: 9,7%) bola zistená na simulácií za použitia priemerných klimatických údajov aj priemernej hodnoty vstupu uhlíka za celé modelované obdobie.

## DISKUSIA A ZÁVER

Napriek nedostatočným údajom o vstupe uhlíka z rastlinných zvyškov, resp. MH predovšetkým na variante Norfolk, zhoda medzi nameranými a modelovanými hodnotami POC bolo uspokojivá, literatúra uvádza hodnoty RMSE modelu RothC na dlhotrvajúcich poľných pokusoch v rozpätí 2-30% (Smith a kol. 1997, Falloon a Smith, 2002).

Na variante monokultúra boli tiež porovnávané rozdiely modelovaných hodnôt POC medzi použitím priemerných vstupných údajov klímy za modelované obdobie a klimatických údajov za jednotlivé roky 1970-2005,pričom bolo zistené, že v období rokov 1995-2005 rozdiel medzi hodnotami POC dosahoval až 1,3 t/ha pričom nižšie hodnoty POC boli zistené pri použití vstupných klimatických údajov za jednotlivé roky oproti priemerným klimatickým údajom. Uvedený rozdiel je možné vysvetliť značným nárastom ročných teplôt v poslednom desaťročí oproti predchádzajúcemu obdobiu nakoľko zvýšením teploty sa zvyšuje rozklad POC a teda hodnoty pôdneho organického uhlíka klesajú. Uvedenú tendenciu strát organického uhlíka v dôsledku postupného zvyšovania teploty v budúcom období uvádza aj Smith (Smith a kol. 2005).

Na základe uvedených výsledkov môžeme konštatovať vhodnosť aplikácie modelu RothC 26.3 aj v našich klimatických podmienkach a jeho dostatočnú citlivosť pri prognózovaní stavu pôdneho organického uhlíka v dôsledku prebiehajúcich klimatických zmien.

## POĎAKOVANIE

Autori ďakujú za cenné rady a poskytnuté údaje doc. Ing. E. Pokornému, Ing. J. Brotanovi a Ing. T. Dryšlovej.

## LITERATÚRA

Barančíková, G., van Wesemael, B., Lettens, S., Roelandt, C. (2005): Application of ROTHC. 26-3 Model at the regional scale; a case study for Belgian agricultural soils. Zborník z konferencie: Humic Substances in Ecosystems 6, 9-12

Coleman, K.,Jenkinson, D. S., Crocker, G. J., Grace, P. R., Klir, J., Korschens, M., Poulton, P. R., Richter, D. D. (1997): Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using RothC-26.3.Geoderma, 81, 29-44.

Coleman, K., Jenkinson, D.S. (2005): ROTHC-26.3 A model for the turnover of carbon in soil. Model description and windows users guide, November 1999 issue (modified April, 2005), 45, http://www.rothamsted.bbsrc.ac.uk/aen/carbon/mod26_3_win.pdf

Falloon, P. D., Smith, P., Smith, J. U., Szabo, J., Coleman, K., Marshall, S. (1998a): Regional estimates of carbon sequestration potential: linking the Rothamsted Carbon Model to GIS databases.Biology And Fertility Of Soils 27, 236-241.

Falloon, P., Smith, P., Coleman, K., Marshall, S. (1998b): Estimating the size of the inert organic matter pool from total soil organic carbon content for use in the Rothamsted carbon model. Soil Biol. Biochem. 30, 8/9, 1998b, 1207-1211

Falloon, P., Smith, P. (2002): Simulating SOC changes in long-term experiments with RothC and CENTURY: model evaluation for a regional scale application. Soil Use and Management 18, 101-111.

Falloon, P., Smith, P., Szabo, J., Pasztor, L. (2002): Comparison of approaches for estimating carbon sequestration at the regional scale. Soil Use and Management 18, 164-174.

Falloon, P., Smith, P. (2003): Accounting for changes in soil carbon under the Kyoto Protocol: need for improved long-term data sets to reduce uncertainty in model projections. Soil and Use Management 19, 265-269.

Hachsbalch, J. (1975): Dynamika chemických vlastností půdy. Dílčí závěrečná zpráva VI-4-

13/8. VŠZ, Brno, 40s.

Jurčová, O., Bielek, P. (1997): Sorces, losses and balance of soil organic matter. Zborník z konferencie: Humic Substances in Environment 1, Polish Humic Substances Society, 9-12

Muller, C. (2000): Modelling Soil-Biosphere Interactions. New York, 104-116

Procházková, B., Málek, J., Dovrtěl, J. (2002): Effect of different straw management practices on yields of continous spring barley. Rostlinná výroba, 48 (1):27-32

Shaw, E. (1994): Hydrology in practice. London: Chapman & Hall, 259-271

Smith, P. Smith, J. U., Powlson, D. S., McGill, W. B., Arah, J. R. M., Chertov, O. G., Coleman, K., Franko, U., Frolking, S., Jenkinson, D. S., Jensen, L. S., Kelly, R. H.M., Klein-Gunnewiek, H., Komarov, A. S., Li, C., Molina, J. A. E., Mueller, T., Parton, W.J., Thorney,J.H.M., Whitmore, A.P. (1997): A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. Geoderma 81, 153-225.

Smith ,J., Smith, P., Wattenbach, M., Zaehle, S., Hiederer, R., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Rounsevell, M., Reginster, I., Ewert, F. (2005): Projected changes in mineral soil carbon of European croplands and grasslands, 1990-2080. Global Change Biology, 11, 2141-2152

Svoboda, J. (2003): Některé agroklimatické charakteristiky oblasti Žabčic za období 1991 až 2000. Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelinae Brunensis. Sborník MZLU, ročník LI, č.5, 167-177. ISSN 1211-8516

van Wesemael, B., Lettens, S., Roelandt, C., Van Orshoven, J. (2004): Changes in soil carbon stocks from 1960 to 2000 in the main Belgian cropland areas. Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement , 8, 133-139.

van Wesemael, B., Lettens, S., Roelandt, C., Van Orshoven J. (2005): Modelling the evolution of regional carbon stocks in Belgian cropland soils. Can. J.Soil .Sci., 85, 511-521

# VLIV PEDOGENETICKÝCH PROCESŮ NA VYTVÁŘENÍ PÓROVÝCH SYSTÉMŮ A NÁSLEDNĚ NA HYDRAULICKÉ VLASTNOSTI PŮD

# Impact of Pedogenetic Processes on Pore System Development and Consequently on Soil Hydraulic Properties

**Radka KODEŠOVÁ[1], Vít KODEŠ[2], Anna ŽIGOVÁ[3]**

*[1]Česká zemědělská universita v Praze, Kamýcká 129, 16521 Praha, kodesova@af.czu.cz*
*[2]Český hydrometeorologický ústav, Na Šabatce 17, 14306 Praha, kodes@chmi.cz*
*[3]Geologický ústav Akademie věd České republiky, Rozvojová 269, 165 02 Praha, zigova@gli.cas.cz*

**Abstrakt**
Na půdních výbrusech byly zkoumány mikromorfologické vlastnosti půd s cílem definovat konfiguraci půdního pórového systému a popsat jeho vliv na hydraulické vlastnosti půd. Mikromorfologická studie půdního pórového systému prokázala více-modální charakter rozdělení velikostí pórů a hierarchickou pórovou konfiguraci. Některé pórové systémy byly ovlivněny argilany. Také některé retenční čáry měly více-modální charakter. Pro popis půdních hydraulických vlastností a proudění vody v půdě byl aplikován model jednoduché pórovitosti a model duální propustnosti v HYDRUS-1D (Šimůnek et al., 2003, 2005). Výsledky ukázaly velmi významný vliv více-modality půdních pórových systémů a dále vliv argilanů na proudění vody v půdě.

**Klíčová slova**
Mikromorfologie půd, půdní póry, rastrová analýza, hydraulické vlastnosti půd, model jednoduché pórovitosti, model duální propustnosti, numerické modelování, optimalizace parametrů.

**Abstract**
Soil micromorphological properties were studied on soil thin sections to define configuration of soil porous system that is reflected in a shape of soil hydraulic properties. The micromorphological study of soil porous systems discovered multimodality of pore-size distributions and hierarchical pore configuration. Some pore systems were affected by clay coatings. The soil water retention curves also frequently display multimodality. The single-porosity and dual-permeability models in HYDRUS-1D (Šimůnek et al., 2003, 2005) were applied for description of soil hydraulic properties and soil water flow. Results showed a very important impact of multimodality of soil porous systems and effect of clay coatings on water flow process in soil.

**Key words**
Soil micromorphology, soil pores, raster analysis, soil hydraulic properties, single-porosity model, dual-permeability model, numerical modeling, parameter optimization.

## ÚVOD

Rozdílná stavba půdní struktury, která je výsledkem pedogenetických procesů a obhospodařování půdy, má vliv na řadu půdních vlastností. V tomto příspěvku je pozornost

věnována především půdním pórům a jejich vlivu na hydraulické vlastnosti půd a transportní procesy v půdách. Často se předpokládá, že retenční křivka půdní vlhkosti vypovídá o rozdělení velikostí pórů. V řadě studií však bylo ukázáno, že při vyprazdňování či zaplňování pórů v půdním prostředí záleží nejenom na velikosti pórů ale i na jejich tvaru, konfiguraci pórů v prostoru, vzájemné propojenosti pórů či interakci mezi transportními procesy v soustavách různě velkých pórů. Účelem této studie bylo využít mikromorfologické charakteristiky půd pro interpretaci hydraulických vlastností a pohybu vody v půdním prostředí s více-modálním charakterem rozdělení velikostí pórů a hierarchickým uspořádáním pórů v prostoru užitím konceptu dvojí kontinuity - modelu duální propustnosti. Tento model předpokládá, že proudění vody probíhá paralelně ve dvou doménách (v každé je popsáno vlastní Richardsovou rovnicí), které spolu vzájemně komunikují.

## MATERIÁL A METODY

V jednotlivých horizontech 6 půdních profilů byla na půdních výbrusech v mikroskopickém měřítku zkoumána struktura pórových systému. Studovanými půdními typy byly černozem modální na spraši, hnědozem modální na spraši, hnědozem modální na sprašové hlíně, šedozem modální na spraši, kambizem modální na pararule a kambizem dystrická na ortorule. Snímky půdních výbrusů byly analyzovány pomocí ArcGIS rastrové analýzy podobným způsobem, jako byl popsán v Rösslerová – Kodešová a Kodeš (1999). Tvar pórů byl charakterizován pomocí tvarového faktoru SF [obvod$^2$ / (4$\pi$ plocha$^2$)] definovaném v Pagliai et al. (1983), kde jednotlivé skupiny pórů jsou podle tvaru definovány následujícím způsobem: SF=1-2 pravidelné póry, SF=2-5, nepravidelné póry, SF>5 prodloužené póry. V každém půdním horizontu byly rovněž odebrány neporušené půdní vzorky pro stanovení hydraulických vlastností půd. Jednou z použitých metod byl multistep-outflow experiment. Experimenty byly vyhodnoceny bilančně (jednotlivé body retenčních čar) a numerickou inverzí (funkce retenčních čar a funkce hydraulických vodivostí). Pro vyhodnocení byl užit model jednoduché pórovitosti a model duální propustnosti v HYDRUS-1D (Šimůnek et al., 2003, 2005). Hydraulické vlastnosti byly popsány pomocí funkcí van Genuchtena (1980).

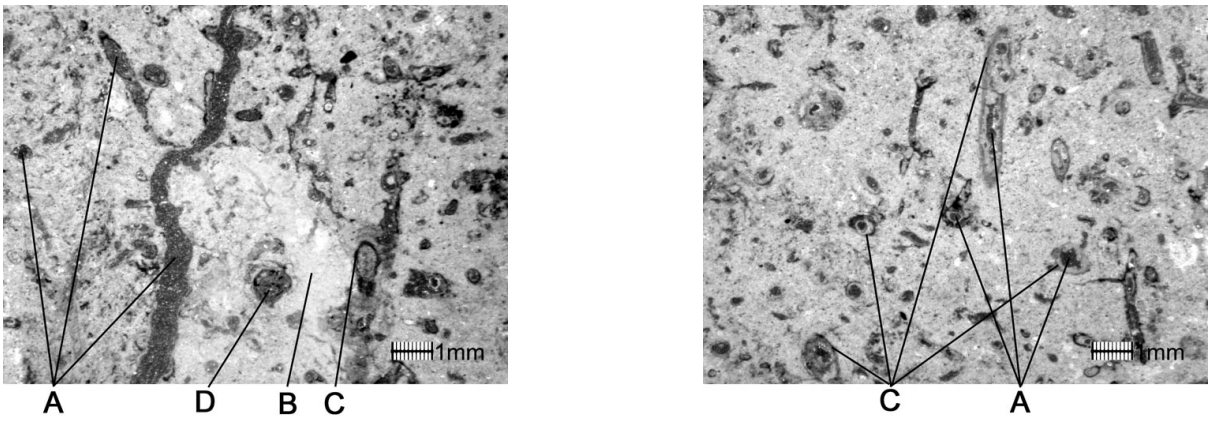
## VÝSLEDKY

Analýzy snímků půdních výbrusů ukázaly, že většina půdních vzorků vykazuje multimodalitu pórového systém. Výskyt, tvar a velikost pórů závisí na typech pedogenetických procesů. Póry jsou v některých půdních horizontech podle charakteru pedogeneze lemovány nebo vyplněny argilany či různými formami $CaCO_3$. Multimodalita pórových systémů se u některých půdních vzorků projevila vícenásobným zakřivením retenčních čar půdních vlhkostí. Aby u těchto půd byla dosažena větší shoda experimentálně stanovených dat s daty popsanými analyticky nebo modelově, bylo nutno klasickou koncepci jednoduché pórovitosti pro popis hydraulických vlastností a proudění vody v půdách nahradit koncepcí duální propustnosti. V tomto příspěvku jsou uvedeny výsledky pro jeden horizont (horizont Bt v hloubce 75–102 cm) v hnědozemi modální na spraši, které jsou diskutovány v Kodešová et al. (2006).

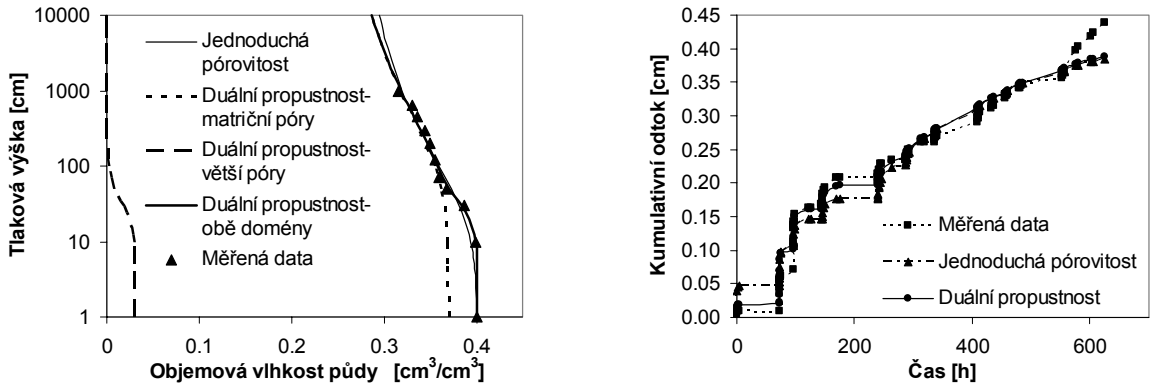
Dva mikromorfologické snímky půdního vzorku charakterizujícího horizont Bt v hloubce 75–102 cm v hnědozemi modální na spraši jsou uvedeny v obrázku 1. Na těchto snímcích je vidět relativně homogenní matriční struktura s póry menšími než 100 $\mu$m a systém pórů větších, které vznikly v důsledku činnosti kořenů a půdních organismů. Tyto póry byly následně lemovány či vyplněny argilany, které (jak dále ukazují výsledky studia hydraulických vlastností) významně ovlivňují interakci mezi velkými a malými póry. Na snímcích byly detekovány póry o průměru větším než 40 $\mu$m. Zjištěná pórovitost byla 9,8 % a 5,5 %. Zastoupení pórů podle tvaru bylo následující: 64,5 % a 62,2 % pravidelných pórů, 33,6 % a 35,6 % nepravidelných pórů a 1,9 % a 2,2 % prodloužených pórů. Nepravidelnost pórů stoupala s jejich velikostí.

Body odpovídající retenční čáry získané bilanční metodou jsou zobrazeny na obrázku 2a. Vícenásobné esovité zakřivení retenční čáry odráží více-modální charakter pórového systému studovaného vzorku půdy. Výsledné průběhy retenčních čar získaných numerickou inverzí jsou rovněž zobrazeny na obrázku 2a. Výsledné průběhy měřeného a simulovaného

kumulativního odtoku ze vzorku jsou zobrazeny na obrázku 2b. Při aplikaci modelu jednoduché pórovitosti byla hodnota $\theta_s$ (nasycená objemová vlhkost) rovna změřené hodnotě a optimalizovány byly parametry $\theta_r$ (reziduální objemová vlhkost), $\alpha$ (obrácená vstupní hodnota vzduchu), $n$ (sklon retenční křivky v jejím inflexním bodě) a $K_s$ (nasycená hydraulická vodivost) (tabulka 1). Simulovaný průběh retenční čáry a kumulativní odtok ze vzorku neodpovídal měřeným hodnotám. Při aplikaci modelu duální propustnosti byla oblast proudění rozdělena na doménu matričních pórů (m) a na doménu makropórů (f). Podíl domény makropórů byl stanoven na základě mikromorfologických snímků (detekované prodloužené póry): $w_m$ = 0.925, $w_f$ = 0.075. Tyto póry odpovídaly tlakové výšce –0.2 a –7 kPa. Hodnoty $\theta_{s,m}$ a $\theta_{s,f}$ byly zadány tak, aby součet jejich hodnot vynásobených podílem dané domény se rovnal měřené hodnotě nasycené objemové vlhkosti. Hodnoty $\theta_{r,m}$ a $\theta_{r,f}$ byly rovny výsledné hodnotě $\theta_r$ z modelu jednoduché pórovitosti a nule. Hodnota $K_{s,f}$ byla zadána za předpokladu, že celková nasycená hydraulická vodivost je především ovlivněna většími póry, jako poměr měřené hodnoty $K_s$ (0.496 cm/h) a podílem domény makropórů. Parametr $n_f$ byl zadán 3. Efektivní nasycená vodivost $K_e$ určující transfer vody mezi oběma doménami byla zadána tak, aby byla zohledněna existence argilanů ($10^{-5}$ cm/h). Parametry $\alpha_m$, $n_f$, $n_m$, $K_{s,m}$ byly optimalizovány (tabulka 1). Výsledná celková retenční čára získaná jako součet retenčních čar obou domén vynásobených jejich podílem (obrázek 2a) a simulovaný kumulativní odtok (obrázek 2b) lépe vystihuje měřená data obzvláště v rozmezí tlakových výšek odpovídacích detekovaným pórům.




*Obrázek 1. Mikromorfologické snímky půdního vzorku charakterizujícího horizont Bt v hloubce 75–102 cm v hnědozemi modální na spraši. A – tvar a velikost pórů, B – vnější část póru lemována amorfními formami $CaCO_3$, C – póry lemovány argilany, D – vnitřní část póru vyplněna argilany.*




*a)* *b)*

*Obrázek 2. Retenční čáry půdní vlhkosti (a) a multi-step outflow data (b) charakterizující horizont Bt v hloubce 75–102 cm v hnědozemi modální na spraši.*

*Tabulka 1. Parametry van Genuchtenovy funkce pro modely jednoduché pórovitosti a duální propustnosti půdního vzorku charakterizujícího horizont Bt v hloubce 75–102 cm v hnědozemi modální na spraši.*

| Model – doména | $\theta_s$ [cm$^3$/cm$^3$] | $\theta_r$ [cm$^3$/cm$^3$] | $\alpha$ [1/cm] | $n$ [-] | $K_s$ [cm/h] |
|---|---|---|---|---|---|
| Jednoduchá pórovitost | 0.401* | 0.254* | 0.041 | 1.214 | 0,310 |
| Duální propustnost – větší póry | 0.410* | 0* | 0.036 | 3* | 6.5* |
| Duální propustnost – matriční póry | 0.400* | 0.253* | 0.009 | 1.240 | 0.0032 |

* neoptimalizováno

## DISKUZE A ZÁVĚR

V příspěvku bylo ukázáno, že rozdělení velikostí půdních pórů ve studovaných půdách má více-modální charakter a póry jsou uspořádány hierarchicky. Více-modalita pórového systému se může projevit ve tvaru hydraulických vlastností. Uspořádání pórové soustavy také významně ovlivňuje proudění vody. Obzvláště pak v případě, kdy je například argilany omezen tok vody mezi malými a velkými póry. Multi-modalita hydraulických vlastností byla dříve diskutovaná Durnerem (1994). Multi-modální koncept byl však použit jen pro popis hydraulických vlastností bez uvážení proudění vody či transportu ve vodě rozpuštěných látek. Význam správného popisu domén proudění byl dříve dokumentován například v Kodešová et al. (2005). Bylo zde ukázáno, že přestože celkové hydraulické charakteristiky v modelu s duální propustností se shodovaly s charakteristikami v modelu s jednoduchou pórovitostí, výsledný průběh transportu ve vodě rozpuštěné látky byl velmi odlišný.

**Poděkování**

Příspěvek vznikl za podpory grantů č. GA ČR 103/05/2143, MSM 6046070901 a GA AV ČR A300130504.

## LITERATURA

Durner, W. (1994): Hydraulic conductivity estimation for soils with heterogeneous pore structure. Water Resour. Res. 30: 211-233.

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: 310-315.

Kodešová, R., Kodeš. V., Žigová, A., Šimůnek, J. (2006): Impact of plant roots and soil organisms on soil micromorphology and hydraulic properties. Special Issue of Biologia, in print.

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.

Rösslerová – Kodešová, R., Kodeš, V. (1999): Percolation model for interpretation of moisture retention curves for mono-modal and bi-modal soil porous systems,. 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, 81-91.

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. Journal of Hydrology 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**:** 892-89

# MOŽNOSTI VYUŽITÍ PŮDNÍCH MIKROORGANISMŮ PŘI REKULTIVACÍCH.

# Possibilities to use of soil microorganisms for revitalization.

**Olga MIKANOVÁ, Alena MARKUPOVÁ**
*Výzkumný ústav rostlinné výroby, Drnovská 507, Praha, mikanova@vurv.cz*

**Abstrakt**
Byla sledována biologická aktivita výsypkové zeminy. Byly využity následující metody: aktivita enzymů (aktivita dehydrogenasy, invertasy, arylsulfatasy a ureasy) a uhlík mikrobiální biomasy. Výsledky ukazují, že čistá výsypková zemina je jen velmi málo biologicky aktivní, co se týká enzymatických aktivit. I po několikaletém sukcesím vývoji se hodnoty vracejí k normálu jen velmi pomalu.
**Klíčová slova:** rekultivace, enzymatické aktivity, výsypková zemina, inokulace

**Abstrakt**
The following methods were used to evaluate the biological activity of dumpsite substrate: identification of the microbial biomass carbon and identification of enzymatic activities (activity of dehydrogenase, arylsulphatase, urease and invertase). The results show that pure dumpsite substrate displays only little biological activity, as far as enzymatic activities are concerned.
**Key words:** revitalization, enzymatic activities, dumsite soil, inoculation

## ÚVOD

Rekultivace jsou nezbytnou součástí těžebního procesu, jsou jeho závěrem, který vrací krajinu zpět k dalšímu užívání. Základním cílem všech rekultivací (ať jsou to rekultivace zemědělské, lesnické, hydrologické nebo ostatní) je dosažení ekologické stability krajiny. Návrat výsypek mezi funkční ekosystémy krajiny je podmíněn přítomností a působením živých organismů – v první fázi hlavně rostlin a mikroorganismů.

Cílem příspěvku je seznámení s projektem Výzkumného centra „Bioindikace a revitalizace toxických a antropogenních substrátů a vodních zdrojů“ a prezentace dosažených výsledků. V případě tohoto projektu se jedná o rekultivaci zemědělskou, přímou (bez převrstvení ornicí), která má být využita k produkci biomasy energetických plodin.

Jednou z možností, jak zefektivnit tradiční rekultivační postupy, může být introdukce půdních mikroorganismů se schopností podpořit růst rostlin. Jedná se o specifické mikroorganismy, které mají schopnost poutat vzdušný dusík nebo solubilizují organické nebo minerální sloučeniny fosforu. Dlouhodobým sledováním výsypkových substrátů jsme zjistili nízké zastoupení volně žijících nitrogenních bakterií (*Azotobacter*) a malé počty hlízkových bakterií (*Rhizobium*), které jsou jedním z partnerů symbiózy leguminóz (Šimon a Mikanová, 1997).

Existují však problémy spojené s aplikací inokulantů do půdy. Hlavní problém introdukce mikroorganismů do půdy souvisí s jejich přežitím. Introdukované mikroorganismy přežívají v půdě mnohem hůře, než mikroorganismy dlouhodobě v půdě žijící. Úspěšné používání inokulantů proto závisí zejména na kvalitě preparátu. Kvalita preparátu je dána nejen neustálým testováním a výběrem efektivních kmenů, ale také kvalitou nosiče, jeho úpravou a sterilací. Musí umožnit dlouhodobé přežívání vysoké koncentrace vybraného kmene a prodloužit přežití mikroorganismů po aplikaci (Kubát a Mikanová, 1996).

Efektivnost rekultivace v případě poškození půdy závisí v neposlední řadě na schopnosti objektivně zhodnotit její kvalitu. Pro charakteristiku půdy, především z hlediska

agronomického a ekologického, se používají soubory parametrů, které charakterizují danou půdní vlastnost. Jednou z těchto charakteristik jsou biologické vlastnosti půdy. Využití půdně biologických metod se stalo nedílnou součástí hodnocení kvality půdy. Mikrobiologické a biochemické procesy jsou v půdě evidentně citlivější na stresové faktory než chemické a fyzikální vlastnosti půd. Současná půdní mikrobiologie nabízí dostatečné množství metod k ohodnocení stavu a kvality půdy.

Studie degradace půd musí sledovat celý komplex dějů v půdách a hodnotit řadu parametrů vypovídajících o stavu půdní mikroflóry a ekologicky důležitých procesech. Hlavními z nich jsou: Mikrobiální biomasa, složení půdní mikroflóry a enzymové aktivity. Mikrobiální biomasa je považována za dobrý indikátor změn vlastností půdy a indikuje nepříznivé změny půdní organické hmoty. Měření mikrobiální biomasy v kombinaci se stanovením mikrobiálních aktivit lze považovat za velmi citlivý indikátor poškození půdy. Také enzymové aktivity jsou považovány za kritický indikátor půdní kvality, protože kontrolují uvolňování živin pro rostliny a růst mikroorganismů.

## MATERIÁL A METODY

Pozemek pro založení pokusu byl vybrán na výsypce nepovezené ornicí, která byla zakládána v průběhu let 2000 až 2005 na území tehdejšího lomu Merkur. Materiál výsypky je tvořen převážně třetihorními šedými jíly (75%), méně významné jsou hnědé jíly (7 %), písky (6,6 %) a štěrky (3,4 %). Tento substrát se vyznačuje nepříznivými fyzikálními vlastnostmi, především značnou kompaktností a nepropustností pro vodu. Z vybrané lokality výsypky byla pomocí těžké mechanizace stržena povrchová vrstva, která byla v důsledku asi pětiletého sukcesního vývoje porostlá rostlinami. Byla provedena jednoduchá agrotechnická příprava pozemku s následným zasetím vyrovnávací plodiny (ječmen jarní).

K posouzení biologické aktivity výsypkové zeminy byly využity tyto metody: stanovení uhlíku mikrobiální biomasy a stanovení enzymatických aktivit (aktivita dehydrogenasy, arylsulfatasy, ureasy a invertasy).

## VÝSLEDKY

### Biologická aktivita výsypkové zeminy.

Návrat výsypek mezi funkční ekosystémy krajiny je podmíněn přítomností a působením živých organismů – v první fázi hlavně rostlin a mikroorganismů. Jedním z dílčích cílů projektu je proto posouzení a průběžné sledování biologického potenciálu výsypkové zeminy. Biologická aktivita byla hodnocena u třech vzorků: Vzorek 1 - původní výsypková zemina (bez rostlin), vzorek 2 - zemina po sklizni vyrovnávací plodiny (ječmene jarního) a vzorek 3 - zemina odebraná z pozemku po asi pětiletém sukcesním vývoji (před shrnutím povrchové vrstvy). Pro srovnání jsou v tabulce uvedeny ještě hodnoty běžně měřené na orných půdách.

**Tabulka 1**: Biologická aktivita výsypkové zeminy, velikost enzymatických aktivit a uhlík biomasy.

| Vzorek | Dehydrogenasa<br>µg TPF / 100 ml | Arylsulfatasa<br>µg p-NP / g | Ureasa<br>mg N / g | Invertasa<br>mg glukosy/ g | C biomasy<br>mg C / kg |
|---|---|---|---|---|---|
| **1-bez rostlin** | 0 | 0 | 0 | 0,6 | 8,3 |
| **2-po ječmeni** | 19,2 | 29,2 | 12,3 | 5,8 | 72,7 |
| **3-sukcese** | 38,0 | 69,4 | 14,6 | 5,6 | 70,0 |
| **Orná půda** | 1000 - 2000 | 100 - 250 | 20 - 30 | 15 - 25 | 250 |

Výsledky ukazují, že čistá výsypková zemina je jen velmi málo biologicky aktivní, co se týká enzymatických aktivit. I po několikaletém sukcesním vývoji se hodnoty vracejí

k normálu jen velmi pomalu. Půdotvorný proces probíhá neustále, ale na výsypkových substrátech složených ze třetihorních jílů lze až po 30 letech intenzivní biologické rekultivace hovořit o tvořící se půdě.

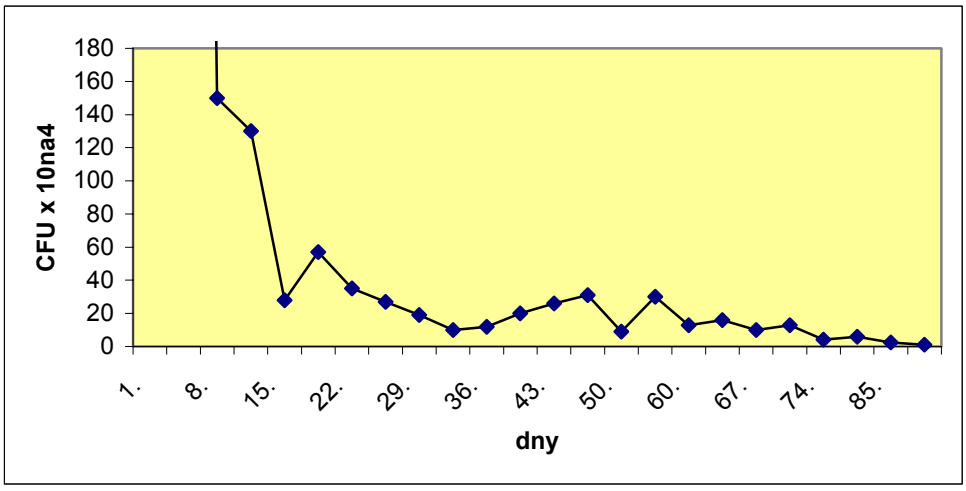
**Inokulace rostlin pěstovaných ve výsypkové zemině.**

Jedním z cílů projektu je vypracování technologie mikrobiálních inokulací pro efektivnější rekultivace hnědouhelných výsypek. K inokulaci budou použity kmeny rodu *Sinorhizobium* ze Sbírky mikroorganismů VÚRV, které jsou vysoce efektivní, ale neadaptované na místní podmínky. Pro srovnání budou pokusné parcely inokulovány kmeny rodu *Sinorhizobium*, které byly izolovány z výsypkové zeminy a jsou adaptovány na podmínky výsypkové zeminy. Dále se počítá s využitím schopností vybraných kmenů rodu *Rhizobium* a *Sinorhizobium* uvolňovat fosfor z těžko rozpustných sloučenin. V dalších pokusech budou ke kombinované inokulaci použity AM houby a kmeny rodu *Azotobacter* (ze sbírky VÚRV a izoláty z výsypky).

**Přežívání rodu *Azotobacter* ve výsypkové zemině.**

Jak bylo uvedeno v úvodu, existují problémy spojené s aplikací inokulantů do půdy. Hlavní problém introdukce souvisí s jejich přežitím. Byl založen pokus s cílem ověřit přežívání rodu *Azotobacter* ve výsypkové zemině. Květináče s výsypkovou zeminou byly inokulovány azotobakterem. Každý čtvrtý den byl ve 2 květináčích stanovován počet azotobaktera na Ashbyho agaru. Pokus probíhal po dobu 88 dnů. Výsledky ukazuje graf 1.

Graf 1: Přežívání rodu *Azotobacter* ve výsypkové zemině.




Počáteční titr živých bakterií azotobaktera byl 0,9 x $10^7$. Během prvního týdne počty klesly na 1,5 x $10^6$ a za další týden na 4,5 x $10^5$. Tento titr se držel 70 dní a poté klesl na až na 1,2 x $10^4$. Přesto byl i po 3 měsících počet živých buněk rodu *Azotobacter* 100 x vyšší než je běžné například v Ruzyňských půdách (hnědozem modální na spraši).

## ZÁVĚR

Perspektivy využití mikroorganismů při revitalizaci půd.

Cílem introdukce specifických mikroorganismů do půdy je zvýšit půdní úrodnost. Nezbytné je používání inokulace tam, kde se z nějakého důvodů nevyskytují původní přirozené populace mikroorganismů vůbec nebo v malém množství. Používání mikrobiálních inokulantů má široké uplatnění a přináší výhody jako je například nízká cena, jednoduchá aplikace, chrání půdu a životní prostředí a zvyšují výnos. Větší využití potenciálu půdní mikroflóry je přes všechny problémy spojené s inokulací perspektivní, a to zejména z důvodů ekologických.

**Poděkování**
Práce je řešena jako projekt Výzkumného centra s podporou MŠMT pod identifikačním číslem: 1M6798593901.

## LITERATURA

Kubát, J., Mikanová, O. (1996): Půdně mikrobiologické aspekty aplikace kompostů a biopreparátů do půdy. Sborník příspěvků ze semináře „Komposty – Biohnojiva – Biopreparáty“ Deštné v Orlických horách, 1-5.

Šimon, T., Mikanová, O. (1997): Uplatnění bakteriálního preparátu Rizobin při rekultivacích. 45 let České rekultivační školy. Most, 142-145.

# PŮDNÍ CHARAKTERISTIKY OBLASTI JIZERSKÝCH HOR, POROVNÁNÍ PLOCH S RŮZNÝM VEGETAČNÍM KRYTEM

# Soil characteristics of the Jizera mountains region, comparison of sites with different vegetation cover

**Lenka MLÁDKOVÁ, Luboš BORŮVKA, Ondřej DRÁBEK**

*Katedra pedologie a geologie, FAPPZ, ČZU v Praze*
*Kamýcká 129, Praha 6 – Suchdol, 165 21*
*mladkova@af.czu.cz*

**Abstrakt**
Tento příspěvek se zabývá porovnáním půdních charakteristik na plochách s různým vegetačním krytem a různým managementem porostů v oblasti Jizerských hor. Byly porovnávány plochy s nezapojeným mladším porostem, jedna vápněná a jedna kontrolní, a plochy se zapojeným starším porostem, bez podrostu a s podrostem trav. Na plochách byly odebrány půdní vzorky z jednotlivých diagnostických horizontů. Byly zjištěny hodnoty pH, obsahy přístupných živin (P, K, Ca, Mg), pseudototální obsahy Ca a Mg a obsahy tří forem hliníku.
Výraznější rozdíly mezi variantami byly zjištěny ve svrchních organických horizontech. S hloubkou se rozdíly stíraly. Půdy nezapojených lesních porostů s porosty trav vykazují v některých rysech příznivější půdní podmínky než zapojené lesní porosty. Vliv vápnění je v případě obou typů Ca, přístupného Mg a $pH_{CaCl2}$ patrný i 25 let po jeho aplikaci. Je však soustředěn pouze do horizontu F.

**Klíčová slova**
lesní půdy, vegetační kryt, vápnění

**Abstract**
This contribution deals with comparison of soil characteristics between sites with different vegetation cover and management in the Jizera mountains region. Four site types were compared: unclosed forest stand, limed and control, and older closed forest stand, without grass and with grass. Soil samples from diagnostic horizons were collected. pH, available nutrients contents (P, K, Ca, Mg), pseudototal Ca and Mg contents and three Al forms contents were measured.
More significant differences among variants were found in surface organic horizons than in mineral soil horizons. Better conditions were found at unclosed forest stand than at older closed forest stand in some soil characteristics. Liming effect is still observable in F horizon, even 25 years after application, in contents of available Ca and Mg, pseudototal Ca and $pH_{CaCl2}$.

**Key words**
forest soils, vegetation cover, liming

## ÚVOD

Oblast Jizerských hor byla a je předmětem zájmu celé řady výzkumných projektů. Jedná se o oblast s velice specifickým historickým vývojem úzce spojeným s lidskou činností. První výraznější lidský zásah do této oblasti souvisí s těžbou původních především bukových porostů pro potřeby sklářského průmyslu k jehož velkému rozmachu došlo na přelomu 16. a

17. století. Následovalo pozvolné nahrazení těchto porostů porosty smrkovými. Přibližně od poloviny 19. století převážilo zastoupení smrku nad ostatními dřevinami a od té doby se stal smrk nejrozšířenější dřevinou Jizerských hor. Další výrazný zásah člověka do této oblasti následoval v období 70. – 80. let dvacátého století. Obrovská množství emitovaných acidifikantů byla v podobě depozice příčinou ekologické katastrofy v této oblasti spojené s odumřením smrkových porostů a odlesněním vrcholových partií hor. Na odlesněném náhorním platu velice rychle expandovaly porosty trav a vznikly charakteristické imisní holiny. Tyto holiny jsou opět postupně zalesňovány, což je ovšem velice ztíženo silným poškozením půd acidifikací. V oblasti bylo na různých místech a s různou intenzitou použito vápnění jako opatření ke snížení acidity půd a zvýšení zásoby živin. Detailnější informace o stavu půd a porostů této oblasti v širším měřítku, než které je předmětem tohoto příspěvku jsou uvedeny například v publikacích: Vacek, 2003, Borůvka et al., 2005a, Mládková et al., 2005, Slodičák, 2005 a Mládková et al., 2006.
Cílem tohoto příspěvku je zhodnocení současného stavu půd na lokalitách pro Jizerské hory typických svým porostem či managementem a jejich vzájemné porovnání.

## MATERIÁL A METODY

Pro tuto studii byly vybrány tři ze čtrnácti dlouhodobě sledovaných lokalit (např. Podrázský, 1989, Borůvka et al., 2005b). Jedná se o lokalitu v blízkosti Kristiánova, Protržené přehrady a osady Jizerka. Dlouhodobé sledování se týká vždy dvojice kontrolní a vápněné plochy. Vápnění proběhlo v letech 1981-1983 v období výsadby porostu dávkou 2-2,5 $t.ha^{-1}$ dolomitického vápence aplikovanou plošně. V současné době se jedná o přibližně dvacetileté nezapojené porosty s vysokou pokryvností travních společenstev. K těmto plochám byly na každé lokalitě přiřazeny dvě další plochy se zapojeným smrkovým porostem starším než 40 let, jedna bez přízemní vegetace a jedna s travním podrostem. Plochy se nacházejí v nadmořských výškách 770 až 910 m n. m. Geologickým podložím je na všech plochách výrazně porfyrická středně zrnitá žula až granodiorit.
Na každé ploše byly vykopány dvě půdní sondy. Byly zaměřeny pomocí GPS. Byl určen půdní typ a byly odebrány půdní vzorky z dostatečně mocných diagnostických horizontů. Vzorky byly usušeny a přesáty přes síto o průměru ok 2 mm.
Potenciometricky byly zjištěny hodnoty $pH_{H2O}$ a $pH_{CaCl2}$. Dále byly stanoveny obsahy přístupných živin ($P_M$, $K_M$, $Ca_M$, $Mg_M$) v extrakčním roztoku podle Mehlicha III (Zbíral, 2002) a pseudototální obsahy $Ca_{PT}$ a $Mg_{PT}$ v rozkladu půdy lučavkou královskou dle ČSN 46 5735 (Zbíral, 1996). Rovněž byly pomocí ICP-OES (Varian Vista Pro, VARIAN, Austrálie) stanoveny obsahy tří odlišných forem hliníku extrahovatelných 0,5 M KCl ($Al_{KCl}$), 0,3 M $CuCl_2$ ($Al_{CuCl2}$) a 0,01 M Na4P2O7 ($Al_{Na4P2O7}$) podle Drábka et al., 2003.
Statistické hodnocení výsledků bylo provedeno pomocí programu Statgraphics Plus 4.0 pro Windows (Manugistics, 1997).

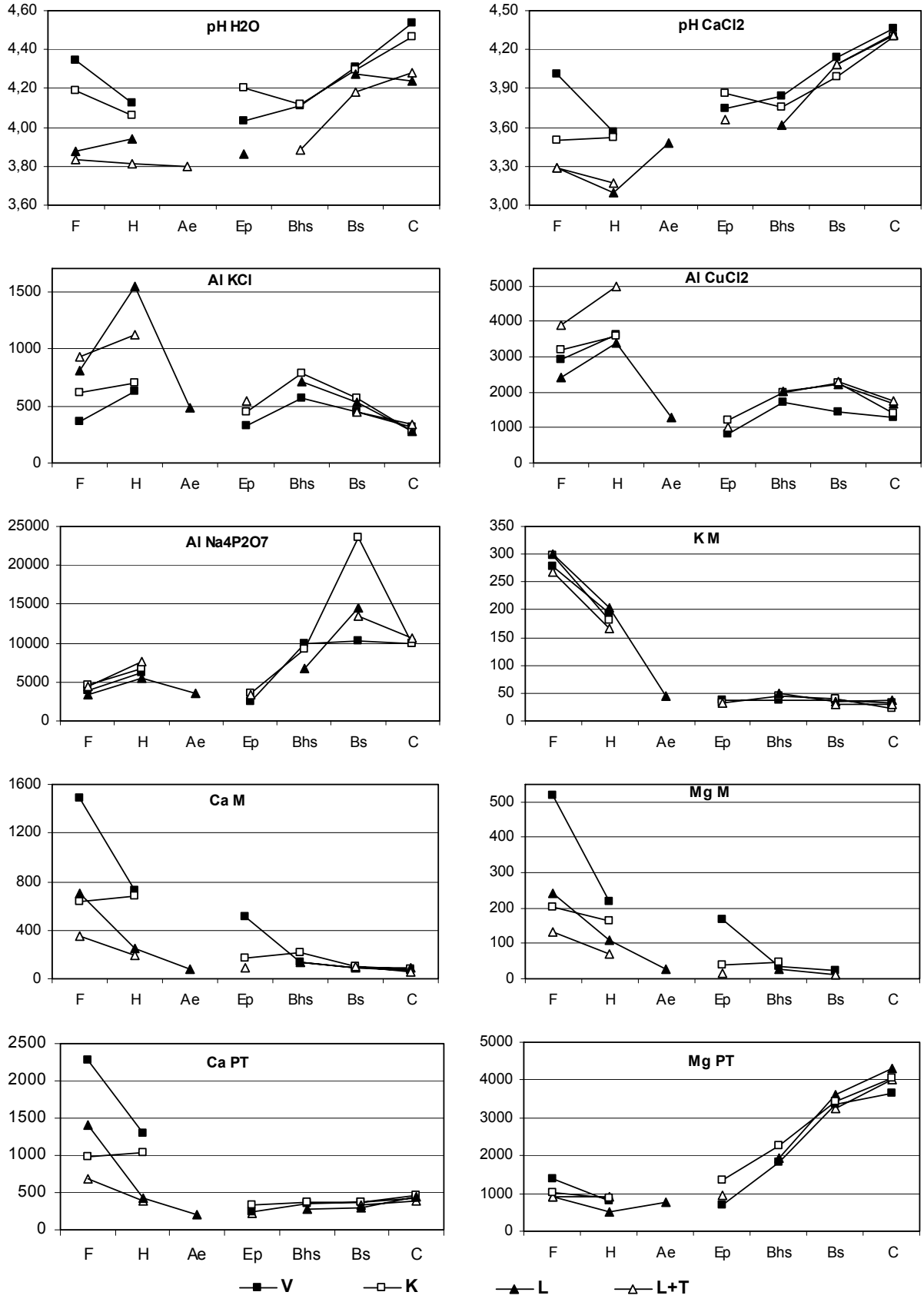
## VÝSLEDKY

Na všech studovaných lokalitách byl jako půdní typ určen podzol. Tabulka 1 uvádí vybrané statistické parametry studovaných půdních charakteristik v jednotlivých horizontech. Obecně lze konstatovat, že půdy Jizerských hor patří do kategorie silně kyselé. Hodnota pH mírně vzrůstá s hloubkou. Rozdíly jsou výraznější v případě $pH_{CaCl2}$, jak dokládá spodní část tab. 1 v níž jsou pomocí analýzy rozptylu hodnoceny rozdíly mezi jednotlivými horizonty.
Zásoba přístupných živin s hloubkou prudce klesá. Tato situace pravděpodobně souvisí s velkým množstvím sorpčních míst půdní organické hmoty více zastoupené v nadložních horizontech. Výsledky měření charakteristik sorpčního komplexu nebyly do předložení toho příspěvku k dispozici, proto nelze souvislost podpořit konkrétními daty.
Rozložení pseudototálního obsahu vápníku odpovídá rozložení jeho přístupné formy. Nejvyšší obsahy jsou tedy v nadložních horizontech. Nelze však tvrdit, že toto rozložení je způsobeno povrchovou aplikací vápence plochách v minulosti vápněných, neboť stejný trend byť v menším měřítku byl zjištěn i u kontrolních ploch (obr.1). U pseudototálního obsahu hořčíku je situace odlišná. Jeho obsah narozdíl od výměnné formy s hloubkou výrazně vzrůstá. V podložní hornině je obsah Mg velice nízký, dokonce menší než obsah Ca

(Chaloupský, 1989). Obohacení minerálních horizontů nelze tedy připsat zvětrávání matečné horniny, ale spíše většímu vyplavení mobilnějšího Mg do hlubších vrstev profilu v důsledku silné acidifikace půd. Nebylo zjištěno jakékoli obohacení nadložních horizontů $Mg_{PT}$ 25 let po aplikaci dolomitického vápence.
Rozložení obsahu $Al_{KCl}$ odpovídá již dříve popsanému rozložení v půdách Jizerských hor (Mládková et al., 2005) a zároveň obecně platnému rozložení Al v podzolech. Obdobné je i rozložení $Al_{CuCl2}$ s výraznějším obohacením horizontu H, což odpovídá charakteru této slabě organicky poutané formy Al. Vzhledem k tomu, že roztok $Na_4P_2O_7$ extrahuje hliník silně organicky poutaný, ale i vázaný ve formě hlinito-železitých komplexů jsou v jeho rozložení v profilu dvě maxima a to v horizontech organických s vyvinutými humusovými látkami a v horizontech spodických obohacených jak organickou hmotou, tak železem.

*Tab.1: Základní statistické parametry měřených půdních charakteristik určené pro celý soubor dat po jednotlivých horizontech (nahoře). Rozdíly mezi jednotlivými horizonty hodnocené jednocestnou analýzou rozptylu (95% LSD) (dole). Vynechány byly hodnoty pod mezí detekce.*

| | | $pH_{H2O}$ | $pH_{CaCl2}$ | $Al_{KCl}$ | $Al_{CuCl2}$ | $Al_{Na4P2O7}$ | $P_M$ | $K_M$ | $Mg_M$ | $Ca_M$ | $Mg_{PT}$ | $Ca_{PT}$ |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | | | mg $kg^{-1}$ | | | | |
| **F** | průměr | 4,06 | 3,52 | 680 | 3108 | 4057 | 23 | 285 | 281 | 807 | 1075 | 1374 |
| | medián | 3,95 | 3,35 | 700 | 2963 | 4419 | 21 | 272 | 196 | 551 | 969 | 940 |
| | s. odch. | 0,30 | 0,42 | 372 | 1063 | 1329 | 9 | 79 | 220 | 612 | 413 | 996 |
| **H** | průměr | 3,98 | 3,34 | 999 | 3896 | 6509 | | 187 | 141 | 462 | 775 | 782 |
| | medián | 3,94 | 3,35 | 884 | 3663 | 6542 | | 173 | 94 | 279 | 700 | 536 |
| | s. odch. | 0,19 | 0,35 | 532 | 1686 | 2256 | | 57 | 129 | 512 | 340 | 754 |
| **A** | průměr | 3,90 | 3,59 | 467 | 1326 | 4301 | | 41 | 25 | 100 | 937 | 236 |
| | medián | 3,88 | 3,55 | 415 | 1188 | 4194 | | 40 | 20 | 77 | 946 | 228 |
| | s. odch. | 0,23 | 0,25 | 167 | 683 | 1906 | | 18 | 15 | 66 | 326 | 59 |
| **Ep** | průměr | 3,98 | 3,70 | 447 | 1032 | 3015 | | 35 | 69 | 228 | 943 | 252 |
| | medián | 3,99 | 3,75 | 446 | 1017 | 2505 | | 35 | 22 | 112 | 993 | 265 |
| | s. odch. | 0,24 | 0,21 | 146 | 352 | 1610 | | 5 | 126 | 342 | 371 | 72 |
| **Bhs** | průměr | 4,04 | 3,75 | 698 | 1883 | 8726 | | 43 | 36 | 167 | 2136 | 332 |
| | medián | 4,07 | 3,80 | 684 | 1839 | 8212 | | 37 | 26 | 153 | 2030 | 325 |
| | s. odch. | 0,23 | 0,24 | 255 | 696 | 4215 | | 16 | 24 | 76 | 808 | 69 |
| **Bs** | průměr | 4,26 | 4,07 | 499 | 2119 | 15569 | | 35 | 15 | 96 | 3421 | 341 |
| | medián | 4,26 | 4,05 | 469 | 2035 | 13022 | | 32 | 12 | 86 | 3438 | 343 |
| | s. odch. | 0,14 | 0,15 | 177 | 665 | 10063 | | 14 | 9 | 38 | 470 | 80 |
| **C** | průměr | 4,39 | 4,32 | 305 | 1522 | 9942 | | 30 | | 74 | 3980 | 437 |
| | medián | 4,41 | 4,30 | 284 | 1321 | 7300 | | 31 | | 65 | 3976 | 430 |
| | s. odch. | 0,16 | 0,11 | 95 | 627 | 6722 | | 9 | | 31 | 764 | 146 |
| | **F** | a | b | b | c | a | | c | c | c | a | c |
| | **H** | a | a | c | d | ab | | b | b | b | a | b |
| | **Ae** | a | abc | ab | ab | ab | | a | a | a | a | a |
| | **Ep** | a | bc | a | a | a | | a | ab | ab | a | a |
| | **Bhs** | a | c | b | b | bc | | a | a | a | b | a |
| | **Bs** | b | d | ab | b | d | | a | a | a | c | a |
| | **C** | b | e | a | ab | c | | a | | a | d | a |




Hodnoty na osách Y jsou uvedeny v jednotkách pH a $mg.kg^{-1}$

*Obr. 1: Porovnání studovaných půdních charakteristik mezi jednotlivými variantami (V-vápněná plocha, K-kontrolní plocha, L-les, L+T-les s podrostem trav) v různých horizontech.*

Dále byly hodnoceny rozdíly mezi jednotlivými variantami odběrových ploch. Tyto rozdíly jsou dokumentovány na obr. 1 a jejich průkaznost byla zhodnocena pomocí analýzy rozptylu. U většiny studovaných charakteristik byly zjištěny průkazné rozdíly mezi variantami pouze v nadložních horizontech, případně v ochuzeném horizontu Ep.
Byly potvrzeny některé předpokládané závěry. Na vápněných plochách je oproti ostatním variantám v horizontu F průkazně vyšší obsah $Ca_{PT}$, $Ca_M$, $Mg_M$ a je zde vyšší $pH_{CaCl2}$. V horizontu H však již toto tvrzení platí pouze pro $Ca_{PT}$. Ve větších hloubkách a u ostatních charakteristik již nebyl vliv vápnění patrný.
Zajímavé výsledky poskytlo hodnocení aktivní půdní reakce. Vyšší $pH_{H2O}$ bylo prokázáno u obou variant mladých nezapojených porostů (vápněné i kontrolní) oproti variantám se zapojeným starším porostem a to v nadložních horizontech i v minerálních horizontech Ep a C. V horizontu H se i hodnoty $pH_{CaCl2}$ kontrolní a vápněné plochy přibližují a prohlubuje se rozdíl mezi nezapojeným a zapojeným starším porostem. Pravděpodobná je i souvislost s hodnotami $Al_{KCl}$, u nichž v horizontu H rovněž došlo k eliminaci rozdílu mezi vápněnou a kontrolní variantou a projevil se rozdíl mezi nimi a starším zapojeným porostem.
U dalších dvou sledovaných forem Al nebyly zjištěny průkazné rozdíly mezi variantami v žádném horizontu. Rovněž nebyly zjištěny žádné výrazné rozdíly mezi plochami bez podrostu trav a s ním.

## ZÁVĚR

Obecně lze konstatovat, že vliv vegetačního krytu je patrný především v nadložních horizontech. V hlubších horizontech se hodnoty studovaných půdních charakteristik všech variant vyrovnávají. Půdy nezapojených lesních porostů s porosty trav vykazují v některých rysech příznivější půdní podmínky než zapojené lesní porosty. Vliv vápnění je v případě $Ca_{PT}$, $Ca_M$, $Mg_M$ a $pH_{CaCl2}$ patrný i 25 let po jeho aplikaci. Je však soustředěn pouze do horizontu F. Za předpokládaný původ tohoto rozdílu je tedy možné považovat spíše druhotné působení vápnění prostřednictvím zabudování dodaného Ca a Mg do rozkládajícího se opadu.

## LITERATURA

Borůvka, L., Mládková, L., Drábek, O. (2005a): Factors controlling spatial distribution of soil acidification and Al forms in forest soils. Journal of Inorganic Biochemistry 99: 1796-1806.

Borůvka, L., Podrázský, V., Mládková, L., Kuneš, I., Drábek, O. (2005b): Some approaches to the research of forest soils affected by acidification in the Czech Republic. Soil Science and Plant Nutrition 51 (5): 745-749.

Drábek, O., Borůvka, L., Mládková, L., Kočárek, M. (2003): Possible method of aluminium speciation in forest soils. Journal of Inorganic Biochemistry 97 (1): 8-15.

Chaloupský, J. (1989): Geologie Krkonoš a Jizerských hor. ÚÚG, Praha

Manugistics (1997): Statgraphics Plus for Windows user manual. Manugistics, Inc., Rockville, MD

Mládková, L., Borůvka, L., Drábek, O. (2005): Soil properties and toxic aluminium forms in acid forest soils as influenced by the type of stand factors. Soil Science and Plant Nutrition 51 (5): 741-744.

Mládková, L., Borůvka, L., Drábek, O., Vašát, R. (2006): Factors influencing distribution of different Al forms in forest soils of the Jizerské hory Mts. Journal of Forest Science 52 (Special Issue): 87-92.

Podrázský, V. (1989): Vliv vápnění na chemické vlastnosti lesních půd Jizerských hor, Orlických hor a Krkonoš. Práce VÚLHM, 74, 169-205

Slodičák, M. (2005): Lesnické hospodaření v Jizerských horách. VÚLHM, Jíloviště-Strnady

Vacek, S. (2003): Horské lesy České republiky. MZe ČR, Praha

Zbíral, J. (1996): Analýza půd II-jednotné pracovní postupy. SKZÚZ, Brno.

Zbíral, J. (2002): Analýzy půd I – Jednotné pracovní postupy. ÚKZÚZ, Brno

# DIFERENCIÁCIA VÝVOJA PÔD VPLYVOM RELIÉFNO-SUBSTRÁTOVÝCH POMEROV V KONTAKTNEJ OBLASTI SLOVENSKÉHO KRASU A RIMAVSKEJ KOTLINY.

# Differences in soil development under changing georelief and substrate conditions in the contact area of Sloveský kras Mts. and Rimavská kotlina basin.

**Martina NOVÁKOVÁ, Rastislav SKALSKÝ**

*Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava, Slovenská republika, novakova@vupu.sk, skalsky@vupu.sk*

**Abstrakt:** Vplyv reliéfu a substrátových pomerov na vývoj pôd bol hodnotený v rámci modelového územia (cca 50 $km^2$), lokalizovaného na kontakte Slovenského krasu a Rimavskej kotliny. Podkladom pre hodnotenie pôdnych a substrátových pomerov boli existujúce údaje o poľnohospodárskej pôde, komplexná analýza geomorfologických pomerov a vlastný terénny prieskum. Pôdne pomery záujmového územia sú podmienené predovšetkým charakterom substrátu (vývoj pôd typu terrae calcis v oblasti budovanej karbonátovými horninami s reliktnými pôdnymi sedimentmi, kambizemí na nespevnených štrkovitých sedimentoch a ich svahovinách či luvizemí na sprašových hlinách). Reliéf ovplyvňuje predovšetkým vlastnosti pôd ako hĺbka pôdy a substrátu a obsah skeletu. Kombinovaný vplyv reliéfno-substrátových pomerov sa prejavuje najmä pri ovplyvnení miery semi-hydromorfného vývoja pôd.

**Kľúčové slová:** reliéfno-substrátové pomery, vývoj pôd, Slovenský kras, Rimavská kotlina

**Abstract:** Georelief and soil parent material influence on soil development was assessed in 50 $km^2$ pilot area localized at the contact of Slovenský kras mts. and Rimavská kotlina basin in south-east part of Slovakia. Existing data on agricultural soils of Slovakia, geomorphological analysis of area and field soil and geomorphological survey were used as the source material for pilot area assessment. Soil parent material is main factor influencing soil development in the pilot area, (development of terrae calcis - chromic Cambisols and chromic Luvisols in karst area covered by relict soil sediments, Cambisols developed on non-consolidated gravelly sediments and slope sediments originated from this material and albic Luvisols developed on loess-like slope sediments). Soil and subsoil depth as well as soil and subsoil stonines are in pilot area influenced mostly by georelief. Both soil parent material and georelief define the rate of semi-hydromorfic soil development.

**Key words:** georelief and substrate conditions, soil development, Slovenský kras Mts. Rimavská kotlina basin

## ÚVOD

Pôda predstavuje prírodný objekt krajinnej sféry Zeme, ktorý sa nachádza a vyvíja na rozhraní litosféry, hydrosféry, atmosféry, biosféry a socio-ekonomickej sféry. Pôdu môžeme považovať za otvorený dynamický systém (Hugett 1975, Phillips 1998), ktorý realizuje výmenu látok a energie v rámci svojej vnútornej štruktúry a zároveň v rámci systému, ktorý vytvára so svojím okolím. S ohľadom na tieto interakcie realizované v rámci krajinnej sféry Zeme, je v súlade s Krchom (Krcho 1968, 1974) nevyhnutné považovať pôdu (pedosféru) zároveň za subsystém systému vyššieho rádu – krajinného systému. Identifikácia

priestorových elementov pôdneho pokryvu v krajine (a tým aj mapovanie pôd) je možná práve vďaka zákonitým väzbám medzi pôdou a ostatnými zložkami krajiny a ich pozorovateľným prejavom. Hudson (1992) vníma túto skutočnosť ako základnú paradigmu pôdoznalectva (*soil-landscape paradigm*).
Georeliéf (reliéf Zeme) predstavuje vrchnú plochu zemskej kôry a súčasť planetárneho systému krajinnej sféry. Má charakter nehmotnej veličiny, avšak hmotný je jeho nositeľ, t.j. vrchná časť litosféry, prípadne pedosféry (Demek 1987), čo indikuje priamu, výraznú vzájomnú súvislosť a závislosť medzi plochou a jej nositeľom a zároveň definuje potrebu ich vzájomného a neoddeleného štúdia. Východiskom priestorovej individualizácie georeliéfu (elementarizácie), t.j. procesu vyčleňovania priestorových geomorfologických indivíduí – segmentov, je priestorová diferenciácia georeliéfu. Segment georeliéfu predstavuje všeobecný termín pre všetky prvky jednotlivých štrukturálnych a hierarchických úrovní (elementárna forma, zložená forma, typ georeliéfu), Minár 1995, 1998a, 1998b.
Základná hmota pôdy vzniká transformáciou najvrchnejšej časti litosféry, z čoho vyplýva úzky vzťah medzi vlastnosťami horniny (substrát alebo materská hornina) a pôdou (napr. Šály 1986, Němeček a kol 1990). Často krát sa obe, hornina aj pôda navzájom prelínajú a stanovenie hraníc medzi nimi je zložité, niekedy nemožné (prípadne len konvenčné). Litosféra predstavuje zemskú kôru spolu s vrchnou časťou plášťa zeme. Vrchná časť litosféry (zemská kôra) je definovaná ako integrálna súčasť krajinnej sféry, resp. fyzickogeografickej sféry Zeme (Krcho 1974).

## MATERIÁL A METÓDY

Záujmové územie:
Záujmové územie s rozlohou cca 50 km$^2$ sa nachádza na rozmedzí južnej časti stredného a východného Slovenska (Banskobystrického a Košického kraja, okresy Revúca a Rožňava) a na topografickej mape ZM 1:10 000 je lokalizované na mapových listoch 37-31-20, 37-31-25, 37-32-16 a 37-32-21. Záujmové územie leží priamo na hranici styku troch geomorfologických jednotiek (členenie podľa práce Mazúr a Lukniš 1980): Bodvianskej pahorkatiny, Rimavskej kotliny a Slovenského krasu. Jeho nadmorská výška sa pohybuje v rozmedzí 202 m.n.m. (vyústenie rieky Slaná z územia) až 517 m.n.m. (krasová elevácia na krasovej planine Koniar). Z geologického hľadiska je záujmové územie budované (Mello a kol. 1997): spevnenými horninami predtreťohorného podložia, ktoré miestami vystupujú až na povrch, neogénnymi fluviálno-limnickými sedimentami, nespevnenými deluviálnymi sedimentami a fluviálnymi nivnými a terasovými sedimentami (kotlinová časť územia) a vápencami, dolomitmi, slieňovcami a delúviami vo forme rubefikovaných pôdnych sedimentov (oblasť krasovej planiny). Klimaticky patrí pahorkatinová a kotlinová časť územia do teplej, mierne vlhkej oblasti s chladnou zimou, krasová planina patrí do mierne teplej, mierne vlhkej oblasti s chladnou zimou (členenie podľa práce Tarábek 1980).

Vstupné údaje a ich spracovanie:
Geomorfologická analýza územia: Základné údaje, ktoré vstupovali do procesu hodnotenia geomorfologických pomerov záujmového územia, predstavujú topografické mapy ZM v mierke 1:10 000 a na báze týchto máp spracovanej elementarizácie georeliéfu na topickej úrovni (v zmysle prác Minár 1998a, 1998b). Geomorfologická regionalizácia záujmového územia bola následne realizovaná kombinovanou aplikáciou metódy „zhora“, pomocou ktorej boli identifikované a definované jadrá geomeorfologických regiónov a aplikáciou metódy „zdola“, pomocou ktorej bol stanovený detailný priebeh hraníc jednotlivých individuálnych regiónov.
Prieskum pôd: Základné údaje, ktoré vstupovali do procesu hodnotenia pôdnych pomerov záujmového územia, predstavujú výsledky z Komplexného prieskumu poľnohospodárskych pôd Slovenska (ďalej ako KPP), Hraško a Bedrna 1970 a výsledky vlastného terénneho prieskumu. V rámci vlastného terénneho prieskumu boli hodnotené a zaznamenávané pôdne pomery územia (vŕtané sondy a odkopy v odkryvoch). Na základe podkladov KPP a terénneho prieskumu bola spracovaná pôdna mapa (podľa metodiky Němeček a kol. 1967) a

vybrané reprezentatívne lokality pre hodnotenie vplyvu reliéfno-substrátových pomerov na vývoj pôd. S použitím platnej metodiky pre popis pôd (Čurlík a Šurina 1998) boli zaznamenané morfologické vlastnosti pôdnych profilov na vybraných lokalitách, pričom na poľnohospodárskych pôdach boli ako reprezentatívne pôdne profily použité priamo sondy KPP. Pôdy (vlastné pozorovania aj sondy KPP) sú pre potreby prezentácie výsledkov klasifikované podľa platného klasifikačného systému pôd Slovenska (Kolektív 2000).

## VÝSLEDKY

Geomorfologická regionalizácia územia:
Na základe geomorfologického prieskumu boli v záujmovom území vyčlenené nasledovné typologické priestorové jednotky (regióny) georeliéfu vyššej hierarchickej úrovne: (a) systémy fluviálnych dolín s výrazným dnom (Slanej a Muráňa) a Skalické polje, ktoré predstavujú priestorové jednotky reprezentované vo forme elementárnych foriem, (b) planina Koniar, ktorá predstavuje zloženú formu, tvorenú výrazne rozdielnymi formami (svahmi planiny a samotným zarovnaným povrchom – plošinou planiny) a (c) Licinský, Meliatsko-gemerskohorský, Mikolčiansky a Bodviansky región denudovanej poriečnej rovne, ktoré predstavujú typy reliéfu, dané striedaním relatívne zachovaných častí poriečnej rovne a výrazných dolín, ktoré ju rozčleňujú.

Pôdne pomery územia:
V záujmovom území sa v rámci pôdneho pokryvu uplatňujú tieto pôdne jednotky:

- komplexy litozemí modálnych (karbonátových), rendzín litozemných a rendzín modálnych; na miestach, kde karbonátové pevné horniny (predovšetkým vápence a dolomity) sú blízko pod povrchom (rendziny), alebo vystupujú až na povrch (litozeme), komplex sa vyskytuje predovšetkým na exponovaných častiach polohách reliéfu (strmé svahy planiny, miestami aj plošina planiny, exhumové krasové elevácie, záver slepej doliny) v krasovej, menej aj v nekrasovej časti záujmového územia,
- rendziny kambizemné rubifikované na skeletnatých svahovinách z rubefikovaných pôdnych sedimentov a úlomkov pevných karbonátových hornín, vyvíjajú sa na stredných a strmších častiach svahov v krasovej, menej aj v nekrasovej časti záujmového územia,
- komplexy rendzín kambizemných rubifikovaných (až kambizemí rendzinových rubifikovaných) a hnedozemí pseudoglejových rubefikovaných na neskeletnatých až stredne skeletnatých svahovinách rubefikovaných sedimentov s, alebo bez prímesy úlomkov pevných karbonátových hornín, vyvíjajú sa na menej exponovaných častiach reliéfu v krasovej, menej aj v nekrasovej časti záujmového územia,
- hnedozeme rubifikované so znakmi oglejenia až hnedozeme pseudoglejové na rubefikovaných hlinách, alebo svahových sedimentoch rubefikovaných sedimentov s prímesou eolického materiálu, vyvíjajú sa predovšetkým na miernych svahoch a v úvalinách v predpolí planiny a krasdovom polji,
- luvizeme pseudoglejové až pseudogleje luvizemné na sprašových hlinách, alebo svahovinách zo sprašových hlín s prímesou rubefikovaných pôdnych sedimentov (menej aj štrkov poltárskeho súvrstvia), vyvíjajú sa na miernych svahoch, záveroch a dnách dolín prevažne v nekrasovej a prechodnej (nekrasovo-krasovej) časti záujmového územia,
- kambizeme modálne na štrkových sedimentoch poltárskeho súvrstvia, a kambizeme modálne (sporadicky kambizeme pseudoglejové a kambizeme luvizemné) na svahovinách zo štrkov poltárskeho súvrstvia s prímesou eolického materiálu a/alebo rubifikovaných pôdnych sedimentov a na svahovinách mezozoických nekarbonátových hornín, vyvíjajú sa na miernych až strmých svahoch vrcholových polohách a podsvahových akumuláciách v nekrasovej časti záujmového územia,
- fluvizeme modálne a fluvizeme glejové (sporadicky čiernice modálne a gleje modálne) na aluviálnych sedimentoch, v rámci záujmového územia sa vyvíjajú v nivách väčších (Slaná, Muráň, Štitnik), menších, ale aj občasných tokov,

- kultizeme modálne, antrozeme modálne a antrozeme iniciálne na rôznych substrátoch sa vyvíjajú v rámci intravilánov obcí a na človekom degradovaných miestach.

## DISKUSIA A ZÁVERY

V rámci záujmového územia bolo na všeobecnej úrovni identifikované odlišné nasmerovanie vývoja pôd v rámci geomorfologických regiónov. Geomorfologické regióny reprezentujú relatívne dobre individualizované priestorové jednotky, ktorých vnútorné usporiadanie je dané špecifickou kombináciou reliéfnych a substrátových pomerov, pričom toto usporiadanie vo významnej miere ovplyvňuje charakter a mieru uplatnenia sa reliktných a (alebo) recentne prebiehajúcich pôdotvorných procesov vo vlastnostiach pôd (pozorovaných morfologických vlastnostiach).
Špecifickou črtou vývoja pôd v oblasti krasovej planiny Koniar je výrazná priestorová variabilita pôdneho pokryvu a prítomnosť zvyškov produktov staršieho zvetrávania v podobe červenohnedých ílov s výskytom po obvode a na plošine planiny, ktoré predstavujú reliktné, rubifikované pôdy typu terrae calcis (v zmysle prác Linkeš 1984, Šály 1986, Němeček a kol. 1990). Zvyšky týchto kôr zvetrávania poukazujú na prítomnosť subtropických až tropických podmienok v danej oblasti na konci neogénu a v najstaršom pleistocéne (Šály 1986). Relatívne homogénny pôdny pokryv je vyvinutý na miestach, kde sa pôdy vyvíjajú na hlbokých, predovšetkým koluviálnych akumuláciách reliktných pôdnych sedimentov (napr. oblasť krasového polja).
V oblasti denudovanej rozčlenenej poriečnej rovne nie je vývoj pôd ovplyvnený rubifikovanými substrátmi do takej miery, ako v oblasti krasovej oblasti (výnimkou sú ojedinelé výstupy exhumovaného krasu tvoriaceho súčasť poriečnej rovne v kontaktnej zóne Rimavskej kotliny a Slovenského krasu), aj keď rubifikované pôdne sedimenty môžu jednoznačne tvoriť prímes v svahových sedimentoch (Linkeš 1984, Šály 1986). Pôdy v tejto oblasti sa vyvíjajú predovšetkým na zachovaných zvyškoch, alebo svahovinách nespevnených hornín (štrky a zahlinené štrky poltárskeho súvrstvia), pokryvoch polygenetických a eolických neskeletnatých sedimentoch (sprašové hliny, menej spraše), miestami sa ako pôdotvorný substrát uplatňujú aj svahoviny zo spevnených nekarbonátových hornín mezozoika (radiolarity, prachovce).
Spoločnou črtou vývoja pôd v oboch spomínaných regiónoch je prítomnosť rendzín modálnych a litozemných (až litozemí karbonátových) na miestach výstupov pevných karbonátových hornín (vrcholové časti elevácií na krasovej planine Koniar a fluviálno-štruktúrne svahy na kontakte planiny a alúvií, prípadne na kontakte denudovanej rozčlenenej poriečnej rovne a alúvií), kde boli pôvodné deluviálne sedimenty (reliktné rubifikované pôdy) vplyvom erózno-denudačných procesov odnesené a ako pôdotvorný substrát sa uplatňujú svahoviny s karbonátových hornín s prímesou (zrejme eolického) prachového materiálu.
Z hľadiska vývoja pôd sa ako výrazne odlišný javí aj región väčších alúvií, v rámci ktorých sa ako pôdotvorné substráty uplatňujú aluviálne hliny, miestami aj piesky a štrky a dominantný je synsedimentárny vývoj pôd (Němeček a kol. 1990). Pre aluviálne sedimenty je charakteristické zvrstvenie podmienené zmenou sedimentačných podmienok počas vývoja alúvia (vrstvy s odlišným pôdnym druhom), v závislosti od konkrétnych podmienok (oblasť pôvodu sedimentov) však rozdiely v zrnitostnom zložení jednotlivých substrátových vrstiev nemusia byť výrazné.

Z hľadiska hodnotenia jednotlivých faktorov ovplyvňujúcich vývoj pôd v záujmovom území je možné konštatovať, že charakter pôd je ovplyvnený predovšetkým pôdotvorným substrátom, ktorý vo výraznej miere určuje celkové nasmerovanie pôdotvorných procesov (predovšetkým) prostredníctvom jeho chemizmu a zrnitostného zloženia. Charakter georeliéfu sa na vývoji pôd podieľa (predovšetkým) prostredníctvom ovplyvnenia množstva skeletu a hrúbky pôdotvorného substrátu (hlboké sedimenty bez, alebo s nízkym obsahom skeletu v akumulačných polohách a na miernych svahoch, plytké, silno skeletnaté sedimenty na exponovaných miestach a výrazná mezo až mikrovariabilita substrátových pomerov na krasových plošinách). Prostredníctvom súčasnej a recentnej dynamiky geomorfologických

procesov, georeliéf výrazne ovplyvňuje aj mieru uplatnenia sa pôdotvorných procesov (erózia, akumulácia), rovnako ako morfometrické vlastnosti georeliéfu vplývajú na distribúciu vody v krajine a tým aj na charakter a mieru geomorfologických a pôdotvorných provesov. Za kombinovaný vplyv reliéfno-substrátových pomerov je vzhľadom na vyššie uvedené možné považovať mieru do akej sa uplatňuje semihydromorfný vývoj pôd záujmového územia.

## LITERATÚRA

Čurlík, J., Šurina, B. (1998): Príručka terénneho prieskumu a mapovania pôd. Výskumný ústav pôdnej úrodnosti, Bratislava, 134 s.
Demek, J. (1987): Obecná geomorfologie. Academia, Praha, 476 s.
Hraško, J., Bedrna, Z. (1970): Soil Mapping on the Territory of Slovakia. Vedecké práce Laboratóia pôdoznalectva No.4 , Príroda, Bratislava, 13-17
Hudson, B.D. (1992): The Soil Survey as Paradigm-based Science. Soil. Sci. Soc. Am. J., vol. 56, 836 - 841
Huggett, R.J. (1975): Soil landscape systems: a model of soil genesis. Geoderma, vol. 13, 1–22
Kobza, J. (1994): Poľnohospodárske pôdy. In Rozložník, M., Karasová, E. (Eds.): Slovenský kras Chránená krajinná oblasť – biosférická rezervácia. Osveta, Martin, (1994), 70-77
Kobza, J., Linkeš, V. (1990): Pôdy Silickej planiny z hľadiska využívania a ochrany krajiny. Slovenský kras XXVIII, 103 - 115
Kolektív (2000): Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska : Bazálna referenčná taxonómia. Societas Pedologica Slovaca & VÚPOP, Bratislava, 76 s.
Krcho, J. (1968): Prírodná časť geosféry ako kybernetický systém a jeho vyjadrenie v mape. Geografický časopis, vol. 20, No. 2, 115 – 139
Krcho, J. (1974): Štruktúra a priestorová diferenciácia fyzickogeografickej sféry ako kybernetického systému. Geografický časopis, vol. 26, No. 2, 133 – 162
Linkeš, V. (1984): Reliktné fenomény v pôdnom pokryve Slovenska a príspevok k ich interpretácii. Geografický časopis, vol. 36, No. 2, 163 – 178
Mazúr, E., Lukniš, M. (1980): Geomorfologické jednotky – 1: 500 000. In Kolektív: Atlas SSR. SAV&SUGK, Bratislava, 1980, 54-55
Mello, J., Elečko, M., Pristaš, J., Reichwalder, P., Snopko, L., Vass, D., Vozárová, A., Gaál, Ľ., Hanzel, V., Hók, J., Kováč, P., Slavkay, M., Steiner, A. (1997): Vysvetlivky ku geologickej mape Slovenského krasu 1:50 000. Vydavateľstvo Dionýza Štúra, Bratislava, 255 s.
Minár, J. (1995): Geografický prístup k výskumu teritoriálnej diferenciácie litosféry. Zborník referátov – vybrané problémy súčasnej geografie a príbuzných disciplín, Univerzita Komenského, Bratislava, 75-80
Minár, J. (1998a): Definícia a význam elementárnych foriem georeliéfu. In: Acta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Prešoviensis, Folia Geographica 2, Prešov: Prešovská Univerzita, 315-320
Minár, J. (1998b): K niektorým problémom geomorfologického mapovania. Geografický časopis, 50, č.3-4, 247-259
Němeček, J., Damaška, J., Hraško, J., Bedrna, Zuska, V., Tomášek, M., Kalenda, M. (1967): Průzkum změdělských půd ČSSR (Souborná metodika) 1. Díl : Metodika terénního průzkumu, sestavování půdnich map a geneticko-agronomické klasifikace půd. Ministerstvo zemědělství a výživy, Praha, 246 s.
Němeček, J., Smolíková, L., Kutílek, M. (1990): Pedologie a paleopedologie. Academia, Praha, 552 s.
Phillips, J.D. (1998): On the relations between complex systems and the factorial model of soil formation (with Discussion). Geoderma, vol. 86, 1 – 42
Šály, R. (1986): Svahoviny a pôdy západných karpát. Veda, Bratislava, 200 s.
Šály, R. (1994): Lesné pôdy. In Rozložník, M., Karasová, E. (Eds.), Slovenský kras Chránená krajinná oblasť – biosférická rezervácia, Osveta, Martin, (1994), 55 – 70
Tarábek, K. (1980): Klimatickogeografické typy – 1: 1 000 000. In Kolektív: Atlas SSR. SAV&SUGK (1980), Bratislava, 64

# VYUŽITÍ SPOJITÉ KLASIFIKACE PRO VYMEZENÍ JEDNOTEK RELIÉFU A HODNOCENÍ JEJICH VZTAHU K PŮDÁM

# Exploitation of fuzzy classification for soil-landform relationship description

**Vít PENÍŽEK a Luboš BORŮVKA**

*Katedra pedologie a geologie, Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 129, 165 21 Praha 6, e-mail: penizek@af.czu.cz*

**Abstrakt**

Reliéf představuje významný půdotvorný faktor. Jeho charakteristiky mohou sloužit k předpovědi půdních jednotek vázaných na jeho části. Při aplikaci pedometrických metod je nezbytný kontinuální, kvantitativní a objektivní popis reliéfu. Spojitost veličin reliéfu lze popsat díky spojité (fuzzy) klasifikaci. Cílem studie bylo využití spojité řízené klasifikace pro popis vazby forem reliéfu s půdami. Pro kvantitativní popis reliéfu byla použita svažitost, zakřivení svahu a topografický index. Na základě těchto vlastností byl pomocí fuzzy klasifikace reliéf rozdělen na 8 jednotek. Práce ukázala, že většina půd je vázána převážně na jednu z jednotek reliéfu a ostatní jsou zastoupeny doprovodně. Výjimkou je půdní typ glej v aluviu potoka. Studie dokázala, že lze vytvořit fuzzy klasifikaci reliéfu na základě relativně malého počtu vstupních ukazatelů a lze ji použít pro hodnocení vazby reliéfu a půd.

**Klíčová slova**

spojitá fuzzy klasifikace, reliéf, vztah půda-reliéf

**Abstract**

Terrain is one of the most important soil forming factors. Terrain characteristics can be used for soils prediction. Application of pedometric methods demands quantitative and continuous description. Fuzzy classification is a tool for continual delineation of terrain into landforms. Aim of this study is to use fuzzy classification as a tool for description soil-landform relationship. Terrain was divided in eight landforms by four terrain characteristics: slope, slope curvature (horizontal and vertical) and topographic (wetness) index. Study shows that soil units are related usually to one prevailing landform. Exceptions are gleysoils that occur uniformly on several types of landforms. This can be given by underestimation of alluvium or by overestimation of gleysoils at reference soil map. This study shows that fuzzy classification of terrain can be helpful tool for description of soil-landform relationship.

**Key words**

fuzzy classification, terrain, soil-landform relationship

## ÚVOD

Reliéf představuje významný půdotvorný faktor. Jeho charakteristiky mohou sloužit např. pro zlepšení předpovědi půdních vlastností, nebo půdních jednotek vázaných na jeho části (Ventura a Irvin, 2000).

V souvislosti s využíváním pedometrických metod vyvstává požadavek na kvantitativní a objektivní popis reliéfu. Nalezení takových metod umožňuje charakteristiku reliéfu na základě známých a jasně definovaných pravidel (Schmidt a Hewitt, 2004). Protože reliéf je charakterizován spojitými veličinami, v poslední době se v této oblasti silně rozšiřuje využívání spojité (*fuzzy*) klasifikace, která je schopná tyto kontinuální přechody zachovat (např. Burrough et al., 2000).

Cílem této práce je ověřit možnost aplikace *fuzzy* klasifikace reliéfu, která by jednak dokázala zachytit jeho jednotlivé formy a zároveň by šlo díky ní nalézt vazby mezi reliéfem a půdami.

## MATERIÁL A METODY

Zájmové území a vstupní data

Zájmové území bylo zvoleno tak, aby charakterizovalo typický reliéf a zastoupení půdních jednotek. Jako zájmové území bylo vybráno čtvercové území o rozloze 6,3 $km^2$ s nadmořskou výškou 470 až 622 m a svažitostí 0 až 37 %. Na území jsou zastoupeny půdní typy kambizem (KAm, Kal, KAlg, KAq), luvizem (LUm, LUg), pseudoglej (PGm) a glej (GLm).

Rastrový digitální model reliéfu (DMR) o velikosti pixelu 10 metrů byl vytvořen ze Základní báze geografických dat.

Metody

*Výběr charakteristik reliéfu* byl zvolen tak, aby dané charakteristiky co nejlépe kvantitativně popsaly charakter území, a aby jejich počet nebyl příliš vysoký a takto vzniklý model nebyl nadbytečně složitý. Byly použity základní charakteristiky (svažitost, vertikální a horizontální zakřivení svahu) a jedna odvozená charakteristika reliéfu (topografický index).

*Volba jednotek reliéfu* byla jednak řízena tak, aby došlo k zachycení všech nejvýznamnějších a nejvíce rozšířených forem reliéfu na zájmovém území. Na druhou stranu aby byl počet omezen a tyto jednotky bylo možné jasně charakterizovat a navzájem odlišit. Na základě subjektivního rozhodnutí, opírajícího se o předběžnou rekognoskaci mapových podkladů, bylo nakonec zvoleno celkem 8 jednotek, u kterých lze předpokládat vazbu odlišných půdních charakteristik. Rozdělovacími kritérii byla svažitost území a zakřivení svahů (konkávní, přímé a konvexní svahy). Topografický index (TI) byl použit jako hlavní rozhodovací kriterium v oblastech, kde svažitost a zakřivení neposkytly jasné vyčlenění. Přehled a charakteristika jednotek je uvedena v *tabulce 1*.

Pro tuto studii byla zvolena řízená klasifikace. Pro každou vlastnost reliéfu v rámci vymezených *fuzzy* jednotek byly zvoleny střední hodnoty, které byly stanovené jako typické pro danou jednotku (*tabulka 1)*. Pro všechny pixely byla následně vypočítána vzdálenost od zvolené středové hodnoty každé ze čtyřech vlastností pro všechny *fuzzy* jednotky. Celková vzdálenost od atributového středu pak byla spočítána jako součet jednotlivých vzdáleností od středových hodnot. Příslušnost k dané jednotce reliéfu pak byla spočítána jako podíl celkové vzdálenosti jedné *fuzzy* jednotky ku součtu všech celkových vzdáleností *fuzzy* jednotek.

Pro ověření modelu založené na nalezení spojitosti výskytu půdních jednotek s jednotkami reliéfu byly použity mapy KPP v měřítku 1 : 5 000.

*Tabulka 1: Stanovené středy jednotlivých vlastností pro vymezené jednotky reliéfu.*

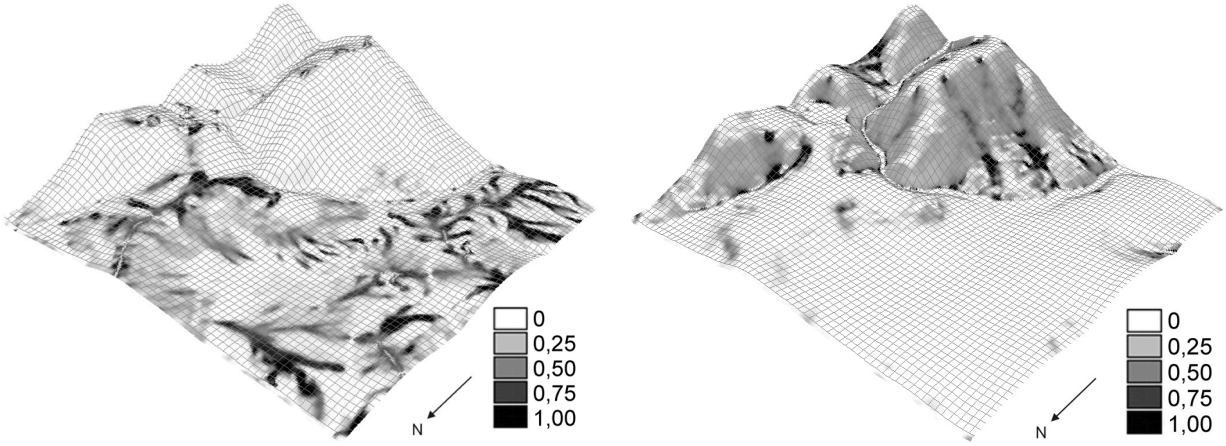
| Tvar reliéfu | Tvar svahu | Vymezená *fuzzy* jednotka | Svažitost (%) | Vertikální zakřivení (10x1/m)* | Horizontální zakřivení (1/m) | Topografický index |
|---|---|---|---|---|---|---|
| rovinatý | konvexní | UD | 5 | 2,0 | 5,0 | 6,0 |
| | konkávní | RX | 3 | -0,25 | -2,0 | 10,5 |
| | přímý | RK | 3 | 0,25 | 1,5 | 7,5 |
| svažitý | konvexní | RP | 3 | 0 | 0 | 8,5 |
| | konkávní | SX | 10 | -1,0 | -1,0 | 7,5 |
| | přímý | SK | 10 | 1,0 | 1,0 | 5,0 |
| údolí | konkávní | SP | 10 | 0 | 0 | 6,5 |
| hřbet | konvexní | HR | 4 | -2,5 | -5,0 | 9,0 |

## VÝSLEDKY

Vytvoření fuzzy jednotek reliéfu

Vlastnosti reliéfu, na jejichž základě bylo provedeno vymezení forem reliéfu, byly spočítány pro celé zájmové území. Oblast s vysokou svažitostí se nachází v jihovýchodní části území. Naopak nízká svažitost je především na severozápadě. Předěl mezi těmito

dvěma částmi je relativně ostrý a tvoří ho z větší části údolí vodního toku. Svažitost má vliv na zrychlený pohyb vody a materiálů a lze tedy předpokládat, že ve svažitější oblasti bude tento proces hlavním půdotvorným faktorem. Opačný proces vedoucí ke stagnaci vody lze očekávat v rovinaté oblasti. Vertikální zakřivení svahů může tyto procesy ještě zvýraznit, v konvexních částech lze očekávat zvýšený proces eroze a naopak v konkávních částech hromadění stékající vody a materiálu. Horizontální zakřivení ovlivňuje především pohyb vody napříč svahy. V konvexních částech dochází k divergenci a naopak v konkávních částech ke konvergenci toku vody. Poslední hodnotící vlastností je topografický index indikující převlhčení půdního profilu. Nejvyšších hodnot dosahuje v místech s malou svažitostí a zároveň vysokou odvodňovanou plochou, tedy v místech vodních toků, nebo potenciálních vodních toků. V takových místech lze předpokládat hydromorfní ovlivnění půd a také akumulaci erodovaného materiálu.



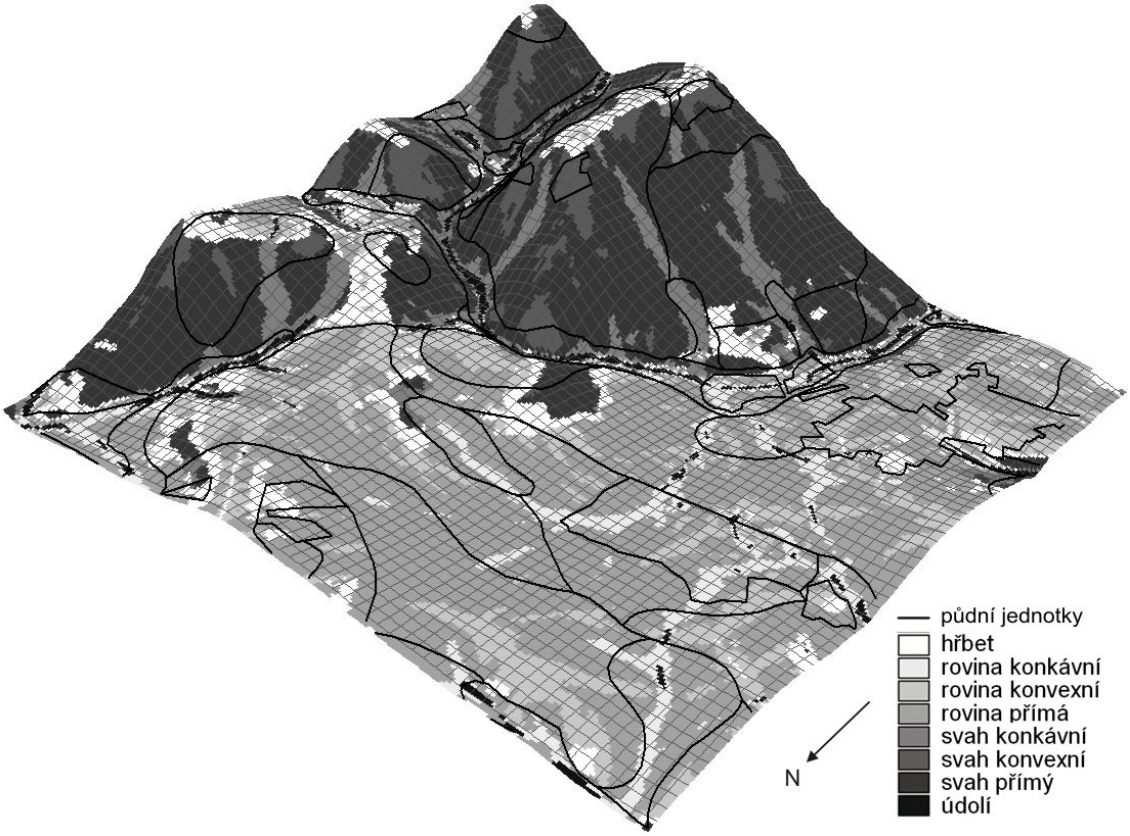

*Obrázek 1: Příslušnost k jednotlivým fuzzy jednotkám reliéfu. Příklad pro RX (vlevo) a SK (vpravo).*

*Obrázek 1* zachycuje příslušnost k jednotlivým fuzzy jednotkám reliéfu vypočtenou na základě součtu vzdáleností od středových hodnot jednotlivých vlastností reliéfu pro všechny pixely na zájmovém území. Vysoké hodnoty příslušnosti ukazují na blízkost pixelu k dané jednotce reliéfu, naopak nízké hodnoty indikují, že daný pixel má velmi odlišné vlastnosti od vlastností charakterizujících danou jednotku reliéfu. Jestliže jsou hodnoty příslušnosti v pixelu podobné pro dvě nebo i více jednotek, znamená to, že se vlastnosti pixelu do jisté míry podobají více fuzzy jednotkám a mohly by být zařazeny do více jednotek reliéfu.

Ověření vazby půd a vymezených jednotek reliéfu

Pro hodnocení vazby půd na jednotky reliéfu byly fuzzy jednotky převedeny na ostře vymezené jednotky reliéfu. Zařazení do ostře vymezených jednotek bylo provedena na základě maximální hodnoty příslušnosti jednotlivých pixelů k jedné z jednotek reliéfu. Pro zařazení do dané jednotky tedy neměly vliv absolutní hodnoty a mohly tak být do jednotek reliéfu zařazeny i pixely, které se podobaly více jednotkám a rozdíl příslušnosti mohl být i velmi nízký (např. pixel v členité oblasti s příslušnostmi SP-0,35 , SK-0,40 a SX-0,42 připadl do jednotky SX stejně jako pixel s příslušnostmi SP-0,01, SK-0,01 a SX-0,98). Vymezení takto vzniklých jednotek zachycuje *obrázek 2*.

Samotné zkoumání vazby výskytu půdních jednotek, v tomto případě na úrovni půdních subtypů, bylo provedeno na základě hodnocení procentického zastoupení jednotlivých jednotek reliéfu na rozloze každého z půdních subtypů. Procentická zastoupení vymezených jednotek reliéfu pro všechny půdní subtypy ze zájmového území jsou uvedeny na *obrázku 3*. Je patrné, že většina půd je vázána z větší části na jednu z jednotek reliéfu a ostatní jednotky jsou zastoupeny doprovodně. **KAm** představuje půdu, která je vázána na svažité oblasti, především s přímými svahy a také obsazuje v podstatě veškeré plochy s konvexními svahy, na kterých se jiné půdní jednotky prakticky nevyskytují. Je také půdní jednotkou, která zaujímá nejvíce plochy na vymezených hřbetech.




*Obrázek 2: Jednotky reliéfu vzniklé fuzzy klasifikací s hranicemi půdních jednotek.*

Další půdou vázanou na svažitá území je **KAq**. Nejvíce je vázána na přímé svahy, ale v nezanedbatelné míře i na konkávní svahy. Na nich by se její výskyt dal logicky předpokládat díky stékání a zasakování vody z okolních ploch, které způsobuje zvýšené převlhčení půdního profilu. Důvodem může být i výskyt svahových pramenišť.

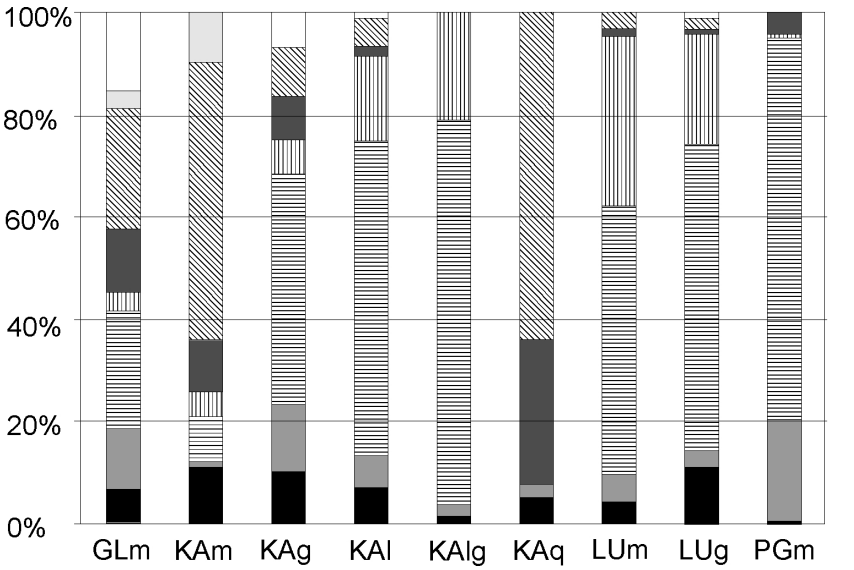
**KAl** a **KAl(g)** jsou subtypy kambizemí, u kterých převládá výskyt v rovinatých oblastech. To představuje logickou vazbu, neboť proces illimerizace je vertikální a je tak vázán na oblasti s převládajícím vsakováním vody nad odtokem, nebo na oblasti, kde jsou tyto pohyby v rovnováze. **KAg** vykazuje hydromorfní ovlivnění srážkovou vodou, dané omezenou možností odtoku vody. Ten je omezený především v konkávních polohách a tyto půdy jsou na takové polohy skutečně vázány, jak v rovinatém tak i svažitém reliéfu.

Skupina luvizemí reprezentovaná půdními subtypy **LUm** a **LUg** je vázána především na přímé svahy. LUm, u které nejsou znaky hydromorfismu, vystupuje ve větší míře i do konvexních rovin s menším potenciálem převlhčení; podíl takových míst je u LUg menší.

**Pseudogleje**, které se vyskytují jen na jednom malém území, představují půdy s největším vlivem hydromorfismu. Jejich rozložení je vázáno kromě přímé roviny pouze na konkávní polohy, tedy místa s největší akumulací vody.

Specifickou půdou, co do výskytu jednotek reliéfu určených pomocí fuzzy klasifikace, na kterých se tato půdy nachází, je **GLm**. Ta se vymyká modelu, kdy půdní subtyp je vázán z větší části na jednu z jednotek reliéfu a ostatní jednotky jsou zastoupeny doprovodně. GLm se podle získaných výsledků rozkládá víceméně rovnoměrně na několika jednotkách reliéfu. Z předpokladů předchozí studie, týkající se vymezování půd vázaných na aluvia, by se v místě výskytu GLm měla nacházet aluviální oblast reprezentovaná v tomto případě jednotkou reliéfu - údolí (UD). Jako část reliéfu údolí byla ale vyčleněna jen malá plocha. Vymezení údolí a jeho odlišení od jemu podobných jednotek reliéfu (co se týká svažitosti a zakřivení) bylo provedeno na základě topografického indexu. Vysoké hodnoty TI jsou ale jen v části údolí nejtěsněji přiléhající k toku a od něj rychle klesají. Dochází tak k podhodnocení rozsahu této části reliéfu. Pro zlepšení vymezení údolních částí reliéfu, a zlepšení určení

vazby k GLm, by bylo třeba použít jiné charakteristiky než pro vymezení ostatních částí (Penížek a Borůvka, 2006). Dalším faktorem, který může být příčinou, že se glejové půdy podle předkládaných výsledků vyskytují i na dalších částech reliéfu než v údolí, jsou mapové podklady použité pro ověřování funkčnosti použitého modelu. Při pohledu na *obrázek 2* je patrné, že GLm vytyčené na mapě KPP, která byla překryta přes DMR, vystupují relativně vysoko na svahy a je otázkou, zda je to jejich skutečný výskyt nebo rozšíření pásu reprezentujícího gleje z důvodu generalizace map. Odpověď na tuto otázku by ale poskytlo jen ověření v terénu.




*Obrázek 3: Zastoupení rozlohy vymezených jednotek reliéfu u jednotlivých půdních subtypů.*

## DISKUZE A ZÁVĚR

Studie ukázala, že lze vytvořit klasifikaci reliéfu pomocí řízené fuzzy klasifikace. Na základě relativně malého počtu vstupních ukazatelů lze dobře vymezit jeho části, které lze vyjádřit ve spojité formě, ale lze vytvořit i klasickou podobu ve formě mapy zachycující výskyt nejpravděpodobněji se vyskytujících jednotek. Zároveň byla ukázána možnost hodnocení vypovídací síly takové klasifikace vzhledem k vazbě na výskyt půd.

**Poděkování:**

Tento příspěvek vznikl za podpory grantu GA ČR 526/06/1182 a MŠMT MSM 6046070901.

## LITERATURA

Burrough, P.A., Gaans, P.F.M.V., MacMillan, R.A. (2000): High-resolution landform classification using fuzzy k-means. Fuzzy Sets and Systems *113*: 37-52.

MacMillan, R.A., Pettapiece, W.W., Nolan, S.C., Goddard, T.W. (2000): A generic procedure for automatically segmenting landforms into landform elements using DEMs, heuristic rules and fuzzy logic. Fuzzy Sets and Systems *113*: 81-109.

Ventura, S.J., Irvin, B.J. (2000): Automated Landform Classification Methods for Soil-Landscape Studies. In: J.P. Wilson, J.C. Gallant (eds.): Terrain Analysis: Principles and Applications. John Wilson & Sons, Inc., New York. 267-294.

Penížek, V., Borůvka, L. (2006): Digital terrain model as a tool for delineation of alluvial soils. Global Workshop on Digital Soil Mapping, Rio de Janeiro, 2006.

Pennock, D.J. (2003): Terrain attributes, landform segmentation, and soil redistribution. Soil & Tillage Research *69*: 15-26.

Schmidt, J., Hewitt, A. (2004): Fuzzy land element classification from DTMs based on geometry and terrain position. Geoderma *121*: 243-256.

# VYUŽITÍ SYSTÉMU KLASIFIKACE PŮD V ČR PRO STUDIE PROTIEROZNÍ A PROTIPOVODŇOVÉ OCHRANY V PROJEKTECH POZEMKOVÝCH ÚPRAV

# *Exploitation of Soil Classification System in Czech Republic for Projects of Soil Conservation and Flood Protection in Land Consolidation Process*

**Jana PODHRÁZSKÁ – Josef KUČERA – Radek PŘIKRYL**

*Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha, pracoviště Brno,*
*Lidická 25/27, 65720 Brno, Česká republika*
*podhrazska@vumopbrno.cz*

**Abstrakt**

Vlivem škod způsobovaných každoročně erozními projevy a lokálně povodňovými událostmi se mění půdní charakteristiky v postižených oblastech. Průzkumy půd a bonitace provedené v letech 1973 až 1980 je tedy třeba neustále aktualizovat, nemá-li dojít k přerušení kontinuity hodnocení půd a vymezení BPEJ. Upřesněné a aktualizované podklady pro hodnocení území jsou základním výchozím materiálem pro kvalitně navrženou komplexní ochranu ohrožených oblastí. Je to informační systém interdisciplinárního charakteru, o který se opírají mnohé metody hodnocení území z hledisek ochrany přírody a krajiny, ochrany půdy a vody i hledisek socioekonomických. Pro práce v geografickém informačním systému (GIS) jsou nepostradatelné zejména digitální soubory map BPEJ s kódy, jejichž popisné vyjádření lze nalézt v příslušných metodikách. Využitím dalších grafických podkladů lze provádět analýzy území a díky nim vypracovat optimální návrhy ochrany a organizace zemědělské krajiny

**Klíčová slova:** pozemkové úpravy, eroze, půdní poměry, CN křivky, bonitované půdně ekologické jednotky

**Abstract**

The effect of damages caused by erosion and flood events is changes in soil characteristics in the afflicted areas. The soil survey, carried out in 1980ties, is to be currently actualised. Corrected data for land evaluation are the basic material for precise design of complex land protection. It is information system with interdisciplinary character, which is used by a lot of methods for land evaluation and land planning. For the processing in GIS are essential mainly digital files of maps with pedological units (BPEJ) with codes, that can be interpreted for analyses of land and thanks to them it is possible to create an optimal projects of preservation and organization of agricultural landscape.

**Key words**
Land consolidation and improvement, erosion, soil characteristics, Curve numbers, pedological units

## ÚVOD

Půdní poměry, jež jsou souhrnem jednotlivých vlastností půdy, se projevují působením na velikost a časový průběh infiltrace srážkové vody do půdy a působením na odolnost půdy vůči destrukčnímu účinku dešťových kapek, povrchově stékající vody a působením větru.
Při zkoumání vlivu půdní textury na erozní procesy se prokázalo, že k erozi jsou nejméně náchylné písčité půdy, jež se vyznačují - ve srovnání s ostatními druhy půd - velkou propustností; při malé soudržnosti vzdoruje převažující podíl těžších půdních částic nejdéle kinetické energii větru. Na druhé místo lze řadit jílovité půdy, jež jsou sice málo propustné, vyznačují se však vzhledem ke značnému obsahu koloidních částic v mírně vlhkém stavu vysokým stupněm soudržnosti. Následují hlinité půdy, jež se vyznačují střední propustností a značnou nesoudržností, způsobenou velkým podílem prachových částic. Nejméně příznivé vlastnosti mají nehumózní spraše a sprašové hlíny s nedostatkem tmelících koloidních částic. Jejich disperzita se zvětšuje vyluhováním, jímž se ztrácí poslední složka vazby, zejména $CaCO_3$ a humus. Vliv obsahu částic různé velikosti na odolnost půd vůči vodní erozi pokládají někteří autoři za tak významný, že jím vyjadřují náchylnost půdy k erozi, tzv. erodovatelnost (ER). Při zvětšování hodnoty ER se zvětšuje erodovatelnost půdy; hranice mezi půdami náchylnými k vodní erozi a půdami odolnými je přibližně ER = 10.

Při zjišťování vlivu půdního druhu na vodní erozi je nutno vyšetřit celý půdní profil. Při střídání vrstev různého složení rozhoduje o odolnosti vyšetřované lokality seskupení vrstev, při mělkém půdním profilu rozhodují vlastnosti podloží. Je-li propustná vrstva vystřídána nepropustnou vrstvou, může dojít při značném množství vsakující vody k přesycení vrchní vrstvy vodou, kterou níže položená vrstva nestačí přijmout, což vede k intenzívnímu smyvu propustné vrstvy. Uvedený jev se vyskytuje zejména u podzolů, u nichž propustnější horizont A leží na ulehlém horizontu B.

Textura a struktura půdy jsou charakteristické pro půdní typy, jež mohou být určitým ukazatelem náchylnosti půd k erozi; ta se však nedá podle nich bez uvážení dalších erozních faktorů určit. Šetření ukazují, že za stejných ostatních podmínek vzdorují erozi nejlépe černozemě, charakterizované příznivou drobtovitou strukturou a značnou soudržností, méně hnědozemě, obvykle s nedostatečně vyvinutou strukturou a malou soudržností a nejméně podzoly s charakteristickou prašnou strukturou a nesoudržností půdních částic.

Erozní ohroženost území se vyhodnocuje pomocí výpočtů plošného odnosu půdy podle Wishmayer – Smithovy rovnice s využitím kódu BPEJ pro stanovení erodovatelnosti půdy, její hloubky a sklonitosti terénu. Pro výpočet návrhových průtoků je využívána metoda CN. Tato metoda využívá informace BPEJ ke stanovení hydrologických skupin půd,a rovněž sklonitosti povodí..Uvedené metody a podklady jsou na oddělení pozemkových úprav VÚMOP využívány k hodnocení a analýzám rizikových území v projektech pozemkových úprav i v rámci studií protierozní a protipovodňové ochrany. Studie protierozní a protipovodňové ochrany jsou zpracovávány jako návrh komplexních prostorových a funkčních opatření, pro zlepšení podmínek využití území, pro zvýšení ochranné a retenční funkce krajiny.

## 2. MATERIÁL, PODKLADY A METODY PRO ŘEŠENÍ EROZNÍCH A POVODŇOVÝCH RIZIK

Pro potřeby zpracování projektů a studií se využívají tyto grafické a popisné podklady:

| Grafické informace: | Popisné informace: |
|---|---|
| Mapy polohopisu | Zabaged |
| Mapy BPEJ, KPZP | Pedologické informace |
| Registr produkčních bloků (IACS) | O zemědělském hospodaření |
| ÚSES | O zájmech ochrany území |

O využití území
O klimatických poměrech

Pro práce v geografickém informačním systému (GIS) jsou nepostradatelné zejména digitální soubory map BPEJ s kódy, jejichž popisné vyjádření lze nalézt v příslušných metodikách. Strukturu BPEJ tvoří pětimístný kód, který lze ve stručnosti charakterizovat následovně:

A.BB.CD

Kde A - kód klimatického regionu (číslice 0-9),
BB - značí hlavní půdní jednotku (HPJ- číslice 01-78),
C - sdružený kód svažitosti a expozice (číslice 0-9)
D - sdružený kód skeletovitosti a hloubky půdy (číslice 0-9),

## 2.1.Využití systému klasifikace půd pro stanovení míry erozního ohrožení

Pro analýzy erozních rizik slouží Universální rovnice ztráty půdy erozí (USLE):

$$G = R.K.L.S.C.P \qquad [t.ha^{-1}.rok^{-1}],$$

kde R - faktor erozního účinku deště,
K –faktor erodovatelnosti půdy,
L – faktor délky svahu,
S – faktor sklonu svahu,
C – faktor protierozního účinku vegetačního krytu,
P – faktor protierozních opatření.

### 2.1.1. Stanovení faktoru erodovatelnosti půdy (K)

Vlastnosti půdy ovlivňují infiltrační schopnost půdy a odolnost půdních agregátů proti rozrušujícímu účinku dopadajících kapek deště a transportu povrchově odtékající vodou. Faktor erodovatelnosti půdy resp. náchylnosti půdy k erozi je v univerzální rovnici definován jako odnos půdy v t . $ha^{-1}$ na jednotku dešťového faktoru R ze standardního pozemku o délce 22,13 m (na svahu o sklonu 9 %), který je udržován jako kypřený černý úhor kultivací ve směru sklonu.

*Hodnoty faktoru náchylnosti půdy k erozi K podle BPEJ*

| Druhé a třetí místo pětimístného kódu BPEJ | Faktor K ornice | Druhé a třetí místo pětimístného kódu BPEJ | Faktor K ornice | Druhé a třetí místo pětimístného kódu BPEJ | Faktor K ornice | Druhé a třetí místo pětimístného kódu BPEJ | Faktor K ornice |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 01 | 0,41 | 15 | 0,60 | 28 | 0,35 | 44 | 0,57 |
| 02 | 0,46 | 16 | 0,30 | 29 | 0,34 | 45 | 0,48 |
| 03 | 0,39 | 17 | 0,29 | 30 | 0,26 | 46 | 0,55 |
| 04 | 0,17 | 18 | 0,42 | 31 | 0,21 | 47 | 0,50 |
| 05 | 0,40 | 19-s-t | 0,49 - 0,42 | 32 | 0,30 | 48 | 0,39 |
| 06 | 0,30 | 20 | 0,34 | 33-s-t | 0,45 - 0,30 | 49 | 0,49 |
| 07 | 0,29 | 21 | 0,16 | 34 | 0,26 | 50 | 0,33 |
| 08 | 0,65 a) | 22 | 0,20 | 35 | 0,24 | 51 | 0,20 |
| 09 | 0,53 | 23 | 0,18 | 36 | 0,22 | 52 | 0,34 |
| 10 | 0,52 | 24-s-t | 0,52 - 0,43 | 37 - 39 c) | | 53 | 0,36 |
| 11 | 0,55 | 25 | 0,49 | 40 - 41 d) | | 54 | 0,35 |
| 12 | 0,48 | 26 | 0,49 | 42 | 0,52 | 55 - 63 e) | |
| 13 | 0,55 b) | 27 | 0,30 | 43 | 0,61 | 64 - 76 f) | |
| 14 | 0,66 | | | | | 77 - 78 g) | |

Poznámky k tabulce

- veškeré uvedené hodnoty jsou střední (průměrné) hodnoty pro danou jednotku,
- při velké šíři vymezení některých jednotek jsou uvedeny průměrné hodnoty krajních mezí (s - střední, t - těžké),
- nivní, lužní - černicové a půdní společenstva se zastoupením hydromorfních půd vyžadují vyhledání faktoru K z nomogramu
  a) velká variabilita - odvodit z nomogramu,
  b) obvykle na překryvech teras, ne na svazích,
  c) použít údaje z půd 18 - 36, v jejichž areálu se nacházejí,
  d) použít údajů z ostatních půd, v jejichž areálu se nacházejí,
  e) pokud jsou na agradačních valech či jiných svažitých prvcích nivy, použít nomogram,
  f) u svahových půd mozaik a katén hydromorfismu použít nomogram (velká variabilita, zejména v obsahu humusu),
  g) vyčlenit ze ZPF.

### 2.1.2. Hodnocení přípustného smyvu

Jestliže vypočtená průměrná ztráta půdy přesáhne přípustnou hodnotu, je nutno ochranu pozemku zajistit protierozními opatřeními. Z hlediska úrodnosti půdy byla dlouhodobá průměrná přípustná ztráta půdy stanovena uzančně podle hloubky půdy:

- u mělkých půd s hloubkou do 30 cm na l $t.ha^{-l}.rok^{-l}$
- u středně hlubokých půd s hloubkou od 30 do 60 cm na 4 $t.ha^{-l}.rok^{-l}$
- u hlubokých půd s hloubkou přes 60 cm na l0 $t.ha^{-l}.rok^{-l}$

Stanovení limitů smyvu půdy z hlediska kvality vody ve vodárenských tocích a nádržích je složitým problémem. Musí vycházet z normativů požadované kvality vody v toku, z posouzení zatížení toku jednotlivými zdroji znečištění a z průběhu předpokládaných transportních procesů v povodí.

### 2.1.3. Využití informací z kódu BPEJ

2.a 3. místo pětimístného kódu (BB) značí hlavní půdní jednotku (HPJ). Podle ní lze na základě vyhodnocení podle náchylnosti půdy k erozi (Janeček a kol.1992,2002) určit hodnoty faktoru erodovatelnosti půdy erozí **K** a plošně je vymezit v digitální mapě.

4. místo pětimístného kódu (C) vyjadřuje kombinaci expozice a sklonitosti. Podle něj lze vymezit plochy o určitém sklonu a rámcově stanovit faktor **S**.

5. místo pětimístného kódu (D) vyjadřuje kombinaci skeletovitosti a hloubky půdního profilu. Podle hloubky půdy se stanoví přípustná ztráta půdy erozí na základě určených limitů:

### 2.2.Využití systému klasifikace půd pro stanovení retence povodí

Výpočet maximálních odtoků z povodí lze na malých zemědělských povodích provádět metodou CN křivek. Tato metoda je založena na skutečnosti, že odtok z povodí je určen především množstvím srážek, morfologií terénu a retenční schopností povodí. Retence je ovlivněna především vlhkostí půdy, druhy pozemků, způsobem jejich obhospodařování a infiltrací vody do půdy. Souhrn těchto vlastností povodí je pak charakterizován číslem křivky (CN).

Pro stanovení potenciální retence povodí platí vztah:

$$A = 25,4(1000/CN-10) \quad [mm],$$

kde A - potenciální retence povodí

CN – číslo křivky

Metodika výpočtu odtokových charakteristik pomocí čísel CN umožňuje výpočet návrhových průtoků $Q_N$, vyvolaných přívalovými dešti kritické doby trvání a příslušné intenzity, i výpočet maximálních průtoků $Q_{max}$, vyvolaných přívalovými dešti zvolené doby trvání a intenzity. Při zvolených scénářích výpočtu je možné zohlednit vliv změny charakteristik povodí na hodnoty maximálních průtoků, což je potřebné např. při posuzování účinnosti navrhovaných opatření v povodí jako jsou změny způsobu využívání pozemků v povodí, protierozní opatření - zejména vyloučení erozně nebezpečných plodin a ochranné zatravnění nebo zalesnění

Čísla odtokových křivek - CN jsou tabelována podle
hydrologických vlastností půd rozdělených do 4 skupin : A, B, C, D na základě minimálních rychlostí infiltrace vody bez pokryvu po dlouhodobém sycení - viz tab.
využití půdy, vegetačního pokryvu, způsobu obdělávání a uplatnění protierozních opatření - viz tab.
nasycenosti půd předchozími srážkami

### 2.2.1. Využití informací z kódu BPEJ

**1)** 2. a 3. místo pětimístného kódu (BB) lze využít pro stanovení hydrologické skupiny půd jako jednoho z podkladů pro stanovení čísla křivky (CN).
**2)** 4. místo pětimístného kódu (C) značí kombinaci svažitosti a expozice a lze z něj určit průměrnou sklonitost povodí nutnou pro výpočet kulminačních průtoků a množství transportovaných splavenin.

## 3. ZÁVĚR

Problematika, týkající se vlivu eroze na produkční schopnost půd, se stala aktuální v současném procesu komplexních pozemkových úprav, kdy v rámci KPÚ jsou nově konsolidovány půdně ucelené hospodářské jednotky jednotlivých vlastníků. Tyto pozemky jsou potom lokalizovány (v rámci systému společných zařízení) často na bloky zemědělské půdy, poškozené za uplynulá léta intenzivní erozní činností. V důsledku tohoto poškození se tyto bloky vyznačují velkou heterogenitou přirozené produkční schopnosti, což je nutné vzít v úvahu při umísťování nového pozemku. Metody a podklady uvedené v příspěvku jsou na oddělení pozemkových úprav VÚMOP využívány k hodnocení a analýzám rizikových území v projektech pozemkových úprav i v rámci studií protierozní a protipovodňové ochrany. Myšlenka studií ochrany půdy a vody vyplynula z potřeb praxe. Metodický návod pro pozemkové úpravy (Dumbrovský – Mezera, 2000) uvádí, že okresní pozemkový úřad (OPÚ) v rámci zahajovacího řízení KPÚ provádí průzkum a rozbor území a seznamuje se s problémy, které by KPÚ měly řešit a které ovlivňují podmínky veřejné zakázky. Je proto nezbytné, aby pozemkový úřad měl na samém začátku KPÚ k dispozici objektivní, exaktní podklad, který vymezí klíčové problémy řešeného katastru a naznačí směry jejich řešení. Na jedné straně umožní pozemkovým úřadům usměrňovat a kontrolovat práci projektanta a na druhé straně poskytne projektantovi spolehlivé vstupní informace pro návrh společných zařízení.

## 6. LITERATURA

DUMBROVSKÝ, M. a kol.: Studie protierozní a protipovodňové ochrany v části povodí Olešnického potoka. VÚMOP Praha, Brno 2003. 41 s.

DUMBROVSKÝ, M. – MEZERA, J. a kol.: *Metodický návod pro pozemkové úpravy a související informace.* Uživatelský výstup projektu NAZV ČR EP 0960 996156 Komplexní pozemkové úpravy – podklady pro legislativu – metody a postupy. Praha: VÚMOP Praha, 2000. 189 s. ISSN 1211-3972.

JANEČEK, M. a kol.: *Ochrana zemědělské půdy před erozí*. Praha: ISV nakladatelství, 2002. 201 s. ISBN 85866-85-8.

MAŠÁT, K. a kol.: *Metodika vymezování a mapování bonitovaných půdně ekologických jednotek.* Praha: VÚMOP Praha, 2002. 113 s. ISBN 80-238-9095-6

PODHRÁZSKÁ, J. a kol.: Studie protierozní a protipovodňové ochrany v části povodí Luhy a přilehlých katastrů. VÚMOP Praha, Brno 2003. 53 s.

PODHRÁZSKÁ, J.-UHLÍŘOVÁ, J.: Význam studií protipovodňové a protierozní ochrany pro plán společných zařízení v projektech KPÚ. *Sborník z 13. mezinárodní konference pozemkových úprav,* Jestřábí - Lipno, ČMKPÚ 15.-17.9.2003, s.68-71.

Zákon č. 139/2002 Sb. o pozemkových úpravách

Zákon č. 254/2001 Sb. o vodách

Vyhláška 545/2002 o postupu při provádění pozemkových úprav

# PEDOGENEZE VYBRANÝCH KRASOVÝCH PŮD: ZOBECNĚNÍ NA ZÁKLADĚ STUDIA 18 LOKALIT ČESKÉHO, MORAVSKÉHO A DINÁRSKÉHO KRASU

# The development of kastic soils: a pilot study based on eighteen study plots in Bohemian, Moravian and Dinaric Karsts (Czech rep., Slovenia)

**Klement REJŠEK[1]**
**France ŠUŠTERŠIČ[2]**
**Miha MIŠIČ[3]**
**Svatopluk MATULA[4]**
**Lenka LISÁ[5]**
**František EICHLER[6]**

*[1]Ústav geologie a pedologie, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita Brno, Zemědělská 3, 613 00 Brno; kr@mendelu.cz*
*[2]Oddelek za geologijo, NTF UL, Aškerčeva 12, SI-1001, Slovenija; france.sustersic@ntfgeo.uni-lj.si*
*[3]Sedimentologija, mineralogija in petrologia, Geološki závod Slovenije, Dimirčeva 14, 10000 Ljubjana; Miha.Misic@geo-zs.si*
*[4]Katedra pedologie a geologie, Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 129, 165 21 Praha 6; Matula@af.czu.cz*
*[5]GLÚ AV ČR, Rozvojová 264, 165 02 Praha 6; lenora@sci.muni.cz*
*[6]Švermova 268, 460 10 Liberec-Františkov; eichlerfr@iol.cz*

**Abstrakt**
Předkládaná studia se zabývá studiem vybraných pedonů tří krasových oblastí: Dinárského krasu (Slovinsko), Českého krasu a Moravského krasu (oba ČR). Daná půdní tělesa byla vzorkována ve svých minerálních horizontech a následné laboratorní analýzy poskytly údaje o základních půdních vlastnostech, stáří, minerálním složení, mikroskopii a mikroskopii sloučenin železa a chemickém složení vybraných studijních ploch. Z celkového počtu 18 studijních ploch tak byly získány podklady k vyhodnocení základních atributů jejich pedogeneze, které byly diskutovány z hlediska poměrně významných nejistot spočívajících v heterogenitě vlastních půdotvorných substrátů krasových oblastí in situ a zcela odlišného dopadu zvětrávání krasových hornin ve srovnání s horninami nekrasovými.

**Klíčová slova** Kras, reliktní krasové půdy, terrae calcis.

**Abstract**
The studies of soil bodies from Dinaric Karst (Slovenia), Bohemian and Moravan Karsts (both Czech rep.) focused on thein pedogenesi were performed. The minerál horizont of 18 study plots were symplex and thein basic properties, the age, the mineralogical composition, the evaluation of macroscopical and microscopical assays of Fe-compounds and theri chemical composition were presented. The data obtained were discussed from the viewpoint of particular uncertainties connected to distinctive features of karstic soil development: the primarily extremely high heterogenity of parent substrates and essentially different course of weathering in comparison with non-karstic rocks were reinforced.

**Key words** Karst, karstic soils, terrae calcis

## ÚVOD

Studium krasových půd, reliktních terrae calcis (Šály, 1993) a recentních rendzin (Němeček et al., 2001), z hlediska jejich pedogeneze je v daném příspěvku prezentována formou základního sdělení kolektivu českých a slovinských autorů zobecnění na základě studia 18 lokalit Českého, Moravského a Dinárského krasu. Daný příspěvek přitom vychází z mimořádné složitosti vývoje recentních a reliktních půd na karbonátových substrátech, podmíněných jak naprosto specifickou hydrologií krasových oblastí, tak i extrémní mozaikovitostí skutečných půdotvorných substrátů v krasech nacházených půdních těles (s častým výskytem zcela nealkalických substrátů). Složitost pedogeneze krasových pedonů se zákonitě odráží v jejich taxonomickém vnímání: na úrovni Great groups, Soil Taxonomy (1999) je klasifikuje jako Rendolls, Argexerolls nebo Haploxerols (order Mollisols), Haploxeralfs nebo Rhodoxeralfs (order Alfisols) či je řadí do Xerochrepts (order Inceptisols). Systém ISSS-ISRIC-FAO (1998) je na úrovni main soil units popisuje jako Haplic či Luvic Phaeozems nebo jako Chromic Luvisol, resp. některou z main soil units referenční skupiny půd Cambisol. Klíčově důležitým parametrem dělení krasových půd mezi sebou přitom zůstávají jejich mikromorfologické charakteristiky, které je – snad jako jediný relevantní znak – mezi sebou relativně podstatně odlišují.

Cílem daného příspěvku je prezentace souhrnných podkladů mikroskopie a mikroskopie oxidů/hydroxidů železa, základních půdních vlastností, obsahů těžkých minerálů a dalších základních analýz a to s tím, že kolektiv autorů si je vědom komplexnosti pedogeneze vzorkovaných půdních těles. Při zobecnění (Durn, 2003; Singer et al., 1998) je třeba krasové půdy s barevně výraznými charakteristikami vnímat jako půdy vzniklé z heterogenního komplexu sedimentů především v teplých obdobích (Jennings, 1985) pokrývajících krasové oblasti, kdy klíčovou roli pro jejich zachování do současné doby hrála jejich resedimentace v krasových prostorách (Šušteršič, 2004). Provenience původních půdotvorných materiálů je přitom velmi obtížně verifikovatelná a to zvláště v geologicky extrémně složitých podmínkách krasů České republiky; Dinárský kras je z tohoto pohledu charakterizovaný lépe. Zdrojovým materiálem přitom nemusí být sedimentární nadloží karbonátových hornin (Torrent a Cabedo, 1986) či jejich vlastní nerozpustná rezidua (McFadden a Hendricks, 1985), ale autigenní jíly jejich metasomatických zón (Merino, 2006), přičemž klíčovou roli při proměnném obsahu hematitu vs. goethitu budou hrát klimatické podmínky, podmiňujících dehydratace a rekrystalizace železitých a železnatých sloučenin (Boero a Schwertmann, 1989).

## MATERIÁL A METODY

Přehled studijních ploch a jejich základní charakteristika je v Tab. 1, základní pedologická charakteristika analyzovaných vzorků v Tab. 2.

Vzorkování bylo prováděno ze tří nezávislých odběrových míst v rámci každé studijní plochy. Byly tak pro každý horizont každé studijní plochy získány tři dílčí půdní vzorky, z nichž byly připraveny směsné vzorky, pro každý horizont jeden; ty pak byly analyzovány ve třech opakováním. Základní analýzy (Kalra and Maynard, 1991) byly doplněny stanovením půdní reakce z vysušených půdních vzorků při poměrech půda:extraktant 1:5 v/v po pěti minutovém třepání, extraktantem byla buď demineralizovaná voda nebo 0.05 mol.l-1 $CaCl_2$ (ISO/DIS 10390, 1992). Obsah karbonátů byl určen volumetricky (ISO/DIS 10693, 1993), parametry sorpčního komplexu extrakcí v $BaCl_2$ (Mehlich 1978).

Analýzy chemického složení byly prováděny roentgenovou fluorescenční analýzou spektrofotometrem Philips PW 1404/10 při detekčním limitu 20 ppm systémem UniQuant. Analýzy mineralogického složení včetně roentgenové diagnosticky jednotlivých komponentů nerozpustného zbytku primárních karbonátových substrátů a jednotlivých jílových minerálů byly prováděny analyzátorem Fritsch “Analysette 22” na slovinských pracovištích v přímé spolupráci s ACME Laboratories, Vancouver (Canada). Analýza chemického složení železitých a železnatých sloučenin byla prováděna dle Meitese (1963), chemická identifikace

vazeb mezi sloučenina železa a karbonáty dle Adamse et al. (1984). Stanovení stáří dvou vybraných vzorků krasových půd bylo provedeno v Riso Experimental Station, Dánsko, vědeckým týmem vedeným dr. Andrew Murrayem z Nordic Laboratory for Luminescence Dating, Department of Earth Sciences, University of Aarhus.

Makroskopie oxidů železa hematitu $\alpha$-$Fe_20_3$, maghemitu $\gamma$-$Fe_20_3$ a magnetitu $Fe^{II}Fe^{III}_20_4$ byla prováděna metodou dle Waychunase (1991), oxyhydroxidů goethitu $\alpha$-FeOOH a lepidokrokitu $\gamma$-FeOOH dle Deera et al. (1992). Pro přípravu vzorků k daným analýzám byla aplikována prášková metoda dle Izákova (Rosický and Konta, 1961). Dvoumocné a trojmocné sloučeniny želexa byly odlišeny metodou dle Warneho (1962) s aplikací $K_3Fe(CN)_6$ pro $Fe^{II}$ a $K_4Fe(CN)_6 \cdot 4H_2O$ pro $Fe^{III}$. Mikroskopie sloučenin železa (Bloss, 1999) byla prováděna jak disperzí v imerzních tekutinách, tak stanovením v determinačních roztocích s využitím taxonomie optických morfologických parametrů jejich krystaků, agregátů a minerálních čátic dle Delvigne (1998) a Yardleyho et al. (1990).

## VÝSLEDKY

Chemické složení vzorků vybraných studijních ploch je uvedeno v Tab. 3.

Výsledky stanovení stáří vybraných půdních vzorků jsou uvedeny v Tab. 4.

Semikvantitativní analýzy těžké průsvitné frakce a poměry průsvitných a opaktních minerálů vybraných studijních ploch jsou uvedeny v Tab. 5. Význam jednotlivých těžkých minerálů pro jednotlivé studijní plochy, stejně tak jako specifičnost rozdílů mezi nimi z pohledu přítomných těžkých minerálů jsou uvedeny na Obr. 1 a 2.

Tab. 6 předkládá souhrnné výsledky analýz charakterizujících železnaté a železité sloučeniny nalezená na všech studijních ploch. Dané parametry byly podrobeny shlukovací analýze a následně sdruženy do pěti skupin a to s tím, že nebyla zohledněna geografická lokalizace.

## DISKUZE A ZÁVĚR

Jsou-li diskutovány výsledky poměrně rozsáhlých analýz krasových půd ze skupiny terrae calcis, je nutné při jejich diskusi vycházet z toho, že celkový souhrn ustáleného stupně poznání o jejich klasifikaci, pedogenezi a interpretaci výsledků dynamiky jejích vlastností je v kontextu české půdoznalecké školy poměrně nízký a je zde celá řada sporných míst. Literatura zabývající se českými, resp. československými reliktními krasovými půdami není nepočetná, nicméně přináší poměrně obtížně zobecnitelné poznatky.

Vycházíme-li z ustálené terminologie reliktních krasových půd, nejběžnější terminologické označení je terra rossa. Termín “terra rossa” byl do literatury uveden chorvatským půdoznalcem Tučanem (1912) a to pro barevně velmi výrazné půdy oblasti Středomoří. Vycházíme-li z poznatků věnovaných jednotlivým krasovým oblastem, jejichž reliktní krasové půdy byly předmětem zde prezentovaného studia, pak je třeba konstatovat, že především Dinárský kras je dlouhodobě studován – pro jeho slovinskou část najdeme novodobé zásadní informace v pracech Gamse (1997), Habiče (1992), Mihevce et al. (1998) a Šušteršiče (1994). Hlavní rysy Moravského krasu jsou popsány Absolonem (1970, 1972), Sukem (1984), Panošem et al. (1992), Musilem et al. (1993) and Kadlecem et al. (2000). Důležité skutečnosti věnované Českému krasu publikovali Horný (1962), Chlupáč (1982), Stárka (1984) a Chlupáč et al. (1989, 2002). Z hlediska diskutování v tomto příspěvku předložených výsledků se z hlediska těchto prací z ČR a Slovinska objevuje – po důkladném prostudování – na první pohled zcela nečekaný problém: je totiž obtížné vůbec definovat co to je reliktní krasová půda. Provede-li se důkladná excerpce literatury, zjistí se, že autoři v podstatě libovolně směšují produkty pedogeneze s krasovými sedimenty, resp. sedimenty překrývajícími krasové karbonátové horniny. Tato skutečnost je z hlediska srovnávání zde prezentovaných výsledků s výsledky uvedenými v literatuře velmi významná, daleko významnější než v nekrasových oblastech: při práci s vyhodnocením údajů studia reliktních

krasových půd totiž může i při poctivé práci s literaturou často docházet ke směšování nesměsitelných informací – totéž platí samozřejmě i při statistickém vyhodnocení, kdy je zapotřebí ještě před vlastními analýzami skutečně odlišit, zda se jedná o zdrojové údaje stejného typu objektu zájmu.

Předmětem studia daného příspěvku byla pedogeneze vybraných krasových půd. Z tohoto pohledu je zapotřebí v této diskusi rozdělit rozsáhlé soubory výsledků do dvou skupin: na výsledky z oblastí tradičně popisovaných jako oblasti výskytu reliktních krasových půd a na výsledky z oblastí, kde nejsou terrae calcis v literatuře standardně uváděny. Z tohoto pohledu jsou v literatuře tradované lokality terrae calcis veškeré zde uváděné slovinské lokality. Pro Českou republiku je to především oblast obce Suchomasty, kde jsou běžně terrae calcis popisovány. Přítomnost vlastních krasových půd v kontrastu s půdními sedimenty je pro Českou republiku velmi inspirativně charakterizována Smolíkovou (1990), Ložkem (1992, 2000) a Žigovou (2004), kdy je zapotřebí velmi detailně odlišovat produkty pedogeneze od přítomnosti starých zvětralinových pokryvů s kaolinickými, resp. lateritickými faciemi v hlubokých krasových depresích.

Z hlediska diskutování zde předložených výsledků je také nutné realisticky posoudit roli substrátových C horizontů krasových oblastí pro pedogenezi půdních jednotek. Vymezení substrátových horizontů vychází z pedogeneze nekrasových půd. V krasových oblastech je vazba zvětralinového pokryvu karbonátových hornin na vlastní pedogenezi ne vždy jasná: exaktní rozlišení mezi nerozpustnými rezidui a půdou je pro reliktní krasové půdy možné jen důkladnými mikromorfologickými analýzami. Pro A a B horizonty i v krasových oblastech je situace nepoměrně jednodušší, neboť tyto *a priori* musí být rozlišitelné kritérii projevu vlastního půdního vývoje. Horizonty C jsou zde však různě hluboko lokalizovanými horizonty/vrstvami s různým podílech dezintegrovaných hornin, horizonty mimo půdní genetickou hloubku, a srovnání v nich získaných číselných hodnot na lokalitách v různých krasových oblastech je z objektivního hlediska vždy zpochybnitelné. Zde je nutné zdůraznit naprosto zásadní rozdíl krasových a nekrasových hornin z hlediska vlastní pedogeneze: nekrasové horniny zvětrávají postupně a jejich C horizonty jsou zdrojovým materiálem pevných půdních částic anorganického původu, krasové horniny jsou chemicky rozpustné a jsou-li chemicky čisté, produktem jejich zvětrání je pouze specifickým složením charakterizovatelný roztok. Z tohoto hlediska je rozdělení zde prezentovaných výsledků do jednotlivých, jasně oddělitelných tabulek nutností, kdy možnost zohledňování dopadu více půdotvorných faktorů na konkrétní číselný údaj, resp. dopadu vzájemné interakce více pedogenetických činitelů, sice nepochybně podmiňuje evoluci půdního tělesa, ale je z hlediska vypovídající schopnosti právě pro reliktní krasové půdy iluzorní.

Posledním úhlem pohledu při diskutování zde prezentovaných výsledků může být i ta skutečnost, že v podmínkách České republiky nehrají reliktní krasové půdy významnou roli a to ani z hlediska plošného podílu, ani z hlediska potenciálního využívání jejich produkčního potenciálu. Toto tvrzení již v podmínkách Slovinska samozřejmě neplatí. Z úhlu pohledu dopadu této studie tak naopak vyznívá jako významný fakt snaha využít dlouhodobého studia slovinských krasových oblastí pro rozšíření pedologických znalosti – vedle zásadní role pražských půdoznalců B. Smolíkové a A. Žigové a polyhistora českých přírodních věd V. Ložka – o reliktních krasových půdách České republiky: je zde však třeba prioritně chápat významnost rozdílu mezi krasovými sedimenty a krasovými půdami.

Závěrem je možno konstatovat, že zde prezentované výsledky charakterizují reliktní krasové půdy jako půdy extrémně heterogenního petrografického/mineralogického složení s různě vysokým podílem prachové a písčité frakce magmatických a metamorfovaných hornin. V mnohých studijních půdách hematit nepřevažuje nad goethitem. Přítomnost minerálů z tab. 5 (obr. 1 a 2) dokládá, že pedogeneze daných půdních těles není vysvětlitelná přítomnosti nerozpustných reziduí karbonátových hornin, kdy vysoký podíl slíd, živců a těžkých minerálů dokládá transport vodou a větrem.

Studované krasové půdy byly v tab. 6 rozděleny do skupin dle získaných podkladů a to i s tím vědomím, že v nich nalezené minerální částice neumožňují jednoznačně takto jednoduché třídění. Na druhé straně však toto rozdělení je z hlediska cíle tohoto příspěvku, tj. charakterizace pedogeneze vybraných půdních těles, inspirativní tím, že přestože z tab. 5

jednoznačně vyplývá různost původu jednotlivých půd daných skupin, tak následná pedogeneze vede ke stírání původních rozdílů a ke vzniku půdních horizontů komplexním působením pedogenetických faktorů charakterizujících dané pedony tak, že jsou sdružitelné na daných pěti skupin. Je tak možno definovat dvě konkrétní hypotézy, které budou v následujících letech testovány: a) hypotéza, že ve tvorbě vybraných půdních těles diagenetické faktory převládly nad rozdílností původu minerálních půdních částic, b) hypotéza, že možností rozdělení daných 18 studovaných pedonů dvou států do pěti skupin je doložena poměrně vysoká koherentnost těchto půd, což dokládá vysoký vliv klimatu na vlastní pedogenezi geneticky rozdílných substrátů.

Z předložených výsledků je zřetelný směr výzkumu pro příští období: je-li zdrojový materiál pevných anorganických půdních částic studovaných půdních těles takto heterogenní, je zapotřebí odlišit, zda byl na dané místo translokován jako substrátový nebo již jako produkt předchozího zvětrávání v odlišných podmínkách, tj. je třeba odlišit materiál studijních oblastí jako materiál buď transportovaných půdních těles nebo jako materiál, z kterého se dané reliktní půdy vyvinuly *in situ*. Výzkum v příštím období tak bude zacílen na diagnosticku pedogeneze in situ vs. resedimentace, tj. na vyvrácení hypotéz o pedogenezi z matečního substrátu při následných alteracích vs. pedogenezi proběhnuvší mimo studijní plochu. Toto testování bude probíhat při realisticky vnímané skutečnosti, že stoprocentní jistota o pedogenezi *in situ* je v podmínkách prvohorních a druhohorních krasových oblastí *a priori* nerealistická a že vždy bude nutné respektovat tu skutečnost, že každý analyzovaný půdní vzorek reliktní krasové půdy bude mít prvky allochtonní pedogeneze. Je tak třeba realisticky očekávat, že půdní tělesa přímo vázaná na autochtonní pedogenezi budou vykazovat různě významné doklady přítomnosti allochtonního materiálu.

## PODĚKOVÁNÍ

Daný příspěvek vznikl díky šestiletému výzkumu garantovaném třemi mezinárodními, česko-slovinskými granty programu KONTAKT, poskytovatel: Asociace inovačního podnikání CR, jejichž význam byl pro řešení dané tématiky tak zásadní, že lze považovat za správné tyto jednotlivé projekty konkrétně popsat: a) projekt The development of karsts: The joint research at geological, pedological and sociological features of the soils in karsts; řešitelé K. Rejšek a F. Šušteršič, číslo projektu: 2001/003; doba reseni: 2 roky - 2001, 2002; projekt byl udělen 12.6.2001; b) projekt The karst and landscape: origin, rocks and sustainable development; řešitelé K. Rejšek a F. Šušteršič, číslo projektu: 21-2003-04, doba řešení 2003 a 2004; projekt byl udělen 21.10.2002; projekt The development of karsts: Society and soils of the past; řešitelé K. Rejšek a M. Mišič; čislo projektu: 21/2005-06; doba řešení 2005 a 2006; projekt byl udělen 10.2.2005.

## LITERATURA

Absolon K. (1970): Moravský kras I (In Czech). Academia, Prague. 415 s.

Absolon K. (1972): Moravský kras II (In Czech). Academia, Prague. 345 s.

Adams A. E., Mackenzie W.S. and Guilford C. (1984): Atlas of sedimentary rocks under the microscope., Longman, London. 104 p.

Boero V. a Schwertmann U. (1989): Iron oxide mineralogy of Terra Rossa and its genetic implications. Geoderma 44, 319-327.

Deer W. A., Howie R. A. and Zussman J. (1992): An introduction to the rock-forming minerals. 2nd ed. Longman, London. 696 p.

Delvigne J. E. (1998): Atlas of Micromorphology of Mineral Alteration and Weathering. The Canadian Mineralogist Special Publication, Vol. 3. Mineralogical Association of Canada, Ottawa, Canada.

Durn G. (2003): Terra Rossa in the Mediterranean region: parent materials, composition and origin. Geologia Croatia 56, 83-100.

Gams I. (1997): Climatic and lithological influence on cave depth development. Acta Carsologica 26, 321-336.

Habič P. (1992): Les phénomenes paléokrastiques du karst alpin et dinarique en Slovénie. In Kast et évolutions climatiques: hommage a Jean Nicod (J.-N. Salomon and R. Maire, Eds.), pp. 412-429. Presses Universitaires de Bordeaux, Bordeaux.

Horný R.(1962): Das mittelböhmische silur (In German). Geologie 11, 873-916.

Chlupáč I. (1982): The bohemian Lower Devonian stages. Courier Forschungsintitut Senckenberg 55, 345-400.

Chlupáč I. (1989): The Devonian of Czechoslovakia and its stratigraphic significance. Canadian Society of Petrology and Geology 14, 481-497.

Chlupáč I., Brzobohatý R., Kovanda J. a Stráník Z. (2002): Geologická minulost České republiky (In Czech). Academia, Praha. 436 p.

ISO/DIS 10390 (1992): Soil Quality - Determination of pH. International Organization for Standardization.

ISO/DIS 10693 (1993): Soil Quality - Determination of carbonate content – volumetric method. International Organization for Standardization.

ISSS-ISRIC-FAO (1998): World reference basis for soil resources. World Soil Resources Reports 84. FAO, Řím. 92 p.

Jennings J N (1985): Karst Geomorphology. Blackwell, Oxford.

Kadlec J., Herman H., Žák K. a Nowicki T. (2000): Late Glacial and Holocene Climatic Rekord in a Stalagmite from the Holštejsnká Cave (Moravian Karst, Czech Republic). In Upper Pleistocéne and Holocene Climatic Variations. Proceedings of the International Konference on Past Global Changes, pp. 174-178. Institute of Geology, Academy of Science of the Czech rep., Prague.

Kalra Y. P., and Maynard, D. G. (1991): Methods Manual for Forest Soil and Plant Analysis. Information Report NOR-X-319. Forestry Canada, Northwest Region, Northern Forestry Centre, Edmonton, Alberta: Ministry of Supply and Services Canada. 116 p.

Ložek V. (1992): Síť opěrných profilů k vývoji krajiny v Českém krasu. Bohemia centralis 21: 47-67.

Ložek V. (2000): Holocene of the Bohemian Karst. In Upper Pleistocéne and Holocene Climatic Variations. Proceedings of the International Konference on Past Global Changes, pp. 101-103. Institute of Geology, Academy of Science of the Czech rep., Prague.

McFadden L.D. a Hendricks D. M. (1985): Changes in the content and composition of pedogenic iron oxyhydroxides in a chronosequence of soils in southern California. Quaternary Research 23, 189-204.

Mehlich A. (1978): New extractant for soil test evaluation of phosphorus, potassium, magnesium, calcium, sodium, manganese and zinc. Communications in Soil Science and Plant Analyses 9, 477-492.

Meites L., ed. (1963): Handbook of Analytical Chemistry. McGraw-Hill, New York.

Merino E. (2006): Dust, terra rossa, replacement, and karst: striking chemical geodynamics in the Critical Zone. Geophysical Research Abstracts, Vol. 8: 10522.

Mihevc, A., Slabe T. and Šebela, S. (1998): Denuded caves – an inherited element in the karst morphology: the case from Kras. Acta Carsologica 27, 165-174.

Němeček J. a kol. (2001): Taxonomický klasifikační system půd České republiky. Česká zemědělská univerzita, Praha. 79 s.

Němeček J., Smolíková L. and Kutílek M. (1990): Pedologie a paleopedologie (In Czech).

Panoš V., Špičák J. and Vozdecký J. (1992): Moravský kras (In Czech). Venuše, Prague. 185 p.

Rosický V. and Kokta J. (1961): Příručka pro určování nerostů. Nakladatelství Československé akademie věd. Praha.

Singer A, Schwertmann U. and Friedl J. (1998): Iron oxide mineralogy of Terra Rossae and Rendzinas in relation to their moisture and temperature regimes. European Journal of Soil Science 49: 385-395.

Smolíková L. (1990): Regionální paleopedologie. In: Pedologie a paleopedologie (J. Němeček, L. Smolíková a M. Kutílek), s. 405-479. Academia, Praha.

Soil Taxonomy (1999): Agric. Handbuook 436. US Government Printing Office, Washington.869 p.

Stárka V. (1984): Český kras (In Czech). STN, Prague.

Suk M., ed. (1984): Geological history of the Czech Socialist Republic. National Geological Institute, Prague.

Šály R. (1993): Lesné pody (in Slovakian). In: Slovensky kras (M. Rozloznik and Karasova E., eds.), pp. 55-69. Osveta, Bratislava.

Šušteršič F. (1994): Classic dolines of classical site. Acta Carsologica 23, 123-154.

Šušteršič F. (2004): Cave sediments and denudated caverns in the Laski ravnik, classical karst of Slovenia. In: Studie sof Cave Sediments. Physical and Chemical Records of Paleoclimate (I.D. Sasawsky and J. Mylroie, eds.), pp. 123-134. Kluwer, New York.

Torrent J. a Cabedo A. (1986): Sources of iron oxides in reddish brown soil profiles from calcarenites in southern Spain. Geoderma 37, 57-66.

Tučan F. (1912): Terra Rossa, deren Natur and Entschung. Jahrbuch Min. Geol. Pal. 34, 401-430.

Warne S. J. (1962): Quick field or laboratory staining scheme for differentiattion of the major carbonate minerals. Journal of Sedimentology and Petrography 32, 29-38.

Waychunas G. A. (1991): Crystal Chemistry of Oxides and Oxyhydroxides. In Oxide minerals: Petrologic and magnetic significance (D. H. Lindsley, ed.), pp. 11-68. Mineralogical Society of America Reviews in Mineralogy 25.

Yardley B. W. D., Mackenzie W.S. and Guilford C. (1990): Atlas of metamorphic rocks and their textures. Longman, London. 120 p.

Žigová A. (2004) Evoluce půdního pokryvu v Českém krasu ve vztahu k pedodiverzitě a klasifikačním systému půd. In: Pedodiverzita. Sborník z konference Pedologické dny 2004 (M. Rohošková, ed.), s. 69-75. ČZU, Praha.

Tab. 1. Přehled studijních ploch

| **Studijní plocha** | **Lokalizace** | **Průměrná roční teplota, roční srážkový úhrn** | **Charakteristika krasového substrátu** |
|---|---|---|---|
| Čepovan | 13°48'E, 46°3'N, 660 m n.m. | 8°C, 2400 mm | banjšicovská facie Vysokohorského Dinárského krasu |
| Komen | 13°45'E, 45°49'N, 270 m n.m. | 10°C, 1500mm | svrchnokřídové vápence |
| Divača | 13°59'E, 45°40'N, 450 m n.m. | 10°C, 1400 mm | vysokoprocentní, intenzivně zkrasovatělý svrchnokřídový vápenec |
| Laze | 14°16'E, 45°51'N, 470 m n.m. | 8°C, 1800 mm | spodnokřídová dolomito-vápencová facie |
| Verd | 14°19'E, 45°57'N, 410 m n.m. | 8°C, 1600mm | jurská dolomito-vápencová facie |
| Visnja Gora-Brezje | 14°46'E, 45°57'N, 380 m n.m. | 8°C, 1300mm | svrchnotriasový dolomit |
| Tribuče | 15°15'E, 45°33'N, 190 m n. m. | 8°C, 1250 mm | spodnokřídový vápenec |
| Kočevská Reka | 14°49'E, 45°34'N, 570 m n.m. | 8°C, 1600mm | intenzivně zkrasovatělé jurské vápence |
| Lož | 14°29'E, 45°44'N, 660 m n.m. | 6°C, 1500mm | jurská dolomito-vápencová facie |
| Skalka | 49°16´7.77´´N, 16°44´30.2´´E, 460 m n.m. | 7.5°C, 630 mm | devonské (frasn) vápence vilémovického souvrství |
| Březina I | 49°16´51.66´´N 16°44´40.45´´ 420 m n.m. | 7.5°C, 630 mm | devonské (frasn) vápence vilémovického souvrství |
| Březina II | 49°16´51.66´´N 16°44´40.45´´ 420 m n.m. | 7.5°C, 630 mm | devonské (frasn) vápence vilémovického souvrství |
| Sloup | 49° 24´41.5´´N, 16° 44´60.6´´E, 490 m n.m. | 6.5°C, 680 mm | devonské (givet-frasn) vápence macošského souvrství |
| Hostim | 49°57´08´´N, 14°8´48.21´´, 320 m n.m. | 8°C, 450 mm | spodnodevonské vápence |
| Tmáň | 49°54´25.21´´N, 14°4´22.15´´E 390 m n.m. | 8.5°C, 450 mm | devonské (prag) vápence koněprusko-slivenského souvrství |
| Suchomasty | 49°54´37.77´´N, 14°4´33.94´, 340 m n.m. | 8.5°C, 450 mm | devonské (spodní eifel) vápence suchomastského souvrství |
| Tetín | 49°56´36.34´´N, 14o5´30.28´´E, 310 m n.m. | 8°C, 470 mm | devonské (prag) vápence řeporyje-loděnického souvrství |
| Maloměřice | 49°13´25.87´´N, 16°41´51.82´´E, 380 m n.m. | 7°C, 570 mm | devonský (svrchní famen) vápenec hádského souvrství |

Tab. 2. Popis půdních vlastností studijních ploch.

| Oblast | Studijní plocha | Vzorek | Hloub-ka (cm) | Barva[1] | Zrnitostní frakce (hmotn. %) | | | | pH[2]/H20 | pH/CaCl$_2$ | $CaCO_3$ (%)[3] | T (mmol.100g-1) | S (mmol.100g-1) | V (%)[4] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | jíl | prach | prachový písek | písek | | | | | | |
| Dinárský Kras | Čepovan | 1 | 32-35 | 2.5YR 5/8 | 28,7 | 39,6 | 24,6 | 7,1 | 4,88 | 4,67 | 0,00 | 25,30 | 3,00 | 11,86 |
| | | 2 | 35→ | 10R 5/7 | 31,0 | 36,0 | 23,4 | 9,6 | 5,50 | 5,39 | 0,00 | 16,70 | 2,00 | 11,98 |
| | Komen | 3 | 32-45 | 2.5YR 3/8 | 37,0 | 23,1 | 23,1 | 16,8 | 3,92 | 3,66 | 0,00 | 35,40 | 6,90 | 19,49 |
| | | 4 | 45→ | 10R 4/6 | 29,5 | 31,0 | 25,3 | 14,2 | 3,79 | 3,48 | 0,00 | 30,30 | 3,10 | 10,23 |
| | Divača | 5 | 16-35 | 10Y 3/6 | 44,0 | 34,4 | 17,6 | 4,0 | 6,60 | 6,38 | 0,10 | 33,50 | 25,00 | 74,63 |
| | | 6 | 35→ | 2.5 YR 4.5/6 | 48,9 | 34,0 | 15,0 | 2,1 | 5,66 | 5,41 | 0,00 | 31,60 | 19,70 | 62,34 |
| | Laze | 7 | 8-18 | 10Y 3.5/6 | 35,6 | 30,4 | 26,1 | 7,9 | 4,97 | 4,73 | 0,10 | 38,90 | 20,90 | 53,73 |
| | | 8 | 18→ | 2.5 YR 5/6 | 41,3 | 30,8 | 24,0 | 3,9 | 4,92 | 4,77 | 0,00 | 43,00 | 26,20 | 60,93 |
| | Verd | 9 | 15-40 | 2.5 YR 4/8 | 31,7 | 26,3 | 26,9 | 15,1 | 4,96 | 4,82 | 0,00 | 38,30 | 22,20 | 57,96 |
| | | 10 | 40→ | 10R 5/6 | 34,1 | 27,1 | 22,4 | 16,4 | 5,82 | 5,71 | 0,10 | 35,40 | 29,50 | 83,33 |
| | Višnja Gora – Brezje | 11 | 45-110 | 2.5 YR 4.5/6 | 35,1 | 33,9 | 27,2 | 3,8 | 7,14 | 6,91 | 0,20 | 22,70 | 22,70 | 100,00 |
| | | 12 | 110→ | 10R 4/8 | 41,1 | 23,1 | 25,1 | 10,7 | 7,09 | 6,93 | 0,10 | 30,00 | 28,60 | 95,33 |
| | Tribuce | 13 | 18-55 | 7.5R 4.5/8 | 30,5 | 32,4 | 24,6 | 12,5 | 4,39 | 4,07 | 0,00 | 17,40 | 7,10 | 40,80 |
| | | 14 | 55→ | 10R 6/8 | 25,5 | 34,1 | 27,4 | 13,0 | 4,34 | 3,87 | 0,02 | 18,40 | 7,70 | 41,85 |
| | Kočevskaja Reka | 15 | 28-55 | 7.5R 5.5/8 | 31,7 | 27,8 | 30,5 | 10,0 | 4,39 | 4,12 | 0,00 | 27,90 | 9,90 | 35,48 |
| | | 16 | 55→ | 10R 5/8 | 36,1 | 30,1 | 28,9 | 4,9 | 4,33 | 4,05 | 0,00 | 27,90 | 10,50 | 37,63 |
| | Lož | 17 | 20-60 | 5R 4.5/8 | 44,2 | 39,0 | 13,3 | 3,5 | 6,95 | 6,74 | 0,30 | 30,70 | 19,30 | 62,87 |
| | | 18 | 60→ | 10R 4/8 | 58,6 | 32,0 | 8,4 | 1,0 | 6,76 | 6,61 | 0,10 | 27,50 | 24,20 | 88,00 |
| Moravský kras | Skalka | 19 | 42-60 | 2.5 YR 4/8 | 31,9 | 21,6 | 22,4 | 24,1 | 7,37 | 7,17 | 23,20 | 42,30 | ND | ND |
| | | 20 | 60→ | 10R 4/6 | 33,6 | 20,8 | 17,6 | 28,0 | 7,47 | 7,26 | 33,60 | 39,20 | ND | ND |

| | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Březina I | 21 | 48-65 | 2.5 YR 4.5/6 | 45,5 | 24,0 | 16,1 | 14,4 | 7,33 | 7,19 | 12,80 | 46,80 | ND | ND |
| | | 22 | 65→ | 10R 4/3 | 46,5 | 20,6 | 16,5 | 16,4 | 7,41 | 7,20 | 11,20 | 46,80 | ND | ND |
| | Březina II | 23 | 29-45 | 2.5YR 5/8 | 41,3 | 25,4 | 17,1 | 16,2 | 7,50 | 7,31 | 10,20 | 45,50 | ND | ND |
| | | 24 | 45→ | 10R 4/8 | 30,8 | 21,7 | 11,3 | 36,2 | 7,55 | 7,34 | 31,20 | 31,80 | ND | ND |
| | Sloup | 25 | 20-45 | 2.5YR 4/8 | 35,2 | 20,6 | 16,4 | 27,8 | 7,57 | 7,34 | 17,60 | 26,20 | ND | ND |
| | | 26 | 45→ | 10R 4/6 | 39,9 | 21,8 | 12,3 | 26,0 | 7,36 | 7,26 | 18,40 | 24,00 | ND | ND |
| Český kras | Hostim | 27 | 28-45 | 7.5R 5.5/8 | 35,4 | 29,9 | 15,3 | 19,4 | 7,12 | 7,01 | 0,80 | 36,60 | ND | ND |
| | | 28 | 45→ | 10R 6/8 | 42,3 | 30,8 | 16,9 | 10,0 | 7,26 | 7,12 | 7,20 | 32,50 | ND | ND |
| | Tmáň | 29 | 12-35 | 5R 4.5/8 | 39,7 | 34,3 | 13,0 | 13,0 | 6,90 | 6,64 | 2,80 | 35,80 | ND | ND |
| | | 30 | 35→ | 10R 4/3 | 35,9 | 34,2 | 13,5 | 16,4 | 7,12 | 6,83 | 2,40 | 37,50 | ND | ND |
| | Suchomasty | 31 | 21-60 | 2.5 YR 6/8 | 28,2 | 25,1 | 14,8 | 31,9 | 7,71 | 7,39 | 24,80 | 21,20 | ND | ND |
| | | 32 | 60→ | 10R 5/4 | 21,8 | 22,4 | 20,3 | 35,5 | 7,70 | 7,39 | 9,00 | 22,40 | ND | ND |
| | Tetín | 33 | 26-55 | 10Y 3.5/6 | 29,3 | 25,7 | 18,4 | 26,6 | 7,56 | 7,32 | 1,30 | 24,10 | ND | ND |
| | | 34 | 55→ | 2.5 YR 4.5/6 | 23,1 | 27,8 | 19,4 | 29,7 | 7,57 | 7,27 | 0,40 | 19,60 | ND | ND |
| Moravský Kras | Maloměřice | 35 | 32-55 | 10R 5/6 | 31,1 | 42,6 | 14,0 | 12,3 | 6,00 | 5,79 | 0,00 | 29,10 | 26,60 | 91,41 |
| | | 36 | 55→ | 7.5R 4/7 | 44,0 | 41,0 | 7,8 | 7,2 | 5,83 | 5,46 | 0,00 | 37,70 | 35,70 | 94,69 |

[1]Munsell Soil Colour Charts (2000)

[2]ISO/DIS 10390 (1992).

[3]ISO/DIS 10693 (1993).

[4]Mehlich (1978); ND – stupeň nasycenosti sorpčního komplexu stran obsahu $CaCO_3$ vyššímu než 0.3 % nebyl zjišťován

Tab 3. Chemické složení vybraných tří vzorků, detekční limit 20 ppm.

| | Čepovan (vzorek č. 2) | | Laze (vzorek č. 8) | | Březina II (vzorek č. 24) | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Hmotnostní koncentrace | | | | | | |
| Složka | hmotnostní %] | $s_x$[1] | hmotnostní % | $s_x$ | hmotnostní % | $s_x$ |
| $SiO_2$ | 62.2 | 0.2 | 59.1 | 0.4 | 62.1 | 0.4 |
| $TiO_2$ | 1.35 | 0.05 | 1.09 | 0.05 | 1.32 | 0.05 |
| $Al_2O_3$ | 21.1 | 0.2 | 24.6 | 0.2 | 17.2 | 0.2 |
| $Fe_2O_3$ | 7.7 | 0.1 | 10.9 | 0.2 | 6.9 | 0.1 |
| MnO | 0.24 | 0.02 | 0.021 | 0.002 | 0.113 | 0.009 |
| MgO | 2.71 | 0.08 | 0.95 | 0.04 | 1.64 | 0.06 |
| CaO | 0.75 | 0.04 | 0.14 | 0.01 | 5.0 | 0.1 |
| $Na_2O$ | 0.68 | 0.03 | 0.061 | 0.011 | 0.3 | 0.02 |
| $K_2O$ | 2.72 | 0.08 | 1.52 | 0.06 | 3.21 | 0.09 |
| $P_2O_5$ | 0.23 | 0.02 | 0.067 | 0.005 | 0.14 | 0.01 |
| $SO_3$ | 0.111 | 0.009 | 0.088 | 0.007 | 0.14 | 0.01 |
| ***H, LI, BE, B, C, N, O, F AND NE***[2] | *0.00* | - | *1.09* | - | *1.67* | - |
| ***CELKEM*** | *100.00* | - | *100.00* | - | *100.00* | - |
| Koncentrace v ppm | | | | | | |
| element | [ppm] | $s_x$ | [ppm] | $s_x$ | [ppm] | $s_x$ |
| Cl | 70 | 20 | n.d.[3] | - | 870 | 70 |
| Sc | 20 | 6 | 18 | 6 | n.d. | - |
| V | 220 | 20 | 550 | 40 | 170 | 20 |
| Cr | 150 | 10 | 220 | 20 | 140 | 10 |
| Co | 48 | 7 | 37 | 9 | 33 | 7 |
| Ni | 71 | 7 | 190 | 20 | 72 | 8 |
| Cu | 26 | 8 | 103 | 10 | 68 | 9 |
| Zn | 130 | 10 | 130 | 10 | 110 | 10 |
| Ga | 27 | 4 | 26 | 4 | 19 | 4 |
| As | n.d.[3] | - | 50 | 10 | n.d. | - |
| Br | 33 | 3 | n.d. | - | n.d. | - |
| Rb | 120 | 10 | 130 | 10 | 130 | 10 |
| Sr | 101 | 9 | 54 | 5 | 120 | 10 |
| Y | 48 | 6 | 21 | 6 | 59 | 6 |
| Zr | 440 | 40 | 260 | 20 | 420 | 40 |
| Nb | 24 | 4 | 17 | 4 | 22 | 3 |
| Mo | n.d. | - | 19 | 9 | n.d. | - |
| Ba | 130 | 20 | 40 | 20 | 200 | 20 |
| La | 44 | 8 | 45 | 7 | 41 | 8 |
| Er | 60 | 20 | 110 | 20 | 70 | 20 |
| Pb | 37 | 6 | 20 | 6 | 27 | 6 |
| Bi | 21 | 5 | n.d. | - | n.d. | - |

[1]Standardní odchylka

[2]Metodicky nezvládnutelné stanovení koncentrací prvků skupin periodické soustavy 1 a 2, tj. s nižším postavením než je sodík, vedlo k nutnosti pouze jednoho součtového údaje pro celou skupinu

[3]Koncentrace pod detekčním limitem

Tab. 4. Určení stáří půdních vzorků č. 30 (Tmáň, Český kras) a 36 (Maloměřice, Moravský kras)

| Vzorek | Při obsahu vody (%) | Absorbovaná radiace (1Gy = 1 J/kg látky) | Energie deponovaná za 1000 let(Gy/ka) | Stáří v tisíciletích |
|---|---|---|---|---|
| 30 | 4 | 414±39 | 2,72±0,14 | 152±17 |
| 36 | 10 | 401±39 | 0,96±0,07 | 416±50 |

Tab. 5. Kvalitativní (druhy1) a kvantitativní (%) zastoupení těžkých minerálů ve vzorcích vybraných studijních ploch

| **Hostim - vz. 28** | |
|---|---|
| **(%)** | |
| opakní | 50 |
| průsvitné | 50 |

| | |
|---|---|
| **Amf** | **29** |
| And | 0 |
| **Ap** | **1** |
| **Ep** | **2** |
| **Grt** | **33** |
| **Ky** | **4** |
| **Rt** | **5** |
| **St** | **12** |
| **Ttn** | **2** |
| **Tur** | **6** |
| **Zrn** | **6** |

| **Tmáň - vz. 30** | |
|---|---|
| **(%)** | |
| opakní | 95 |
| průsvitné | 5 |

| | |
|---|---|
| **Amf** | **17** |
| **And** | **4** |
| Ap | 0 |
| Ep | 0 |
| **Grt** | **2** |
| **Ky** | **2** |
| Rt | 0 |
| **St** | **46** |
| **Ttn** | 0 |
| **Tur** | **10** |
| **Zrn** | **19** |

| **Suchomasty-32** | |
|---|---|
| **(%)** | |
| opakní | 98 |
| průsvitné | 2 |

| | |
|---|---|
| Amf | 0 |
| And | 0 |
| Ap | 0 |
| Ep | 0 |
| Grt | 0 |
| Ky | 0 |
| **Rt** | **9** |
| **St** | **6** |
| **Ttn** | **3** |
| **Tur** | **18** |
| **Zrn** | **64** |

| **Tetín - vz. 34** | |
|---|---|
| **(%)** | |
| opakní | 80 |
| průsvitné | 20 |

| | |
|---|---|
| Amf | 0 |
| And | 0 |
| Ap | 0 |
| Ep | 0 |
| **Grt** | **1** |
| **Ky** | **25** |
| **Rt** | **9** |
| **St** | **36** |
| **Ttn** | **1** |
| **Tur** | **22** |
| **Zrn** | **6** |

| **Maloměřice-36** | |
|---|---|
| **(%)** | |
| opakní | 95 |
| průsvitné | 5 |

| | |
|---|---|
| **Amf** | **7,5** |
| And | 0 |
| **Ap** | **2,5** |
| **Ep** | **2,5** |
| **Grt** | **70** |
| **Ky** | **5** |
| **Rt** | **2,5** |
| **St** | **2,5** |
| **Ttn** | **2,5** |
| **Tur** | **5** |
| Zrn | 0 |

1Amfibol, andaluzit, apatit, epidot, granát, kyanit, rutil, staurolit, titanit, turmalín a zirkon

Tab. 6. Souhrnné výsledky mikroskopických a makroskopických analýz sloučenin železa všech studijních ploch, výsledně sdružených do pěti skupin dle zjištěných parametrů

| skupina | vzorek | při hodnotě pH/H20 | barva | | | | | | | | | formy železa ve vzorcích (v obj. %) | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | sv.-stř. krém | krém-cihla | cihla | sv. hrudky | $Fe^{III}$ $K_4Fe(CN)_6$ | $Fe^{II}$ Isakov | $Fe^{III}$ Isakov | contact with acid solutions | magn. klasty | $Fe^{III}$ na prach | GOET kon krece | MAGN kon krece | HEM kon krece | povlak křemit konkr. | konkr. tmele ne Ca | $K_3Fe(CN)_6$ +alizar | $K_4Fe(CN)_6$ +alizar | OBA - na kalcit |
| 1. | 2 | 5,50 | A | | | | A | A | A | | | 80% | 10% | + | | | | | A | |
| | 12 | 7,09 | A | | | | A | + | A | | | 40% | 40% | | + | 10% | | | A | |
| | 36 | 5,83 | A | | | | A | + | | | | 40% | 10% | | | 10% | | | A | |
| | 10 | 5,82 | | | A | | A | + | A | | A | 40% | | 10% | 40% | + | | | A | |
| 2. | 8 | 4,92 | | | A | | A | + | A | | | 40% | | | 40% | + | | | A | |
| | 4 | 3,79 | | | A | | A | + | A | | A | 30% | | | 70% | + | | | + | |
| | 6 | 5,66 | | | A | | A | + | A | | A | 30% | | + | 70% | + | | | + | |
| | 16 | 4,33 | | A | | | A | + | + | | A | 30% | 30% | 5% | | 10% | | | A | |
| | 18 | 6,76 | A | | | | A | + | + | | A | 30% | 30% | 5% | | 10% | | | A | |
| | 14 | 4,34 | | A | | | A | + | + | | A | 10% | 30% | + | | 10% | | | A | |
| | 34 | 7,57 | | | A | | A | + | | | A | 10% | 30% | + | 5% | 5% | | | A | |
| 3. | 22 | 7,41 | A | | | A | + | + | + | AA | | 30% | 10% | | | 10% | 30% | | A | A |
| | 30 | 7,12 | A | | | A | A | + | + | AA | | 30% | 10% | | | 10% | 30% | | A | A |
| 4. | 28 | 7,26 | | A | | A | + | + | + | AA | A | 30% | | 5% | | 10% | 30% | | A | A |
| 5. | 32 | 7,70 | A | | | A | + | + | + | AA | A | 20% | + | 5% | | 5% | 30% | | A | A |
| | 26 | 7,36 | | | A | A | + | + | + | AA | A | | 5% | + | 30% | 5% | 30% | | | A |
| | 24 | 7,55 | A | | | A | + | + | + | AA | | | | | 20% | + | 30% | | | A |
| | 20 | 7,47 | | | A | A | + | + | + | AA | | | | | 20% | | 30% | | | A |

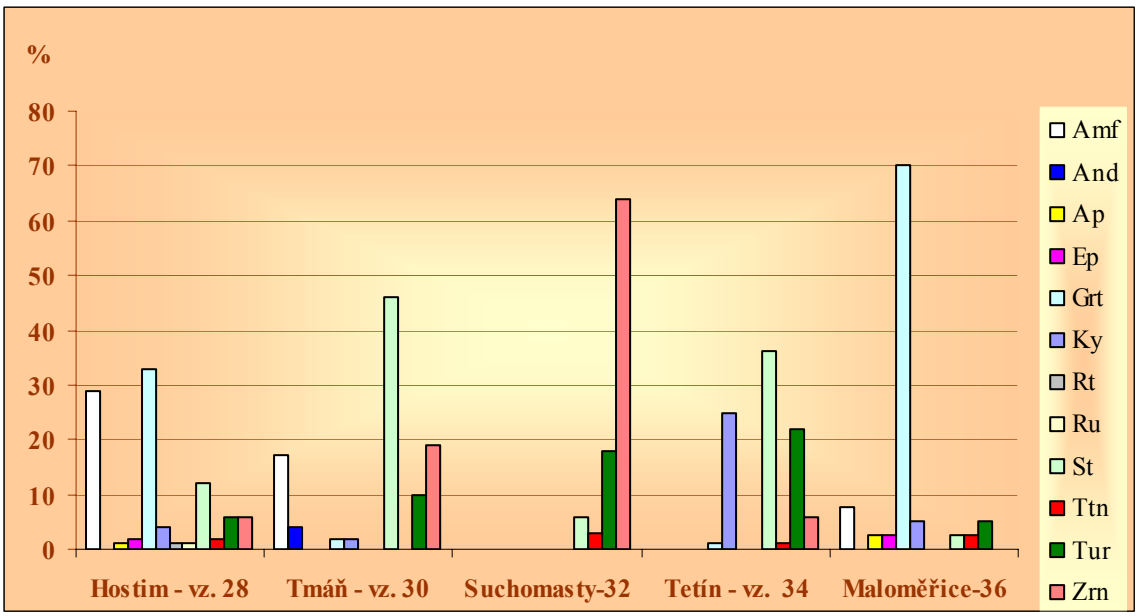
A ... charakt. barva

A ... reakce pozitivní
AA ... reakce bouřlivá
+ ... reakce slabá
… reakce negativní

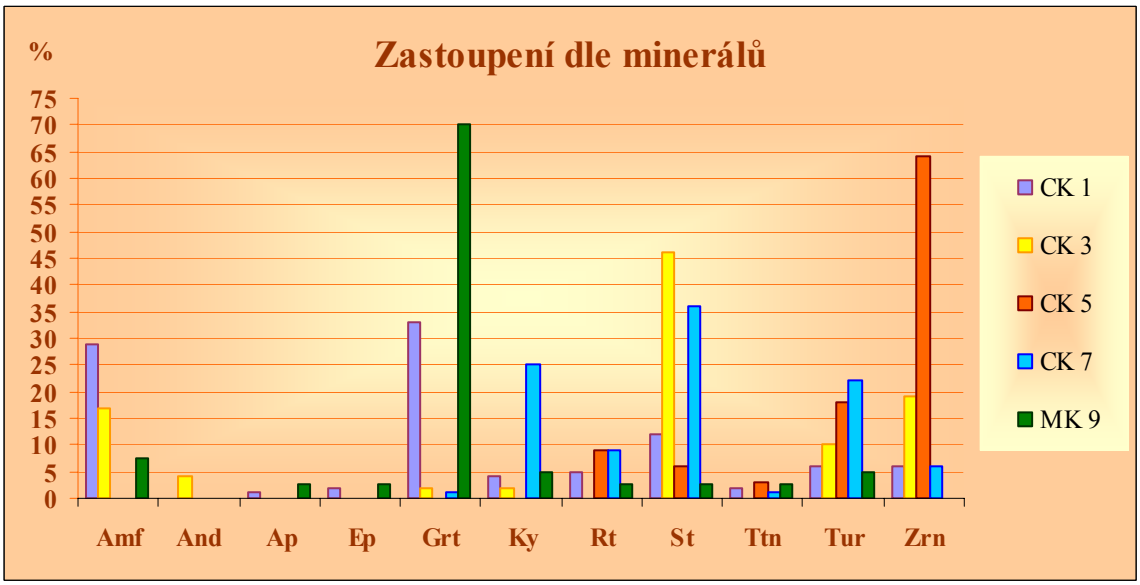
+ ... akcesorický výskyt

A ... reakce pozitivní
+ ... reakce slabá

Obr. 1 Charakteristika vybraných studijních ploch dle přítomnosti těžkých minerálů




Obr. 2. Přítomnost jednotlivých druhů těžkých minerálů ve vzorcích vybraných studijních ploch



# NALEZENÍ VHODNÉ VZORKOVACÍ SÍTĚ PRO SLEDOVÁNÍ PŮDNÍ VARIABILITY VYBRANÝCH PŮDNÍCH VLASTNOSTÍ

# Suitable sampling scheme searching for describing spatial variability selected soil properties

**Radim VAŠÁT, Luboš BORŮVKA**

*Katedra pedologie a geologie, Česká zemědělská univerzita v Praze, 165 21 Praha 6- Suchdol, e-mail: vasat@af.czu.cz*

**Abstrakt**
Geostatistika je metoda pro předpovídání hodnot půdních vlastností v místech, kde půda nebyla vzorkována. Vlastnosti půd se mohou v prostoru výrazně měnit a proto je třeba pro jejich popis zvolit optimální odběrové schéma. Otázkou je, jaké vzorkovací schéma a s jakým počtem jednotlivých odběrových bodů v síti použít. Za tímto účelem byly testovány dva pozemky s podobnou rozlohou a půdním typem (kambizem) v okrese Rakovník. Srovnání hlavních parametrů variogramu (nugget, práh, rozsah, poměr nugget/práh) a další kriteria hodnocení přinesli následující zjištění. Přibližně do 50 odběrových bodů v síti (2 body /ha) můžeme očekávat výrazné kolísání parametrů variogramu, přičemž použití počtu bodů nad tuto hranici vede k jejich stabilizaci. Mapování prostorového rozložení kvality humusových látek a obsahu organického C vyžaduje vyšší intenzitu vzorkování (cca 2,5 až 3,3 bodů/ha) než půdní reakce (1,7-2,4/ha). Lepších výsledků je dosaženo použitím pravidelné vzorkovací sítě v porovnání s utříděnou nevyrovnanou a náhodnou sítí.

**Klíčová slova**
Půdní průzkum, vzorkovací schémata, geostatistika, optimalizace

**Abstract**
Geostatistics is a technique for estimating the local values of soil properties that vary in space from sample data. This paper aims to answer following questions: How many sampling points and which sampling scheme give optimal results? Two lands with similar area and soil type (cambisol) were chosed to test. Main variogram parameters (nugget, sill, range and nugget/sill proportion) were compared with following conclusions. To about 50 sampling points in the grid (approximately 2 points per hectare) we can expect very wide fluctuation of variogram parameters. 50 and more point grid leads to parameters stabilizing (soil pH). The humus quality and organic C content spatial distribution mapping require increase in sampling density to about 2,5 to 3,3 points per hectare. The regular grid showed better results compared to systematic unaligned grid and random grid.

**Key words**
Soil survey, sampling schemes, geostatistics, optimalization

## ÚVOD

Chceme-li sledovat půdní variabilitu a plošné rozložení půdních vlastností na určité ploše, musíme nejprve ovzorkovat dané území vybranou vzorkovací sítí s určitým počtem jednotlivých míst odběru. Data, která následně získáme analýzou půdních vzorků, můžeme nejprve podrobit klasickému statistickému šetření a zjistit tak základní ukazatele variability (rozptyl, směrodatnou odchylku, variační rozpětí, atd.), nebo můžeme za použití vhodné interpolační techniky (kriging) odhadnout plošné rozložení dané půdní charakteristiky a sledovat tak vývoj půdní variability v kombinaci s jinými činiteli. Vhodnými prostředky (parametry variogramu, krigingový rozptyl, atd.) můžeme dále optimalizovat důležité

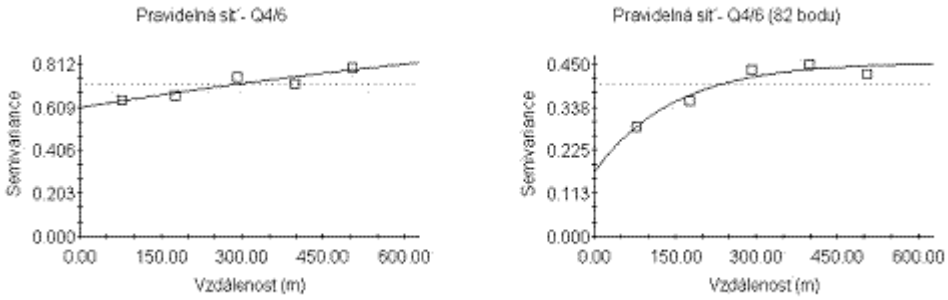
parametry odběru, a to zejména volbu nejvhodnějšího vzorkovacího schématu (pravidelná síť, nepravidelná síť, utříděná nevyrovnaná síť, atd.) a počtu jednotlivých bodů odběru (Oliver et al.1991). Cílem hledání optimálního vzorkovacího schématu je minimalizace nákladů vynaložených na půdní průzkum při získání dostatečně přesných výsledků.

## MATERIÁL A METODY

Dva pozemky v okrese Rakovník (obec Nové Strašecí) s podobnou rozlohou a půdním typem (kambizem) byly podrobeny zkoumání v květnu 2004. První pozemek, U Kuchaře (21 ha) byl vzorkován dle dvou odběrových schémat, pravidelnou sítí 54 x 54 m (57 bodů) a systematickou neutříděnou sítí (53 bodů). Druhý pozemek, Na Borách (23,7 ha), byl vzorkován za použití pravidelné odběrové sítě 54 x 54 m (90 bodů). Z půdních vlastností byla sledována aktivní a výměnná půdní reakce ($pH_{H2O}$ a $pH_{KCl}$), obsah organického uhlíku ($C_{org}$) a kvalita humusových látek ($Q_{4/6}$). Nejprve byly porovnány dvě různá odběrová schémata na pozemku U Kuchaře z hlediska získaných parametrů variogramu při popisu prostorové závislosti sledovaných půdních vlastností. Při popisu prostorové závislosti půdních vlastností byl uplatněn postup odstranění extrémních hodnot (Penížek et al. 2004). V dalším kroku byly celkové soubory dat obou pozemků (u pozemku U Kuchaře byly nejprve sloučeny obě odběrové sítě) rozděleny do náhodných podsouborů čítajících 10, 20, 30, 40, 50, 70, 90 a 110 odběrových bodů (U Kuchaře), resp. 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90 odběrových bodů (Na Borách). Prostorová závislost byla popsána zvlášť pro každý podsoubor a každou sledovanou půdní vlastnost za použití variogramu. Kartogramy popisující plošné rozložení dané půdní vlastnosti byly vytvořeny metodou běžného krigingu. V poslední fázi byly pro každý pozemek vytvořeny tři typy odběrových sítí (náhodná síť, pravidelná síť a utříděná nevyrovnaná síť) s různým počtem bodů (přibližně 20 až 200). S pomocí prostorové závislosti každé půdní vlastnosti vyjádřené modelem variogramu, byl pro každý bod "uměle" vytvořené odběrové sítě vypočten odhad rozptylu interpolovaných hodnot metody kriging (čili odhad neurčitosti s jakou je hodnota půdní vlastnosti v daném bodě interpolována).

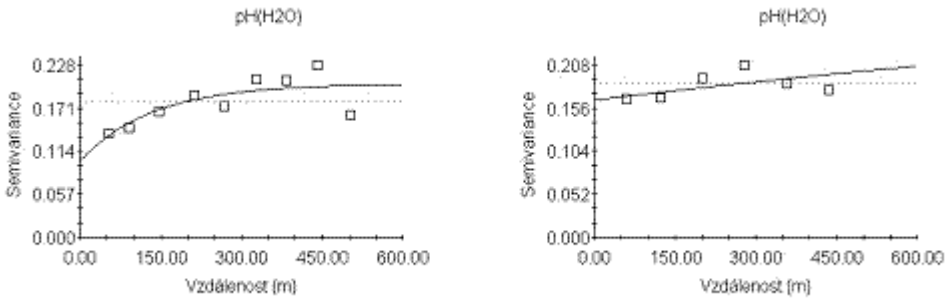
## VÝSLEDKY

Odstranění extrémních hodnot výrazněji napomohlo popisu prostorové závislosti kvality humusových látek (oba pozemky) a obsahu organického uhlíku (Na Borách), ve všech případech bylo odstraněno přibližně 10% hodnot. Příklad pro $Q_{4/6}$ (Na Borách) uvádí Obr. 1.



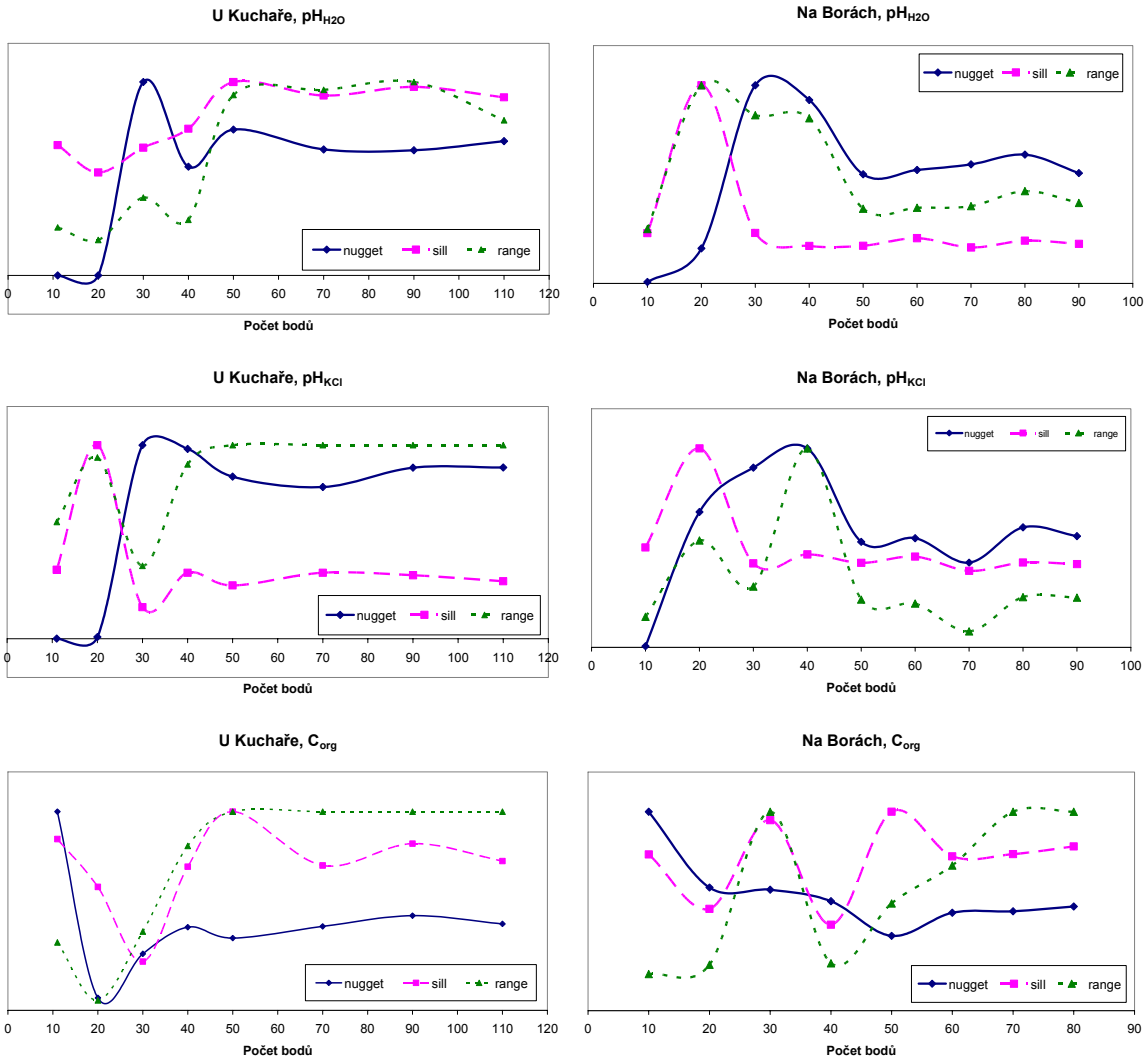

*Obr. 1: Průběh prostorové závislosti $Q_{4/6}$ před a po odstranění extrémních hodnot*

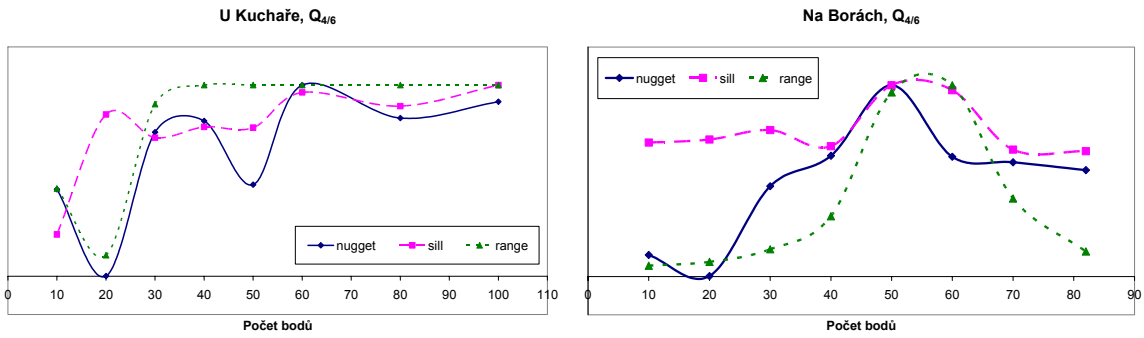
Pravidelná vzorkovací síť použitá na pozemku U Kuchře poskytla lepší výsledky (zejména nižší podíl nuggetu na celkovém prahu variogramu) než systematická neutříděná síť ve třech ze čtyř případů. Pouze v případě kvality humusových látek nebyl nalezen výraznější rozdíl mezi schématy. Příklad aktivní půdní reakce ($pH_{H2O}$) uvádí Obr. 2. Vývoj parametrů variogramu v závislosti na počtu bodů v síti ukázal, že přibližně do 40 až 60 bodů v síti (přibližně 1,7 – 3,3 body/ha) můžeme očekávat velmi výrazné kolísání těchto parametrů, zatímco použití počtu bodů nad tuto hranici vede ke stabilizaci parametrů variogramu.



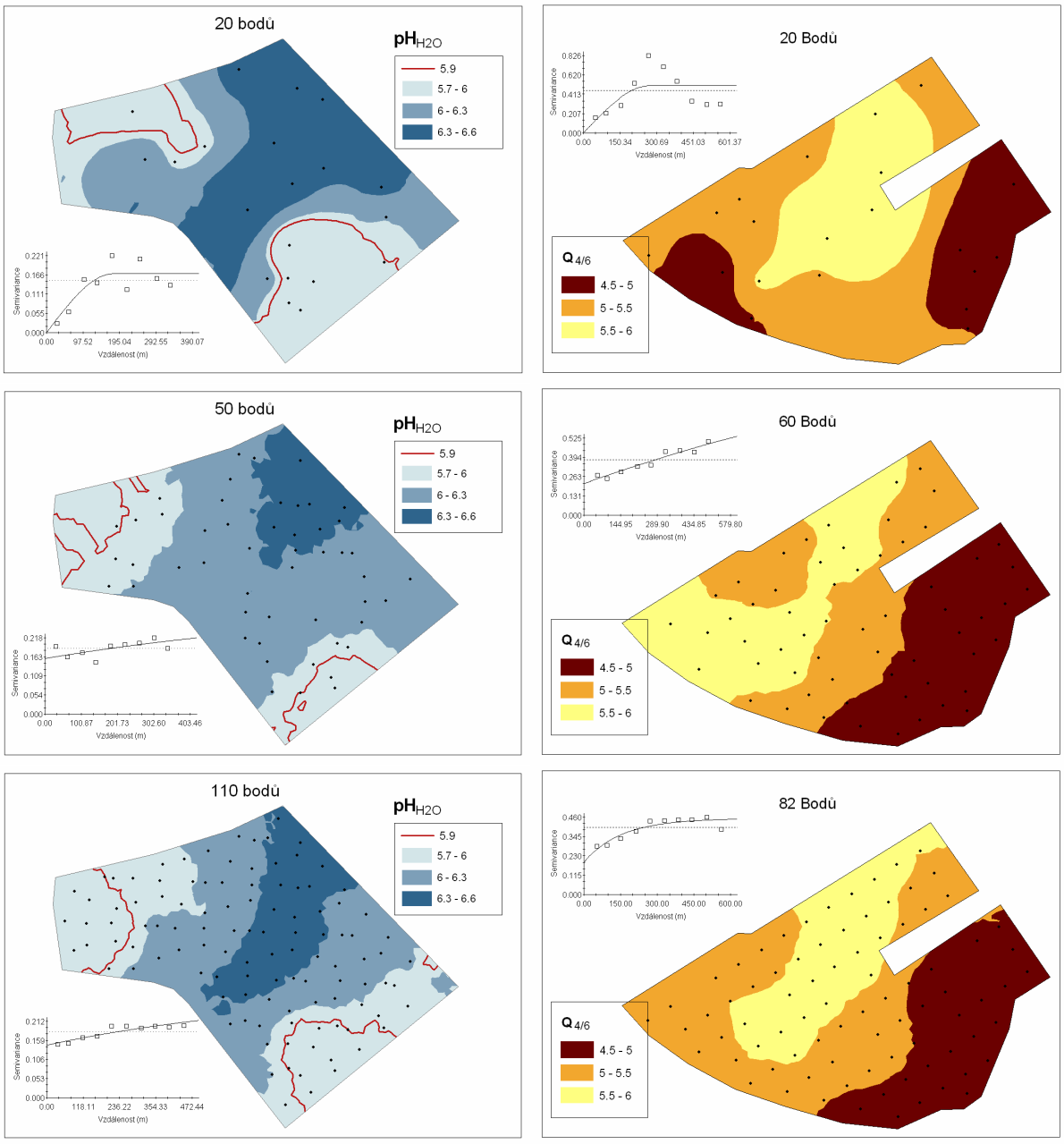

*Obr. 2: Průběh prostorové závislosti $pH_{H2O}$ pro pravidelnou (vlevo) a utříděnou nevyrovnanou (vpravo) vzorkovací síť*

Zatímco při popisu prostorové závislosti půdní reakce (aktivní i výměnné) se jeví optimální použití počtu bodů na spodní hranici zjištěného rozmezí (1,7 až 2,4 bodů/ha), u kvality humusových látek a obsahu organického uhlíku je zapotřebí většího množství odběrových bodů v síti (2,1 až 3,3 bodů/ha) pro získaní stabilních parametrů variogramu (Obr. 3). Výsledná podoba kartogramů vykreslených na základě interpolační techniky kriging kopíruje do značné míry předchozí zjištění. Také zde se po dosažení kritického počtu bodů v síti výsledná podoba kartogramů téměř nemění (Obr. 4).



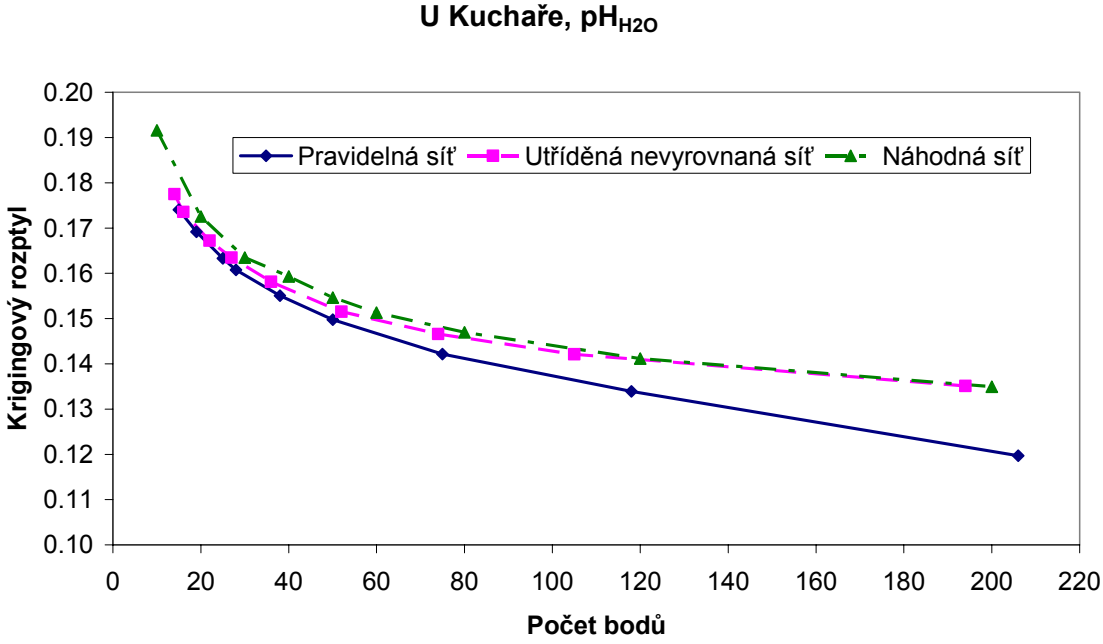



*Obr. 3: Kolísaní parametrů variogramu při použití různého počtu odběrových bodů v síti*




*Obr. 4: Příklady vykreslených kartogramů pro různý počet odběrových bodů v síti, pHH2O pozemek U Kuchaře (vlevo) a Q4/6 pozemku na Borách (vpravo)*

Výsledek odhadu krigingového rozptylu pro tři různá vzorkovací schémata s různým počtem odběrových bodů v síti potvrdil, že nejvýhodnější pro zpracování metodami geostatistiky je pravidelné vzorkovací schéma. Pravidelné schéma vykazuje ve všech případech nejnižší odhad krigingového rozptylu což znamená, že výsledný odhad je zatížen nejmenší chybou a je tedy nejpřesnější. Graf se vyznačuje poměrně strmým poklesem odhadu krigingového rozptylu přibližně k 50 odběrovým bodům v síti (cca 2,4 body/ha), přičemž další pokles je jen mírný a vzhledem k rychle narůstajícímu počtu bodů v síti není příliš prakticky významný (Obr. 5).




*Obr. 5: Průběh odhadu krigingového rozptylu pro různá vzorkovací schémata a různý počet odběrových bodů v síti na pozemku U Kuchaře (pH$_{H2O}$)*

## DISKUZE A ZÁVĚR

Pro popis prostorové variability půdních vlastností je velmi důležitý celkový počet bodů a uspořádání odběrové sítě. Vyloučení extrémních hodnot může napomoci popisu prostorové závislosti půdních vlastností. I nižší počet vhodně uspořádaných odběrových míst může poskytnout požadovanou informaci. Čím méně je bodů odběru obsaženo ve vzorkovací síti, tím více záleží na jejich uspořádání. Jako optimální se u obou pozemků pro popis rozložení půdní rekce (aktivní i výměnné) jeví počet 1,7 až 2,4 odběrových bodů na 1 ha. Mapování prostorového rozložení kvality humusových látek a obsahu organického uhlíku vyžaduje vyšší intenzitu vzorkování (cca 2,5 až 3,3 bodů/ha). Lepších výsledků je dosaženo při použití pravidelné vzorkovací sítě.

## LITERATURA

Oliver, M.A., Webster, R. (1991): How geostatistics can help you, Soil Use and Management 4, 206-217

Penížek V., Borůvka L. (2004): Processing of conventional soil survey data using geostatistical methods. Plant, Soil and Environment 50: 352-357.

# DEGRADACE PŮD, MONITORING

# VLIV VĚTROLAMŮ NA ODNOS PŮDY VĚTREM

# The Influence of Shelterbelts on the Soil Loss by Wind

**Jana DUFKOVÁ**

*Ústav aplikované a krajinné ekologie, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno, janadufkova@email.cz*

**Abstrakt**
U vybraných větrolamů jižní Moravy bylo v průběhu roku 2005 provedeno měření horizontálního a vertikálního profilu rychlostí větru, a to jak na straně návětrné, tak i na straně závětrné. Z naměřených hodnot byly stanoveny rovnice přepočtu mezi jednotlivými rychlostmi větru v různých výškách.

**Klíčová slova**
větrolam, horizontální a vertikální profil rychlostí větru, přepočtové rovnice

**Abstract**
The measurements of the horizontal and vertical profile of wind velocity in the windward and leeward side of the chosen shelterbelts of Southern Moravia were done during the year of 2005. The recount equations between the wind velocities in different levels were determined from the measured values.

**Key words**
shelterbelt, horizontal and vertical profile of wind velocity, recount equation

## ÚVOD

Naše klimatické poměry vytvářejí podmínky pro výskyt větrné eroze a používané zemědělské technologie intenzitu eroze ještě zvyšují. Proto se studium účinku větrolamů po mnoha letech znovu stalo předmětem výzkumu. Potřebu řešení podpořily i projevy počasí v posledních letech, kdy srážkový deficit vyvolává výskyt i velmi rozsáhlého sucha (Litschmann et Rožnovský, 2004).
Meteorologický slovník (Sobíšek et al., 1993) definuje větrolam jako pás tvořený stromy a keři vysázený na ochranu zájmového území před škodlivými účinky větru. Funkci větrolamu může plnit jak jeho jednotlivý prvek, tak i celý vhodně navržený systém těchto prvků, přičemž účinek se projevuje nejen ve větrolamu samotném, ale především pak na jeho návětrné a ještě více závětrné straně.
Cílem práce bylo zjistit vliv vybraných větrolamů na rychlost a směr proudění vzduchu v horizontálním a vertikálním profilu.

## MATERIÁL A METODY

Během roku 2005 probíhala měření horizontálního a vertikálního profilu rychlosti větru u vybraných větrolamů jižní Moravy. Měření rychlosti větru v různých výškách probíhalo ambulantně pomocí sestav s mobilními anemometry typu W1 a W2. Souprava pro měření rychlosti větru se skládala z čidla W1, převodníku s proudovými výstupy 1WD420, z čidla W2 a převodníku s proudovými výstupy WD420. Čidla používala pro měření rychlosti větru rotační lopatkový kříž, čidlo W2 navíc pro měření směru větru otočnou lopatkovou směrovku. Snímání otáček kříže, příp. polohy směrovky, bylo prováděno optoelektronicky a k dalšímu zpracování předáno v digitální formě. Čidla byla přímo napájena z převodníku nebo indikátoru. Záznam byl prováděn do ústředen HOBO.
Měření rychlostí větru u vybraných větrolamů probíhalo především v jarním a podzimním období. V období vegetace totiž porosty kryjí povrch půdy, mění podmínky měření a omezují

pohyb po pozemku. Navíc, ambulantní měření jsou podmíněna počasím, tedy jsou možná ve dnech beze srážek, ale současně při vyšších rychlostech větru.
Měření horizontálního profilu rychlosti a směru větru probíhalo v termínech shodných s měřením rychlosti větru ve vertikálním profilu. Čidla byla umístěna na pozinkované tyče do výšky 2 m nad povrch země ve vzdálenostech 50, 100 a 150 m od návětrné/závětrné a 150 m od závětrné/návětrné strany větrolamu. Měření okamžitých hodnot rychlosti větru probíhalo automaticky v pětivteřinovém měřícím kroku se záznamem do paměti dataloggeru.
V případě měření vertikálního profilu proudění vzduchu se měřila rychlost větru ve výškách 2,7 m, 4,2 m a 5,5 m nad zemským povrchem ve vzdálenosti 50 m od větrolamu na straně návětrné i závětrné. Výšky měření byly zvoleny s ohledem na možný vliv drsnosti povrchu na proudění vzduchu při měření ve vegetačním období. Výšky čidel byly proto voleny s tímto ohledem a byly zachovány při všech měřeních. Současně s měřením vertikálního profilu rychlostí větru měřily vždy další dva anemometry, z nichž jeden byl umístěn ve vzdálenosti 150 m od větrolamu na straně návětrné, druhý ve stejné vzdálenosti od větrolamu na straně závětrné. Tyto dva anemometry měřily rychlost větru ve 2 m nad zemským povrchem po stejný časový úsek jako anemometry umístěné na stojanu. Pro odečítání anemometry naměřených hodnot byl opět stanoven pětivteřinový měřící krok se záznamem do paměti dataloggeru.
Pro účely měření horizontálního a vertikálního profilu rychlostí větru byly vybrány větrolamy na lokalitách Dolní Dunajovice, Micmanice a Suchá Loz.
Dolní Dunajovice: Větrolam s orientací Z–V, s šířkou 18 m a výškou cca 20 m je tvořen zapojenými dřevinami různého věku. Horní úroveň větrolamu tvořena jedinci topolu kanadského (Populus canadensis). V podúrovni se vyskytuje jasan ztepilý (Fraxinus excelsior), javor horský – klen (Acer pseudoplatanus), javor mléčný (Acer platanoides) a javor jasanolistý (Acer negundo). Javor klen, javor mléčný a jasan ztepilý se přirozeně zmlazují. Keřové patro zahrnuje jedince čimišníku obecného (Caragana arborescens), bezu černého (Sambucus nigra) a růže šípkové (Rosa canina).
Micmanice: Jedná se o větrolam s orientací JJZ–SSV, jehož šířka je 7 m a výška cca 14 m. Je tvořen různověkými, dobře zapojenými dřevinami. Hlavní úroveň tvoří jedinci javoru jasanolistého (Acer negundo), javoru horského – klenu (Acer pseudoplatanus), javoru mléčného (Acer platanoides) a jasanu ztepilého (Fraxinus excelsior). V keřovém patře je výrazně zastoupen čimišník obecný (Caragana arborescens). Ojediněle se zde vyskytuje i bez černý (Sambucus nigra) a ptačí zob obecný (Ligustrum vulgare).
Suchá Loz: Větrolam má orientaci Z–V, jeho šířka je 4 m a výška cca 22 m. Je tvořen dvěmi etážemi, přičemž horní úroveň tvoří dvě řady vyspělých jedinců topolu kanadského (Populus canadensis). Jeho koruny jsou převážně zapojené. Ve spodní etáži se vyskytují mladší jedinci dubu letního (Quercus robur) a lípy malolisté (Tilia cordata) s vtroušenými jedinci jasanu ztepilého (Fraxinus excelsior). V keřové vrstvě jsou zastoupeni jedinci brslenu evropského (Eonymus europaeus), svídy krvavé (Swida canguinea), růže šípkové (Rosa canina) a hlohu jednosemenného (Crataegus monogyna). Ojediněle se vyskytují skupinky plně zapojených jedinců trnky obecné (Prunus spinosa).

## VÝSLEDKY A DISKUZE

*Vyhodnocení horizontálního profilu proudění vzduchu*

Z naměřených hodnot rychlostí větru v různých vzdálenostech od větrolamů je patrný citelný vliv větrolamů na rychlost proudění vzduchu – na závětrné straně je ve všech měřeních nižší rychlost větru než na straně návětrné. S rostoucí vzdáleností od větrolamů se rychlost větru na závětrné straně zvyšuje.
Zjištěný vliv větrolamů na rychlost proudění vzduchu na návětrné straně není tak jednoznačný jako při hodnocení na straně závětrné. Větrolamy značně snižovaly rychlost větru ve vzdálenosti 150–100 m na straně návětrné. Rychlost větru mezi 100 až 50 metry před větrolamy zůstává prakticky stejná. Rychlost větru na závětrné straně větrolamů byla vždy nižší než na straně návětrné.

*Vyhodnocení vertikálního profilu proudění vzduchu*

Anemometry umístěné ve třech výškách (2,7 m, 4,2 m a 5,5 m) ve vzdálenosti 50 m před a za větrolamem zaznamenávali okamžitou rychlost větru v pětivteřinovém měřícím kroku. Naměřenými daty byl proložen polynomický trend 6. stupně, který nejlépe vystihuje chod rychlosti větru v měřeném časovém úseku.

Trend jednotlivých rychlostí větru ve třech výškách má pravidelný chod, kde nejvýše posazený anemometr zaznamenal také nejvyšší rychlosti větru. Vyšší rychlost větru ze 2 m nad zemí z měření ve 150 m před větrolamem a snížená rychlost větru za větrolamem potvrzuje teoretické předpoklady pozitivního působení větrolamů na redukci rychlosti větru.

Z naměřených hodnot rychlostí větru u všech větrolamů vyplývá, že v průměru je rychlost větru na straně závětrné nižší než na straně návětrné. Ve výšce 2,7 m nad zemí je rozdíl v rychlostech větru před a za větrolamem v průměru 1,3 $m.s^{-1}$ (rozpětí u všech měření dosahuje hodnot 0,6–2,3 $m.s^{-1}$), ve výšce 4,2 m nad zemí činí rozdíl rychlostí větru 1,8 $m.s^{-1}$ (0,6–2,6 $m.s^{-1}$ pro všechna měření) a ve výšce 5,5 m nad zemí 1,7 $m.s^{-1}$ (0,6–2,8 $m.s^{-1}$ pro všechna měření). Vzhledem k tomu, že jsou rychlosti větru na straně návětrné měřeny v jiný časový úsek, než na straně závětrné, je nutno výše uvedené rozdíly považovat pouze za orientační.

Naměřená data rychlostí větru z 2,7 m, 4,2 m a 5,5 m byla porovnána a stanovila se vzájemná korelace hodnot rychlostí větru v uvedených výškách. Mezi hodnotami rychlostí větru byly stanoveny korelační koeficienty. Hodnoty korelačních koeficientů se pohybují v rozmezí 0,815 až 0,950. Všechny hodnoty ukazují na velkou až velmi vysokou závislost zpracovávaných údajů.

Z naměřených dat byly zjištěny přepočtové rovnice rychlostí větru v různých výškách u větrolamů na jednotlivých lokalitách (1)–(16):

Micmanice – návětrná strana

$$v_{2,7} = 0{,}4183 v_{4,2} + 0{,}9436 = 0{,}3416 v_{5,5} + 0{,}1413, \quad (1)$$

$$v_{4,2} = 1{,}8355 v_{2,7} - 0{,}6815 = 0{,}8244 v_{5,5} + 0{,}2715, \quad (2)$$

$$v_{5,5} = 2{,}7432 v_{2,7} + 0{,}1091 = 0{,}9665 v_{4,2} + 0{,}5441, \quad (3)$$

Micmanice – závětrná strana

$$v_{2,7} = 0{,}8078 v_{4,2} + 0{,}1895 = 0{,}7306 v_{5,5} + 0{,}5615, \quad (4)$$

$$v_{4,2} = 0{,}9573 v_{2,7} + 0{,}4565 = 0{,}7513 v_{5,5} + 0{,}3758, \quad (5)$$

$$v_{5,5} = 2{,}6173 v_{2,7} + 0{,}346 = 1{,}1378 v_{4,2} + 0{,}0435, \quad (6)$$

Suchá Loz – návětrná strana

$$v_{2,7} = 0{,}8779 v_{4,2} + 0{,}1917 = 0{,}8061 v_{5,5} + 0{,}1972, \quad (7)$$

$$v_{4,2} = 1{,}049 v_{2,7} + 0{,}4163 = 0{,}8572 v_{5,5} + 0{,}1261, \quad (8)$$

$$v_{5,5} = 1{,}0538 v_{2,7} + 0{,}1226 = 1{,}0483 v_{4,2} + 0{,}0906, \quad (9)$$

Suchá Loz – závětrná strana

$$v_{2,7} = 0{,}8654 v_{4,2} + 0{,}2029 = 0{,}7269 v_{5,5} + 0{,}6075, \quad (10)$$

$$v_{4,2} = 1{,}0305 v_{2,7} + 0{,}3584 = 0{,}8571 v_{5,5} + 0{,}3703, \quad (11)$$

$$v_{5,5} = 0{,}9923 v_{2,7} + 0{,}9818 = 0{,}9825 v_{4,2} + 0{,}5339, \quad (12)$$

Dolní Dunajovice – návětrná strana

$$v_{2,7} = 0{,}8386 v_{4,2} + 0{,}3257 = 0{,}7938 v_{5,5} + 0{,}2132, \quad (13)$$

$$v_{4,2} = 1{,}068 v_{2,7} + 0{,}0126, \quad (14)$$

Dolní Dunajovice – závětrná strana

$$v_{2,7} = 0{,}7938 v_{5,5} + 0{,}2132, \quad (15)$$

$$v_{4,2} = 1{,}0449 v_{2,7} - 0{,}0573, \quad (16)$$

kde $v_x$ = rychlost větru ve výšce x m nad zemí ($m.s^{-1}$).

## ZÁVĚR

U sledovaných větrolamů byl ambulantními měřeními zjištěn jejich výrazný vliv na rychlost proudění vzduchu, zejména na závětrné straně větrolamu. V průměru je rychlost větru na straně závětrné nižší než na straně návětrné. Ve výšce 2,7 m nad zemí byl zaznamenán rozdíl v rychlostech větru před a za větrolamem v průměru 1,3 $m.s^{-1}$, ve výšce 4,2 m nad zemí 1,8 $m.s^{-1}$ a ve výšce 5,5 m nad zemí 1,7 $m.s^{-1}$.

Trend jednotlivých rychlostí větru ve třech výškách (2,7 m, 4,2 m a 5,5 m) má pravidelný chod, kde anemometr v největší výšce zaznamenal také nejvyšší rychlost větru. Naměřená data rychlostí větru z uvedených výšek byla porovnána a stanovila se vzájemná korelace hodnot rychlostí větru. Mezi hodnotami rychlostí větru byly stanoveny korelační koeficienty. Hodnoty korelačních koeficientů se pohybují v rozmezí 0,815 až 0,950, což ukazuje na velkou až velmi vysokou závislost zpracovávaných údajů. Z naměřených dat byly zjištěny přepočtové rovnice rychlostí větru v různých výškách u větrolamů na jednotlivých lokalitách.

## PODĚKOVÁNÍ

Výsledky této práce jsou součástí řešení projektu NAZV č. 1R44027.

## LITERATURA

Litschmann, T. – Rožnovský, J. (2004): Vliv větrolamu na proudění vzduchu. In: Transport vody, chemikálií a energie v systéme pôda - rastlina - atmosféra. Bratislava: SAV, CD–Rom. ISBN 80-968480-4-6.

Sobíšek, B. et al. (1993): Meteorologický slovník, výkladový a terminologický. 1. vyd. Praha: vyd. Academia. 594 s. ISBN 80-85368-45-5.

# ZNEČIŠTĚNÍ PŮD RIZIKOVÝMI PRVKY DOPRAVOU

# Soil contamination by traffic

**Ivana GALUŠKOVÁ, Luboš BORŮVKA, Lenka MLÁDKOVÁ, Ondřej DRÁBEK**

*Katedra pedologie a geologie, ČZU Praha, Kamýcká 129, Praha 6 – Suchdol, 165 21*
*E-mail: galuskova@af.czu.cz*

**Abstrakt**

Vlivem zvyšující se dopravy dochází ke zhoršení kvality životního prostředí v blízkosti komunikací. Proto byl hodnocen vliv různé intenzity dopravy na znečištění půdy těžkými kovy (Zn, Cd, Pb a Cu) v odlišných hloubkách (0 - 10, 10 - 20 a 20 - 30 cm) a vzdálenostech (1, 2, 5, 10, 20 a 50 m) od silnice. Půdní vzorky byly odebrány na čtyřech lokalitách v Moravskoslezském kraji, konkrétně ve městě Havířov, jeho okolí a v nedaleko ležící obci Hradiště. Odběry byly provedeny ve třech termínech: na jaře 2002, na podzim 2002 a na jaře 2003. Kromě obsahu těžkých kovů stanovených ve výluhu 2 M $HNO_3$ byly zjišťovány základní půdní vlastnosti. Byl potvrzen pokles obsahu těžkých kovů s rostoucí vzdáleností a zvětšující se hloubkou od silnice. Maximální přípustné hodnoty byly nejčastěji překračovány do vzdálenosti dvou metrů od komunikace. Limity kadmia byly překračovány v největší míře, naopak limity pro měď nebyly překročeny ani v jednom z případů. Byl prokázán vliv intenzity dopravy na obsahy těžkých kovů v půdě.

**Klíčová slova**

doprava, těžké kovy, znečištění, silnice, půda

**Abstract**

Increasing traffic has a negative effect on environment in the vicinity of roads. Different traffic intensity influence on soil pollution by heavy metals (Zu, Zn, Pb and Cd) was assessed in six distances from road (1, 2, 5, 10, 20 and 50 m) and three depths (0 – 10, 10 – 20 and 20 – 30 cm). Sampling was done at four locations in the Czech Republic, in Havířov city, its surrounding and nearby village Hradiště. Sampling ran in tree terms: spring, autumn 2002 and spring 2003. In addition to basic soil characteristics heavy metal content in 2 M $HNO_3$ was studied. Heavy metal contents decline with enhancing distance from road and depth were confirmed. Maximum permissible Zn and Pb limits were overpassed mainly in 2 m distance. Cadmium limits were overpassed the most often. On the other hand Cu limits were not overpassed in any case. Influence of heavy metal content in soil and traffic intensity was proved.

**Key words**

traffic, heavy metals, pollution, road, soil

## ÚVOD

Doprava je pokládána za jeden z nejvýznamnějších a nejzávažnějších zdrojů atmosférického znečištění. Přestože jsou automobily zdokonalovány a emise z nich jsou tak mnohem nižší, znečištění je stále velmi závažné a to především z důvodu neustálého nárůstu počtu automobilů (LI *et al*., 2001, ŠUCMANOVÁ *et al*., 2003). Znečištění půd vede k její degradaci, ke změně fytocenózy a snížení počtu mikroorganismů (ALOV *et al.*, 2001, SÁNCHEZ-CAMAZANO *et al.*, 1994).

Olovo je jedním z nejvíce studovaným kovů v půdě v okolí silnic (OLAJIRE et AYODELE, 1996). V dnešní době v České republice není povoleno Pb, jako antidetonátor, do paliv přidávat. Další kovy jako Cd, Zn a Cu se používají při výrobě karosérií, jsou součástí

pneumatik či motorového oleje (CARLOSENA *et al.*, 1998, LEUKERTOVÁ, 1998, ALOV *et al.*, 2001, OLAJIRE et AYODELE, 1996, FATOKI, 1996, *et al.*).

## METODIKA

Odběry byly provedeny v Moravskoslezském kraji ve městě Havířov, jeho okolí a blízké obci Hradiště. Hradiště zastupuje oblast s nejnižší dopravou, následuje Mezidolí, Těšínská a Rudná s nejvyšší intenzitou dopravy.

Půdní vzorky byly odebírány ve třech termínech: jaro, podzim 2002 a jaro 2003. V roce 2002 byly odběry provedeny v šesti vzdálenostech od silnice: 1, 2, 5, 10, 20 a 50 m do hloubky 0 – 10 cm. Na jaře 2003 ve čtyřech vzdálenostech: 1, 2, 5 a 10 m a třech hloubkách 0 - 10, 10 - 20 a 20 - 30 cm, a to jen na lokalitách Mezidolí a Těšínská.

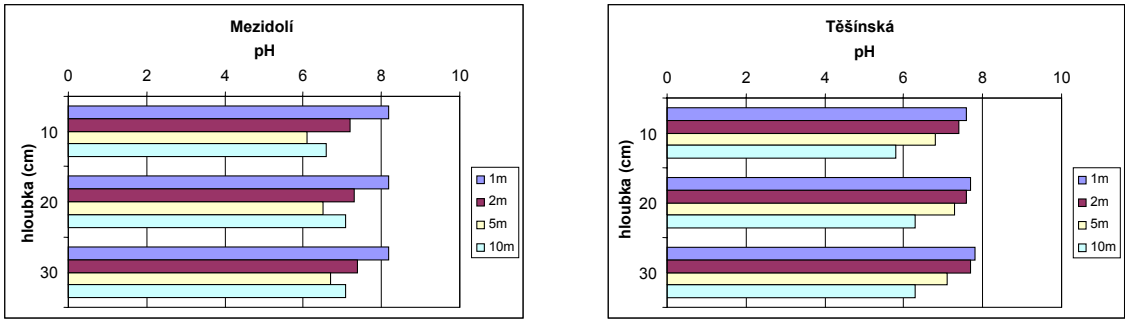
U odebraných vzorků byly stanoveny základní půdní vlastnosti: zrnitostní rozbor areometrickou metodou dle A. Casagrande; $pH_{H2O}$ potenciometricky; obsah organického uhlíku $C_{org}$ podle Tjurina (POSPÍŠIL, 1964); kationtová výměnná kapacita efektivní KVK podle Mehlicha (PODLEŠÁKOVÁ, 1992). Obsah těžkých kovů (Zn, Pb, Cd, Cu) v půdě byl stanoven extrakcí v 2 M $HNO_3$ a následně metodou AAS.

## VÝSLEDKY A DISKUSE

Téměř na všech lokalitách se vyskytovala půda hlinitá. Nejvyšší pH (8,2 – 7,5) bylo na studovaných prostranstvích zjištěno v 1 m od silnice. Hodnoty se vzdáleností klesaly až na 7,4 - 5,2 v 50 m. Lokalita s nejvyšší půdní reakcí byla Mezidolí. Vyšší pH je pravděpodobně dáno velkými obsahy solí, obsahujících v převážné míře sodík, které se do půd dostávají během zimní údržby silnic. V Hradišti se během zimní údržby sole nepoužívají, tomu odpovídají také nižší hodnoty pH.

Půdní reakce v nižších vrstvách profilu je vyšší ve srovnání s horní vrstvou(Graf 1). Příčinou může být vyluhování bazických kationtů do těchto vrstev. Rozdíly mezi jarními a podzimními odběry nebyly statisticky významné.

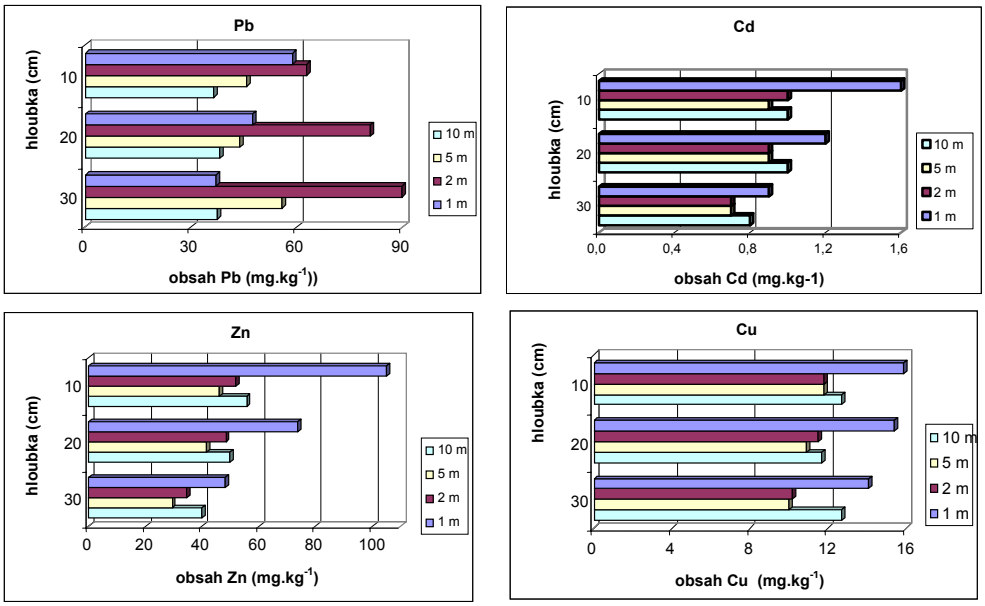
Nejvyšší obsah $C_{org}$ (3,1 – 3,7 %) byl zjištěn v Mezidolí. Na Rudné byl obsah vysoký, na ostatních lokalitách, Hradiště a Těšínská, střední až nízký. Vyšší obsahy organického uhlíku byly ve svrchní vrstvě v 1 m vzdálenosti. Jak uvádí SUCHARA et SUCHAROVÁ (1990), zvýšený obsah $C_{org}$ v blízkosti silnice může být způsoben nízkou aktivitou mikroorganismů zapříčiněnou vysokými obsahy těžkých kovů a vyšším pH v horní vrstvě profilu blíže u silnice. Obecně platí, že více organického uhlíku se nachází v horních vrstvách profilu a s hloubkou klesají. Tento fakt byl potvrzen také ve všech mých případech. Rozdíly mezi jarem a zimou nebyly významné.




***Graf 1**: Změna půdní reakce se vzdáleností a hloubkou.*

Nejvyšší KVK (31 $cmol.kg^{-1}$) byla zjištěna v Mezidolí. Následuje Rudná 22 $cmol.kg^{-1}$, Těšínská 20 $cmol.kg^{-1}$ a Hradiště 17 $cmol.kg^{-1}$. Byla prokázána přímá závislost mezi $C_{org}$ a KVK.

Obsahy těžkých kovů klesaly se vzdáleností a hloubkou (Graf 2). SUCHARA et SUCHAROVÁ (1990) uvádí tentýž pokles, přičemž pozaďových hodnot se dosahuje až v 50 – 150 m podle velikosti zdroje.




***Graf 2**: Změny obsahů kovů s hloubkou a vzdáleností od silnice.*

Limity Cd byly překračovány nejčastěji. Obsahy se pohybovaly mezi 0,4 – 1,6 $mg.kg^{-1}$. Maximální přípustné množství (MŽP, 1994) je 1,0 $mg.kg^{-1}$. Limity Zn a Pb byly překračovány do 5 m. Limity Cu nebyly překročeny u žádného z odběrů.

Závislost intenzity dopravy a kontaminace byla porovnána párovým t-testem. Hradiště bylo použito jako srovnávací lokalita. Byly prokázány významně nižší obsahy Zn, Cu a Pb v Hradišti než Mezidolí. Podrobně jsou závislosti uvedeny v Tab. 1.

***Tab. 1**: Porovnání hodnot lokalit Mezidolí, Těšínská a Rudná s hodnotami Hradiště párovým t-testem (jaro 2002, hloubka 0 – 10 cm).*

| | Zn | Cu | Cd | Pb |
|---|---|---|---|---|
| | Hradiště | | | |
| Mezidolí | -3,68* | -3,66* | 0,58 | -3,47* |
| Těšínská | -1,46 | -2,62* | 1,15 | -0,13 |
| Rudná | -1,82 | -2,62 | 0,98 | -0,72 |

* významný rozdíl s $P < 0,05$.

## ZÁVĚR

Měřením byl zjištěn vyšší obsah humusu v blízkosti komunikace, což pravděpodobně svědčí o snížené činnosti mikroorganismů vlivem vyššího obsahu těžkých kovů a zasolení.

Nejčastěji byly překročeny limity Cd, naopak limity Cu nebyly překročeny ani v jednom případě.

Byla statisticky prokázána závislost mezi intenzitou dopravy a obsahy těžkých kovů v okolních půdách.

## LITERATURA

Alov, N. V., Bulgachev, R. V., Oskolok, K. V. (2001): Features of technogenic metal pollution of roadside soil according to X-ray fluorescence monitoring data, Journal of Soils and Sediments, 1: 164-167

Carlosena, A., Andrade, J. M., Prada, D. (1998): Searching for heavy metals grouping roadside soils as a function of motorized traffic influence, Talanta, 47: 753-767

Fatoki, O. S. (1996): Trace zinc and copper concentration in roadside surface soils and vegetation – measurement of local atmospheric pollution in Alice, South Africa, Environment International, 22: 759-762

Li, X., Poon, Ch., Liu, P. S. (2001): Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong, Applied Geochemistry, 16: 1361-1368

MŽP ČR (1994): Vyhláška MŽP, kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu. Sb. 13/1994

Olajire, A. A., Ayodele, E. T. (1997): Contamination of roadside soil and grass with heavy metals, Environment International, 23: 91-101

Podlešáková, E. (1992): Rozbor půd, vod a rostlin, Projekt Z 783 v rámci programu Zdravá výživa lidu: 259

Pospíšil, F. (1964): Fractionation of humus substances of several soil types in Czechoslovakia, Rostlinná výroba, 10: 567-580

Sánchez-Camazano, M., Sánchez-Martín M. J., Lorenzo, L. F. (1994): Lead and cadmium in soils and vegetables from urban gardens of Salamaca (Spain), The Science of The Total Environmental, 146/147: 163-168

Suchara, I., Sucharová, J. (1990): Znečištění půd a rostlin Cd, Cu, Ni, Pb a Zn v okolí dálnice D1 (Praha - Brno), Výzkumný a šlechtitelský ústav okrasného zahradnictví v Průhonicích, Průhonice: 10-56

Šucmanová, M., Zischka, M., Adamec, V. (2003): K metodám stanovení některých rizikových mikroelementů z dopravy v prachových částicích, in Mikroelementy 2003, 2theta, Český Těšín: 118-130

# VLIV PERZISTENTNÍCH ORGANICKÝCH POLUTANTŮ NA PŮDNÍ MIKROBIÁLNÍ BIOMASU A JEJÍ AKTIVITY

# Effect of persistent organic pollutants on soil microbial biomass and its activities

**Mühlbachová G.*, Vácha R.****

**Výzkumný ústav rostlinné výroby , Drnovská 507, 161 06 Praha 6 – Ruzyně, e-mail: muhlbachova@vurv.cz*

***Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Žabovřeská 250, 156 27 Praha 5 – Zbraslav, e-mail: vacha@vumop.cz*

**Abstrakt**

V nádobovém pokusu, kde byly pěstovány ředkvičky, byly sledovány vlivy různých druhů organických polutantů na půdní mikrobiální aktivity, především obsah mikrobiální biomasy, respirační a enzymatické aktivity. Půdy kontaminované perzistentními organickými polutanty (DDT, DDD a DDE , PCB, PAU) vykazovaly nižší obsahy mikrobiální biomasy ve srovnání s kontrolou. Sledování v rámci nádobového pokusu vedlo ke zjištění, že činnost mikrobiálních společenstev je inhibována především vysokými obsahy PAU v půdě, kdy byla zjištěna nižší enzymatická aktivita dehydrogenasy a naopak vyšší hodnoty respirační aktivity a metabolického kvocientu ($qCO_2$), jehož vyšší hodnoty vyjadřují stres mikroorganismů v kontaminovaných půdách. Přítomnost PCB nebo DDT, DDD a DDE ovlivnily obsahy mikrobiální biomasy, její aktivity v menší míře. Schopnost půdních mikroorganizmů využívat přidaný substrát (glukosa) byla také omezena především v půdách s obsahy PAU.

**Klíčová slova:** Perzistentní organické polutanty, mikrobiální biomasa, aktivita dehydrogenasy, respirační aktivita, metabolický kvocient ($qCO_2$), glukosa

**Abstract**

Effects of different persistent organic pollutants on soil microbial biomass and its respiratory and enzymatic activities were studied in a pot experiment with grown radish. Soils contaminated with persistent organic pollutants (DDT, DDD and DDE , PCB, PAH) showed lower microbial biomasses in comparison with control. The activities of microbial communities were inhibited particularly by high PAH present in soils. Lower dehydrogenase activity and higher respiratory activities and metabolic quotient ($qCO_2$) were found. Higher $CO_2$-C evolution indicates a stress of soil microbial populations. Presence of PCB or DDT, DDD and DDE affected microbial biomass and its activities in lower extent. The ability of soil microbial communities to synthesise the added substrate (glucose) was limited particularly in soils with PAH contents.

**Key words:** Perzistent organic pollutants, microbial biomass, dehydrogenase activity, respiratory activity, metabolic quotient ($qCO_2$), glucose

## ÚVOD

Organické kontaminující látky vstupují do půdy atmosférickou depozicí, zemědělskou činností, průsaky ze skládek odpadů, průmyslovou výrobou a jinými zdroji polutantů (Semple et al., 2005). Perzistentní organické polutanty (PCB, PAU i DDT) představují pro velké riziko

pro půdní ekosystém, avšak odhadnout výši těchto environmentálních rizik pro půdu spojených se záměrným či náhodným únikem chemikálií do půdy, je velmi komplikované. Důvodem jsou různorodé chemické, fyzikální a biologické vlastnosti půd a jejich různá interakce s chemickými látkami (Nannipieri et al., 1997). Polutanty mohou způsobit změny v dostupnosti organické hmoty v půdě, dále ovlivňují rhizosféru rostlin i pH půdy. Dalšími nepřímými účinky polutantů jsou změny v metabolismu, růstu, vývoji a délce života organismů ( Edwards, 2002). Na druhou stranu, polutanty se po vstupu do půdy mohou rozptýlit do půdních mikropórů a snížit tak svou toxicitu pro mikroorganismy. Existuje mnoho prací zaměřených na biodegradaci organických polutantů, ale je velmi málo studií zabývajících se účinky těchto polutantů na původní mikrobiální společenstva v kontaminované lokalitě či zhodnocením mikrobiální odpovědi na různé úrovně expozice těmito látkami (Thompson et al., 1999).

Mikrobiální biomasa je jako aktivní součást půdní organické hmoty vysoce citlivá vůči půdním vlastnostem, vyžaduje stálé zásoby uhlíku a pro svůj velmi těsný kontakt s půdním prostředím je považována za citlivý indikátor změn v půdě (Jenkinson a Ladd, 1981; Brookes, 1995; Šimek a Šantrůčková, 2001). Mikrobiální a biochemické vlastnosti jsou považovány za citlivější než chemické a fyzikální vlastnosti půdy a více prediktivní z pohledu krátkodobých efektů. (Nannipieri et al., 1997). Polutanty mohou narušit mikrobiální populace buď přímými toxickými účinky a následným usmrcením mikroorganismů a jejich vyřazením z životně důležitých biochemických procesů nebo postupným omezováním dostupného substrátu pro půdní mikroorganismy, snížením dostupné energie a tím způsobit celkový pokles mikrobiální populace v půdě (Brookes, 1995). Zvýšený obrat mikrobiální biomasy může indikovat zvýšení mineralizace a nebezpečí ochuzování půd. Naopak snížený obrat biomasy způsobený sníženým počtem mikroorganismů v kontaminovaném prostředí indikuje zvýšenou akumulaci organické hmoty v půdě (Brookes, 1995; Šimek a Šantrůčková, 2001). Mikroorganismy, které jsou vystaveny stresu, využívají více dodávaného substrátu na vlastní spotřebu energie než na syntézu nových mikrobiálních buněk. Tím dochází ke zvýšení poměru uhlíku využitého biomasou ve formě respirovaného $CO_2$ k uhlíku mikrobiální biomasy (Brookes, 1995). Na druhou stranu se v půdách kontaminovaných směsí polutantů (těžkými kovy i uhlovodíky) často předpokládá, že zvýšená specifická aktivita mikroorganismů je způsobena právě uhlovodíky, které mohou být některými mikroorganismy využívány jako zdroj energie. Změny ve struktuře mikrobiální populace nelze proto jednoduše srovnávat s odpovědí mikroorganismů na jednotlivé polutanty (Shi et al., 2002).

Cílem práce bylo posoudit vlivy dlouhodobé kontaminace POP na vybrané mikrobiální charakteristiky půd v nádobovém pokusu.

## MATERIÁLY A METODY

Pro pokus byly využity zeminy se zvýšeným obsahem POP pocházející z různých stanovišť na území České republiky. Kontrolní nekontaminované vzorky půd byly vybrány tak, aby se jejich pedologické charakteristiky (pH, zrnitost, Corg, půdotvorný substrát) co nejvíce blížily zeminám kontaminovaným. Charakteristiky použitých zemin jsou uvedeny v tabulce 1. Nádoby byly plněny pokusnými zeminami v průběhu měsíce června. Pokus byl následně oset ředkvičkou setou, odrůda „Duo“ (*Raphanus sativus v. radicula*). Oseté nádoby byly pravidelně zalévány konstantním množstvím vody (500 ml) v závislosti na průběhu klimatu, protože nádoby nejsou kryty zastřešením. Pokus byl pravidelně udržován a sklizen dne 26. 9. 2005. Vzorky byly prosety na sítu s průměrem ok ‹2 mm a dále byly uchovávány při aktuální vlhkosti při teplotě cca 4ºC do provedení analýz.

Mikrobiální biomasa byla stanovena fumigačně-extrakční metodou (FE) podle Vance et al. (1987). Extrakty 0,5M $K_2SO_4$ v nefumigovaných vzorcích i vzorcích fumigovaných chloroformem byly spáleny ve směsi 0,4N $K_2Cr_2O_7$, $H_2SO_4$ a $H_3PO_4$ po dobu 45 minut při 125ºC a po vychladnutí titrovány roztokem 0,05N $(NH_4)_2FeSO_4.6H_2O$. Aktivita dehydrogenasy byla stanovena redukcí trifenyltetrazolium chloridu na trifenylformazan (TPF) a stanovením absorbance červeného zabarvení na vlnové délce 485 nm (Nannipieri et al., 1990). Respirační aktivita byla stanovována při teplotě 27 ºC po 168 h jako množství uhlíku po absorbci v hydroxidu sodném a vysrážením chloridem barnatým titrací 0,25M kyselinou

chlorovodíkovou do pH 8,35. Metabolický kvocient ($qCO_2$) byl vypočítán z rovnice $qCO_2 = \mu CO_2\text{-}C \,.\, \mu g\ C_{BC}^{-1} \,.\, h^{-1}$ (Anderson a Domsch, 1990). Potenciální respirační aktivita mikroorganismů v půdních vzorcích byla stanovena po přídavku glukosy a síranu amonného k dosažení poměru C:N = 10:1 po 24 h inkubaci při 27 C. Celkový obsah organického uhlíku byl stanovován u všech půdních vzorků rozkladem zeminy spálením s 1N $K_2Cr_2O_7$ a koncentrovanou $H_2SO_4$ po dobu 45 minut při 125 ºC (Alten et al., 1935).

***Tab.1:*** *Stručná charakteristika půdních vzorků z nádobového pokusu*

| **Popis vzorku** | **POP** | | **Preventivní limit•** |
|---|---|---|---|
| Flm Dobřichovice | DDT, DDD, DDE | 8,2μg DDT.kg$^{-1}$<br>3,6μg DDD.kg$^{-1}$<br>33,0μg DDE.kg$^{-1}$ | 15μg DDT.kg$^{-1}$<br>10μg DDD.kg$^{-1}$<br>10μg DDE.kg$^{-1}$ |
| KAm Chrlice | PCB | 77,7μg $PCB_7$.kg$^{-1}$ | 20μg PCB.kg$^{-1}$ |
| Flm Karviná | PAU | 32600 μg ΣPAU.kg$^{-1}$ | 1000μg ΣPAU.kg$^{-1}$ |
| KAm | kontrola PCB | 5μg $PCB_7$.kg$^{-1}$ | |
| Flm Stvořidla | kontrola DDT, DDD, DDE | 1,4μg DDT.kg$^{-1}$<br>1,0μg DDD.kg$^{-1}$<br>2,0μg DDE.kg$^{-1}$ | |
| KAm Mělník | kontrola PAU | 666 μg ΣPAU.kg$^{-1}$ | |

• Návrh preventivního limitu (novelizace vyhlášky 13/1994 Sb., Sáňka et al. 2002)

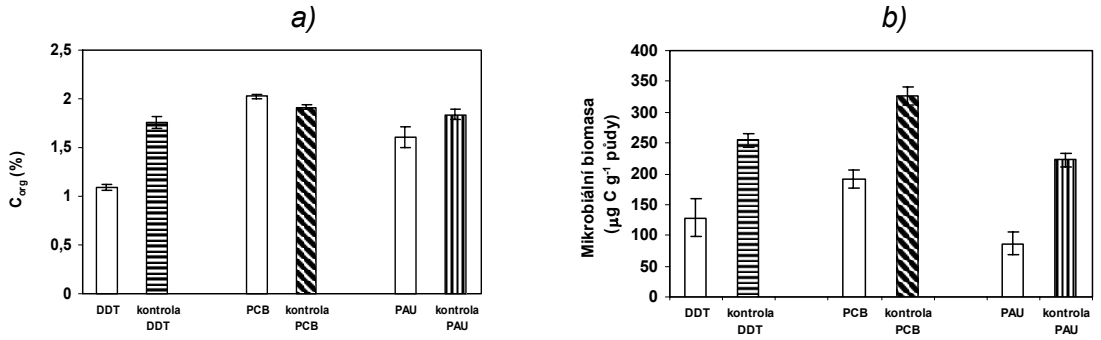
## VÝSLEDKY A DISKUZE

Srovnání zemin kontaminovaných jednotlivými polutanty ukazují, že nižší obsah organického uhlíku ($C_{org}$) byl především u vzorku půdy s vyšší koncentrací DDT, DDD a DDE (1,09%), kde byl významný rozdíl oproti kontrolní půdě (1,76%), což mohlo mít vliv na další mikrobiální aktivity (Graf 1a). U půdy znečištěné PCB byl obsah $C_{org}$ podobný jako u kontrolní půdy (2,03% a 1,91%), podobné obsahy byly nalezeny pro vzorky půdy kontaminované PAU a její kontroly (1,61% a 1,83%).

Při srovnání zemin s vyšší koncentrací DDT, DDD a DDE , PCB, PAU a jejich kontrol byly obsahy mikrobiální biomasy vždy nižší v kontaminované půdě (Graf 1b). U půdy s vyšší koncentrací DDT, DDD a DDE může mít na obsahy mikrobiální biomasy vliv nejen úroveň kontaminace, ale také nižší obsah organické hmoty ve sledované půdě. Přesto je možné

hodnotu 127,9 µg $C.g^{-1}$ půdy považovat spíše za nižší. Obsahy mikrobiální biomasy v zeminách kontaminovaných PCB a PAU však mohly být významně ovlivněny působením polutantů a jsou nižší než v příslušných kontrolních půdách. Podobně Harden et al. (1993) sledovali v půdách kontaminovaných pesticidy redukci mikrobiální biomasy oproti kontrolním variantám.

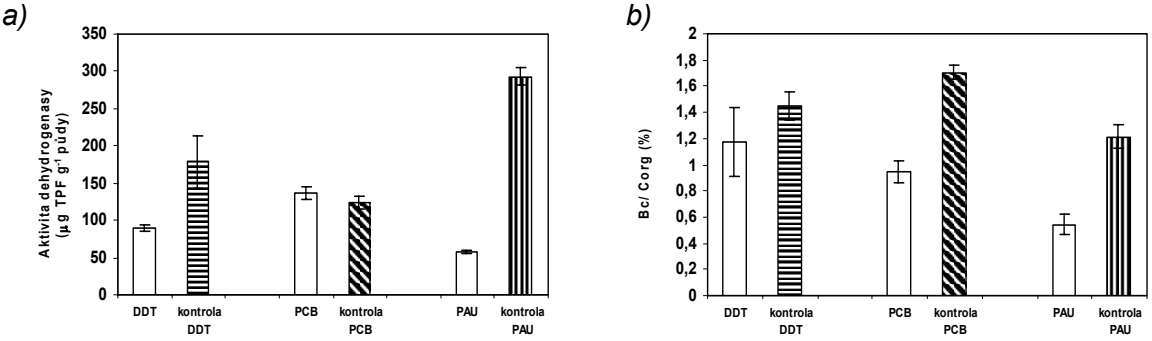
***Graf 1a, b:*** *Celkový obsah organického uhlíku ($C_{org}$) a mikrobiální biomasy v půdách z nádobového pokusu s POP*




Aktivita enzymu dehydrogenasy ve sledovaných půdách odpovídala obsahům mikrobiální biomasy, byla nižší v půdách s vyšší koncentrací DDT, DDD A DDE a PAU při srovnání s kontrolními půdami (Graf 2a). Podobně jako u obsahu mikrobiální biomasy, rozdíl v aktivitě dehydrogenasy u půdy s vyšší koncentrací DDT, DDD A DDE a její kontroly mohl být částečně způsoben různým obsahem organické hmoty v těchto půdách, aktivita dehydrogenasy v půdě kontaminované PAU byla dokonce významně nižší než u její kontroly. Naopak u půd s vyšší koncentrací PCB byla aktivita dehydrogenasy poněkud vyšší u více kontaminované půdy, nicméně rozdíl oproti aktivitě dehydrogenasy v kontrole byl minimální (136 µg $TPF.g^{-1}$ půdy a 127 µg $TPF.g^{-1}$ půdy) což může být způsobeno vyšším obsahem organického uhlíku v kontaminované variantě oproti půdě kontrolní (Schnürer and Rosswall, 1982).

Jeden z používaných indexů kontaminace půdy těžkými kovy představuje poměr mikrobiální biomasy k celkovému obsahu organického uhlíku (Bc/Corg) v půdě (Brookes, 1995), kdy kontaminace půd významně snižuje tento poměr v porovnání s nekontaminovanými půdami. Dosažené výsledky ukazují, že ve všech půdách s vyšší koncentrací (DDT, DDD a DDE, PCB, PAU) byl tento poměr významně nižší než ve srovnatelných kontrolách (Graf 2b). Nejvyšší poměr Bc/Corg u kontaminovaných půd lze pozorovat u varianty znečištěné DDT, DDD a DDE, přestože v porovnání s těmito variantami obsahuje nejméně $C_{org}$. Je možné, že DDT, DDD a DDE představuje nižší stresový faktor pro mikroorganismy než PCB a PAU.

***Graf 2a, b:*** *Aktivita dehydrogenasy a poměr mikrobiální biomasy k organickému uhlíku (Bc/Corg) a respirační aktivita v půdách z nádobového pokusu s POP*

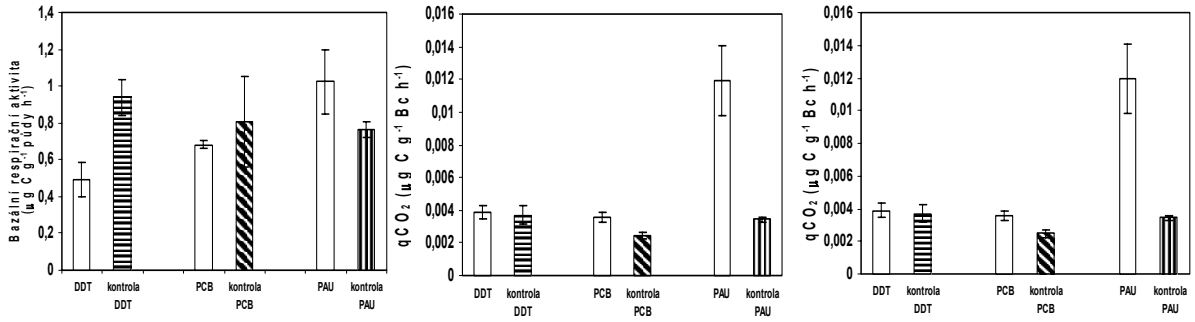



K poklesu bazální respirační aktivity oproti nekontaminované kontrole došlo ve vzorku půdy s obsahem DDT, DDD a DDE a PCB. Naopak v případě kontaminace půdy PAU dosáhla bazální respirace vyšších hodnot než kontrola (Graf 3a). Brohon et al. (2001) zaznamenali v půdách kontaminovaných PAU intenzivnější bazální respiraci ve vzorcích s vyšším obsahem PAU, což

vysvětlují přítomností více aktivní biomasy v těchto půdách. V tomto případě je možné, vzhledem k velmi nízkému obsahu mikrobiální biomasy a aktivity dehydrogenasy, o respirační aktivitu zvýšenou stresovými podmínkami jak popisuje např. Brookes (1995).

***Graf 3a, b, c:*** *Bazální, potenciální respirační aktivita mikroorganismů a metabolický kvocient ($qCO_2$) v půdách nádobového pokusu s POP*

*a)* *b)* *c)*




Průměrné hodnoty metabolického kvocientu ($qCO_2$) byly u všech kontaminovaných půd vyšší než u kontrolních variant (graf 3b). Hodnoty $qCO_2$ byly nejvyšší u půdy kontaminované PAU, podobně u půdy s vyšší koncentrací PCB byly zjištěny průměrné hodnoty $qCO_2$ vyšší než u kontrolní půdy, zatímco hodnoty $qCO_2$ u půdy s vyšší koncentrací DDT, DDD a DDE a příslušné kontroly byly srovnatelné. Výsledky u půd kontaminovaných PCB a PAU jsou v souladu se studiemi Brookese (1995) a Gillera et al (1998), podle kterých ve znečištěných půdách lze sledovat vyšší hodnoty $qCO_2$ než v půdách nekontaminovaných, protože mikroorganismy. využijí více energie na přežití než na zvyšování obsahu biomasy.

Potenciální respirační aktivita byla nejvyšší v půdě s vyšší koncentrací DDT, DDD a DDE a PCB (28,8 a 28,4 µg $C.g^{-1}$ půdy.$h^{-1}$) a intenzivnější než v kontrolních půdách. Naopak u půdy kontaminované PAU potenciální respirační aktivita byla více než o polovinu nižší než v kontrolní variantě, na což mohl mít vliv například celkový velmi nízký obsah mikrobiální biomasy i významně nižší enzymatická aktivita. Potenciální respirační aktivita u kontroly PAU byla více než dvojnásobná v porovnání s půdou kontaminovanou PAU. Tento trend může být způsoben situací, kdy mikroorganismy vystaveny většímu stresu využívají rychle metabolizovaný substrát (glukosu) na respiraci intenzivněji, než u variant, u nichž byla bazální respirace vyšší, tzn. u nichž bylo stále dostatek substrátu na respirační aktivitu.

*ZÁVĚR*

Ve všech vzorcích půd kontaminovaných POP se v některé ze sledovaných charakteristik projevil jejich inhibiční vliv na mikrobiální biomasu a její aktivity. Při stanovení obsahu mikrobiální biomasy se projevil negativní vliv u všech sledovaných kontaminantů, zatímco při stanovení dalších mikrobiálních charakteristik se výsledky u jednotlivých kontaminovaných půd již lišily. U půd s vyšší koncentrací DDT, DDD a DDE byl zaznamenán oproti kontrolní variantě pokles u všech mikrobiálních aktivit (aktivitě dehydrogenasy, bazální respiraci) a i metabolický kvocient naznačuje, že DDT, DDD a DDE vyvolává v půdním ekosystému stresové prostředí pro přítomné mikroorganismy. V půdě s vyšší koncentrací PCB nedocházelo k tak výrazným inhibicím mikrobiální aktivity buď proto, že koncentrace polutantů nebyly extrémně vysoké nebo proto, že kontaminovaný vzorek obsahoval více organického uhlíku než kontrolní varianta. Půdní mikrobiální biomasa a její aktivity vykázaly nejcharakterističtější reakci na kontaminaci PAU, kdy obsah mikrobiální biomasy i aktivita dehydrogenasy v této půdě byla velmi nízká, ale naproti tomu bazální respirace mikroorganismů v kontaminované půdě převyšovala respiraci v půdě kontrolní. Zjištěná hodnota $qCO_2$ ukazuje na stresové podmínky pro přítomné mikroorganismy.

**Poděkování**

Tento výzkum byl podporován projektem NAZV ČR QF 4063.

**Literatura**

Alten, F., Wandowski, B., Knippenberg, E.: Ergebniss der Agrikulurchemie 4, 1935, 61-69

Anderson T.H., Domsch K.H (1990): Soil Biol. Biochem., 22: 251-255
Brohon, B., Delolme, C., Gourdon, R. (2001): Soil Biol. Biochem., 33, .883-891
Brookes, P.C. (1995): Biol. Fertil Soils, 19, 1995, s.269-279
Edwards, C.A. (2002): European Journal of Soil Biology, 38, 225-231
Schnürer, J., Rosswall, T. (1982): Appl. Environ. Microbiol., 43, 1982, s. 1256–1261.
Harden, T., Joergensen, R.G., Meyer, B., Wolters, V. (1993): Soil. Biol. Biochem., 25, 679-683
Nannipieri P., Badalucco L., Landi L., Pietramellara G. (1997): Ecotoxicology: responces, biomarkers and risk assessment. Zelikoff J.T. (ed), SOS Publications, Fair Haven, NJ 07704 USA: 507-534

Nannipieri P., Ceccanti B., Grego S. (1990): Soil Biochemistry, vol. 6. Bollag J.M., Stotzky G (Eds). Marcel Dekker, New York: 293-355

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 pro MŽP ČR, říjen 2002, 60 s.
Semple, K.T., Dew, N.M., Doick, K.J., Rhodes, A.H. (2006): Environ. Poll. 140, 164-172
Šimek, M., Šantrůčková, H. (2001): In: Biologické indikátory kvality půd, Brno, 30.1.2001
Thompson, I.P., Bailey, M.J., Ellis, R.J., Jaguàre, N., Meharg, A.A. (1990): Soil Biol. Biochem., 31, 95-105
Vance, E.D., Brookes, P.C., Jenkinson, D.S (1987): Soil Biol. Biochem., 19, 703-707

# SPECIFIKA KATEGORIZACE PŮDNÍHO FONDU V PÁNEVNÍCH OKRESECH SEVERNÍCH ČECH

# The Specificity Categorization of Soil Fund in Basin District in the North Bohemia

**Jaroslava VRÁBLÍKOVÁ, Martin NERUDA, Petr VRÁBLÍK, Miroslav HLÁVKA**

*Univerzita J.E.Purkyně, Fakulta životního prostředí Ústí nad Labem*
*vrablikova@fzp. ujep.cz*

**Abstrakt**
Analýza jednotlivých kategorií půdního fondu za okres i za katastrální území v okresech Chomutov, Most, Teplice Ústí n.L. prokázala výrazné rozdíly proti ostatnímu území v ČR. Uvedené pánevní okresy mají v důsledku důlní a průmyslové činnosti a prováděných rekultivací atypické zastoupení jednotlivých kultur. Prováděná revitalizace celého územního celku má svoje specifika. Problematika obnovy krajiny a venkovského prostoru je předmětem řešení projektu MPSV č.1J 056/05-2 za účelem ekologického a ekonomického využití. Základním podkladem je kategorizace půdního fondu.

**Klíčová slova**
Půdní fond, kategorie půdního fondu, průmyslová krajina, revitalizace, venkovský prostor.

**Abstract**
The soil fund analysis prove expressive differeces between basin districts Chomutov, Most, Teplice, Ústí n.L. and otheres areas in Czech Republic. Basin districts have atypical substitution of separate culture by reason of mining, industrial and reclamation activity. Reclamation of land has own specific in region.The problematics regeneration of landscape and countrysice area is solved by the grant MPSV n. 1J 056/05-2 for ecological and economical utilization. Primary groundwork is the categorization of soil fund.

**Key words**
Soil fund, category of the soil fund, industrial land, countryside.

## ÚVOD

Oblast pánevních okresů od 2. poloviny 20.století byla typickým průmyslovým regionem, místem, kde docházelo v důsledku těžby hnědého uhlí, koncentrace elektráren a průmyslu z plošné devastaci životního prostředí, enormní zátěži všech jeho složek. Po r.1990 dochází k výrazným změnám, snižuje je zátěž prostředí, zejména ovzduší, zlepšuje se kvalita vod a mění se systém hospodaření s půdou. Obdobně jako v ostatních průmyslových regionech v Evropě, dochází k restrukturalizaci a útlumu výroby a důlních aktivit i v ČR.

## MATERIÁL A METODY

Složkou, která je významně ovlivněna společensko ekonomickými změnami je půdní fond. Na základě podrobné analýzy byl sledován vývoj jednotlivých kategorií půdního fondu za období r. 1960-2005. Analýza vycházela ze Statistických ročenek půdního fondu ČR, Úhrnné hodnoty druhu pozemků katastru nemovitostí a Statistických ročenek ČR. V další fázi probíhala podrobná analýza půdního fondu v jednotlivých obcích za účelem objektivní charakteristiky venkovského prostoru. Analýza půdního fondu byla výchozím podkladem pro řešení projektu MPSV č. 1J 056/05-2 „Zkušeností z využití antropogenně postižené krajiny ke strategii rozvoje venkova“ zaměřeného na efektivní a ekologicky šetrné využití krajiny.

## VÝSLEDKY

Na podkladě analýzy zpracování kategorií půdního fondu v zájmové oblasti a srovnání s údaji za Ústecký kraj a ČR. Pánevní okresy mají nižší zastoupení zemědělské půdy, výrazně se liší v zastoupení ostatních ploch, které jsou zastoupeny 2,6x více. Na vyšším podílu lesních pozemků se podílí rekultivovaná půda. (viz Tab. č.1)

*Tab. č. 1 Analýza vybraných kategorií půdního fondu v zájmových okresech (k 31.12.2005).*

| | Celkem | Zemědělská půda | | Lesní půda | | Ostatní plochy | | Vodní plochy | | Zastavěné plochy | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | ha | ha | % | ha | % | ha | % | ha | % | ha | % |
| CV | 93532 | 39235 | 41,95 | 34446 | 36,83 | 15555 | 16,63 | 3151 | 3,37 | 1145 | 1,22 |
| MO | 46718 | 13545 | 28,99 | 15486 | 33,15 | 15946 | 34,13 | 983 | 2,10 | 758 | 1,62 |
| TP | 46925 | 15950 | 33,99 | 17302 | 36,87 | 11876 | 25,31 | 762 | 1,62 | 1035 | 2,21 |
| UL | 40442 | 18356 | 45,39 | 12681 | 31,36 | 7765 | 19,20 | 730 | 1,81 | 910 | 2,25 |
| Suma | 227617 | 87086 | 38,26 | 79915 | 35,11 | 51142 | 22,47 | 5626 | 2,47 | 3848 | 1,69 |
| UK celk. | 533457 | 277431 | 52,01 | 159069 | 29,82 | 77857 | 14,59 | 9954 | 1,87 | 9146 | 1,71 |
| ČR | 7886713 | 4259480 | 54,01 | 2647416 | 33,57 | 688800 | 8,73 | 160939 | 2,04 | 130078 | 1,65 |

Zornění je v pánevních okresech výrazně nižší jak je průměr ČR, s tím souvisí vyšší podíl trvalých travních porostů, který dominuje na Ústecku (viz tab.č.2).

*Tab. č. 2 Analýza vybraných kategorií zemědělského půdního fondu (stav k 31.12.2005).*

| | Zem. půda | Orná půda | | Trvalý travní porost | |
|---|---|---|---|---|---|
| | ha | ha | % | Ha | % |
| CV | 39235 | 23808 | 60,68 | 13666 | 34,83 |
| MO | 13545 | 9447 | 69,75 | 3007 | 22,20 |
| TP | 15950 | 8277 | 51,89 | 6335 | 39,72 |
| UL | 18356 | 5275 | 28,74 | 11922 | 64,95 |
| Suma | 87086 | 46807 | 53,75 | 34930 | 40,11 |
| UK cel | 277431 | 185533 | 66,88 | 70083 | 25,26 |
| ČR | 4259480 | 3047249 | 71,54 | 973789 | 22,86 |

Vývoj půdního fondu od r. 1960 charakterizují tab. č. 3 a grafy č. 1 a 2.

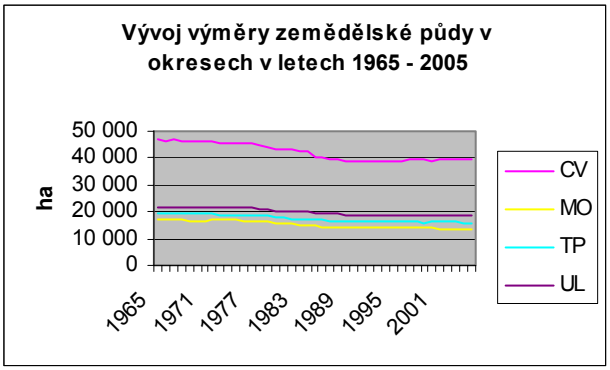
*Tab. č. 3 Zemědělská půda.*

| | CV | | MO | | TP | | UL | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | % | ha | % | ha | % | ha | % | ha |
| 1960 | 100,00 | 50 601 | 100,00 | 18 359 | 100,00 | 20 715 | 100,00 | 22 185 |
| 1965 | 93,57 | 47 347 | 94,66 | 17 378 | 94,38 | 19 551 | 99,20 | 22 007 |
| 1970 | 91,88 | 46 491 | 91,18 | 16 740 | 93,63 | 19 396 | 98,34 | 21 816 |
| 1975 | 90,44 | 45 763 | 91,49 | 16 796 | 91,67 | 18 989 | 97,71 | 21 677 |
| 1980 | 85,52 | 43 272 | 84,93 | 15 593 | 86,68 | 17 956 | 92,00 | 20 411 |
| 1985 | 79,28 | 40 117 | 79,40 | 14 577 | 81,88 | 16 961 | 88,68 | 19 674 |
| 1990 | 77,03 | 38 979 | 76,36 | 14 019 | 79,16 | 16 398 | 85,16 | 18 893 |
| 1995 | 77,23 | 39 077 | 76,26 | 14 001 | 77,78 | 16 112 | 83,79 | 18 588 |
| 2000 | 77,41 | 39 170 | 75,61 | 13 882 | 77,71 | 16 097 | 83,74 | 18 577 |
| 2005 | 77,54 | 39 235 | 73,78 | 13 545 | 77,00 | 15 950 | 82,74 | 18 356 |

Z analýzy vývoje zemědělské půdy lze konstatovat, že od r. 1960 do současnosti se snížila v zájmovém území zemědělská půda o 22,2%, v ha je jedná o 24774 ha. K nejvyššímu snížení došlo na okrese Most o 26,2% z původního rozsahu, nejméně na okrese Ústí n. L. o 17,3%. Jednalo by se o pozitivní vývoj v případě, kdyby docházelo

k převodu zemědělské půdy na půdu lesní, ale zalesnění se zvýšilo v pánevních okresech pouze o 4453 ha. Z analýzy vyplývá, že více jak 20 tisíc ha bylo převedeno do ostatních ploch a do kategorie zastavěných ploch (viz tab. č. 3). Konkrétní údaje o vývoji zemědělské půdy v zájmovém území vyjadřuje graf č.1.

*Graf č.1*




Specifickou kategorií u které dochází k atypickému vývoji je kategorie Ostatních ploch (viz Tab. č.4 a Tab. č.5)

*Tab. č. 4 Poměr ostatních ploch v %.*

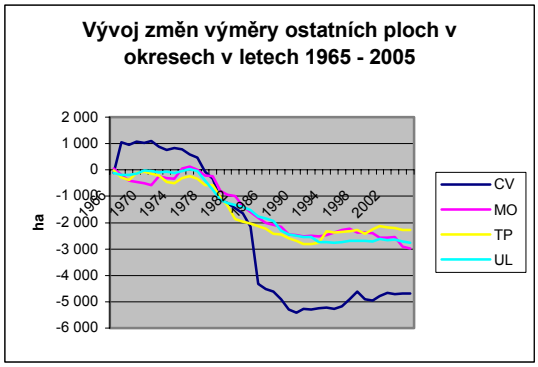
| | CV | | MO | | TP | | UL | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | % | rozdíl (%) | % | rozdíl (%) | % | rozdíl (%) | % | rozdíl (%) |
| 1960 | 100,00 | | 100,00 | | 100,00 | | 100,00 | |
| 1965 | 137,81 | -37,81 | 104,37 | -4,37 | 111,97 | -11,97 | 99,70 | 0,30 |
| 1970 | 124,78 | 13,04 | 108,38 | -4,00 | 112,69 | -0,72 | 100,24 | -0,54 |
| 1975 | 127,99 | -3,21 | 103,92 | 4,45 | 115,57 | -2,87 | 100,60 | -0,36 |
| 1980 | 152,35 | -24,36 | 110,87 | -6,95 | 123,97 | -8,41 | 122,52 | -21,92 |
| 1985 | 192,63 | -40,29 | 118,98 | -8,11 | 136,78 | -12,81 | 134,89 | -12,37 |
| 1990 | 206,57 | -13,94 | 124,21 | -5,23 | 143,50 | -6,71 | 149,26 | -14,38 |
| 1995 | 204,58 | 1,99 | 123,55 | 0,66 | 139,72 | 3,77 | 154,72 | -5,46 |
| 2000 | 200,68 | 3,89 | 123,64 | -0,09 | 138,23 | 1,49 | 153,60 | 1,12 |
| 2005 | 197,25 | 3,44 | 128,42 | -4,78 | 138,67 | -0,44 | 154,62 | -1,02 |

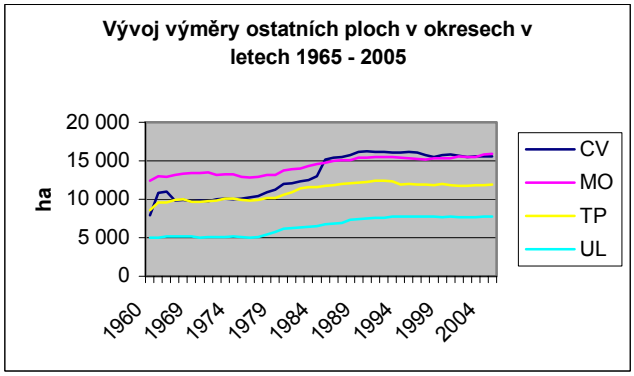
*Tab. č. 5 Vývoj ostatních ploch v ha.*

| | CV | | MO | | TP | | UL | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | ha | rozdíl (%,ha) | ha | rozdíl (%, ha) | ha | rozdíl (%, ha) | ha | rozdíl (%,ha) |
| 1960 | 7886 | 197,25 | 12417 | 128,42 | 8564 | 138,67 | 5022 | 154,62 |
| 2005 | 15558 | 7672 | 15946 | -3529 | 11876 | 3312 | 7765 | 2743 |

Ve všech pánevních okresech došlo k výraznému zvýšení kategorie ostatních ploch. V zájmové oblasti se její rozloha zvýšila o 17.256 ha tj.na 151% původních hodnot z roku 1960. Nejvyšší nárůst ostatních ploch byl za sledované období na okrese Chomutov, zvýšily se na 197.25%. Vývoj výměry ostatních ploch podle okresů je dokumentován na grafech č. 2.

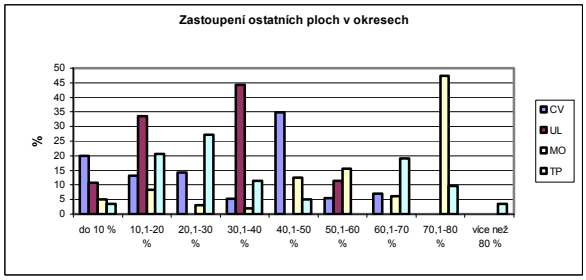
*Graf č.2*

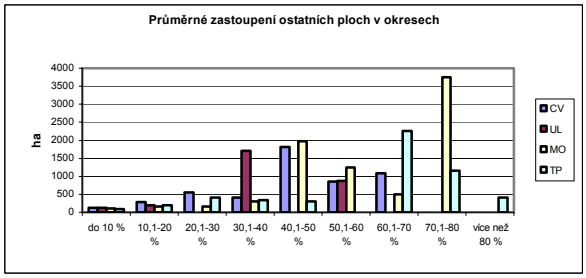



Byla prováděna i podrobná analýza zastoupení kategorie ostatních ploch dle jednotlivých obcí (viz graf č. 3).

*Graf č.3 Katastrální území jednotlivých okresů – ostatní plochy*



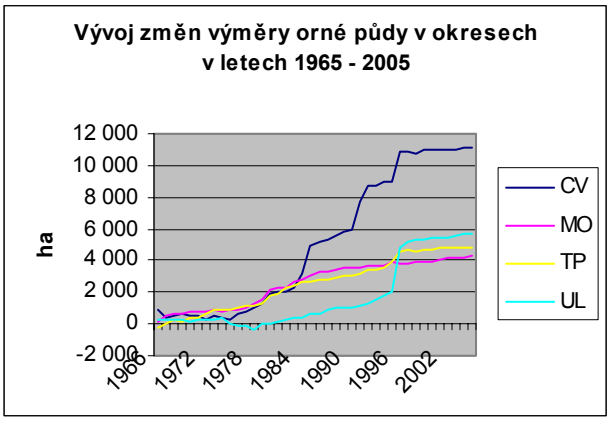



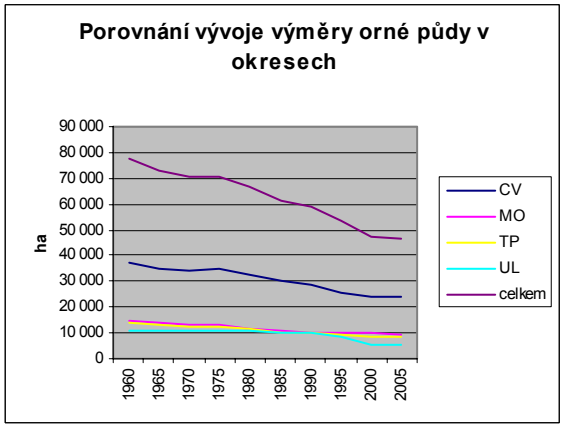

Positivním trendem při hodnocení vývoje půdního fondu v ČR, zejména v současném období, je snižování zornění půd –tj. podílu orné půdy z půdy zemědělské. Orná půda se v pánevních okresech snížila ve sledovaném období o 30.437 ha, v r.1960 zornění dosáhlo hodnoty trend 69.1% a v r. 2005 pouze 53,7% (viz Tab. č. 6, graf č. 4).

*Tab. č. 6 Orná půda –vývoj.*

| | CV | | MO | | TP | | UL | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | % | ha | | ha | % | ha | % | ha |
| 1960 | 74,16 | 37 527 | 80,51 | 14 780 | 67,95 | 14 075 | 48,96 | 10 862 |
| 1965 | 73,64 | 34 865 | 78,81 | 13 695 | 67,17 | 13 133 | 50,07 | 11 018 |
| 1970 | 73,74 | 34 281 | 77,37 | 12 951 | 65,86 | 12 775 | 49,94 | 10 896 |
| 1975 | 75,63 | 34 612 | 76,48 | 12 846 | 64,64 | 12 274 | 50,72 | 10 994 |
| 1980 | 76,02 | 32 897 | 74,32 | 11 588 | 63,44 | 11 392 | 53,95 | 11 011 |
| 1985 | 74,50 | 29 886 | 73,21 | 10 672 | 61,45 | 10 423 | 52,52 | 10 333 |
| 1990 | 74,07 | 28 873 | 72,28 | 10 133 | 61,28 | 10 049 | 52,70 | 9 956 |
| 1995 | 66,15 | 25 848 | 70,18 | 9 826 | 56,92 | 9 171 | 48,00 | 8 922 |
| 2000 | 60,82 | 23 824 | 70,55 | 9 794 | 52,18 | 8 400 | 30,30 | 5 628 |
| 2005 | 60,68 | 23 808 | 69,75 | 9 447 | 51,89 | 8 277 | 28,74 | 5 275 |

*Graf č.4*



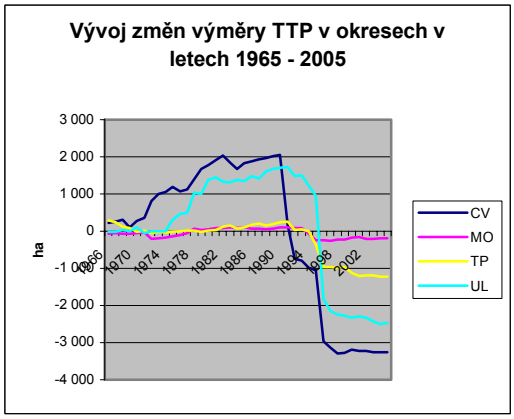



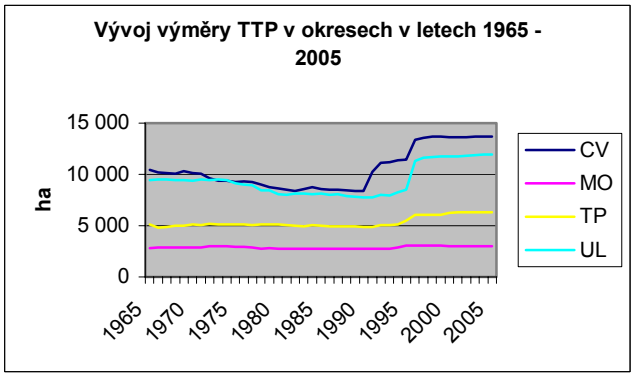

Další hodnocení bylo prováděno v kategorii trvalých travních porostů, tato kategorie úzce souvisí se snižováním orné půdy. Přehledy jsou uvedeny v Tab. č. 7 a grafu č. 5.

*Tab. č. 7 TTP*

| | CV | | MO | | TP | | UL | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | % | ha | % | ha | % | ha | % | ha |
| 1960 | 21,78 | 11 020 | 14,57 | 2 675 | 26,22 | 5 431 | 43,84 | 9 727 |
| 1965 | 21,98 | 10 407 | 16,24 | 2 822 | 26,13 | 5 109 | 42,99 | 9 461 |
| 1970 | 21,79 | 10 131 | 17,17 | 2 875 | 26,41 | 5 122 | 42,89 | 9 357 |
| 1975 | 20,16 | 9 224 | 17,66 | 2 967 | 27,04 | 5 134 | 42,18 | 9 144 |
| 1980 | 19,93 | 8 625 | 17,80 | 2 775 | 28,37 | 5 095 | 39,57 | 8 077 |
| 1985 | 21,39 | 8 580 | 18,67 | 2 722 | 29,50 | 5 004 | 41,22 | 8 109 |
| 1990 | 21,42 | 8 351 | 19,45 | 2 727 | 29,69 | 4 868 | 41,07 | 7 759 |
| 1995 | 29,33 | 11 463 | 21,91 | 3 067 | 33,99 | 5 476 | 45,84 | 8 520 |
| 2000 | 34,73 | 13 605 | 21,57 | 2 994 | 38,72 | 6 233 | 63,42 | 11 781 |
| 2005 | 34,83 | 13 666 | 22,20 | 3 007 | 39,72 | 6 335 | 64,95 | 11 922 |

*Graf č.5*




Z analýzy TTP je patrný nárůst ploch ve všech okresech. Tento trend je v souladu i s celostátním vývojem, kdy je preferováno zatravňování orné půdy.

## ZÁVĚR

Struktura půdního fondu v pánevních okresech Severních Čech je v současnosti atypická v důsledku vysokého podílu ostatních ploch. Tvoří je těžební prostor, probíhající rekultivace a další lokality související s útlumem průmyslových aktivit. I tyto pozemky tvoří venkovský prostor a je třeba hledat možnosti jejich vhodného využití pro krajinu i pro člověka.

## LITERATŮRA

Vráblíková, J. a kolektiv: Analýza půdního fondu v antropogenně postižená krajině. Dílčí zpráva k projektu VaV MPSV 1J 056/05 -2 Zkušeností z využití antropogenně postižené krajiny ke strategii rozvoje venkova, Ústí n.L., 2006.

Statistická ročenka půdního fondu ČR (1975, 2000, 2006). Vydal Český úřad zeměměřický a katastrální.

Statistická ročenka ČR, Český statistický úřad, Praha, 2004.

# REKULTIVACE V SEVERNÍCH ČECHÁCH

# The Reclamation in North Bohemia

**Jaroslava VRÁBLÍKOVÁ, Josef SEJÁK, Petr VRÁBLÍK**

*Univerzita J.E.Purkyně, Fakulta životního prostředí Ústí nad Labem*
*vrablikova@fzp.ujep.cz*

**Abstrakt**
Průmyslová krajina Severních Čech byla charakterizována nejvyšší zátěží životního prostředí v ČR. Těžba hnědého uhlí významně ovlivnila území Severních Čech, zejména okresy Chomutov, Most, Teplice a Ústí n.L.. Pánevní okresy mají v důsledku důlní a průmyslové činnosti významně proměněnou krajinu. Prováděná revitalizace území má svoje specifika. Problematika obnovy krajiny a venkovského prostoru je předmětem řešení projektu MPSV č.1J 056/05-2 za účelem ekologického a ekonomického využití.

**Klíčová slova**
Průmyslová krajina, rekultivace, revitalizace, obnova území.

**Abstract**
The industrial countryside in North Bohemia was described as area with the upper-most stress of environment in the Czech Republic. The brown coal mining affected area in North Bohemia, especially district Chomutov, Most, Teplice and Ústí n.L. Basin districts have significantly change countryside. Reclamation of land has own specific in region.The problematics regeneration of landscape and countrysice area is solved by the grant MPSV n. 1J 056/05-2 for ecological and economical utilization.

**Key words**
Industrial land, reclamation, revitalization, countryside regeneration.

## ÚVOD

Rekultivace území zasažených těžbou hnědého uhlí se významně podílí na obnově krajiny. Jsou zahajovány bezprostředně po ukončení těžby a opuštění pozemků důlním provozem. Sanace negativních důsledků hornické činnosti je uložena horním zákonem. Provádění rekultivací je hrazeno z finanční rezervy na sanace a rekultivace, kterou základě zákonné povinnosti vytvářejí subjekty provádějící těžbu. Rekultivace v Severních Čechách je prováděna více jak 50 let a za toto období prošla 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 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 (dále FŽP) spolupracuje a získává potřebné údaje pro výzkum i diplomové práce studentů. V důsledku permanentního průběhu těžby, rekultivace i předávání ukončených rekultivací do katastru nemovitostí se stav průběžně mění.

Využívání území po těžbě v Severních Čechách je součástí řešení projektu MPSV č.1J 056/05-2, v části sociálně ekonomické revitalizace území a využití venkovského prostoru, zejména kvantifikuje a analyzuje rekultivované území s cílem následného využití.

## VÝSLEDKY

### Z historie obnovy území po těžbě v Podkrušnohoří

O těžebních aktivitách v Podkrušnohoří nacházíme první údaje dle historických pramenů již na počátku 15. století. S první legislativní normou zaměřenou na obnovu území po těžbě se setkáváme v Českých zemích v roce 1854, kdy horní zákon rakousko - uherské monarchie ukládal báňským podnikům navracet těžbou postižené pozemky svému účelu. Na severu Čech byla již v r. 1908 zřízena v Duchcově rekultivační expozitura Zemské zemědělské rady, která již v následujícím roce vykazuje 448 ha pozemků zrekultivovaných. Obnova území po těžbě pokračovala i v průběhu 1. světové války, naproti tomu období první republiky bylo v tomto směru rekultivačně neproduktivní. Statistické údaje za r.1929 uvádějí 1369 ha rekultivací.

Po roce 1945 v důsledku rozvoje těžby uhlí dochází k velkému záboru pozemků, provázenému výraznými destruktivními vlivy na krajinu. Postupně jsou obnovovány i rekultivační práce a v r. 1951 bylo v Teplicích zřízeno první rekultivační oddělení v rámci zemědělského závodu SHD. Trend nově zahajovaných rekultivací byl postupně rostoucí, mezi 100-300 ha ročně (do r.1957). V návaznosti na rekultivování starších výsypek a zejména rozsáhlých oblastí poddolovaných předchozí báňskou činností rychle roste výměra nově zahajovaných akcí.

Do r. 1963 nejsou v rámci rekultivačních prací prováděny náročnější technické úpravy. V počátečních obdobích rekultivační činnosti byl rekultivační cyklus poměrně krátký a obsahoval jen minimální podíl hrubých terénních úprav. Byl kladen důraz na likvidaci starých hlubinných devastací a ojedinělých výsypek malolomů. Byly vysazovány meliorační dřeviny. Hlavním cílem procesu obnovy bylo ozelenění území.

V dalším období (do r. 1970) je věnována pozornost technické fázi - úpravám terénu, navážkám zeminy, odvodnění apod. Mohutný rozvoj lomové těžby nastává po r. 1970. Je spojen rozvojem velkolomové technologie těžby a z toho vyplývajících velkých záborů pozemků, s plošnou devastací a relativně malou možností uvolňování ploch pro rekultivace. Je řízena výstavba výsypek, zavádí se kategorizace zemin a zeminy jsou selektivně ukládány. Vzrostly požadavky následných uživatelů na kvalitu předávaných zemědělských a lesních pozemků. S tím souviselo větší množství terénních úprav, prodlužování cyklů biologické rekultivace (u zemědělských rekultivací na 8 let, u lesnických 10 -15 let).

V 80-tých letech dochází k intenzifikaci a částečnému zkracování biologické fáze na 5 let za spolupráce s pracovníky Výzkumného ústavu rostlinné výroby Praha-Ruzyně a Výzkumného ústavu meliorací a ochrany půdy Praha-Zbraslav. V tomto období zejména na Mostecku se rozvíjí i ostatní formy rekultivací, které vedly k vytváření prostor pro rekreaci. Jde např. o letiště na Střimické výsypce, autodrom na výsypce lomu Vrbenský, výstavbu hipodromu a golfového hřiště na Velebudické výsypce.

V 90-tých letech docházelo k cílené tvorbě zemědělských, lesních a vodních ekosystémů a ekologizaci celého rekultivačního cyklu. Projevuje se to preferencí lesnických forem rekultivace a určitou vyvážeností lesních, zemědělských a vodních ekosystémů.

Od rekultivace jednotlivých pozemků se postupně začíná uplatňovat revitalizace území po těžbě v souladu s územně plánovací činnosti komplexněji v celé oblasti. Dochází ke koncepčnímu krajinotvornému řešení včetně cíleného využívání hydrických rekultivací a ostatních rekultivací, které jsou zaměřeny na přípravu území pro podnikatelské aktivity, rekreační funkce a zohledňují i sociální aspekty v krajině.

**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 současném období, 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 na Ostravsku a v Severních Čechách - v SHP.

**Obnova území po těžbě uhlí v SHP**

Vývoj rekultivační činnosti v 10 letých intervalech od r. 1950 v návaznosti na těžební plochu je uveden v tab. č.1.

*Tab.č.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. č.2.

*Tab. č.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)

*Tab. č.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)

Podle údajů těžebních organizací (Severočeské doly Chomutov, Mostecké uhelné společnosti a Palivového kombinátu Ústí n.L.) byly v r. 2004 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.č.3). V následujícím období bude další část ve statistice půdního fondu uváděné kategorie „ostatní plochy“ rekultivována a po ukončení rekultivačního procesu zařazena buď jako lesní pozemky (v současnosti převažují) nebo po obonitování zařazena do zemědělského půdního fondu. Další možností je využití území formou tzn. ostatních rekultivací, které 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 jak z hlediska zemědělské půdy, perspektiv jejího využití, tak i kvality prostředí pro život zdejších obyvatel.

**Návrhy na doplnění rekultivačních postupů pro území velkoplošně devastovaná těžební činností**

Při obnově krajiny narušené hornickou činností jde zejména:

- o založení funkčních ekosystémů (zejména dlouhodobého charakteru),
- obnovení historické kontinuity a opětovné založení cenných ekosystémů typických pro Podkrušnohorskou oblast (např. stepní plochy, mokřady, slaniska),
- posílení ekologické stability krajiny,
- zlepšení infiltračních schopností půd,
- podpoření funkce ÚSES,
- 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 zelen pro klidovou rekreaci (podmínky pro pěší turistiku, cykloturistiku a krátkodobou rekreaci),
- 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

Obnova území nemůže být motivována jen úzkými ekonomickými zájmy lidské společnosti, ale musí zohledňovat ekologické funkce nově vytvářeného prostředí se zřetelem na postupnou obnovu ekologické stability. Jde o vytváření takové krajiny, která bude vhodným životním prostředím nejen pro člověka a ale i ostatní organizmy.

## LITERATURA

Valeš J. a kol.: Koncepce řešení ekologických škod vzniklých před privatizací hnědouhelných těžebních společností v Ústeckém a Karlovarském kraji. Výzkumný ústav hnědého uhlí a.s. Most, 2003

Vráblíková, J. a kol.: Revitalizace antropogenně postiženého území. Zpráva za projekt 0716/ FRVŠ, FŽP UJEP Ústí nad Labem, 2001

Ročenka životního prostředí Ústeckého kraje, Krajský úřad Ústeckého kraje 2003, 2004

# PŮDNÍ VODA, LES

# ROZDÍLY V PŮDNÍCH VLASTNOSTECH MEZI SMRKOVÝM LESEM A KALAMITNÍ HOLINOU S POROSTEM TŘTINY CHLOUPKATÉ NA ŠUMAVĚ

# Differences in soil properties between spruce forest and clear-cut area with *Calamagrostis villosa* cover in Šumava

**Luboš BORŮVKA, Lenka MLÁDKOVÁ, Ivana PÍRKOVÁ, Ondřej DRÁBEK**

*Katedra pedologie a geologie, Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha 6 – Suchdol, 165 21; E-mail: boruvka@af.czu.cz*

**Abstrakt**
V důsledku kalamitního poškození lesa se v horských oblastech vytvářejí holiny, většinou osídlované travními společenstvy, zejména porosty třtiny chloupkaté (*Calamagrostis villosa*). Cílem tohoto příspěvku je porovnat vybrané vlastnosti ve třech půdních profilech na kůrovcové holině porostlé třtinou a třech profilech pod zachovalým smrkovým lesem v oblasti Trojmezné na Šumavě. Ve všech případech se jednalo o podzoly. Půdy pod travním porostem vykazovaly vyšší hodnoty pH, a to zejména v nadložních organických horizontech, a dále vykazovaly tendenci k vyššímu obsahu výměnného Ca a Mg v sorpčním komplexu ve srovnání s lesním porostem. Obsahy fulvokyselin v nadložních organických horizontech a v horizontu A byly vyšší na holině, v případě horizontů B byl zjištěn vyšší obsah fulvokyselin naopak pod lesním porostem. Výsledky ukázaly, že porosty třtiny mohou mít na chemické vlastnosti půd příznivý vliv, a to zejména ve svrchních horizontech.

**Klíčová slova**
lesní půdy; kalamitní holiny; půdní sorpční komplex; hliník; fulvokyseliny

**Abstract** (nadpis tučně, velikost písma 11)
Clear-cut areas are formed in the mountainous areas due to forest decline. They are often covered by grasses, especially *Calamagrostis villosa*. The aim of this contribution was to compare selected soil characteristics in 3 profiles on a clear-cut area and 3 profiles under spruce forest in Trojmezná in Šumava. All soils were classified as Podzols. Soils under grass cover showed higher pH values, particularly in the surface organic horizons, and they also tended to have higher contents of exchangeable Ca and Mg in sorption complex compared to soils under spruce forest. Fulvic acids content in the surface organic horizons was higher under grass, in the B horizons it was higher under the forest. The results showed that grass cover can have favourable effects on the chemical soil characteristics, especially in the surface horizons.

**Key words**
forest soils; clear-cut areas; soil sorption complex; aluminium; fulvic acids

## ÚVOD

Rozpad lesních porostů v horských oblastech, ať již z důvodu imisní zátěže nebo kůrovcových kalamit je často následován expanzí travních porostů na takto vzniklých holinách (Vacek et al., 1996, Soukupová 1996).
Předpokládá se, že porosty trav rostoucí na odlesněných plochách by mohly zlepšovat stav půdy na těchto stanovištích. Výsledky dlouhodobých sledování publikovali u nás např. Fiala et al. (1998, 2001, 2005), Holub (2003) a Zelená (1999). Potvrdili, že zlepšené světelné podmínky po zničení lesního krytu, půdní acidifikace a zvýšená pohyblivost dusíku podporují

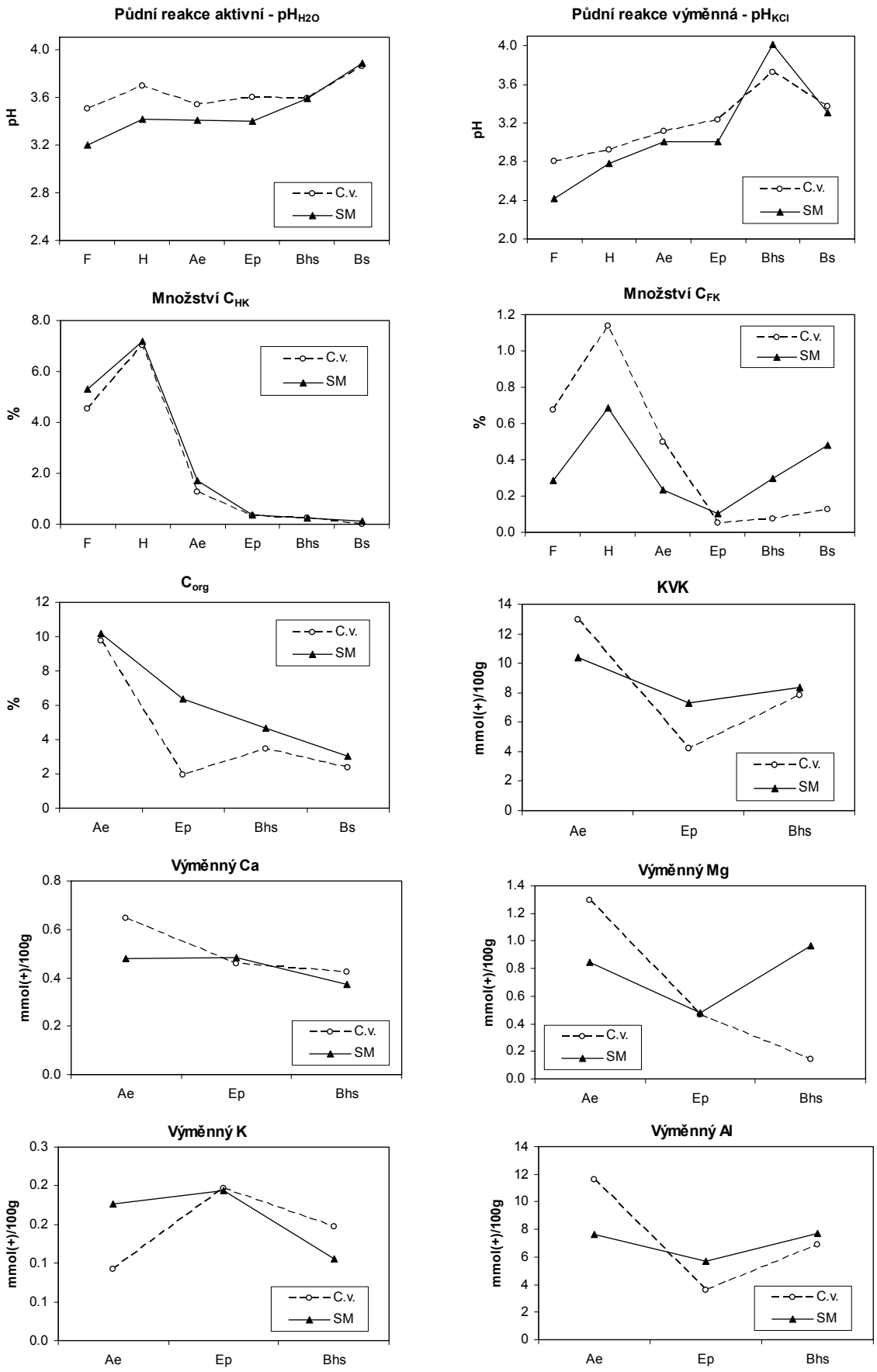
šíření acidofilních víceletých trav. Porosty trav na odlesněních plochách, ve srovnání se stromovými druhy, mohou měnit edafické faktory mnohem intenzivněji vlivem vysoké primární produkce a kratšího času návratu biomasy do ekosystému. Přítomnost porostů trav třtiny rákosovité a třtiny chloupkaté (*Calamagrostis arundinacea, Calamagrostis villosa*) snižuje koncentraci labilního hliníku, snižuje míru vyluhování dusíku a zvyšuje přítomnost bazických kationtů. Travní porosty tak částečně eliminují negativní účinky spjaté s půdní acidifikací, jak bylo zjištěno i v našich předchozích studiích z oblasti Jizerských hor (Mládková et al. 2005, Borůvka et al. 2005a,b).
Cílem tohoto příspěvku je porovnat vybrané vlastnosti v půdních profilech na kalamitní holině porostlé třtinou a pod zachovalým smrkovým lesem v oblasti Trojmezné na Šumavě. Výběr této oblasti byl určen snahou o posouzení vlivu travního porostu na území s relativně nižší imisní zátěží.

## MATERIÁL A METODY

Půdní vzorky byly odebrány na lokalitě v oblasti Trojmezné, v nadmořské výšce 1140 až 1200 m n.m. Z hlediska lesnické typologie náleží odběrové lokality do vegetačního stupně 7 a edafických řad N a K, tedy kyselé a kamenité. Tři sondy byly zkoumány na částečně zalesněné kalamitní holině s porostem třtiny chloupkaté, tři sondy pod sousedícími zachovalými porosty smrku. Na všech odběrových místech byla půda určena jako podzol rankerový. Byly odebrány vzorky horizontů F, H, Ah, Ep, a vždy alespoň jeden vzorek z horizontů vnitřních spodických (Bhs, Bs). Celkem bylo odebráno 29 vzorků.
Vzorky byly usušeny na vzduchu při laboratorní teplotě a byla z nich připravena jemnozem. Potenciometricky byla zjištěna půdní reakce aktivní i výměnná ($pH_{H2O}$, $pH_{KCl}$). Ve všech vzorcích byl také určen obsah hliníku extrahovatelného 0,5 M KCl ($Al_{KCl}$; převážně výměnné formy) metodou podle Drábka et al. (2003). Frakcionace humusových látek byla provedena podle Piccola et al. (2002). V minerálních horizontech byl dále oxidimetricky modifikovanou Tjurinovou metodou stanoven obsah organického uhlíku ($C_{org}$) a byla určena kationtová výměnná kapacita efektivní podle Mehlicha spolu se stanovením výměnného Al, Ca, Mg a K (Podlešáková et al. 1992).

## VÝSLEDKY A DISKUSE

Výsledky měření byly zpracovány do podoby grafů (Obr. 1). Z nich je zřejmé, že půdy pod travním porostem vykazovaly vyšší hodnoty pH, a to zejména v nadložních organických horizontech, kde byl rozdíl statisticky průkazný a pohyboval se okolo 0,3 jednotek pH. V podpovrchových horizontech jsou pak již hodnoty pod oběma druhy porostů obdobné. Frakcionace humusových látek ukázala, že rozložení frakce huminových kyselin je v půdách pod oběma druhy porostů srovnatelné; významný podíl ale v této frakci zřejmě zaujímá lignin, který se pod lesními porosty hromadí a tento zvýšený obsah se v důsledku jeho pomalého rozkladu projevuje i na holině. V případě fulvokyselin byl mezi porosty zjištěn rozdíl: zatímco v nadložních organických horizontech a v horizontu A byly vyšší obsahy fulvokyselin na holině, v horizontech E byly obsahy u obou porostů téměř shodné, a v případě horizontů B byl zjištěn vyšší obsah pod lesním porostem. Naznačuje to odlišnou mobilitu této frakce humusových látek v půdách pod sledovanými porosty.
Půdy pod travním porostem dále vykazovaly tendenci k vyššímu obsahu výměnného Ca a Mg ve svrchních horizontech a naopak nižšímu podílu výměnného K v sorpčním komplexu ve srovnání s lesním porostem. Většina sorpční kapacity byla nasycena hliníkem, vývoj množství výměnného hliníku v profilu proto v podstatě kopíruje vývoj kationtové výměnné kapacity.
Přestože většina rozdílů byla vzhledem k malému souboru vzorků statisticky neprůkazná, jsou trendy rozdílů půdních charakteristik jasně patrné. Potvrzují se tak výsledky jiných studií výše uvedených autorů.




*Obr. 1. Vývoj sledovaných půdních charakteristik v půdních profilech pod travními (C.v.) a lesními (SM) porosty (průměrné hodnoty)*

## ZÁVĚR

Výsledky ukázaly, že porosty třtiny mohou mít na chemické vlastnosti půd příznivý vliv, a to zejména ve svrchních horizontech. Vyšší hodnoty pH a vyšší množství bazických kationtů pod travními porosty ve srovnání se zachovalým lesním porostem naznačují, že z hlediska půdního chemismu se mohou na holinách s porostem trav vytvářet vhodné podmínky pro obnovu lesních porostů. Nižší mobilita organických látek může navíc vést k nižšímu vyplavování živin ze svrchních vrstev půdy. Travní porosty ale na druhou stranu mohou ztěžovat zakládání nových lesních porostů.

## PODĚKOVÁNÍ

Tento příspěvek byl podpořen grantem GAČR č. 526/05/0613.

## LITERATURA

Borůvka, L., Mládková, L., Drábek, O. (2005a): Factors controlling spatial distribution of soil acidification and Al forms in forest soils. Journal of Inorganic Biochemistry 99: 1796-1806.

Borůvka, L., Mládková, L., Drábek, O., Vašát, R. (2005b): Factors of spatial distribution of forest floor properties in the Jizera Mountains. Plant, Soil and Environment 51: 447-455.

Drábek, O., Borůvka, L., Mládková, L., Kočárek, M. (2003): Possible method of aluminium speciation in forest soils. Journal of Inorganic Biochemistry 97: 8-15.

Fiala, K., Tůma, I., Holub, P., Jandák, J. (2005): The role of Calamagrostic communities in preventing soil acidification and base losses in a deforested mountain area affected by acid deposition. Plant and Soil 268: 35-49.

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. Rostlinná výroba 47: 377-382.

Fiala, K., Tůma, I., Jakrová, J., Ježíková, M., Sedláková, I., Holub, P. (1998): The role of grass ecosystems of deforested areas in the region affected by air pollution. Ekológia 17: 241-255.

Holub, P. (2003): The effect of increased altitude on the growth and nitrogen use efficency of *Calamagrostic arundinacea* and *C.villosa*. Biológia 58: 805-815.

Mládková, L., Borůvka, L., Drábek, O. (2005): Soil properties and toxic aluminium forms in acid forest soils as influenced by the type of stand factors. Soil Science and Plant Nutrition 51: 741-744.

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.

Pírková, I. (2006): Vliv travních porostů na změny chemismu půd kalamitních holin. Diplomová práce. ČZU Praha, 48 s.

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.

Soukupová, L. (1996): Víceletá dynamika rozvoje *Calamagrostis villosa* v acidifikovaných horských smrčinách středních Sudet. Monitoring, výzkum a management ekosystémů na území Krkonošského národního parku, sborník z konference, Opočno: 321-326.

Vacek, S., Lepš, J., Bastl, M. (1996): Vegetační změny na výzkumných plochách ve smrkových, smrkobukových a bukových porostech Krkonoš. Monitoring, výzkum a management ekosystémů na území Krkonošského národního parku, sborník z konference, Opočno: 114-124.

Zelená, V. (1999): Vztah porostů *Calamagrostis villosa* a *C. arundinace*a k faktorům prostředí. In Fiala, K. (ed).: Akumulace a ztáty organické hmoty a živin v travinných ekosystémech na odlesněných plochách. Botanický ústav AV ČR, Průhonice, s. 70-76.

# SROVNÁNÍ DVOU PŘÍSTUPŮ PRO SIMULACI REŽIMU PŮDNÍ VODY V ZEMĚDĚLSKY VYUŽÍVANÝCH PŮDÁCH

# Comparison of Two Approaches for Simulation of Soil Water Regime in Agricultural Soil

**Lukáš BRODSKÝ , Radka KODEŠOVÁ**

*Česká zemědělská universita v Praze, Kamýcká 129, 16521 Praha,*
*brodsky@af.czu.cz, kodesova@af.czu.cz*

**Abstrakt**
CGMS (*Crop Growth Monitoring System*) je evropský systém pro předpovídání úrody. Tento systém pro simulaci vodního režimu v kořenové zóně používá kapacitní model WOFOST. Účelem této studie bylo posoudit rozdíl mezi simulovanými režimy půdní vody pomocí zjednodušeného kapacitního modelu a pomocí přesnějšího modelu, který je založen na Richardsově rovnici HYDRUS-1D. Pro testování bylo definováno 16 scénářů reprezentující 16 půdních profilů (SGDBE40) na vybrané lokalitě databáze GRID50 v České republice. Výsledky ukazují celkově vyšší simulované hodnoty půdních vlhkostí v kořenové zóně při simulaci pomocí modelu HYDRUS-1D než při simulaci pomocí CGMS-WOFOST. To je způsobeno převážně vyšší retenční schopností modelu HYDRUS-1D.

**Klíčová slova**
Porovnání modelů, kapacitní model, WOFOST, model založený na Richardsově rovnici, HYDRUS-1D, CGMS, relativní půdní vlhkost.

**Abstract**
CGMS (Crop Growth Monitoring System) is European system for quantitative crop yield forecast. To simulate water balance in the root zone the simulation model WOFOST is used that is based on water storage routing. This study was performed to assess a possible impact of simplifications of the water storage routing based model on simulated water regime in the soil profile. Results of CGMS-WOFOST are compared with results of a more precise Richards' equation based model HYDRUS-1D. 16 scenarios were defined representing 16 soil profiles presented in the selected cell of GRID50 in the Czech Republic. The values of soil water contents within the root zone obtained using HYDRUS-1D are higher then those obtained using CGMS-WOFOST mostly due to higher retention ability of HYDRUS-1D.

**Key words**
Model comparison, capacity based model, WOFOST, Richards' equation based model, HYDRUS-1D, Crop Growth Monitoring System (CGMS), relative soil moisture.

## ÚVOD

V posledních letech byla vyvinuta řada modelů, které simulují vodní režim v půdách. V zásadě existují dva přístupy. Jednodušší jsou kapacitní modely, které řeší tok vody v systému „přetékajících nádob". V tomto případě odtok vody z definované vrstvy nastane, když je přesažena hodnota polní vodní kapacity této vrstvy. Tyto modely vyžadují méně informací o simulovaném prostředí a relativně krátký simulační čas. Jejich výsledky jsou však méně přesné. Složitější jsou modely, které jsou založeny na numerickém řešení Richardsovy rovnice. Tyto modely vyžadují mnohem více dat, přesnější informace o simulovaném prostředí a jsou náročné i na simulační čas. Jejich výsledky však bývají přesnější než výsledky kapacitních modelů. CGMS (*Crop Growth Monitoring System*) je evropský systém

pro předpovídání úrody. Tento systém pro simulaci vodního režimu v kořenové zóně používá kapacitní model WOFOST (Boogaard et al., 1998). Přesná simulace vodního režimu v půdě je důležitá z hlediska správného modelování růstu rostlin a následné předpovědi výnosů. Účelem této studie bylo posoudit rozdíl mezi simulovanými režimy půdní vody pomocí zjednodušeného kapacitního modelu CGMS-WOFOST (Supit and van der Goot, 2003): a pomocí modelu založeného na Richardsově rovnici HYDRUS-1D (Šimůnek et al., 2005).

## MATERIÁL A METODY

Pro jednu vybranou lokalitu databáze GRID50 (obrázek 1) byl modelem CGMS-WOFOST automaticky proveden výpočet průměrného režimu půdní vody v kořenové zóně ozimé pšenice v roce 2004. Pro testování modelu HYDRUS-1D pak bylo definováno 16 scénářů reprezentující 16 půdních profilů na této lokalitě. Geometrie profilů a distribuce kořenů byla popsána podle tabulkových hodnot evropské půdní databáze SGDBE40. Půdní hydraulické vlastnosti byly odvozeny pomocí pedo-transferových pravidel podle Wösten et al. (1999). Meteodata zahrnující denní srážky, výpar z půdního povrchu a transpirace rostlin byly získány z databáze CGMS. Spodní okrajová podmínka byla definována ve dvou variantách buď jako volná drenáž (stejně jako v CGMS-WOFOST pro srovnání s jeho výsledky) nebo jako konstantní hladina podzemní vody 250 cm pod povrchem terénu (pro vyhodnocení mírného ovlivnění vodního režimu v půdním profilu hladinou podzemní vody). Podrobný popis užitých modelů a modelovaných scénářů je uveden v Kodešová and Brodský (2006). Pro porovnání modelů byla vypočtena relativní půdní vlhkost (RPV) v kořenové zóně za jednotlivé dekády během vegetačního období, která je v modelu CGMS-WOFOST definována následujícím způsobem:

$$RPV(t) = \frac{\theta - \theta_{wp}}{\theta_{fc} - \theta_{wp}} 100 \qquad (1)$$

kde $\theta_{wp}$ je bod vadnutí ($L^3L^{-3}$) (objemová půdní vlhkost pro tlakovou výšku -1500 kPa) a $\theta_{fc}$ je polní kapacita ($L^3L^{-3}$) (objemová půdní vlhkost pro tlakovou výšku -20 kPa).

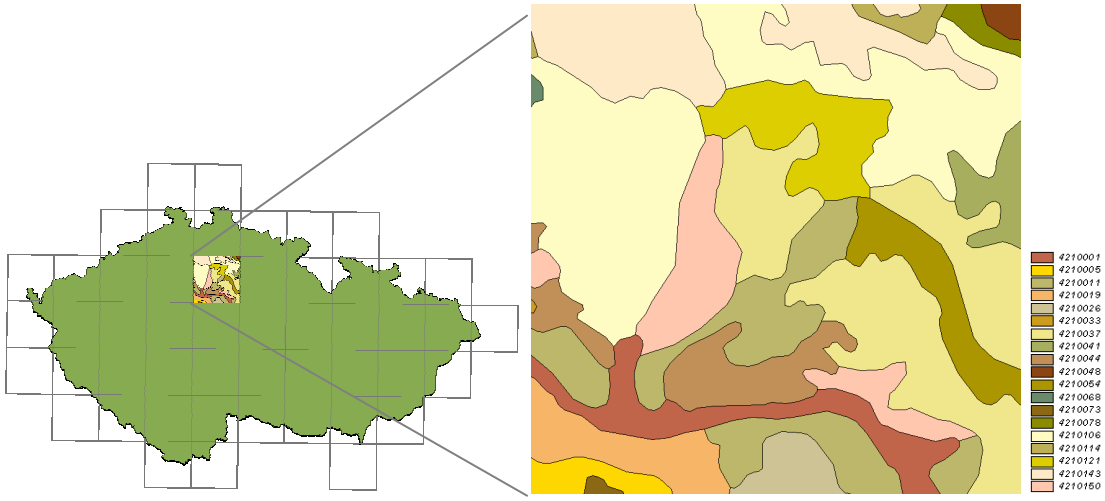
## VÝSLEDKY

Průměrné hodnoty relativních půdních vlhkostí pro rok 2004 a dlouhodobé průměrné hodnoty získané pomocí CGMS-WOFOST jsou zobrazeny na obrázku 2. Hodnoty pro jednotlivé scénáře a průměrné hodnoty relativních půdních vlhkostí pro rok 2004 získané pomocí HYDRUS-1D jsou zobrazeny na obrázku 3. Hodnoty RPV simulované pomocí modelu HYDRUS-1D pro volnou drenáž se pro jednotlivé scénáře liší v závislost na textuře půdy a hloubce kořenové zóny. Pro scénáře s mělkou kořenovou zónou vycházejí nižší hodnoty RPV na konci simulovaného období. Nízké hodnoty RPV byly také získány pro půdy s hrubou strukturou a jemnou strukturou. Průměrné hodnoty RPV získané pomocí HYDRUS-1D jsou vyšší než hodnoty vypočítané CGMS-WOFOST. Hodnoty RPV simulované pomocí modelu HYDRUS-1D pro hladinu podzemní vody 250 cm pod terénem se pro jednotlivé scénáře liší opět v závislost na textuře půdy a hloubce kořenové zóny. Režim půdní vody pro scénáře s mělkou kořenovou zónou a hrubou strukturou byl (ve srovnání se simulacemi s volnou drenáží hladinou podzemní vody) ovlivněn významněji než pro ostatní scénáře.

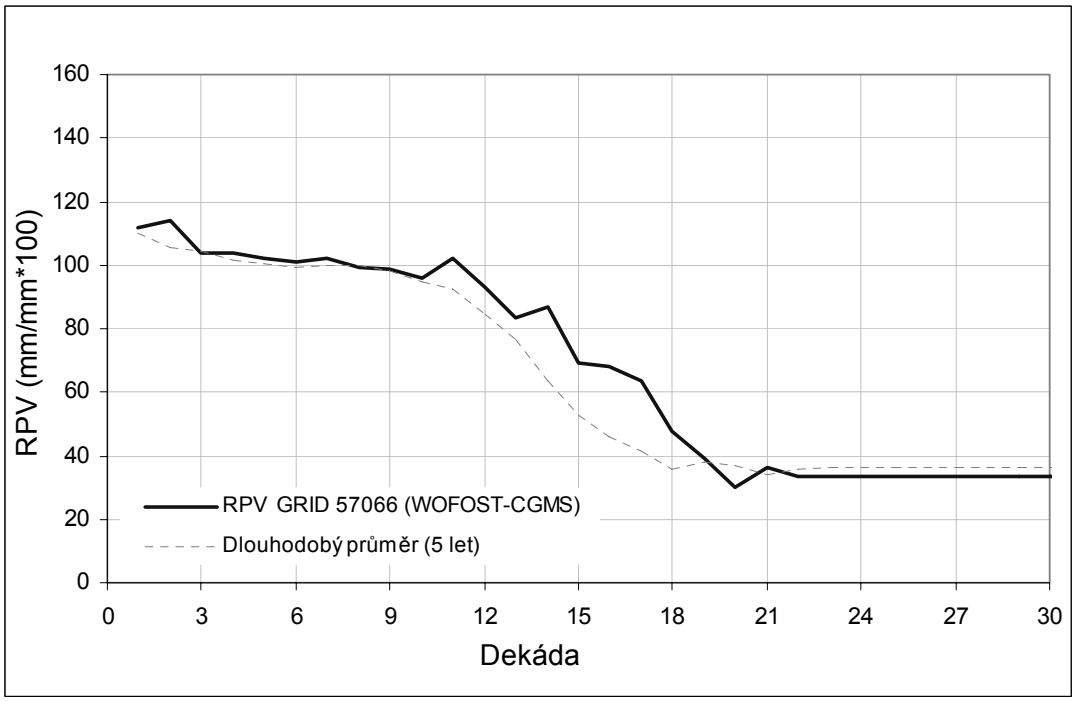
## DISKUZE A ZÁVĚR

Prezentované výsledky ukázaly významné rozdíly mezi aplikovanými modely. Průměrné hodnoty RPV získané pomocí HYDRUS-1D jsou vyšší než hodnoty vypočítané CGMS-WOFOST z následujících důvodů. 1. Hodnoty RPV jsou významně ovlivněny hodnotou polní kapacity, která je definována jako objemová půdní vlhkost pro tlakovou výšku v rozmezí -10 až -33 kPa. Kdyby byla použita objemová půdní vlhkost pro tlakovou výšku -10 kPa, hodnoty RPV by byly nižší. 2. Protože v CGMS-WOFOST odtok vody z definované vrstvy nastane, když je přesažena hodnota polní vodní kapacity této vrstvy, vypočítaná vlhkost půdy nemůže být dlouhodobě nad touto hodnotou. V modelu HYDRUS-1D odtok vody z daného elementu nastane pouze tehdy, když to umožní okrajové podmínky a simulované podmínky v půdním profilu, tj. vypočítaná vlhkost půdy může být nad hodnotou

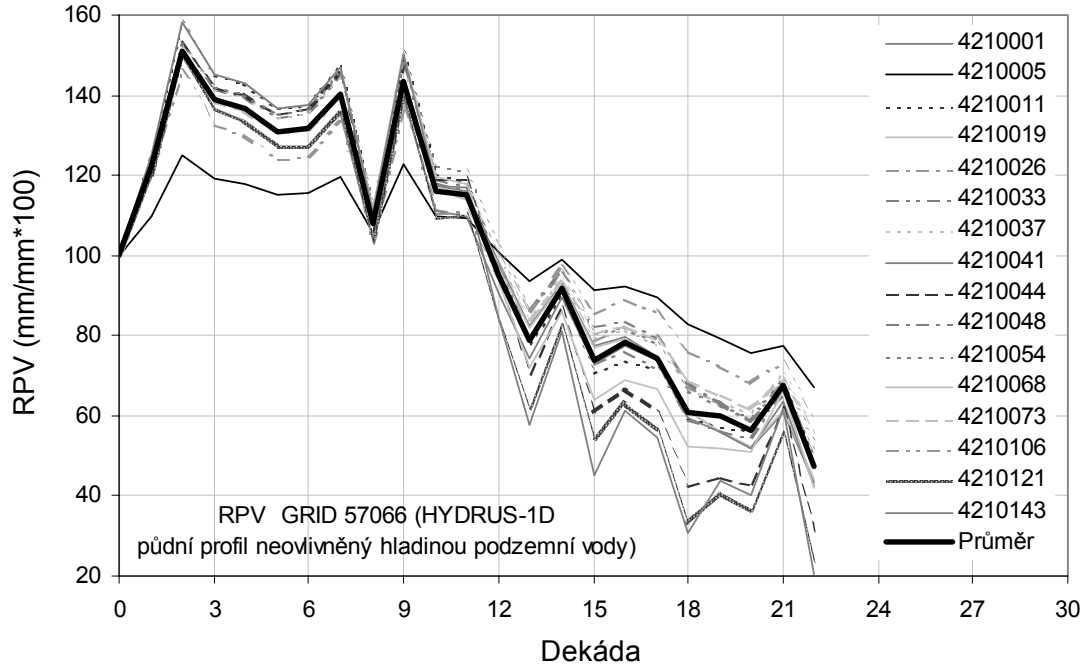
polní kapacity dlouhodoběji. Na druhé straně v reálném půdním prostředí může docházet k nerovnovážnému proudění, které způsobuje perkolaci vody do spodních vrstev. Aplikovaná verze modelu HYDRUS-1D tento typ proudění neumožňuje simulovat. Vliv nerovnovážného proudění na infiltraci vody byl dokumentován například v Kodešová et al. (2006). Rozdíl maximálních a minimálních hodnot RPV simulované oběma modely jsou podobné. Navíc se průměrné hodnoty RPV zdají být vzájemně posunuty podél osy RPV. Tato podobnost je zapříčiněna identickými srážkami a potenciálními evapotranspiracemi v obou modelech, které dominantně řídily vodní režim v kořenové zóně, a to i přesto, že je transpirace v obou modelech počítána odlišně.



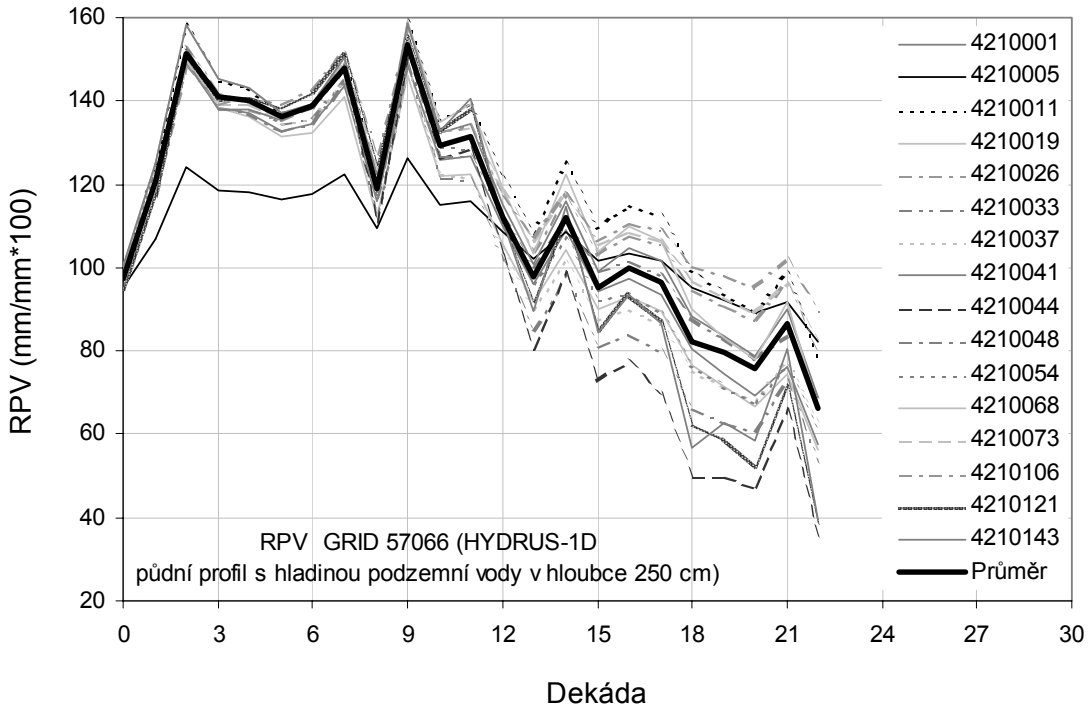

*Obrázek 1. Půdní jednotky (SGDBE40) na vybrané lokalitě databáze GRID50.*




*Obrázek 2. Relativní půdní vlhkost (RPV) v kořenové zóně během vegetačního období simulovaná CGMS-WOFOST.*




a)




b)

*Obrázek 2. Relativní půdní vlhkost (RPV) v kořenové zóně během vegetačního období simulovaná HYDRUS-1D: a) půdní profil neovlivněný hladinou podzemní vody, b) půdní profil s hladinou podzemní vody v hloubce 250 cm.*

Model HYDRUS-1D je velmi přesný nástroj pro simulaci režimu půdní vody. Jak bylo ale ukázáno, tato přesnost je možná pro danou úlohu příliš velká. 1. Zjednodušení popisu půdních profilů v databázi CGMS vedou k velmi podobnému chování některých půdních typů. 2. Výsledkem jsou průměrné hodnoty RPV pro danou oblast, která může zahrnovat poměrně širokou škálu půdních typů. Navíc bylo ukázáno, že režim půdní vody při okrajové podmínce definované jako volná drenáž je řízen především atmosférickými podmínkami. Na druhou stranu současná verze modelu CGMS-WOFOST neumožňuje simulaci vlivu podzemní vody, která může být velmi významná. Proto je vhodné se dále zabývat možným zdokonalením stávající verze modelu.

**PODĚKOVÁNÍ**

Příspěvek vznikl v rámci projektu ASEMARS řešeným pod vedením společností ALTERRA a za podpory grantů MSM 604607090 a GAČR 526/06/1182.

**LITERATURA**

Boogaard, H., van Diepen, K., Rötter, R.P., Cabrera, J.M.C.A., Laar, H.H. (1998): WOFOST 7.1, user's guide for WOFOST 7.1 crop growth simulation model and WOFOST Control Center 1.5. Technical Document 52. SC-DLO, Wageningen (The Netherlands), 143 p.

Kodešová, R., Kozák, J., Šimůnek, J. (2006): Numerical study of macropore impact on ponded infiltration in clay soils. Soil and Water Research, 1: 16-22.

Kodešová, R., Brodský, L. (2006): Comparison of CGMS-WOFOST and HYDRUS-1D simulation results for one cell of CGMS-GRID50. Soil and Water Research, 1, 39-48.

Supit, I., van der Goot, E. (eds.) (2003): Updated System Description of the WOFOST Crop Growth Simulation Model as Implemented in the Crop Growth Monitoring System Applied by the European Commission. Treemail Publishers, Heelsum, The Netherlands, 120 pp.

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.

Wösten, J.H.M., Lilly, A., Nemes, A., Le Bas, C. (1999): Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. Geoderma, 90: 169-185.

# HODNOCENÍ STAVU NADLOŽNÍHO HUMUSU V LESNÍCH EKOSYSTÉMECH

# EVALUATION OF THE CONDITION OF SURFACE HUMUS IN FOREST ECOSYSTEMS

**Tomáš FABIÁNEK, Ladislav MENŠÍK, Jiří KULHAVÝ**

*Ústav ekologie lesa, Lesnická a dřevařská fakulta,*
*Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Zemědělská 3, Brno 613 00*
*E-mail: xmensik2@mendelu.cz, xfabiane@node.mendelu.cz,*
*kulhavy@mendelu.cz*

**Abstrakt**

Ve střední části Drahanské vrchoviny, kde byl výzkum proveden, se nacházejí v převážné většině půdy pod smrkovými monokulturami, v nichž může docházet k hromadění surového humusu a k celkové acidifikaci půdního profilu, čímž vznikají nevhodné podmínky pro transformaci porostů. V rámci práce byl odebírán nadložní humus na pěti lokalitách. Dvě lokality se nachází ve smrkových porostech výzkumné plochy Ústavu ekologie lesa Rájec-Jestřebí. Pro srovnání byly vybrány další dvě lokality v bukových porostech a jedna lokalita v porostu smíšeném, nedaleko zmíněného výzkumného objektu. Na těchto plochách byl zjištěn vliv jednotlivých druhů opadu a stáří porostu na zásobu a kvalitu nadložního humusu.

**Klíčová slova:**

Drahanská vrchovina, zásoba nadložního humusu, smrkové monokultury

**Abstract**

The study was carried in the central part of the drahanská vrchovina upland. Soils occur there mostly under spruce monocultures where accumulation of raw humus and the general acidification of a soil profile can happen whereby unsuitable conditions for the transformation of stands originate. Within the study, surface humus was sampled in five localities. Two localities occur in spruce stands of the institute of forest ecology at rájec-jestřebí research area. For the purpose of comparison, other two localities were selected in beech stands and one locality in a mixed stand close to the research area. Effects were determined of particular types of litter and the stand age on the supply and quality of surface humus in these localities.

**Key words**

the Drahanská vrchovina Upland, forest floor supply, spruce monocultures

## ÚVOD

Dobrý průběh rozkladu odumřelé organické hmoty má velký vliv na správnou výměnu živin mezi porostem a půdou. Dobře probíhající rozklad znamená uvolnění několika desítek až stovek kilogramů minerálních živin a dusíku na hektar za rok. Uvolněné živiny se vyskytují ve formě ve vodě rozpustných a pro rostliny lehko přístupných sloučenin. Naopak nahromadění nadložního humusu, případně vytvoření humusové formy moder nebo mor můžou způsobovat různé příčiny, a to samostatně, nebo jejich kombinace. Nejdůležitější jsou: nadměrná vlhkost (občas i nadměrná suchost) lokality, chlad a vlastnosti opadu. V našich podmínkách se s těmito jevy setkáváme buď na klimaticko - hydrologicky nepříznivých stanovištích (úžlabiny, severní expozice ve větších nadmořských výškách), na výsušných lokalitách nižších poloh a málo vodozdržných půdách pod různými lesními porosty. Dále na

některých lokalitách pod jehličnatými monokulturami (smrk, borovice s acidofilní flórou), případně také pod bučinami (Šály, 1978). Smrk u nás dnes zaujímá 54 % lesní plochy, ve srovnání s 11 % rekonstruované přirozené dřevinné skladby, a to především na úkor buku (6 % oproti 40 %), dubům (6 % oproti 19 %) a jedle (1 % oproti 20 %). Doplňme, že dnešní zastoupení borovice se ve srovnání s přirozenou skladbou zvětšilo podobně (18% proti 3%), (Klimo, Tesař, 2004). Hromadění povrchového humusu pod jehličnatými porosty zapříčiňuje velké množství kyselého a těžko rozložitelného opadu. V tzv. holých bučinách se kromě vzpomínaných vlastností opadu projevuje také výsušnost vrchních vrstev půdy. Surový humus je v lese "mrtvým živinovým kapitálem" (Šály, 1978), ve kterém se bez užitku blokují velká kvanta z půdy odčerpaných živin, dále zdrojem kyselých humusových produktů, které vyvolávají degradaci půdy. Problém surového humusu v lese (převážně v jehličnatých monokulturách), jeho nepříznivých účinků a jejich zamezení, je klíčovou lesnickou otázkou v mnohých krajinách (Šály, 1978).

## popis výzkumných ploch a metodika

Plochy, na kterých byl výzkum proveden, se nachází na území výzkumného objektu Ústavu ekologie lesa MZLU v Brně a jeho blízkém okolí v přilehlých lesích MP Lesy Benešov u Boskovic (přibližně 2,5 km na sever od výzkumném objektu Ústavu ekologie lesa). Celé území spadá do přírodní lesní oblasti Drahanská vrchovina.

Zeměpisně náleží oblast výzkumných ploch k provincii Česká vysočina, subprovincii Česko-moravská, oblasti Brněnské vrchoviny, celku Drahanská vrchovina, podcelku Adamovké vrchoviny a okrsku Škatulec (LACINA, QUITT, 1986).

Z hlediska typu reliéfu můžeme území zařadit do členitých vrchovin flexurovitě deformovaných okrajových svahů klenbové megastruktury (LACINA, QUITT, 1986), z hlediska typologického členění reliéfu řadíme dané území do členitých vrchovin vrásno-zlomových struktur a hlubinných vyvřelin české vysočiny kerné a hrasťové stavby s rozsáhlými zbytky zarovnaných povrchů – 614 b (CZUDEK, 1975). Dále zájmové území můžeme zařadit podle fyzicko-geografických regionů do členitých vrchovin s erozně denudačním povrchem v mírně teplé, vlhké oblasti s chladnou zimou v bukovém až dubo-jehličnatém vegetačním stupni - 8155, 7166 (DEMEK, RAUŠER, QUITT, 1975). Dle mapy výškové členitosti reliéfu patří zájmové území do hornatin až členitých vrchovin (KURNOVSKÁ, KOUSAL, 1971). Střední výška zájmového území se pohybuje v rozmezí 500-600 m. n. m. (KUDRNOVSKÁ, KOUSAL, 1975). Dále střední sklon území je v rozmezí 5-10° (KUDRNOVSKÁ, KOUSAL, 1975). V zájmové oblasti se lesnatost pohybuje v rozmezí 65-95% (KUDRNOVSKÁ, KOUSAL, 1975).

Výzkumné plochy jsou situovány v nadmořské výšce 600-660 m n. m. Dle QUITTA 1971, se plochy nachází v klimatické oblasti MT3. Oblast je charakteristická: počtem 20-30 letních dnů, 120-140 mrazových dnů, 40-50 ledových dnů. Průměrná teplota v lednu se pohybuje kolem-3-(-4) °C, průměrná teplota v červenci 16-17 °C. Srážkový úhrn za vegetační období je 350-450 mm a více, počet dnů se sněhovou pokrývkou 60-100. Průměrná roční teplota vzduchu dosahuje 6,5 °C, průměrné roční srážky 717 mm.

Na geologické stavbě výzkumných ploch se podílí hlavně brněnská vyvřelina. Mateční horninou je hlubinná vyvřelá hornina kyselý granodiorit. Na všech výzkumných plochách se nachází půdní typ kambizem typická - varianta kyselá (kyselé hnědé lesní půdy). 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. Typologicky řadíme výzkumné plochy do skupiny lesních typů 5S - svěží jedlová bučina a do lesního typu 5S1 - svěží jedlová bučina šťavelová.

| | Věk | Dřevinná skladba | Půdní typ | Lesní typ |
|---|---|---|---|---|
| **Smrkový porost 1** | 30 | SM 100 | Kambizem typická – varianta kyselá (kyselé hnědé lesní půdy) | 5S1 – svěží jedlová bučina šťavelová |
| **Smrkový porost 2** | 103 | SM 100 | | |
| **Bukový porost 1** | 40 | BK 100 | | |
| **Bukový porost 2** | 120 | BK 100 | | |
| **Smíšený porost** | 125 | BK 55, SM 40, JD 5, MD, BO | | |

*Tab. č.1: Charakteristika výzkumných ploch*

Vzorky pro zjištění zásoby povrchového (nadložního) humusu byly odebrány na konci vegetačního období, na podzim, za pomoci kovového rámu o známé ploše (0,1 $m^2$). Na každé ze zkoumaných ploch bylo provedeno 10 odběrů. Za pomoci lopatky, nože, nůžek, případně dalších pomůcek, se postupně odebíraly jednotlivé horizonty nadložního humusu (L – litter – nerozložená organická hmota, F – fermentative – částečně rozložená organická hmota s rozeznatelnou původní strukturou, H – humification – úplně rozložená organická hmota pozbývající původní strukturu). Každý horizont je odebírán zvlášť do igelitového sáčku. Po přenesení do laboratoře jsou vzorky tříděny; pokud jsou vzorky příliš vlhké, nechají se nejdříve volně předsušit na platech v dobře větrané místnosti. Při třídění se ze vzorků vždycky odstraňují 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 se většinou odstraňují hrubé nerozložené části větví. Naopak ponechávají se drobnější větvičky, plody, kůra, či semena rostlin.

Po vytřídění jsou vzorky vysoušeny v sušárně při 60 – 80°C do konstantní hmotnosti. Konstantní hmotnost se zjišťuje dvojnásobným vážením vzorků a to následovním způsobem: po předpokládaném vysušení se jeden ze vzorků nechá po dobu 30 minut vychladnout, zváží se a hmotnost se zaznamená. Poté se dá vzorek ještě na hodinu znovu sušit a postup se opakuje. Pokud mezi dvěmi naměřenými hodnotami již není rozdíl, vzorky jsou dostatečně vysušeny a mohou být (po vystydnutí) zváženy.

Vysušené vzorky byly zváženy v čisté váze (tj. čistá hmotnost = celková hmotnost – tarra). Hmotnost byla převedena z g, ve kterých byl odběr z plochy 0,1 $m^2$ zvážen, na kg. Dále se hodnota přepočítala na 1 ha. Vypočítaná hodnota nám vyjadřuje zásobu povrchového humusu v kg/ha.

## VÝSLEDKY

Vzorky nadložního humusu použité při této práci byly odebírány ve dvou letech, a to na podzim po opadu listí (konec listopadu) roku 2004 a 2005. Zásoba nadložního humusu v druhém roce vyšla průměrně o něco vyšší než v roce prvním. Zvýšení zásoby převážně ve vrstvě H můžeme přisoudit individuálnímu lidskému faktoru, který působí při odběru v porostech. S ohledem na tyto fakta byl z odebrané a následně spočítané zásoby z těchto dvou let proveden průměr. A z takto zjištěných výsledků byly vyhodnoceny výsledky.

Zásoba povrchového humusu se na zkoumaných plochách pohybuje průměrně v rozmezí od 18,8 do 68,4 t/ha. Celková hloubka vrstev L, F, H kolísá mezi 3 až 8 cm.

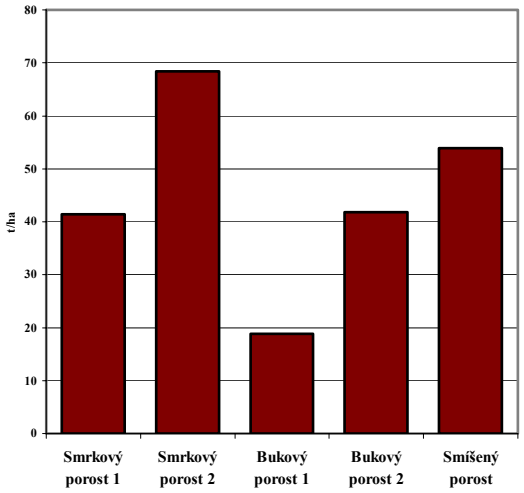
Největší vrstva co do mocnosti a zároveň i množství nadložního humusu na hektar byla, jak vyplývá z grafu, zjištěna pod stoletou smrkovou monokulturou v druhé generaci (lokalita Smrkový porost 2). Jedná se o humusovou formu moder až mor. pH naměřené v tomto porostu se pohybuje kolem 4,4 a C/N kolem 30. Jelikož se lokalita nachází na území výzkumné stanice ÚEL mohly být porovnány výsledky s předchozími odběry, například s výzkumem pana prof. Klima z roku 1975, který zjistil průměrnou zásobu v tomto porostu o hodnotě 49,9 t/ha. Z toho ve vrstvě L 12,4 t/ha, F 15,8 t/ha a ve vrstvě H 21,7 t/ha. Další vybrané následné zjištění zásoby nadložního humusu bylo provedeno v roce 1982 *(viz. graf 2)* a to se zjištěním zásoby o 49,1 t/ha a to ve vrstvě L 11 t/ha, F 15,8 t/ha a H 22,3 t/ha

(KLIMO in KULHAVÝ 1990). Z těchto výsledků vyplívá, že se celková zásoba nadložního humusu od roku 1982 zvýšila o přibližně 15 t/ha za 23 let.

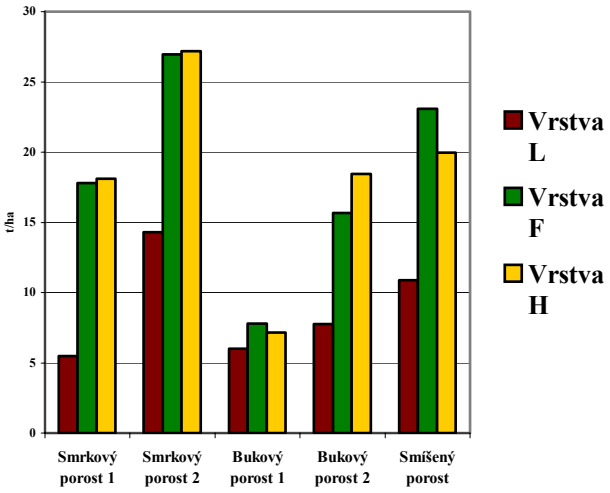
Naopak nejmenší zjištěná zásoba nadložního humusu (18,8 t/ha) se nachází na ploše pod mladým 20-ti letým bukovým porostem. Zde se jedná také o nadložní humus v převážně moderové přechodné formě. Poměr uhlíku a dusíku zjištěný v dalších analýzách je průměrně 27 a pH ($H_2O$) se pohybuje kolem hodnoty 5.

Na další ploše, kde byl proveden odběr nadložního humusu, se nachází smrková monokultura ve věku přibližně 30-ti let. Plocha byla vybrána pro srovnání s přibližně stejně starým bukovým porostem. Jak z grafu č.1 vyplývá, dochází zde k výrazně větší akumulaci nadložního humusu. Až na hodnotu 41,4 t/ha, což je více jak o polovinu větší množství než na ploše „Bukový porost 1“. Poměr uhlíku a dusíku je srovnatelný s mýtním porostem smrku (29,8) a pH je tu dokonce nižší (kolem 4). Místy se zde vyskytuje až suchá forma (Němeček, 2001) surového humusu, který vznikl v nejsušších částech porostu. Ve 120-ti letém smíšeném porostu převažuje jehličnatý opad, jehož chemické složení významně napomáhá pomalejší dekompozicí k hromadění nadložního humusu, kterého se zde nachází 53,9 t/ha. Naměřené pH ($H_2O$) je 4,2 a C/N 25,7, při srovnání se strukturou humusových vrstev se opět jedná o formu nadložního humusu moder. Poslední hodnocená plocha (Bukový porost 2) se nachází pod 120 let starou téměř holou bučinou. Přes špatné fyzikální vlastnosti opadu bukového listí s méně příznivými klimatickými podmínkami (665 m n. m., SZ expozice) byla zjištěna zásoba nadložního humusu jen 41,9 t/ha. Poměr C/N je dokonce nejpříznivější ze sledovaných ploch - 21,8, pH ($H_2O$) a pohybuje se kolem 4,3.

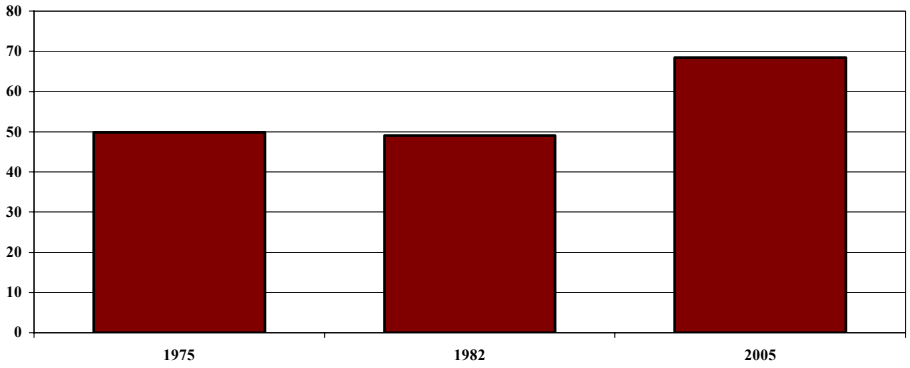
Při porovnání jednotlivých vrstev L, F, H nadložního humusu *(viz graf č.3)* je patrné, že největší akumulace materiálu se nachází ve vrstvě F, L. Je to opět dáno formou, ve které se humus nachází, a tou je moder.




*Graf č.1: Celková zásoba nadložního humusu*




*Graf č.3: Zásoba nadložního humusu v jednotlivých vrstvách*



*Graf č.2 Změna zásoby nadložního humusu v závislosti na čase*

## ZÁVĚR

Při řešení problému byla zjišťována a vyhodnocena zásoba a forma nadložního humusu pod smrkovými, bukovými a smíšenými porosty. Analýzy byly prováděny na půdních vzorcích z pěti lokalit. A to lokality s bukovým porostem: „Bukový porost 1“ (40 let) a „Bukový porost 2“ (120 let), se smrkovou monokulturou „Smrkový porost 1“ (27 let) a „Smrkový porost 2“(100 let). A jednou lokalitou se smíšenou druhovou skladbou – „Smíšený porost“ ( přibližně 120 let). Jako první bylo provedeno zjištění zásoby povrchového humusu. Na všech lokalitách bylo provedeno 10 odběrů (vrstev L, F, H). Největší množství povrchového humusu bylo zjištěno na lokalitě „Smrkový porost 2“. Zásoba nadložního humusu se v porovnání s hodnotami naměřenými v rámci výzkumných projektů v roce 1975, 1982 zvýšila. K většímu nahromadění humusu mohlo dojít například fyziologickým stárnutím porostu a jeho dlouhodobým působením na půdu, či depozicí polutantů v průběhu 80-tých let.

Při porovnání půd na plochách založených pod bukovými porosty s půdami pod smrkovými monokulturami má dle výsledků lepší vlastnosti nadložní humus pod listnatými porosty jak množstvím nahromaděného povrchového humusu, tak dále jeho formou, aciditou nebo poměrem uhlíku a dusíku.

## PODĚKOVÁNÍ

Příspěvek byl podpořen s finanční podporou VZ MSM 6215648902 „Les a dřevo - podpora funkčně integrovaného lesního hospodářství a využívání dřeva jako obnovitelné suroviny“.

## POUŽITÁ LITERATURA

**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.

**KUDRNOVSKÁ, O., KOUSAL, J. (1971):** Mapa výškové členitosti reliéfu ČSR, 1 : 500 000, GÚ ČSAV Brno

**KUDRNOVSKÁ, O., KOUSAL, J. (1975a):** Mapa středních výšek reliéfu ČSR, 1 : 500 000, GÚ ČSAV Brno

**KUDRNOVSKÁ, O., KOUSAL, J. (1975b):** Mapa středních sklonů reliéfu ČSR, 1 : 500 000, GÚ ČSAV Brno

**KUDRNOVSKÁ, O., KOUSAL, J. (1975c):** Mapa biogeografického členění ČSR, 1 : 500 000, GÚ ČSAV Brno

**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.

**LACINA, J., QUITTE, E. (1986):** Geografická diferenciace okresu Blansko, GÚ ČSAV Brno

**NĚMEC, A. (1928):** Studie o humifikaci lesních půd. Praha: MZe RČS, č. 38/7, 239 s.

**ŠÁLY, R. (1978)**: Pôda základ lesnej produkcie. Bratislava, Príroda,. 235 s.

# VÝVOJ HYDRICKÝCH REŽIMŮ LESNÍCH PŮD V HORNÍ ČÁSTI POVODÍ KRUPÉ

# DEVELOPMENT OF HYDROLOGICAL REGIME OF FOREST SOIL IN UPPER REACHES OF THE KRUPÁ RIVER CATCHMENT

**Renata CHMELOVÁ[1], Bořivoj ŠARAPATKA[1], Jaromír MACKŮ[2], Ivo SIROTA[2]**

*[1] Přírodovědecká fakulta, Palackého Univerzita, tř. Svobody 26, 772 46 Olomouc*
*chmelova@prfnw.upol.cz, borivoj.sarapatka@upol.cz*
*[2]Ústav pro hospodářskou úpravu lesů, Nábřežní 1326 , 250 01 Brandýs nad Labem*
*macku.jaromir@uhul.cz, sirota.ivo@uhul.cz*

**Abstrakt**
Změny ve využívání krajiny v posledních desetiletích se odrazily i na retenční a akumulační schopnosti krajiny. Pro hodnocení odtokových poměrů a hydrických vlastností půd jsme zvolili horní povodí Krupé, ve kterém došlo v posledních 80. letech ke změně hospodaření od rodinných farem s převahou orné půdy, přes scelování v rámci státního statku až po uplatnění agroenvironmentálních a dalších opatření v krajině v 90. letech 20. století s převahou travních porostů. Tím se podstatně snížila plocha orné půdy z 52,2 % na 5,6 %. V poválečném období došlo v povodí Krupé i k podstatnému nárůstu lesní půdy a to z 33,3 na 55 %. Historické porovnání stavu území se netýkalo pouze land use, ale i odtokových poměrů vyjádřených CN křivkami. Porovnáván byl stav v roce 1936, kdy v řešeném území bylo 2619 ha lesa, s rokem 2002 se 4393 ha lesa. Změny ve věkové struktuře a druhovém složení lesních ekosystémů se projevily i v CN. Ve výsledku lokality převedené do lesních ploch před rokem 2002 pozitivně ovlivnily odtokové poměry z území. CN křivky jsou dále využívány pro hydrologické výpočty. V další fázi, která je prezentována na pedologických dnech, jsou hodnoceny detailněji hydrické funkce lesních porostů v území. Hydrické vlastnosti lesních půd jsou tak jako CN křivky hodnoceny v letech 1936 a 2002.

**Klíčová slova**
lesní půdy, hydrologické skupiny půd, CN křivky, povodí Krupé

**Abstract**
For decades changes in land use have deteriorated the natural retention and accumulation capacities of catchment areas in the Czech Republic. The Krupá River catchment (left tributary of the Morava River) serves as a general study area and it has a total drainage area of 112 km$^2$ and a length of 23 km. During the last 80 years, the Krupá catchment has been witness to many important historical events: the displacement of ethnic German inhabitants after the Second World War, the socialist planning regime, and the transformation of agriculture since 1989. These events have carved into the physique of the landscape and have also affected the discharge regime. On the basis of these events the Krupá River catchment has featured a growing area of forest (in 1930 – 33.3 % forested area, in 2002 55 %), diminishing areas of arable land (in 1930 – 52.2 % arable land, in 2002 – 5.6 %) and enlarging meadows and pastures in the last eight decades. The hydrological characteristics of forest soils were evaluated for the upper reaches of the Krupá River in 1930 and 2002 (Figure 1a, 1b and 1c).

Runoff conditions in the catchment area have been assessed with the curve number (CN) method. The CN method is usually estimated from handbook tables that list land use, hydrological soil group and the antecedent moisture condition. Changes in age structure and species composition of forests were also reflected in the CN. The CN was calculated for the upper reaches of the Krupá River in 1930 and 2002 (Figure 2). With regard to runoff conditions, some agriculture areas in 1936 transformed into to forests in 2002 resulted in better hydrological conditions in the catchment area. The CN formulation can be used for further hydrologic calculations, e.g., $Q_D$ surface runoff (mm) and S potential maximum retention (mm).

**Key words**
Forest soil, hydrological characteristics of forest soils, CN metod, the Krupá River catchment

## ÚVOD

Krajina České republiky prošla v minulém století, zvláště v období po 2. světové válce, kdy bylo z pohraničních území odsunuto německé obyvatelstvo, řadou významných změn. Tato proměna s sebou přinesla nejen jiné estetické hodnoty krajiny, ale i změny v průběhu řady krajinotvorných procesů (např. odtokových poměrů). Vodní režim krajiny byl narušen především pozemkovými úpravami v průběhu socializace zemědělství, nesprávným využíváním pozemků, utužením půdy těžkou mechanizací, poškozením lesních porostů, snižováním přirozené funkce vodních toků a nádrží, omezováním či rušením akumulačních prostorů v krajině apod. Po povodních v letech 1997 a 2002 vzrostl význam protipovodňové ochrany povodí a také význam výzkumu vlivu retenční schopnosti krajiny a různých opatření s cílem omezit povodňové průtoky.

## MATERIÁL A METODY

Výchozím materiálem byla data LHP – numerické databáze a díla typologie lesů (OPRL), zpracovaná Informačním datovým centrem MZe při Ústavu pro hospodářskou úpravu lesa Brandýs nad Labem. Historická data vycházela z analogových porostních map z roku 1930 v povodí Krupé, jmenovitě polesí Kunčice, Stříbrnice, Velké Vrbno a k nim příslušných porostních tabulek, které poskytl Zemský archiv Opava, pobočka Olomouc.
Pro porovnání a posouzení změn hydrických vlastností lesa v roce 1930 a 2002 v povodí Krupé za posledních 70 let bylo použito metody CN křivek. Metoda CN byla vyvinuta v USA Službou pro ochranu půd (US – Soil Conservation Service – US SCS, 1975), pro území ČR byla upravena a publikována jako metodika (Janeček a kol, 1992 a nově Janeček a kol., 2002). Čísla odtokových křivek CN jsou tabelována podle

a) hydrologických vlastností půd rozdělených do 4 tzv. hydrologických skupin půd – **HSP**: A, B, C, D; ekvivalent hydrologické půdní skupiny (HSP), u **lesních půd** byl stanoven na základě metodiky (Macků, 2002),

b) na základě minimálních rychlostí infiltrace vody do půdy bez pokryvu po dlouhodobém nasycení,

c) vlhkosti půdy určované na základě 5-ti denního úhrnu předcházejících srážek a

d) využití území, vegetačního pokryvu, způsobu obdělávání a uplatnění opatření.

Tato metodika je doplněna metodou, která určuje hydrologické vlastnosti lesních půd (Macků a kol., 2005). Tento postup je založen na lesní typologii v zájmovém území, a stupních přirozenosti, které vycházejí z druhové skladby porostů v dané lokalitě v odpovídajícím roce. Po stanovení hydrologických vlastností lesních půd se dle převodní tabulky určí HSP a dále je použita standardní metoda stanovení CN křivek (Janeček, 1992)

## VÝSLEDKY

Většina lesních porostů zájmového území (4119 ha) spadá do lesní oblasti 27 - předhůří Hrubého Jeseníku a zbývající část (402 ha) do lesní oblasti 28 - Hrubý Jeseník. Rozloha lesů byla v jednotlivých letech značně rozdílná, v roce 1930 les zaujímal rozlohu **2635 ha** a v roce 2002 to už bylo **4411 ha.**

V zájmovém území bylo v jednotlivých letech následující **zastoupení dřevin** (v procentech plochy):

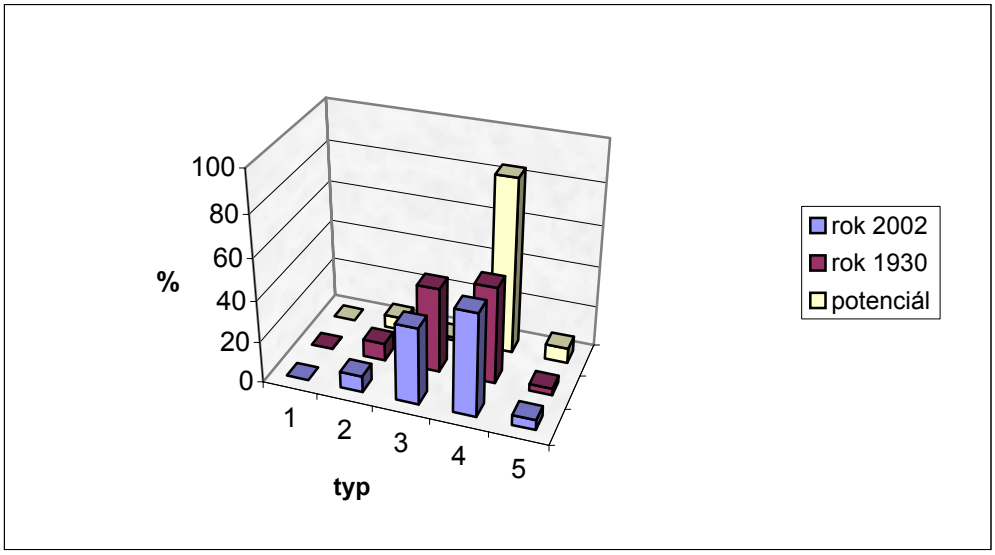
| rok | **2002** | **1930** |
|---|---|---|
| holina | nezjištěno | 1,6 % |
| smrk | 87,2 % | 86,7 % |
| buk | 8,7 % | 8,8 % |
| borovice | 0,5 % | nezjištěno |
| jedle | 0,3 % | 2,7 % |
| javor klen | 1,2 % | nezjištěno |
| modřín | 0,6 % | 0,1 % |
| javor | 0,7 % | 0,02 % |
| olše | 0,8 % | nezjištěno |
| CELKEM | 100% | 100 % |

Z analýz je patrné, že v obou letech dominují jehličnaté dřeviny. V roce 1930 se vyskytují na ploše 89,5% a z nich smrk je na 86,7 % plochy. V roce 2002 rozloha jehličnatých dřevin nepatrně klesla na 88,1 %, stále dominuje smrk (87,2 %), jehož rozloha vzrostla o 0,5 %. Listnaté dřeviny zaujímají jen malou plochu, v roce 1930 pouze 10,5 % a v roce 2002 11,9 %, z nich převládá buk, další dřeviny mají nízké zastoupení. Zastoupení jedle bylo v roce 1930 větší než je v současné době. Vysoký podíl zastoupení smrku je v regionu obvyklý.

V posuzovaném zájmovém území Krupé jsou zonálně zastoupeny tyto lesní vegetační stupně:

| **LVS** | **%** | **ha** |
|---|---|---|
| 4. LVS- bukový | 2,3 | 107,8 |
| 5. LVS – jedlobukový | 30,1 | 1361,8 |
| 6. LVS – smrkobukový | 53,7 | 2409,8 |
| 7. LVS – bukosmrkový | 11,3 | 515,1 |
| 8. LVS – smrkový | 2,6 | 127,4 |
| **CELKEM** | **100,0** | **4521,9** |

**Hydrická funkce lesa** je vyhodnocení lesních půd z hlediska náchylnosti svrchních půdních horizontů k poškození vodní erozí. Na úrovni potenciálních možností je v zájmovém území vysoká (typ 4), dosahuje 84,8 %, resp. mimořádná (typ 5) s 7,5 %. Na úrovni reálných možností se však vzhledem k indexu přirozenosti rozloží zastoupení i do nižšího stupně. Hydrická funkce lesa vysoká (typ 4) byla v roce 1930 na 47 % porostu a v roce 2002 na 50 % porostu v zájmovém území Krupé. Průměrnou retenční schopnost (typ 3) má 41% porostů v roce 1930 a 37% porostů v roce 2002. Detailní situace je dokumentována v následujícím grafu 1 a v mapových přílohách č. 1a, 1b a 1c pro jednotlivé roky.



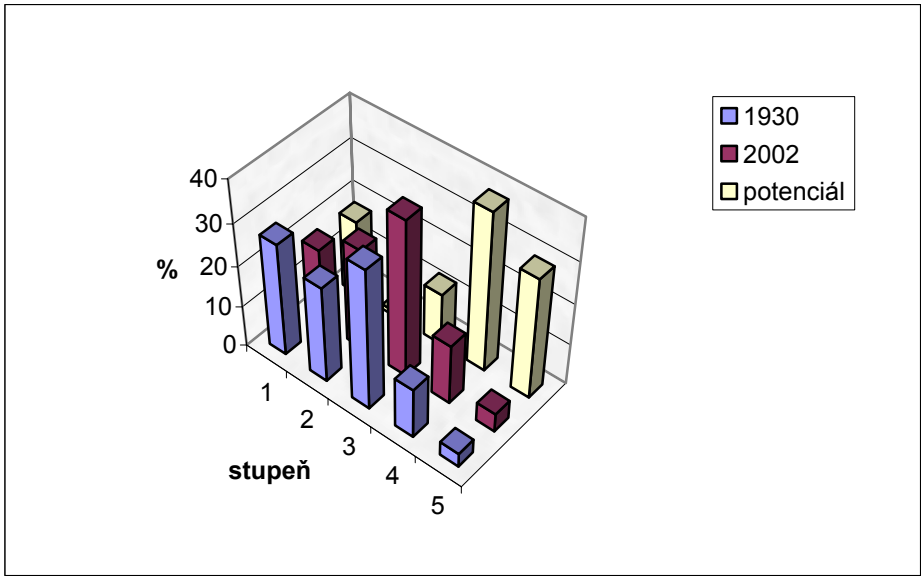

Graf 1 : Typ vodního režimu v zájmovém území

Typ vodního režimu je možné zlepšit změnou druhové skladby ve prospěch skladby přirozené, konkrétně ve prospěch buku, klenu a jedle tak, aby jejich podíl v rámci segmentu potenciální přírodní vegetace dosáhl alespoň majoritního podílu (tj. nad 50 %). Takové přiblížení přirozené druhové skladbě je proces velmi dlouhodobý, který přesáhne délku jednoho obmýtí.

Ke zlepšení úrovně hydrické funkce lesa přispívá významně i věková (výšková) diferenciace lesních porostů. K té lze směřovat podrostním a maloplošným způsobem hospodaření. Ideálním stavem je bohatě strukturovaný les, který má prostorovou strukturu všech věkových etáží lesního porostu.

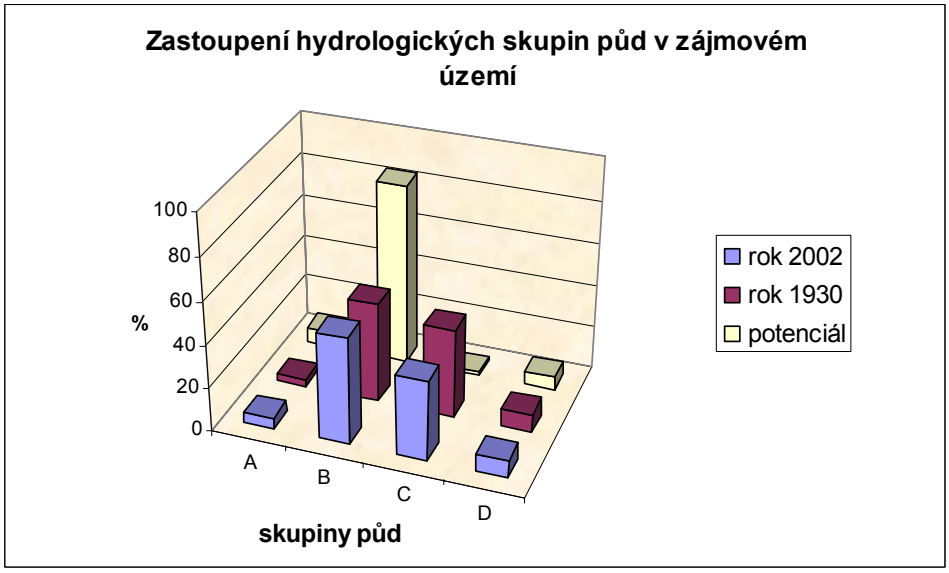
**Odolnost proti těžebně-dopravní erozi** (Graf 2) na úrovni potenciálních možností je velmi vysoká až vysoká (67,7 %). Reálná však dosahuje pouze nízkých hodnot stupně odolnosti 4 a 5 pouze 19,1 % (2002) resp. 15,6 % (1930). Tento stav souvisí s prakticky nezměněnou druhovou skladbou v jednotlivých sledovaných letech, která je nevhodná.

Preventivní opatření by mělo směřovat k většímu podílu přirozené skladby dřevin a dodržování technologické kázně, resp. asanačních opatření po těžební činnosti vůči strženému nadložnímu humusu.
Tento cíl vyžaduje značnou náročnost na těžebně-dopravní technologie. Konkrétně to znamená optimalizaci dopravní sítě a preferenci sezónních těžebních prací (tj. mimo vegetační období, především na zmrzlé půdě a sněhové pokrývce) s cílem minimalizace porušení nadložního humusu.
Rizikové jsou svahy se sklonem nad 40 % a preferované odtokové zóny podél vodotečí hydrografické sítě s velmi nízkým stupněm odolnosti vůči těžebně-dopravní erozi, které v žádném případě nesmí být pojížděny těžebně-dopravními prostředky. Plošná opatření se pak soustředí na pojíždění mechanismů na vymezeném okrsku s nízkou odolností proti těžebně-dopravní erozi, resp. s podmíněnou únosností. Ta spočívají jednak v používání flotačních pneumatik kolových traktorů (s nízkým měrným tlakem, tj. 100-50 KPa) a jednak v omezení období těžebně dopravní činnosti, kdy je půdní profil nasycen vodou a hloubka koleje přesáhne 20 cm jednorázového pojezdu (LKT).




Graf 2 : Odolnost proti těžebně dopravní erozi (TDE)

**Vymezení hydrologických skupin půd** (Graf 3) v zájmovém povodí bylo důležité pro stanovení CN křivek (obrázek 2), které jsou nezbytné pro další hydrologické výpočty. V roce 1930 představuje zastoupení hydrologických skupin půd C a D, které jsou po stránce akumulačních schopností nepříznivé (50 %), v roce 2002 došlo ke zlepšení na 45 % (viz Graf 3). Zastoupení skupiny B by v potenciálním stavu mělo převládat (85 %). V roce 2002 bylo zastoupení B skupiny vyšší (49,9% plochy), v roce 1930 bylo o 3 % nižší ve srovnání s rokem 2002. Následujícím graf 3 ukazuje zastoupení hydrologických skupin půd v zájmovém území.




***Graf 3: Zastoupení hydrologických skupin půd v zájmovém území***

## DISKUZE A ZÁVĚR

Hydrická a vodohospodářská funkce lesa má obecně význam od 4. lesního vegetačního stupně (LVS) výše. Na úrovni přírodních podmínek vyjádřených spektrem typologických jednotek agregovaných do cílových hospodářských souborů (CHS) – jednotek rámcového plánování, to se na zájmovém povodí týká především hospodářství vyšších poloh (HS 51, 53, 55) a přirozených smrčin (HS 73). Jde především o retenci a retardaci atmosférických srážek včetně sněhu. Rozhodující je sice geologický substrát a půdní poměry, nicméně vhodným způsobem hospodaření, který ctí tzv. „péči o půdu“, lze účinně tyto složky ovlivnit. Retence vody u lesních půd závisí na mocnosti půdního profilu (prokořenění) a formě i mocnosti humusu, tedy vlastnostech, které mají vliv na maximální objem makropórů.

Pro zájmové území z hlediska lesních porostů vyplývají následující zásady hospodaření:

Provádět změnu druhové skladby ve prospěch skladby přirozené, konkrétně ve prospěch buku, klenu a jedle tak, aby jejich podíl v rámci segmentu potenciální přírodní vegetace dosáhl alespoň majoritního podílu (tj. nad 50%); je třeba počítat s tím, že takové přiblížení přirozené druhové skladbě je proces velmi dlouhodobý, který přesáhne délku jednoho obmýtí.

Podrostním a maloplošným způsobem hospodaření přispívat ke zvýšení věkové (výšková) diferenciace lesních porostů, ideálním stavem je bohatě strukturovaný les, který má prostorovou strukturu všech věkových etáží lesního porostu.

V současné době u nejvíce rozšířených věkových tříd lesa zachovávat výchovou plný zápoj tak, aby půdní povrch byl neustále zastíněn; teprve ve fázi obnovy odstranit podružný porost s cílem maximálního uplatnění přirozené obnovy, prakticky bez ohledu na trofii stanoviště.

Druhým neméně důležitým opatřením je uplatnění šetrných technologií ve smyslu minimálního poškození půdního profilu; z hydrického hlediska je neporušenost půdního profilu a zachování vlastnosti lesní půdy preferovanou záležitostí.

## LITERATURA

Chmelová, R., Šarapatka, B., Pavka, P. (2006): Effects of land use changes on surface runoff. Journal of Ecohydrology and Hydrobiology (in press).

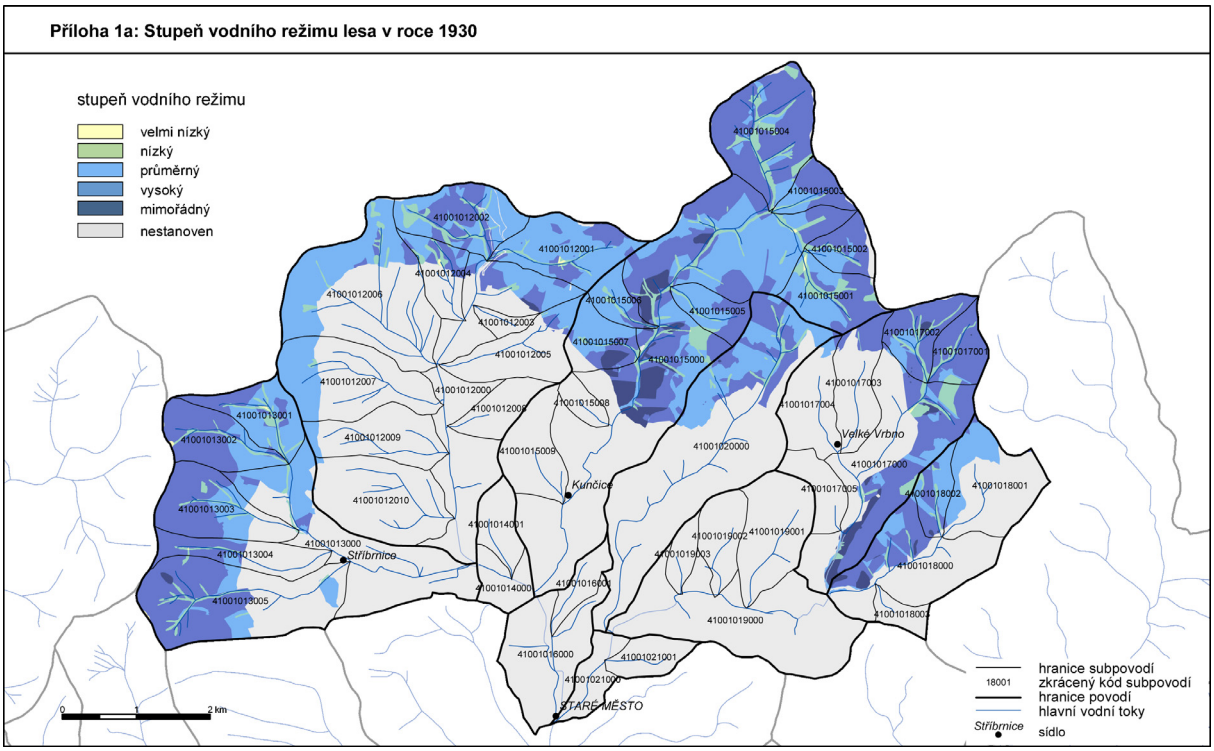
Janeček, M. a kol., (1992): Ochrana zemědělské půdy před erozí. Metodiky pro zavádění výsledků výzkumu do zemědělské praxe 5/1992. Praha, UVTIZ, 109 s.

Kovář, P., Sklenička, P, Křovák, F. (2002): Vliv změn užívání krajiny na její ekologickou stabilitu a vodní režim. In: Workshop 2002,ČVUT – ČVTVHS Praha „Extrémní hydrologické jevy v povodích“, s. 99-106.

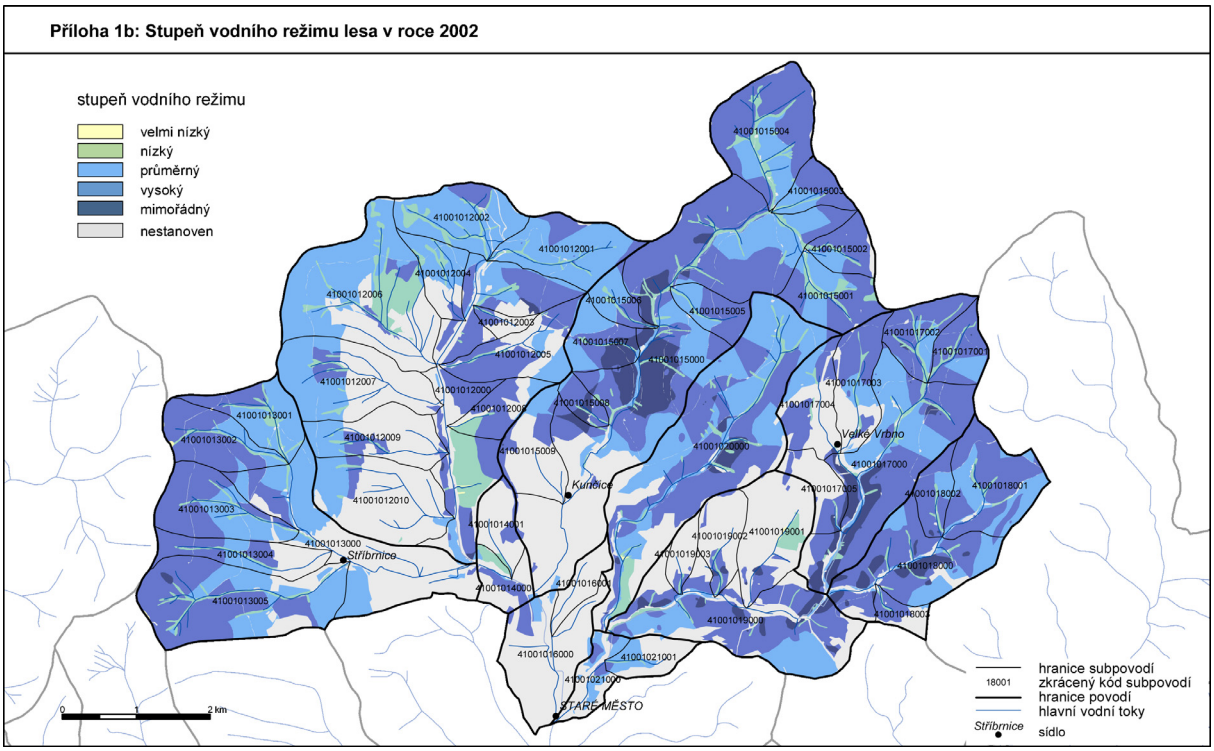
Macků, J., (2002): Systém komplexního hodnocení lesních půd. In.: Systém komplexního hodnocení půd, projekt VaV 640/3/99, AOPAK ČR.

Macků. J., Zatloukal, I., Sirota, I., Čermáková, D., (2005): Vyhodnocení hydrické funkce lesních porostů v povodí Solného potoka a návrh opatření pro zvýšení jejich retenčních schopností. ÚHUL, Brandýs n. Labem.

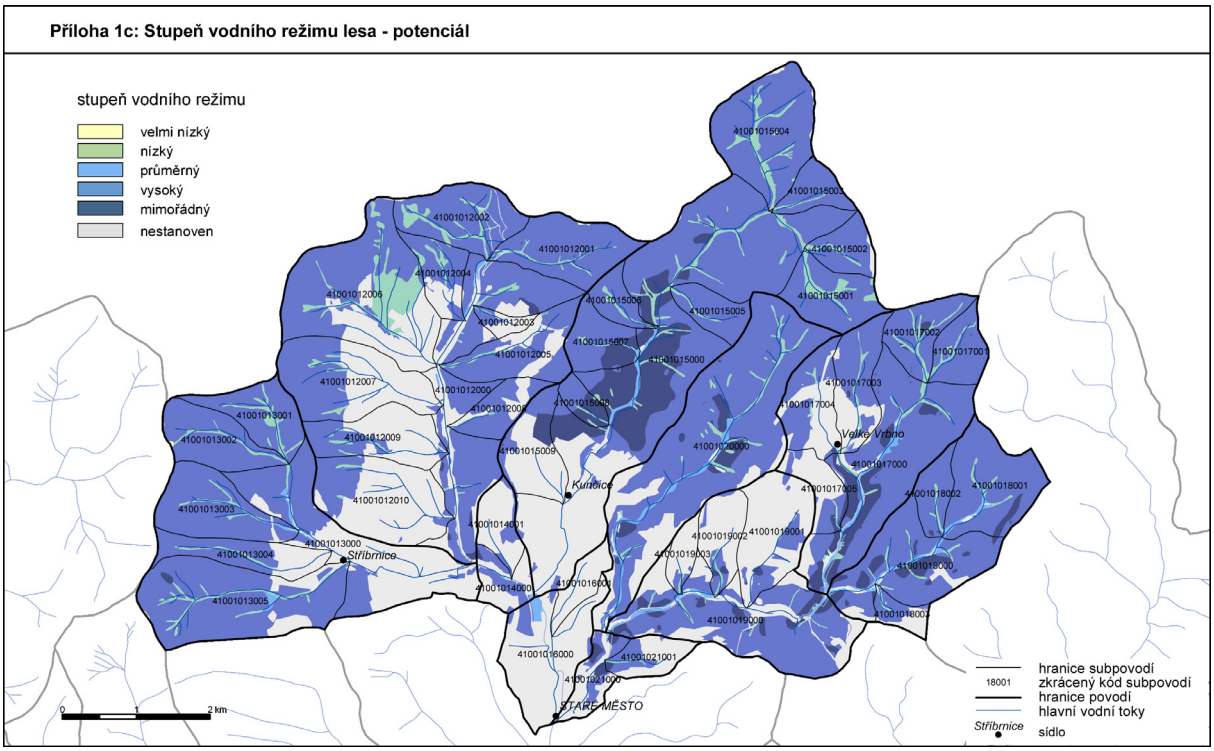
## Příloha 1a Stupeň vodního režimu lesa v roce 1930



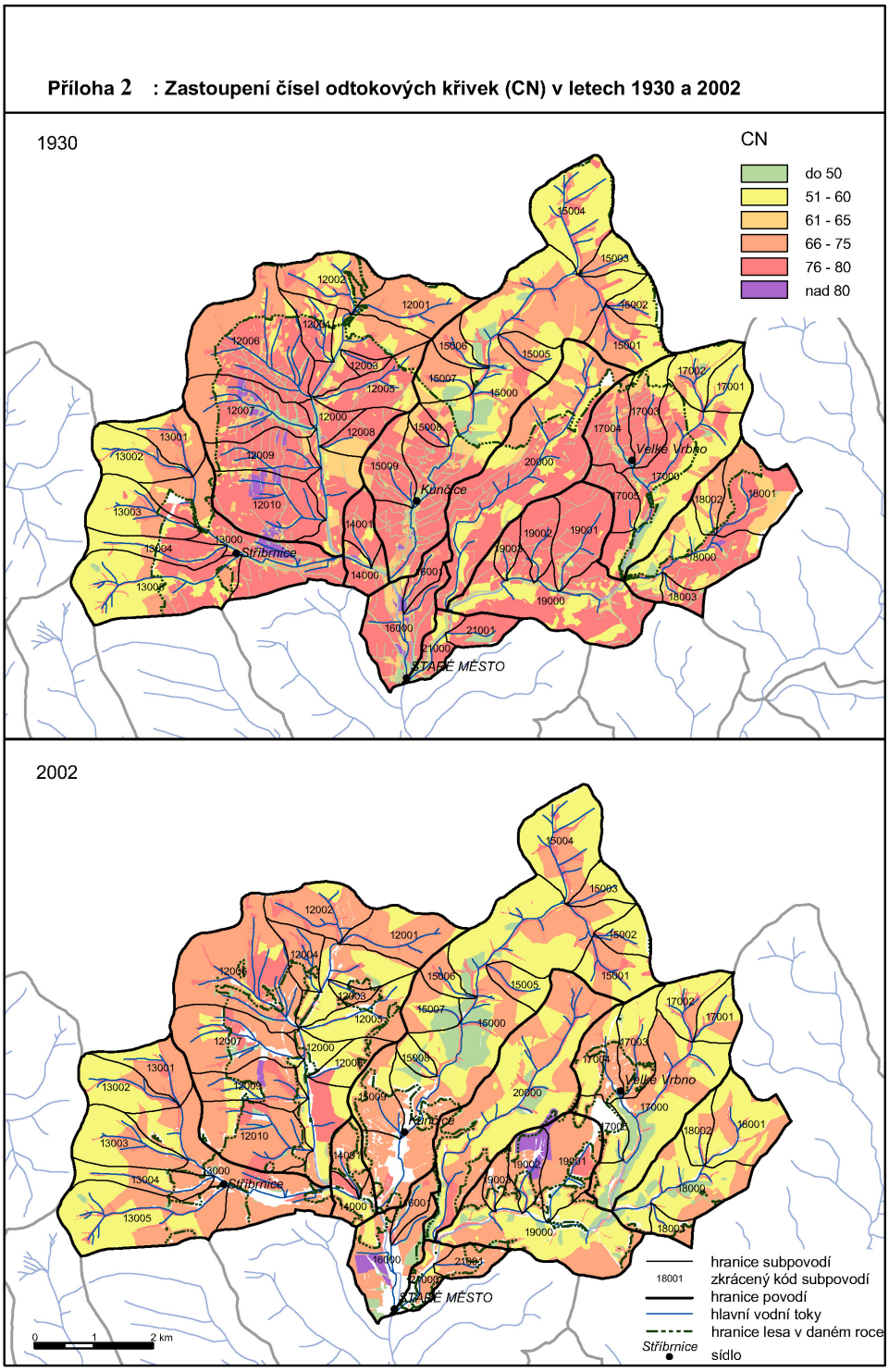

## Příloha 1b Stupeň vodního režimu lesa v roce 2002



Příloha 1c Stupeň vodního režimu lesa potenciál



Příloha 2 : Zastoupení čísel odtokových křivek (CN) v letech 1930 a 2002



# EXPERIMENTÁLNÍ A MODELOVÉ HODNOCENÍ KONTAMINACE PŮDY CHLORTOLURONEM

# Experimental and Model Evaluation of Soil Contamination by Chlortoluron

**Martin KOČÁREK, Radka KODEŠOVÁ, Josef KOZÁK,**

*Česká zemědělská univerzita v Praze, Katedra pedologie a geologie*
*Kamýcká 129, 165 21, Praha 6 – Suchdol*
*Kocarek@af.czu.cz, Kodesova@af.czu.cz, Kozak@af.czu.cz*

**Abstrakt**
V průběhu dvou let byla sledována mobilita a perzistence herbicidu (chlortoluronu) v půdě. V roce 2004 bylo zjištěno že se mobilita chlortoluronu na sledovaných půdních typech zvyšuje v řadě: hnědozem modální < kambizem modální < kambizem dystrická < šedozem luvická. Na transport chlortoluronu v půdním typu šedozem luvická v roce 2004 mělo významný vliv preferenční proudění. V roce 2005 bylo zjištěno že se mobilita chlortoluronu na sledovaných půdních typech zvyšuje v řadě: hnědozem modální < šedozem luvická < kambizem modální < kambizem dystrická. Celkové množství reziduí chlortoluronu v půdním profilu odpovídalo zjištěné mobilitě pesticidu. K největší degradaci chlortoluronu došlo na půdních typech, ve kterých byl herbicid koncentrován převážně ve svrchní vrstvě půdního profilu. Podle průběhu adsorpčních izoterem stanovených pro humusové a podpovrchové horizonty byla s výjimkou kambizemě dystrické zjištěná mobilita chlortoluronu v obou letech obdobná. Transport herbicidu byl také hodnocen pomocí dvou simulačních modelů. V této práci jsou porovnány výsledky simulačních modelů BPS a HYDRUS-1D.

**Klíčová slova:** Herbicid, chlortoluron, perzistence, mobilita, simulační modely.

**Abstract**
Persistence and mobility of herbicide (chlortoluron) in soil were observed during two years. The chlortoluron mobility in the monitored soils in 2004 increases as follows: Haplic Luvisol < Haplic Cambisol < Dystric Cambisol < Greyic Phaeozem. The herbicide transport was highly affected by preferential flow in Greyic Phaeozem. The chlortoluron mobility in 2005 increases as follows: Haplic Luvisol < Greyic Phaeozem < Haplic Cambisol < Dystric Cambisol. Total contents of remaining chlorotoluron in the soil profile correspond with the herbicide mobility. The highest herbicide degradations were at locations with lower observed mobility and herbicide presents mainly in the top layer. The chlorotoluron mobility characterized by the adsorption isotherms corresponded with the chlorotoluron mobility observed in the field in 2004 and 2005 except for Dystric Cambisol. Two simulation models were used for evaluation of herbicide transport. The results of the BPS and HYDRUS-1D codes are compared in this study.

**Key words**: Herbicide, chlortoluron, persistence, mobility, simulation models.

## ÚVOD

*Kontaminace životního prostředí pesticidy je celosvětově rozšířený problém. Výskyt nebezpečných látek v podzemních vodách v ČR je monitorován ČHMÚ. V rámci tohoto monitoringu je sledováno 14 vybraných pesticidů (Kodeš, 2003). Výsledky ukazují, že i podzemní vody v ČR jsou těmito látkami zasaženy. Mobilita a perzistence pesticidů v půdním prostředí ovlivňují transport těchto látek do podzemních vod. Charakteristiky vyjadřující tyto*

*vlastnosti jsou na katedře Pedologie a geologie zkoumány v laboratorních i polních podmínkách. Pro stanovení koncentrace herbicidu v půdě se používá metoda HPLC. Pro predikce transportu herbicidů v půdě jsou používány dva numerické modely: BPS (Kozák a Vacek, 1996) a HYDRUS – 1D (Šimůnek at al., 2005).*

Výzkum, který v současné době probíhá, započal již v roce 1994, kdy byl na vybraných experimentálních plochách v lokalitě Kutná Hora aplikován herbicid atrazin v dávce 1,8 kg/ha. Vybrané experimentální výsledky a hodnoty předpověděné modelem BPS byly vyhodnoceny v publikaci Kozák a Vacek (1996). V roce 1997 byl na experimentální plochu v Tišicích (černozem modální) aplikován chlortoluron v dávce 2 kg/ha. Po 119 dnech byl chlortoluron detekován v celkové monitorované hloubce půdního profilu (0-20 cm). Získaná data z roku 1997 byla využita při hodnocení transportních procesů modelem HYDRUS – 1D. Tento model byl Kodešovou et al. (2004) použit k simulaci transportu herbicidu v půdě klasickou metodou a Kodešovou et al. (2005a) pro zhodnocení vlivu preferenčního proudění. Výsledky terénních měření perzistence a mobility chlortoluronu z roku 2004 a jejich porovnání s hodnotami předpověděnými modelem BPS byly publikovány v pracích Kočárek et al. (2005 a 2006). Pokusy byly provedeny na pěti rozdílných půdních typech v rozdílných klimatických podmínkách. Výsledky těchto terénních měření byly dále zpracovány Kodešovou et al. (2005b). V této studii se zabývali výběrem nejvhodnějšího modelu pro simulaci preferenčního proudění vody v půdním profilu. V tomto příspěvku jsou porovnávány výsledky laboratorních a terénních měření provedených v letech 2004 a 2005. Dále je zde hodnocena úspěšnost předpovědi distribuce herbicidu pomocí modelů BPS a HYDRUS-1D.

## MATERIÁL A METODY

Terénní pokusy probíhaly na čtyřech zemědělsky využívaných půdních typech v klimaticky odlišných regionech: kambizem modální (Humpolec), šedozem modální (Čáslav), hnědozem modální (Hněvčeves) a kambizem dystrická (Vysoké nad Jizerou). 5. května 2004 bylo na pokusné plochy 2 x 2 m aplikováno 1,25 g Syncuranu rozpuštěného ve dvou litrech vody, což odpovídá dávce 2,5 kg Syncuranu na hektar. Pro smytí herbicidu z povrchu rostlin a jeho zapravení do půdy byly pokusné plochy po aplikaci herbicidu postříkány jedním litrem vody. Půdní vzorky pro stanovení residuální koncentrace chlortoluronu byly odebrány z vrstev mocných 2 cm z hloubky 0-30 cm půdního profilu a z vrstev mocných 5 cm od 30 do 50 cm půdního profilu 5, 13, 21 a 35 dní po aplikaci herbicidu. Experiment byl podobným způsobem jako v roce 2004 zopakován na odlišných parcelách stejných půdních typů v roce 2005. Na půdních typech kambizem modální, šedozem modální a hnědozem modální byl herbicid aplikován 21. dubna a půdní vzorky odebrány 7, 35 a 148 dní po aplikaci herbicidu. Na půdním typu kambizem dystrická byl herbicid aplikován 5.5. a vzorky půdy byly odebrány 35 a 137 dní po aplikaci herbicidu. Chlortoluron byl z půdních vzorků extrahován metanolem. Obsah chlortoluronu v extraktech byl stanoven metodou HPLC. Transport herbicidu v půdě byl také hodnocen pomocí simulačních modelů. V této práci byly použity kapacitní model BPS (Kozák and Vacek, 1996) a model HYDRUS-1D (Šimůnek et al., 2005), který pro simulaci proudění vody používá Richardsovu rovnici.

## VÝSLEDKY A DISKUSE

Experimentálně a simulačními modely stanovené hodnoty koncentrace chlortoluronu v půdním profilu na jednotlivých pokusných parcelách sledovaných lokalit poukazují na různé chování chlortoluronu v půdě. Rozdíly v distribuci a v rychlosti degradace chlortoluronu v půdě byly zaznamenány v průběhu jednoho roku na odlišných půdních typech i na shodných půdních typech v průběhu dvou letech.

Celkový obsah chlortoluronu v půdním profilu byl získán výpočtem ze známé hodnoty objemové hmotnosti. V letech 2004 a 2005 byla zaznamenána rozdílná rychlost degradace chlortoluronu. Výsledky z roku 2004 byly publikovány v práci Kočárek et al. (2005). Celkové obsahy chlortoluronu v půdním profilu stanovené metodou HPLC v letech 2004 a 2005 jsou uvedeny v tabulce 2. Ve všech případech byly zjištěny nižší rychlosti degradace v roce 2004 než v roce 2005. Se zvyšující se teplotou a vlhkostí půdy se zvyšuje aktivita mikroorganismů a degradace pesticidů tak probíhá rychleji (Walker, 1978). Složení půdních mikroorganismů

a jejich aktivita se může také měnit v závislosti na přísunu substrátu, který rozkládají. Rouchaud at al. (1999) zkoumali poločas rozpadu herbicidů aplikovaných na parcelách ošetřovaných pesticidy prvním rokem a na parcelách ošetřovaných dvanáct let. V prvním případě stanovili poločas rozpadu chlortoluronu na 64 dnů, v druhém případě na 11 dnů. V roce 2004 byl na všech lokalitách (s výjimkou Čáslavi – šedozem modální) zaznamenán nižší úhrn srážek než v roce 2005 a průměrné, maximální a minimální teploty byly vyšší (s výjimkou Humpolce – kambiem modální) v roce 2004 než v roce 2005 (tab. 1). Podle uvedených klimatických údajů by se dalo předpokládat, že rychlost degradace chlortoluronu by měla být v obou letech stejná, nebo vyšší v roce 2005. V našem případě byla nízká rychlost degradace chlortoluronu v roce 2004 pravděpodobně způsobena tím, že byl pesticid aplikován později do vzrostlejšího porostu, než v roce 2005. Vzrostlý porost ječmene, do kterého byl chlortoluron v roce 2004 aplikován, zastínil půdu a snížil tak její teplotu. Transpirace ječmene navíc způsobila pokles půdní vlhkosti. Vlivem těchto dvou faktorů došlo pravděpodobně k vytvoření podmínek snižující mikrobiální degradaci herbicidu. Díky zastínění půdního povrchu byla také snížená možnost fotodegradace chlortoluronu. Dalším možným vysvětlením je, že pesticid, který při aplikaci v roce 2004 ulpěl na povrchu rostlin, nedegradoval tak rychle, jako pesticid zapravený do půdy. Postupnému smývání pesticidu z povrchu rostlin nasvědčují i výsledky jednotlivých odběrů v roce 2004. Na půdních typech šedozem modální (obr. 3A), hnědozem modální (obr. 5A) a kambizem dystrická (obr. 7A) byla v pozdějších odběrech zaznamenána vyšší koncentrace chlortoluronu než v den aplikace. Vyšší obsah chlortoluronu v půdě jeden měsíc po aplikaci než 4 dny po aplikaci popsal také Zander (1999). K nízké degradaci chlortoluronu na půdním typu šedozem modální v roce 2004 přispělo také to, že byl chlortoluron vlivem preferenčního proudění rychle zapraven do větší hloubky půdního profilu, kde probíhá degradace pesticidů pomaleji než v povrchových vrstvách půdy.

Přesto, že celkové obsahy chlortoluronu v půdě zjištěné v roce 2004 převyšovaly ve všech případech celkové obsahy chlortoluronu zjištěné v roce 2005 (tab. 2), byla výrazně vyšší mobilita pesticidu v roce 2004 zjištěna pouze u půdního typu šedozem modální (obr. 1A a, 1B), kde byl chlortoluron detekován až v hloubce 18 – 20 cm. Preferenčním prouděním, které transport chlortoluronu v tomto půdním typu výrazně ovlivnilo, se podrobně zabývá Kodešová et al. (2005b). U půdních typů kambizem modální (obr. 3) a kambizem dystrická (obr. 5) byl chlortoluron v roce 2004 detekován o 2 cm hlouběji než v roce 2005. U půdního typu hnědozem modální byl chlortoluron v letech 2004 a 2005 detekován ve stejných hloubkách (0-4 cm) (obr. 4A a B).

Vyhodnocení použitých simulačních modelů bylo provedeno na základě porovnání zjištěných hodnot koncentrace chlortoluron v půdním profilu 35. den po aplikaci v roce 2004 (obr. 6). Byly také vypočítány celkové reziduální obsahy herbicidu v půdním profilu (tab. 2). V predikci distribuce chlortoluronu se experimentálně zjištěným hodnotám oba simulační modely nejvíce přiblížily u půdního typu kambizem modální. Naopak nejméně se měřené a simulované hodnoty shodovaly v kambizemi dystrické. Výsledky obou modelů jsou velmi rozdílné. Ve všech případech model HYDRUS-1D simuluje větší mobilitu herbicidu než model BPS. Například v šedozemi modální se simulované koncentrace modelem HYDRUS-1D více přiblížily pozorovaným hodnotám než hodnoty simulované modelem BPS. Nasimulovaný průběh ale přesně neodpovídal měřeným koncentracím, protože pozorovaný transport herbicidu byl ovlivněn preferenčním prouděním. Naopak v kambizemi dystrické došlo při simulaci modelem HYDRUS-1D k proniknutí herbicidu do větší hloubky než bylo pozorováno a měřeným hodnotám více odpovídala předpověď pomocí modelu BPS. Simulační model HYDRUS-1D byl při predikci celkového residuálního obsahu chlortoluronu v půdním profilu ve všech případech přesnější než model BPS.

Adsorpční izotermy byly získány pro povrchový a podpovrchový horizont. Vzhledem k odlišným půdním vlastnostem povrchového a podpovrchového horizontu se i adsorpční izotermy humusového horizontu významně liší od adsorpčních izoterem podpovrchového horizontu. Na všech půdních typech byla zjištěna vyšší sorpce chlortoluronu v humusovém horizontu než v podpovrchovém horizontu. Mobilita chlortoluronu vyjádřená adsorpčními

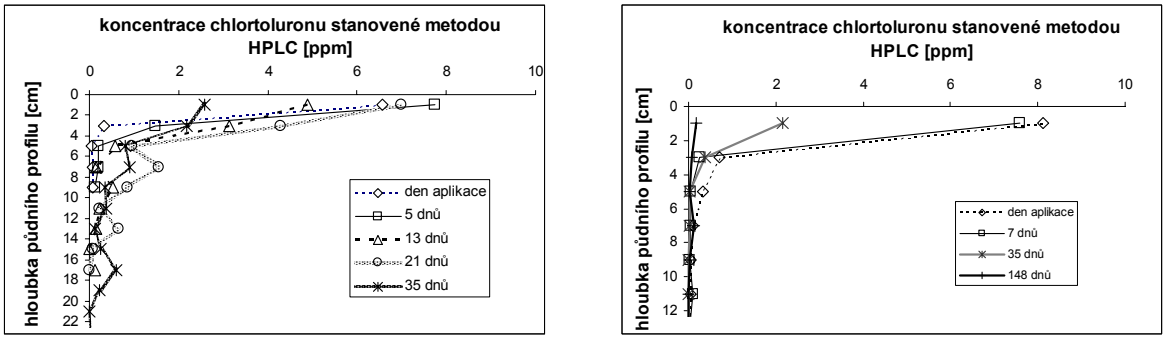
izotermami se shoduje s mobilitou chlortoluronu zjištěnou v polních podmínkách v roce 2004 (Kočárek et al., 2005a).

*Tab. 1. Suma srážek, průměrné minimální a průměrné maximální teploty v průběhu prvních 35 dnů pokusu na sledovaných lokalitách v roce 2004 a 2005*

| | srážky ∑ [mm] | průměrná minimální teplota [$^{O}$C] | průměrná maximální teplota [$^{O}$C] |
|---|---|---|---|
| kambizem modální 2004 | 64,9 | 3,9 | 14,9 |
| kambizem modální 2005 | 69,3 | 5,4 | 15,8 |
| šedozem modální 2004 | 80,3 | 6,6 | 17,3 |
| šedozem modální 2005 | 49,3 | 4,4 | 16,5 |
| hnědozem modální 2004 | 59,7 | 8,0 | 20,0 |
| hnědozem modální 2005 | 65,2 | 5,6 | 16,9 |
| kambizem dystrická 2004 | 101,6 | 7,5 | 15,9 |
| kambizem dystrická 2005 | 109,3 | 6,1 | 15,1 |

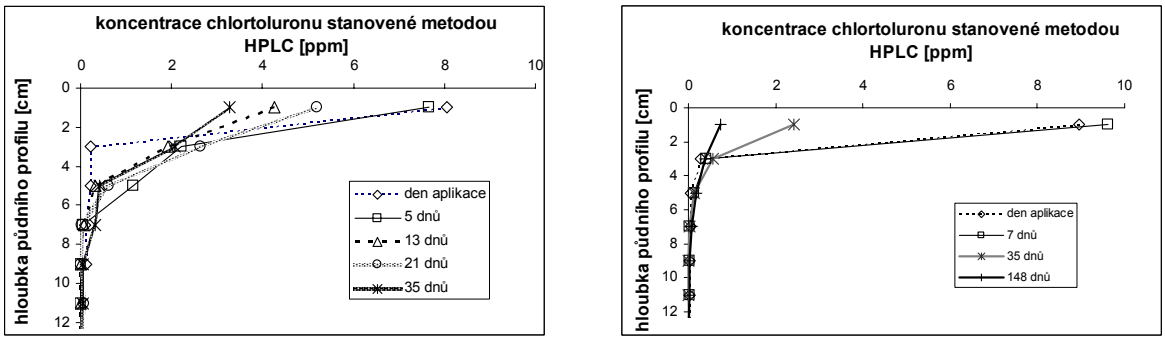
*Tab. 2. Celkový obsah chlortoluronu v půdním profilu sledovaných půdních typů*

| | HPLC 2004 [μg/cm$^{2}$] | BPS 2004 [μg/cm$^{2}$] | HYDRUS-1D 2004 [μg/cm$^{2}$] | HPLC 2005 [μg/cm$^{2}$] |
|---|---|---|---|---|
| kambizem modální | 17,41 | 11,45 | 16,17 | 6,29 |
| šedozem modální | 25,81 | 14,20 | 21,16 | 7,70 |
| hnědozem modální | 11,52 | 13,46 | 9,60 | 7,49 |
| kambizem dystrická | 16,25 | 12,85 | 14,72 | 8,87 |



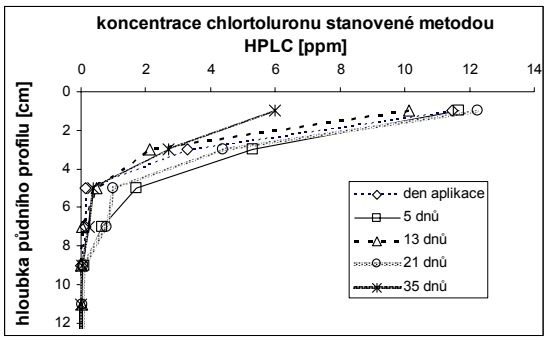

A) B)

*obr. 1: Průměrné koncentrace chlortoluronu v půdním typu šedozem modální (Čáslav) v roce 2004 (A) a 2005 (B)*

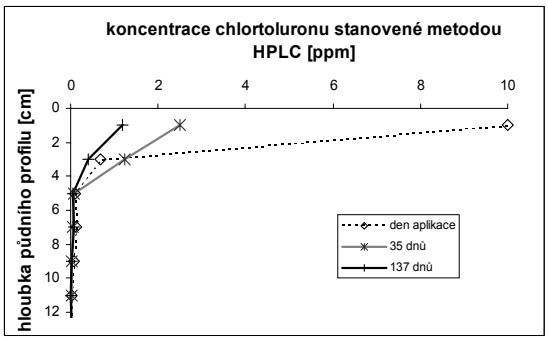



A) B)

*obr. 2: Průměrné koncentrace chlortoluronu stanovené metodou HPLC v půdním typu kambizem modální (Humpolec) v roce 2004 (A) a 2005 (B)*

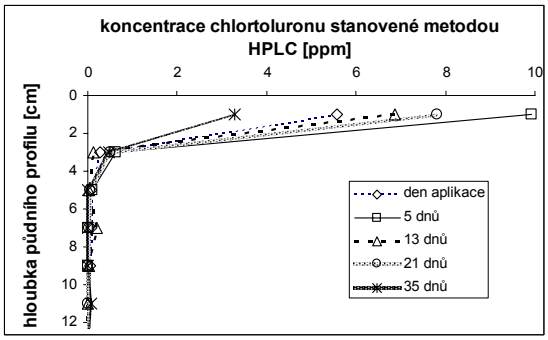



A)

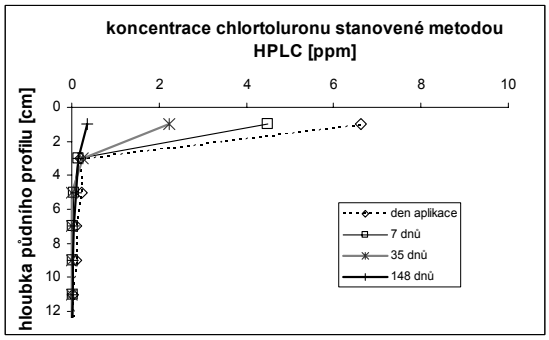



B)

*obr. 3: Průměrné koncentrace chlortoluronu v půdním typu kambizem dystrická (Vysoké nad Jizerou) v roce 2004 (A) a 2005 (B)*

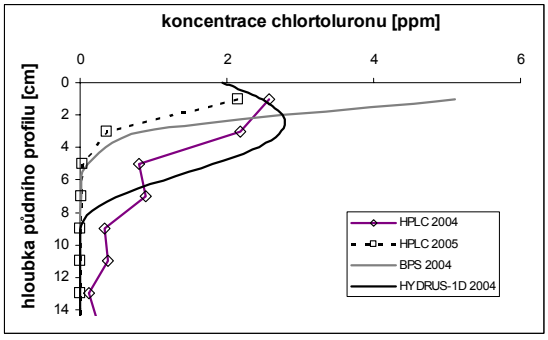



A)

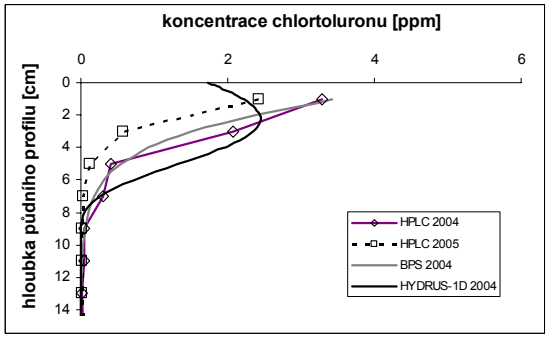



B)

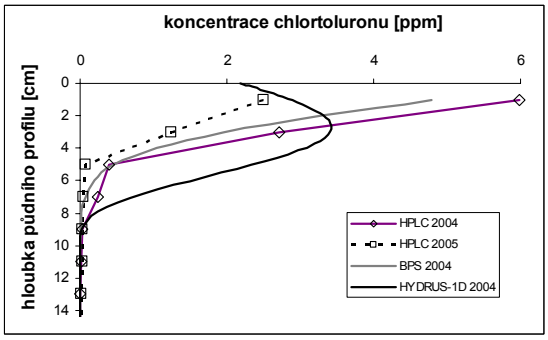
*obr. 4: Průměrné koncentrace chlortoluronu v půdním typu hnědozem modální (Hněvčeves) v roce 2004 (A) a 2005 (B)*



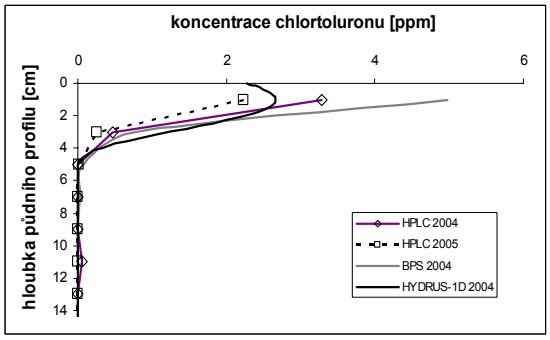

A)




B)




C)




D)

*obr. 6: Koncentrace chlortoluronu v půdních typech šedozem modální (A), kambizem modální (B), kambizem dystrická (C) a hnědozem modální (D) stanovené metodou HPLC v roce 2004 a 2005 a koncentrace chlortoluron předpověděné simulačními modely BPS a HYDRUS-1D pro rok 2004*

## ZÁVĚR

Na základě polních experimentů v roce 2004 bylo zjištěno že mobilita chlortoluronu na sledovaných půdních typech se zvyšuje v řadě: hnědozem modální < kambizem modální < kambizem dystrická < šedozem luvická. V roce 2005 bylo zjištěno že mobilita chlortoluronu na sledovaných půdních typech se zvyšuje v řadě: hnědozem modální < šedozem modální < kambizem modální < kambizem dystrická. Kodešová et al. (2005) uvádí, že výrazně vyšší mobilita chlortoluronu na půdním typu šedozem modální v roce 2004 byla způsobena preferenčním prouděním. S výjimkou šedozemě modální oba simulační modely uspokojivě předpověděly rozdělení herbicidu v půdním profilu. Pro zlepšení předpovědi je nutné zpřesnění zadaných parametrů ovlivňujících simulovaný transport látek. Adsorpční izotermy humusového horizontu se významně liší od adsorpčních izoterem podpovrchového horizontu. Mobilita chlortoluronu vyjádřená adsorpčními izotermami se shoduje s mobilitou chlortoluronu zjištěnou v polních podmínkách v roce 2004 (Kočárek et al., 2005 a 2006).

**Poděkování**

Příspěvek vznikl za podpory grantů č. MSM 6046070901 a GA ČR 103/05/2143.

## LITERATURA

Kočárek, M., Kodešová R., Kozák, J., Drábek, O., Vacek, O. (2005): Chlorotoluron behaviour in five varying soil types. Plant, Soil and Environment, 51 (7): 304-309.

Kočárek, M., Kodešová R., Kozák, J., Drábek, O., Vacek, O., Němeček, K. (2006): Chlortoluron transport in different soil types of the Czech Republic, Environmental Health in Central and Eastern Europ, eds. Donnelly, K.C. and Cizmas L., Springer, in print.

Kodeš, V. (2003): Výskyt nebezpečných látek v podzemních vodách ČR, Acta Hydrologica Slovaca, 4 (2): 183-189.

Kodešová, R., Kozák, J., Vacek, O. (2004): Field and numerical study of chlorotoluron transport in the soil profile, Plant, Soil and Environment, 50 (8): 333-338.

Kodešová, R., Kozák, J., Šimůnek, J., Vacek, O.: Single and dual-permeability models of chlorotoluron transport in the soil profile, Plant Soil and Environment, 2005a, 51 (7): 310-315.

Kodešová, R., Šimůnek, J., Kozák, J. (2005b): Estimation of the soil hydraulic properties for the single-porosity, dual-permeability, dual-porosity and dual-permeability models and simulation of the chlortoluron transport in the soil profile affected by non equilibrium flow, 13th International Poster Days, Transport of Water, Chemicals and Energy in the System Soil-Crop Canopy Atmosphere, Bratislava: 264-272.

Kozák, J., Vacek, O. (1996): The mathematical model (BPS) for prediction of pesticide behavior in soil. Rostl. Výr., 42 (12): 69-76.

Rouchaud, J., Neus, O., Blucke, R., Cools, K., Eelen, H. and Dekkers, T. (2000): Soil dissipation of diuron, chlortoluron, simazin and propyzamide, and diflufencian herbicides after repeated application in fruit tree orchards. Environmental Contamination and Toxicology 39, 60-65.

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.

*Walker, A. (1978): Simulation of herbicide persistence in soil. I. Simazine and prometrine. Pest sci. 7: 41-49.*

Zander, Ch., Strefo, T., Kumke, T. Altfelder, S. and Richter, J. 1999: Field-Scale Study of Chlortoluron Movement in a Sandy Soil over Winter: I. Experiments. Journal of Environmental Quality 28:1817-1823.

# MAXIMÁLNA KAPILÁRNA VODNÁ KAPACITA V PÔDOOCHRANNÝCH TECHNOLÓGIÁCH

# Maximum capillary water capacity at soil protective technologies

**Dana KOTOROVÁ – Rastislav MATI**

*Slovenské centrum poľnohospodárskeho výskumu – Ústav agroekológie Michalovce, Špitálska 1273, 071 01 Michalovce, Slovenská republika, kotorova@minet.sk*

**Abstrakt**
V rokoch 1999 - 2005 sa v poľných stacionárnych pokusoch na Východoslovenskej nížine sledoval vplyv pôdoochranných technológií (priama sejba do neobrobenej pôdy a klasická príprava pôdy s orbou) na hydrofyzikálne charakteristiky fluvizemí – stredne ťažká fluvizem kultizemná a ťažká fluvizem glejová. Zrážkové úhrny a priemerné teploty vzduchu boli merané na meteorologických staniciach SHMÚ vo Vysokej nad Uhom a v Milhostove. Pre zhodnotenie vlhkostného režimu pôdy bola použitá agronomická charakteristika pre vegetačné obdobie podľa Benetina – Šoltésza (1988). Z výsledkov vyplýva štatisticky významný vplyv pôdneho typu a roku sledovania na maximálnu kapilárnu vodnú kapacitu. Spôsob prípravy pôdy na tento parameter nemal významný vplyv. Sledované roky sa vyznačovali suchým až zamokreným typom vlhkostného režimu a nedostatkom až prebytkom pôdnej vlahy.

**Kľúčové slová**
maximálna kapilárna vodná kapacita, pôdoochranné technológie, vlhkostný režim pôdy

**Abstract**
In 1999 – 2005 field stationary treatments were carried out on the East-Slovakian Lowland. Hydrophysical characteristics of middle heavy Eutric Fluvisols and heavy Fluvi-eutric Gleysols were observed. Two soil tillage technologies were examined – direct sowing without ploughing and traditional tillage with ploughing. Sum of precipitation and average air temperature were measured by meteorological stations in localities Vysoká nad Uhom and Milhostov. Soil moisture regime during vegetation period was valued by method Benetin – Šoltész (1988). Statistically significant effect of soil subtype and observed year on maximum capillary water capacity was determined. For observed years was characteristic dry till wetting type of soil moisture regime and optimum content of soil moisture.

**Key words**
maximum capillary water capacity, protecting soil tillage technologies, soil moisture regime

## ÚVOD

**Už dlhšiu dobu sa do popredia dostáva problém udržania dosiahnutého stupňa pôdnej úrodnosti. V tejto súvislosti sa čoraz viac hovorí o tzv. pôdoochranných technológiách. Hlavným dôvodom pre ich zavádzanie do praxe je stále silnejší ekonomický tlak na subjekty hospodáriace na pôde, nakoľko sa uvádza, že uplatnením pôdoochranných technológií je možné usporiť 20 až 45 % celkových výrobných nákladov.**

**Pôdoochranné technológie však majú aj priamy vplyv na zmeny fyzikálnych a hydrofyzikálnych vlastností pôdneho prostredia, a teda aj na obsah vody v pôde. Maximálna kapilárna vodná kapacita približne charakterizuje obsah kapilárnych pórov v pôdnom profile a zabezpečuje vzlínanie vody.**

Fyzikálne vlastnosti pôdy, teda aj jej pórovitosť, sú ovplyvňované spôsobom prípravy pôdy pred sejbou. Pre zachovanie environmentálnej funkcie pôdy vystupuje do popredia zakladanie porastov plodín pôdoochrannými technológiami, ktoré sa považujú za dôležitú alternatívu bežne používaných klasických technológií spojených s orbou (Vach – Javůrek, 2003). Pri minimalizačných systémoch obrábania pôdy má opodstatnenie aj priama sejba, pri ktorej je dôležitá voľba osevných postupov poľných plodín tak, aby nedochádzalo k negatívnej zmene vlastností pôdneho prostredia.

Pri pôdnych vlastnostiach dochádza v neobrobenej pôde vo vrchnej vrstve k zníženiu nakyprenosti ornice, pričom sa znižuje hlavne celková pórovitosť, kým kapilárna pórovitosť sa veľmi nemení. Zlepšuje sa tiež hospodárenie s vodou a vododržnosť, zvyšuje sa kapilárne vzlínanie vody a znižuje sa neproduktívny výpar, znižuje sa obsah vzduchu, zmenšujú sa výkyvy v pôdnej teplote (Kollár, 1988).

## MATERIÁL A METÓDY

Vo Vysokej nad Uhom a v Milhostove sa v poľných stacionárnych pokusoch realizoval výskum vplyvu rozdielneho obrábania pôdy na zmeny pôdnych vlastností. Pokusné lokality sa nachádzajú v centrálnej časti Východoslovenskej nížiny (VSN) a vyznačujú sa kontinentálnym rázom podnebia. Priemerné denné teploty a sumy zrážok boli získané z monitorovacích staníc SHMÚ vo Vysokej nad Uhom a v Milhostove. Údaje z rokov 1999 – 2005 boli porovnávané na dlhodobý priemer (DP) a dlhodobý normál (DN) rokov 1951 – 1980, ako to uvádzajú pre priemerné mesačné teploty Petrovič – Šoltís (1984) a pre úhrny zrážok Horecká – Valovič (1991).

Fluvizem kultizemná (FMa) vo Vysokej nad Uhom je stredne ťažká hlinitá pôda (priemerný obsah zŕn I. kategórie > 30 %). Ornica má drobnohrudkovitú štruktúru a neodlišuje sa od podornice. Vznikla na aluviálnych náplavách rieky Uh. Patrí k veľmi úrodným pôdam.

Fluvizem glejová ($FM_G$) v Milhostove je pôda ťažká, ílovito-hlinitá, s priemerným obsahom zŕn I. kategórie > 53 %. Tento subtyp fluvizeme vznikol ako dôsledok dlhodobého pôsobenia podzemnej a povrchovej vody najmä na ťažkých aluviálnych sedimentoch. Ornica má hrudkovitú štruktúru s vysokou pútacou schopnosťou a je ťažko priepustná v celom profile. V hĺbke 0,7 – 0,8 m sa nachádza tmavosivý až žltosivý íl.

Pôdne vzorky boli odoberané v prirodzených podmienkach bez závlahy z hĺbky do 0,30 m z dvoch rozdielnych variantov obrábania pôdy: KA – klasická agrotechnika, PS – priama sejba. Neporušené pôdne vzorky vo forme Kopeckého valčekov boli odobraté v jarnom období.

Maximálna kapilárna vodná kapacita ($\Theta_{KMK}$, %) bola stanovená postupom podľa Kobzu et al. (1999).

Typ vlhkostného režimu pôdy a požadovaný hodnotiaci pomer (A) sa pre bilancované obdobie vypočítal podľa Benetina – Šoltésza (1988):

$$A = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^{n} \frac{\Theta_i - \Theta_V}{\Theta_{PK} - \Theta_V}$$

kde: n – počet dní hodnoteného obdobia,

$\Theta_i$ – priemerná vlhkosť aktívnej koreňovej zóny v i-tom dni bilancovaného obdobia,

$\Theta_V$ – bod vädnutia aktívnej koreňovej zóny,

$\Theta_{PK}$ – poľná vodná kapacita aktívnej koreňovej zóny.

*Tabuľka 1.* ***Typy vlhkostného režimu pôdy podľa agronomickej klasifikácie vlhkostného režimu pôd (Demo – Bielek et al., 2000)***

| Stupne obsahu pôdnej vlahy | A | Typ vlhkostného režimu pôdy v bilancovanom období |
|---|---|---|
| nedostatok pôdnej vody pre rastliny | < 0,10 | úplne suchý |
| | 0,11 – 0,20 | veľmi suchý |
| | 0,21 – 0,30 | značne suchý |
| | 0,31 – 0,40 | suchý |
| optimálny obsah pôdnej vody pre rastliny | 0,41 – 0,50 | striedavo suchý |
| | 0,51 – 0,60 | striedavo vlhký |
| | 0,61 – 0,75 | vlhký |
| | 0,76 – 0,90 | značne vlhký |
| | 0,91 – 1,00 | mokrý |
| prebytok pôdnej vody | > 1,00 | zamokrený |

Pri hodnotení vegetačného obdobia podľa množstva atmosférických zrážok a teplôt vzduchu sa použila stupnica podľa Demeterovej (2002) – tabuľka 2 a tabuľka 3.

TABUĽKA 2. **CHARAKTERISTIKA VEGETAČNÉHO OBDOBIA PODĽA DLHODOBÉHO NORMÁLU ÚHRNU ZRÁŽOK [% DN]**

| úhrn zrážok | < 60 | 60 – 79 | 80 – 89 | 90 – 110 | 111 – 120 | 121 – 140 | > 140 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| charakteristika | extrémne suché (ES) | veľmi suché (VS) | suché (S) | normálne (N) | vlhké (V) | veľmi vlhké (VV) | extrémne vlhké (EV) |

***Tabuľka 3.*** *Charakteristika vegetačného obdobia podľa priemernej teploty vzduchu [% DP]*

| priemerná teplota vzduchu | < 60 | 60 – 79 | 80 – 89 | 90 – 110 | 111 – 120 | 121 – 140 | > 140 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| charakteristika | extrémne chladné (ECH) | veľmi chladné (VCH) | chladné (CH) | normálne (N) | teplé (T) | veľmi teplé (VT) | extrémne teplé (ET) |

Pre celkové posúdenie vzájomných vzťahov medzi zvoleným obrábaním pôdy, rokom sledovania a maximálnou kapilárnou vodnou kapacitou dvoch subtypov fluvizeme boli použité štatistické metódy (Grofík – Fľak, 1990).

## VÝSLEDKY A DISKUSIA

Priebeh počasia v oblasti Východoslovenskej nížiny sa zvykne vyznačovať nerovnomernosťou a nevyrovnaným priebehom. V tabuľke 4 sú uvedené priemerné teploty vzduchu vo vegetačnom období sledovaných rokov pre obidve pokusné lokality.

***Tabuľka 4.*** *Priemerná teplota vzduchu počas vegetačného obdobia na pokusných lokalitách*

| Rok/DP | Vysoká nad Uhom | | | Milhostov | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | [ºC] | % k DP | hodnotenie | [ºC] | % k DP | hodnotenie |
| DP | 16,1 | 100,0 | N | 16,0 | 100,0 | N |
| 1999 | 17,4 | 108,1 | N | 17,6 | 110,0 | N |
| 2000 | 17,3 | 107,5 | N | 17,3 | 108,1 | N |
| 2001 | 16,6 | 105,4 | N | 16,5 | 106,7 | N |
| 2002 | 17,5 | 108,7 | N | 17,6 | 110,0 | N |

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 2003 | 17,5 | 108,7 | N | 17,6 | 110,0 | N |
| 2004 | 16,0 | 99,4 | N | 16,1 | 100,6 | N |
| 2005 | 16,7 | 103,7 | N | 16,7 | 104,4 | N |
| **Ø 1999-2005** | **17,0** | **105,6** | **N** | **17,1** | **106,6** | **N** |

Z pohľadu priemernej teploty vzduchu vegetačné obdobia všetkých sledovaných rokov boli na oboch lokalitách teplotne normálne (Demeterová, 2002). Zistené teploty dosahovali 99,4 – 110,0 % dlhodobého priemeru.

***Tabuľka 5.*** *Zrážkové úhrny [mm] počas vegetačného obdobia na pokusných lokalitách*

| Rok/DN | Vysoká nad Uhom | | | Milhostov | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | [mm] | % k DN | hodnotenie | [mm] | % k DN | hodnotenie |
| DN | 344 | 100,0 | N | 348 | 100,0 | N |
| 1999 | 416 | 120,9 | VV | 260 | 74,7 | VS |
| 2000 | 310 | 90,1 | N | 418 | 120,1 | V |
| 2001 | 343 | 99,7 | N | 439 | 126,1 | VV |
| 2002 | 328 | 95,3 | N | 401 | 115,2 | V |
| 2003 | 300 | 87,2 | S | 315 | 90,5 | N |
| 2004 | 380 | 110,5 | V | 458 | 131,6 | VV |
| 2005 | 524 | 152,3 | EV | 484 | 139,1 | VV |
| **Ø 1999-2005** | **372** | **108,1** | **N** | **396** | **113,8** | **V** |

Pri hodnotení sumy zrážok bola situácia odlišná. V sledovanom období rokov 1999 – 2005 boli vegetačné obdobia na oboch lokalitách v priemere vlhké – Vysoká nad Uhom: 372 mm, t.j. 108,1 % DN; Milhostov: 396 mm, t.j. 113,8 % DN. Ako však vyplýva z údajov v tabuľke 5, priebeh zrážkových úhrnov počas sedemročnej výskumnej periódy bol rozdielny.

Vo Vysokej nad Uhom zrážky dosahovali 87,2 – 152,3 % dlhodobého normálu a vegetačné obdobia boli suché (rok 2003), normálne (roky 2000, 2001 a 2002), vlhké (rok 2004), veľmi vlhké (rok 1999) až extrémne vlhké (rok 2005).
V Milhostove bol priebeh zrážok podobný, aj keď interval 74,7 – 139,1 % DN poukazuje na veľmi suché (rok 1999), normálne (rok 2003), vlhké ( roky 2000 a 2002), veľmi vlhké (roky 2001, 2004 a 2005) vegetačné obdobie.
*Kapilárne póry v pôdnom profile zabezpečujú vzlínanie vody a pri určitom zjednodušení môžeme maximálnu kapilárnu vodnú kapacitu stanovenú podľa Nováka považovať za poľnú vodnú kapacitu (Kutílek, 1978). Z hodnotených údajov vyplýva (tabuľka 6), že na fluvizemi kultizemnej sa $\Theta_{KMK}$ nachádzala v rozmedzí 32,97 – 38,62 % pre variant KA a pre variant PS v intervale 32,25 – 38,99 %. V priemere vyššia kapilárna pórovitosť bola zistená pri klasickej agrotechnike než pri priamej sejbe ($\Delta$ = 0,69 %), pričom sa jej hodnoty pohybovali na úrovni hodnôt charakteristických pre tento subtyp fluvizeme (Šoltysová – Kotorová, 2002).*
*Na fluvizemi glejovej sa kapilárna pórovitosť nachádzala na oboch variantoch prípravy pôdy v širších intervaloch – pre KA: 33,74 – 45,83 %, pre PS: 32,42 – 46,90 %. V priemere rozdiel medzi spôsobmi prípravy pôdy bol štatisticky nevýznamný ($\Delta$ = 0,50 %),*

***Tabuľka 6.*** *Maximálna kapilárna vodná kapacita subtypov fluvizeme*

| FMa | | | $FM_G$ | | |
|---|---|---|---|---|---|
| **rok** | **KA** | **PS** | **rok** | **KA** | **PS** |
| 1999 | 38,56 | 37,08 | 1999 | 38,59 | 38,57 |
| 2000 | 38,47 | 37,26 | 2000 | 41,36 | 42,08 |
| 2001 | 38,18 | 37,14 | 2001 | 33,74 | 32,42 |
| 2002 | 37,71 | 37,10 | 2002 | 36,96 | 36,90 |
| 2003 | 38,62 | 37,90 | 2003 | 35,83 | 35,25 |
| 2004 | 32,97 | 32,25 | 2004 | 45,83 | 46,90 |
| 2005 | 38,05 | 38,99 | 2005 | 41,04 | 37,70 |

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| **Ø** | **37,51** | **36,82** | **Ø** | **39,05** | **38,55** |

Pre charakteristiku vegetačného obdobia sa používajú rôzne metodické postupy, pri ktorých sú podstatné prvky počasia – teploty vzduchu a sumy zrážok. Vlhkostné podmienky určitého územia sa najčastejšie určujú rozdielom medzi príjmom vody vo forme zrážok a jej výdajom evapotranspiráciou. Vo vegetačnom období sú rastliny zásobované vodou, ktorú získavajú z atmosférických zrážok a z podzemnej vody. Pre rastliny má význam len tá časť atmosférických zrážok, ktorá sa dostane do koreňovej zóny a odkiaľ ju môžu rastliny čerpať pre vlastný produkčný proces. V tejto súvislosti výsledkom hydrologickej bilancie koreňovej zóny pôdneho profilu je zmena vlhkosti pôdy v koreňovej zóne za uvažované časové obdobie a s ňou súvisiaci vlhkostný režim pôdy (Demo, Bielek et al., 2000).

***Tabuľka 7.*** *Vlhkostný režim pôdy podľa agronomickej klasifikácie – Vysoká nad Uhom*

| rok | A | typ vlhkostného režimu | stupeň obsahu pôdnej vlahy |
|---|---|---|---|
| 1999 | 0,75 | vlhký | optimálny obsah pôdnej vody |
| 2000 | 0,50 | striedavo suchý | optimálny obsah pôdnej vody |
| 2001 | 0,69 | vlhký | optimálny obsah pôdnej vody |
| 2002 | 0,67 | vlhký | optimálny obsah pôdnej vody |
| 2003 | 0,56 | striedavo vlhký | optimálny obsah pôdnej vody |
| 2004 | 0,75 | vlhký | optimálny obsah pôdnej vody |
| 2005 | 1,06 | zamokrený | prebytok pôdnej vody |

Ako vyplýva z tabuľky 7, hodnotiaci pomer A potrebný pre určenie typu vlhkostného režimu (Benetin – Šoltész, 1988) sa na fluvizemi kultizemnej pohyboval od 0,50 do 1,06 a zodpovedal hodnoteniu vlhkostného režimu pôdy od striedavo suchého (rok 2000), cez striedavo vlhký (rok 2003), vlhký (roky 1999, 2001, 2002 a 2004) až zamokrený (rok 2005). V rokoch 1999 – 2004 bol v pôde optimálny obsah pôdnej vody, v roku 2005 bol v pôde prebytok vody.

***Tabuľka 8.*** *Vlhkostný režim pôdy podľa agronomickej klasifikácie – Milhostov*

| rok | A | typ vlhkostného režimu | stupeň obsahu pôdnej vlahy |
|---|---|---|---|
| 1999 | 0,38 | suchý | nedostatok pôdnej vody |
| 2000 | 0,57 | striedavo vlhký | optimálny obsah pôdnej vody |
| 2001 | 0,70 | vlhký | optimálny obsah pôdnej vody |
| 2002 | 0,53 | striedavo vlhký | optimálny obsah pôdnej vody |
| 2003 | 0,60 | vlhký | optimálny obsah pôdnej vody |
| 2004 | 0,89 | značne vlhký | optimálny obsah pôdnej vody |
| 2005 | 1,18 | zamokrený | prebytok pôdnej vody |

Z pohľadu hodnotenia vlhkostného režimu pôdy pre experimentálne pracovisko Milhostov (tabuľka 8) sa hodnotiaci pomer A nachádzal v intervale 0,38 až 1,18 a typ vlhkostného režimu v sledovanom sedemročnom období bol suchý (rok 1999), striedavo vlhký (roky 2000 a 2002), vlhký (roky 2001 a 2003), značne vlhký (rok 2004) až zamokrený (rok 2005). Pri suchom type vlhkostného režimu bol nedostatok pôdnej vody pre rastliny. Pri striedavo vlhkých, vlhkých až značne vlhkých typoch vlhkostného režimu bol v pôde počas vegetačného obdobia optimálny obsah vody a pri zamokrenom type bol prebytok vody v pôde.

Pri posudzovaní vplyvu zrážok na produkčný proces poľných plodín je potrebné hodnotiť jeho priebeh nielen použitím faktorov počasia (teploty a zrážky), ale v celom komplexe, teda v systéme pôda – porast – atmosféra.

V lokalite Vysoká nad Uhom sa lineárnou regresnou analýzou potvrdil štatisticky významný vplyv teplôt vzduchu počas vegetačného obdobia na maximálnu kapilárnu vodnú kapacitu ($r = -0,720$). V Milhostove mali teploty vzduchu mierny vplyv na $\Theta_{KMK}$ ($r = -0,401$). Na

hodnotiaci pomer A, potrebný pre určenie typu vlhkostného režimu pôdy, mali priemerné teploty vzduchu vegetačného obdobia v sledovaných rokoch mierny (Vysoká nad Uhom: r = -0,448) až veľký vplyv (Milhostov: r = -0,714).

Medzi sumou zrážok vegetačného obdobia a maximálnou kapilárnou vodnou kapacitou bola vo Vysokej nad Uhom zistená veľmi slabá závislosť (r = 0,053) a v Milhostove slabá závislosť (r = 0,296). Zrážky vykazovali na hodnotiaci pomer A vo Vysokej nad Uhom veľmi vysokú závislosť (r = 0,962) a v Milhostove veľkú závislosť (r = 0,792).

## ZÁVER

*Z výskumu vplyvu rozdielnej prípravy pôdy na maximálnu kapilárnu vodnú kapacitu subtypov fluvizeme v rokoch 1999 – 2005 je možné formulovať nasledovné závery:*

*Na fluvizemi kultizemnej i na fluvizemi glejovej bola maximálna kapilárna vodná kapacita nižšia pri priamej sejbe bez orby. V porovnaní s klasickou agrotechnikou však rozdiely neboli významné.*

*Maximálna kapilárna vodná kapacita v sledovanom sedemročnom období dosahovala hodnoty charakteristické pre fluvizem a jej subtypy.*

*Na fluvizemi kultizemnej hodnotiaci pomer A sa nachádzal v intervale 0,50 – 1,06, čo zodpovedá vlhkostnému režimu striedavo suchému až zamokrenému s optimálnym obsahom pôdnej vlahy až jej prebytkom.*

Na fluvizemi glejovej sa hodnotiaci pomer A nachádzal v rozpätí 0,38 – 1,18, čo zodpovedá suchému až zamokrenému typu vlhkostného režimu pôdy a nedostatku až prebytku pôdnej vody.

Pri posudzovaní vplyvu počasia na produkčný proces poľných plodín je potrebné hodnotiť jeho priebeh v celom komplexe, teda v systéme pôda – porast – atmosféra.

## LITERATÚRA


Benetin, J. – Šoltész, A. (1988): Hydrologické charakteristiky vodného režimu pôd a ich výpočet. In: Agromelio. Nitra: ČSTVS, 1988, s. 12-20.

Demeterová, B. (2002): Hospodárenie s vodnými zdrojmi. Košice : SHMÚ, 2002.

Demo, M. – Bielek, P. et al. (2000): Regulačné technológie v produkčnom procese poľnohospodárskych plodín. 1. vyd. Nitra: SPU, 2000. 648 s. ISBN 80-7137-732-5

Grofík, R. – Fľak, P. (1990): Štatistické metódy v poľnohospodárstve. 1. vyd. Bratislava : Príroda, 1990. 344 s. ISBN 80-07-00018-6

Horecká, V. – Valovič, Š. (1991): Atmosférické zrážky. Klimatické pomery Slovenska. Vybrané charakteristiky. In : Zborník prác SHMÚ, 33/I. Bratislava : SHMÚ, 1991, s. 107-144.

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

Kollár, B. (1988): Poľnohospodárske sústavy. Nitra : VŠP, 1988. 342 s.

*Kutílek, M. (1978): Vodohospodářská pedologie. 2. vyd. Praha/Bratislava : SNTL/ALFA, 1978. 296 s.*

Petrovič, Š. – Šoltís, J. (1984): Teplotné pomery na Slovensku. In : Zborník prác SHMÚ, I. časť. Bratislava : 23, 1984, 218 s.

Šoltysová, B. – Kotorová, D. (2002): Vplyv obrábania pôdy na zmeny jej fyzikálnych a chemických vlastností. In: Poľnohospodárstvo (Agriculture), vol. 48, 2002, č. 6, s. 304-312. ISSN 0551-3677

Vach, M. – Javůrek, M. (2003): K minimalizačním a půdoochranným technologiím zpracování půdy. In : Úroda, 2003, roč. 51, č. 7, s. 14-17.

# DLOUHODOBÉ ZMĚNY SATURACE PŮD BAZICKÝMI KATIONTY NA GEOCHEMICKY KONTRASTNÍCH LESNÍCH POVODÍCH ZÁPADNÍCH ČECH

# Long-term changes of the soil saturation by base cations at geochemically contrasting forest catchments in western Bohemia

**Pavel KRÁM, Tomáš NAVRÁTIL a Jakub HRUŠKA**

*Česká geologická služba, Klárov 3, 118 21 Praha 1*
*kram@cgu.cz, navratil@cgu.cz, hruska@cgu.cz*

**Abstrakt**
Vývoj chemického složení půd na leukogranitovém povodí Lysina a na serpentinitovém povodí Pluhův Bor byl simulován modelem MAGIC. Tato povodí sloužila jako indikátory mezní citlivosti smrkových ekosystémů na antropogenní acidifikaci. Modelování MAGICem ukázalo výrazný pokles saturace výměnným Ca a Mg na extrémně acidifikované Lysině a zřetelný pokles výměnného Mg na málo acidifikovaném Pluhově Boru. Na Lysině, modelované i modelem SAFE, se ukázalo, že se vývoj bazické saturace významně liší pro jednotlivé půdní horizonty. Svrchní organické horizonty reagovaly na acidifikaci rychlým poklesem a naopak na ozdravení reagovaly výrazným zvýšením bazické saturace. Naproti tomu nejhlubší minerální horizonty podle modelování zůstanou ochuzené o bazické kationty dlouho a nedá se předpokládat jejich návrat do původního stavu ani do konce 21. století.

**Klíčová slova**
bazická saturace, bazické kationty, lesní půda, acidifikace, modely MAGIC a SAFE

**Abstract**

Development of chemical composition of soils underlain by leucogranite (Lysina) and serpentinite (Pluhův Bor) was simulated by the MAGIC model. These catchments served as end-members of sensitivity of spruce ecosystems to antropogenic acidification. Application of the MAGIC model showed marked decrease of the soil base saturation by exchangeable Ca a Mg at extremely acidified Lysina and visible decrease of exchangeable Mg at less acidified Pluhuv Bor. At Lysina, the SAFE model was applied too. The SAFE modeling showed that the base saturation development differed for individual soil horizons. Upper organic horizons reacted to acidification by fast decrease of base saturation. On the other hand they reacted by marked increase of base saturation during the acidification recovery. However the deepest mineral horizons will stay base cation poor according to the modeling and their return to the original state is not predicted even until to the end of the 21st century.

**Key words**
base saturation, base cations, forest soil, acidification, MAGIC and SAFE models

## ÚVOD

Kyselá atmosférické depozice a těžba dřeva může způsobit významný úbytek zásob půdních živin a tím negativně ovlivnit nutriční stav lesních porostů, zejména na místech s nedostatečným přísunem živinných bazických kationtů (vápníku, hořčíku a draslíku) ze zvětrávání podloží. Tento příspěvek hodnotí dlouhodobý vývoj chemického složení půd podle

simulací dvou geochemických modelů MAGIC (Cosby et al. 1985) a SAFE (Warfvinge et al. 1993) v geochemicky pestrém Slavkovském lese (Krám et al. 1997, Krám 2006).

## MATERIÁL A METODY

Slavkovský les leží v západních Čechách a tvoří ho hornatina s nadmořskou výškou až 983 metrů zalesněná již od začátku 19. století smrkovými monokulturami. V tomto území došlo v 50.-80. letech 20. století k silnému antropogennímu znečištění z emisí hnědouhlených elektráren a v 90. letech naopak k výraznému poklesu koncentrací síranů v povrchových vodách, které nemá obdoby jinde ve světě (Majer et al. 2005, Shanley et al. 2004).

Povodí Lysina a Pluhův Bor reprezentují mezní citlivosti smrkových ekosystémů na kyselou atmosférickou depozici (Krám et al. 1997, Hruška a Krám 2003). Lysina, která leží na leukogranitu, je zkoumána již od roku 1988, Pluhův Bor se serpentinitovým podložím je intenzivně monitorován od roku 1991. Obě povodí jsou od roku 1994 součástí české sítě malých lesních povodí GEOMON, vedené D. Fottovou z ČGS. Údaje z povodí Lysina jsou od roku 2003 zpracovávány i pro mezinárodní síť povodí ICP-IM v Helsinkách.

Leukogranit (leukokrátní granit) je hlubinná vyvřelina, která obsahuje méně tmavých minerálů, než odpovídá normálnímu typu granitu. Obsah biotitu je v leukogranitu velmi nízký a způsobuje velmi nízký obsah důležité živiny – hořčíku. Serpentinit (hadec) vznikl přeměnou ultrabazických vyvřelin, zejména peridotitů a pyroxenitů, jejichž součásti (olivín, pyroxen a amfibol) se někdy mohou v serpentinitu uchovat jako relikty. Zjednodušeně se uvádí, že serpentinit je téměř monominerální hořečnato-křemičitou horninou.

Model MAGIC je nejrozšířenějším geochemickým modelem simulujícím acidifikaci lesních a vodních ekosystémů. Byl publikován v USA již v roce 1985 (Cosby et al. 1985) a v následujících dvou dekádách byl průběžně aktualizován řadou vylepšených verzí exekutivního programu. Obvykle se používá pro jeden všezahrnující půdní horizont v ročním časovém kroku a simuluje individuálně všechny 4 bazické kationty. Geochemický model SAFE byl vyvinut později ve Švédsku (Warfvinge et al. 1993) a je více zaměřen na zvětrávací procesy. Tento model byl několikrát aktualizován a většinou se používá pro simulaci chemických procesů v jednotlivých půdních horizontech v ročním chodu. Nesimuluje ale individuálně jednotlivé bazické kationty, pouze celkovou bazickou saturaci.

## *VÝSLEDKY A DISKUZE*

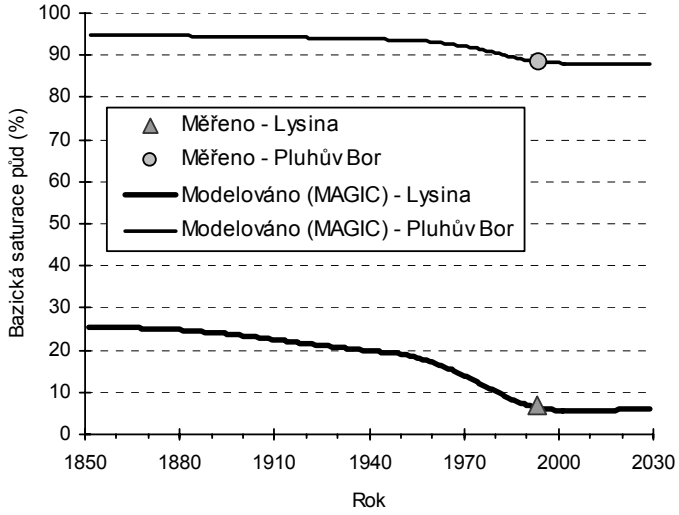
Bazická saturace půdních profilů mocných 0,9 m v případě Lysiny a 1,0 m v případě Pluhova Boru byla simulovaná modelem MAGIC (Cosby et al. 1985, Hruška a Krám 2003). Na leukogranitovém povodí Lysina se bazická saturace snížila z 25% v roce 1850 na pouhých 6,8% v roce 1993 a dále až na minimální hodnotu 5,6% v roce 2002 (obr. 1). Ochuzování bazických kationtů z výměnného komplexu půd bylo hlavním mechanismem neutralizace kyselé depozice do povodí. Podle pravděpodobného scénaře budoucího vývoje atmosférické depozice, který je v souladu s Göteborgským protokolem, má být bazická saturace na Lysině v roce 2030 zvýšená jenom nepatrně na 6,0%. Půda povodí Pluhův Bor se podle simulací modelem MAGIC snížila z historické hodnoty 95% na 89% v roce 1993 (obr. 1). Saturace dvoumocných kationtů (Ca a Mg) v půdách se na Lysině snížila podstatně více, než saturace jednomocných kationtů (K a Na)(obr. 2). Saturace Ca se snížila o 13%, saturace Mg o 4%. Prakticky veškerý pokles bazické saturace na Pluhově Boru způsobil Mg (obr. 3a), změny saturace ostatních tří bazických kationtů byly nepatrné (obr. 3b).

Obr. 4 ukazuje vývoj bazické saturace na acidifikovaném povodí Lysina podle simulací provedených modelem SAFE (Navrátil et al. 2006). Tyto simulace jsou v souladu se změřenou bazickou saturací jednotlivých půdních horizontů z léta roku 1993 (Krám et al. 1997) a z podzimu roku 2004 (Hofmeister et al. 2006). Naměřená bazická saturace minerálních horizontů (E, B, C) se za jedenáctileté období snížila (obr. 4), zatímco se bazická saturace organických horizontů, zejména pak nejsvrchnější hrabanky (Oi+Oe), podstatně zvýšila (obr. 4). Bazická saturace celkového půdního profilu se ale zároveň mírně snížila, díky převažujícímu vlivu minerálních půd, které mají podstatně vyšší objemovou hmotnost jemnozemě, což je v souladu se simulací ukázanou na obr. 1. Model SAFE

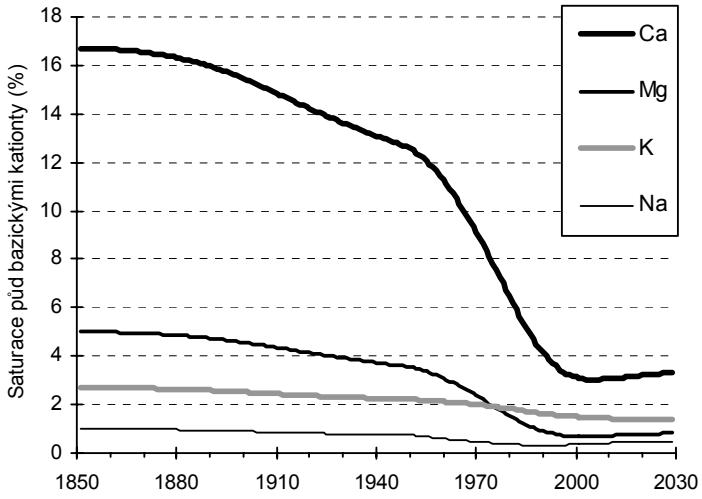
simuloval velké ochuzování bazického komplexu všech půdních horizontů od 50. do 80. let dvacátého století související nepochybně s enormní depozicí okyselujících antropogenních složek (zejména síranů) do povodí. Podle modelu SAFE došlo již od začátku 90. let ke zvyšování bazické saturace hrabanky. O málo později nastoupilo zvyšování bazické saturace i organického horizontu Oa a v současné době se bazická saturace zvyšuje podle modelu i v nejsvrchnějším minerálním horizontu E. Naproti tomu simulace modelu SAFE neukazují v nejbližších desetiletích žádné podstatnější zvyšování bazické saturace hlubších minerálních horizontů B a C na povodí Lysina.

*ZÁVĚR*

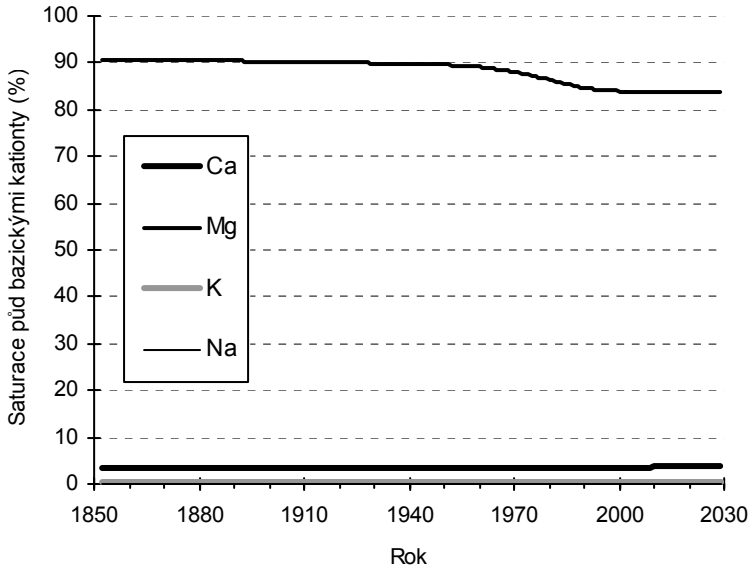
Počítačové simulace vývoje bazické saturace lesních půd na dvou povodích s diametrálně odlišnou schopností neutralizace kyselé atmosférické depozice jsou v souladu s naměřenými údaji. Simulace modelem MAGIC ukazují, že bazická saturace půd poklesla, na obou povodích poklesla saturace výměnným hořčíkem. Podle simulací modelem SAFE dochází k velmi heterogennímu vývoji bazické saturace půdních horizontů, když nejrychleji reagují na změny atmosférické depozice nejsvrchnější horizonty.



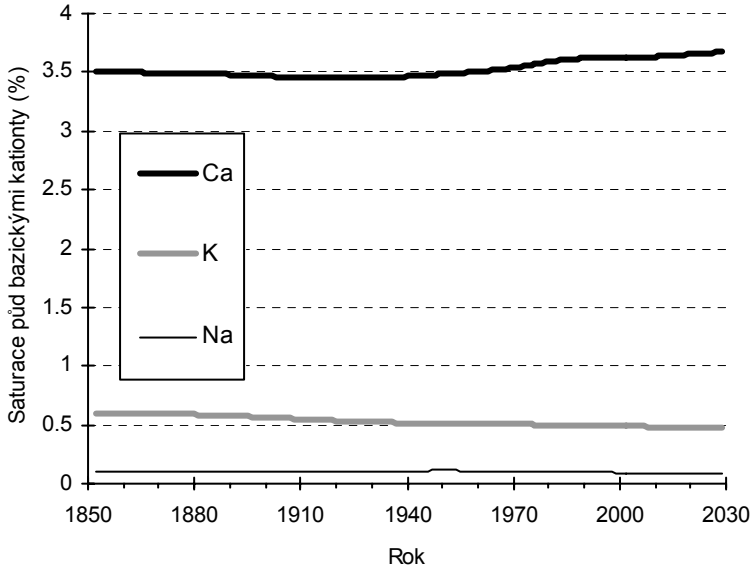

*Obr. 1: Měřená (1993, šedé body) bazická saturace půd povodí na leukogranitu (Lysina) a serpentinitu (Pluhův Bor) ve Slavkovském lese. Počítačově simulovaný vývoj roční bazické saturace mezi lety 1850 a 2030 (Hruška a Krám 2003) prostřednictvím modelu MAGIC (Cosby et al. 1985).*



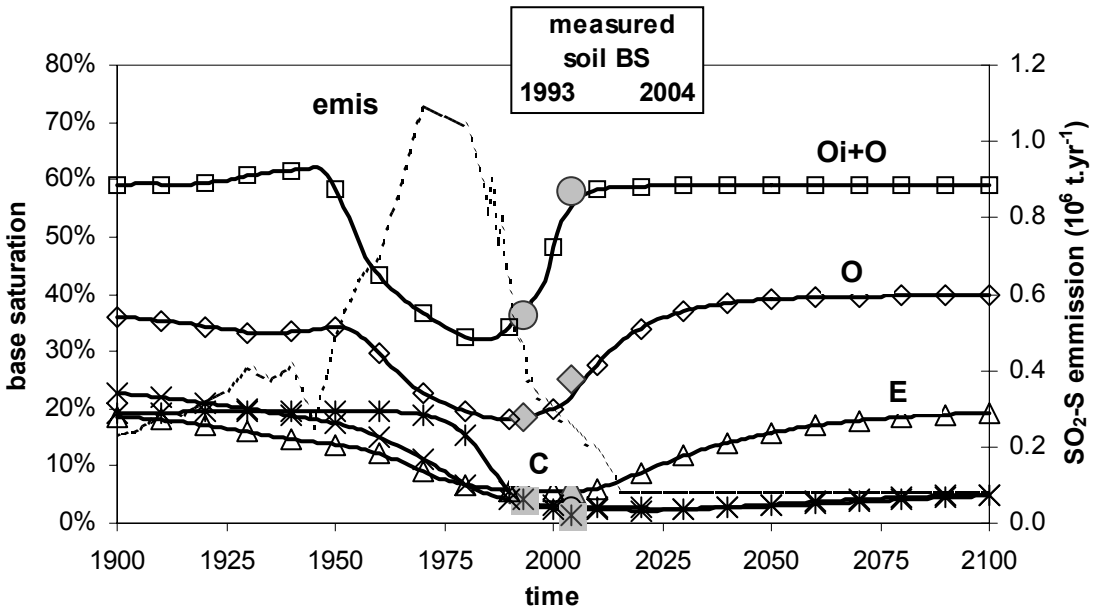

*Obr. 2: Počítač ationty na povodí s leukogranitovým podložím (Lysina) ve Slavkovském lese mezi lety 1850 a 2030 prostřednictvím modelu MAGIC (Cosby et al. 1985).*




- Obr. 3a: Počítačově simulovaný vývoj roční saturace půd bazickými kationty na povodí se serpentinitovým podložím (Pluhův Bor) ve Slavkovském lese mezi lety 1850 a 2030 prostřednictvím modelu MAGIC (Cosby et al. 1985).




- ulovaného vývoje roční saturace půd třemi méně zastoupenými bazickými kationty na povodí Pluhův Bor mezi lety 1850 a 2030 prostřednictvím modelu MAGIC (Cosby et al. 1985).




*Obr.4: Simulace vývoje bazické saturace půdních horizontů na povodí Lysina ve Slavkovském lese mezi lety 1900 a 2100 (Navrátil et al. 2006) pomocí modelu SAFE (Warfvinge et al 1993). Čtverce reprezentují hrabanku (Oi+Oe), kosočtverce organický horizont (Oa), trojúhelníky vyluhovaný minerální horizont E, křížky podzolizací obohacený minerální horizont B a šesticípé křížky reprezentuje nejhlubší minerální horizont C. Šedé body ukazují změřenou bazickou saturaci půd v letech 1993 (Krám et al 1997) a v roce 2004 (Hofmeister et al. 2006). Čárkovaná čára reprezentuje roční emise síry v České republice.*

**PODĚKOVÁNÍ**

Tento výzkum byl podpořen zejména prostřednictvím GAČR (526/01/1135). Autoři děkují za pomoc Danielu Kurzovi, Mattiasu Alvetegovi, Jeňýku Hofmeisterovi a Daniele Fottové.

**LITERATURA**

Cosby, B.J., Hornberger, G.M., Galloway, J.N., Wright, R.F. (1985): Time scales of catchment acidification. Environmental Science and Technology 19: 1144-1149.

Hofmeister J., Oulehle F., Krám P., Hruška, J. (2006): Loss of nutrients caused by litter raking as compared with an effect of acid deposition. Článek v recenzi.

Hruška, J., Krám, P. (2003): Modelling long-term changes of streamwater chemistry in two catchments with contrasting vulnerability to acidification. Hydrology and Earth System Sciences 7: 525 - 539.

Krám, P. (2006): Chemické složení odtoku z jedenácti lesních, geochemicky kontrastních povodí, budovaných leukogranitem, serpentinitem a amfibolitem. Zprávy o geologických výzkumech 2005, Česká geologická služba, Praha, v tisku.

Krám, P., Hruška, J., Wenner, B.S., Driscoll, C.T., Johnson, C.E. (1997): The biogeochemistry of basic cations in two forest catchments with contrasting lithology in the Czech Republic. Biogeochemistry 37: 173-202.

Majer, V., Krám, P., Shanley, J.B. (2005): Rapid regional recovery from sulfate and nitrate pollution in streams of the western Czech Republic – comparison to other recovering areas. Environmental Pollution 135: 17-28.

Navrátil, T., Kurz, D., Krám, P., Hruška, J., Hofmeister, J. (2006): Processes in soil profile of heavily acidified forest catchment (Lysina, Czech Republic) – modeling and field results. Článek v recenzi.

Shanley, J.B., Krám, P., Hruška, J., Bullen, T.D. (2004): A biogeochemical comparison of two well-buffered catchments with contrasting histories of acid deposition. - Water, Air, and Soil Pollution: Focus: 4/2-3, 325-342.

Warfvinge, P., Falkengren-Grerup, U., Sverdrup, H., Andersen, B. (1993): Modeling long-term supply in acidified forest stands. Environmental Pollution 80: 209-221

# BILANCE UHLÍKU V EPIPEDONU LESNÍCH PŮD ČR

## *Carbon Balance in the Top Forest Soils of CZ*

***Jaromír MACKŮ***

*Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem, 250 01 Brandýs nad Labem, macku.jaromir@uhul.cz*

### *ÚVOD*

Poster prezentuje výroční zprávu projektu CzechCARBO 2005 v rámci dílčí zprávy: Bilance uhlíku v nadložním humusu a svrchním minerálním horizontu. Kvantifikace obsahu Cox v lesních půdách (do hloubky 30 cm včetně nadložního humusu) se opírá především o výsledky laboratorních analýz ÚHÚL (1993 - 2 001). Z celkového počtu 6130 analýz byla vyhodnocena tloušťka nadložního humusu, a obsah %Cox v humusovém a minerálním povrchovém horizontu. Role edifikátoru zde byla na „pasivní“ úrovni dokumentována rozkladem zastoupení dřevin dle ekologických řad v LVS. Dalšími zdrojovými daty byl Pilotní projekt (ÚHÚL 2003 – 2004), který byl speciálně zaměřen na stanovení obsahu Cox v objemových jednotkách (kg/m2) k ekosystémové jednotce (SLT – půdní typ – edifikátor). Důležitým exaktně ověřeným výstupem byla data redukované objemové hmotnosti sušiny nadložního humusu a minerálního horizontu (projekt GAČR). Vzhledem k omezenému množství vzorků (300) jsou hodnoty objemové redukované hmotnosti nejméně dokumentovanou a nejkritičtější složkou.

### MATERIÁL A METODY

1) Vyhodnocení databáze půdních vzorků

Cílem je statistické zpracování databáze půdních analýz obsahu Cox v nadložním humusu a svrchním minerálním horizontu (do 30 cm) dle půdních, resp.lesních typů. Důležitým atributem je mocnost horizontu pro následný přepočet a vyhodnocení objemové hmotnosti (g/cm3). Poznatky o objemové hmotnosti budou dílem odvozeny z obecně platných dat pro daný horizont a dílem z využitím vlastních analýz.

Z dat laboratorních analýz půd ÚHÚL byla vytvořena databáze s následující strukturou:

č.vzorku (dle algoritmu platného v typologii lesů),
lokalizace dle Lesní správy a rozdělení lesa,
lesního typu a půdní jednotky.
další členění je podle půdních horizontů, které nesou označení a jeho údaje o jeho mocnosti,
k horizontům jsou vztaženy analyzovaná data, pro naše účely především Cox (%)

2) Zpracování agregační tabulky pro kvantifikaci zásob uhlíku v půdě podle typologických jednotek pro kalkulaci zásob Cox v nadložním humusu a povrchovém horizontu.

Cílem je kalkulace vypovídající o potenciálních možnostech zásob Cox v nadložním humusu a minerálním horizontu.

Numerická databáze: zdrojem bude vyhodnocení databáze půdních analýz a sestavení agregační tabulky vymezující pro danou typologickou jednotku hmotnost obsahu Cox v nadložním humusu a povrchovém minerálním horizontu lesních půd..

3. Zdrojová data
   - 300 analýz půdních vzorků projektu GAČR (tloušťka, %Cox,redukovaná obj.hmotnost)
   - 2200 analýz %Cox a tlouštky nadložního humusu, 3930 analýz %Cox v povrchovém minerálním horizontu – ÚHÚL Brandýs nad Labem(databáze typologie lesů 1993-2001).

4. Vymezení srovnávací jednotky pro kalkulaci zásob Cox na bázi agregace typologických jednotek a identifikace edifikátoru:

   - zastoupení erafických kategorií v ekologických řadách
   - zastoupení ekologických řad v LVS
   - zastoupení hlavních dřevin v ekologických řadách a LVS

   Spektrum zastoupení půdních typů je součástí charakteristik edafických kategorií.

5. Stanovení algoritmu obsahu Cox

| | | |
|---|---|---|
| 1 cm | 10kg/m2 | 100 t/ha |
| tloušťka | cm | |
| Cox | % | |
| red.obj.hmot. | g/cm3 | |

Nadložní humus O Cox (t/ha) = cm (t/ha) x %Cox x obj.hmotnost (g/cm3)
Povrchový horizont A Cox (t/ha) = cm (t/ha) x %Cox x obj.hmotnost (g/cm3)
Kalkulace celkem (t/ha)= O + A

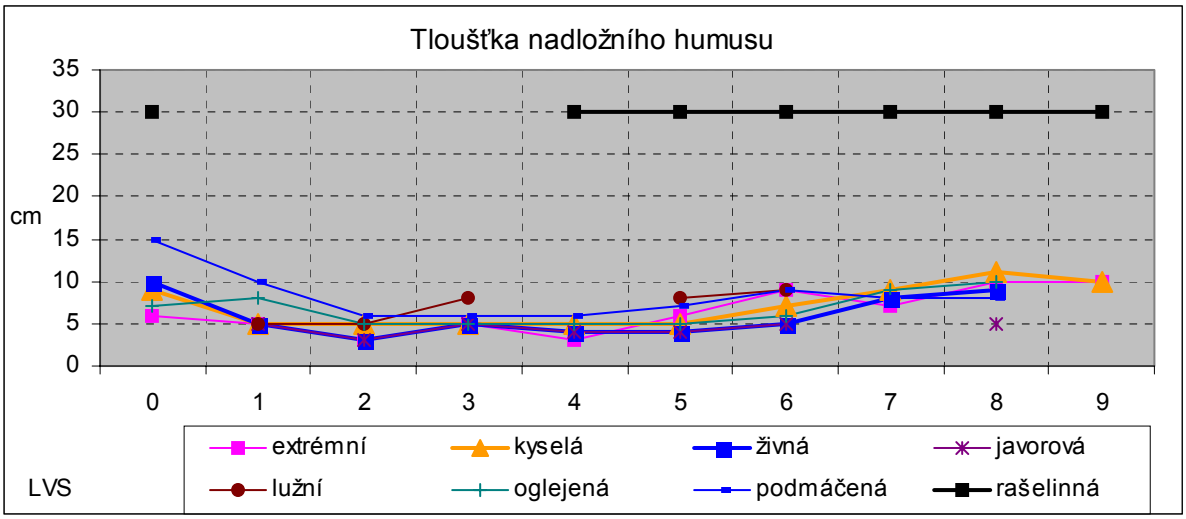
## Výsledky

### Zpracování laboratorních analýz

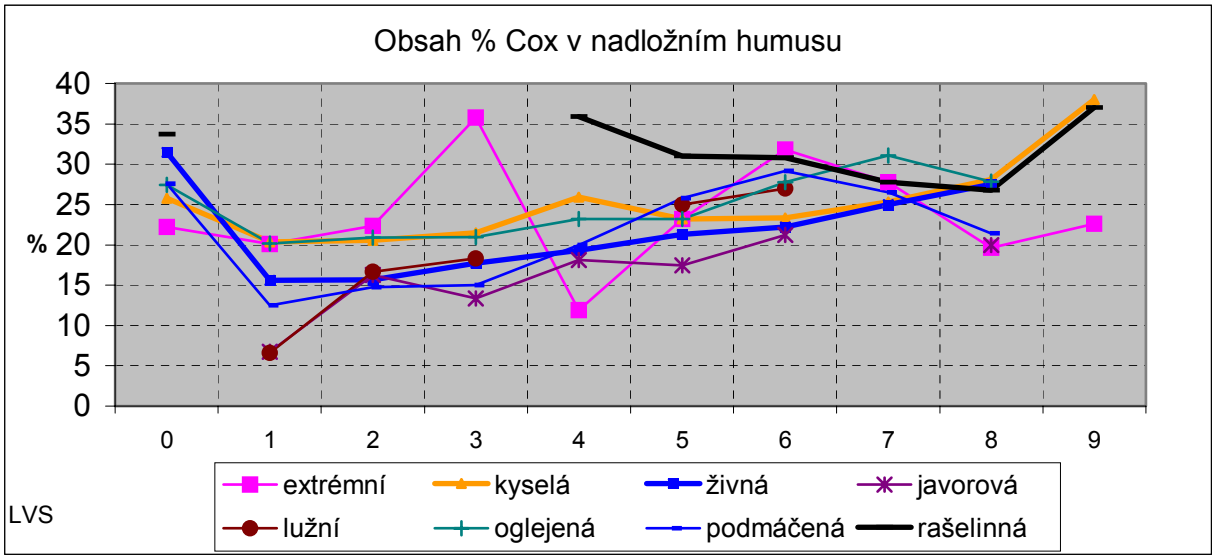
Prvním krokem bylo vytvoření databáze na úrovni nadložní humus a minerální horizont (do 30 cm) v algoritmu: LVS – ekologická řada - půdní typ pro mocnost horizontu, %Cox a objemovou redukovanou hmotnost.
K těmto datům byly po „vyčištění“ chybných dat přiřazeny hodnoty mediánu. Tam kde bylo nedostatek dat byla provedena interpolace grafického vyrovnání.

**Vyhodnocení zdrojových dat** :
- mocnost horizontu,

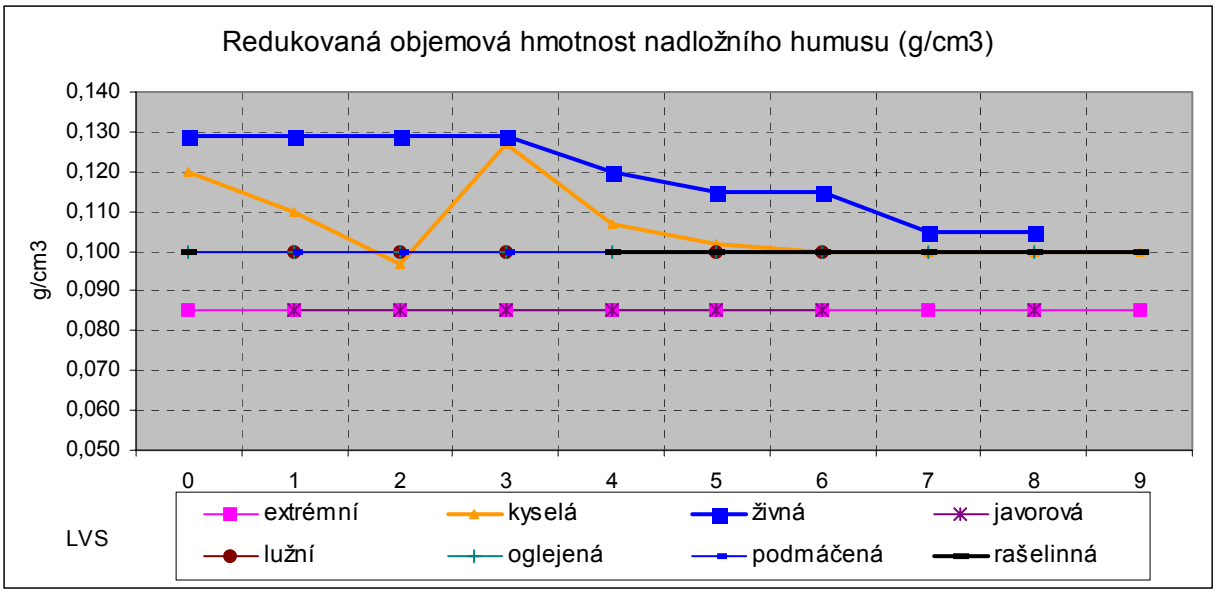
%Cox,
redukovaná objemová hmotnost sušiny(g/cm3)



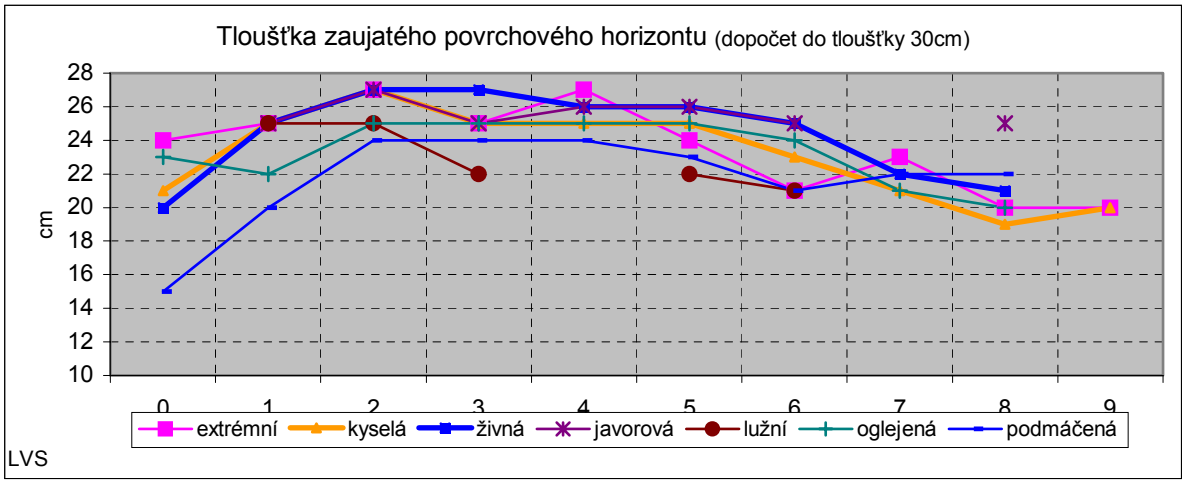

Komentář: Tloušťka má tendenci stoupat s LVS, v absolutních hodnotách pak nejvyšší hodnoty mají řady ovlivněné vodou a řada kyselá.



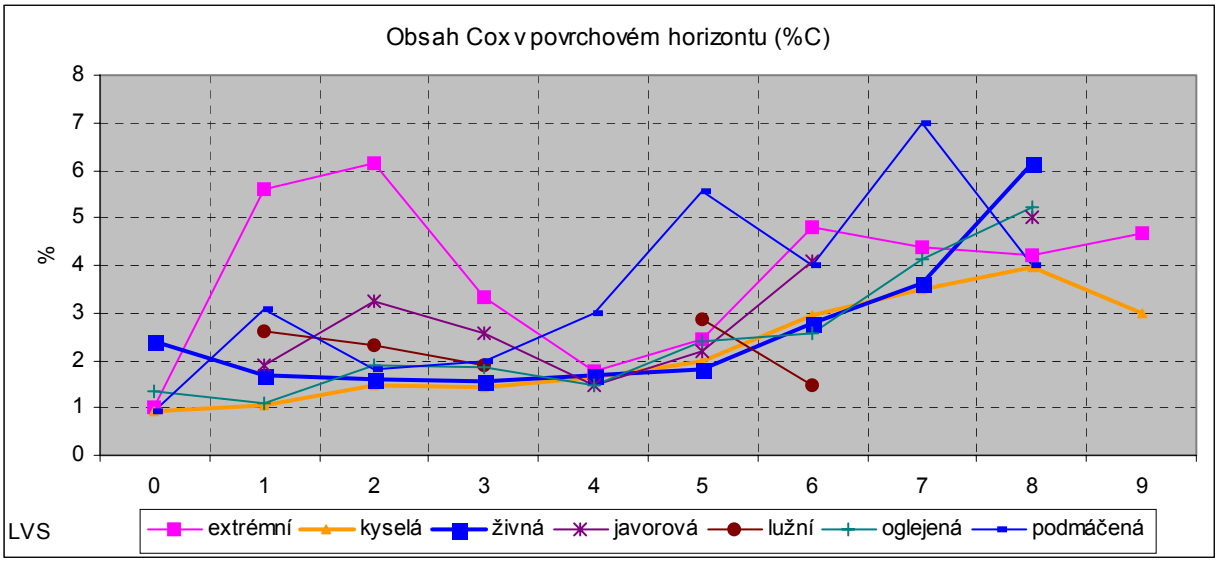

Komentář: %C mírně stoupá s LVS, vedle řady rašelin dosahuje vyšších hodnot v řadě kyselé a ovlivněných vodou.



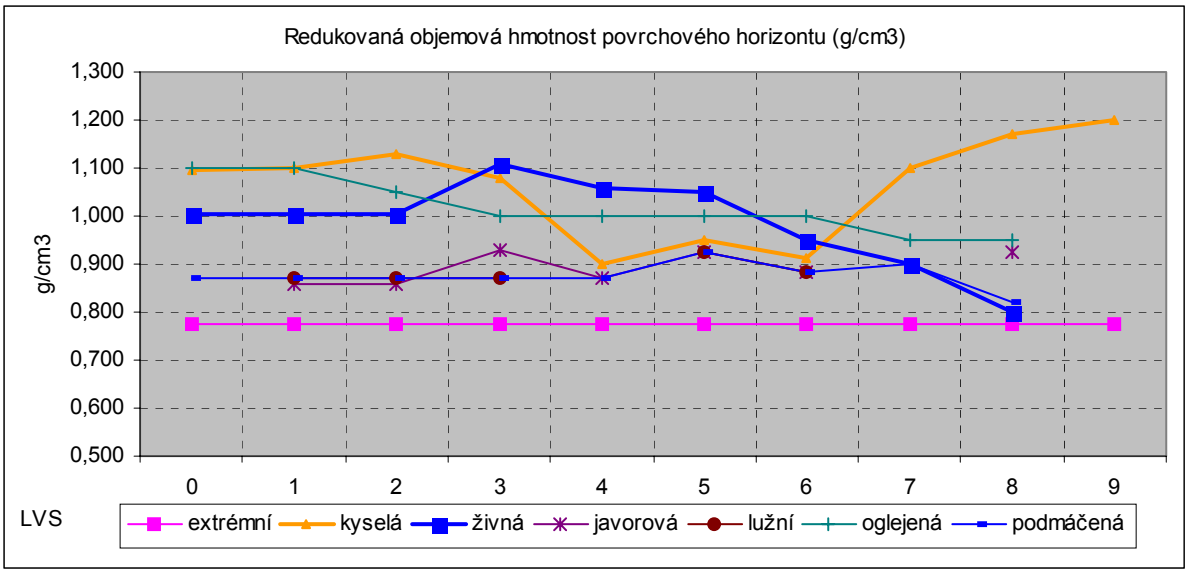

Komentář: Objemová hmotnost je nejvyšší u živné řady, následuje řada kyselá a řady vodou ovlivněnéPovrchový minerální horizont




Komentář: Tloušťka minerálního horizontu kopíruje dopočet tloušťky nadložního humusu, který vykazuje nejvyšší živná řada.

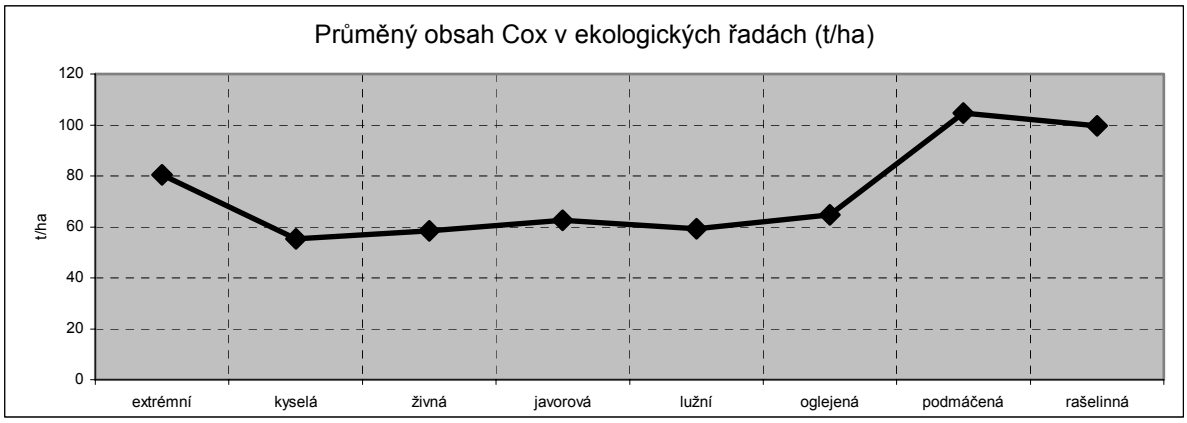



Komentář: Mimo extrémní řadu je patrný nárůst %Cox s LVS, v absolutních hodnotách pak převládá řada podmáčená.

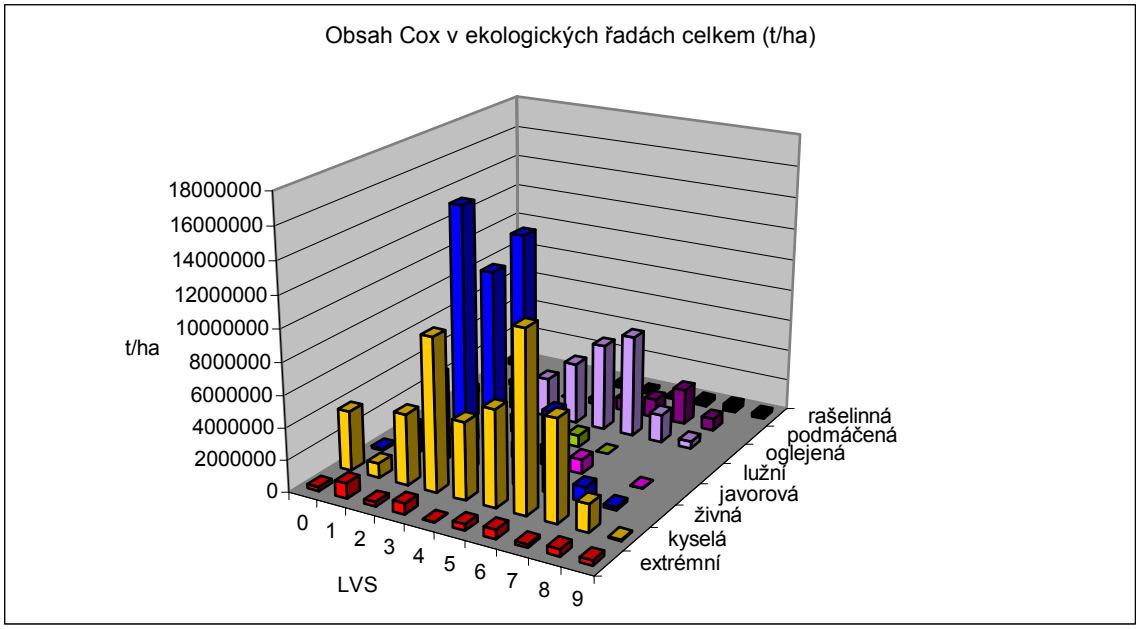



Komentář: Objemová hmotnost je značně rozkolísaná, zajímavý je rozdílný trend hodnot u kyselé a živné řady od 6 LVS výše, který vyplývá s obsahu %C.

**Kalkulace obsahu Cox v t/ha**




Komentář: Vyrovnané hodnoty Cox cca 60 t/ha vykazují řada kyselá, živná, javorová, lužní a oglejená. Unikátní společenstva extrémní řady mají hodnoty kolem 80t/ha, s nejvyššími hodnotami kolem 100t/ha Cox jsou řady podmáčená a rašelinná. Průměrná hodnota Cox na lesní půdě dosahuje 60,26 t/ha.




Komentář: V absolutních hodnotách vykazuje nejvyšší zásoby 3 – 5 LVS živné řady, následuje řada kyselá a oglejená. Celková výše obsahu Cox na lesní půdě ČR dosahuje 154 516 181 t.

## Diskuse a závěr

Pokus o kvantifikaci obsahu Cox v lesních půdách (do hloubky 30 cm včetně nadložního humusu) se opírá především o výsledky laboratorních analýz ÚHÚL (1993 - 2 001). Z celkového počtu 6130 analýz byla vyhodnocena tloušťka nadložního humusu, a obsah %Cox v humusovém a minerálním povrchovém horizontu. Role edifikátoru zde byla na „pasivní“ úrovni dokumentována rozkladem zastoupení dřevin dle ekologických řad v LVS. Dalšími zdrojovými daty byl Pilotní projekt (ÚHÚL 2003 – 2004), který byl speciálně zaměřen na stanovení obsahu Cox v objemových jednotkách (kg/m2) k ekosystémové jednotce (SLT – půdní typ – edifikátor). Důležitým exaktně ověřeným výstupem byla data redukované objemové hmotnosti sušiny nadložního humusu a minerálního horizontu (projekt GAČR). Vzhledem k omezenému množství vzorků (300) jsou hodnoty objemové redukované hmotnosti nejméně dokumentovanou a nejkritičtější složkou.

Z vypovídacího hlediska je zásadní přiřazení a vyhodnocení analyzovaných dat na ekosystémové platformě. Po řadě pokusů, jak se vypořádat s tímto strategickým rozhodnutím v daných časových a kapacitních podmínkách, byla zvolena cesta: LVS – ekologická řada – edifikátor (sm, bo, db, bk, resp. ost.l.). Z databáze typologie lesů a LHP/O byla zpracována kvantifikace těchto dat a k nim následně vyhodnoceny laboratorní analýzy .

Je potřeba zvlášť brát v potaz vypovídací hodnotu zpracovaných dat zdrojových analýz na úrovni nadložního humusu a minerální vrstvy, obsah %Cox a redukované objemové hmotnosti. A zvlášť kalkulaci obsahu Cox v hmotnostních jednotkách na plochu (kg/m2, t/ha), které jsou vedle %Cox zásadně ovlivněny mocností horizontu a jeho objemovou redukovanou hmotností sušiny. V absolutním vyčíslení obsahu Cox (t/ha) na plošnou jednotku pak hraje rozhodující roli zaujatá plocha.

Celková průměrná hodnota obsahu uhlíku na lesní půdě je 60 t/ha. V absolutním vyjádření pak 154,5 mil t Cox.

# ZMĚNY V LESNÍCH PŮDÁCH V DŮSLEDKU KYSELÉ DEPOZICE

# CHANGES IN FOREST SOILS BY REASON OF ACID DEPOSITION

**Ladislav MENŠÍK, Tomáš FABIÁNEK, Michal REMEŠ, Jiří KULHAVÝ**

*Ústav ekologie lesa, Lesnická a dřevařská fakulta,*
*Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Zemědělská 3, Brno 613 00*
*E-mail: xmensik2@mendelu.cz, xfabiane@node.mendelu.cz, xremes0@node.mendelu.cz, kulhavy@mendelu.cz*

**ABSTRAKT**

Dlouhodobé zakyselování půd je považováno za jeden z nejzávažnějších globálních problémů životního prostředí, protože má pro lesní ekosystémy řadu negativních důsledků. Studie hodnotí změny v podkorunových srážkách a lyzimetrických vodách lesních půd ve čtyřech porostech (smrkový, bukový, smíšený a holina) ve střední části Drahanské vrchoviny v důsledku kyselé depozice. Ve studii jsou hodnoceny základní charakteristiky pH, vodivost. Ve vybraných porostech byly použity trvale otevřené odběrové kolektory, gravitační lyzimetry pod horizontem povrchového humusu a vakuové lyzimetry německé firmy UMS GmbH v hloubkách 20 a 40 cm pod povrchem. Odběr vod se prováděl jednou za 14 dní ve vegetačním období, v zimním období se voda odebírala jednou za měsíc jen z podkorunových kolektorů. Ve vzorcích, zachycených v otevřených odběrových kolektorech, podpovrchových i vakuových lyzimetrech při každém odběru, se stanovovalo množství (volumetricky), pH (potenciometricky), vodivost (konduktometricky). Cílem studie je charakterizovat změny pH, vodivosti v lesních půdách pod porosty v zájmové oblasti.

**Klíčová slova:**

Drahanská vrchovina, porost, změny v půdě, pH, vodivost

**ABSTRACT**

Long-term acidification of soils is considered to be one of the most serious global problems of the environment because it shows a number of negative impacts for forest ecosystems. The study assesses changes in throughfall and lysimetric waters of forest soils in four stands (a spruce, beech and mixed stand and a clear-cut area) in the central part of the Drahanská vrchovina Upland due to acid deposition. Basic characteristics of pH and conductivity are evaluated in the study. In selected stands, permanently open sampling collectors, gravitation lysimeters under the surface humus horizon and vacuum lysimeters of a German company UMS GmbH at a depth of 20 and 40 cm were used. On each of the areas, three measuring points were installed and three lysimeters (two vacuum and one gravitation lysimeter) were used on each of them. Water sampling was carried out once two weeks in the growing season. In the winter period, water was sampled once a month only from collectors placed under crowns. In samples caught in open collectors, undersurface and vacuum lysimeters during every sampling, the quantity of water (volumetrically), pH (potentiometrically) and conductivity (conductometrically) were determined. The aim of the paper is to characterize changes in pH and conductivity in forest soils under stands of the studied region.

**Key words:**

Drahanská vrchovina Upland, stand, changes in soil, pH, conductivity

## ÚVOD

Dlouhodobé zakyselování půd v Evropě je považováno za jeden z nejzávažnějších globálních problémů životního prostředí. Okyselování je způsobováno spadem $SO_2$, $H_2SO_4$, $NO_2$, NO a $HNO_3$ a kyselým deštěm obsahujícím vyšší koncentraci $H_3O^+(H^+)$. Okyselování má pro lesní ekosystémy řadu negativních důsledků, : snižuje alkalinitu vody, hodnotu pH vody a půdy, vytváří nerovnováhu mezi ionty (SCHULZE, 1989), snižuje nasycenost sorpčního komplexu bázemi (EILERS et al., 1992), způsobuje zvýšení obsahu rozpuštěného hliníku ve vodách (JOHNSON et al., 1991), železa a manganu (GOBRAN et al., 1993), kvalitativní a kvantitativní změny humusu (KREUTZER, 1994), vyplavování draslíku (ULRICH, 1991), snižuje příjem fosforu rostlinnými společenstvy (ANDERSON, PERSSON, 1988), narušuje mykorhizu (STROHMEYER, 1992), má vliv na inhibici půdní katalázy (FRANZLUEBBERS et.al., 1995), způsobuje zpomalení rozkladu celulózy (UCHMANSKI et. al., 1995), je příčinou nahrazování živných kationtů $Cu^{2+}$, $Pb^{2+,}$ $Zn^{2+}$ a $Cd^{2+}$ (POSTEL, 1986) a další důsledky. Málo známý je účinek okyselování na povrchový náboj půdních částic a peptonizaci aniontů humnových kyselin a fulvokyselin v humusu. Zvýšená acidifikace lesních půd v důsledku atmosférické depozice inhibuje amonizaci a nitrifikaci (BROWN, 1985) a je příčinou celkově menší stability mikrobiálních společenstev (FRITZE, 1991). Z praktického hlediska mohou mít tyto změny negativní vliv na kvalitu půdy a jsou spojovány s odumíráním lesních porostů.

## MATERIÁL A METODY

Oblast výzkumu se nachází na výzkumném objektu Ústavu ekologie lesa MZLU v Brně v přírodní lesní oblasti Drahanská vrchovina, asi 3 km západně od obce Němčice a v přilehlých lesích MP Lesy Benešov u Boskovic, přibližně 2,5 km na sever od výzkumného objektu Ústavu ekologie lesa, na okraji mohutné ukloněné kry Škatulec.

Zeměpisně náleží oblast výzkumných ploch k provincii Česká vysočina, subprovincii Česko-moravská, oblasti Brněnské vrchoviny, celku Drahanská vrchovina, podcelku Adamovké vrchoviny a okrsku Škatulec (LACINA, QUITT, 1986).

Výzkumné plochy jsou situovány v nadmořské výšce 600-660 m n. m. Podle QUITTA (1971) se plochy nachází v klimatické oblasti MT3 mírně teplé a mírně vlhké. Průměrná roční teplota vzduchu je 6,5 °C, průměrné roční srážky 717 mm.

Na geologické stavbě výzkumných ploch se podílí hlavně brněnská vyvřelina. Mateční horninou je hlubinná vyvřelá hornina kyselý granodiorit. Na všech výzkumných plochách se nachází půdní typ kambizem typická - varianta kyselá (kyselé hnědé lesní půdy).

Typologicky řadíme výzkumné plochy do skupiny lesních typů 5S - svěží jedlová bučina a do lesního typu 5S1 - svěží jedlová bučina šťavelová.

Pro potřeby výzkumu byly vybrány 3 výzkumné plochy, jejichž charakteristika je uvedena v tabulce 1.

| | Věk | Dřevinná skladba | Půdní typ | Lesní typ |
|---|---|---|---|---|
| **Smrkový porost** | 103 | SM 100 | Kambizem typická – varianta kyselá (kyselé hnědé lesní půdy) | 5S1 – svěží jedlová bučina šťavelová |
| **Bukový porost** | 40 | BK 100 | | |
| **Smíšený porost** | 125 | BK 55, SM 40, JD 5, MD, BO | | |
| **Holina** | 4 | BK 100 | | |

*Tab. 1 Charakteristika výzkumných ploch*

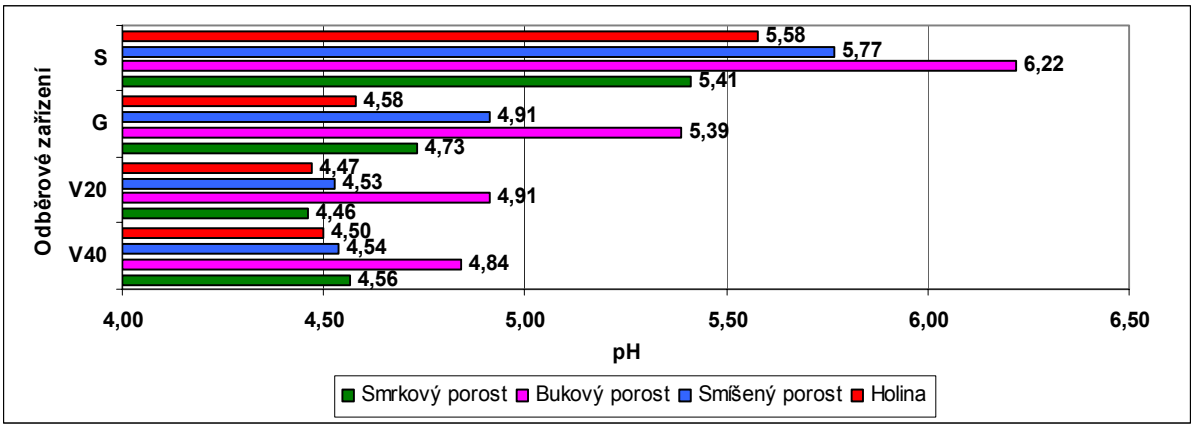
Pro odběr podkorunových srážek ve vybraných porostech byly použity trvale otevřené odběrové kolektory (BLOCK, BARTELS, 1985, NIEHUS, BRUGGEMANN, 1995) o sběrné ploše 335,325 $cm^2$, v pěti opakováních na každé ploše. Dále byly instalovány vakuové lyzimetry německé firmy UMS GmbH v hloubkách 20 a 40 cm pod povrchem, dále gravitační lyzimetry vyrobené na zakázku a umístěné pod horizonty povrchového humusu o ploše 1600 $cm^2$. Na každé ploše byly instalovány tři měřiště a na každém měřišti byly použity tři lyzimetry

(dva vakuové a jeden gravitační). Odběr vod se prováděl jednou za 14 dní ve vegetačním období, v zimním období se voda odebírala jednou za měsíc jen z podkorunových kolektorů srážek. Ve všech vzorcích zachycených ve srážkových kolektorech, gravitačních a vakuových lyzimetrech se při každém odběru stanovovalo množství (volumetricky), pH (potenciometricky s kombinovanou elektrodou Russel na digitálním pH metru Jenway 3030) (ČSN ISO 10523) a měrná vodivost (konduktometricky za pomoci konduktometru Jenway 4320) (ČSN EN 27888).

## VÝSLEDKY A DISKUZE

### pH srážkových a lyzimetrických vod

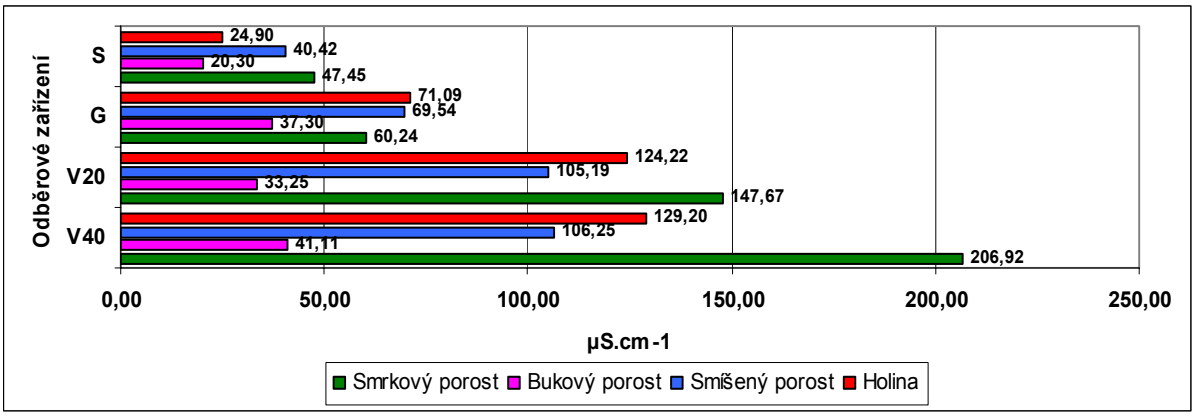
U odebíraných srážkových a gravitačních vod bylo ve sledovaném období od 1.5. do 31.12. 2005 zjišťováno pH a vodivost. Byla zjištěna značná proměnlivost hodnot pH srážek ve všech sledovaných porostech včetně holiny. Hodnoty pH se pohybovaly v rozmezí od 4,0 do 7,1. Obecně lze říci, že srážky mají kyselý charakter. Především vyšší aciditu mají srážky v chladnějších měsících roku, nižší v teplejším období roku. Při průchodu srážek korunami se pH mění a srážky se ve smíšeném a smrkovém porostu v první polovině roku oproti holině okyselily, případně se pH zvýšilo především v bukovém porostu v průběhu celého roku v porovnání s holinou. pH gravitačních lyzimetrických vod se pohybovalo v rozmezí od 4,2 do 6,0. Nejvyšší pH bylo zaznamenáno v bukovém porostu, nejnižší naopak v porostu smrkovém. Hodnoty pH smíšeného porostu se pohybovaly mezi hodnotami mezi smrkovým a bukovým porostem. Lze konstatovat, že byla zaznamenána větší proměnlivost v průběhu roku. Průměrné hodnoty za období od 24.5.2005 do konce roku dosahovaly hodnot ve smrkovém porostu 4,91, v bukovém porostu 5,39, smíšeném porostu 4,73 a na holině 4,58. pH vakuových lyzimetrických vod v hloubce 20 a 40 cm pod povrchem půdy má podobné průběhy hodnot během roku. Hodnoty pH se pohybovaly v rozmezí 4,3-5,1. Nejnižší pH bylo zaznamenáno ve smrkovém porostu, nejvyšší v bukovém porostu. Tomu také odpovídají průměrné hodnoty za období od 24.5.2005 do konce roku. Hodnoty jsou téměř totožné ve všech sledovaných porostech. Nejvyšší hodnoty byly zaznamenány v bukovém prostu v hloubce 20 i 40 cm. Nejnižší průměrná hodnota pH byla zjištěna ve smrkovém porostu v hloubce 20 cm a ve smíšeném porostu a na holině v hloubce 40 cm. Ve srovnání s dřívějšími výsledky měření za období od roku 1976 do roku 1990 (KLIMO at al., 1996), kdy průměrná hodnota pH srážek na volné ploše byla 4,56, pH srážkových vod ve smrkovém porostu 4,60, pH gravitačních lyzimetrických vod ve smrkovém porostu 4,31 a pH vakuových lyzimetrických vod ve smrkovém porostu 4,33, dojdeme k závěru, že u srážkových vod na holině došlo ke zlepšení stavu, tedy ke zvýšení acidity, protože průměrná hodnota pH za období od 24.5.2005 do konce roku byla 5,58, jak je patrné na obrázku 1, oproti hodnotě 4,56 uvedené výše. Zároveň se zvýšilo pH při průchodu vody korunami u smrkového porostu v roce 2005. Pokud ovšem jde o pH v gravitačních a vakuových lyzimetrech, hodnoty se od sebe výrazně neliší, jsou téměř totožné. Na základě tohoto zjištění můžeme říci, že v půdě k výrazným změnám kyselosti nedochází.




*Obr. 1 pH - roční průměrné hodnoty (S - srážkoměr, G - gravitační lyzimetr, V 20, V40 - vakuový lyzimetr v hloubce 20 a 40 cm po povrchem)*

**Vodivost srážkových a lyzimetrických vod**

Hodnoty vodivosti srážkových vod v průběhu roku se pohybovaly v rozmezí od 8,9 do 140,2 $\mu S.cm^{-1}$. Velmi nízké hodnoty byly zaznamenány v průběhu roku v bukovém porostu a na holině, což svědčí o velmi malé koncentraci iontů ve srážkách na holině. V bukovém porostu to signalizuje, že se srážky neobohacují o ionty. Vyšší hodnoty byly zaznamenány při průchodem korunami ve smrkovém a smíšeném porostu. Vodivost gravitačních lyzimetrických vod v bukovém porostu v průběhu roku se pohybovala pod hranicí 50 $\mu S.cm^{-1}$. Ve smrkovém a smíšeném porostu se hodnoty postupně od jara do podzimu snižovali od hodnoty 186,3 po 48,12 $\mu S.cm^{-1}$. Vodivost vakuových lyzimetrických vod v hloubce 20 a 40 cm pod povrchem půdy má podobné průběhy hodnot během roku. U bukového porostu se hodnoty v průběhu roku v hloubce 20 a 40 cm pod povrchem půdy pohybovaly pod 50 $\mu S.cm^{-1}$ stejně jako v gravitačních lyzimetrech. Ve smrkovém porostu se vodivost vakuových lyzimetrických vod v hloubce 20 cm pod povrchem půdy pohybovala v rozmezí od 66,0 do 235,0 $\mu S.cm^{-1}$ a v hloubce 40 cm od 108,0 do 238,0 $\mu S.cm^{-1}$. Ve smíšeném porostu se hodnoty v hloubce 20 cm pohybovaly od 63,8 do 159,6 $\mu S.cm^{-1}$ a v hloubce 40 cm od 80,3 do 125,4 $\mu S.cm^{-1}$. Průměrné hodnoty za období od 24.5.2005 do konce roku ve srážkových a lyzimetrických vodách jsou uvedeny na obrázku 2. Nejnižší průměrné hodnoty vodivosti byly zjištěny v bukovém porostu. Hodnoty se pohybují od hodnoty 20,30 ve srážkách do 41,11 $\mu S.cm^{-1}$ ve vakuových lyzimetrech. Naopak nejvyšší průměrné hodnoty byly zaznamenány pod smrkovým porostem, hodnoty se pohybovaly od 47,75 ve srážkách do 206,92 $\mu S.cm^{-1}$ ve vakuových lyzimetrech. Ve smíšeném porostu byly hodnoty vodivosti v rozmezí od 40,42 do 106,25 $\mu S.cm^{-1}$ a na holině v rozmezí od 24,9 do 129,2 $\mu S.cm^{-1}$.




*OBR. 2 VODIVOST – ROČNÍ PRŮMĚRNÉ (S - SRÁŽKOMĚR, G - GRAVITAČNÍ LYZIMETR, V 20, V40 - VAKUOVÝ LYZIMETR V HLOUBCE 20 A 40 CM PO POVRCHEM)*

## ZÁVĚR

Studie hodnotí charakter podkorunových a lyzimetrických vod ve čtyřech porostech (smrkový, bukový, smíšený a holina) ve střední části Drahanské vrchoviny. Ve studii jsou hodnoceny základní charakteristiky pH a vodivost.

Byla zjištěna značná proměnlivost hodnot pH srážkových vod ve všech sledovaných porostech včetně volné plochy. Srážky mají kyselý charakter, oproti dřívějšímu měření v letech 1976 až 1990 můžeme konstatovat, že na holině došlo ke zlepšení stavu, tedy ke snížení acidity. Nebyl však hodnocen celý rok.

pH gravitačních lyzimetrických vod se pohybovalo v rozmezí 4,2-6,0. Průměrné hodnoty pH ve smrkovém porostu 4,91, v bukovém porostu 5,39 a smíšeném porostu 4,73.

pH vakuových lyzimetrických vod odebíraných v různých hloubkách se od sebe neliší, je téměř totožné. Můžeme konstatovat, že v půdě k výrazným změnám kyselosti nedochází v porovnání s výsledky z let 1976 až 1990.

Konduktivita, neboli vodivost roztoků elektrolytů, závisí na koncentraci iontů, na jejich pohyblivosti a na teplotě. Velmi nízké hodnoty byly zaznamenány v průběhu roku na holině ve srážkových vodách a v bukovém porostu ve srážkových i lyzimetrických vodách, což svědčí o velmi malé koncentrací iontů ve srážkách u volné plochy a v bukovém porostu to signalizuje, že se srážky neobohacují o ionty.

## PODĚKOVÁNÍ

Příspěvek byl podpořen s finanční podporou VZ MSM 6215648902 „Les a dřevo - podpora funkčně integrovaného lesního hospodářství a využívání dřeva jako obnovitelné suroviny“.

## LITERATURA

**ANDERSSON, F., PERSSON, T. (1988):** Liming as a countermeasure against acidification in terrestrial environments. Acidification Research in Sweden 7: 5–7.

**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.

**BROWN, K.A. (1985):** Acid deposition: effect of sulphuric acid at pH 3 on chemical and biochemical properties of bracken litter. Soil. Biol. Biochem. 17: 31–38.

**ČSN EN 27888** Jakost vod, Stanovení elektrické konduktivity (ISO 7888:1985), Český normalizační institut.

**ČSN ISO 10523** Jakost vod, Stanovení pH, Český normalizační institut.

**EILERS, G., BRUME, R., MATZNER, E. (1992**): Above-ground N – uptake from wet deposition by Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.). Forest Ecology and Management 51: 239–249.

**FRANZLUEBBERS, A.J., ZUBERER D.A., HONS F.M. (1995):** Comparison of microbiological methods for evaluating quality and fertility of soil. Biol. Fertil. Soils 19: 135–140 .

**FRITZE, H. (1991):** Effects of enviromental pollution on forest soil microflora. Faculty of Science, Univerzity of Helsinky, 35.

**GOBRAN, G.R., FENN, L.B., PERSSON, H., AL-WINDI, I. (1993):** Nutrition response of Norway spruce and willow to varying levels of calcium and aluminium. Fertilization Research 34: 181–189.

**JOHNSON, D.W., CRESSER, M.S., NILSON, S.I., TURNER, J., ULRICH, B., BINKLEY, D., COLE, D.W. (1991):** Soil changes in forest ecosystems: Evidence for and probable causes. Proceedings of the Royal Society of Edinburgh 97B: 81–116.

**KLIMO, E., KULHAVÝ, J. AND VAVŘÍČEK, D. (1996):** Changes in the quality of precipitation water passing through a norway spruce forest ecosystem in the agricultural-forest landscape of the Drahanská vysočina uplands. Ekológia (Bratislava), vol. 15, no. 3, p. 295-306, ISSN 1335-342X.

**KREUTZER, K. (1994):** Folgerungen aus der Högwald–Forschung. Allgemeine Forstzeitschrift 49: 769–774.

**LACINA, J., QUITT, E. (1986):** Geografická diferenciace okresu Blansko, GÚ ČSAV Brno.

**NIEHUS, B., BRUGGEMANN, L. (1995):** Untersuchungen zur Deposition Luftgetragener Stoffe in der Dubener Heide. Beiträge für die Forstwirtschaft und Landschaftsökologie, 29: 4.

**POSTEL, S. (1986):** Altering the Earths Chemistry: Assessing the Risks. Worldwatch Paper 71, Worldwatch Institute, Washington.

**QUITT, E. (1971):** Klimatické oblasti Československa, GÚ ČSAV Brno.

**SCHULZE, E.D., LANGE, O.L., OREN, R. (1989):** Forest decline and air pollution. A study of spruce (*Picea abies* ) on acid soils. Ecological Studies 77, Berlín, Heidelberg.

**STROHMEYER, M. (1992):** Der Einfluβ der Dűngung auf die Mycorrhiza in Forstbaumschulen. Allgemeine Forstzeitschrift 47: 374–375.

**UCHMANSKI, J., KIDAWA, A., MIENSZUTKIN, V. (1995):** Statystyczna analiza danych charakteryzujacych ekosystemy Karkonoszy. In: Fischer, Z. (ed.), Problemy ekologiczne wysokogorskiej czesci Karkonoszy. IE PAN. Dziekanów Lesny, 323–343.

**ULRICH, B. (1983):** Soil acidity and its relations to acid deposition In: Effect of accumulation of air pollutants in forests ecosystems.

# FYZIKÁLNE VLASTNOSTI PÔDY V ARBORÉTE MLYŇANY SAV

# Soil physical properties in Arbotretum Mlyňany SAS

**Nora SZOMBATHOVÁ[1], Anton ZAUJEC[1], Pavol HRUBÍK[2]**

*[1]Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, Katedra pedológie a geológie, Tr. A. Hlinku 2, 949 76 Nitra,*
*[2]Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, Katedra biotechniky zelene, Tulipánova 7, 949 01 Nitra*
*Nora.Szombathova@uniag.sk*

**Abstrakt**

Určovali a porovnávali sme morfologické a fyzikálne vlastnosti pôd pod porastmi jedle srienistej *(Abies concolor L.)*, tisu obyčajného (*Taxus baccata L.*) a kryptomérie japonskej *(Cryptomeria japonica L.)* v Arboréte Mlyňany. V dôsledku bohatého každoročného opadu nadzemnej fytomasy boli najnižšie hodnoty mernej ($\rho_s$) a objemovej ($\rho_d$) hmotnosti a zároveň najvyššia pórovitosť (P) humusového horizontu pod porastom jedle srienistej ($\rho_s$ = 2,46-2,5 g.cm$^{-3}$; $\rho_d$ = 0,78-0,96 g.cm$^{-3}$; P = 68,8-60,97%). Najnižšie zastúpenie vodoodolných štruktúrnych agregátov bolo pod tisom obyčajným (obsah makroagregátov = 90,52%). Z hľadiska pôdnej textúry sme pozorovali výrazné obohatenie celého profilu pôdy ílom pod porastom kryptomérie japonskej (zastúpenie frakcie <0,001mm = 30-41%). Predpokladáme, že toto obohatenie je dôsledok translokácie jemnozrnného materiálu z okolitých svahov i dôsledok procesu pseudoglejovatenia. Najintenzívnejší proces illimerizácie bol zaznamenaný pod porastom tisov, kde koeficient textúrnej diferenciácie dosiahol hodnotu 1,54. Aj z týchto údajov možno konštatovať výrazný vplyv rozdielnej vegetácie a reliéfu na pôdne vlastnosti.

**Kľúčové slová:** morfologické a fyzikálne vlastnosti, pôdna textúra a štruktúra, lesný porast

**Abstract**

In work is determined and compared soil morphology and physical characteristics under woods of white fir *(Abies concolor L.)*, yew (*Taxus baccata L.*) and Japanese cedar *(Cryptomeria japonica L.)* in Arboretum Mlyňany. Due to great amount of litter the lowest values of particle density ($\rho_s$), bulk density ($\rho_d$) and the highest porosity (P) of humus horizon were under white fir wood ($\rho_s$ = 2.46-2.5g.cm$^{-3}$; $\rho_d$ = 0.78-0.96g.cm$^{-3}$; P = 68.8-60.97%). The lowest percentage of waterproof aggregates was under yew (macroaggregates = 90.52%). Profile under cedar was distinctly enriched with clay (fraction <0.001mm = 30-41%). We suppose that enrichment is result of fine material translocation from surrounded slopes and also the result issue of pseudogleying process. The most intensive illimerizotion was under yew wood, where coefficient of textural differentiation was 1.54. On the base of results presented in this study we can conclude distinct influence of different woody plants and relief on soil properties.

**Key words:** morphological and physical properties, soil texture and structure, forest

## ÚVOD

Arborétum Mlyňany bolo založené v r. 1892 dr. Š. Ambrózy-Migazzim a záhradníkom J. Mišákom, ktorí chceli dokázať životaschopnosť stálozelených drevín v podmienkach Slovenska a vytvoriť bohatý sortiment ako základ na pozorovanie, selekciu a šľachtenie materiálu, i ako inšpiráciu domácej záhradnej tvorby (Tábor-Pavlačka, 1992).

Pôda predstavuje základné životné médium pre suchozemské ekosystémy, lebo má dôležitú úlohu pre poskytovanie živín, vody, kyslíka, tepla a mechanickej podpory pre vegetáciu. Vlastnosti pôdy značne ovplyvňujú rast rastlín a ich druhové zloženie. Na druhej strane aj rastlinstvo významne ovplyvňuje pôdotvorný proces a fyzikálne, chemické a biologické vlastnosti pôdy.

Cieľom prezentovanej práce bolo zistiť a porovnať morfologické a fyzikálne vlastnosti pôd pod porastmi jedle srienistej *(Abies concolor L.)*, tisu obyčajného (*Taxus baccata L.*) a kryptomérie japonskej *(Cryptomeria japonica L.)* v Arboréte Mlyňany, SAV.

## MATERIÁL A METODIKA

Arborétum Mlyňany (48º19´ s.š. a 18º21´ v. d.) je lokalizované na juhozápadnom Slovensku v katastri obce Vieska nad Žitavou. Leží na neogénnom geologickom útvare zastúpenom neogénnymi ílmi, pieskami a štrkovými terasami. Na tomto podloží je takmer na celej ploche naviaty sprašový materiál, ktorý sa postupom času zmenil na odvápnenú sprašovú hlinu. Neogénne štrky sa len miestami dostávajú bližšie k povrchu a spôsobujú značné zhoršenie pôdnych pomerov (Cifra, 1958; Škobla, Kováč, 1967).

Z klimatického hľadiska lokalita patrí do najsuchšej najteplejšej oblasti Slovenska. Priemerná teplota v rokoch 1971-1999 bola 9,6 ºC a v rokoch 200-2004 = 10,4 ºC, suma zrážok v rokoch 1971-1999 bola 558 mm a v rokoch 200-2004 = 566 mm (Hrubík, 2000).

Morfologické a fyzikálne vlastnosti boli sledované v pôdnych profiloch sond pod porastmi:
jedle srienistej *(Abies concolor L.)* na miernom juho-východnom svahu
tisu obyčajného (*Taxus baccata L.*) na miernom severnom svahu
kryptomérie japonskej *(Cryptomeria japonica L.)* na miernom severo-východnom svahu

Boli stanovené nasledovné fyzikálne parametre:
základné fyzikálne a hydrofyzikálne vlastnosti a agregátové zloženie pôdy
zrnitostné zloženie pôdy pipetovacou metódu (Hanes a. i., 1995).

## VÝSLEDKY A DISKUSIA

Popis morfologických znakov v pôdnych profiloch sú prezentované v tabuľkách 1-3. Pôdu sme klasifikovali ako hnedozem pseudoglejovú.

*Tabuľka 1: Stratigrafia pôdneho profilu a popis morfologických znakov - jedľa*

| Pôdny horizont | Hĺbka | Popis horizontu |
|---|---|---|
| **O** | 0,05-0,00m | Lesný opad |
| **Ao** | 0,00-0,10m | hnedá (10YR 4/4), bez škvrnitosti, navlhlá, drobivá, hlinitá, bez skeletu, guľovitá štruktúra, bez novotvarov, silné prekorenenie, bez uhličitanov. |
| **A/Bt** | 0,10-0,40m | hnedá (10YR 4/6), bez škvrnitosti, vlhká, drobivá, hlinitá, bez skeletu, polyedrická štruktúra, bez novotvarov, slabé prekorenenie, bez uhličitanov. |
| **Bt** | 0,40-0,75m | žlto-hnedá (10YR 5/8), Mn bročky, vlhká, súdržná, hlinitá, bez skeletu, polyedrická štruktúra, so slabým prekorenením, bez uhličitanov. |
| **Btg** | >0,75 m | žlto-hnedá (10YR 5/6), slabé redoxné znaky, Mn bročky, vlhká, súdržná konzistencia, hlinitá, polyedrická štruktúra, bez prekorenia a uhličitanov |

*Tabuľka 2: Stratigrafia pôdneho profilu a popis morfologických znakov - tis*

| Pôdny horizont | Hĺbka | Popis horizontu |
|---|---|---|
| O | 0,02-0,00m | Lesný opad |
| Au | 0,00-0,20m | hnedá (10YR 4/4), bez škvrnitosti, navlhlá, drobivá, hlinitá, bez skeletu, guľovito-polyedrická, bez novotvarov a , silné prekorenenie, bez uhličitanov. |
| Bt | 0,20-0,60m | matná žlto-hnedá (10YR 5/3), bez škvrnitosti, navlhlá, drobivá, hlinitá, bez skeletu, polyedrická, Mn bročky, silné prekorenenie, bez uhličitanov. |
| Btg | >0,60 m | hnedá (10YR 4/6), slabé redoxné znaky, Mn bročky, vlhká, súdržná, hlinitá, polyedrická štruktúra až bezštruktúrna, slabé prekorenenie, bez uhličitanov, v hĺbke cca 0,7-0,8m skelet veľkosti do 2 cm do 5%. |

*Tabuľka 3: Stratigrafia pôdneho profilu a popis morfologických znakov - kryptoméria*

| Pôdny horizont | Hĺbka | Popis horizontu |
|---|---|---|
| O | 0,02-0,00m | Lesný opad |
| Au | 0,00-0,20m | hnedá (10YR 4/6), bez škvrnitosti, navlhlá, súdržná, hlinitá, bez skeletu, polyedrická štruktúra, povlaky ílu, stredné prekorenenie, bez uhličitanov. |
| Btg | >0,20 m | žlto-hnedá (10YR 5/8), redoxné znaky, Mn bročky, vlhká, súdržná konzistencia, ílovito-hlinitá, polyedrická štruktúra, stredné prekorenie, uhličitany od hĺbky 0,9m |

Fyzikálne vlastnosti pôdy majú veľký vplyv na chemické a biologické procesy v pôde, preto ich charakteristika zohráva významnú úlohu pri zisťovaní kvality pôdy. Merná hmotnosť pôdnej hmoty ($\rho_s$) závisí od mernej hmotnosti minerálov z ktorých pôda pozostáva a od obsahu humusu. Spravidla najnižšie hodnoty dosahuje v humusovom horizonte, lebo humus sa značne podieľa na znižovaní celkovej $\rho_s$ pôdy (Zaujec a.i., 2002).

Zistili sme, že v humusovom Ao a prechodnom A/Bt horizontoch pôdy pod jedľou srienistou bola merná hmotnosť výrazne nižšia v porovnaní s pôdami pod porastmi tisov a kryptomérií. Je to v súlade s vysokým obsahom humusu vo vrchných častiach pôdneho profilu pod jedľami (tab. 4). V profiloch pod tismi a kryptomériami sa $\rho_s$ s pribúdajúcou hĺbkou nerovnomerne menila. Vysoká $\rho_s$ v pôde pod tismi a to najmä v hĺbke 0,2-0,6m (od 2,68 do 2,70 $t.m^{-3}$) je pravdepodobne dôsledok odlišného mineralogického zloženia keď v pôde pod tismi sme zistili značné množstvá Zn, Fe, Mn, Pb a Cd (výsledky totálneho rozboru pôd nie sú v príspevku prezentované).

*Tabuľka 5: Agregátové zloženie jedľa srienistá, tis obyčajný a kryptoméria japonská*

| | Zastúpenie frakcií agregátov ("za sucha") [%] | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Lokalita** | **>7,0mm** | **>5,0mm** | **>3,0mm** | **>1,0mm** | **>0,50mm** | **>0,25mm** | **<0,25mm** |
| **Jedľa** | 6,04 | 14,34 | 20,31 | 30,58 | 17,74 | 5,99 | 5,00 |
| **Tis** | 4,36 | 12,80 | 29,25 | 36,03 | 12,60 | 3,46 | 1,50 |
| **Kryptoméria** | 17,87 | 33,16 | 22,85 | 12,33 | 2,30 | 0,64 | 10,85 |
| | **Zastúpenie vodoodolných frakcií agregátov [%]** | | | | | | |
| | **>5,0mm** | **>3,0mm** | **>2,0mm** | **>1,0mm** | **>0,50mm** | **>0,25mm** | **<0,25mm** |
| **Jedľa** | 31,44 | 16,68 | 15,44 | 19,04 | 8,92 | 3,24 | 5,24 |
| **Tis** | 8,80 | 13,64 | 31,28 | 12,16 | 16,20 | 8,44 | 9,48 |
| **Kryptoméria** | 30,56 | 33,84 | 13,80 | 8,56 | 3,60 | 1,64 | 8,00 |

*Tabuľka 6: Zrnitostné zloženie pôd jedľa, tis, kryptoméria*

| lokalita | horizont [m] | Pôdny druh | 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 |
| Jedľa | Ao | sh | 24,41 | 24,99 | 27,78 | 10,48 | 12,34 | 22,82 |
| | A/Bt | ssh | 6,27 | 20,91 | 41,77 | 13,91 | 17,06 | 31,05 |
| | Bt | ssh | 4,31 | 15,00 | 42,43 | 15,14 | 23,12 | 38,26 |
| | Btg | ssh | 0,60 | 22,83 | 41,53 | 15,40 | 19,64 | 35,04 |
| | Btg/C | ssh | 4,27 | 20,92 | 41,24 | 14,71 | 19,06 | 33,77 |
| Tis | Au | sh | 26,76 | 12,83 | 36,43 | 9,13 | 14,85 | 23,98 |
| | Bt | ssh | 16,33 | 9,32 | 37,32 | 16,02 | 21,01 | 37,03 |
| | Btg | si | 6,23 | 16,33 | 31,91 | 16,87 | 28,66 | 45,53 |
| | Btg/C | ti | 6,04 | 14,79 | 22,60 | 15,83 | 40,74 | 56,57 |
| Krypto-méria | Au | sh | 5,70 | 22,99 | 23,84 | 17,17 | 30,30 | 47,47 |
| | Btg | ti | 3,20 | 25,35 | 15,77 | 14,58 | 41,10 | 55,68 |
| | Btg/C | si | 5,58 | 25,24 | 19,24 | 15,81 | 34,13 | 49,94 |

ssh: prachovito-hlinitá, sh: hlinitá, si: ílovito-hlinitá, ti: ílovitá

Nerovnomerné zmeny v hodnotách mernej hmotnosti v profile pod tismi a kryptomériami pripisujeme i rôznorodým substrátom prineseným fluviálnou činnosťou rieky Žitava a ich prekryvom eolickými a svahovými sedimentmi, a to najmä pod porastom kryptomérií.

Hodnoty objemovej hmotnosti ($\rho_d$) sa pomerne rovnomerne znižovali s hĺbkou vo všetkých sledovaných profiloch. Luvické horizonty (Bt) a luvické horizonty so znakmi pseudoglejovatenia (Btg) mali značne zvýšené hodnoty ($\rho_d$), čo pravdepodobne súvisí so zvýšeným obsahom ílu v týchto vrstvách (tab. 4 a 6).

Pórovitosť nie je stála hodnota a úzko súvisí so zmenou objemovej hmotnosti pôdy. Rozhodujúci vplyv na hodnoty pórovitosti v rámci určitého pôdneho druhu má pôdna štruktúra. Všeobecne, vyššie hodnoty pórovitosti sú v horizonte s vyšším podielom organickej hmoty, a jej pokles nemusí mať lineárny charakter.

Hodnoty celkovej pórovitosti odrážali meniace sa hodnoty objemovej hmotnosti v profile. Zaílenosť pôdy v Bt a Btg horizontoch a to najmä pod porastom kryptomérií, bola sprevádzaná väčším zastúpením kapilárnych a menším zastúpením nekapilárnych – hrubých pórov (tab. 4 a 6). Celkovo možno konštatovať, že pórovitosť v profile pod porastom kryptomérií bola nižšia v porovnaní s profilmi pod jedľami a tismi.

Minimálna vzdušná kapacita ($V_A$) zodpovedala obsahu nekapilárnych a semikapilárnych pórov v sledovaných profiloch. Zistili sme, že hodnoty minimálnej vzdušnej kapacity v profiloch pod jedľami a tismi sa značne znížili v hĺbke od 0,4m a od 0,6m, kým pod porastom kryptomérií už od hĺbky 0,2m. Z uvedeného vyplýva, že pôda pod kryptomériami neposkytuje koreňom dostatočnú prevzdušnenosť vo väčších hĺbkach (tab. 4).

Štruktúra humusového horizontu pôdy zistená na základe agregátového zloženia „za sucha“ (tab. 5) bola pod tismi a jedľami priaznivejšia v porovnaní s pôdou pod kryptomériami, ktorá obsahovala až 10,85% mikroagregátov.

Pri sledovaní vodoodolnosti štruktúry sa potvrdila vynikajúca agregačná schopnosť humusu. Zistili sme, že najvyššie zastúpenie makroagregátov (94,76%) bolo pod porastom jedle (obsah humusu v A horizonte = 7,74%). Najnižšiu vodoodolnosť mali makroagregáty humusového horizontu pod tismi, keď ich zastúpenie sa znížilo z 98,5% len na 90,52%. Zastúpenie frakcie >5mm zisťované „za sucha“ pod porastmi tisov a kryptomérií sa znížilo pri sledovaní vodoodolnosti štruktúry takmer na polovicu.

Z hľadiska pôdnej textúry sme pozorovali výrazné obohatenie celého profilu pôdy ílom pod porastom kryptomérie japonskej (zastúpenie frakcie <0,001mm = 30-41%) (tab. 6). Predpokladáme, že toto obohatenie je dôsledok translokácie jemnozrnného materiálu z okolitých svahov i dôsledok procesu pseudoglejovatenia. Najintenzívnejší proces illimerizácie bol zaznamenaný pod porastom tisov, kde koeficient textúrnej diferenciácie dosiahol hodnotu 1,54.

## ZÁVER

Na základe zistených morfologických a fyzikálnych vlastností pôd pod porastmi jedle srienistej, tisu obyčajného a kryptomérie japonskej možno konštatovať výrazný vplyv rozdielnej vegetácie a reliéfu na pôdne vlastnosti v prírodnej rezervácii Arborétum Mlyňany.

**Poďakovanie**

*V príspevku sú prezentované výsledky projektu VEGA 1/1279/04 Ministerstva školstva SR.*

## LITERATÚRA

Cifra, J. (1958): Stručná charakteristika pôdnych pomerov Arboréta Mlyňany. Prírodné podmienky Arboréta Mlyňany I. SAV, Bratislava, 79-96.

Hanes, J., Chlpík,J. Mucha,V., Sisák, P., Zaujec,A. (1995): Pedológia. VES, SPU Nitra, 153s.

Hrubík, P. (2000). Analýza klimatických podmienok Arboréta Mlyňany SAV. Bioklimatológia a životné prostredie. Košice, Slovenská bioklimatologická spoločnosť SAV, (CD).

Škobla, J., Kováč, J. (1967): Pôdoznalecký prieskum ČSSR (Sprievodná správa). JRD Vieska nad Žitavou, 19 s.

Tábor, I., Tomaško, I. (1992): Genofond a dendroexpozície Arboréta Mlyňany. Bratislava, Polygrafia, 118 s.

Zaujec, A., Chlpík,J., Tobiašová,E., Szombathová,N. (2002): Pedológia.VES, SPU Nitra, 98s.

*Tabuľka 4: Ukazovatele fyzikálnych a hydrofyzikálnych vlastností a obsah humusu jedľa, tis, kryptoméria*

| | [m] | [t.m$^{-3}$] | | [obj. %] | | | | | | | | | | | [hm. %] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | hĺbka | $\rho_s$ | $\rho_d$ | P | Θ | $V_{AM}$ | ΘKN | Pk | Pn | Ps | ΘKMK | $V_A$ | ΘRK | Θv | Θp | humus |
| **Jedľa** | 0,0–0,1 | 2,50 | 0,78 | 68,80 | 19,64 | 49,16 | 29,09 | 22,62 | 41,02 | 5,16 | 26,02 | 42,78 | 22,62 | 13,89 | 8,73 | 7,74 |
| | 0,1–0,2 | 2,46 | 0,96 | 60,97 | 30,92 | 30,05 | 40,06 | 32,74 | 23,00 | 5,23 | 35,98 | 24,99 | 32,74 | 13,64 | 19,10 | 5,24 |
| | 0,2–0,3 | 2,57 | 1,39 | 45,91 | 27,47 | 18,44 | 35,28 | 29,50 | 12,10 | 4,31 | 32,42 | 13,49 | 29,50 | 12,86 | 16,64 | 1,97 |
| | 0,3–0,4 | 2,55 | 1,48 | 41,96 | 26,33 | 15,63 | 32,00 | 28,17 | 11,29 | 2,5 | 29,56 | 12,40 | 28,17 | 15,35 | 12,82 | 1,42 |
| | 0,4–0,5 | 2,57 | 1,60 | 37,74 | 30,00 | 7,74 | 35,10 | 32,26 | 3,66 | 1,82 | 33,45 | 4,29 | 32,26 | 16,09 | 16,17 | 0,11 |
| | 0,5–0,6 | 2,56 | 1,61 | 37,11 | 31,31 | 5,80 | 37,69 | 34,75 | 1,55 | 0,81 | 35,26 | 1,85 | 34,75 | 18,19 | 16,56 | 0,76 |
| | 0,6–0,7 | 2,62 | 1,64 | 37,40 | 31,70 | 5,70 | 35,69 | 34,16 | 2,40 | 0,84 | 34,54 | 2,86 | 34,16 | 28,65 | 5,51 | 0,62 |
| | 0,7–0,8 | 2,60 | 1,63 | 37,31 | 31,24 | 6,07 | 34,84 | 33,33 | 2,98 | 1,0 | 33,71 | 3,60 | 33,33 | 26,86 | 6,47 | 0,58 |
| **Tis** | 0,0–0,1 | 2,60 | 1,16 | 55,38 | 32,09 | 23,29 | 42,73 | 34,96 | 14,48 | 5,94 | 38,98 | 16,40 | 34,96 | 14,05 | 20,91 | 3,62 |
| | 0,1–0,2 | 2,66 | 1,09 | 59,02 | 26,71 | 32,31 | 36,63 | 29,24 | 24,10 | 5,68 | 32,86 | 26,16 | 29,24 | 11,43 | 17,81 | 3,50 |
| | 0,2–0,3 | 2,68 | 1,06 | 60,44 | 25,94 | 34,50 | 36,50 | 29,05 | 25,63 | 5,76 | 33,45 | 26,99 | 29,05 | 17,98 | 11,07 | 2,17 |
| | 0,3–0,4 | 2,69 | 1,31 | 51,30 | 26,71 | 24,59 | 33,76 | 28,81 | 19,19 | 3,3 | 30,93 | 20,37 | 28,81 | 16,16 | 12,65 | 1,41 |
| | 0,4–0,5 | 2,70 | 1,37 | 49,26 | 26,00 | 23,26 | 32,65 | 29,02 | 17,74 | 2,5 | 30,64 | 18,62 | 29,02 | 13,70 | 15,32 | 1,22 |
| | 0,5–0,6 | 2,70 | 1,31 | 51,48 | 33,05 | 17,53 | 36,77 | 36,20 | 13,93 | 1,35 | 37,08 | 14,4 | 36,20 | 14,38 | - | 0,83 |
| | 0,6–0,7 | 2,60 | 1,62 | 37,69 | 28,53 | 9,16 | 32,46 | 31,13 | 5,77 | 0,79 | 31,46 | 6,23 | 31,13 | 21,48 | 9,65 | 0,79 |
| | 0,7–0,8 | 2,51 | 1,62 | 35,46 | 29,91 | 5,55 | 32,22 | 30,88 | 3,88 | 0,7 | 31,18 | 4,28 | 30,88 | 19,89 | 10,99 | 0,81 |
| **Krypto-méria** | 0,0–0,1 | 2,58 | 1,35 | 47,67 | 19,37 | 28,30 | 29,68 | 24,82 | 19,38 | 3,47 | 26,84 | 20,83 | 24,82 | 15,78 | 19,04 | 4,19 |
| | 0,1–0,2 | 2,63 | 1,45 | 44,87 | 28,74 | 16,13 | 36,13 | 32,75 | 9,97 | 2,15 | 34,15 | 10,72 | 32,75 | 18,19 | 13,85 | 1,84 |
| | 0,2–0,3 | 2,62 | 1,51 | 42,36 | 32,97 | 9,39 | 36,06 | 34,27 | 7,34 | 0,75 | 34,61 | 7,75 | 34,27 | 19,72 | 14,55 | 1,36 |
| | 0,3–0,4 | 2,63 | 1,53 | 41,82 | 32,38 | 9,44 | 37,20 | 32,15 | 5,73 | 3,94 | 35,61 | 6,21 | 32,15 | 24,19 | 7,16 | 0,60 |
| | 0,4–0,5 | 2,56 | 1,53 | 40,23 | 33,07 | 7,16 | 36,28 | 34,39 | 5,10 | 0,74 | 34,63 | 5,60 | 34,39 | 21,77 | 2,62 | 0,47 |
| | 0,5–0,6 | 2,60 | 1,54 | 40,77 | 34,16 | 6,61 | 35,49 | 33,79 | 6,27 | 0,71 | 34,23 | 6,54 | 33,79 | 24,28 | 9,51 | 0,46 |
| | 0,6–0,7 | 2,59 | 1,51 | 41,69 | 37,11 | 4,58 | 37,76 | 35,92 | 4,94 | 0,83 | 36,45 | 5,24 | 35,92 | 18,557 | 17,35 | 0,30 |
| | 0,7–0,8 | 2,59 | 1,59 | 38,31 | 33,02 | 5,59 | 34,14 | 32,37 | 5,46 | 0,48 | 32,81 | 5,80 | 32,37 | 21,34 | 11,34 | 0,44 |

$\varsigma_s$ - merná hmotnosť, $\varsigma_d$ - objemová hmotnosť redukovaná, P- celková pórovitosť, $P_n$ - objem nekapilárnych pórov, $P_K$ - objem kapilárnych pórov, $P_s$ - objem semikapilárnych pórov $V_{AM}$ - minimálna vzdušná kapacita, $V_A$ - momentálny obsah vzduchu, $\theta$ - momentálny obsah vody v pôde, $\theta_{KN}$ - kapilárna nasiakavosť, $\theta_{KMK}$ - maximálna kapilárna vodná kapacita, $\theta_{RK}$ - retenčná vodná kapacita, $\theta_P$ - využiteľná vodná kapacita, $\theta_V$ - bod vädnuti

# ROZDIELY V PÔDNYCH VLASTNOSTIACH POD PORASTMI JAVOROV V PRIRODZENOM A URBÁNNOM EKOSYSTÉME

# DIFFERENCES IN SOIL PROPERTIES UNDER SILVER MAPLE WOODS IN NATURAL AND URBAN ECOSYSTEM

**Nora SZOMBATHOVÁ, Anton ZAUJEC, Vladimír ŠIMANSKÝ**

*Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, Katedra pedológie a geológie,*
*Tr. A. Hlinku 2, 949 76 Nitra, Slovenská republika*
*Nora.Szombathova@uniag.sk*

**Abstrakt**

Porovnávali sme vybrané chemické parametre pod porastmi javora cukrového *(Acer dasycarpum L.)* v prirodzenom ekosystéme Arboréta Mlyňany a v urbánnom ekosystéme mesta Nitry. Pôdny typ v Arboréte bol klasifikovaný ako hnedozem pseudoglejová, v mestskom parku Sihoť fluvizem modálna a na sídlisku Klokočina antrozem modálna. Najvýraznejšie rozdiely boli zaznamenané v hodnotách pH, keď humusový horizont v Arboréte bol silne kyslý (pH KCl 3,58); v parku kyslý (5,53) a na sídlisku slabo alkalický (8,08). V urbánnom ekosystéme sme zaznamenali dvojnásobne vyšší obsah fosforu a draslíka pravdepodobne ako dôsledok používania priemyselných hnojív v parku. Taktiež obsah i kvalita humusu boli v humusovom horizonte v parku výrazne vyššie v porovnaní so sídliskom i Arborétom. Keďže opadané lístie sa v parku hrabe predpokladáme, že takéto parametre humusu sú výsledkom používania rašeliny a kompostov na úpravu pôdnych vlastností v parku. Uvedené chemické parametre jednoznačne poukazujú na výrazné rozdiely v pôdnom chemizme sledovaných ekosystémov.

**Kľúčové slová:**

urbánny ekosystém, prirodzený ekosystém, chemické vlastnosti, sorpčné vlastnosti, pH, humus

**Abstract**

The aim of work presented here was to determine and compare soil chemical properties under silver maple *(Acer dasycarpum L.)* in natural ecosystem Arboretum Mlyňany and urban ecosystem in town Nitra. Soil type in Arboretum was classified as Stagni-Haplic Luvisols, in town park Sihoť as Eutric Fluvisols, and in district Klokočina as Urbi-Anthropic Regosols. The highest differences were found in pH values. Humus horizon in Arboretum had strongly acid reaction (pH KCl = 3.58); in park acid (pH KCl = 5.53) and in district slightly alcalic (pH KCl = 8.08). In urban ecosystem was found two times higher content of phosphorus and potassium, probably as a consequence of using the fertilisers in the park. Humus content and quality were distinctly higher in A-horizon of park soil compared to district Klokočina and Arboretum. Because fallen leaves are removed from the park we suppose, that humus content and quality were influenced by used peat and compost in the park. Determined parameters indicate distinct differences in soil chemical properties between examined ecosystems.

**Keywords:**

urban ecosystem, natural ecosystem, chemical properties, pH, sorption properties, humus

## ÚVOD

Pôdy sú dôležitou súčasťou urbánnych ekosystémov. Mestská civilizácia jestvujúca počas tisícročí vytvárala špecifické pôdy, ktoré boli vytvorené spletitými kombináciami prirodzených pôdotvorných faktorov a určitého mestského prostredia. Hlavným pôdotvorným faktorom v mestách je spôsob využitia pôdy (priemyselné zóny, záhrady atď.). Urbánne pôdy sú značne odlišné od prirodzených pôd a vyznačujú sa nasledovnými charakteristikami: pôdotvorný substrát – navezené, vylúhované (premyté) alebo premiešané sedimenty alebo umelé vrstvy, výskyt úlomkov stavebného a domového odpadu vo vrchnej vrstve, zmenené podmienky pôdnej reakcie s tendenciou ku alkalizácii, vysoké znečistenie ťažkými kovmi a ropnými produktmi, fyzikálno-mechanické vlastnosti (nižšia vododržná kapacita pôdy, silné zhutnenie, skeletnatosť, atď.), zväčšenie hrúbky pôdneho profilu vplyvom intenzívnej depozície prachu a imisií. Urbánne pôdy (najmä vo veľkých metropolách) tvoria otvorený, nestabilný ekosystém vyžadujúci starostlivosť – údržbu, aby mohol naďalej fungovať (Stroganova, 2001).

Urbánne pôdy sú charakteristické iniciálnym pôdotvorným procesom (nízky vek), tzv. substrátové pôdy podľa substrátu antropogénneho pôvodu, často sú umelo vrstvené, obsahujú pochované horizonty a artefakty, majú horizontálnu a vertikálnu heterogenitu, extrémne morfologické, fyzikálne a biologické charakteristiky (Sobocká, 2001).

## MATERIÁL A METODIKA

Arborétum Mlyňany (48º19´ s.š. a 18º21´ v. d.) sa nachádza na juhu Slovenska na severnom okraji Podunajskej nížiny, v údolí rieky Žitava, v nadmorskej výške 160-208m n.m. Leží v pahorkatinnej oblasti na úpätí pohoria Pohronský Inovec a Tríbeč (Bero a i., 1992). Pôdotvorným substrátom sú hliny a odvápnené spraše. Pôdu pod porastom javora cukrového sme klasifikovali ako hnedozem pseudoglejová.

Nitra (48º19´ s.š. a 18º05´ v. d.) sa nachádza na juhu Slovenska na severnom okraji Podunajskej nížiny, v údolí rieky Nitra, v nadmorskej výške 250m n.m. Leží na úpätí pohoria Tríbeč. Pôdotvorným substrátom v parku Sihoť sú riečne sedimenty a pôdu pod porastom javora cukrového sme klasifikovali ako fluvizem modálna. Pôdotvorným substrátom na sídlisku Klokočina sú spraše, hliny a antropogénne privezený stavebný materiál. Pôdu pod porastom javora cukrového sme klasifikovali ako antrozem modálna.

**V pôdnych profiloch sond boli sledované vybrané chemické parametre:**

pH - pôdna reakcia – potenciomentricky – v $H_2O$, v 1 mol.dm$^{-3}$ KCl (Fiala, a i., 1999).

obsah uhličitanov – Jankovým vápenomerom (Fiala, a i., 1999).

S - obsah bázických katiónov ($Ca^{2+}$, $Mg^{2+}$, $Na^{+}$, $K^{+}$) vo výluhu 1M HCl (Hanes a i., 1995).

H - hydrolytická kyslosť v 1 mol.dm-3 $CH_3COONa$ metódou Kappena.

$C_{OX}$ - obsah organického uhlíka - oxidimetricky metódou Ťurina (Orlov, Grišina, 1981).

Kvalita humusu bola zisťovaná z pomeru zastúpenia humínových kyselín k fulvokyselinám $C_{HK}$:$C_{FK}$ - frakcionáciou Kononovej – Beľčikovej (1961).

Obsah prístupných živín fosfor (P) a draslík(K) boli analyzované metódou Melich III (Melich, 1984), následne fosfor bol zisťovaný na spektrofotometri Jenway model 6400 and draslík na atómovom absorpčnom spektrofotometri AVANTA.

## VÝSLEDKY A DISKUSIA

Sledované pôdne profily sa značne líšili v stratigrafii a najmä v hodnotách pH. Kým v Arboréte bolo pH silne kyslé, až kyslé, v urbánnej pôde parku a sídliska bolo slabo kyslé až slabo alkalické (tabuľka 1-3). Silná acidifikácia pôdy v prírodnej rezervácii Arborétum Mlyňany bola pravdepodobne spôsobená pôdotvorným substrátom, ktorým boli bezkarbonátové hliny, a procesom pseudoglejovatenia. Všeobecne, pri pôdotvorných procesoch pseudoglejovatenia rovnako ako i glejovatenia sú katióny železa, hliníka a mangánu v iónovej forme. Preto predpokladáme, že v Bt a Btg horizonte sa najmä tieto katióny podieľali na znížení pH. Hodnoty pH vo všetkých sledovaných profiloch s hĺbkou

stúpali či už ako dôsledok presunutých bázických katiónov do spodných častí pôdneho profilu (najmä v lokalite Arboréta), alebo v dôsledku obsahu karbonátov v pôdotvornom substráte urbánnych pôd.

*Tabuľka 1: Sorpčné vlastnosti, pH, kvantita a kvalita humusu, obsah fosforu a draslíka - lokalita Arborétum*

| horizont | hĺbka [m] | H | S | T | V | pH | pH | $CO_3^{2-}$ | P | K | Humus | HK/FK |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | [mmol.kg$^{-1}$] | | | [%] | $H_2O$ | KCl | [%] | [g.kg$^{-1}$] | | | |
| **Au** | 0,0-0,2 | 81,4 | 86,0 | 167,4 | 51,4 | 4,69 | 3,58 | - | 0,028 | 0,15 | 32,1 | 0,61 |
| **Bt** | 0,2-0,4 | 80,5 | 76,0 | 156,5 | 48,6 | 4,83 | 3,33 | - | 0,014 | 0,12 | 13,1 | 0,93 |
| **Btg** | > 0,4 | 56,0 | 122,0 | 178,0 | 68,5 | 5,04 | 3,36 | - | 0,022 | 0,15 | 6,6 | 1,79 |
| **Btg/C** | > 1,1 | 33,1 | 158,0 | 191,1 | 82,7 | 5,78 | 3,99 | - | 0,012 | 0,13 | 5,8 | 2,21 |

H – hydrolytická kyslosť P – obsah fosforu
S – obsah výmenných bázických katiónov K - obsah draslíka
V – nasýtenosť sorpčného komplexu bázickými katiónmi T – celková sorpčná kapacita
$C_{HK}/C_{FK}$ – pomer humínových kyselín k fulvokyselinám

*Tabuľka 2: Sorpčné vlastnosti, pH, kvantita a kvalita humusu, obsah fosforu a draslíka - lokalita Nitra, Sihoť*

| horizont | hĺbka [m] | H | S | T | V | pH | pH | $CO_3^{2-}$ | P | K | Humus | HK/FK |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | [mmol.kg$^{-1}$] | | | [%] | $H_2O$ | KCl | [%] | [g.kg$^{-1}$] | | | |
| **Au** | 0,0-0,15 | 25,1 | 305,3 | 330,5 | 92,4 | 6,61 | 5,53 | - | 0,049 | 0,24 | 52,9 | 0,82 |
| **A/C** | 0,15-0,3 | 8,8 | 313,8 | 322,5 | 97,27 | 7,25 | 6,30 | - | 0,019 | 0,20 | 22,9 | 1,56 |
| **C** | > 0,30 | 5,6 | 365,3 | 370,9 | 98,47 | 7,71 | 6,59 | 0,5 | 0,017 | 0,19 | 16,0 | 1,72 |

*Tabuľka 3: Sorpčné vlastnosti, pH, kvantita a kvalita humusu, obsah fosforu a draslíka - lokalita Nitra, Klokočina*

| horizont | hĺbka [m] | H | S | T | V | pH | pH | $CO_3^{2-}$ | P | K | Humus | HK/FK |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | [mmol.kg$^{-1}$] | | | [%] | $H_2O$ | KCl | [%] | [g.kg$^{-1}$] | | | |
| **Ad** | 0,0-0,2 | 5,8 | 529,8 | 535,6 | 99,0 | 8,08 | 7,35 | 2,5 | 0,036 | 0,25 | 26,5 | 0,81 |
| **Cc** | > 0,2 | 4,9 | - | - | - | 8,26 | 7,41 | 17,25 | 0,019 | 0,18 | 11,5 | 0,74 |

Pôdy urbanizovaných území majú zvyčajne zvýšenú pôdnu reakciu v porovnaní s príslušnou prírodnou pôdou mimo urbanizovanej oblasti (Craul & Clain, 1980 in Craul, 1993). Napr. v meste Nitra v parku areálu Slovenskej poľnohospodárskej univerzity (kontrolná sonda) boli hodnoty pH KCl = 7,07. Pôda v mestskej zeleni vedľa cesty (100 m od kontrolnej sondy) mala hodnoty pH KCl = 7,68, a pôda na ulici Damborského $pH_{KCl}$ = 7,31(Szombathová a i., 2004). Zaujec (2000) zistil významný posun hodnôt pH KCl v rôznych lokalitách mesta Nitra smerom k alkalickej reakcii. Na sídlisku Chrenová – Tatranská ulica dokonca zistil pôdnu reakciu pH KCl = 9,4.

Dôvodom zvýšenej pôdnej reakcie v pôdach urbanizovaných území je aplikácia NaCl alebo $CaCl_2$ v zime, zavlažovanie "tvrdou" vodou, spad atmosférických polutantov, uvoľňovanie vápnika zo zvetrávajúceho stavebného materiálu (cement, tehly, sadra…).

So zvyšujúcimi sa hodnotami pH v profile postupne klesali hodnoty hydrolytickej acidity (H). Silne kyslé pH v Prírodnej rezervácii Arborétum Mlyňany bolo potvrdené i hodnotami veľmi silnej hydrolytickej acidity v celom profile. Veľmi silná H bola zaznamenaná aj v Au horizonte pôdy mestského parku Sihoť. Najnižšia H bola na antrozemi sídliska Klokočina (tabuľka 1-3).

Vysoký obsah karbonátov v urbánnych pôdach mesta Nitry sa prejavil i v plnej nasýtenosti sorpčného komplexu. Sorpčný komplex sledovaného profilu v Arboréte bol slabo nasýtený (tabuľka 1-3).

Nasýtenosť sorpčného komplexu v Arboréte bola slabá, no s hĺbkou sa postupne zvyšovala v Btg/C horizonte. Predpokladáme, že Btg a Btg/C horizonty boli obohatené bázickými katiónmi ktoré boli vyplavené z vrchných horizontov.

Uhličitany, ako dôležitú zložku pufrovacieho systému pôdy sme v profile pôdy Arboréta nezistili, čo je v zhode s výsledkami pedologického prieskumu uvádzaného Cifrom (1958).

V urbánnom ekosystéme sme zaznamenali dvojnásobne vyšší obsah fosforu a draslíka pravdepodobne ako dôsledok používania priemyselných hnojív v parku (tabuľka 1-3).

Najvyšší obsah humusu bol zistený v humusovom horizonte ako i v celom profile fluvizeme v parku Sihoť. Keďže opadané lístie sa v parku hrabe predpokladáme, že takýto obsah humusu je výsledkom používania rašeliny a kompostov na úpravu pôdnych vlastností v parku.

Naopak, najnižší obsah humusu bol zistený takisto v urbánnej pôde - antrozemi na sídlisku Klokočina (tabuľka 1-3).

Craul, (1993) udáva, že pôdy urbanizovaných území sa vyznačujú nedostatočným prirodzeným kolobehom organickej hmoty a živín. Množstvo rastlinných zvyškov ktoré sa dostávajú do pôdy je veľmi nízke, lebo sú vyhrabávané a odstraňované z povrchu pôdy. Najviac narušený kolobeh živín a organickej hmoty majú stromy popri cestách vysadené do malých otvorov na chodníkoch, alebo umiestnené v nádobách.

Sledované pôdy urbánneho ekosystému sa v humusových horizontoch vyznačovali vyššou kvalitou humusu (zisťované na základe pomeru HK:FK) v porovnaní s prirodzenou pôdou z Arboréta (tabuľka 1-3). Predpokladáme, že dôvodom vyššej kvality humusu v sledovanom urbánnom ekosystéme bol karbonátový pôdotvorný substrát, ako aj pridávanie kompostov najmä v parku Sihoť.

Zistené chemické parametre poukazujú na značné rozdiely v pôdnom chemizme medzi sledovanými ekosystémami.

## ZÁVERY

Sledované pôdne profily sa značne líšili najmä v hodnotách pH. Kým v Arboréte bolo pH silne kyslé, až kyslé, v urbánnej pôde parku a sídliska bolo slabo kyslé až slabo alkalické. Silná acidifikácia pôdy v Arboréte bola pravdepodobne spôsobená bezkarbonátovým pôdotvorným substrátom a procesom pseudoglejovatenia.

Vysoký obsah karbonátov v urbánnych pôdach mesta Nitry sa prejavil i v plnej nasýtenosti sorpčného komplexu. V Arboréte bol sorpčný komplex slabo nasýtený.

V urbánnom ekosystéme sme zaznamenali dvojnásobne vyšší obsah fosforu a draslíka pravdepodobne ako dôsledok používania priemyselných hnojív v parku.

Predpokladáme, že dôvodom vyššieho obsahu i kvality humusu v sledovanom urbánnom ekosystéme bol karbonátový pôdotvorný substrát, ako i pridávanie kompostov najmä v parku Sihoť.

Zistené chemické parametre poukazujú na značné rozdiely v pôdnom chemizme medzi sledovanými ekosystémami.

### Poďakovanie

*Prezentované výsledky sú súčasťou riešenia projektov VEGA 1/1279/04 a VEGA 1/1318/04 MŠ SR.*

## LITERATÚRA

Bero, R., Tábor, I., Tomaško, I. (1992): Arborétum Mlyňany. Veda, Bratislava, 119 s.

Cifra, J. (1958): Stručná charakteristika pôdnych pomerov Arboréta Mlyňany. Prírodné podmienky Arboréta Mlyňany I. SAV, Bratislava, s. 79-96.

Craul, P, J. (1993): Urban Soil in Landscapedesign. New York: John Wille & Sons, Inc. 1993. 396 p.

Fiala, K., Kobza, J., Matúšková, Ľ., Brečková., V., Makovníková, J., Búrik, V., Litavec., T., Houšková, B., Chromaničová, A., Váradiová, D., Pechová, B. (1999): Záväzné metódy rozborov pôd. Čiastkový monitorovací systém – Pôda. Bratislava, VÚPOP, 142 s.

Hanes, J., Chlpík, J., Mucha, V., Sisák, P. (1995): Pedológia (praktikum). VES, SPU Nitra, 153 s.

Kononova, M., Beľčikova, N.P. (1961): Uskorennyje metody opredelenija sostava gumusa. Počvovedenie (in Russia): 125-129.

*Melich, A. (1984): Melich 3 soil test extractant a modification of Melich 2 extractant. Soil Sci Plant Anal., 15.: 1409-1416.*

*Orlov, D.S., Grišina, L.A. (1981): Praktikum po chimii gumusa (in Russia). Moskva Izdateľstvo moskovskovo universiteta. 20-24.*

Sobocká, J. (2001): New Trends in Anthropogenic Soil Groups Formation. Soil Anthropization VII. Bratislava, VÚPOP, 39–43.

Stroganova, M.N., Prokofieva, T.V. (2001): Urban soils – a Particular Specific Group of Anthrosols. Soil Anthropization VII. Bratislava, VÚPOP, 23–28.

Szombathová, N., Sobocká, J., Eštok, M. (2004): Urban soil of some locations in town Nitra. Soil Anthropization VIII. Bratislava, VÚPOP, 114-120.

Zaujec, A. (2000): Vybrané vlastnosti urbárnych pôd v Nitre. Antropizácia pôdy. Bratislava, Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy, 74–78.

# VLHKOSTNÍ REŽIM PŮD VE VYBRANÉM ÚZEMÍ KRAJINNÉHO PROSTORU ŠZP ŽABČICE

# The soil moisture regime in selected area of School Farm in Žabčice

Martina VIČANOVÁ

*Ústav aplikované a krajinné ekologie, Agronomická fakulta, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Zemědělská 1, 613 00 Brno, Česká republika; martina.vic@seznam.cz*

Abstrakt:

Tento příspěvek se zabývá vlhkostními změnami půdy ve vybraném území Školního zemědělského podniku v Žabčicích v průběhu vegetačního období roku 2006. V jednotlivých obdobích jsou odebírány půdní vzorky, prováděn fyzikální rozbor a jednotlivé výsledky porovnávány s údaji získanými v dřívějších letech. Výsledky z rozborů jsou dále využity jako jedny ze vstupních dat pro simulační model CERES a simulaci vlhkostního režimu půd. V konečné fázi budou navržena případná preventivní opatření.

**Klíčová slova**: půda, půdní vlhkost, simulační model

Abstract:

The project is focused on soil moisture changes in selected area of the School Farm in Žabčice. The soil research proceeds during vegetation period 2006. The soil profiles sections are described in periodical intervals and the soil samples are taken from each soil section for following physical analyses. The results of soil analyses will be compared with the data obtained from selected area in previous time. Both data will be used as one of the input data for the CERES model. This crop model will simulate the soil water balance data. In the final stage will by proposed preventive proceedings for sustainability of agricultural land use.

**Key words:** soil, soil moisture, simulation model

## ÚVOD

Tento příspěvek mohl vzniknout díky podpoře Fondu rozvoje vysokých škol (FRVŠ) Projektu FRVŠ číslo 366/2006 „Modelování vodní bilance v zemědělsky využívané krajině“.

Cílem řešeného projektu je zjistit vlhkostní režim půd v jednotlivých časových obdobích během vegetační doby roku 2006, porovnání s údaji z dřívějších let a jejich vyhodnocení. Pomocí simulačního modelu CERES bude provedena následná simulace vlhkostního režimu půd.

## MATERIÁL A METODY

Popis zájmového území

ŠZP Žabčice, který je modelovým územím, leží ve vzdálenosti necelých 25 km jižně od města Brna v 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 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 vyskytují genetické půdní typy černozemě, mírně podzolované drnové půdy 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 průměrnými ročními srážkami 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 dešťový stín. Vodní srážky ve vegetačním období jsou rozloženy velmi nerovnoměrně, průměrný úhrn je 340-350 mm[1].




*Obr. 1 zájmové území – část Školního zemědělského podniku Žabčice*

**Metody**

Ke zjištění vlhkostního režimu půd na vybraném území ŠZP Žabčice jsou odebírány půdní vzorky a následně prováděn fyzikální rozbor. Pro odběr a zpracování půdních vzorků na zájmovém území byla zvolena metodika uvedená v literatuře JANDÁK a kol. (2003) a REJŠEK (1999). Z fyzikálních vlastností je stanovována objemová a měrná hmotnost, pórovitost, vlhkost půdy a dle potřeby další. Všechny tyto charakteristiky se získávají rozborem neporušeného půdního vzorku, který se odebírá do Kopeckého fyzikálního válečku (100 $cm^3$) z hloubek 10, 20 a 30 cm. Pro stanovení vlhkosti půdy je používána vážková (gravimetrická) metoda. Odběr půdních vzorků bude probíhat v pravidelných časových intervalech během celého vegetačního období. Výsledky půdních rozborů budou porovnány s daty získanými ze zájmového území v dřívějších letech a vyhodnoceny.

Výsledky rozborů budou dále použity jako jedny ze vstupních dat pro simulační model CERES, který mimo jiné modeluje vodní bilanci v půdě. Po úpravě dat bude možno nasimulovat stav vodní bilance za různých podmínek. Bude tak možné ověřit, jak se změny v krajině projeví ve vlhkostním režimu půd. Pro spuštění simulace je nutno dodat vstupní data meteorologická, pedologická, agrotechnická a genetická v náležitém formátu.

Genetické parametry jsou přednastaveny, ale mohou být upraveny. Agrotechnická data budou získávána ze ŠZP v Žabčicích a meteorologická z agrometeorologické stanice umístěné na pokusných pozemcích ŠZP.

[1] http://old.mendelu.cz/~szp/historie.html



*Obr. 2 odběr půdních vzorků pomocí Kopeckého válečku*

## VÝSLEDKY

Vzhledem k tomu, že je projekt v počáteční fázi a v současné době probíhá odběr půdních vzorků a následný fyzikální rozbor, budou výsledky presentovány přímo na konferenci.

## DISKUSE A ZAVĚR

Konkrétními výstupy projektu budou:

upravený sylabus cvičení povinného předmětu Krajinné inženýrství

propojení nových poznatků, získaných modelováním vodní bilance u vybraných zemědělských plodin, včetně navržení preventivních opatření a jejich zakomponování do cvičení uvedeného předmětu

Nové poznatky z řešeného projektu přispějí k prohloubení znalostí problematiky vodní bilance v půdě a možnosti využití simulačních modelů k jejímu lepšímu pochopení.

## LITERATURA

JANDÁK, J. a kol. (2003): Cvičení z půdoznalství. Brno. MZLU, 92 s.
REJŠEK, K. (1999): Lesnická pedologie – cvičení. Brno: MZLU, 154 s.
http://old.mendelu.cz/~szp/historie.html

# ROZLOŽENÍ LABILNÍCH FOREM HLINÍKU V ZÁVISLOSTI NA DRUHU LESNÍHO POROSTU

# Distribution of labile Al forms in mountainous soil profiles depending on forest cover

**Petra VOKURKOVÁ, Luboš BORŮVKA, Lenka MLÁDKOVÁ, Ondřej DRÁBEK**

*Česká zemědělská univerzita v Praze, FAPPZ,*
*Katedra pedologie a geologie*
*Kamýcká 129, Praha 6 – Suchdol, 165 2,*
*vokurkova@af.czu.cz*

**Abstrakt**

Okyselování půd je důsledkem přirozených procesů, které probíhají v normálně fungujícím ekosystému. V přírodních podmínkách se jedná o pomalý proces. Interakcí antropogenně znečištěného ovzduší s půdou dochází k zrychlení acidifikace půdy, což může mít fatální dopady na fungování mnohých přirozených pochodů v půdě. Za negativní aspekty okyselování půd jsou považovány: vyplavení živin, ochuzení půdy o biogenní prvky, zejména o vápník, hořčík a draslík, pokles pH, zvýšení mobility a toxicity rizikových prvků v půdě, zejména labilních forem hliníku, které mohou být potenciálně škodlivé pro rostliny.

Půdní vzorky byly odebrány v Jizerských horách. Pro hodnocení byl vybrán smrkový a bukový porost rostoucí v těsné blízkosti. Sondy byly kopány u každého stromu v blízkosti kmene a zároveň při okraji koruny. Základní charakteristiky byly stanoveny běžnými metodami: $pH_{H2O}$, $pH_{KCl}$, $C_{org}$, $Q_{4/6}$, a KVK. Dále se stanovovaly koncentrace $Al_{KCl}$, $Al_{CuCl2}$ a $Al_{Na4P2O7}$. U buku bylo zjištěno kyselejší půdní prostředí a větší koncentrace mobilních forem hliníku u kmene než při okraji koruny. Zatímco u smrku bylo nalezeno kyselejší půdní prostředí při okraji koruny než u kmene. Tyto skutečnosti potvrzují rozdíl mezi smrky a buky v podílu acidifikantů v podkorunových srážkách a ve stoku po kmeni, což je dáno architekturou koruny.

**Klíčová slova**

acidifikace, toxicita hliníku, smrk, buk, koruna, kmen

**Abstrakt**

The acidification is a long standing and discutable problem in the Czech republic. In the second half of the last century this cause culminated by mass dying-off of tree roots forest cover in many mountainous regions. Aluminium released to soil solution in forms that can be toxic to plants is one of the most undesirable results of soil acidification. Labile Al forms and their species can threaten the trees due to their toxicity to plants in acid soils.

Soil samples were taken in the Jizera Mountains. Neighbouring spruce and beech forest stands were compared. The samples were collected near the tree and under the edge of the tree top. Basic soil characteristics were determined by commonly used methods: $pH_{H2O}$, $pH_{KCl}$, effective cation exchange capacity, organic carbon content, humus quality, labile and organically bound Al content.

The results of this research are following: In case of spruce, there is more acid environment under the edge of the tree top than near the tree. It is opposite to the beech, where the soil is more acid near the tree than under the edge of tree top. This fact is caused by different architecture of tree tops of spruce and beech.

**Key words**

acidification, toxicity of aluminium, spruce, beech, tree top, tree

## ÚVOD

Acidifikace je dlouhodobě diskutovaný problém, který postihuje převážně horské regiony s vysokými srážkami, velkou lesnatostí (zvláště se smrkovými monokulturami) a nízkou pufrační kapacitou půd. Na okyselování půd se podílejí jak přírodní, tak a to zejména antropogenní vlivy, které jsou příčinnou mnohých negativních procesů v půdě. Za negativní aspekty okyselování půd jsou považovány: vyplavení živin, ochuzování půdy o biogenní prvky jako je vápník, hořčík a draslík, rapidní pokles pH, zvýšení mobility a toxicity rizikových prvků v půdě, zejména labilních forem hliníku, které mohou být potenciálně škodlivé pro rostliny.

Hliník je jedním z nejrozšířenějších kovových prvků v zemské kůře. Tvoří přibližně 8% hmotnosti celkového minerálního podílu půdy. Hliník se nachází v silikátech, anorganických oxidech, polymerních hydroxidech, nerozpustných fosfátech i vázaný komplexně v huminových sloučeninách (Horák et al., 1995, Drábek et al., 2003). V půdě a v půdním roztoku se nachází několik forem hliníku, které jsou potencionálně škodlivé pro rostliny. Působí negativně hlavně na kořenový systém a tím ovlivňují stav celé rostliny. Boudot et al. (1994) udávají následující řadu toxicity pro rostliny: $Al_{13} > Al^{3+} > Al(OH)^{2+} > Al(OH)_2^{+}$. Vysoké koncentrace hliníku v půdním roztoku působí fyziologické problémy kořenovému systémů stromů. Jak uvádějí Hruška, Cienciala (2002) při nízkém poměru soutěží ionty hliníku s kationty vápníku, hořčíku a draslíku na výměnných místech buněčných membrán, kde porušují iontovou rovnováhu. Al brání aktivnímu transportu iontů přes membrány tím, že obsazuje místa určená pro jednomocné nebo dvojmocné ionty, které mají podobné vlastnosti jako iontový Al. Ten se zde usadí ve formě $Al^{3+}$, čímž je porušena elektrostatická rovnováha a membrána neplní svůj účel. V případě hliníku dochází k blokování příjmu hořčíku. Dále dochází k odumírání takto zasažených orgánů s následným špatným příjmem živin, vody a celkovým oslabením rostlin.

## MATERIÁL A METODY

Pro odběr půdních vzorků byly vybrány tři lokality v Jizerských horách v blízkosti lázní Libverda s vegetačním pokryvem smrku (Picea abies) a buku (Fagus sylvatica). Hodnocen byl vždy smrkový a bukový porost rostoucí v těsné blízkosti. Odběr vzorků byl prováděn u každého stromu ve vzdálenosti 10 cm od kmene a zároveň při okraji koruny. Na každém místě byl odebrán vzorek z nadložního horizontu O a minerálního horizontu Bv, z horizontu Ah byly vzorky odebrány, pokud to jeho mocnost dovolovala. Půdní typ byl určen jako kambizem. Poté byly vzorky usušeny na vzduchu a přesáty přes síto o průměru ok 2 mm, čímž se získala jemnozem I. Byly stanoveny následující charakteristiky běžnými metodami dle Vally et al. (2002): $pH_{H2O}$, $pH_{KCl}$, $C_{org}$, $Q_{4/6}$, a KVK. Dále koncentrace $Al_{KCl}$, $Al_{CuCl2}$ a $Al_{Na4P2O7}$ podle Drábka et al. (2003).

## VÝSLEDKY A DISKUSE

Pro zpracování výsledků bylo použito běžných statistických metod.Naměřené hodnoty pH ukazují na silně kyselé půdy. Hodnoty $pH_{H2O}$ se pohybovaly od 2,87 do 4,26 a hodnoty $pH_{KCl}$ od 2,26 do 3,50. Obsah $C_{org}$ byl stanoven pouze v minerálním horizontu Bv. Hodnoty se pohybovaly od 0,31 %, po 9,61 %, tedy od obsahu velmi nízkého po velmi vysoký. Hodnoty barevného kvocientu $Q_{4/6}$ se nacházely v rozmezí 5,67 do 13,48. Obsah hliníku, který lze extrahovat chloridem draselným, byl v rozmezí od 210 $mg \cdot kg^{-1}$ do 1320 $mg \cdot kg^{-1}$. Množství hliníku uvolnitelného pomocí chloridu měďnatého se nacházelo v rozmezí od 729,7 $mg \cdot kg^{-1}$ do 2910,5 $mg \cdot kg^{-1}$. Zjištěné hodnoty hliníku uvolnitelného extrakcí pyrofosfátem leží v rozmezí od 2300,1 $mg \cdot kg^{-1}$ do 6626,4 $mg \cdot kg^{-1}$.

U $pH_{H2O}$ je dobře patrný trend zvyšování směrem do hlubších horizontů. Hodnoty $pH_{H2O}$ jsou ve většině případů vyšší v horizontu Bv než v horizontu O. K podobnému zjištění docházejí i Borůvka et. al.(2002) nebo Lochman et al. (2002). Hodnoty barevného kvocientu $Q_{4/6}$ jsou také ve většině případů nejvyšší v horizontu Bv, což znamená, že humusové látky jsou méně polymerované a z hlediska stálosti v půdě méně kvalitní. Pokud dochází ke

snížení hodnot pH, nastává současně zvýšení hodnot $Al_{KCl}$. Stejně jako v případě $Al_{KCl}$, i u obsahu $Al_{CuCl2}$ je patrna tendence vyššího obsahu v horizontu O než Bv.

Po vyhodnocení vztahů mezi jednotlivými formami hliníku a sledovanými půdními vlastnostmi byla potvrzena závislost $Al_{KCl}$ na pH v horizontu O. To, že se vzrůstem pH klesá obsah výměnného hliníku, potvrzují i Borůvka et al. (1999). Stejná závislost se stejnou průkazností byla nalezena mezi $Al_{KCl}$ a $Al_{CuCl2}$ také v horizontu O.

Acidifikací jsou nejvíce ohroženy svrchní horizonty O a dále Ah, v minerálním horizontu Bv se v tomto případě vliv acidifikace výrazně neprojevil.

Z hlediska jednotlivých druhů stromů byly nalezeny následující skutečnosti (*Tab. č. 1*). U smrku je nejméně kyselý minerální horizont Bv a to při okraji koruny kyselejší než u kmene, toto uvádí i Hruška a Cienciala (2002) nebo Havel et al. (1996). Kvalita humusu klesá s hloubkou, nižší poměr $Q_{4/6}$ se nachází u kmene. Obsahy všech sledovaných forem hliníku klesají s hloubkou, množství $Al_{KCl}$ a $Al_{Na4P2O7}$ je větší při okraji koruny, zatímco $Al_{CuCl2}$ je více u kmene.

*Tab. č.1.:* Statistické zhodnocení vlivu odběru u kmene (Km) a koruny (Ko) v jednotlivých horizontech u smrku pomocí analýzy rozptylu (rozdíly průměrů a hladiny významnosti P)

| půd. char. | horizont | rozdíl průměrů | P | kmen-koruna |
|---|---|---|---|---|
| $pH_{H2O}$ | O | 0,07 | 0,62 | Km(>)Ko |
| | Ah | -0,01 | 0,96 | Km(<)Ko |
| $pH_{KCl}$ | O | -0,13 | 0,07 | Km(<)Ko |
| | Ah | -0,10 | 0,59 | Km(<)Ko |
| $Q_{4/6}$ | O | -0,16 | 0,85 | Km(<)Ko |
| | Ah | -0,14 | 0,90 | Km(<)Ko |
| $Al_{KCl}$ | O | -63,74 | 0,48 | Km(<)Ko |
| | Ah | 3,10 | 0,33 | Km(>)Ko |
| $Al_{CuCl2}$ | O | 157,78 | 0,60 | Km(>)Ko |
| | Ah | 0,15 | 0,46 | Km(>)Ko |
| $Al_{Na4P2O7}$ | O | -773,39 | 0,15 | Km(<)Ko |
| | Ah | 158,60 | 0,11 | Km(>)Ko |

Pozn. Srovnávací symbol v závorce značí trend.

U buku se pH směrem dolů v půdním profilu zvyšuje, u kmene je kyselejší než při okraji koruny. Nejméně kvalitní humus je v horizontu Bv a výrazněji se neprojevuje vliv koruny nebo kmene. Obsahy $Al_{KCl}$ a $Al_{CuCl2}$ jsou největší v horizontu O pod korunou, s hloubkou se snižují. Množství $Al_{Na4P2O7}$ je u kmene buků největší v horizontu Bv (*Tab. č. 2*).

*Tab. č. 2.*: Statistické zhodnocení vlivu odběru u kmene (Km) a koruny (Ko) v jednotlivých horizontech u buku (průměrný rozdíl a hladina významnosti P)

| půd. char. | horizont | rozdíl průměrů | P | kmen-koruna |
|---|---|---|---|---|
| $pH_{H2O}$ | O | -0,17 | 0,23 | Km(<)Ko |
| | Ah | 0,04 | 0,58 | Km(>)Ko |
| $pH_{KCl}$ | O | 0,15 | 0,06 | Km(>)Ko |
| | Ah | -0,01 | 0,97 | Km(<)Ko |
| $Q_{4/6}$ | O | 0,31 | 0,74 | Km(>)Ko |
| | Ah | 1,44 | 0,13 | Km(>)Ko |
| $Al_{KCl}$ | O | -140,60 | 0,25 | Km(<)Ko |
| | Ah | 241,71 | 0,18 | Km(>)Ko |
| $Al_{CuCl2}$ | O | -115,40 | 0,72 | Km(<)Ko |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| | Ah | -44,55 | 0,81 | Km(<)Ko |
| $Al_{Na4P2O7}$ | O | -1024,60 | 0,18 | Km(<)Ko |
| | Ah | -261,90 | 0,53 | Km(<)Ko |

Pozn. Srovnávací symbol v závorce značí trend

*Tab. č. 3.*: Porovnání půdních charakteristik mezi porostem smrku (Sm) a buku (Bk) v jednotlivých horizontech pomocí analýzy rozptylu (rozdíly průměru a hladiny významnosti P)

| půd. char. | buk – smrk | | | |
|---|---|---|---|---|
| | horizont | rozdíl průměrů | P | smrk-buk |
| $pH_{H2O}$ | O | 0,08 | 0,35 | Sm(>)Bk |
| | Ah | -0,04 | 0,64 | Sm(<)Bk |
| | Bv | -0,2 | 0,85 | Sm(<)Bk |
| $pH_{KCl}$ | O | 0,14 | *<0,01* | *Sm > Bk* |
| | Ah | -0,11 | 0,31 | Sm(<)Bk |
| | Bv | -0,2 | 0,87 | Sm(<)Bk |
| $Q_{4/6}$ | O | 3,27 | 0,26 | Sm(>)Bk |
| | Ah | -3,26 | 0,27 | Sm(<)Bk |
| | Bv | -0,41 | 0,62 | Sm(<)Bk |
| $Al_{KCl}$ | O | -1,55 | 0,02 | Sm(<)Bk |
| | Ah | -0,44 | 0,55 | Sm(<)Bk |
| | Bv | 83,48 | 0,3 | Sm(>)Bk |
| $Al_{CuCl2}$ | O | -53,46 | 0,46 | Sm(<)Bk |
| | Ah | 29,19 | 0,8 | Sm(>)Bk |
| | Bv | 67,6 | 0,57 | Sm(>)Bk |
| $Al_{Na4P2O7}$ | O | -402,34 | 0,07 | Sm(<)Bk |
| | Ah | -405 | *<0,05* | *Sm < Bk* |
| | Bv | 246,2 | 0,49 | Sm(>)Bk |

Pozn. Srovnávací symbol v závorce značí trend.

## ZÁVĚR

Potvrzuje se, že buková koruna nemá takovou schopnost záchytu suché depozice jako koruna smrková. Zatímco u smrku, jehož jehličí má obrovskou schopnost záchytu kyselé depozice, je nižší pH při okraji koruny. Plyny a aerosoly z atmosféry se sorbují na jehličí a poté jsou deštěm opláchnuty do půdy. Potvrzuje se tak rozdíl mezi smrky a buky v podílu acidifikantů v podkorunových srážkách a ve stoku po kmeni, což je dáno architekturou koruny. V případě buku jsou větší koncentrace mobilních forem Al a nižší pH u kmene, zatímco u smrků je kyselejší půda pod korunou dále od kmene. Přestože většinou tento rozdíl nebyl statisticky průkazný, je tento trend patrný (*Tab. č. 3*). U hodnot $pH_{KCl}$ byl prokázán statisticky významný rozdíl mezi smrkem a bukem a zároveň mezi kmenem a korunou. Lochman et al. (2002) to zdůvodňuje tím, že právě nižší pH pod smrkovým porostem může být způsobeno rozdílnou reakcí na polutanty nebo rozdílným rozložením kořenů v půdě. Přestože na lesním porostu ve zvolených lokalitách nejsou ještě patrné známky extrémního působení toxicity hliníku, je nutné tyto projevy v budoucnu sledovat, protože porost smrku ovlivňuje množství kyselosti vstupující do půd.

## LITERATURA

Borůvka,L., Kozák, J., Drábek, O.: Species of Al ions in soils of North Bohemian mountains as related to soil charakteristic. Rostlinná výroba, 45, 1999, s. 229-236

Borůvka, L., Drábek, O., Podrázský, V., Mládková, L., Vacek, O., Kozák, J., Němeček, K.: Prostorové rozložení volných forem hliníku v lesních půdách vybraných českých pohoří a jeho predikce. Průběžná zpráva o řešení výzkumného úkolu NAZV č. QC 1250, ČZU, Praha, 2002, 66 s.

Boudot, J. P., Becquer, T., Merlet, D., Rouiller, J.: Aluminium toxicity in declining forests: a general overview with a seasonal assessment in a silver fir forest in the Vosges mountains (France). Annales des Sciences Forestières, 51, 1994, s. 27 – 51.

Drábek, O., Borůvka, L., Mládková, L., Kočárek, M.: Possible method of aluminium speciation in forest soils. Journal of Inorganic Biochemistry, 97, 2003, s. 8-15.

Havel, M., Krejčí, R., Černý, J.: Pokles kyselé atmosférické depozice v Krušných horách. Závěrečná zpráva 205/93/0675. Český geologický ústav, Praha, 1996, 176 s.

Horák, V., Dolejšková, J., Hejtmánková, A.: Toxicita hliníku v rostlinách. Rostlinná výroba, 41, 1995, s. 77-82

Hruška, J., Cienciala, E.: Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví. Ministerstvo životního prostředí, Praha, 2002, 159 s.

Lochman, V., Bíba, M., Fadrhonsová, V.: Air pollution load of forest stands in Vojířov and the impact on soil and run-off water chemistry. Journal of Forest Science, 48, 2002, s. 292-309

Valla, M., Kozák, J., Němeček, J., Matula, S., Borůvka, L., Drábek, O.: Pedologické praktikum. Skriptum, ČZU Praha, 2002, 151 s.

# OSTATNÍ

# ZMĚNY OBSAHU HUMUSU A JEHO KVALITY PŘI RŮZNÉM ZPRACOVÁNÍ PŮDY K CUKROVCE

# The changes of humus content and his qualities with different soil tillage by sugar beet

**Barbora BADALÍKOVÁ**

*Výzkumný ústav pícninářský, spol. s r.o., Zahradní 1, 664 41 Troubsko*
*e-mail: badalikova@vupt.cz*

**Abstrakt**
V roce 2004 byl založen pokus se třemi různými technologiemi zpracování půdy k cukrovce v polních provozních podmínkách na třech lokalitách v řepařské výrobní oblasti s odlišnými půdními i klimatickými charakteristikami. Ze sledování vyplývá, že obsah humusu na všech třech lokalitách je variabilní a rozdíly mezi zpracováním půdy jsou průkazné mezi hlubokým a mělkým podrýváním na černozemi (Velešovice) a mělkým podrýváním a orbou na hnědozemi (Bohuňovice). Průkazné rozdíly byly také zjevné mezi hloubkami svrchního a spodního horizontu. Statisticky průkazné rozdíly mezi variantami zpracování půdy u kvality humusu byly zjištěny na černozemních půdách.

**Klíčová slova**
humus, kvalita humusu, zpracování půdy, cukrovka

**Abstract**
In the year 2004 was established the trial with three different technologies of soil tillage by sugar beet in field operating conditions. They were chosen three localities in sugar beet growing region of production with different soil and climatic characteristic. Ensue from following follows that the humus content on all three localities is variable and differences between soil tillage are statistically significant among deep and shallow subsoiling on chernozem (Velesovice) and shallow subsoiling and ploughing on brown soil (Bohunovice). Statistically significant differences are also apparent between depths upper and lower horizon. Statistically significant differences in humus qualities between variants of soil tillage were determined on chernozem.

**Key words**
humus, humus quality, soil tillage, sugar beet

## ÚVOD

Cukrová řepa je náročná na základní agroekologické faktory a technologické prvky jejího pěstování. Podle Muchové a kol. (1998) různé způsoby zpracování půdy mají vliv na změny parametrů technologické kvality cukrové řepy. Podle Muchové a kol. (1998) různé způsoby zpracování půdy mají vliv na změny parametrů technologické kvality cukrové řepy. V současné době se stále více zkouší 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. Vhodnou předplodinou řepy je zpravidla pšenice ozimá nebo ječmen jarní, kde je záruka dostatečného času na zapravení hnoje a základního zpracování půdy (Krejčíř, 1990).

## MATERIÁL A METODY

Pokus byl založen v roce 2004 v polních provozních podmínkách na třech lokalitách v řepařské výrobní oblasti s odlišnými půdními i klimatickými charakteristikami. Na všech lokalitách a na všech variantách byla zařazena jednotná odrůda cukrovky Polaris. V roce 2004 na podzim 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 po sklizni předplodiny ječmene jarního a v jarním období vždy 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) byl proveden metodou Walkley-Black, modifikací Novák-Pelíšek a daným koeficientem byl přepočten $C_{ox}$ na humus. Kvalita humusu byla stanovena na základě frakcionace humusových látek klasickou, upravenou metodou dle Konovové a Bělčikové.
Výsledky humusu a jeho kvality byly vyhodnoceny z odběrů půd v měsíci září roku 2004 a pak na počátku a na konci vegetace roku 2005.
Na všech třech lokalitách byly sledovány tři různé varianty zpracování půdy k cukrovce:

Varianty zpracování půdy

AI - podrývání do 0,35 m
AII - podrývání 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 na této lokalitě je charakterizována jako černozem modální na spraši, varieta karbonátová, zrnité struktury, hlinité, hloubka ornice do 30 cm. Půdní reakce je zde charakterizována jako 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 na této lokalitě je 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 na této lokalitě je charakterizována jako hnědozem luvická na sprašové hlíně, drobtovité struktury přecházející v lístkovitou, hlinité-jílovitohlinité, hloubka ornice do 31 cm. Půdní reakce je zde charakterizována 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

Obsah humusu (viz tab.1) na lokalitě Velešovice v roce 2004 na podzim (počáteční stav) byl u varianty podrývané do 0,35 m (AI) v průměru 2,81 %. Nejvyšší obsah byl zjištěn ve svrchní vrstvě půdy do 0,10 m, a to 3,64 % a nejnižší ve spodní vrstvě 0,30-0,40 m, 1,61 %. U varianty podrývané do 0,18 m (AII) byl obsah humusu obdobný, a sice 2,76 % v průměru. Nejvyšší obsah byl opět zjištěn ve svrchní vrstvě půdy do 0,10 m. U varianty orané (B) byl zjištěn nejvyšší obsah humusu ze všech třech variant zpracování půdy, a sice v průměru 3,67 %. U této varianty byly naměřeny vyšší hodnoty humusu až do hloubky 0,30 m. V roce 2005 v jarním období byly průměrné hodnoty obsahu humusu téměř vyrovnány u všech třech variant zpracování půdy. Pohybovaly se od 3,39 (var.AI) do 3,59 (var.AII). Opět nejvyšší

obsah byl zaznamenám ve svrchních vrstvách půdy do 0,20 m, a to u všech variant. Při podzimním hodnocení vykazovaly nejvyšší obsah humusu varianty AI a B .
Na lokalitě Morkovice na podzim v roce 2004 byl zjištěn nejvyšší obsah humusu u varianty podrývané do 0,35 m (AI), a to v průměru 2,16 %. Co se týče hloubek půdy byl naměřen nejvyšší obsah ve vrstvě půdy 0,10 – 0,20 m a nejnižší ve spodní vrstvě půdy 0,30-0,40 m. U varianty podrývané do 0,18 m (AII) byl průměrný obsah humusu nejnižší ze všech třech variant, a to v průměru 1,57 %. V jarním období roku 2005 byl v průměru nejvyšší obsah humusu u varianty podrývané do 0,18 m (AII). U této varianty byl zjištěn při podzimním odběru půd téhož roku stoupající trend. Nejvyšší obsah humusu byl opět ve svrchních vrstvách půdy do 0,20 m u všech variant zpracování půdy. Při podzimním hodnocení obsahu humusu byl zjištěn prudký pokles u varianty podrývané do 0,35 m (AI) a varianty orané (B).
Na lokalitě Bohuňovice nebyl na podzim v roce 2004 obsah humusu příliš odlišný mezi variantami zpracování půdy. Nejvyšší hodnoty byly zjištěny opět ve svrchních vrstvách půdy do 0,20 m u všech variant. Na tomto stanovišti byl zjištěn v roce 2004 nejnižší obsah humusu ze všech třech lokalit. V roce 2005 nebyla hodnocena varianta AI z technických důvodů. Při jarním odběru půdních vzorků byl zjištěn vyšší obsah humusu u varianty orané (B), vzhledem k vyšším hodnotám ve spodnějších vrstvách půdy. U varianty podrývané (AII) byl zjištěn nejvyšší obsah humusu ve vrstvě 0,20-0,30 m, 2,90 % stejně jako u varianty orané (B) s tím rozdílem, že hodnota zde přesáhla 3 %. Při podzimních analýzách měl obsah humusu sestupnou tendenci u varianty podrývané (AII). Průměrný obsah humusu zde dosáhl hodnoty 1,25 %, kdežto u varianty orané (B) zůstal průměrný obsah humusu zhruba na stejné úrovni, a to 2,81 %. Při podzimním měření u varianty orané byl zjištěn obsah humusu zvýšený ve spodních vrstvách půdy 0,20-0,40 m.
V grafu 1 jsou zobrazeny úsečky znázorňující standardní chybu souboru. Z grafu vyplývá, že statisticky průkazný rozdíl mezi zpracováním půdy je na lokalitě Velešovice, a sice mezi variantou AII x AI a AII x B a na lokalitě Bohuňovice mezi variantou AII x B.

Kvalita humusu (viz tab.2) se v jarním období 2005 zvýšila oproti roku 2004 na všech lokalitách a u všech variant zpracování půdy. Nejmenší změny byly zaznamenány v Bohuňovicích. Nejvyšší hodnoty byly zjištěny v jarním období 2005 ve Velešovicíh u varianty orané. Jinak úroveň kvality humusu byla stále nízká. Mimo varianty orané na lokalitě Velešovice byl poměr huminových kyselin a fulvokyselin pod hodnotou 1. Při podzimním odběru 2005 poměr $C_{HK}$ : $C_{FK}$, tedy kvalita humusu, klesl pod úroveň podzimu 2004 zejména na lokalitách Velešovice, Morkovice u všech variant zpracování půdy. Zatímco na lokalitě Bohuňovice zůstala kvalita humusu téměř na stejné úrovni, což mohla způsobit rychlejší mineralizace humusu. Jednou z dalších důvodů mohla být nižší minimální vzdušnost půdy, která by odpovídala i vysokým hodnotám penetračního odporu naměřeným na této lokalitě.
Graf 2 znázorňující úsečky standardní chyby souboru napovídá, že statisticky průkazný rozdíl mezi variantami zpracování půdy byl zaznamenán na lokalitě Velešovice mezi variantami AI x AII a AI x B, na lokalitě Morkovice mezi variantami AII x B a na lokalitě Bohuňovice nebyl průkazný rozdíl zjištěn.

## DISKUZE A ZÁVĚR

Podle některých autorů byl zjištěn vliv zpracování půdy na rozmístění a rozklad organické hmoty. Např. Angers et al. (1993) konstatují, že při redukovaném zpracování půdy roste množství organické hmoty v povrchové vrstvě půdy. Kinselly (1998) uvádí, že zpracováním půdy, a to hlavně orbou, se zapravují posklizňové zbytky hlouběji do půdy, kde se zrychluje sice rozklad hmoty-mineralizace, ale zároveň vzrůstá degradace půdní organické hmoty.
Podle zjištěných výsledků můžeme konstatovat, že obsah humusu na všech třech lokalitách je dosti variabilní a statistický rozdíl mezi variantami zpracováním půdy byl průkazný na černozemní půdě ve Velešovicích mezi variantou hluboko podrývanou a mělce podrývanou a na hnědozemi mezi variantou mělce podrývanou a oranou. Průkazné rozdíly byly také patrné mezi hloubkami svrchního a spodního horizontu bez ohledu na zpracování půdy. Střední až vysoký obsah humusu byl zachován pouze na lokalitě Velešovice. Na lokalitě Morkovice a

Bohuňovice podle získaných výsledků můžeme označit obsah půdního humusu jako nízký až střední. Dále bylo zjištěno, že na půdách hnědozemního typu v Bohuňovicích byly v průměru hodnoty kvality humusu nejvyšší a téměř vyrovnané u všech variant zpracování půdy po celé sledované období. Z dvouletého sledování zatím nevyplývá jednoznačné ovlivnění různého zpracování půdy k cukrovce na kvalitu humusu. Byly také potvrzeny výsledky, kdy podle Goneta, Debska (1999) jsou huminové kyseliny při bezorebné technologii akumulovány v povrchové vrstvě, kdežto u tradiční technologie je tento trend opačný.

## LITERATURA

Angers, D.A., Pesant, A., Vigneux, J. (1992). Early cropping induced changes in soil aggregation, organic matter and microbial biomass. Soil Science Society of America Journal, 56, 115-119

Gonet, S., S., Debska, B. (1999). Properties of humic acids produced during decomposition of plant residues in soil. Rostl.výr., 45, (10), 455-460

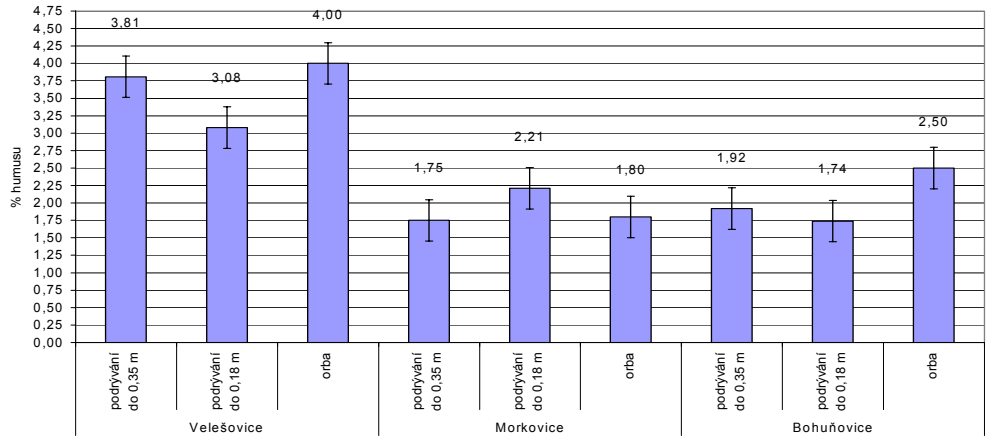
Kinselly, J. (1998): Agriculture´s role in protecting the environment. Agricultural technology Center Lexington, Ilinois, (lecture)

Krejčíř J. (1990): Obecná produkce rostlinná. Skripta, VŠZ Brno, 189 s.

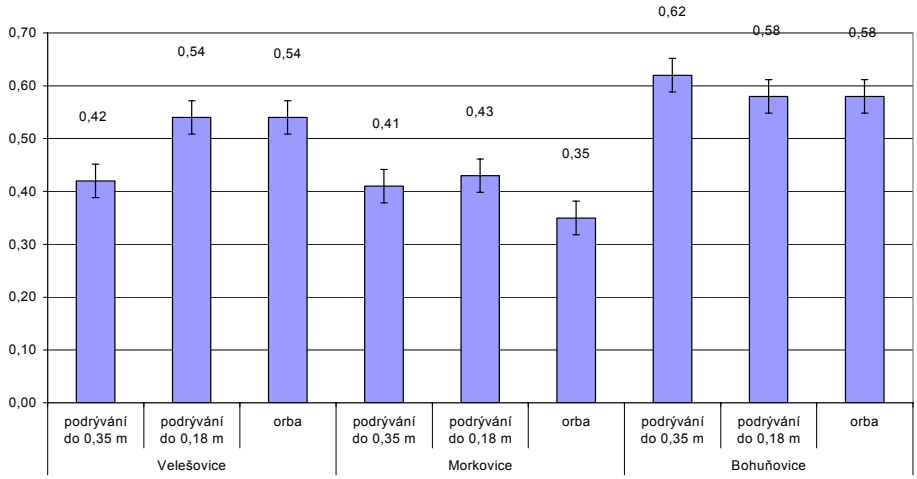
Muchová Z., Frančáková H., Slamka P. (1998): Vplyv obrábania pôdy a hnojenia na kvalitu cukrovej repy. In: Rostlinná výroba, roč. 44, č. 4, s.167-172

Příspěvek byl zpracován v rámci projektu Mze ČR, NAZV pod č. 1G46038.

***Graf 1: Obsah humusu při různém zpracování půdy s chybovými úsečkami standardní chyby průměr let 2004, 2005***



***Graf 2: Kvalita humusu při různém zpracování půdy s chybovými úsečkami standardní chyby průměr let 2004, 2005***



*Tab.1 Obsah humusu (%) při různém zpracování půdy k cukrovce 2004-2005*

| Varianty zpracování půdy | Hloubka odběru (m) | Velešovice | | | Morkovice | | | Bohuňovice | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | podzim/2004 | jaro/2005 | podzim/2005 | podzim/2004 | jaro/2005 | podzim/2005 | podzim/2004 | jaro/2005 | podzim/2005 |
| AI | 0-0,10 | 3,64 | 3,54 | 4,77 | 2,29 | 2,65 | 0,85 | 1,98 | - | - |
| | 0,10-0,20 | 3,27 | 3,70 | 5,56 | 2,59 | 2,40 | 1,73 | 2,19 | - | - |
| | 0,20-0,30 | 2,72 | 3,37 | 5,54 | 2,27 | 1,91 | 1,13 | 1,95 | - | - |
| | 0,30-0,40 | 1,61 | 2,95 | 5,05 | 1,49 | 1,41 | 0,23 | 1,57 | - | - |
| | průměr | 2,81 | 3,39 | 5,23 | 2,16 | 2,09 | 0,99 | 1,92 | - | - |
| AII | 0-0,10 | 3,24 | 3,68 | 3,54 | 2,05 | 2,89 | 3,06 | 1,90 | 2,29 | 1,00 |
| | 0,10-0,20 | 3,21 | 4,07 | 2,08 | 1,77 | 2,79 | 1,65 | 1,66 | 2,42 | 0,91 |
| | 0,20-0,30 | 2,67 | 3,53 | 1,93 | 1,56 | 2,24 | 3,40 | 1,53 | 2,90 | 2,27 |
| | 0,30-0,40 | 1,93 | 3,09 | 3,93 | 0,89 | 1,51 | 2,66 | 1,72 | 1,50 | 0,80 |
| | průměr | 2,76 | 3,59 | 2,87 | 1,57 | 2,36 | 2,69 | 1,70 | 2,28 | 1,25 |
| B | 0-0,10 | 4,49 | 3,89 | 4,96 | 1,75 | 2,43 | 2,38 | 2,02 | 2,88 | 1,61 |
| | 0,10-0,20 | 4,04 | 3,96 | 4,83 | 1,77 | 2,40 | 1,55 | 2,04 | 2,57 | 2,38 |
| | 0,20-0,30 | 3,27 | 3,02 | 4,96 | 1,90 | 2,35 | 1,01 | 1,71 | 3,05 | 3,74 |
| | 0,30-0,40 | 2,88 | 2,97 | 4,71 | 1,19 | 2,02 | 0,90 | 1,93 | 2,54 | 3,49 |
| | průměr | 3,67 | 3,46 | 4,87 | 1,65 | 2,30 | 1,46 | 1,93 | 2,76 | 2,81 |

*AI - var. podrývání do 0,35 m*
*AII - var. podrývání do 0,18 m*
*B - orba do 0,25 m*

*Tab.2 Kvalita humusu při různém zpracování půdy k cukrovce*

| Varianty zpracování půdy | Hloubka odběru (m) | Velešovice | | | Morkovice | | | Bohuňovice | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | podzim/2004 | jaro/2005 | podzim/2005 | podzim/2004 | jaro/2005 | podzim/2005 | podzim/2004 | jaro/2005 | podzim/2005 |
| AI | 0-0,10 | 0,45 | 0,26 | 0,18 | 0,38 | 0,71 | 0,10 | 0,43 | - | - |
| | 0,10-0,20 | 0,66 | 0,32 | 0,18 | 0,34 | 0,73 | 0,22 | 0,38 | - | - |
| | 0,20-0,30 | 0,37 | 0,82 | 0,18 | 0,44 | 0,68 | 0,52 | 0,60 | - | - |
| | 0,30-0,40 | 0,66 | 0,72 | 0,22 | 0,34 | 0,11 | 0,36 | 1,04 | - | - |
| | průměr | 0,53 | 0,53 | 0,19 | 0,38 | 0,56 | 0,30 | 0,62 | - | - |
| AII | 0-0,10 | 0,43 | 0,84 | 0,17 | 0,52 | 0,77 | 0,45 | 0,75 | 0,39 | 0,39 |
| | 0,10-0,20 | 0,66 | 0,98 | 0,16 | 0,66 | 0,28 | 0,31 | 0,61 | 0,69 | 0,51 |
| | 0,20-0,30 | 0,39 | 0,85 | 0,13 | 0,33 | 0,83 | 0,36 | 0,48 | 0,71 | 1,09 |
| | 0,30-0,40 | 0,62 | 1,04 | 0,16 | 0,19 | 0,33 | 0,14 | 0,45 | 0,61 | 0,24 |
| | průměr | 0,53 | 0,93 | 0,16 | 0,42 | 0,55 | 0,32 | 0,57 | 0,60 | 0,56 |
| B | 0-0,10 | 0,40 | 1,18 | 0,14 | 0,59 | 0,50 | 0,07 | 0,37 | 0,75 | 0,69 |
| | 0,10-0,20 | 0,45 | 0,93 | 0,21 | 0,43 | 0,39 | 0,09 | 0,39 | 0,74 | 0,61 |
| | 0,20-0,30 | 0,45 | 1,04 | 0,09 | 0,28 | 0,48 | 0,13 | 0,85 | 0,57 | 0,47 |
| | 0,30-0,40 | 0,53 | 0,95 | 0,09 | 0,32 | 0,70 | 0,25 | 0,76 | 0,39 | 0,42 |
| | průměr | 0,45 | 1,02 | 0,13 | 0,41 | 0,52 | 0,14 | 0,59 | 0,61 | 0,55 |

# DYNAMIKA ZMIEN VYBRANÝCH FRAKCIÍ SÍRY V PÔDE

# THE DYNAMICS OF CHANGES OF CHOSEN FRACTIONS OF SULPHUR IN SOIL

**Melánia. FESZTEROVÁ**[1]
**LÝDIA Jedlovská**[2]
**Anton ZAUJEC**[3]

*[1]Department of Chemistry, Faculty of Natural Sciences, Constantine the Philosopher University, Tr. A. Hlinku 1, 949 74 Nitra, Slovak Republic, mfeszterova@nextra.sk*
*[2]Department of Environmentalism and Zoology, Faculty of Agrobiology and Food Resources, Slovak University of Agriculture, Tr. A. Hlinku 2, 949 76 Nitra*
*[3]Department of Pedology and Geology, Faculty of Agrobiology and Food Resources, Slovak University of Agriculture, Tr. A. Hlinku 2, 949 76 Nitra*

**Abstrakt**

Pôda pomáha vytvárať podmienky pre rastlinné a živočíšne organizmy. Je jedným zo základných komponentov životného prostredia. Prevažná časť síry v pôde sa nachádza v organických zlúčeninách a tak obsah síry závisí na obsahu organických komponentov. Resyntéza organických frakcií síry v pôde si vyžaduje prítomnosť organických akceptorov a pri ich nedostatku prevláda mineralizácia nad resyntézou organických frakcií. Hnojenie priemyselnými hnojivami zvyšuje intenzitu mineralizácie organických frakcii síry v pôde, a preto pri intenzívnom hnojení priemyselnými hnojivami treba venovať pozornosť hnojeniu aj organickými hnojivami. Zvýši sa tým obsah organických akceptorov pre resyntézu organických frakcií síry v pôde a zníži sa vyplavovanie síry z pôdy. Význam síry narastá nielen z hľadiska vplyvu na výnosy a kvalitu produkcie, ale aj z hľadiska ochrany životného prostredia.

Cieľom práce bolo stanovenie zmien vybraných frakcií síry v pôdnych vzorkách. Porovnávali sme vzorky zo zvoleného pôdneho typu (čiernica), odobraného v rôznych hĺbkach v blízkosti chemického závodu Duslo, a. s. Šala a Prírodnej rezervácie Žitavský luh počas dvoch rokov. Dosiahnuté výsledky dávajú možnosť dôkladnejšie spoznávať pôdne pomery daného územia.

**Kľúčové slová**
Dynamika síry, frakcie síry, anorganické anióny, pôdny typ.

**Abstract**

The soil helps to create conditions for the lives of plant and animal organisms. The soil is one of the basic components of the environment. Predominant part of sulphur in the soil is occurred in organic compounds, so the content of sulphur depends on the content of organic compounds in soil. Resynthesis of organic fractions of sulphur in soil needs a presence of organic acceptors and in case of their absence the mineralisation predominates over the resynthesis. Fertilisation with industrial fertilisers enhances the intensity of mineralisation of organic sulphur fractions in the soil and therefore it is needed to pay attention to fertilisation with organic fertilisers at intensive fertilisation with industrial fertilisers. Content of the organic acceptors for resynthesis of organic sulphur fraction in the soil, increase as so as increases the runoff of sulphur from the soil. Importance of sulphur increases not only from view of influence on proceeds and quality of production, but also in protection of environment.

The object of this study was to determine the changes of chosen fractions of sulphur in the soil samples. We compared samples in the selected type of soil (mollis fluvisol) taken from soil near of chemical combine Duslo joint – stock company Šaľa and from Natural reserve Žitavsky luh from different depth during two years. Obtained results give us the possibilities to characterise soil condition of the area.

**Key words**
Sulphur dynamics, fractions of sulphur, inorganic anions, soil type.

## ÚVOD

Síra je mobilný prvok, ktorý z dôvodu rôznorodosti chemických foriem podlieha v prostredí veľmi významným zmenám. Patrí k esenciálnym, nenahraditeľným živinám pri pestovaní poľnohospodárskych plodín. Je súčasťou životne dôležitých metabolických zlúčenín (napr. tioly a disulfidy proteínov, glutatiónu, metionínu, cystínu a cysteínu) a ako funkčná skupina dôležitých enzýmov zasahuje do rozhodujúcich procesov látkovej výmeny.

Anorganické zlúčeniny síry predstavujú okolo 5 %. Dominantné sú organické zlúčeniny síry, ktoré predstavujú často až 90 % z celkového množstva síry v pôde. Pomer medzi obsahom organickej a anorganickej síry mení v závislosti od pôdneho typu, pôdneho druhu a od hĺbky odberu vzoriek. Snaha o ochranu životného prostredia a s tým súvisiace ekologické opatrenia zamerané na znižovanie vypúšťaných sírnych zlúčenín viedli k poklesu prísunu síry do pôdy a aj k celkového poklesu organických a priemyselných hnojív, najmä hnojív s obsahom síry.

Predložená práca sleduje vplyv podmienok prostredia na dynamiku zmien obsahov vybraných frakcií síry v pôde. Pôdne vzorky boli odobraté z územia, ktoré sa nachádza v blízkosti závodu Duslo, a. s. Šaľa a z územia Prírodnej rezervácie Žitavský luh.

## MATERIÁL A METÓDY

Na sledovanie zmien obsahu vybraných frakcií síry vo zvolenom pôdnom type – čiernici boli odobrané vzorky zo zvolených území počas dvoch rokov (2003 – 2004).

Odbery vzoriek sa uskutočnili na pôdach v blízkosti chemického závodu Duslo, a. s. Šaľa z prirodzeného lesného ekosystému (Cabaj – Pereš). Sledované územie je vystavené rôznym antropickým vplyvom, ku ktorým môžeme zaradiť unikajúce emisie z dopravy, urbanizácie a z technologických výrob blízkeho závodu. Z pôdnych typov sa tu nachádzajú čiernice a černozeme. Naproti tomu Žitavský luh je chránené územie, ktoré leží na úpätí Hronskej pahorkatiny. Nachádza sa v aluviálnej nive na strednom toku rieky Žitavy, medzi obcou Maňa a okresnou hranicou Nové Zámky – Nitra. Jej severná hranica je zároveň hranicou okresu Nitra (k. ú. obce Žitavce). Prírodná rezervácia Žitavský luh je významným vtáčím územím z hľadiska hniezdenia a migrácie mokraďového vtáctva v rámci celého západného Slovenska (Eliáš, 2004). Pôdne pomery prírodnej rezervácie sú ovplyvňované pôdnou vodou, ktorej zdrojom sú zrážky a podzemná voda (Zaujec et al., 2002). Vďaka pôdnym pomerom je toto územie významné z hľadiska rastu mokraďových typov ekosystémov, ako významnej časti ekologickej stability krajiny. Človek zasahuje do tohto prírodného prostredia neuváženým vysušovaním a to odvodnením a reguláciou vodných tokov. Z pôdnych typov sa v rezervácii vyskytujú čiernice aj fluvizeme. Vzorky pôdy sa odobrali na území Žitavského luhu z jednej sondy a troch vrtov.

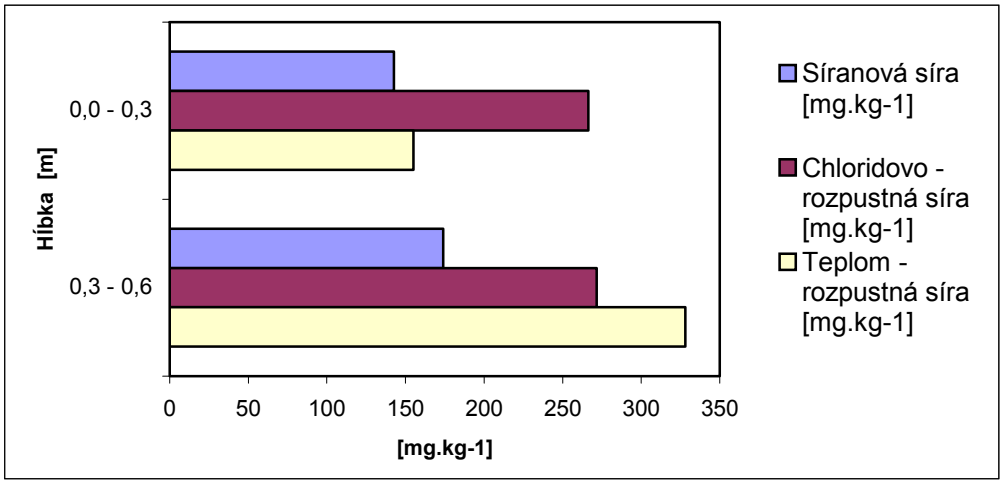
Odobrané vzorky sme vysušili pri izbovej teplote, zhomogenizovali a preosiali. V takto upravených vzorkách sa stanovovala síranová síra, chloridovo vodorozpustná síra a teplom rozpustná síra podľa Williams – Steinbergsa. Analytické metódy stanovenia boli popísané v príspevku: Jedlovská, Feszterová (2004). Vybrané hodnoty sledovaných ukazovateľov uvádzame v tabuľke (Tab.1).

## VÝSLEDKY

*Obsah síry v pôdach závisí od pôdneho typu, mechanického zloženia a mení sa v závislosti od hĺbky odberov. V analyzovaných pôdnych vzorkách v prirodzenom lesnom ekosystéme v blízkosti chemického závodu a v prírodnej rezervácii boli hodnoty obsahu jednotlivých frakcií síry rozdielne. Je veľmi pravdepodobné, že uvedená skutočnosť súvisí s hydrológiou územia, t.j. s výškou hladiny pôdnej vody, ktorá spôsobuje vyplavovanie jednotlivých frakcií síry. Ďalším faktorom, ktorý ovplyvňuje pôdu sledovaného územia je tvar terénu.*

V pôdnych vzorkách z prirodzeného lesného ekosystému (Cabaj - Pereš) bol v hĺbke 0,3 - 0,6 m obsah síry najvyšší v teplom rozpustnej frakcii (328 mg.kg$^{-1}$, Obr. 1 ). Priemerné hodnoty jednotlivých frakcii síry v pôdnych vzorkách sa pohybovali v intervale od 142 mg.kg$^{-1}$ do 328 mg.kg$^{-1}$ pôdy.

***Obr. 1*** *Distribúcia frakcií síry v pôdnom profile (Cabaj - Pereš)*




*V Prírodnej rezervácii Žitavský luh boli najvyššie hodnoty namerané na jeseň roku 2004 (346,4 mg.kg$^{-1}$, v hĺbke do 0,1 m) vo frakcii síranovej síry (Tab. 1). Uvedená skutočnosť súvisí s meteorologickými podmienkami v danom roku ako aj hydrológiou územia, t. j. s výškou hladiny pôdnej vody. Vyššia hodnota v danej hĺbke bola aj pri obsahu chloridovo vodorozpustnej síry (274,4 mg.kg$^{-1}$, v hĺbke do 0,1 m).*

***TAB.1*** *PRIEMERNÝ OBSAH VYBRANÝCH FRAKCIÍ SÍRY V PÔDE – ROK 2004*

| Cabaj - Pereš | | | |
|---|---|---|---|
| Hĺbka odberu [m] | Síranová síra [mg.kg$^{-1}$] | Chloridovo vodorozpustná síra [mg.kg$^{-1}$] | Teplom rozpustná síra [mg.kg$^{-1}$] |
| 0,0 - 0,3 | 142,68 | 266,46 | 155,15 |
| 0,3 - 0,6 | 174,04 | 271,59 | 328,02 |
| **Žitavský luh** | | | |
| Hĺbka odberu [m] | Síranová síra [mg.kg$^{-1}$] | Chloridovo vodorozpustná síra [mg.kg$^{-1}$] | Teplom rozpustná síra [mg.kg$^{-1}$] |
| 0,0 – 0,1 | 346,39 | 274,40 | 183,74 |
| 0,1 – 0,3 | 127,51 | 252,65 | 274,10 |

| | | | |
|---|---|---|---|
| > 0,3 | 175,25 | 229,03 | 71,37 |

*V pôdnom profile sondy v najvyšších vrstvách horizontu, horizontu najbohatšieho na organickú hmotu sme zistili vysoký obsah síranovej síry.*

## DISKUSIA A ZÁVER

Sledované pôdy v záujmovom území na základe hodnôt obsahov sledovaných frakcií síry zaraďujeme medzi pôdy chudobné na síru (Trocme 1970). Aj napriek množstvu údajov, ktoré sme spracovali, nie je možné vysloviť závery, ktoré by boli všeobecne platné pre zmenu dynamiky obsahu vybraných frakcií síry. Môžeme však konštatovať, že v celom pôdnom profile čiernice dochádzalo k zmene obsahu síranovej síry, chloridovo vodorozpustnej síry a teplom rozpustnej síry v závislosti od genetického pôdneho typu, mechanického zloženia, rôznych hĺbok odberov vzoriek a ročného obdobia. V podorničnej vrstve sa hromadila síranová frakcia síry. Z výsledkov obsahu síranovej síry vyplýva, že v analyzovaných vzorkách v dôsledku nedostatku organických akceptorov prevládali procesy mineralizácie nad resyntézou organických frakcií síry v pôde. Zmeny v obsahu síranovej síry boli ovplyvnené nielen mineralizáciou, a resorpciou síry rastlinami, ale aj migráciou tejto frakcie síry v pôde.

Z dosiahnutých výsledkov vyplývajú nasledovné závery:

Premena síry v pôde sa rozdeľuje na štyri základné fázy: oxidácia, redukcia, zabudovávanie síry do organických zlúčenín a mineralizácia organických zlúčenín síry: O priebehu týchto procesov rozhodujú podmienky prostredia, najmä dostatok alebo nedostatok kyslíka, pôdna reakcia a obsah energetických substrátov podmieňujúcich premeny síry v pôde.

Dynamika obsahu anorganickej síry v pôde je závislá na zmenách spôsobených mikrobiálnou aktivitou pôdy, vyplavovaním, atmosférickými depozíciami a príjmom rastlín.

Priaznivý vodný režim zintenzívnil mikrobiologické procesy mineralizácie a resyntézy organických frakcií síry v pôde. To sa prejavilo nielen v celkovom obsahu ako aj v dynamike zmien sledovaných frakcií síry v pôde.

Súčasná negatívna bilancia síry a skutočnosť, že jej úbytok nemožno nahradiť z vlastných zdrojov v rámci kolobehu živín, ukazuje na nutnosť jej pravidelnej suplementácie.

Obsah síranovej síry v jednotlivých rokoch závisel hlavne od celkového obsahu síry v pôde, ale bol ovplyvnený aj intenzitou mineralizácie a prísunom síry z ovzdušia zrážkami.

Zmeny v obsahu celkovej chloridovo vodorozpustnej síry boli za daných pôdno - klimatických podmienok ovplyvnené rovnakými faktormi.

Teplom rozpustná síra zahrňovala okrem síranovej síry i ľahko hydrolyzovateľné frakcie síry.

*Publikovaný príspevok bol spracovaný v rámci riešenia projektov a VEGA 1/1341/04 a CGA VI/11/2004.*

## LITERATURA

Bobro, M., Matanin, J. (1992): Čistota ovzdušia v oblasti Národný park Slovenský raj a zhodnotenie antropogénnej činnosti na jeho kvalitu. In: Ochrana ovzduší, roč.6, 1992, 5, s.129-134. ISSNB 1211-0337.

Eliáš, V. (2004): Zhodnotenie druhovej skladby avifauny v PR Žitavský luh. In: Chránené územia Slovenska , 2004, 16, s.31-32. ISSN 1335-1737.

Feszterová, M., Baráth, O. (2004): Znečistenie ovzdušia oxidom siričitým a jeho vplyv na pôdu. In: Zborník z V. vedeckej konferencie doktorandov a mladých vedeckých pracovníkov. Nitra : FPV UKF, 2004, s. 162-165, ISBN 80-8050-670-1.

Feszterová, M., Páger, Cs., Kilár, F. (2004): Stanovenie anorganických aniónov v pôdnych vzorkách kapilárnou izotachoforézou. In: Zborník príspevkov z konferencie Aktuálne problémy riešené v agrokomplexe. Nitra : SPU, 2004. s.13. ISBN 80-8069-477-8.

Hanes J. et al. (1995): Antropogénne vplyvy na vlastnosti poľnohospodárskych pôd. Nitra : Vysoká škola poľnohospodárska, 1995, s.8. ISBN 80-7137-238-2.

Hilbert, H. (1998): Metóda hodnotenia antropického tlaku v krajine v koncepcii synantropizácie – desynantropizácie. In: Acta Universitatis Matthiae Belii (Sekcia Ekológia a environmentálna výchova), 1, 1998, s.1-35.

Hrnčiarová, T., Izakovičová, Z., Moyzeová, M., Rózová, Z. (1993): Ekologické hodnotenie poľnohospodárskej krajiny. In: Životné prostredie, roč. XXVII, 1993, 5, 245 s. ISSN 0044-4863

Chlpík, J. (2001): Nábojová charakteristika hnedozeme vo vzťahu k jej mechanickým a chemickým vlastnostiam. In: Acta fytotechnica and zootechnica, 4, 2001, s. 92-96. ISSN 1335-258X.

Jedlovská L., Feszterová M. (2004): Dynamika zmien vybraných frakcií síry v rôznych pôdnych typoch. In: Zborník príspevkov z konferencie Aktuálne problémy riešené v agrokomplexe. Nitra : SPU, 2004. s.14 ISBN 80-8069-477-8

Jedlovká, L., Noskovič, J., Javorská, K. (2003): Dynamika zmien vybraných frakcií síry v rôznych pôdnych typoch. In: Acta horticulturae et regiotecturae, roč.6, 2003, č.1, s. 23-25. ISBN 1335-2563

Kalocsai, R., Schmidt, R., Földés, T., Szakal, P. (2002): Sulphur forms in soils, sulphur fertilization. In: Nõvénytermelés, 51, 2002, č. 6, s. 725. ISSN 0546-8191.

Kontrišová O., Beseda I., Bublinec E., Kočík K., Ladomerský J. & Samešová D. (1998): Globálne problémy životného prostredia. Zvolen : Vydavateľstvo TU, 1998. s. 57. ISBN 80-228-0709-5.

Perháčová, K., Nozdrovický, L., Chlpík, J., Javorská, K. (2000): Metóda hodnotenia vplyvu technológie spracovania pôdy na zmeny vybraných chemických vlastností pôdy. In: "Technická a technologická inovácia systémov pestovania a zberu poľnohospodárskych kultúr" zborník z medzinárodnej vedeckej konferencie konanej 21-23.6.2000 v Račkovej doline. Nitra : Vydavateľstvo SPU, 2000. 41 s. ISBN 80-7137-729-5.

Prousek J. (2001): Rizikové vlastnosti látok. Bratislava : Vydavateľstvo STU, 2001. s. 65. ISBN 80-227-1497-6.

Szombathová, N. (1999): Humusové látky ako ukazovateľ zmien prebiehajúcich v ekosystémoch. (dizertačná práca) Nitra : SPU, 1999. 103 s.

Trocme M. (1970): Tanaur an soufre des solad Europe. In: Intenational symposium sur le soufre en agriculture. Versailes. 3-4-12, 1970. s.103-112.

Zaujec A. (2000): Organická hmota pôdy, vstupy agroekosystémov, transformácia, modely a bilancie. In: VI. zjazd Slovenskej spoločnosti pre poľnohospodárske a veterinárne vedy pri SAV zborník prednášok, Zvolen 6.9. – 7.9.2000, Bratislava : VÚPOP, 2000, s. 169. ISBN 80–85361-78-7.

Zaujec, A., Chlpík, J. (2002): Stabilita agregátov pôdny humus. In: Prvé pôdoznalecké dni v SR. Bratislava : VÚPOP, 2002. 469 s. ISBN 80-89128-00-9.

Zaujec A. et al. (2002): Pedológia. Nitra : SPU, 2002, s. 71. ISBN 80 –8069-090-1.

# VLIV POMOCNÝCH PŮDNÍCH LÁTEK NA PŘÍJEM KADMIA A OLOVA ROSTLINAMI

# The influence of auxiliary soil materials on receipt of cadmium and lead by plants

**Ivo HARTMAN, Jan HRUBÝ, Barbora BADALÍKOVÁ**

*Zemědělský výzkum, spol. s r. o., Zahradní 1, 664 41 Troubsko,*
*hartman@vupt.cz, hruby@vupt.cz, badalikova@vupt.cz*

**Abstrakt**
V nádobovém pokusu byl v roce 2004 sledován vliv pomocných půdních látek (Agrosil LR – přípravek na bázi silikátových koloidů, Lignohumát B – koncentrát huminových látek) a kompostu na příjem kadmia a olova rostlinami světlice barvířské (*Carthamus tinctorius,* L.) – odrůda Sabina a slézu přeslenitého (*Malva verticillata,* L.) – odrůda Junák. Koncentrace kadmia v půdě byla na úrovni 15 ppm a koncentrace olova 750 ppm. Aplikace kompostu do půdy se projevila zvýšením koncentrace kadmia a olova v nadzemní biomase pokusných rostlin. Stejně tak aplikace pomocných půdních látek způsobila zvýšenou koncentraci těchto prvků v nadzemní biomase rostlin.

**Klíčová slova**
kadmium, olovo, fytoremediace, sléz, světlice

**Abstract**
In the year 2004 was observed influence of auxiliary soil matters (Agrosil LR – preparation on base of silicate colloids, Lignohumat B – extract humic matters) and compost on reception of cadmium and lead by plants safflower (*Carthamus tinctorius,* L.) – variety Sabina and fodder mallow (*Malva verticillata,* L.) – variety Junak in the pot experiment. The concentration of cadmium in soil was at the level 15 ppm and the concentration of lead 750 ppm. The application of the compost to the soil demonstrated increasing concentration of cadmium and lead in overhead biomass of the experimental plants. Also the application of auxiliary soil matters has given rise of concentration of these elements in overhead of plants biomass.

**Key words**
cadmium, lead, phytoremediation, fodder mallow, safflower

## ÚVOD

Fytoremediace je definována jako sanační technologie využívající rostliny k fixaci, akumulaci a rozkladu nebezpečných kontaminantů z životního prostředí. Fytoremediační postupy se člení na fytodekontaminační a fytostabilizační technologie. Při studiu fytoremedičních postupů jsou využívány rostliny, které mají rychlý nárůst biomasy a malou náročnost na podmínky prostředí a jejich agrotechnický postup pěstování je dobře znám.

Řada autorů konstatuje velké rozdíly v obsazích těžkých kovů v závislosti nejen na rostlinném druhu, ale také na analyzované části jednotlivých rostlin (Tlustoš et al. 1998, Cao et al. 2004, Antonkiewicz, Jasiewicz, Ryant 2004). Podstatnou roli na koncentraci těžkých kovů v rostlinách hraje také jejich koncentrace v půdě a vlastnosti půdního prostředí, případně těžké kovy v půdě ovlivňují příjem jiných živin rostlinou (Ciećko et al. 2004).

Omezení vstupu rizikových prvků do rostlin je přímo závislé na snížení jejich koncentrace v půdním roztoku a ve snadno rozložitelných frakcích. Existují dvě základní řešení tohoto problému. Jedná se buď o opatření krátkodobá či střednědobá založená na principu úpravy

půdních vlastností, vedoucí ke zvýšení sorpčních schopností půdy nebo o opatření trvale odstraňující daný prvek z orničního profilu. Do první skupiny patří především úprava pH půdy, přídavek látek minerální i organické povahy zvyšující sorpční schopnost půd a v některých případech i látek, které vytvářejí s problémovými prvky obtížně rozpustné sloučeniny. Např. Puschenreiter (2005) doporučuje aplikaci půdních meliorantů jako efektivní krok k redukci koncentrace těžkých kovů v rostlinách. Jak organické hnojení (např. chlévská mrva), tak i přídavek anorganických meliorantů (např. vápno, zeolity nebo oxidy železa) vedou ke snížení obsahů kovů v rostlinách.

K technikám umožňujícím trvalé řešení problému meliorace znečištěných ploch patří využití rostlin s vysokým selektivním či skupinovým potenciálem příjmu stopových prvků nebo rostlin s dostatečnou afinitou příjmu rizikových prvků a s vysokou tvorbou biomasy tak, aby bylo extrahováno maximální množství prvků do nadzemní biomasy (Tlustoš et al., 2005).
Příjem kadmia kořeny rostlin je ovlivněn jeho rozpustností v půdě, pH půdy, obsahem alkalických kovů a kovů alkalických zemin a také přítomností ostatních těžkých kovů. Kadmium je přístupnější pro rostliny na kyselejších půdách (Tóth et al. 2005). Rogóz a Wiśniowska-Kielian (2005) uvádí, že na půdách s $pH_{KCl}$ vyšším jak 5,5 byl nižší obsah výměnných forem kadmia a olova a také byl na těchto půdách pozorován nižší příjem těchto prvků okopaninami.

Z hlediska mobilnosti patří olovo v půdě k nejméně pohyblivým prvkům a může vytvářet nerozpustné komplexy s huminovými látkami (Tóth et al. 2005). Naproti tomu může aplikace některých látek zvýšit mobilitu a tím i přijatelnost těžkých kovů rostlinou. Fischerová et al. (2005) prokázali významný vliv aplikace EDTA (kyselina etylendiamintetraoctová) na zvýšení rozpustnosti kovů vázaných na pevnou fázi půdy, jejímž výsledkem byla zvýšená koncentrace mobilních obsahů kovů v rhizosféře.

Cílem našeho sledování bylo ověřit vliv aplikace dvou pomocných půdních látek a kompostu na příjem olova a kadmia rostlinami.

## MATERIÁL A METODY

V nádobových pokusech byly v roce 2004 testovány dvě pokusné plodiny (počet rostlin v nádobě 8):

- světlice barvířská (saflor) (*Carthamus tinctorius,*L.)
- sléz přeslenitý (*Malva verticillata,*L.)

Půda použitá do nádobových pokusů: ornice z luvizemě modální, středně těžká, $pH_{KCl}$ 7,2, obsah Cd 0,4 $mg.kg^{-1}$ v sušině půdy, obsah Pb 0,4 $mg.kg^{-1}$ v sušině půdy.

Půda byla kontaminována směsí dvou těžkých kovů (olovo, kadmium) dodaných ve formě vodných roztoků tetrahydrátu dusičnanu kademnatého a dusičnanu olovnatého (kadmium 15 $mg.kg^{-1}$ v sušině půdy, olovo 750 $mg.kg^{-1}$ v sušině půdy).

Hmotnost sušiny půdy v 1 nádobě: 1,1 kg

Testované varianty:

1. půda + těžké kovy (dále jen TK)
2. půda + TK + kompost (30 g na 1 nádobu)
3. půda + TK + lignohumát (0,45 ml na 1 nádobu)
4. půda + TK + AGROSIL LR (2 g na 1 nádobu)

Dodavatel kompostu – kompostárna Agro-eko Ostrava, hospodářství Albrechtice, dodavatel Lignohumátu B – Amaro CZ Prague, s.r.o., dodavatel AGROSILU LR – Agrostis Trávníky, s.r.o.
Setí bylo provedeno 11. 5. 2004, sklizeň světlice barvířské proběhla 23. 8. 2004 a slézu přeslenitého 19.10. 2004.
Stanovení obsahu prvků těžkých kovů bylo provedeno atomovou emisní spektrometrií dle ČSN EN ISO 11885 v akreditované laboratoři firmy GEOtest, a.s. v Brně. Výsledky byly statisticky vyhodnoceny analýzou variance s následným testováním v programu Statistica 7.1.

## VÝSLEDKY

Výsledky sledování jsou shrnuty v tabulce 1. Uvedené údaje jsou průměrné hodnoty ze tří opakování.

Výnos sušiny nadzemní biomasy byl hodnocen v gramech na jednu nádobu. Z uvedených výsledků je patrné, že nejvyšší výnosy dosáhla světlice barvířská u varianty 2 a sléz přeslenitý u varianty 4.

Nejvyšší koncentrace kadmia a olova v nadzemní biomase byla u světlice barvířské u varianty 3 a u slézu přeslenitého u varianty 2.

Statisticky průkazný rozdíl byl zjištěn u rostlin světlice barvířské v obsahu kadmia mezi variantou 1 (kontrola) a 3-4 a dále mezi variantami 2 a 3. U obsahu olova, odběrného faktoru kadmia a olova byl statisticky významný rozdíl zjištěn mezi variantou 1 a ostatními variantami. Všechny zjištěné rozdíly byly zaznamenány na hladině významnosti α 0,05.

U rostlin slézu nebyl mezi sledovanými faktory zjištěn statisticky průkazný rozdíl.

**Tab. 1:** Výnos nadzemní biomasy (g), obsah Cd a Pb v nadzemní biomase (mg.kg$^{-1}$ sušiny) a odběrný faktor (mg.m$^{-2}$)

| Rostlina | Varianta | Výnos nadzemní biomasy | Obsah v nadzemní biomase | | Odběrný faktor | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | Cd | Pb | Cd | Pb |
| Světlice | 1. TK | 13,61 | 2,5 | 43,1 | 1,97 | 34,7 |
| | 2. TK+kompost | 15,64 | 3,6 | 102,5 | 3,3 | 94,8 |
| | 3. TK+lignohumát | 12,69 | 5,0 | 117,7 | 3,7 | 88,4 |
| | 4. TK+agrosil | 14,96 | 4,7 | 90,4 | 4,1 | 80,0 |
| Sléz | 1. TK | 30,21 | 3,4 | 99,1 | 6,1 | 177,1 |
| | 2. TK+kompost | 29,66 | 10,3 | 109,7 | 18,1 | 584,1 |
| | 3. TK+lignohumát | 28,89 | 4,1 | 89,9 | 6,9 | 153,7 |
| | 4. TK+agrosil | 33,04 | 3,4 | 107,2 | 6,7 | 209,6 |

## DISKUZE A ZÁVĚR

Dle obsahu olova a kadmia v nadzemní biomase u variant 3 a 4 v porovnaní s kontrolní variantou 1 se prozatím nepotvrdila schopnost přípravků obsahujících humáty (Lignohumát) a silikáty (Agrosil LR) poutat těžké kovy a omezit tak jejich příjem rostlinou. Použití těchto přípravků mohlo snížit negativní působení zvýšené koncentrace olova a kadmia na růst rostlin a zvýšit tak v některých případech produkci nadzemní biomasy.
Kompost působil pozitivně na výnos biomasy a obsah kovů v biomase v porovnání s kontrolou (varianta 1).

## LITERATURA

Antonkiewicz, J., Jasiewicz, Cz., Ryant, P. (2004): The use of heavy metal accumulating plants for detoxication of chemically polluted soils. Acta univ.agric. et silvic. Mendel. Brun., LII, 1: 113-120.

Cao, A., Cappai, G., Carucci, A., Muntoni, A. (2004): Selection of plants for zinc and lead phytoremediation. Journal of environmental science and health, A39, 4: 1011-1024.

Ciećko, Z., Kalembasa, S., Wyszkowski, M., Rolka E. (2004): The effect of soil contamination with kadmium on the phosphorus kontent in plants. Electronic Journal of Polish Agricultural Universities, Environmental development, 7, 1.

Fischerová, Z., Száková, J., Pavlíková, D., Tlustoš, P. (2005): The application of diffusive gradient technique (DGT)for assessment of changes in Cd, Pb, and Zn mobility in rhizosphere. Plant Soil Environ., 51, (12): 532-538.

Puschenreiter, M., Horak, O. Friesl, W. Hartl, W. (2005): Low-cost agricultural measures to reduce heavy metal transfer into the food chain – a review. Plant Soil Environ., 51, (1): 1-11.

Rogóz, A., Wiśniowska-Kielian, B. (2005): Cd and Pb Content in Root Crops Depending on Soil Reaction. In: Racionální použití hnojiv, ČZU Praha, 1.12.2005, 162-166.

Tlustoš, P., Pavlíková, J., Balík, J., Száková, A., Hanč, A., Balíková, M. (1998): The accumulation of arsenic and cadmium in plants and their distribution. Rost. Výr., 44: 463-469.

Tlustoš, P., Száková, J., Hanč, A. (2005): Možnosti omezení příjmu těžkých kovů rostlinami. In: Racionální použití hnojiv, ČZU Praha, 1.12.2005, 64-72.

Tóth, T., Pospíšil, R., Bajčan, D., Melicháčová, S., Lazor, P., Trebichalský, P., Tomáš, J., Timorácká M. (2005): Input Cd a Pb do pôdy aplikácou bioklau na výskumnej báze SPU v Nitre – Kolíňany. In: Realizáciou poznatkov vedy a výskumu k trvalo udržateĺnému poĺnohospodárstvu, Michalovce, 5.-6.11.2005, s.347-352.

Zpracováno s podporou MŠMT v rámci výzkumného záměru MSM 2629608001.

# ENVIRONMENTÁLNE INDIKÁTORY KVALITY PÔD V KONTEXTE MULTIFUNKČNÉHO POĽNOHOSPODÁRSTVA

# Environmental indicators of soil quality in the context of multifunctional agriculture

**Vladimír HUTÁR**
*Výskumný Ústav Pôdoznalectva a Ochrany Pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava, hutar@vupu.sk*

**Abstrakt**
Reforma spoločnej poľnohospodárskej politiky pre nasledujúce programovacie obdobie (2007-2013) vychádza z konceptu multifunkčnosti v trvalo udržateľnom rozvoji. Pre hodnotenie vplyvu poľnohospodárstva v jednotlivých sférach ekonomického, sociálneho a environmentálneho rozvoja je navrhovaný zoznam relevantných indikátorov. Pre oblasť hodnotenia kvality pôd predstavuje tento zoznam súbor navrhovaných metrických ukazovateľov stavu pôd z hľadiska ich morfologických, fyzikálnych, chemických a biologických vlastností. Kvantitatívne a kvalitatívne zmeny týchto ukazovateľov vstupujúcich do vybraných modelov môžu určiť rozvoj alebo útlm poľnohospodárskych aktivít a tak v značnej miere nastoliť trend takéhoto antropického ovplyvňovania územia.

**Kľúčové slová**
multifunkčné poľnohospodárstvo, environmentálne indikátory kvality pôd, spoločná poľnohospodárska politika (SPP), 6 rámcový program

**Abstract**
The reform of common agriculture policy (CAP) for the next program period (2006-2013) integrates main ideas coming from conception of multifunctional agriculture in sustainable development. There is planned list of relevant indicators for agricultural impact assessment in the field of economical, social and environmental development. For the area of the soil quality assessment, this list contains collection of planed metric soil parameters. These parameters authentically describe status of soil quality from the morphological, physical, chemical and biological point of view. Quantitative and qualitative changes of these parameters (entering the model) should set progress or regress of agriculture activity and so establish trend of soil and landscape anthropization.

**Key words**
multifunctional agriculture, environmental indicators of soil quality, common agriculture policy (CAP), 6 framework programme

## ÚVOD

Postavenie poľnohospodárstva v súčasnosti je výsledkom niekoľkoročného vývoja a zmien v procese budovania Spoločnej poľnohospodárskej politiky SPP (Common Agricultural Policy – CAP) ktorá je najstaršou politikou Európskeho spoločenstva a patrí k najcitlivejším odvetviam hospodárstva. Proces tvorby tejto politiky nebol jednoduchý, pričom prekonal množstvo problémov a niekedy aj kríz. Hlavné ciele SPP stanovené v počiatkoch pomohli stabilizovať situáciu v poľnohospodárskej výrobe vo všetkých členských krajinách EHS a vytvoriť predpoklad rozvoja SPP. Ďalší rozvoj predpokladal obozretnú cenovú politiku a prepojenie štrukturálnej a trhovej politiky. Spolu so štrukturálnou politikou – modernizácia poľnohospodárstva, špeciálne opatrenia pre znevýhodnené a hornaté oblasti, pomoc pre

mladých poľnohospodárov a prvé agroenvironmentálne opatrenia pomohli posilniť SPP do takej miery, že už 80´tych rokoch bola citeľná nadvýroba poľnohospodárskych produktov. Na základe uvedených skutočností sa odohrali následne reformy SPP smerované k stabilizácii a udržaniu výroby, rozpočtovej disciplíny a zavedenie politiky na rozvoj vidieka. Agroenvironmentálne opatrenia, smerujúce k štrukturálnym opatreniam, rozvoju vidieka a životnému prostrediu vychádzajú predovšetkým zo súboru dokumentov Agenda 21, ktorá je medzinárodným programom o životnom prostredí. Vychádzajúc z programov o ochrane prírodných zdrojov a trvalo udržateľnom rozvoji možno pozorovať výrazný posun orientácie politiky poľnohospodárskej výroby od podpory zameranej predovšetkým na intenzívnu výrobu poľnohospodárskych produktov k podpore rozmanitej výroby zameranej rovnako na trh ako aj životné prostredie a sociálnu oblasť. Uvedený posun možno sledovať aj pri novej reforme spoločnej poľnohospodárskej politiky pre programovacie obdobie (2007-2013), kde novonavrhované opatrenia majú smerovať k tým oblastiam ekonomického, environmentálneho alebo sociálneho rozvoja, ktorý je v danom regióne najviac potrebný. Za týmto účelom slúži aj súbor relevantných indikátorov z ekonomickej, environmentálnej a sociálnej oblasti (Tabuľka č.1), ktorý ma dostatočne a spoľahlivo vyjadrovať požiadavky rôznych regiónov EÚ. Z pohľadu pôdoznalectva je dôležitý zoznam indikátorov kvality pôdy z oblasti environmentálnych indikátorov, ktoré majú charakterizovať stav pôdnych pomerov (Tabuľka 2)

*Tabuľka č.1: Ukážky kategorizácie indikátorov NCO v poľnohospodárstve (mimoprodukčné výstupy)*

| | | |
|---|---|---|
| **Ekonomické indikátory** | (Ekonomika) všeobecne | |
| | Vývoj príjmov (všeobecne) | |
| **Environmentálne indikátory** | (Environment) všeobecne | Metódy manažmentu, využitie energie |
| | Environmentálna kvalita, abiotická zložka | Využívanie pesticídov, Kvalita ovzdušia Kvalita pôdy, Kvalita (dostupnosť) vody, |
| | (Agro)biodiverzita a prirodzené prostredia, biotická zložka | Biodiverzita, Prirodzené prostredia |
| | Krajina, využitie krajiny | Manažment krajiny, Rozloženie krajinných prvkov, Systémy fariem (v chránených oblastiach), manažment TPP, Opustenie poľnohospodárskej pôdy |
| **Sociálne indikátory** | Kultúrne dedičstvo | Zachovávanie kultúrnej (pôvodnej) krajiny, Tradičné výrobné postupy |
| | Nepoľnohospodárske aktivity | Služby, Vzdelávanie, Ochrana prírody |
| | Sociálna infraštruktúra | Charakteristiky populácie, Využitie krajiny |
| | Rekreácia vo vidieckych oblastiach, Kvalita potravín/bezpečnosť potravín | |

*Tabuľka č.2: Príklady indikátorov kvality pôd v kontexte multifunkčného poľnohospodárstva*

| | | |
|---|---|---|
| **Kvalita pôdy** (environmentálne indikátory, environmentálna kvality – abiotická zložka) | Kvalita pôdy (všeobecne) | Kvalita pôdy, Minerálny N v pôde, N viazaný: - v hnojive, - z depozície, - z minerálnych hnojív, |
| | Pôdna erózia | Vodná erózia, Veterná erózia |

| | | |
|---|---|---|
| | Organická hmota, pôdna úrodnosť | Rovnováha humusu, Evapotranspirácia, Perlokácia, Povrchový odtok, Obsah organickej hmoty, Pôdna acidifikácia, Obsah totálneho uhlíka v pôde |
| | Pôdna kompakcia | Pôdna kompakcia |

## MATERIÁL A METÓDY

Cieľom spracovávania vstupných údajov je vytvoriť „prototyp“ modelu európskeho poľnohospodárstva, ktorý je zložený z troch už existujúcich zložiek (nástrojov). V procese tvorby tohto nástroja prostredníctvom 6 rámcového projektu ide predovšetkým o vytvorenie funkčného modelu prepojením troch samostatných modelov (AgriPolis, Modam, Fasset) pričom každý z uvedených nástrojov je zameraný na špecifickú oblasť uplatnenia (Schéma č.1):

**Agripolis (dynamický model zmeny regionálnej štruktúry fariem) pre simuláciu štrukturálnych zmien so zameraním sa na socio-ekonomickú dimenziu multifunkčného poľnohospodárstva**

**Modam (statický model bio-ekonomických systémov na individuálnej úrovni farmy) pre hodnotenie integrovaných ekonomicko-ekologických schém produkčných aktivít so zameraním sa na ekonomickú a environmentálnu dimenziu.**

**Fasset (dynamický model farmy na individuálnej úrovni) pre detailnú simuláciu produkcie a procesov toku látok so zameraním sa na environmentálnu dimenziu.**

*Schéma č.1: Prepojenie modulov za účelom vytvorenia „prototypu“ modelu európskeho poľnohospodárstva*

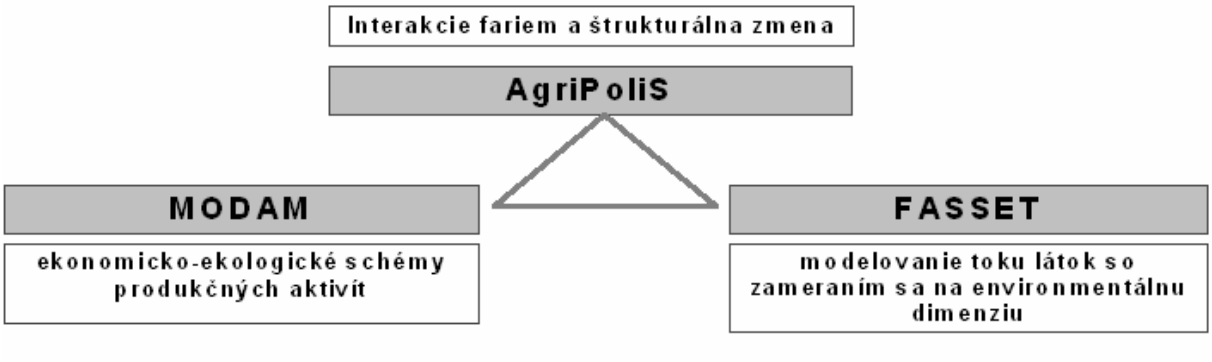


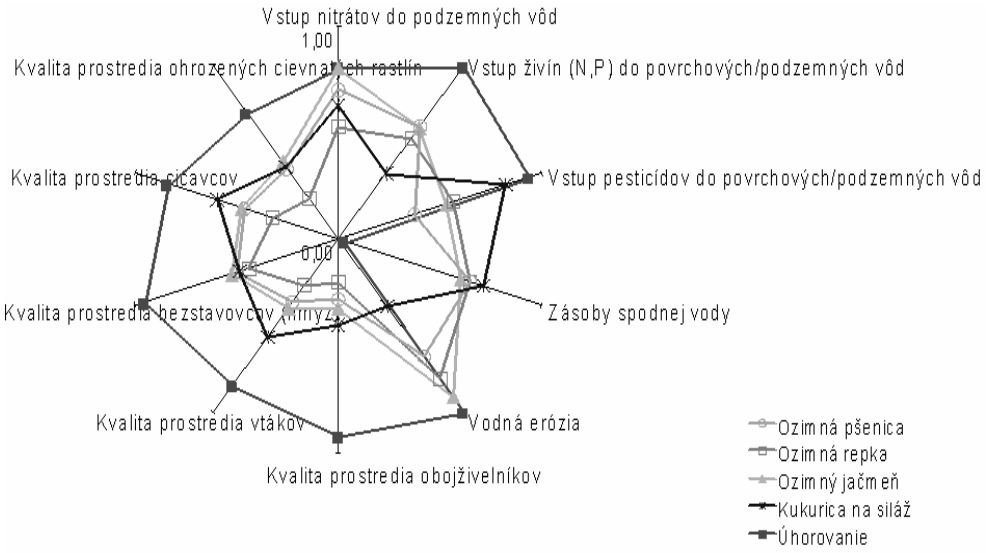

Schéma vstupných údajov napĺňania modelov predstavuje systém údajov na regionálnej a individuálnej úrovni. Klasifikácia objektov (fariem) vstupujúcich do modelu na regionálnej úrovni predstavuje súbor informácií zatriedených podľa FADN (Farm accountancy Data Network – Informačná sieť poľnohospodárskeho účtovníctva) špecializácie do tried. Základné charakteristiky (rastlinná, živočíšna výroba) sú konkrétne rozobrané na príklade poľnohospodárskeho podniku s detailným popisom rastlinnej a živočíšnej výroby. Pre potreby hodnotenia vplyvov poľnohospodárskej výroby na životné prostredie bolo zvolených celkom 6 implementovaných a 2 uvažované indikátory z oblasti biotických a abiotických indikačných skupín. Uvedené indikátory zahrňujú problematiku kvality pôdy (vodná a pôdna erózia, obsah pôdnej organickej hmoty), kvality vody (riziko vstupu nitrátov a živín N/P do podzemných vôd) a biodiverzity (prirodzené prostredie vybraného živočíšneho druhu

z obojživelníkov, vtákov a prirodzené prostredie vybraných rastlinných druhov). Súčasťou vstupných údajov je aj databáza geopriestorových údajov, zahrňujúca jednotlivé sféry (voda, pôda, ovzdušie, biota, sídla, atď.). Uvedené vstupy selektovaných indikátorov sú modelované v procese hodnotenia environmentálneho vplyvu (Environmental Impact Assessment - Tool, MODAM) využívajúc postupy modelovania založeného na princípoch fuzzy logiky.

## VÝSLEDKY

Výsledkom procesu modelovania environmentálneho impaktu selektovaných environmentálnych indikátorov je index IGA (Index of Goal Achievement – index dosiahnutia cieľa). Ide o nejednotkovú veličinu nadobúdajúcu hodnotu od 0 po 1, vzhľadom na dosiahnutie (0-minimálna úspešnosť, 1-maximálna úspešnosť) vybraného environmentálneho cieľa pre zvolené poľnohospodárske výrobné postupy (Graf č.1). Výsledkom hodnotenia environmentálneho vplyvu môže byť v niektorých prípadoch okrem tohto kvalitatívneho ukazovateľa aj kvantitatívna charakteristika.

*Graf č.1:Grafické znázornenie kvalitatívneho ukazovateľa IGA pre dosiahnutie zvoleného environmentálneho cieľa (environmentálneho indikátora)*




Výstupy modelovania indikátorov kvality pôdy (spolu s ostatnými environmentálnymi indikátormi) hrajú dôležitú úlohu pri analýze ostatných faktorov (ekonomických, sociálnych) vstupujúcich do modelov. Vzhľadom na zameranie jednotlivých nástrojov, prepojenie všetkých troch modelov umožňuje rozšírenie kapacity vyvíjaného európskeho modelu poľnohospodárstva multifunkčného zamerania dvoma smermi:

- kombinácia individuálnych silných stránok každého z modelov za účelom získania oveľa kompletnejšieho modelu (vzhľadom na priestorový, analytický a priebehový aspekt)
- pokrytie širokého rozpätia multifunkčných indikátorov a analýza výsledkov

Tvorba možných politických scenárov predstavuje jeden z hlavných výstupov riešenia problematiky multifunkčného poľnohospodárstva, kde na základe modelovania vstupných údajov možno vyvodiť potenciálne vplyvy poľnohospodárskej výroby na ekonomickú, environmentálnu a sociálnu sféru záujmových regiónov. Vzájomnou komparáciou a generalizáciou výsledkov z individuálnej úrovne cez regionálnu, národnú až európsku tak

možno vytvoriť koncepcie reformy spoločnej poľnohospodárskej politiky smerujúcej k trvalo udržateľnému rozvoju na základe modelu európskeho multifunkčného poľnohospodárstva.

## DISKUSIA A ZÁVER

Rozvoj trvalo udržateľných krajinných systémov vyžaduje dôkladnú znalosť komplexnej interdisciplinarity procesov. Súhrn vedeckých výsledkov z oblasti poľnohospodárstva, sociológie a ekonomiky ponúka takúto možnosť pre riešenie politického vývoja. Zmeny v manažmente poľnohospodárskej krajiny sú závislé od rozhodnutí reprezentatívnych predstaviteľov poľnohospodárskej výroby a verejných autorít z lokálnej úrovne smerom k Európskej poľnohospodárskej a environmentálnej politike. Farmári vo všeobecnosti nasledujú tieto ekonomické postupy v procese rozhodovania pri uplatňovaní rôznych opatrení. Tieto opatrenia smerujú čoraz viac k uplatňovaniu agro-environmentálnej politiky. A práve na rozvoj efektívnej agro-environmentálnej politiky je treba hľadať účelné nástroje zohľadňujúce pokiaľ možno čo najširšie spektrum krajinných komponentov.

Poznatky pôdoznaleckej disciplíny umožňujú riešiť zložité prepojenia v krajinných systémoch. Pôda, ktorá ako jedna z mála poskytuje svojimi morfologickými, fyzikálnymi, chemickými a biologickými ukazovateľmi komplexný indikačný prvok.

## LITERATURA

Bujnovský, R., Juráni, B. (1999): Kvalita pôdy – jej vymedzenie a hodnotenie. VÚPOP Bratislava, 41 s.

Helming, K. and H. Wiggering (eds.) (2003): Suistable development of mutifunctional lanscapes. Springer Verlang Berlin, New York. 283 pp.

Sattler, C., Zander P. (2004): Environmental and economic assessment of agricultural production practices at a regional level based on uncertain knowledge. Workshop 5 – combined micro-economic and ecological assessment tools for sustainable rural development. 783-796p.

Waarts, Y. (2005): Indicators for the quantification of multifunctionality impacts. SSPE-CT-2004-501516-MEASCOPE, 97pp.

# VPLYV OBRÁBANIA PÔDY NA DYNAMIKU ZMIEN VLHKOSTI PÔDY V JAČMENI JARNOM.

# INFLUENCE OF SOIL CULTIVATION ON DYNAMICS OF SOIL MOISTURE IN SPRING BARLEY

**ILLÉŠ, L. – KOKINDOVÁ, M.- LÍŠKA. E.- ŽEMBERY, J.**
*Katedra rastlinnej výroby, Fakulta agrobiológie a potravinových zdrojov, SPU, Tr. A. Hlinku 2, 949 76 Nitra, e-mail: Ladislav.Illes@uniag.sk*

**Abstrakt**

V rokoch 2004 a 2005 bol na experimentálnej báze SPU v Nitre realizovali poľný polyfaktorový pokus s jačmeňom jarným (odroda Nitran) s rôznymi spôsobmi obrábania pôdy (konvenčný- $B_1$ a minimalizačný- $B_3$). V rozhodujúcich rastových fázach podľa BBCH bolo v poraste sledované dynamika zmien vlhkosti pôdy (W % obj.) pomocou prístroja Virrib W / Amet. V roku 2004 na variante $B_1$ sa vlhkosť pôdy pohybovala od 16,6 % (BBCH 85-89) do 23,0 % (BBCH 65-75). Na variante $B_3$ v tomto roku boli hodnoty vlhkosti pôdy výrazne nižšie, čo sa prejavilo najmä na hodnotách HTZ. V roku 2005 bol vyšší úhrn zrážok (209,6 mm), ale v závere vegetácie jačmeňa jarného sme zistili hlboký deficit vody v pôde najmä vo fáze BBCH (65 – 90), čo sa prejavilo na výrazne nižších hodnotách HTZ najmä na var. $B_1$ (37,81 g ) s výrazným dopadom na úrodu zrna (3,14 $t.ha^{-1}$). Celkový úhrn zrážok cez vegetačné obdobie bol nižší (186,7 mm) ako v roku 2005. Obsah vody v pôde ovplyvnil úrodu zrna jačmeňa jarného, ktorá bola v priemere v roku 2004 4,59 $t.ha^{-1}$ a v roku 2005 2,77 $t.ha^{-1}$.

**Kľúčové slová:** jačmeň jarný, vlhkosť pôdy, úroda zrna

**Abstract**

In years 2004 and 2005 the polyfactorial trials with spring barley (cv. 'Nitran') with different types of soil cultivation (conventional – $B_1$ and minimal – $B_3$) on Experimental Basis of SAU in Nitra were realized. We observed the dynamics of soil moisture changes (W % vol.) in canopy during determining phases (BBCH) of growth, using the apparatus Virrib V / Amet. In 2004 on variant $B_1$ the soil moisture was between 16.6 % (BBCH 85-89) and 23.0 % (BBCH 65-75). On variant $B_3$ the values were markedly lower, what was expressed in amounts of weight of thousand grains. In the year 2005 it was bigger precipitation (209.6 mm) than in 2004 (186.7) but in the last part of vegetation in 2005 we observed large soil water deficit, especially in phase BBCH 65-90. This deficit resulted into lower values of weight of thousand grains, especially on variant $B_1$ (37.81 g) with clear impact on grain yield (3.14 $t.ha^{-1}$). Summarily, the soil water content markedly affected the grain yield of spring barley that was in average 4.59 $t.ha^{-1}$ in 2004 and 2.77 $t.ha^{-1}$ in 2005.

**Key words:** spring barley, soil moisture, grain yield.

## ÚVOD

Z globálneho hľadiska hrozí našej planéte približne o 30 rokov situácia, že polovica populácie nebude mať k dispozícii dostatok vody. Narušenie energetického a vodného režimu zásadným spôsobom ovplyvní poľnohospodárstvo najmä v tom, že príde k zmenám v teplotnej a vlahovej zabezpečenosti, zmenám vo fenologických pomeroch, v charakteristikách evapotranspirácie, ktoré sa odrazia v zmenách produkčného potenciálu, v podmienkach prezimovania, vo výskyte škodlivých činiteľov a iných oblastiach pestovania rastlín (LAPIN, 1994, ŠPÁNIK – ŠIŠKA , 2004 ).

Vplyv poveternostných podmienok stanovišťa na úrody a kvalitu pestovaných plodín sa významnou mierou podieľa na stabilite hospodárskych výsledkov. Medzi progresívne (menlivé) prvky krajinného priestoru patria o. i. aj poveternostné podmienky, ktoré výrazne ovplyvňujú činnosť, stabilitu a rovnovážny stav ekosystémov.
Zo všetkých abiotických faktorov ktoré obmedzujú rast a produktivitu rastlinných spoločenstiev je na prvom mieste v bezzávlahových podmienkach nedostatok vody. Vzhľadom k zložitým vzťahom medzi množstvom vody v rastline a v okolitom prostredí vrátane pôdy, nie je možné zaviesť jednoduché kritérium, podľa ktorého by bolo možné objektívne hodnotiť ako veľkému stresu z nedostatku vody je rastlina vystavená PROCHÁZKA a i .(1998).
Jačmeň jarný má zvýšené nároky na vlahu vo fáze steblovania a klasenia, ktoré pripadá na druhú polovicu mesiaca máj a prvú dekádu mesiaca jún. Vo fáze plného vzchádzania je menej náročný na vlahu pričom teploty by mali mierne stúpať (Líška a i., 1994). Deficit zrážok (v bezzávlahových podmienkach) v kritickom období má za následok výrazné zníženie úrod plodín vrátane jačmeňa jarného a toto obdobie je kritickou termodynamickou fázou. Jačmeň jarný patrí medzi rastliny s typom fotosyntézy $C_3$ pre ktoré sú spoločné niektoré znaky napr. teplotné minimum sa pohybuje okolo 0 °C, teplotné optimum je nevýrazné v rozsahu 15 – 25 °C, maximum teploty je okolo 30 °C, maximálna rýchlosť rastu je 0,5 – 2,0 g sušiny.$dm^{-2}$.$deň^{-1}$, transpiračný koeficient je 450 – 900 g vody na 1 g sušiny (PROCHÁZKA et al., 1998). Celkový úhrn zrážok za rok v oblastiach pestovania jačmeňa jarného na Slovensku sa pohybuje od 450 do 650 mm. Jačmeň jarný svojím skorým a pomerne rýchlym rastom vie veľmi dobre využiť zimné a predjarné zásoby vody v pôde (BOROSNIK, 1974). Preto úhrn zrážok v mesiacoch marec – apríl môže byť nižší (40 – 50 mm) zaisťujúci primeranú vlhkosť pôdy tak, aby procesy napučiavania, klíčenia, vzchádzania a odnožovania prebiehali v optimálnych vlhkostných podmienkach. Rozhodujúce sú zrážky v máji a júni, kedy jačmeň stebluje a klasí. Najviac škodí suché obdobie v máji, resp. začiatkom júna. Rovnako škodlivý je aj prebytok vlahy, pretože v počiatočnom raste vedie k nadmernému odnožovaniu, tvorbe väčšej listovej plochy a tým k nadmernému zahusteniu porastu. KUDRNA (1979) uvádza, že prostredie a ročník pestovania mali na úrody väčší vplyv ako genotypové vlastnosti jačmeňa jarného.

## MATERIÁL A METÓDY

Úloha bola riešená v rámci poľných polyfaktorových pokusov na experimentálnej báze FAPZ SPU v Nitre, Dolná Malanta. Geograficky sa územie nachádza v západnej časti Žitavskej pahorkatiny. Lokalita výskumnej bázy má charakter roviny s nevýrazným sklonom k juhu. Nadmorská výška dosahuje 175-180 m.

V rámci územného agroklimatického členenia patrí pokusné stanovište do agroklimatickej oblasti veľmi teplej so sumou priemerných denných teplôt vzduchu za hlavné vegetačné obdobie (TS≥10) 3000 °C a viac, do akroklimatickej podoblasti veľmi suchej s agroklimatickým ukazovateľom zavlaženia v letných mesiacoch ($K_{VI-VII}$ = $E_0$-Z) 150 mm a viac. V mesiacoch IV. – V. sa prejavuje deficit 60 – 90 mm ako dôsledok zvyšovania retenčnej bilancie a sýtostného doplnku. Agroklimatický okrsok je v oblasti s miernou zimou s priemernou hodnotou absolútnych teplotných miním ($T_{min}$)>-18 °C.

Z dlhodobého priebehu atmosferických procesov v rokoch 1951 – 1980 v Nitre je daná lokalita charakterizovaná priemerným ročným úhrnom zrážok 561 mm, priemernou ročnou teplotou vzduchu 9,7 °C, priemernou ročnou teplotou pôdy 10,8 °C a priemernou relatívnou vlhkosťou vzduchu 74 %.

Pokus bol založený v roku 2004 a 2005 metódou dlhých pásov s kolmo delenými blokmi. Hodnotené sú dva varianty obrábania pôdy:
$B_1$ – konvenčná príprava pôdy (stredne hlboká orba do hĺbky 0,20 – 0,25 m),
$B_3$ – minimalizovaná príprava pôdy (tanierovanie do hĺbky 0,12 – 0,15 m).

Na meranie vlhkosti pôdy bol použitý prístroj Virrib W / Amet, ktorý kontinuálne registruje momentálny obsah vody v pôde (W % obj.). Monitorovacie zariadenie je založené na princípe šírenia elektromagnetických vĺn v pôdnom prostredí. Získané údaje nie sú

závislé na druhu a type pôdy a na jej chemických vlastnostiach. Zariadenie je zložené z dvoch sústredných kruhov, ktoré sú spojené v tele zariadenia kde je umiestnená elektronická časť. Veľkosť výstupného prúdu je úmerné objemovej vlhkosti pôdy (W % obj.). Vyhodnocovacia jednotka na monitore znázorní výstupný prúd (mA) a umožňuje priame odčítanie zistených hodnôt. Prístroj bol zapravený v pôde do hĺbky 0,25 m na variantoch $B_1$ a $B_3$. V jednotlivých rokoch bolo urobených 25 resp. 29 meraní s dôrazom na priebeh kritických termodynamických fáz a nárokov jačmeňa jarného na vodu .

**VÝSLEDKY**

V roku 2004 a 2005 sme sledovali počas vegetácie jačmeňa jarného hodnoty objemovej vlhkosti pôdy vo vymedzených intervaloch v závislosti od spôsobu obrábania pôdy.

V roku 2004 sme zistili na variante $B_1$ (tab.1) vysoké hodnoty vlhkosti pôdy počas vegetácie, pričom najvyššia hodnota (23,0 %) bola dosiahnutá v období kvitnutia a najnižšia (16,6 %) na konci vegetácie. Priemerná hodnota vlhkosti za vegetáciu bola 20,4 %. Na var. $B_3$ sme zistili najvyššiu hodnotu 21,9 % na začiatku vegetácie a počas vegetácie dochádzalo k postupnému znižovaniu tejto hodnoty až na 13,3 % na konci vegetácie. Priemerná hodnota na tomto variante bola 16,7 % t.j. nižšia o 2,7 % v porovnaní s variantom $B_1$.

V roku 2005 sme zaznamenali na variante $B_1$ (tab.2) najvyššie hodnoty od začiatku vegetácie (25,4%), čo súviselo s vysokým úhrnom zrážok v tomto období. Najnižšie hodnoty sme zaznamenali v období kvitnutia (11,8 %), pričom nízke hodnoty sa udržiavali do konca vegetácie (12,4 %). V roku 2005 na var. $B_3$ boli najvyššie hodnoty vlhkosti zistené vo fáze odnožovania (23,4 %) a najnižšie vo fáze kvitnutia (12,9 %) s miernym zvýšením do konca vegetácie (13,4 % a 13,3 %).

Aj keď priebeh zistených hodnôt vlhkosti pôdy na var. $B_1$ a $B_3$ v roku 2005 bol rozdielny priemer týchto hodnôt za vegetáciu bol veľmi vyrovnaný (16,7 % resp. 16,4%).

Sledovali sme vplyv obrábania na úrodotvorné prvky a úrodu jačmeňa jarného (tab.3). Zistili sme veľmi malú premenlivosť počtu rastlín a počtu klasov . V roku 2004 a 2005 sme zistili vyššie počty klasov na var. $B_1$ (479 ks.m$^{-2}$ a 476 ks.m$^{-2}$) oproti var. $B_3$ (456 ks.m$^{-2}$ a 445 ks.m$^{-2}$).

Hmotnosť zrna v klase v roku 2004 bola vyrovnaná (0,98 g) v závislosti od spôsobu obrábania pôdy. V roku 2005 bola hmotnosť zrna v klase podstatne nižšia na variante $B_1$ 0,66 g a $B_3$ 0,54 g.

Taktiež HTZ bola v roku 2004 vyrovnaná na $B_1$ a $B_3$, rozdielne boli hodnoty v roku 2005 na variante $B_3$ 45,4 g a variante $B_1$ 37,8 g.

V roku 2004 bola dosiahnutá najvyššia úroda zrna na $B_1$ spôsobe obrábania pôdy (4,69 t.ha$^{-1}$) a na $B_3$ 4,48 t.ha$^{-1}$ pričom sa agroklimatické podmienky výrazne neodlišovali od podmienok v roku 2005, kedy sme získali najnižšie úrody na variante $B_1$ 3,14 t.ha$^{-1}$ a na $B_3$ 2,39 t.ha$^{-1}$.

Nižší počet rastlín v roku 2005 (190 ks.m$^{-2}$) bol zapríčinený neskoršou sejbou (6. apríla) v porovnaní s rokom 2004 kedy sme zistili 237 ks.m$^{-2}$ rastlín. Ďalší priebeh počasia v roku 2005 v období odnožovania (BBCH 25-35) kedy sme zistili obsah vody v pôde 25,4 % a 23,4 % na rozdiel od roku 2004 (18,6 % a 17,9 %) spôsobil lepšie podmienky odnožovania a intenzívnejšie odnožovaním, čo malo dopad na konečný počet klasov v roku 2005 (461 ks.m$^{-2}$ ) a v roku 2004 (468 ks.m$^{-2}$).

Pri hodnotení ďalšieho vegetačného obdobie t.j. generatívnej fázy na $B_1$ variante sme zistili v roku 2004 priemernú vlhkosť pôdy 20,1 % zatiaľ čo v roku 2005 iba 12,7 %. Na $B_3$ variante sme tieto rozdiely nezaznamenali (14,4 % resp 13,6 %). Uvedené hodnoty v tomto období v roku 2005 ovplyvnili následne hmotnosť zrna v klase, ktorá bola v priemere roku 0,60 g t.j. nižšia o 0,38 g ako v roku 2005. Taktiež výrazne nižšie hodnoty HTZ boli v roku 2005 41,61g ako v roku 2004 52,59g.

Hmotnosť zrna v klase a HTZ sa výrazne prejavili na úrode zrna ktorá bola v roku 2004 na $B_1$ 4,59 t.ha$^{-1}$ na $B_3$ 4,48 t.ha$^{-1}$ zatiaľ čo v roku 2005 na $B_1$ iba 3,14 t.ha$^{-1}$ a na $B_3$ 2,39 t.ha$^{-1}$.

## DISKUSIA A ZÁVER

Cieľom poľných polyfaktorových pokusov realizovaných v roku 2004 a 2005 na EXBA Dolná Malanta bolo zhodnotiť vplyv vlhkosti pôdy na úrodotvotné prvky a úrodu zrna jačmeňa jarného. Hodnotili sme vplyv rôznych spôsobov obrábania pôdy v interakcii s vplyvom klimatických podmienok ročníka.

Vlhkosť pôdy sa v priebehu vegetačného obdobia pohybovala v rozpätí v roku 2004 od 13,3 % na $B_3$ (BBCH 85-89) do 23,0 % na $B_1$ (BBCH 65-75).

V roku 2005 sa pohybovala vlhkosť od 12,9 % na $B_3$ (BBCH 65-71) do 25,4 % na $B_1$ (BBCH 25-35).

Zistili sme, že v ontogenéze jačmeňa jarného boli dve kritické obdobia v rastovej fáze odnožovania, čo súvisí s počtom produktívnych klasov. Druhé kritické obdobie bolo zistené v období klasenia až mliečnej zrelosti (BBCH 55-85), ktoré výrazne ovplyvnilo hmotnosť zrna v klase a HTZ.

Toto druhé kritické obdobie (vlhkosť pôdy pod 13 %) negatívne ovplyvnilo úrodu zrna v roku 2005, ktorá bola 2,77 $t.ha^{-1}$. V roku 2004 s vyššou vlhkosťou pôdy v tomto období sme dosiahli úrodu 4,59 $t.ha^{-1}$.

Konvenčné spracovanie pôdy pozitívne vplývalo na obsah vody v pôde v porovnaní s minimalizačným hlavne v roku 2004 (20,4 % resp. 17,5 %). V druhom roku sledovania sa ale táto skutočnosť medzi sledovanými spôsobmi obrábania pôdy nepotvrdila (16,7 % resp. 16,4 %).

Z hľadiska hodnotenia spôsobu obrábania pôdy v daných klimatických podmienkach v roku 2004 a 2005 môžeme hodnotiť konvenčný spôsob obrábania ako vhodnejší s úrodou 3,91 $t.ha^{-1}$ v porovnaní s minimalizačným spôsobom obrábania pôdy s úrodou 3,44 $t.ha^{-1}$.

## LITERATURA

BORISONIK, E.B.( 1974): Jarovoj jačmeň. Izd. Kolos, Moskva, 1974, 247s.

KUDRNA, K.(1979): Zemědělské soustavy. Praha SZN, 1979, 708s. ISBN 07 – 084 – 79 – 04/11

LAPIN, M.(1993): Upresnenie alternatívnych scenárov zmien základných klimatických prvkov na Slovensku do roku 2035. In: Priebežná správa projektu Nár. klima. program SR. SHMÚ, Bratislava, 1993, 15 s.

LÍŠKA, E. a i.(1994): Agroklimatické podmienky pestovania repy cukrovej na Slovensku. In: Poľnohospodárstvo, roč. 40, 1994,č.10, s. 725 – 736.

PROCHÁZKA, S. et al.(1998): Fyziologie rostlin. Praha Academia, 1998, 484s. ISBN 80 – 200 – 0586 – 2.

ŠPÁNIK, F. – ŠIŠKA, B. (2004): Predpokladaná zmena klímy v 21. storočí a poľnohospodárstvo. In: Agrochémia, roč. (44), 2004, č.1, s. 22 -26.

*Tabuľka 1 Vlhkosť pôdy (W % obj.) jačmeňa jarného v sledovaných intervaloch v roku 2004*

| Interval (Dátum) | Fázy BBCH | Počet dní | W % obj. | | Úhrn zrážok (mm) | Priemerná denná teplota $^{o}$C |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | B1 | B3 | | |
| 1. 4. - 15. 4. | 00 - 09 | 15 | - | - | 21,7 | 9,5 |
| 16. 4. - 5. 5. | 09 - 25 | 19 | 21,7 | 21,9 | 17,9 | 14,6 |
| 6. 5. - 28. 5. | 25 - 35 | 23 | 18,6 | 23,4 | 20,7 | 13,5 |
| 29. 5. - 12. 6. | 35 - 55 | 15 | 22,3 | 19,2 | 62,1 | 18,3 |
| 13. 6. - 23. 6. | 55 - 65 | 10 | 22,5 | 15,1 | 37,5 | 17,5 |
| 24. 6. - 30. 6. | 65 - 75 | 7 | 23,0 | 15,2 | 7,0 | 17,4 |
| 1. 6. - 9. 7. | 75 - 85 | 9 | 18,4 | 14,1 | 19,2 | 19,2 |
| 10. 7. - 19. 7. | 85 - 89 | 10 | 16,6 | 13,3 | 0,6 | 18,5 |
| 20. 7. – 27.7. | 89 - 90 | 7 | - | - | - | 20,5 |
| x | | | 20,4 | 17,5 | 186,7 | 16,55 |

*Tabuľka 2 Vlhkosť pôdy (W % obj.) jačmeňa jarného v sledovaných intervaloch v roku 2005.*

| Interval (Dátum) | Fázy BBCH | Počet dní | W % obj. | | Úhrn zrážok (mm) | Priemerná denná teplota $^{o}$C |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | B1 | B3 | | |
| 6. 4. - 18. 4. | 00 - 09 | 12 | - | - | 46,5 | 12,6 |
| 18. 4. - 5. 5. | 09 - 25 | 17 | 25,3 | 21,4 | 45,9 | 12,4 |
| 6. 5. - 25. 5. | 25 - 35 | 20 | 25,4 | 23,4 | 43,0 | 13,1 |
| 26. 5. - 9. 6. | 35 - 55 | 15 | 15,4 | 15,8 | 29,7 | 17,1 |
| 9. 6. - 24. 6. | 55 - 65 | 15 | 14,1 | 14,6 | 2,6 | 18,8 |
| 24. 6. - 2. 7. | 65 - 75 | 8 | 11,8 | 12,9 | 12,5 | 20,7 |
| 2. 7. - 7. 7. | 75 - 85 | 5 | 12,5 | 13,4 | 11,5 | 17,6 |
| 7. 7. - 16. 7. | 85 - 89 | 9 | 12,4 | 13,3 | 17,9 | 20,2 |
| 16. 7. - 21.7. | 89 - 90 | 5 | - | - | - | 20,7 |
| x | | | 16,7 | 16,4 | 209,6 | 17,02 |

*Tabuľka 3 Vplyv obrábania pôdy na úrodotvorné prvky a úrodu zrna jačmeňa jarného v roku 2004 a 2005*

| Roky | Spôsob obrábania | Počet rastlín | Počet klasov | Hmotnosť zrna v klase | HTZ (g) | Úroda zrna (t.ha$^{-1}$) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 2004 | B1 | 225 | 479 | 0,98 | 51,98 | 4,69 |
| | B3 | 249 | 456 | 0,98 | 53,19 | 4,48 |
| | x | 237 | 468 | 0,98 | 52,59 | 4,59 |
| 2005 | B1 | 202 | 476 | 0,66 | 37,81 | 3,14 |
| | B3 | 177 | 445 | 0,54 | 45,40 | 2,39 |
| | x | 190 | 461 | 0,60 | 41,61 | 2,77 |
| | x | 214 | 465 | 0,79 | 47,10 | 3,68 |

# AKUMULACE TĚŽKÝCH KOVŮ VYBRANÝMI ROSTLINAMI U FLUVIZEMÍ PO APLIKACI ČISTÍRENSKÝCH KALŮ

# Accumulation of heavy metals by selected plants on fluvisols after sewage sludge application

**Jan KOČAŘ [1] - Bořivoj ŠARAPATKA [1]- Michaela SMATANOVÁ [2]**

*[1]Katedra ekologie a životního prostředí Univerzity Palackého v Olomouci*
*[2]Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský v Brně*
*email: borivoj.sarapatka@upol.cz*

**Abstrakt**
Příspěvek se zabývá problematikou akumulace těžkých kovů u vybraných druhů rostlin - *Daucus carota* L., odrůda Rubina a *Hordeum vulgare* L., odrůda Amulet, pěstovaných na fluvizemích odebraných z nivy řeky Moravy. Vzorky pocházejí ze tří vytypovaných lokalit, a to z míst každoročně, nepravidelně a výjimečně zaplavovaných. Do půdních vzorků byl uměle aplikován homogenizovaný kal pocházející z ČOV Olomouc, jehož přítomností byla ovlivněna úrodnost a kvalita těchto půd. Projekt probíhal v nádobových pokusech v ÚKZÚZ Brno. V následných analýzách byly sledovány změny půdních charakteristik a převážně koncentrace těžkých kovů (Cd, Pb, Zn, Cu, Ni), a to v půdách před založením pokusu, po ukončení každého cyklu i ve sledovaných rostlinách.

**Klíčová slova**
akumulace, těžké kovy, fluvizemě, čistírenské kaly, homogenizovaný kal, *Daucus carota*, *Hordeum vulgare*

**Abstract**
This project deals with the effect of different pollution of soils to accumulation of heavy metals by two plants - *Daucus carota* variety Rubina and *Hordeum vulgare* variety Amulet. There were used fluvisols coming from Morava floodplain area. The soils samples were taken from three different localities (every year, irregularly and rarely flooded). Into samples was artificially applied homogenized sludge from municipal wastewater treatment plant. In following analyses were observed changes of soil characteristics and mainly heavy metal concentrations of cadmium, lead, zinc, cuprum and nickel in soils before experiment, after finishing of every cycle and in plants.

**Key words**
accumulation, heavy metals, fluvisols, sewage sludge, homogenized sludge, *Daucus carota*, *Hordeum vulgare*

## ÚVOD

Znečištění půd těžkými kovy se velmi rychle stává globálním problémem související s rozvojem průmyslu, těžby, zavlažováním a aplikací čistírenského kalu. Půdně-rostlinný systém je stavební jednotka geosféry a biosféry. Proto znečištění půdy těžkými kovy má obrovský vliv nejen na kvalitu produkce, ale i na kvalitu suchozemského a vodního prostředí a taktéž na lidské zdraví přes potravinový řetězec (Lasheen at al. 2000).
Tradiční řešení nakládání s kontaminovanou půdou, jako odvoz na skládku, vyžaduje v současnosti velké množství remediací. Avšak některé ze současných remediačních technik v budoucnu pravděpodobně ztratí ekonomické výhody a nebudou přijaty veřejností (Lombi et al., 2000).

Těžké kovy mohou být přemístěny do nadzemních částí rostlin. Rostliny bohaté na kovy mohou být bezpečně sklizeny a odstraněny z lokality bez nutnosti odtěžení a nutných dalších finančních nákladů a ztráty svrchní vrstvy půdy, což je často spojováno s remediačními metodami (Blaylock et al., 1997).
Většina rostlin, které přežívají na znečištěných půdách buď tak, že se vyhýbají těžkých kovům nebo je akumulují ve svých tkáních. Takové rostliny nejsou příliš běžné (Cunningham a Ow, 1996) a odhaduje se, že existuje zhruba 400 druhů rostlin schopných hyperakumulace, v závislosti na polních analýzách provedených na četných lokalitách (Kramer et al., 1997).

## MATERIÁL A METODY

### 1.1. Nádobové pokusy

V našem experimentu byly použity rostliny *Daucus carota* L. Rubina a *Hordeum vulgare* L. Amulet, v půdách obohacených různými poměry kalů z ČOV Olomouc. Do půdy byl přidán čistírenský kal v dávkách 0; 2,5; 5 a 10 tun na hektar, což po přepočtu na plochu nádob dává hodnoty 0; 10,37; 20,75 a 41,5 gramů na nádobu. Tabulka 1 ukazuje kontrolní nádoby a použité množství kalů na půdách ze tří lokalit. Byly použity tři různá množství kalů přepočtená na osmikilogramové nádoby podle povolených poměrů stanovených vyhláškou č. 382/2001 Sb.
Během dvouletého experimentu byly rostliny pěstovány na vzorcích půdy odebraných uloženin řeky Moravy. Vzorky pochází ze tří odlišných lokalit částečně kontaminovaných těžkými kovy vyskytujícími se přirozeně v půdě a částečně pocházejících z povodní z července 1997. Tato místa se nachází v lokalitách Nový Svět, Nemilany a Nový Dvůr, všechna jižně od města Olomouc.

*Tabulka 1*
*Tři různá množství kalu aplikovaná na půdy pocházející ze tří lokalit použitých v nádobových pokusech.*

| Lokality | Varianty hnojení (g/nádobu) |
|---|---|
| **A. Nový Svět** | 1. kontrola |
| | 2. kal 10,37 |
| | 3. kal 20,75 |
| | 4. kal 41,50 |
| **B. Nemilany** | 5. kontrola |
| | 6. kal 10,37 |
| | 7. kal 20,75 |
| | 8. kal 41,50 |
| **C. Nový Dvůr** | 9. kontrola |
| | 10. kal 10,37 |
| | 11. kal 20,75 |
| | 12. kal 41,50 |

### 1.2. Analytické metody

Vzorky půdy byly odebrány z nádob, poté byly vysušeny a připraveny pro analýzy. Celkové obsahy těžkých kovů byly stanoveny pomocí atomové absorpční spektroskopie (AAS) (Wei, 1992).
U vzorků půd byly zjišťovány tyto vlastnosti: zrnitostní složení, hodnota STV, obsah humusu, obsah $N_t$, pH/KCl, obsah přístupných živin metodou Mehlich III. a množství a obsah rizikový prvků (Zbiral, 1994).

Rostlinný materiál pro analýzy těžkých kovů byl použit ihned po sklizni, rostliny byly vysušeny, rozemlety a byly přidány kyseliny nutné pro úplnou mineralizaci na přístroji Plazmatronika. U rostlinných materiálů byly zjišťovány pomocí AAS koncentrace kadmia, olova, zinku, mědi a niklu.

## VÝSLEDKY

2.1. Obsahy těžkých kovů ve fluvizemích

Obsahy těžkých kovů ve fluvizemích z nivy řeky Moravy jsou uvedeny v Tabulce 2. Podle předpokladů, celkový obsah kovů zahrnujících Cd, Cu, Ni, Pb a Zn se lišil na všech lokalitách.
Půda pocházející z lokality Nový Svět má celkově vyšší koncentrace Cd, Ni a Zn, což je pravděpodobně zapříčiněno silnými povodněmi z července 1997. Koncentrace jsou vyšší, než je limit koncentrací těžkých kovů v půdě stanovený vyhláškou, a to: o 23% u Cd, o 38% u Ni a u Zn o 54%.
Koncentrace těžkých kovů v půdě na lokalitě Nemilany překročily limity u Cd o 11%, u Cu o 29%, u Ni o 50% a Zn o 48%. Pouze na lokalitě Novy Dvůr nebyly překročeny žádné hodnoty stanovené vyhláškou.
Hodnoty pH se pohybují od kyselého až po téměř neutrální, $pH_{KCl}$ je od 6,7 do 6,9. tyto hodnoty by mohly výrazně snižovat transport těžkých kovů z půdy do rostlin (Herms 1989).

*Tabulka 2*
*Koncentrace těžkých kovů (mg $kg^{-1}$)ve fluvizemích řeky Moravy (2M $HNO_3$). Hodnoty zvýrazněné tučně jsou nadlimitní.*

| Lokality | Cd | Cu | Ni | Pb | Zn |
|---|---|---|---|---|---|
| **Nový Svět** | **0,6** | 27,24 | **24,31** | 25,3 | **108,5** |
| **Nemilany** | **0,45** | **42,24** | **30,12** | 19,4 | **95,57** |
| **Limity** | **0,4** | **30** | **15** | **50** | **50** |
| **Nový Dvůr** | 0,58 | 22,14 | 22,88 | 19,9 | 87,13 |
| **Limity** | **1** | **50** | **25** | **70** | **100** |

2.2. Obsahy těžkých kovů v čistírenském kalu

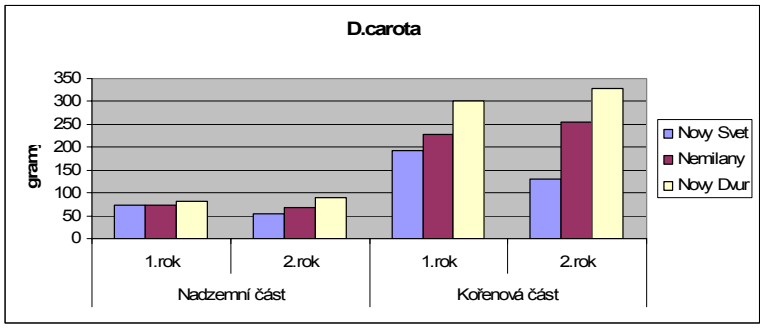
Množství těžkých kovů v kalu jsou velmi malá, někdy až stonásobně menší, než limitní hodnoty, což úzce souvisí s původní stabilizací kalu. pH kalu zvyšuje půdní reakci na zásaditou ($pH_{KCl}$=7,2). V tomto projektu je ale kal použit hlavně jako hnojivo.

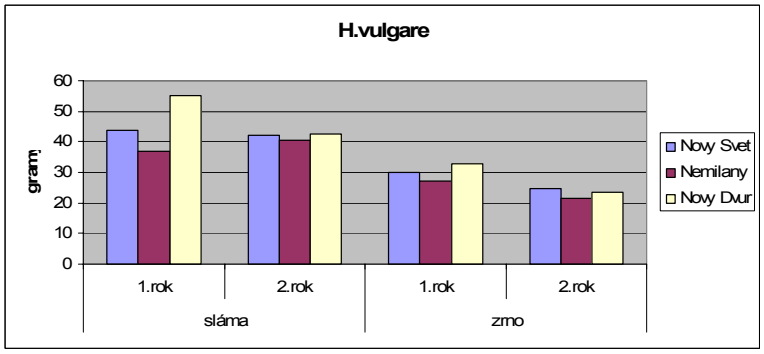
2.3. Nádobové pokusy

2.3.1 Výnosy

Pěstební podmínky a obsah živin ve fluvizemích vedly k následujícím výsledkům sklizně (graf 1 a 2).

*Graf 1a 2*
*Průměrný výnos (v gramech sušiny) nadzemní a kořenové části D.carota a H.vulgare pěstované na fluvizemích ze tří lokalit.*

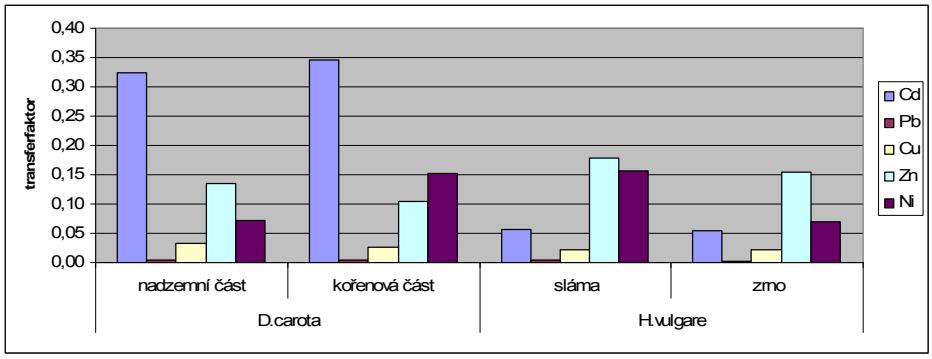



2.3.2 Obsahy těžkých kovů v rostlinách

Obsah těžkých kovů se pohyboval v různých hladinách hodnot v závislosti na části rostliny, sledovaných těžkých kovech a ročníku. Jako důležitý ukazatel byl použit tzv. transferfaktor (= poměr těžkých kovů v rostlinné části a v půdě). Průměrné hodnoty transferfaktorů jsou uvedeny v grafu 3.

*Graf 3*
*Průměrné hodnoty transferfaktorů v různých částech rostlin.*




## DISKUZE A ZÁVĚR

Konečné hodnoty transferfaktorů u *D.carota* jsou pro kadmium 0,33, olovo 0,003, měď 0,03, zinek 0,11 a nikl 0,1. U *H.vulgare* jsou hodnoty pro kadmium 0,04, olovo 0,003, měď 0,02, zinek 0,16 a nikl 0,1. Pokud porovnáme obě rostliny, hodnoty TF jsou téměř shodné s výjimkou kadmia (až sedminásobně vyšší) a zinku (dvojnásobně vyšší) u *D.carota*.
V porovnání s výsledky T. Dieze (1995), naše hodnoty TF jsou většinou nižší. Jedno z vysvětlení může být vyšší pH kalu, což může výrazně omezit transfer těžkých kovů z půdy do rostliny (Badalikova et al., 2005).

V dalších analýzách jsme se zaměřili na odlišnosti TF v různých částech rostlin, a to v nadzemní části a kořenové části u *D.carota* a ve slámě a zrnu u *H.vulgare*. Výsledky jsou zobrazeny v tabulce 3.

*Tabulka 3*
*Průměrné hodnoty transferfaktorů. Tučné hodnoty ukazují rozdíly.*

| Prvky | D.carota | | H.vulgare | |
|---|---|---|---|---|
| | nadzemní část | kořenová část | sláma | zrno |
| **Cd** | 0,32 | **0,35** | **0,06** | 0,05 |
| **Pb** | 0,004 | 0,004 | **0,004** | 0,003 |
| **Cu** | 0,03 | 0,03 | 0,02 | 0,02 |
| **Zn** | **0,13** | 0,11 | **0,18** | 0,15 |
| **Ni** | 0,07 | **0,15** | **0,16** | 0,07 |

Podle předpokladů, vyšší TF byl častěji detekován v kořenové části *D.carota*, s výjimkou zinku. U *H.vulgare* byl zjištěn celkově vyšší fytoextrakční potenciál ve slámě.
Celkově tento projekt potvrdil fytoextrakční potenciál pro obě rostliny pěstované na fluvizemích obohacených kaly. Avšak použití této metody pro čištění půdy znečištěné těžkými kovy by bylo velmi obtížné, hlavně z časového hlediska. Tento fakt potvrzuje porovnání transferfaktorů rostlin s vyšším fytoextrakčním potenciálem (Váňa 1995).

## LITERATURA


Badalíková, B., Hrubý, J., Hartman, I., 2005: Effect of humus content in soil on the uptake of heavy metals by plants. In CD from ISTRO Conference "Soil - Agriculture, Environment, Landscape", Brno - Czech Republic 135-141 (In English)

Blaylock, M.J., Salt, D.E., Dushenkov, S., Zakharova, O., Gussman, C., Kapulnik, Y., Ensley, B.D. and Raskin, I. 1997. Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil-applied chelating agents. Environ. Sci. Technol. 31: 860-865.

Cunningham, S.D., Ow, D.W., 1996. Promises and prospects of phytoremediation. Plant Physiol. 110, 715-719.

Diez, T., Krauss, M., 1995. Odčerpávání těžkých kovů z kontaminovaných ploch pomocí rostlin. Sbornik Těžké kovy v zemedělské půdě a rostlinách. Praha, p. 41 - 43.

Herms, U., 1989. Löslichkeit von Schwermetallen in Böden unter variierenden Milieubedingungen: In: Dechema (Hrsg. von D. Behrens u J. Wiesner, 1989). Frankfurt/Main, 189-199.

Kramer, U., Smith, R.D., Wenzel, W.W., Raskin, I., Salt, D.E., 1997. The role of metal transport and tolerance in nickel hyperaccumulation by Thelapsi geosingense Halacsy. Plant Physiol. 115, 1641-1650.

Lasheen, M. R., Ashmaway, A.,Ibrahim, H., 2000. Heavy metal removal from municipal and industrial sludges. In: 11th Annual International Conference on Heavy metals in the Invironment (J. Nriagu, Editor), Contribution 1431. University Of Michigan, School of Public Health, Ann Arbor, MI (CD-ROM).

Lombi, E., Zhao, F.J., Dunham, S.J., McGrath, S.P., 2000. Phytoremediation of Heavy Metal-Contaminated Soils.

Váňa, J., 1995: Dekontaminace těžkých kovů z půdy rostlinami. Výzkumný ústav rostlinné výroby Praha-Ruzyně. http://stary.biom.cz/sborniky/sb97PrVana/sb97PrVana_vana.html

Wei, F.S., 1992. Modern Analytical Methods of Soil Elements. Chinese Environ. Sci. Press, Beijing, p. 64.

Zbíral, J., 1994. Analýza rostlinného materiálu, ÚKZÚZ OAPUR.

# VLIV MINIMÁLNÍHO ZPRACOVÁNÍ PŮDY NA FYZIKÁLNÍ PŮDNÍ PARAMETRY V ROZDÍLNÝCH PŮDNĚ-KLIMATICKÝCH PODMÍNKÁCH

# The influence of minimum tillage system on physical soil parameters in different soil-climatic conditions

**Jana KOPEČNÁ, Jan HORÁČEK, Petr LIEBHARD*, Olga ŠABATKOVÁ, Jiřina HŘEBEČKOVÁ**

*Jihočeská univerzita, Zemědělská fakulta, Studentská 13, 370 05 České Budějovice, jana-kopecna@post.cz,*
**Universität für Bodenkultur, Gregor-Mendel-Strasse 33, 1180 Wien, peter.liebhard@boku.ac.at*

**Abstrakt**

Vliv minimalizačního (MT) a konvenčního (CT) zpracování na vybrané fyzikální vlastnosti v rozdílných půdně klimatických podmínkách (černozem – Gross Enzersdorf, Rakousko a kambizem – Studená, Česká Republika) byl posouzen stanovením vlhkosti, objemové hmotnosti suché půdy (Or) a penetrometrického odporu (MPa) v půdních vzorcích odebraných na podzim 2005 těsně před sklizní. V kambizemi byly do hloubky 0,2 m vlhkostní poměry příznivější v MT variantě. V černozemi byly vlhkostní poměry lepší v MT variantě v celém půdním profilu. Objemová hmotnost (Or) zde byla nepatrně horší u MT varianty do hloubky kolem 0,25 m a měla rovnoměrnější profilový průběh. V kambizemi jsou do hloubky 0,1 m sledované fyzikální parametry příznivější u orby, v hloubce 0,15 – 0,3 m jsou srovnatelné a nebo příznivější u bezorebné technologie. Lze shrnout, že černozem nereaguje na změnu technologie zpracování tak rychle a výrazně jako kambizem a vykazuje i nižší rozptyl výsledků ukazatelů, tedy i určitou nižší zranitelnost než kambizem. Dále je zřejmé, že minimalizační systémy lépe zajišťují půdní vláhu, což je významné především v aridnějším klimatu.

**Klíčová slova:** minimální zpracování, fyzikální vlastnosti půdy, změny v půdním profilu

**ABSTRACT**

Some chosen physical properties have been observed in the specific large area experiment (chernozem - Gross Enzersdorf, Austia) and in the middle-term field experiment (cambisol - Studená, Czech Republic) in 2005. There have been compared two technologies “minimum tillage” (MT) and “conventional tillage” (CT). Bulk density (Or) and compaction level (MPa) were more favourable in CT at the depth to 0.1 m but the values were already comparable in both technologies or slightly more favourable in MT at the depth of 0.15 – 0.3 m in cambisol. There were soil moisture conditions more favourable in MT to the depth of 0,2 m. On the contrary, there were soil moisture conditions better in MT in the whole profile during the year in chernozem. Bulk density was more uniform but slightly greater in MT to the depth of 0,25 m in chernozem. It can be said that chernozem reacts slower and insignificantly than cambisol on change tillage technology. It stands to reson that minimum tillage systems support soil moisture and it is significant in arid climate.

**Keywords:** minimum tillage, soil physical properties, soil profiles changes

## Úvod

Optimální plnění produkční funkce půdy je zárukou konkurenceschopnosti hospodařících subjektů. V trvale udržitelných systémech hospodaření je však nutno respektovat i funkce mimoprodukční, zejména environmentální (Hraško, 2003). Uspokojivé plnění všech funkcí zaručuje jen zdravá půda, vyznačující se určitými vlastnostmi. Jedněmi z nejdůležitějších jsou vlastnosti fyzikální. Ty limitují vodně-vzdušné a teplotní poměry v půdě (Ledvina et al., 1997), a tím kromě funkce produkční ovlivňují také funkci transportní, filtrační, akumulační, retenční, stabilizační a nepřímo i funkci transformační (Novák et al., 2002).

Většinu fyzikálních vlastností ovlivňuje především způsob využívání a hospodaření. V orných půdách je rozhodující systém zpracování (Hůla et al., 2002).

Využití různých modifikací bezorebných technologií by mohlo v trvale udržitelných systémech harmonizovat plnění všech výše uvedených funkcí půdy (Horáček, Liebhard, 2004).

Bezorebně obhospodařované plochy se neustále rozšiřují, zejména z ekonomických důvodů (Liebhard, 1997; Hůla et al., 2002). Environmentální hodnota těchto technologií je rovněž značná (Blum, 1990; Šarapatka et al., 2002), ale obtížně se vyčísluje.

Fyzikální parametry půdy v bezorebných (redukovaných) systémech jsou, jako většina ostatních vlastností formovány především hloubkou a intenzitou zpracování. U řady z nich dojde postupem času k jejich výrazné profilové diferenciaci (Sprague a Triplett, 1986; Horáček et al., 2004).

Zavedení technologií s úplným vynecháním orby a jejich akceptace zemědělskou praxí do jisté míry předběhly teoretický výzkum. Zjišťování a kontrola půdních vlastností je proto velice žádoucí, zvláště při dlouhodobém nepřerušovaném uplatňování těchto systémů.

Předkládaný příspěvek hodnotí změny fyzikálních vlastností půdy vlivem minimálního zpracování v rozdílných půdně klimatických podmínkách ve střednědobém časovém horizontu.

## MATERIÁL A METODY

Pokusný pozemek v řepařské výrobní oblasti – lokalita Gross Enzersdorf (GE) – leží cca 20 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. Půdní typ je černozem na prátrské terase tvořené vápenatými sedimenty středně těžkého zrnitostního složení (400 – 450 g.kg$^{-1}$ částic < 0,01 mm), pH 7,5 – 7,6 (obsah uhličitanů 216 – 269 g.kg$^{-1}$, průměrný obsah humusu v $A_p$ horizontu 30,5 g.kg$^{-1}$).

Pokusný pozemek v horších půdně-klimatických podmínkách je součástí pozemků společnosti Stagra s.r.o. Studená (ST) 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)$^{r}$ lehkého až středně těžkého zrnitostního složení (250 – 300 g.kg$^{-1}$ částic < 0,01 mm) na korderitické rule. Průměrné pH v $A_p$ horizontu je 6,2 a průměrný obsah humusu 31,5 g.kg$^{-1}$.

Půdní vzorky pro porovnání vlivu bezorebné minimalizační technologie MT a konvenčně zpracovávané půdy CT byly odebrány na podzim těsně před sklizní, v případě černozemě z hloubek 0 – 0,1; 0,1 – 0,2; 0,2 – 0,3 a 0,3 – 0,4 m. V případě kambizemí z hloubek 0,05 – 0,1; 0,15 – 0,2 a 0,25 –0,3 m.

Pro charakteristiku fyzikálních vlastností byly vybrány: půdní vlhkost $W_{mom}$ určena jednak gravimetricky a dále v případě Gross Enzersdorfu ještě průběžně, a to zabudovanými vlhkostními čidly přímo na stanovišti, objemová hmotnost suché půdy (redukovaná) Or

zjištěna odběrem neporušených půdních vzorků a penetrometrický odpor půdy měřený ručním digitálním penetrometrem (MPa).

## Výsledky

*Z výsledků kontinuálního sledování vlhkosti v hloubce kořenové zóny pokusu na černozemi (GE) jsou patrné značné rozdíly mezi technologiemi zpracování. Největší jsou na jaře, ale trendy rozdílů mezi variantami jsou zachovány po celý rok. Nejnižší vlhkost vykazuje konvenční zpracování (CT), nejvyšší naopak minimální zpracování. Lze do jisté míry zobecnit, že zásoba půdní vody se snižuje s vyšší intenzitou zpracování půdy (graf č. 1) a odpovídá předchozímu sledování (Horáček, Liebhard, 2004).*

Hodnoty penetrometrického odporu černozemě (graf č. 2) ukazují rovněž rozdíly mezi systémy zpracování půdy. Primárně je však zřejmé, že tento odpor v kořenové zóně odpovídá především hloubce a intenzitě zpracování. Penetrometrický odpor má podobný průběh u obou variant až do hloubky kolem 0,2 m. Hlouběji v půdním profilu penetrometrický odpor v MT variantě více méně stagnuje, v CT variantě mírně stoupá. Nejvyšší rozdíly naměřených hodnot mezi variantami jsou v hloubce kolem 0,3 – 0,4 m vrstvách půdy, kde lze u CT najít utuženější vrstvu. Toto utužení doložené i odpovídajícími hodnotami objemové hmotnosti suché půdy $O_r$ (graf č. 3) pak v hloubkách >0,4 m prakticky u obou variant klesá na nižší hodnoty než v utuženější části profilu.

Vlhkostní poměry v provozním pokusu s kambizemí ve Studené (ST) jsou charakterizovány momentální vlhkostí $W_{mom}$ (tab. č. 1). Momentální vlhkost je v povrchové vrstvě příznivější u MT oproti CT (20,03 u MT 5, resp. 17,34 % u CT 5). V hloubce 0,15 – 0,2 m jsou vlhkosti srovnatelné a v největší hloubce 0,25 – 0,3 m je vlhkost o něco příznivější v CT variantě. Hodnoty objemové hmotnosti půdy $O_r$ implikující případné utužení (viz. tab. č. 1) jsou u MT varianty vyšší (horší) v hloubce 0,05 – 0,1 m , v hloubce 0,15 – 0,2 m jsou srovnatelné (nepatrně příznivější v MT) a v hloubce 0,25 – 0,3 m jsou již průkazně lepší v MT variantě oproti CT ($O_r$ 1,58 g.cm$^{-3}$ u MT 25 a 1,68 g.cm$^{-3}$ u CT 25). To znamená, že v $A_p$ horizontu je varianta MT utuženější než orba, ale v podorničí je tomu obráceně. Tuto skutečnost potvrzují i hodnoty penetrometrického odporu půdy, i když v největší posuzované hloubce ne tak výrazně. Naměřené hodnoty penetrometrického odporu však musely být korigovány na vlhkost, a tím mohou mít nižší vypovídací schopnost (Horáček et al. 2003) a proto nejsou uvedeny. Lze shrnout, že MT varianta je v orniční vrstvě utuženější, ale kompaktace stoupá rovnoměrněji než v CT variantě. V podorničí je naopak půda utuženější při konvenčním zpracování.

## DISKUZE A ZÁVĚR

V přesném velkoparcelkovém (černozem – Gross Enzersdorf) a střednědobém provozním (kambizem – Stagra Studená) pokusu byly sledovány vybrané fyzikální vlastnosti půdy při porovnání minimalizační (MT) a konvenční (CT) technologie jejího zpracování v půdním profilu. Fyzikální parametry půdy byly u kambizemě příznivější u CT v hloubce do 0,1 m, v hloubce 0,15 – 0,30 m byly již hodnoty srovnatelné nebo mírně příznivější u MT. Vlhkostní poměry zde byly příznivější v MT variantě do hloubky 0,2 m.

U černozemě byly naopak vlhkostní poměry v průběhu roku lepší u MT v celém půdním profilu. Objemová hmotnost zde u MT varianty byla rovnoměrnější. Hodnoty Or byly do hloubky 0,25 m nepatrně vyšší v MT než v CT, dále je tomu naopak. U CT dochází v hloubce 0,30 m naopak k jejímu zvýšení, kde lze usuzovat na utuženější vrstvu a od této hloubky se hodnoty Or snižují, tedy zlepšují. Podobně se hodnoty Or snižují i v MT variantě od hloubky 0,25 m.

Lze říci, že černozem reaguje na změnu technologie zpracování změnou fyzikálních vlastností jen zvolna.

U kambizemě jsou fyzikální vlastnosti příznivé v zpracovávaných vrstvách u MT i CT – tedy přímo závislé na hloubce zpracování. V hloubkách pod 0,15 m se vyrovnávají a jsou i příznivější u MT oproti CT.

Z dosažených výsledků je zřejmé, že bezorebné systémy mají přednost v lepším zajištění půdní vláhy, významné především v aridnějším klimatu.

Větší diference půdních parametrů i určitou „zranitelnost“ půdního prostředí vykazuje jednoznačně kambizem oproti černozemi.

Tento příspěvek vznikl za podpory grantů 1G57042, MSM 6007665806 a Kontakt č. 2005-19.

## LITERATURA

Blum, W.E.H. (1990): The challenge of soil protection in Europe. Environ. Conser. No. 17, p. 72-74

Horáček, J., Kolář, L., Ledvina, R., Šabatka, J., Čechová, V., Raus, A. (2003): Fyzikální vlastnosti a aktivita mikroorganismů v systémech bezorebného zpracování půdy. Sb. Fyzikální vlast. půdy a jejich interakce s půdními organismy a kořeny rostlin. UPB AV ČR Č. Budějovice, 147-154.

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 systém“.

Hraško, J. (2003): Sú pedogenetické koncepcie prežitkom? In Sb. mezin. Konf. „Druhé pôdoznalecké dni v SR“, Stará Lesná, 13-18

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

Ledvina, R., Horáček, J., Pexa, K. (1997): Fyzikální stav půdy po čtyřletém bezorebném setí technologií Horsch. In: Sbor. Nové trendy ve zpracování půdy. České Budějovice – Zemědělská fakulta Jihočeské univerzity a Agrární komora, 33-38.

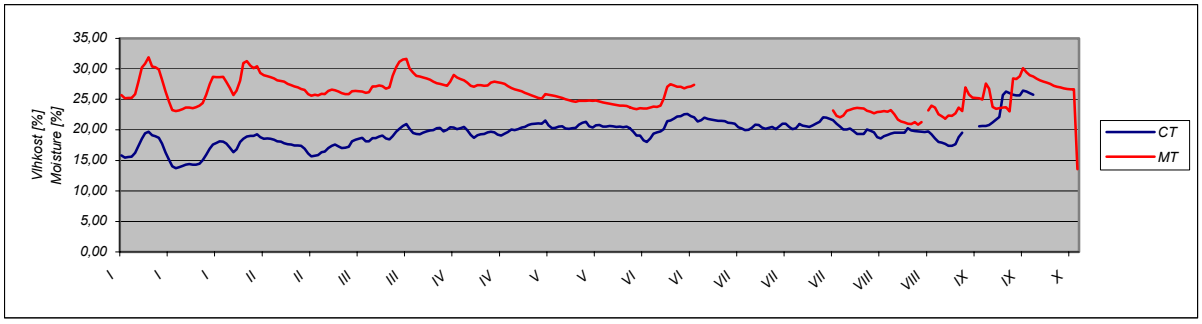
Liebhard, P. (1997): Einfluss der Primärbodenbearbeitung auf Ertrag, Ertragsverhalten und ausgewählte Qualitätskriterien von Zuckerrübe (*Beta vulgaris L.* ssp. *vulgaris* var. *Alltissima* Doell). Die Bodenkultur 48, 3–14.

Novák, P., Valla, M., (2002): Sborník Pedologické dny, ČZU Praha, 137-142

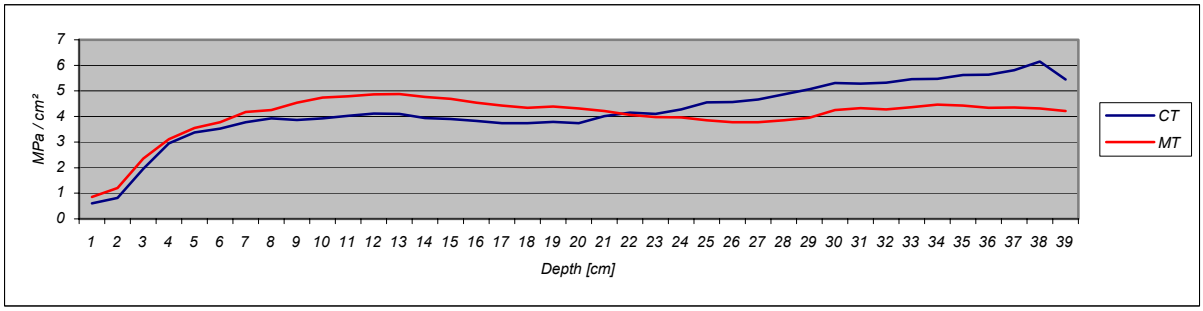
Sprague, G.,B.,Triplett, M.A. (1986): No-tillage and surface-tillage agriculture. John Wiley & Sons, Canada. p.7-45

Šarapatka, B., Dlapa, P., Bedrna, Z. (2002): Kvalita a degradace půdy. Olomouc, Univ. Palackého, ISBN 80 – 244 – 0584 – 9, 232 s.

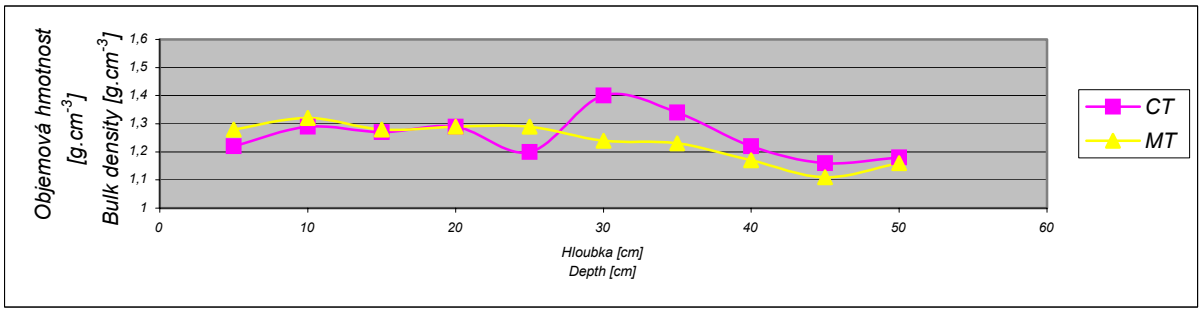
*Graf č. 1: Objemová vlhkost v hloubce od 0 do 30 cm, GE, Rakousko*
**Figure 1: Volumetric moisture at the depth from 0 to 30 cm, GE, Austria**




**Graf č. 2: Penetrometrický odpor v hloubce od 0 do 40 cm, GE, Rakousko**
**Figure 2: Penetrometer resistance at the depth from 0 to 40 cm, GE, Austria**




**Graf č. 3: Objemová hmotnost v hloubce od 0 do 50 cm, GE, Rakousko**
**Figure 3: Bulk density at the depth from 0 to 50 cm, GE, Austria**



Tabulka č. 1: Objemová hmotnost redukovaná ($O_r$) a vlhkost momentální ($W_{mom}$) ve třech hloubkách variant bezorebného (MT) a konvenčního (CT) zpracování ve Studená, ČR

Table 1: Reduced bulk density ($O_r$) and momental moisture ($W_{mom}$) at three depths of minimum tillage (MT) and conventional tillage (CT), Studená, CR

| *Odběr* | *Or (g.cm$^{-3}$)* | *. $W_{mom}$ (%)* | *Odběr* | *Or (g.cm$^{-3}$)* | *$W_{mom}$ (%)* |
|---|---|---|---|---|---|
| *MT 5* | *1,43* | *20,03* | *CT 5* | *1,21* | *17,34* |
| *MT 15* | *1,50* | *19,48* | *CT 15* | *1,53* | *19,32* |
| *MT 25* | *1,58* | *16,34* | *CT 25* | *1,68* | *17,64* |

# VPLYV NEPRIAMYCH HNOJÍV NA NIEKTORÉ PARAMETRE PÔDY

# EFFECT OF SOIL ADDITIVES ON SOME SOIL PARAMETERS

**Peter KOVÁČIK – Juraj CHLPÍK – Magdaléna BARCAJOVÁ – Vladimír ŠIMANSKÝ**

*Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, Fakulta agrobiológie a potravinových zdrojov, Trieda A. Hlinku II, 949 76 Nitra (Peter.Kováčik@uniag.sk)*

**Abstrakt**

V nádobovom pokuse realizovanom vo vegetačnej klietke nachádzajúcej sa v areáli SPU v Nitre ( 48° 18´ N, 18° 05´ E) na hnedozemi modálnej sa sledoval vplyv nepriamych hnojív (Nobasypu, Agrodrapu, humátu sodného a popol - popolčekovej zmesi) na niektoré agrochemicko – pedologické parametre pôdy.

Všetky testované materiály zvyšovali pH pôdy, tlmili oxidáciu uhlíka v pôde a ich vplyv na obsah solí v pôde bol zanedbateľný. Aplikácia humátu sodného a popol – popolčekovej zmesi pozitívne vplývala na zastúpenie humusových látok, a to ako na obsah humínových kyselín, tak i fulvokyselín. Čadičové vaty (Agrodrap a Nobasyp) na rozdiel od popol-popolčekovej zmesi a humátu sodného zvyšovali sorpčnú kapacitu pôdy a pórovitosť a následne znižovali objemovú hmotnosť. Aplikácia uvedených materiálov determinovala hladinu 11-tich ťažkých kovov v pôde takmer nemerateľným spôsobom.

**Kľúčové slová:** nepriame hnojivá, čadičové vaty, humát sodný, popol – popolčeková zmes, ťažké kovy

**Abstract**

The effect of soil additives (Nobasyp, Agrodrap, sodium humate and ash – fly ash mixture) on the some pedological and agrochemical parameters of the soil have been investigated on Haplic Luvisol in the pot trial realised in vegetative cage placed on the territory of Slovak Agricultural University in Nitra (48°18´N, 18°05´E).

Basalt wools, ash – fly ash mixture and sodium humate have mildly increased pH of soil and they inhibit the oxidation of carbon in the soil and their influence on salt concentration in soil was minimal, too. Applications of sodium humate and ash – fly ash mixture influenced positively the content of humic substances, both humic and fulvic acids. The wools unlike ash – fly ash mixture and sodium humate have increased the sorption capacity and porosity of soil and, sequentially, they decreased volume weight. The application of these materials has hardly determined the level of 11 heavy metals in the soil.

**Key words:** soil additives, basalt (rock) wools, sodium humate, ash – fly ash mixture, heavy metals

## ÚVOD

Nepriame hnojivá nie sú významnými nositeľmi živín, avšak ich pôsobením na fyzikálne, chemické a biologické parametre pôdy prípadne priamo na rastlinu, dochádza k lepšiemu využitiu živín z pôdy, hospodárskych a priemyselných hnojív, prípadne

k intenzívnejšej fixácii vzdušného dusíka a následne k tvorbe vyšších a často krát i kvalitnejších úrod (Kumar et al., 1988; Pathan et al., 2002; Kováčik, 2005).

Slovenská vedeckovýskumná základňa venuje problematike pôdnych pomocných látok pomerne malú pozornosť. Najlepšie sú zdokumentované vlastnosti a účinky materiálov používaných v okrasnom záhradníctve, resp. zeleninárstve - ílovité minerály a horniny používané v mletých, drvených a žíhaných formách, penoplasty, ihličie, kokosové vlákna, lignit a iné (Grejtovský et al., 1998, Kováčik et al., 2001).

Cieľom nášho pokusu bolo zistiť a porovnať vplyv v praxi už uplatňujúceho sa humátu sodného a menej známych materiálov (popol popolčeková zmes, Nobasyp, Agrodrap) na parametre pôdy.

## MATERIÁL A METÓDY

Nádobový pokus sa realizoval vo vegetačnej klietke nachádzajúcej sa v areáli SPU v Nitre ( 48° 18´ N, 18° 05´ E). Do tridsať kilogramových nádob sa navážilo 23,5 kg hnedozeme modálnej, ktorej agrochemické parametre sú uvedené v tabuľke 1 a ich metódy stanovenia pod danou tabuľkou. Celková sorpčná kapacita naváženej zeminy bola 165,5 $mmol.kg^{-1}$ s 87,9 %-ným stupňom nasýtenia bázickými katiónmi.

Vysialo sa 100 zŕn jačmeňa jarného (odroda Expres). Povrch pôdy sa zapieskoval sterilným pieskom (1,5 kg) v dôsledku čoho celková hmotnosť nádoby bola 25 kg. Po vzídení jačmeňa sa počet jedincov na nádobu vytrhaním zjednotil na 75 jedincov. Vlhkosť zeminy sa udržiavala na hladine 60 % PVK pravidelným polievaním vodou. Pokus mal 5 variantov so štvornásobným opakovaním (tab. 2). Dávka popol – popolčekovej zmesi (PPZ) predstavovala 0,1 % z hmotnosti naváženej zeminy a zodpovedala poznatkom Cervelliho et al. (1988) o použití popolov pri pestovaní rôzne citlivých rastlín. Aplikačná dávka humátu sodného rešpektovala poznatky Richtera a Hlušeka (1991) odporúčajúcich v nádobových pokusoch aplikovať pevný humát sodný v množstve 300 $kg.ha^{-1}$. Dávka Nobasypu a Agrodrapu bola zvolená na základe konzultácií s pracovníkmi UKSUP-u, pobočka Zvolen.

**Tabuľka 1** Agrochemické parametre pôdy a testovaných materiálov použitých v nádobovom pokuse

| Materiál | N-$NH_4^+$ | N-$NO_3^-$ | $N_{an}$ | P | K | Ca | Mg | $pH_{KCl}$ | $C_{ox}$ | EC |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | $mg.kg^{-1}$ | | | | | | | | % | $mS.cm^{-1}$ |
| Pôda | 6,6 | 2,2 | 8,8 | 32 | 339 | 2 050 | 331,5 | 5,66 | 1,88 | 0,03 |
| Humát sodný | 3 125 | 6,5 | 3 132 | 165 | 27250 | 52000 | 2 840 | 9,66 | 44,99 | - |
| PPZ* | 2,6 | 1,1 | 3,7 | 12 | 108,5 | 3 400 | 1 450 | 12,35 | 4,43 | 0,05 |
| Agrodrap | 10,12 | 0,45 | 10,57 | 35 | 602 | 3850 | 331,5 | 10,08 | 3,65 | 0,02 |
| Nobasyp | 7,66 | 3,15 | 10,81 | 31 | 618 | 9100 | 361,5 | 9,66 | 3,34 | 0,02 |

$pH_{KCl}$ - výmenná pôdna reakcia – exchangable soil reactoin
N-$NH_4^+$ - amónny dusík (kolorimetricky, Nesslerovo činidlo)
N-$NO_3^-$ - dusičnanový dusík (kolorimetricky, kyselina fenol- 2,4 disulfónová
$N_{an}$ - anorganický dusík (početne, N-$NH_4^+$ + N-$NO_3^-$)
P – prístupný fosfor (kolorimetricky, Mehlich II)
K – prístupný draslík (plameňová fotometria, Mehlich II)
Mg – prístupný horčík (atómový absorpčný spektrofotometer, Mehlich II)
$C_{ox}$ – oxidovateľný uhlík
EC – špecifická elektrická vodivosť

*PPZ – popol –popolčeková zmes

Použitá popol – popolčeková zmes je odpadným produktom spoločnosti US Steel Košice vznikajúca zmiešaním popola a popolčeka získaných pri výrobe tepla. Humát sodný (sodná soľ humínových kyselín) je českého pôvodu a je vyrobený alkalickou extrakciou z nízko kalorického, nedokonale zuholnateľného podpovrchového uhlia nazývaného kapucín. Nobasyp a Agrodrap sú čadičové vaty produkované spoločnosťou Izomat Nová Baňa. Nobasyp je recyklovaný (mletý) Nobasil (tepelno izolačný materiál používaný v stavebníctve). Agrodrap je recyklovaný (drápaný) Agroban (pestovateľský substrát uplatňujúci sa pri hydroponickom pestovaní rastlín). Vo všetkých testovaných materiáloch sa stanovili základné agrochemické parametre (tab. 1) a celkový obsah ťažkých kovov (tab.3). Namerané údaje boli porovnané s limitnými hodnotami pre pôdne pomocné materiály, na základe čoho sa zistilo, že hladina všetkých normou určených ťažkých kovov (Cd, Pb, Hg, As, Cr, Ni) bola v popol-popolčekovej zmesi a Agrodrape podlimitná. V Nobasype sa stanovil nadlimitný obsah chrómu a v humáte sodnom arzénu (doposiaľ nepublikovaný údaj). Keďže sa jedná o základný výskum v poľnohospodárskej výrobe menej známych a neznámych materiálov, nielen popol-popolčeková zmes a Agrodrap, ale i humát sodný a Nobasyp, napriek zisteným obsahom As a Cr, boli zaradené do pokusov. Po zistení ich vplyvu na pestované rastliny, fyzikálne, chemické a biologické parametre pôdy vyvstane otázka či je vôbec potrebné riešiť otázku zníženia hladiny As v humáte a Cr v Nobasype, alebo akým spôsobom.

Namerané hodnoty kovov v humáte nebolo možné konfrontovať s výsledkami autorov používajúcich zhodný humát sodný, pretože ich práce predmetné údaje neposkytujú, čo poukazuje na skutočnosť, že mnohé domáce vedecké pracoviská si pred zaradením látok do pokusov neoverujú deklarované parametre, pričom kvalitatívna variabilita humátov je zákonitá. Vyrábajú sa z nehomogénneho materiálu (z podpovrchového uhlia).

Po zbere úrody sa z celého profilu každej nádoby odoberala vzorka zeminy v ktorej sa stanovili základné agrochemické a pedologické parametre a celkové obsahy ťažkých kovov pomocou HF + $HClO_4$ (atómový absorpčný spektrofotometer Pye Unicam).

Príspevok vznikol na základe riešenia grantového projektu VEGA č. 1/1346/04

**Tabuľka 2** Varianty pokusu

| Variant | | Dávka | |
|---|---|---|---|
| označenie | charakteristika | $t.ha^{-1}$ a $kg.ha^{-1}$ | $g.nádoba^{-1}$ |
| 0 | Pôda – kontrolný variant | - | - |
| NS | Nobasyp | 20 $t.ha^{-1}$ | 166,7 |
| AD | Agrodrap | 20 $t.ha^{-1}$ | 166,7 |
| Hum | Humát sodný | 300 $kg.ha^{-1}$ | 2,5 |
| PPZ | Popol popolčeková zmes | 3 $t.ha^{-1}$ | 25 g |

**Tabuľka 3** Obsah ťažkých kovov v popol – popolčekovej zmesi a limitné hodnoty ťažkých kovov pre pôdne pomocné látky

| Materiál | Cd | Pb | Hg | As | Cr | Ni |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | $mg.kg^{-1}$ | | | | | |
| Popol – popolčeková zmes | < 1 | < 5 | 0,366 | < 0,04 | 34,3 | 34,0 |
| Agrodrap | < 1 | < 5 | 0,002 | < 0,04 | 49,1 | 37,6 |
| Nobasyp | < 1 | < 5 | 0,002 | < 0,04 | 60,3 | 41,6 |
| Humát | 0,1 | 5,11 | 0,385 | 18,4 | 36,6 | 44,4 |
| Limitné hodnoty ťažkých kovov pre pôdne pomocné látky | 1,0 | 10,0 | 1,0 | 10,0 | 50,0 | 50,0 |

## VÝSLEDKY A DISKUSIA

Všetky testované materiály mierne zvyšovali pH pôdy, tlmili oxidáciu uhlíka a ich pôsobenie na hladinu solí bolo minimálne (tab. 4), čo je v súlade s poznatkami Cervelli et al. (1988), Kováčik a Barcajová (2005) uvádzajúcich kladný vplyv popolov a popolčekov na hladinu uhlíka. Aplikácia humátu sodného a popol – popolčekovej zmesi pozitívne vplývala nielen na obsah $C_{ox}$, ale aj na obsah humínových kyselín a fulvokyselín.

**Tabuľka 4** Agrochemické parametre pôdy po skončení pokusu

| Variant | N-$NH_4^+$ | N-$NO_3^-$ | $N_{an}$ | P | K | Ca | Mg | $pH_{KCl}$ | EC | $C_{ox}$ | $C_{HK}$ | $C_{FK}$ |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | mg.kg$^{-1}$ | | | | | | | | mS.cm$^{-1}$ | % | | |
| 0 | 3,2 | 3,8 | 7,0 | 50,0 | 265 | 1 800 | 250 | 5,76 | 0,025 | 1,166 | 0,140 | 0,222 |
| NS | 2,0 | 5,0 | 7,0 | 33,75 | 300 | 2 000 | 470 | 5,90 | 0,025 | 1,190 | 0,134 | 0,222 |
| AD | 1,2 | 3,6 | 4,8 | 31,25 | 270 | 1 600 | 375 | 5,92 | 0,025 | 1,274 | 0,147 | 0,218 |
| Hum | 2,0 | 3,6 | 5,6 | 30,0 | 255 | 1 100 | 352 | 5,85 | 0,025 | 1,203 | 0,152 | 0,242 |
| PPZ | 1,2 | 4,0 | 5,2 | 77,5 | 245 | 1 300 | 310 | 5,78 | 0,035 | 1,277 | 0,155 | 0,227 |

Najvýraznejší neutralizačný efekt na pôdu malo použitie čadičových vát (Agrodrapu a Nobasypu). Naopak, použitie popol-popolčekovej zmesi (najvyššie pH – 12,35) malo relatívne najslabší neutralizačný efekt, ako dôsledok približne 7 násobne menšej aplikačnej dávky PPZ v porovnaní s čadičovými vatami (tab. 1 a 2).

Poznajúc parametre čadičových vát používaných k hydroponickému pestovaniu rastlín, očakávalo sa, že aplikáciou Agrobanu a Nobasypu sa zvýši sorpčná kapacita pôdy, zmenší sa objemová hmotnosť pôdy a následne sa zväčší pórovitosť pôdy. Uvedený predpoklad sa potvrdil (tab. 5). Naopak, humát sodný a popol-popolčeká zmes pôsobili na pórovitosť pôdy a celkovú sorpčnú kapacitu pôdy negatívne.

**Tabuľka 5** Niektoré pedologické parametre pôdy po skončení pokusu

| Variant | T | V | Objemová hmotnosť | | Pórovitosť |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | vlhkej pôdy | suchej pôdy | |
| | mmol.kg$^{-1}$ | % | g.cm$^{-3}$ | | % |
| 0 | 174,95 | 90,20 | 1,41 | 1,22 | 54,14 |
| NS | 237,35 | 94,46 | 1,34 | 1,15 | 55,59 |
| AD | 204,99 | 93,42 | 1,39 | 1,19 | 54,75 |
| Hum | 158,04 | 90,36 | 1,44 | 1,25 | 52,47 |
| PPZ | 150,24 | 89,86 | 1,34 | 1,22 | 53,07 |

Z hľadiska vplyvu testovaných materiálov na hladinu ťažkých kovov v pôde, údaje prezentované v tabuľke 6 jednoznačne potvrdzujú nerizikovosť ich aplikácie do ornej pôdy. Ani jeden z jedenástich sledovaných ťažkých kovov, s výnimkou niklu pri humáte sodnom (v praxi používanom materiáli) nebol aplikáciou testovaných čadičových vát a popol-popolčekovej zmesi výraznejšie zvýšený. Naopak, obsahy chrómu, zinku, medi, mangánu i železa boli v niektorých prípadoch znížené. Obsahy všetkých kovov boli hlboko pod limitnými hodnotami.

**Tabuľka 6** Vplyv Nobasypu, Agrodrapu, humátu sodného a popol – popolčekovej zmesi na obsah ťažkých kovov v pôde po skončení pokusu

| Variant | Cd | Pb | Cr | Zn | Cu | Co | Ni | Mn | Fe |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | mg.kg$^{-1}$ | | | | | | | | |
| 0 | 0,96 | 30,4 | 46,0 | 58,8 | 18,8 | 15,6 | 30,4 | 712,4 | 21760 |
| NS | 1,16 | 33,2 | 45,6 | 62,4 | 17,2 | 15,6 | 30,0 | 722,4 | 21360 |
| AD | 1,12 | 33,2 | 47,6 | 56,4 | 18,8 | 15,6 | 31,6 | 725,2 | 23000 |
| Hum | 1,12 | 32,8 | 45,2 | 53,6 | 18,0 | 16,4 | 40,4 | 706,0 | 21640 |
| PPZ | 1,04 | 32,0 | 45,6 | 62,4 | 19,2 | 16,0 | 35,6 | 721,2 | 22440 |

**Literatúra**


CERVELLI, S. - PETRUZZELLI, B. - PERNA, A. - BONARI, E. (1988): Efficient use of nitrogen fertilizers in the presence of waste materials (fly ashes). In: Nitrogen efficiency in agricultural soils. Els. App. Science London and New York. 1988, p. 158-170.

GREJTOVSKÝ, A. – REPČÁK, M. – GIANITS, L. (1998): The influence of soil cadmium eliminating sorbents on Chamomila recutita. In: J. Environ. Sci. Health, B 33, vol. 3, p. 307 – 316.

HLUŠEK, J. – RICHTER, R. (1992): Koncentrace makroživin v bramborách při pěstování na kontaminované půde ťežkými kovmi po aplikací půdních zlepšovačů. In: Rostl. Výr., 38, 1992, č. 1, s. 97 – 106.

KOVÁČIK, P. – VARGA, L. – DUCSAY. L. (2001): Pestovateľské substráty. Nitra : VES SPU v Nitre. 2001, 89 s. ISBN: 80-7137-875-5.

KOVÁČIK, P. (2005): Výživa a hnojenie rastlín v ekologickom poľnohospodárstve. In: Bartošová et al., Udržateľné a ekologické poľnohospodárstvo. Ves SPU Nitra : 2005, s. 311 – 388, ISBN – 80-8069-556-3.

KOVÁČIK, P. – BARCAJOVÁ, M. (2005): Influence of sodium humate and slag-ash mixture on soil carbon content. In: Proceedings of the 6th International Conference „Humic substances in Ecosystems“. Rackova dolina 19 – 22. 6. 2005. s. 92 - 94

KUMAR, V. – GOSWAMI, G. – ZACHARIA, K. A. (1988): Fly Ash Use in Agriculture: Issues & Concerns. In: Proceedings of International Conference on Flyash Disposal and Utilization, vol. I (FAM and CBIP, New Dehli, 20 – 22 january, 1988, pp. (vi), 1 – 7.

PATHAN, S. M. – AYLMORE, L. A. G. – COLMER, T. D. (2002): Reduced leaching of nitrate, ammonium and phosphorus in a sandy soil by fly ash amendment. In: Australian J. Soil Res., 40, 2002, No. 7, p. 1201 – 1211.

RICHTER, R. – HLUŠEK, J. 1991. Využití půdních zlepšovačú ke znížení obsahu některých cizorodých prvků u brambor. In: Agrochémia 31, č. 11, 248 – 251.

# ZMĚNY OBSAHU ŽIVIN V PŮDĚ NA DLOUHODOBÝCH VÝŽIVÁŘSKÝCH POKUSECH

# CHANGES OF A NUTRIENTS CONTENT IN THE SOIL AT LONG-TERM FIELD EXPERIMENTS

**EVA KUNZOVÁ**

*Výzkumný ústav rostlinné výroby Praha 6- Ruzyně, Drnovská 507,*
*161 06 Praha 6-Ruzyně, ČR*
*kunzova@vurv.cz*

**ABSTRAKT**
Ke studiu vlivu stanovištních podmínek na změny obsahů přístupného fosforu, draslíku a půdní reakce jsme použili výsledky dlouhodobých výživářských stacionárních pokusů, označovaných VOP, umístěných na ekologicky rozdílných stanovištích v Ivanovicích, Čáslavi a Lukavci. Bylo porovnáváno období 2001 – 2004 na 4 variantách hnojení, odebíraných každoročně po sklizni; (021 absolutní nula, pouze 1x za 4 roky vápněno), 011 (hnůj k okopaninám), 024 (hnůj + $N_2$) a 014 (hnůj + $N_2$PK).

**KLÍČOVÁ SLOVA:** dlouhodobé pokusy, pH, obsah živin, fosfor, draslík, hořčík

**ABSTRACT**
Results of three long-term stationary fertilizer experiments (denoted as VOP) were used to analyze the changes of the content of available phosphorus, potassium and soil pH. The experiments were conducted at Ivanovice, Čáslav and Lukavec, sites with wide range of soil-climate conditions. Data from years (2001 – 2004) and four treatments were compared. Soil samples were taken after harvest. 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 + $N_2$PK).

**KEY WORDS:** long-term trials, pH, nutrient content, phosphorus, potassium, magnesium

## ÚVOD

Dlouhodobé hnojení významně ovlivňuje agrochemické vlastnosti půd a produkční schopnosti stanoviště**.** Ke studiu vlivu stanovištních podmínek na změny obsahů přístupného fosforu, draslíku a půdní reakce jsme použili výsledky z dlouhodobých výživářských stacionárních pokusů.

## MATERIÁL A METODY

Dlouhodobé výživářské pokusy VOP byly založeny na podzim 1956 na stanovištích Ivanovice, Čáslav a Lukavec, na 4 honech s jednotným osevním postupem - se 12ti 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 LAV, 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.

Výrobní a půdně klimatické podmínky stanovišť uvádí tabulka 1. Osevní sled v letech 2001 až 2004 na jednotlivých honech uvádí tabulka 2 a dávky živin tabulka č. 3.

Tab. 1 Výrobní a půdně klimatické podmínky stanovišť

| Stanoviště: | Ivanovice na Hané | Čáslav u Kutné Hory | Lukavec u Pacova |
|---|---|---|---|
| Výrobní typ | řepařský | řepařský | bramborářský |
| Nadmořská výška v m n.m | 225 m | 263 m | 620 m |
| Půdní podmínky: | | | |
| Půdní genetický typ | degradovaná černozem | silně degradovaná černozem | kambizem |
| 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 Plodiny zařazené v letech 2001- 2004

| rok | hon 1 | hon 2 | hon 3 | hon 4 |
|---|---|---|---|---|
| 2001 | ječmen j.s pods. | brambory | pšenice ozimá | ječmen oz. |
| 2002 | jetel luční | ječmen j.s pods. | brambory | pšenice ozimá |
| 2003 | pšenice ozimá | jetel luční | ječmen j.s pods. | brambory |
| 2004 | kukuřice na sil. | pšenice ozimá | jetel luční | ječmen j.s pods. |

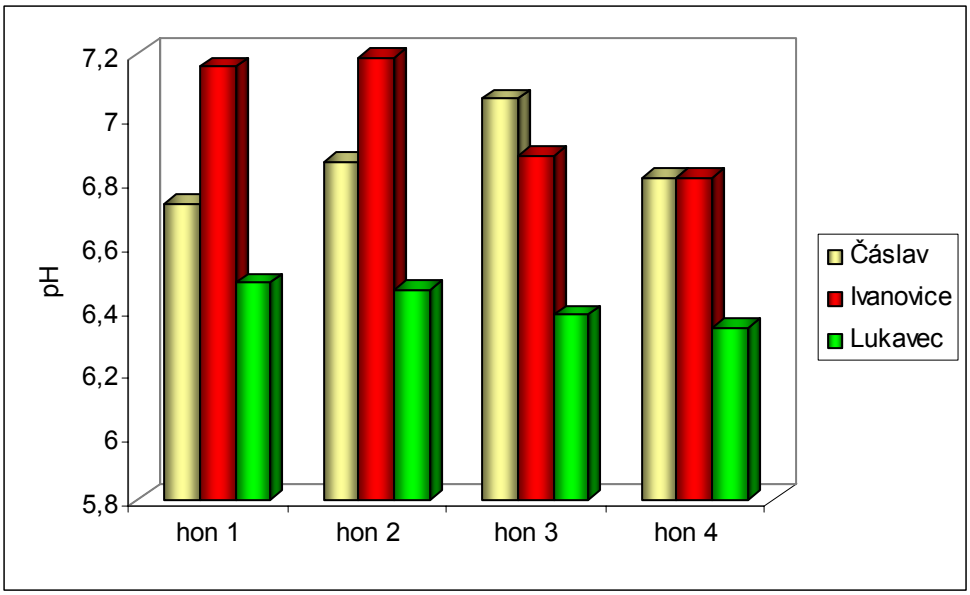
Tab. 3 Celkem dodáno v letech 2001- 2004

| | hon 1 | hon 2 | hon 3 | hon 4 |
|---|---|---|---|---|
| hnůj | 40 | 40 | 40 | 40 |
| vápnění | 2 | 2 | 2 | 2 |
| $N_2$ | 160 | 160 | 160 | 240 |
| $P_2O_5$ | 140 | 140 | 140 | 200 |
| $K_2O$ | 120 | 120 | 120 | 240 |

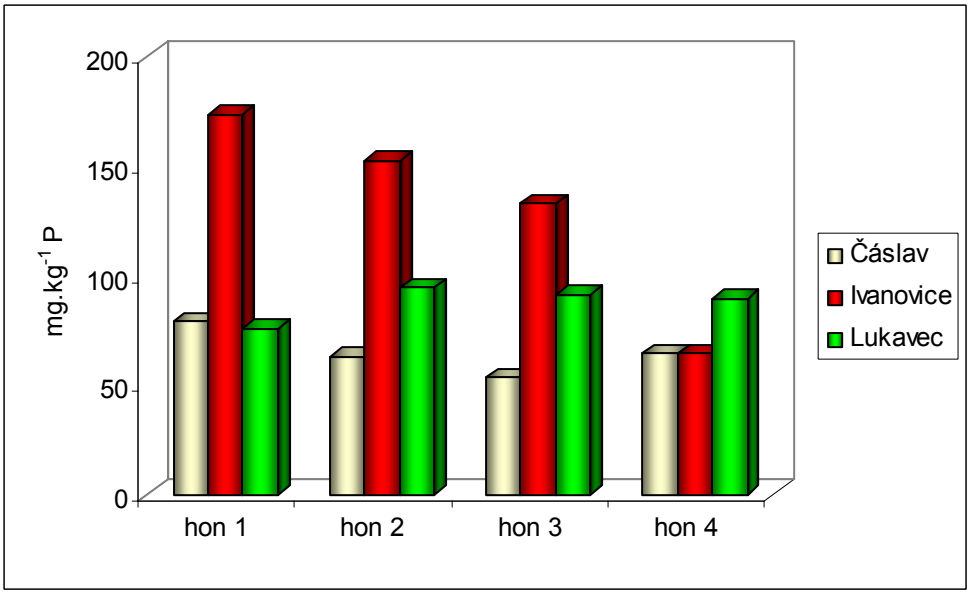
**VÝSLEDKY**

V grafech 1 až 4 jsou znázorněny vlivy dlouhodobého hnojení na změny půdní reakce a změny přístupných živin na jednotlivých honech v rámci osevního sledu v letech 2001 -2004.

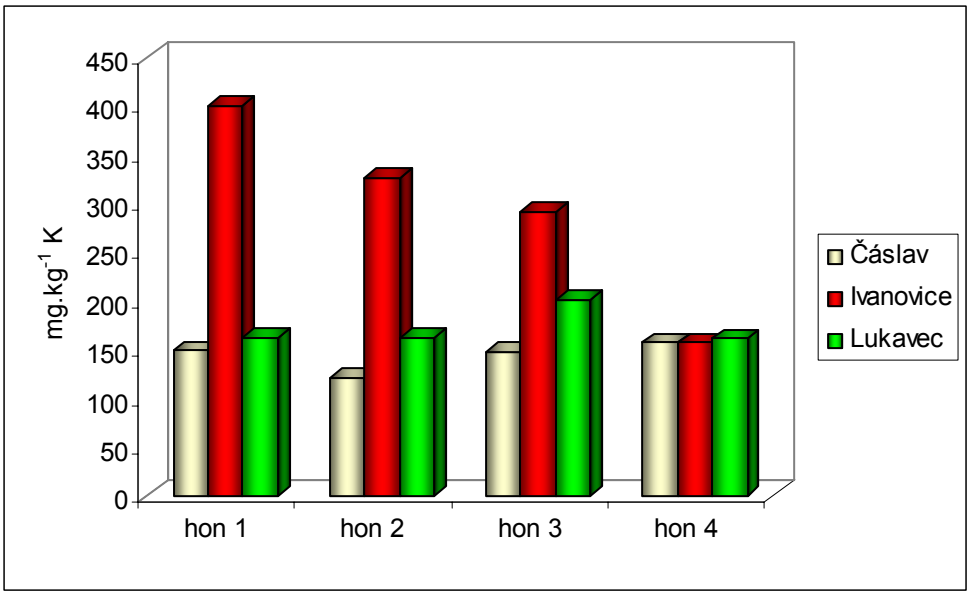
Graf 1 Vliv dlouhodobého hnojení na změny půdní reakce v pokusech VOP



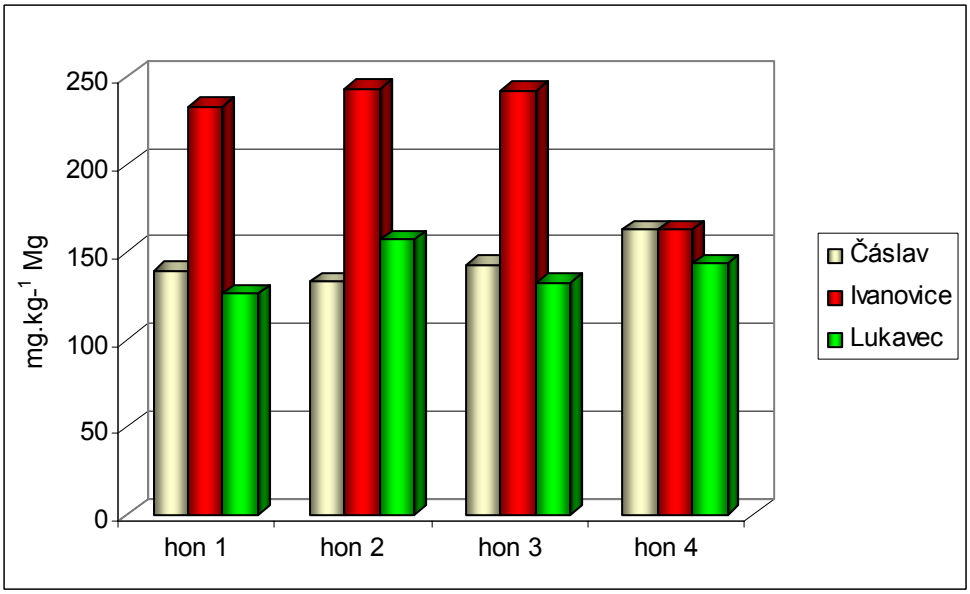

Graf 2 Obsah přístupného fosforu v $mg.kg^{-1}$ půdy v pokusech VOP




Graf 3 Obsah přístupného draslíku $mg.kg^{-1}$ půdy v pokusech VOP




Graf 4 Obsah přístupného hořčíku v mg.kg$^{-1}$ půdy v pokusech VOP




**DISKUZE A ZÁVĚR**

Variabilitu hodnoceného souboru hodnot ovlivnilo stanoviště a z uplatněných opatření především hnojení hnojem a zařazení plodiny v osevním postupu. Obsahy přístupných živin je závislý na dávce dodaných živin, zařazení plodin v osevním postupu a také na klimatických podmínkách stanoviště. Průkazné zvýšení přístupného fosforu a draslíku bylo zaznamenáno na stanovišti Ivanovice na honech 1 až 3. Pokles pH se stupňovanou intenzitou hnojení minerálními hnojivy byl nejvýraznější na stanovišti Lukavec. 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.

**LITERATURA**

Baier, J. Baierová, V. Bartošová, Z. Ledvinková, D., Kohnová, I.(2000): Souhrn výsledků Dlouhodobých stacionárních výživářských pokusů (VOP) z let 1957-1998, VÚRV.

Kunzová, E.; Baierová, V.; Bartošová, Z.(2005): Effect of location on yields of winter wheat, spring spring barely and potatoes in long-term stationary experiments (1963-2004). In: Book of Abstracts International Conference on *"The Role of Long-term Field Experiments in Agricultural and ecological Sciences", p. 52.*

Kunzová, E. (2004): Vliv dlouhodobého hnojení na změny půdní reakce v dlouhodobých výživářských pokusech. Sborník referátů „10. Pedologické dny 2004". Roztoky u Křivoklátu, s. 46-47.

Příspěvek byl vypracován v rámci řešení Výzkumného záměru Ministerstva zemědělství České republiky MZe 0002700601.

# VLIV HNOJENÍ NA ODBĚR ŽIVIN U DLOUHODOBÝCH POKUSŮ V LUKAVCI V LETECH 2001-2004

# EFFECT OF THE FERTILIZATION ON THE UPTAKE NUTRIENTS IN THE LONG-TERM TRIALS IN 2001-2004

**EVA KUNZOVÁ**

*Výzkumný ústav rostlinné výroby Praha 6- Ruzyně, Drnovská 507,*
*161 06 Praha 6-Ruzyně, ČR*
*kunzova@vurv.cz*

**ABSTRAKT**
Dlouhodobý výživářský pokus na stanovišti Lukavec u Pacova byl založen na půdním type kambizem na podzim 1956, se 12 variantami hnojení 4x opakovanými. Odběr živin je závislý na dávce dodaných živin, zařazení plodin v osevním postupu a také na klimatických podmínkách stanoviště. Vynechání jeteloviny v osevním postupu na honu 4 mělo za následek, že odběry živin klesly zhruba na polovinu v porovnání s honem 3. Při statistickém hodnocení byly zjištěny významné rozdíly mezi variantami.

**KLÍČOVÁ SLOVA:** dlouhodobé pokusy, odběr živin N, P, K, Ca, Mg

**ABSTRACT**
A long-term nutrition test at Lukavec near Pacov testing site was based on a kambiyem soil type in autumn 1956, using 4 times repeated 12 fertilization varieties. 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. Trefoil omission at sowing succession in a No.4 tract caused declining of nutrients take-off approximately by a half compared with No. 3 tract. Significant differences among varieties were discovered during a statistic evaluation.

**KEY WORDS:** long-term trials, uptake nutriet, N, P, K, Ca, Mg

## ÚVOD
Dlouhodobý stacionární výživářský pokus (VOP), založený na pracovišti Výzkumného ústavu rostlinné výroby Praha-Ruzyně na podzim r. 1956 v Lukavci, byl určen pro řešení otázek výživy rostlin a hnojení a udržení půdní úrodnosti v bramborářské výrobní oblasti. Získané výsledky umožňují studovat a poznávat zákonitosti a změny půdní úrodnosti, výnosů a kvality hospodářských produktů při dlouhodobém používání hnojiv v osevním postupu s přihlédnutím ke konkrétním půdním a klimatickým podmínkám.

## MATERIÁL A METODY
Dlouhodobý výživářský pokus na stanovišti Lukavec byl založen na půdním typu kambizem na podzim roku 1956, s 12ti variantami hnojení 4krát opakovanými. Velikost modelových pokusných honů činí 40 arů, rozdělených na 48 parcel (8x8), sklizňová parcela je 5x5 m2. Odběr živin (N, P, K, Ca a Mg) byl sledován na 4 honech a na 4 variantách; (021 absolutní nula, pouze 1krát za 4 roky vápněno), 011 (hnůj k okopaninám), 024 (hnůj + N2) a 014 (hnůj + N2PK). Dávky živin uvádí tabulka č. 2. Osevní sled v letech 2001 až 2004 na jednotlivých honech uvádí tabulka 1 a dávky živin tabulka č. 2. Klimatické podmínky stanoviště Lukavec od roku 1964 – 2004 jsou uvedené v grafu 1.

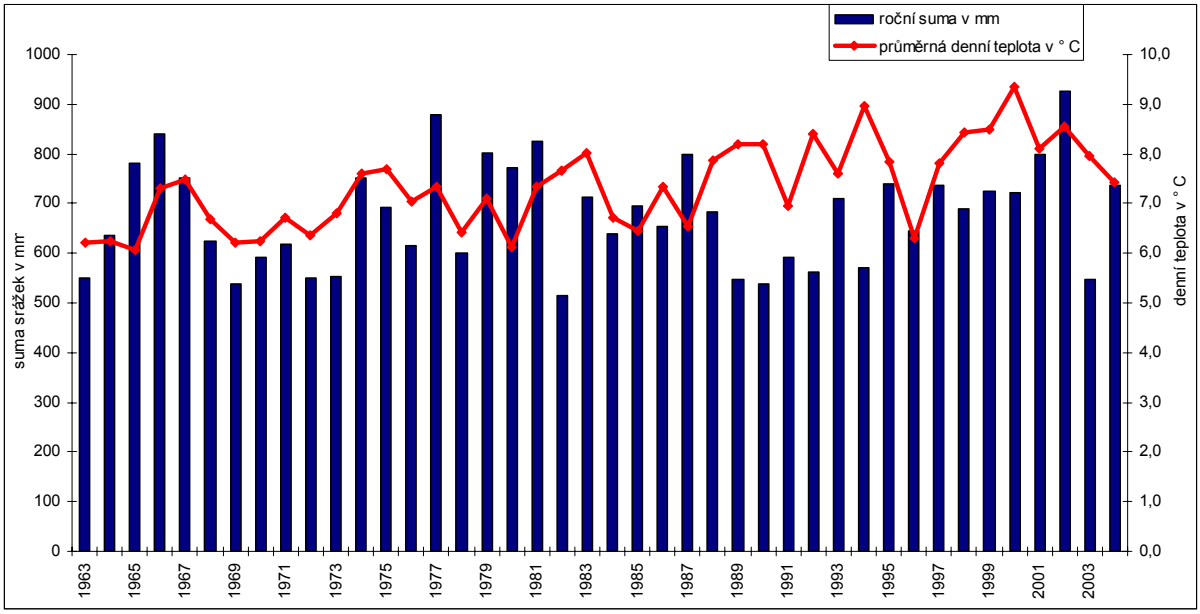
Tab. 1 Plodiny zařazené v letech 2001- 2004

| rok | hon 1 | hon 2 | hon 3 | hon 4 |
|---|---|---|---|---|
| 2001 | ječmen j.s pods. | brambory | pšenice ozimá | ječmen oz. |
| 2002 | jetel luční | ječmen j.s pods. | brambory | pšenice ozimá |
| 2003 | pšenice ozimá | jetel luční | ječmen j.s pods. | brambory |
| 2004 | kukuřice na sil. | pšenice ozimá | jetel luční | ječmen j.s pods. |

Tab. 2 Celkem dodáno v letech 2001- 2004

| | hon 1 | hon 2 | hon 3 | hon 4 |
|---|---|---|---|---|
| **hnůj** | **40** | **40** | **40** | **40** |
| **vápnění** | **2** | **2** | **2** | **2** |
| **$N_2$** | **160** | **160** | **160** | **240** |
| **$P_2O_5$** | **140** | **140** | **140** | **200** |
| **$K_2O$** | **120** | **120** | **120** | **240** |

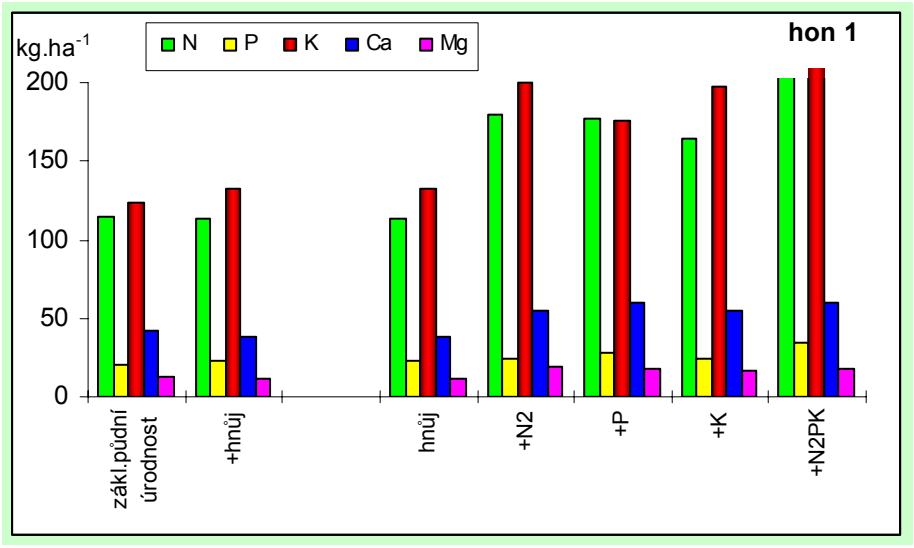
Graf 1 Klimatické podmínky v Lukavci v letech 1963 – 2004



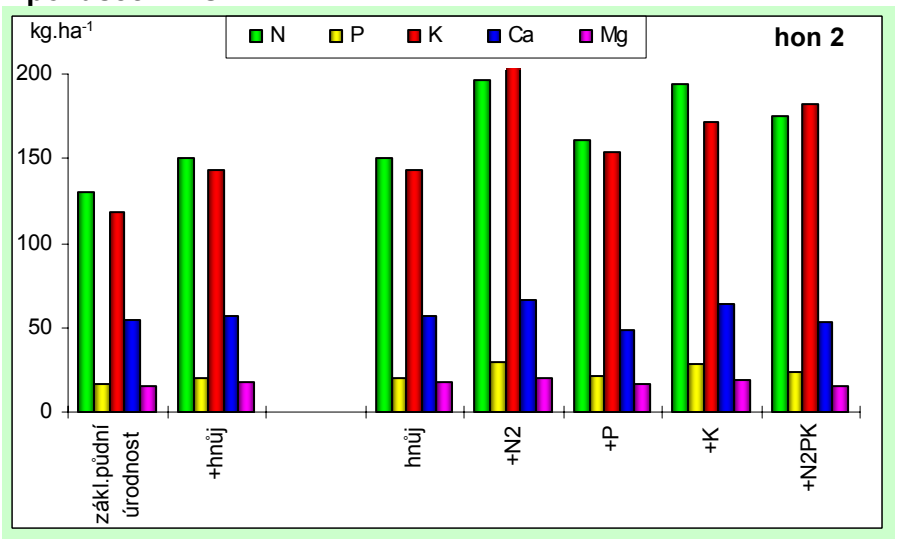

**VÝSLEDKY**

V grafech 2 až 5 jsou znázorněny odběry živin - N, P, K Ca a Mg v kg.ha$^{-1}$ na honech 1- 4 v letech 2001 -2004.

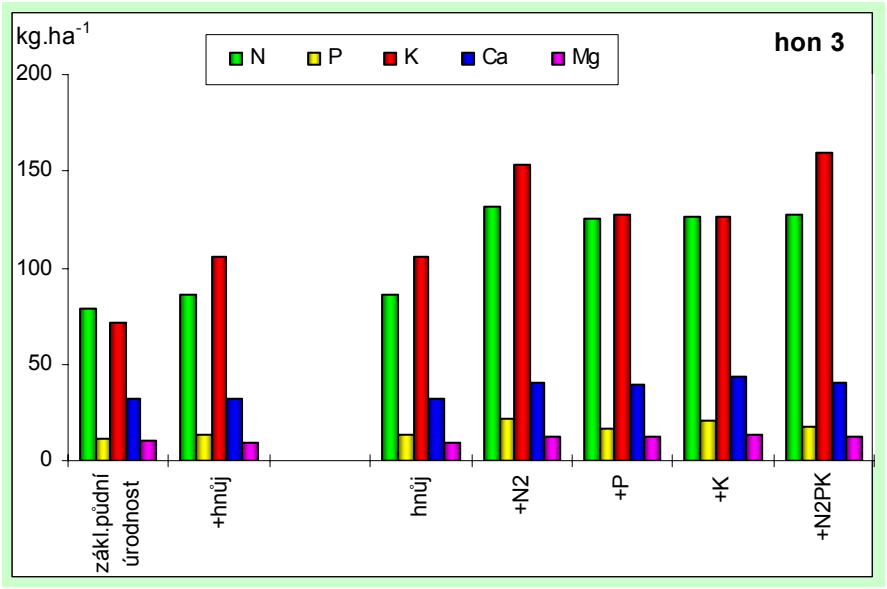
**Graf 2 Vliv hnojení na odběr živin sklizní v kg.ha$^{-1}$ v letech 2001-2004 na honu 1 v pokusech VOP.**



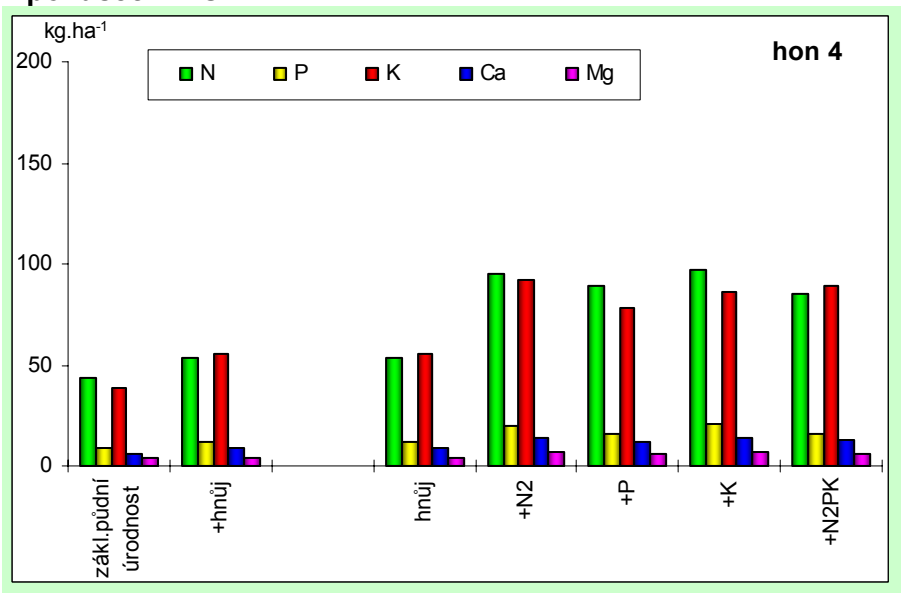

**Graf 3 Vliv hnojení na odběr živin sklizní v kg.ha$^{-1}$ v letech 2001-2004 na honu 2 v pokusech VOP.**




**Graf 4 Vliv hnojení na odběr živin sklizní v kg.ha$^{-1}$ v letech 2001-2004 na honu 3 v pokusech VOP.**




**Graf 5 Vliv hnojení na odběr živin sklizní v kg.ha$^{-1}$ v letech 2001-2004 na honu 4 v pokusech VOP.**




## DISKUZE A ZÁVĚR

Odběr živin je závislý na dávce dodaných živin, zařazení plodin v osevním postupu a také na klimatických podmínkách stanoviště. Vynechání jeteloviny v osevním postupu na honu 4 mělo za následek, že odběry živin klesly zhruba na polovinu v porovnání s honem 3. Odběr draslíku za sledované období na honu 3 byl 124 kg.ha$^{-1}$ oproti 73 kg.ha$^{-1}$ na honu 4 u vápníku 38.1 oproti 11,2 a hořčíku 11,6 oproti 5,7 kg.ha$^{-1}$. Při statistickém hodnocení byly zjištěny významné rozdíly mezi variantami hnojení. Na změnách odběru živin v pokusech

VOP se vedle variant hnojení promítlo i pravidelné vápnění a střídaní plodin v rámci osevních postupů.

## LITERATURA

Baier, J. Baierová, V. Bartošová, Z. Ledvinková, D. Kohnová, I. (2000): Souhrn výsledků Dlouhodobých stacionárních výživářských pokusů (VOP) z let 1957-1998, VÚRV.

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 podoznalecké dni v SR", s. 149 – 152.*

Příspěvek byl vypracován v rámci řešení Výzkumného záměru Ministerstva zemědělství České republiky MZe 0002700601.

# ENZYMATICKÁ AKTIVITA PŮD KONTAMINOVANÝCH TĚŽKÝMI KOVY A POLYCHLOROVANÝMI BIFENYLY

# Enzyme activity of contaminated soil with heavy metals and polychlorinated biphenyls

**Alena MARKUPOVÁ, Olga MIKANOVÁ.**
*Výzkumný ústav rostlinné výroby, Drnovská 507, Praha - Ruzyně,*
*Markupova@vurv.cz, Mikanova@vurv.cz*

**Abstrakt**

Byl posuzován vliv těžkých kovů a organických polutantů na enzymatické aktivity půd v těsné blízkosti řeky Litavky a Červeného potoka. Byla stanovována aktivita dehydrogenasy, arylsulfatasy, invertasy a ureasy. Vzorky byly odebírány z hloubky 0-20 cm. Jako pozaďové hodnoty byly odebírány vzorky půd nad zdroji znečištění.

Louky v okolí Červeného potoka jsou kontaminovány organickými polutanty – polychlorovanými bifenyly (PCB). Významným znečišťovatelem PCB je čistička odpadních vod Komárov, kam je odkanalizována většina průmyslových odpadních vod z místních průmyslových podniků.

Niva řeky Litavky je kontaminovaná těžkými kovy, především olovem, kadmiem a zinkem. Těžké kovy mohou mít dlouhodobý vliv na mikrobiologické charakteristiky půd. V naší práci byl prokázán negativní vliv těžkých kovů na stanovované enzymatické aktivity. Nejnižší enzymatické aktivity byly naměřeny na stanovištích s vysokou koncentrací těžkých kovů. U půd zatížených PCB není podle našich výsledků patrná jednoznačná inhibice enzymatických aktivit.

**Klíčová slova**
Těžké kovy, polychlorované bifenyly, dehydrogenasa, arylsulfatasa, invertasa, ureasa.

**Abstract**

Enzyme activity is sensitive parametr for evaluation of heavy metal toxicity. Activities of dehydrogenase, invertase and arylsulphatase were determined in soil samples taken from the top soil (0-20 cm) on two contaminated sites, with heavy metals - Litavka and with organic pollutants - Červený potok. The values of enzymatic activities were highest in soil above the source of contamination and they decrease as they approach the source of contamination. The best indicators of the soil pollution proved to be activities of dehydrogenases.

**Key words**
Heavy metals, polychlorinated biphenyls, dehydrogenase, arylsulfatase, invertase, urease

## ÚVOD

V popředí zájmu jsou v současné době biologické indikátory kvality půd. Půdní mikroorganismy totiž zastávají v každém ekosystému řadu funkcí, v nichž je nemůže nahradit žádná jiná biotická skupina: rozklad organické hmoty a její humifikace, zpřístupňování živin rostlinám, zlepšování půdní struktury, produkce biologicky aktivních

látek ovlivňujících růst a zdraví rostlin, detoxikace cizorodých látek a tím omezování jejich vstupu do potravních řetězců (Tesařová, 2000).

Ekologické funkce půdy závisí hlavně na existenci a aktivitě edafonu, především půdní mikroflóry. Navíc, velký povrch, všudypřítomnost, reaktivita, generační doba a diversita půdní mikroflóry umožňuje v podstatě okamžitou reakci na jakýkoliv vnější podmět. Z toho vyplývá, že výskyt a aktivita půdní mikroflóry je nepochybně velmi citlivým indikátorem jakéhokoliv podmětu, jakékoli změny v půdním systému (Kubát et al., 2002).

Řada půd je v rámci antropogenního ovlivnění kontaminována cizorodými látkami. Aktivitu některých enzymů významně inhibuje zejména nadlimitní množství těžkých kovů v půdě, zvláště Cu, Pb a Zn. Jednotlivé enzymy se mezi sebou liší citlivostí k těmto kovům, ve výsledném efektu záleží samozřejmě i na půdních vlastnostech, koncentraci a formě prvku (Šarapatka, 2002).

Těžké kovy mohou mít dlouhodobý efekt na mikrobiální charakteristiky půdy. V práci Šmejkalové (2001) úroveň znečištění půdy těžkými kovy indikují počty sporulujících bakterií, počty oligotrofních bakterií, množství C-biomasy a dehydrogenasová enzymatická aktivita.

Vysoká chemická stabilita a toxicita zařazuje polychlorované bifenyly (PCB) mezi nejzávažnější environmentální polutanty. Pro mikroorganismy znamená kontaminace půdy PCB stres a zároveň je pro ně zdrojem uhlíku a energie (Chávez et al., 2006).

Naše práce byla zaměřena na vliv znečištění těžkými kovy a PCB na enzymatické aktivity v půdě konkrétně na dehydrogenasu, invertasu, arylsulfatasu a ureasu.

Mikrobiologické testy jsou velmi citlivé, ale jejich nevýhodou je nespecifičnost, nelze tedy podle nich určit, který prvek působí nejvýrazněji. Z toho důvodu by měly být vždy doplněny i chemickými analýzami (Borůvka, 2002).

## MATERIÁL A METODY

Povodí řeky Litavky je situováno ve Středočeském kraji. Lokalita je kontaminovaná anorganickými polutanty - těžkými kovy, zejména olovem, kadmiem a zinkem. Obsahy těžkých kovů překračují maximálně přípustné hodnoty pro ČR. Celkový obsah Cd, Pb a Zn v půdě byl stanoven, po rozkladu lučavkou královskou, na ICP spektrometru. Bylo vybráno 6 odběrových míst. Stanoviště 1 se nachází nad zdrojem znečistění a je považováno za pozaďovou lokalitu. Stanoviště 6 představuje nejvíce kontaminovanou oblast a je přímo pod zdrojem znečistění.

Lokalita v blízkosti Červeného potoka je kontaminovaná organickými polutanty - polychlorovanými bifenyly (PCB). Koncentrace PCB nalezené v sedimentech Červeného potoka jsou výrazně vyšší, než koncentrace v sedimentech ostatních vodních toků povodí Berounky. Je to způsobeno vypuštěním odpadních vod z odtoku ČOV Komárov do toku a kumulací v pevných materiálech (Duras et al., 2000). Vzorky byly odebrány ze čtyř stanovišť. Stanoviště 4 je čistá oblast nacházející se nad zdrojem kontaminace. Hodnoty PCB naměřené na ostatních stanovištích překračují povolené limity pro ČR. Obsah polychlorovaných bifenylů byl stanoven jako součet Deloru 103 a 106.

Vzorky půdy byly odebírány z hloubky 0 - 20 cm. Vzorky byly prosety sítem s velikostí ok 2 mm. Byly stanoveny enzymatické aktivity, dehydrogenasa (Thalmann, 1968), arylsulfatasa (Tabatabai a Bremner, 1970), invertasa (Scherbaková, 1968), ureasa (Kandeler a Gerber, 1988).

## VÝSLEDKY

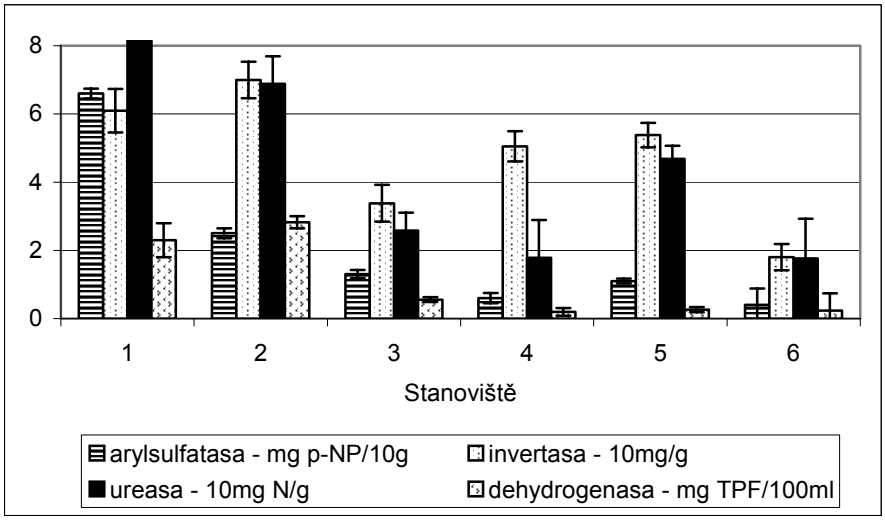
### Enzymatické aktivity u půd znečistěných těžkými kovy.

Obsahy těžkých kovů klesají se vzdáleností od zdroje kontaminace směrem podél toku řeky. Nejnižší úroveň znečistění byla zjištěna na pozaďovém stanovišti 1, který je nad zdrojem znečistění a stanovišti 2, který se nachází nejdále od zdroje kontaminace po toku řeky. Nejvyšší obsah Cd a Zn byl naměřen na stanovišti 4. Toto stanoviště, přestože není

přímo pod zdrojem kontaminace, vykazuje značnou úroveň kontaminace. Jedná se o lokalitu nacházející se v meandru řeky a záplavová voda je zde dlouhodobě zadržována. Nejvyšší obsah Pb byl zjištěn na stanovišti 6, které se nachází přímo pod zdrojem znečistění. Obsahy těžkých kovů jsou zaznamenány v Tabulce I.

*Tabulka I: Obsah kadmia, olova a zinku v povodí Litavky.*

| **Stanoviště** | Úroveň kontaminace | Obsah těžkých kovů (mg . $kg^{-1}$ suché zeminyl) | | |
|---|---|---|---|---|
| | | Cd | Pb | Zn |
| **1** | neznečistěná | 1.9 | 106.0 | 202.5 |
| **2** | **nízká** | 2.4 | 113.5 | 249.8 |
| **3** | střední | 5.4 | 530.5 | 407.0 |
| **4** | vysoká | 113.8 | 6335.9 | 12557.4 |
| **5** | střední | 59.0 | 3450.7 | 6230.8 |
| **6** | vysoká | 61.3 | 7040.3 | 7497.9 |
| **Povolené limity v ČR** | | **1,0** | **140,0** | **200,0** |




*Graf.1. Enzymatické aktivity u půd znečištěných těžkými kovy.*

Nejnižší aktivita dehydrogenasy byla nalezena na stanovištích pod zdrojem znečistění 6, 5 a 4, kde byla koncentrace těžkých kovů nejvyšší. Podle Kizilkaya et al. (2004) mikrobiální charakteristiky jako C-biomasy, basální respirace, dehydrogenasová aktivita a katalasová aktivita by měly být užívány jako citlivé indikátory kontaminovaných půd těžkými kovy.

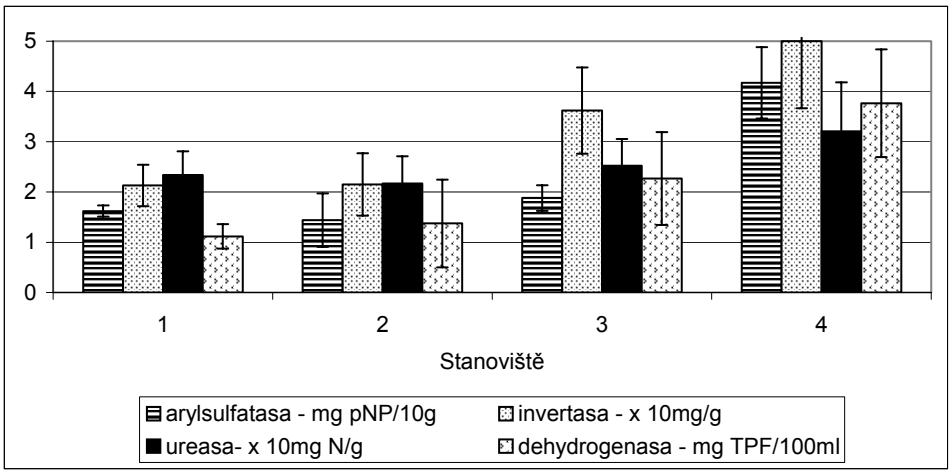
Výsledky aktivity arylsulfatasy vykazují stejné tendence jako aktivita dehydrogenasy. Nejnižší hodnoty ureasy byly zjištěny na nejvíce kontaminovaném stanovišti 6. Také Hinojosa et al. (2004) ve své práci uvádí negativní korelaci mezi stupněm kontaminace a ureasovou aktivitou. Nejvyšší hodnoty enzymatických aktivit byly zjištěny na stanovištích 1 a 2. Tato stanoviště reprezentují nejnižší obsahy Cd, Zn a Pb. Podle našich výsledků jsou enzymatické aktivity citlivé ke znečistění těžkými kovy.

**Enzymatické aktivity u půd znečištěných polychlorovanými bifenyly.**

V povodí Červeného potoka se podle literatury nachází značné množství polychlorovaných bifenylů. Výskyt PCB ve volné přírodě je spojen výhradně s antropogenní činností. Zatímco v povrchových vodách se PCB vyskytují zřídka, je jejich výskyt poměrně častý v říčních sedimentech, což je důsledek jejich schopnosti vázat se na pevné částice. Lokalita byla vybrána podle údajů uvedených ve zprávě pracovníků povodí Vltavy a.s., ze kterých vyplývá, že koncentrace PCB nalezené v sedimentech Červeného potoka jsou výrazně vyšší než koncentrace v sedimentech ostatních toků povodí Berounky. Pravděpodobným znečišťovatelem je místní čistička odpadních vod (Duras et al., 2000). Vzhledem k častým záplavám na Červeném potoce ovlivnilo znečistění i přilehlé louky. Byla vybrána 4 stanoviště v zaplavovaných částech povodí Červeného potoka.

*Tabulka II: Obsah PCB v povodí Červeného potoka.*

| **Stanoviště** | Kontaminace | PCB (mg . $kg^{-1}$) |
|---|---|---|
| **1** | střední | 0,078 |
| **2** | střední | 0,05 |
| **3** | vysoká | 0,183 |
| **4** | neznečistěná | 0,016 |
| **Povolený limit v ČR** | | **0,01** |




*Graf 2. Enzymatické aktivity u půd znečistěných PCB.*

Stanoviště 1 a 2 jsou mírně znečistěná a nacházejí se po toku potoka pod zdrojem znečistění. Nejzatíženější je stanoviště 3, který se nachází přímo pod zdrojem kontaminace. Obsahy PCB zde překračují povolený limit více než 15x. Stanoviště 4 je neznečistěné, nachází se nad zdrojem znečistění a je bráno jako pozaďové.

Hodnoty naměřených enzymatických aktivit jsou zobrazeny v Grafu 2. Výsledky ukazují, že nejvyšší hodnoty všech enzymatických aktivit byly naměřeny na stanovišti 4. Toto stanoviště je pozaďové a nachází se nad zdrojem znečistění. Na druhé straně však můžeme konstatovat, že vysoký obsah PCB na nejzatíženějším stanovišti 3 (přímo pod zdrojem znečištění) neinhibuje aktivity enzymů více než v ostatních dvou lokalitách (1 a 2) se středním znečistění. U půd zatížených PCB není podle našich výsledků patrná jednoznačná inhibice enzymatických aktivit.

## DISKUSE A ZÁVĚR

Niva řeky Litavky je kontaminovaná těžkými kovy, především olovem, kadmiem a zinkem. V naší práci byl prokázán negativní vliv těžkých kovů na stanovované enzymatické

aktivity. Nejnižší enzymatické aktivity byly naměřeny na stanovištích s vysokou koncentrací těžkých kovů. Nejvyšší enzymatická aktivita byla naměřena na stanovišti nad zdrojem znečištění.

Stanovované enzymatické aktivity u půd znečištěných polychlorovanými bifenyly jsou nižší než enzymatické aktivity půdy pozaďového stanoviště, ale není zde patrná jednoznačná inhibice enzymatických aktivit, jako je tomu v případě těžkých kovů. Jednak nejsou povolené limity PCB překročeny tak významně jako na řece Litavce v případě těžkých kovů a také se vliv organických polutantů na biologickou aktivitu interpretuje obtížněji, protože podle některých autorů mohou být organické polutanty využívány mikroflórou jako zdroj energie.

Jako nejvhodnější enzymatická aktivita pro posouzení kontaminace půdy se podle našich stanovení ukazuje dehydrogenasa.

Znečištěná půda je komplexní systém a její enzymová aktivita může být velmi variabilní. Záleží na typu znečištění, typu půdy a významná je i koncentrace polutantu. Proto je enzymatická aktivita doplňující informací k ostatním biochemickým půdním vlastnostem určující znečištění půdy (Trasar-Cepeda et al., 2000).

**Poděkování:** Tento příspěvek vznikl za podpory Ministerstva zemědělství ČR - MZE 0002700601.

## LITERATURA

Borůvka, L. (2002): Kontaminace půdy rizikovými prvky: Některé problémy a jejich možná řešení. Pedologické dny 2002. ČZU v Praze. 35-41.

Duras, J., Koželuh, M., Hess, J., Senftová, L. (2000): Jakost vody v tocích a nádržích v povodí Litavky. Litavka 2000. Příbram. 71–83.

Hinojosa, M.B., Garcia-Ruiz, R., Vinegla, B., Carreira, J., A. (2004): Microbiological rates and enzyme activities as indicators of functionality in soils affected by Aznalcollar toxic. Soil biology and Biochemistry. 36. 1637-1644.

Chávez, F., Gordillo, F., Jerez, C. (2006): Adaptative responses and cellular behaviour of biphenyl-degrading bacteria toward polychlorinated biphenyls. Biotechnology Advances. 24 (2006). 309-320.

Kandeler E., Gerber H. (1988): Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. Biol. Fertil. Soil, 6. 68-72.

Kizilkaya, R., Askin, T, Bayrakli, B., Saglam, M. (2004): Microbial characteristic of soil contaminated with heavy metals. Soil Biology. 40. 95-102.

Kubát, J., Nováková, J., Cerhanová, D. (2002): Výskyt a aktivity půdních mikroorganismů ve dlouhodobých polních pokusech na orné půdě. Biologické indikátory kvality půd. Tesařová, M., Záhora, J. (eds.) MZLU v Brně. 18-25.

Scherbakova T.A. (1968): The methods of soil invertase and amylase activities determination. Proceedings of the Symposium on Soil Enzymes. Minsk, 453-455.

Šarapatka, B. (2002): Možnosti využití aktivity enzymů jako indikátorů produktivity a kvality systémů. Biologické indikátory kvality půd. Tesařová, M., Záhora, J. MZLU v Brně. 26-31.

Šmejkalová, M., Mikanová, O., Borůvka, L. (2001): Vliv kontaminace půdy v nivě řeky Litavky na složení a aktivitu půdní mikroflóry. Pedologické dny 2001. MZLU Brno. 140-144.

Tabatabai M.A., Bremner J.B. (1970): Arylsulphatase activity of soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 34. 225-229.

Tesařová, M. (2000): Kvalita půd a její biologické parametry. Pedologické dny 2000. VÚMOP Praha. 85-91.

Thalmann A. (1968): Zur metodik der bestimmung der dehydrogenaseaktivität im boden mittels triphenyltetrazoliumchlorid (TTC). Landwirtsch. Forsch, 21. 249-258.

Trasar-Cepeda, C., Leirós, M., Seoane, S., Gil-Sotres, F. (2000): Soil Biology and Biochemistry, 32. 1867-1875.

# ZMĚNY MIKROBIÁLNÍCH CHARAKTERISTIK PO PŘÍDAVKU VYBRANÝCH FOREM HUMÁTŮ DO PŮD DLOUHODOBĚ KONTAMINOVANÝCH RIZIKOVÝMI PRVKY

# Changes of microbial characteristics following the addition of different forms of humates in long-term heavy metal contaminated soils

**Mühlbachová G.**
*Výzkumný ústav rostlinné výroby, Drnovská 507, 161 06, Praha 6 – Ruzyně, e-mail: muhlbachova@vurv.cz*

**Abstrakt**
Ve dvouměsíčním inkubačním pokusu byly sledovány vlivy přídavku oxyhumolitu, kapalného a pevného humátu draselného na vybrané mikrobiální charakteristiky, obsahy uhlíku extrahovatelného $K_2SO_4$, přijatelné obsahy těžkých kovů a na hodnoty pH v půdách kontaminovaných více než dvousetletou činností Kovohutě Příbram. Přídavek kapalného a pevného humátu zvyšoval obsahy půdní mikrobiální biomasy i obsahy uhlíku extrahovaného $K_2SO_4$. Humáty dále významně zvyšovaly pH a snižovaly obsahy rizikových prvků extrahované $(NH_4)_2NO_3$. U extraktů EDTA došlo v prvních 10 dnech inkubace k přechodnému zvýšení obsahů rizikových prvků. Přídavek oxyhumolitu do půd snižoval obsahy mikrobiální biomasy i její aktivity, Obsahy uhlíku extrahovatelného $K_2SO_4$ nebyly oproti kontrole zvýšeny. Přídavek oxyhumolitu dále snižoval pH a dostupné obsahy rizikových prvků po jeho přídavku vzrostly.

**Klíčová slova:** půda, kontaminace, humáty, rizikové prvky, mikrobiální biomasa C, respirační aktivita

## Abstract
The effects of oxyhumolites (leonardites), solid and liquid humates on microbial characteristics, $K_2SO_4$-extractable carbon, available heavy metal contents and pH were studied. The two months incubation experiment was carried out on long-term contaminated soils from the vicinity of the Pribram lead smelter. The addition of liquid and solid humates increased soil microbial biomasses, $K_2SO_4$-extractable carbon contents and soil pH. The metal fractions extracted by $(NH_4)_2NO_3$ were reduced in humate´s presence. The extraction by EDTA showed the temporary increase of organically bounded metals during the first 10 days of incubation. The oxyhumolite addition decreased microbial biomass contents and activities. $K_2SO_4$-extractable carbon did not differ from the control. Oxyhumolite amendment decreased the soil pH and available metal fractions increased.

**Key words:** soil, contamination, humates, toxic elements, microbial biomass C, respiratory activity

## ÚVOD

Humáty jsou alkalické deriváty oxyhumolitu, mladého silně zoxidovaného hnědého uhlí. Humáty a humínové látky v nich obsažené mají schopnost mají velký a mnohostranný vliv na úrodnost půdy. Půdní mikroorganismy představují jen malou část půdní organické hmoty, ale jsou mimořádně důležité pro její vytváření i kvalitu (Jenkinson a Ladd, 1981). Humínové látky se také mohou vzájemně ovlivňovat s půdními mikroorganismy, které se rozkladem

organických látek podílejí na jejich syntéze degradací ligninu, celulosy a dalších organických sloučenin (Stevenson, 1994), ale za určitých okolností mohou humínové látky i rozkládat. Humínové látky mohou stimulovat růst a aktivitu půdních mikroorganismů (Vallini et al., 1997). Protože humínové látky mohou pevně vázat ionty kovů (Piccolo 1989), zaměřily se některé studie na odolnost humínů proti rozkladu mikroorganismy (Filip et al., 2000, Filip a Berthelin 2001, Filip a Bielek, 2002). Tyto studie potvrdily využití humínových látek z 5-57% v prostředí bohatém na živiny a až 100% při jejich nedostatku. Odolnost humínových látek vůči mikrobiálnímu rozkladu nicméně velmi pravděpodobně závisí na konkrétní molekule humínu a obsahu aromatických kruhů (Debska et al., 2002).

Těžké kovy jsou rizikové svou toxicitou, a to pro všechny složky životního prostředí, protože setrvávají v půdě často stovky let, proto jsou neustále studovány možnosti, které by mohly omezit jejich příjem rostlinou a vstup do potravního řetězce. Mobilita rizikových prvků závisí na mnoha faktorech, mezi nejvýznamnější patří pH půdy, kationtová výměnná kapacita půd, obsah oxidů, organická hmota, která v půdě hraje významnou úlohu v mobilitě těžkých kovů, a další faktory (Alloway, 1990). Organická komplexace prvků v půdách a vodách je jeden z důležitých faktorů určujících rozpustnost a přijatelnost rizikových v prostředí. Humáty a humínové látky v nich obsažené vykazují pufrační schopnost v širokém rozpětí pH. Tato vlastnost je pro půdu důležitá, protože většině rostlin se daří jen v relativně úzkém pásu pH (Stevenson, 1994). Ovlivňují chemické, biochemické, fyzikální i technologické vlastnosti půdy, regulují sorpční schopnost živin i tepelný režim a schopny rizikové prvky sorbovat, proto aplikace nerozpustných humátů může být jednou z možností, jak snižovat jejich přijatelnost pro okolní prostředí.
Cílem práce bylo sledovat účinky přídavku oxyhumolitu, kapalného a pevného humátu draselného na vybrané mikrobiální charakteristiky, především obsah mikrobiální biomasy, respirační aktivity, i obsah C extrahovatelného $K_2SO_4$, přijatelné obsahy těžkých kovů a na hodnoty pH v půdách kontaminovaných více než dvousetletou činností Kovohutě Příbram.

## MATERIÁLY A METODY

Pro pokus byly použity kontaminované zeminy z blízkosti Kovohutě Příbram s následujícími charakteristikami: půda č. 1: KVK – 171 $mmol.kg^{-1}$, Corg – 1,78 % , pH ($H_2O$) – 6.23, Pb - 1178 $mg.kg^{-1}$, Cd – 4.06 $mg.kg^{-1}$, půdy č. 4: KVK – 168 $mmol.kg^{-1}$, Corg – 2,36 % , pH ($H_2O$) – 5,5, Pb -1086 $mg.kg^{-1}$, Cd – 4,06 $mg.kg^{-1}$. Po odběru byly půdy přesety na sítu o průměru ok < 2 mm a následně preinkubovány po 7 dní při její přirozené vlhkosti. Po preinkubaci byly do jednotlivých zemin přidány pevný humát (Hp), kapalný humát (Hk), oxyhumolit (Ox), přičemž u každé varianty přídavek představoval 2 % suché hmotnosti půdy. Kontrolu představovala zemina bez přídavků. Jednotlivé půdy v samostatných plastových dózách byly po preinkubaci a přídavku substrátů inkubovány ve tmě při teplotě 28 ºC v uzavíratelných nádobách obsahujících destilovanou vodu na dně nádob a kádinku s 25 ml 1M NaOH. V intervalech 3, 10, 24, 38 a 66 dní byly odebírány vzorky pro stanovení obsahu mikrobiální biomasy, respiračních aktivit, pH a obsahu rizikových prvků.

***Tabulka 1:*** *Základní charakteristiky použitých humátů*

| | $H_2O$ (hm. %) | Popel (hm %) | HSdop (hm. %) |
|---|---|---|---|
| **Oxyhumolit** | 39,27 | 10,92 | 49,81 |
| **Humát draselný pevný** | 15,02 | 25,85 | 59,13 |
| **Humát draselný kapalný** | 80,04 | 5,48 | 14,48 |

Mikrobiální biomasa byla stanovena fumigačně-extrakční metodou (FE) podle Vance et al. (1987). Extrakty 0,5M $K_2SO_4$ v nefumigovaných vzorcích i vzorcích fumigovaných chloroformem byly spáleny ve směsi 0,4N $K_2Cr_2O_7$, $H_2SO_4$ a $H_3PO_4$ po dobu 45 minut při 125ºC a po vychladnutí titrovány roztokem 0,05N $(NH_4)_2FeSO_4.6H_2O$. Respirační aktivita

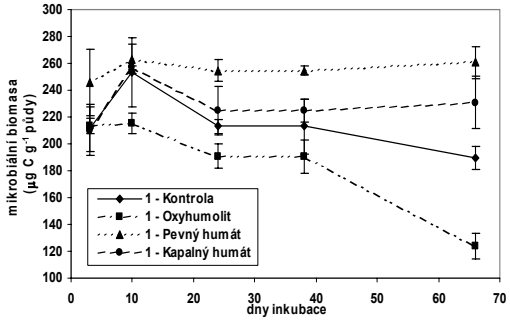
byla stanovována při teplotě 27 ºC v daných intervalech jako množství uhlíku po absorbci v hydroxidu sodném a vysrážením chloridem barnatým titrací 0,25M kyselinou chlorovodíkovou do pH 8,35. Metabolický kvocient ($qCO_2$) byl vypočítán z rovnice $qCO_2 = \mu CO_2\text{-}C \,.\, \mu g\ C_{BC}^{-1} \,.\, h^{-1}$ (Anderson a Domsch, 1990). Obsah rizikových prvků byl stanoven podle Zeien et al (1989) – výluh 1M $NH_4NO_3$ a podle Zeien (1995) - výluh 0,025M EDTA.

# VÝSLEDKY A DISKUZE

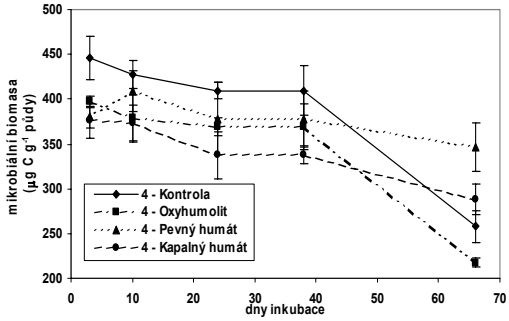
Inkubační pokusy s přídavkem různých druhů humátů – oxyhumolitu, pevného a kapalného humátu do orných a trvale zatravněných kontaminovaných půd ukázaly, že mikrobiální biomasa reagovala v průběhu 66 denní inkubace na přídavky různých druhů humátů odlišně. Navíc její reakce na přídavky humátů se lišila také podle použité orné či trvale zatravněné půdy, které měly různý obsah organické hmoty (Graf 1a, b).

***Graf 1a, b:*** *Mikrobiální biomasa v průběhu inkubace dlouhodobě kontaminovaných půd s přídavkem humátů a oxyhumolitu*

*a)*



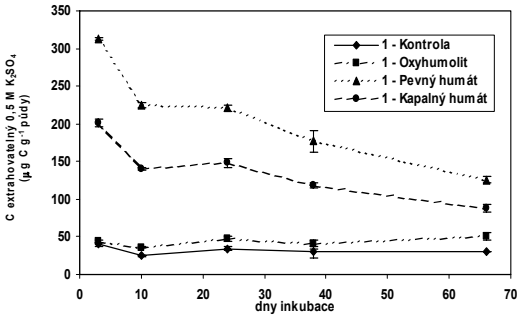

*b)*

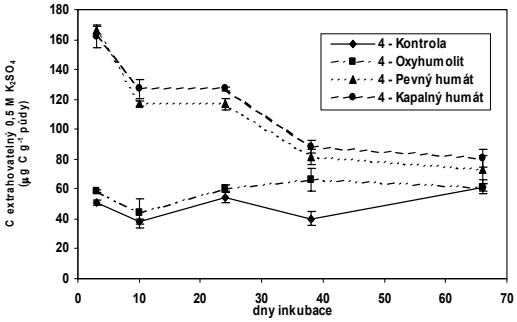



Přídavek kapalného a pevného humátu do orné půdy č. 1 vedl již od počátku pokusu ke zvýšení obsahů mikrobiální biomasy v průběhu inkubačního pokusu oproti kontrolní variantě, přídavek samotného oxyhumolitu obsahy mikrobiální biomasy snižoval. Oproti tomu v trvale zatravněné půdě č. 4 byly zpočátku obsahy mikrobiální biomasy v kontrolní variantě vyšší, ale ke konci pokusu se významně snižovaly v kontrole a variantě s přídavkem oxyhumolitu, zatímco mikrobiální biomasa v půdách s přídavkem pevného a kapalného humátu stabilizovala a vykázala vyšší hodnoty. Na vyšší obsahy mikrobiální biomasy měl pravděpodobně vliv i fakt, že se po přídavku humátů významně zvýšil lehce extrahovatelný obsah uhlíku (Graf 2a, b), a i přes určitý pokles zůstal během celého pokusu vyšší než u kontroly nebo varianty s přídavkem oxyhumolitu.

V souladu s těmito výsledky jsou i zjištěné respirační aktivity i zjištěné metabolické kvocienty ($qCO_2$), které v průběhu pokusu byly vyšší u variant s přídavkem kapalného a zvláště pevného humátu (GrafY 3a,b; 4a,b). Naopak přídavek oxyhumolitu respirační aktivity spíše snižoval.

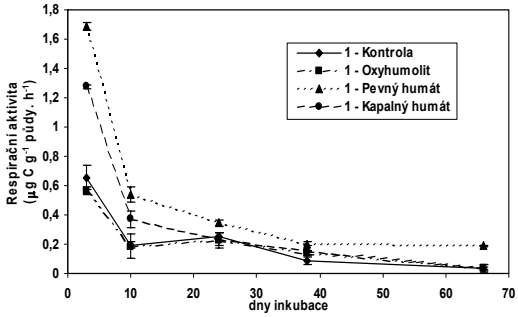
Graf 2 a,b: *Uhlík extrahovatelný $K_2SO_4$ v průběhu inkubace dlouhodobě kontaminovaných půd s přídavkem humátů a oxyhumolitu*

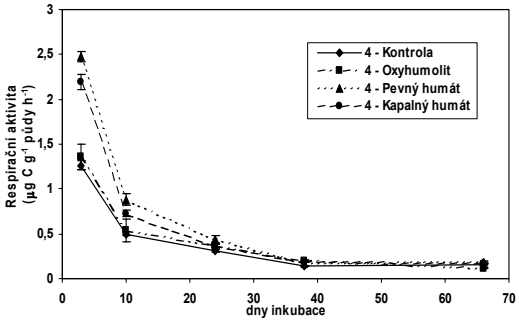


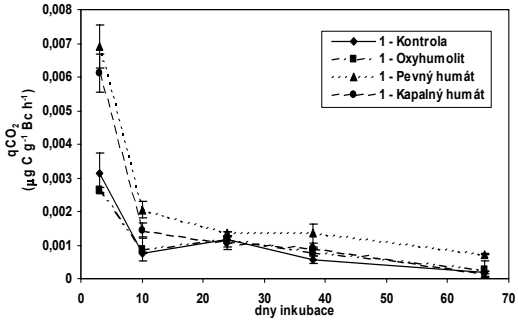

Hodnoty pH byly od třetího dne inkubace poměrně stabilní, oproti kontrolní variantě s průměrnou hodnotou pro půdu 1 - 6,07 a pro půdu 4 – 5,50 za celou dobu inkubace se zvýšily ve variantách s přídavkem kapalného (půda 1: 7,05 , půda 4: 6,64) a především pevného humátu (půda 1: 7,33, půda 4: 6,70). Naopak přídavek oxyhumolitu významně snížil hodnoty pH (půda 1: 5,29, půda 4: 5,06), což bylo s největší pravděpodobností příčinou sníženého obsahu mikrobiální biomasy v těchto variantách.

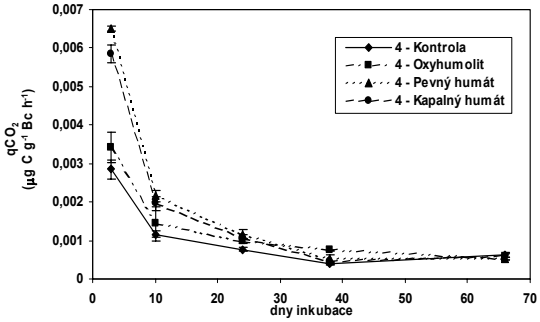
***Graf 3 a, b:*** *Respirační aktivita v průběhu inkubace dlouhodobě kontaminovaných půd s přídavkem humátů a oxyhumolitu*



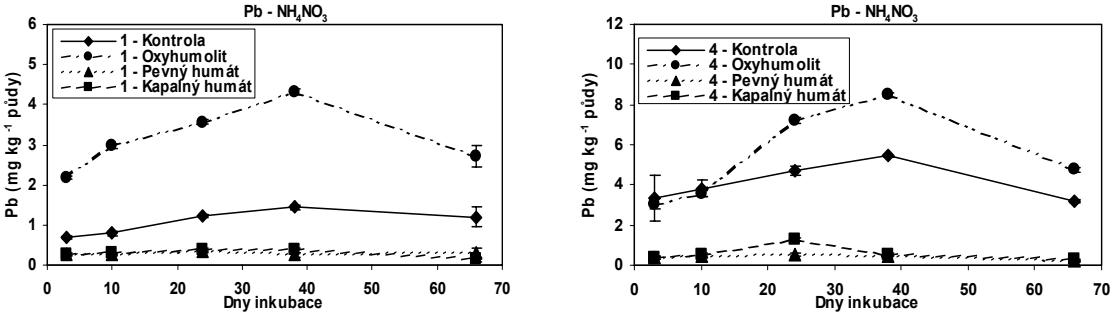

***Graf 4a, b:*** *Metabolický kvocient v průběhu inkubace dlouhodobě kontaminovaných půd s přídavkem humátů a oxyhumolitu*



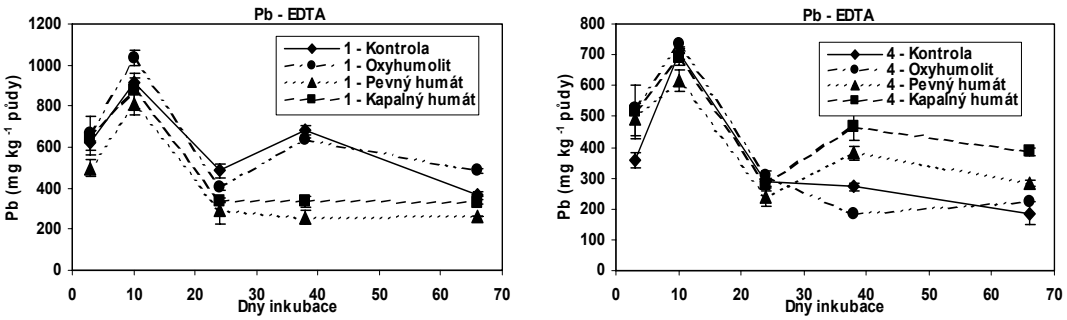
Rozbory mobilní frakce rizikových prvků extrahované 1M $NH_4NO_3$ ukázaly, že po přídavku jak kapalných tak pevných humátů obsahy rizikových prvků (v grafech prezentováno olovo) významně snížily již od počátku pokusu, zatímco přídavek oxyhumolitu mobilní frakce těchto prvků významně zvyšoval, s největší pravděpodobností v důsledku snížení hodnot pH (Graf 5a, b).

***Graf 4a,b:*** *Mobilní frakce olova (1M $NH_4NO_3$) v průběhu inkubace dlouhodobě kontaminovaných půd s přídavkem humátů a oxyhumolitu*




U organicky vázané frakce rizikových prvků přídavek pevného i kapalného humátu snižoval obsahy prvků extrahovaných EDTA více v orné půdě (č. 1) (Graf 6a, b). V prvních 10 dnech inkubace se všeobecně obsahy EDTA-extrahovatelného Pb u obou sledovaných půd zvyšovaly včetně variant s přídavkem humátů. Tento nárůst u orné půdy č. 1 koresponduje s počátečním nárůstem mikrobiálních aktivit v počáteční fázi inkubace, ve stejné fázi inkubace u trvale zatravněné půdy se mírně zvyšovaly nebo stagnovaly obsahy mikrobiální biomasy u variant s přídavkem humátů a oxyhumolitu, zatímco u kontroly byl zaznamenán mírný pokles, přesto mikrobiální aktivity byly po 10 dnech inkubace na dobré úrovni. Není proto vyloučeno, že zvýšené obsahy EDTA-extrahovatelného Pb byly částečně ovlivněny i mikrobiálními aktivitami.

***Graf 5a,b:*** *Organicky vázaná frakce olova (0,025M EDTA) v průběhu inkubace dlouhodobě kontaminovaných půd s přídavkem humátů a oxyhumolitu*



## ZÁVĚR

Pozitivní účinky přídavku humátů, které představují především draselné soli humínových kyselin, na rostliny jsou poměrně dobře známy pro jejich pozitivní vliv na stimulaci příjmu iontů kořeny. Přídavek pevného a v menší míře kapalného humátu měl však pozitivní vliv také na obsahy mikrobiální biomasy a její aktivity ve sledovaných půdách, kromě toho snižoval mobilní obsahy rizikových prvků. Koncentrace organicky vázaných frakcí mohly být v první fázi pokusu částečně ovlivněny mikrobiálními aktivitami a vykazovat proto zvýšené koncentrace prvků. Přídavek humátů také pozitivně ovlivnil pH pokusných půd. Oxyhumolit naopak snižoval obsahy mikrobiální biomasy, měl negativní vliv i na její respirační aktivity,došlo k podstatnému snížení pH a tím i ke zvýšení přijatelnosti prvků v testovaných zeminách.

**Poděkování**

Tento výzkum byl podporován projektem MZe ČR 0002700601.

## LITERATURA

Alloway B.J. (1990): Heavy metals in soil. Alloway B.J. (ed.). Blackie. Glasgow and London, Halsted Press. J. Wiley and Sons, Inc. New York

Anderson T.H., Domsch K.H (1990): Soil Biol. Biochem., 22: 251-255

Jenkinson D.S., Ladd J.N. (1981): Soil Biochemistry (Vol. 5), Paul E.A. and Ladd J.N. (eds)., New York, USA: Marcel Dekker

Stevenson F.J. (1994): Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions, 2nd edition, John Wiley, and Sons, Inc., New York, USA: 350-377

Vallini G., Pera A., Agnolucci M., Valdrighi M.M. (1997): Biol. Fertil. Soils, 24: 243-248

Piccolo A. (1989): Sci. Tot. Enviromn., 81-82: 140-151

Filip Z., Pecher W., Berthelin J. (2000): Environ. Poll., 109: 83-89

Filip Z., Berthelin J. (2001): Fresenius J Anal Chem, 371: 675-681

Filip Z., Bielek P. (2002): Biol. Fertil. Soils, 36: 426-433

Debska B., Maciejewska A., Kwiatowska J. (2002): Rostlinná výroba, 48: 33-39

Vance E.D., Brookes P.C., Jenkinson D.S (1987): Soil Biol. Biochem., 19: 703-707

Zeien, H., and G. Brummer (1989): Mitteilgn. Dtsch.Bodenkundl.Gesellsch. 59, 505-510

Zeien H. (1995): Chemische Extraktionen zur Bestimmung der Bindungsformen von Schwermettalen in Böden. Doctoral thesis, Rhenische Friedrich-Wilhems-Universität Bonn

# PROJEKT GEOGRAFICKÉHO INFORMAČNÍHO SYSTÉMU O PŮDĚ

# Project of the soil geographic information system project

**Ivan NOVOTNÝ, Jana UHLÍŘOVÁ**

*Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha, oddělení pozemkových úprav Brno, Lidická 25/27, 657 20 Brno, tel. 541126274, novotny.ivan@vumopbrno.cz*

**Abstrakt**
Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha zahájil v rámci výzkumného záměru ústavu MZE0002704901 etapu řešící vývoj a implementaci geografického informačního systému o půdě. Systém bude sloužit pro snadný přístup řešitelů k datům KPP, BPEJ, aj. Dále se etapa zabývá možnostmi využití těchto dat a dalších tématických vrstev pro podporu řešení ostatních částí záměru, resp. projektů ústavu.

**Klíčová slova**
Pedologie, ochrana půdy, geografický informační systém, mapový server

**Abstract**
Research institute for soil and water conservation Praha, in the frame of its research intention MZE0002704901, has begun a project solving the development and implementation of the geographic information system for soil. The system will serve for researchers´ easy access to data of the complex soil survey, of the evaluation of ecology soil units and others. The project further deals with possibility of the utilization of these data and of next thematic layers for solving support of other research projects in our institution.

**Key words**
Pedology, soil conservation, geographic information system, map server

## ÚVOD

V posledním desetiletí došlo nejen ve světě, ale i v České republice, k významnému nástupu informačních technologií v mnoha oblastech lidské činnosti. Jedním z hlavních trendů v současném GIS světě je vývoj nových nebo lepších aplikací, které usnadňují správu dat a provádění analýz na úrovni spravovaných územních celků. S rozvojem výpočetní techniky se rozvíjejí také nové metody zpracování pedologických údajů. Výzkumný ústav meliorací Praha v rámci výzkumného záměru ústavu zahájil vývoj a implementaci geografického informačního systému o půdě, umožňujícího snadný přístup řešitelů k datovému skladu ústavu a jeho tématické aplikační vyhodnocování pro potřeby výzkumných projektů.

## MATERIÁL A METODY

Řešení navazuje na dosavadní vývoj v rámci ústavu a vychází z potřeb pracovníků ústavu, kteří pro efektivní řešení výzkumných projektů potřebují dokonalý přehled o výzkumné lokalitě, jejích pedologických a jiných specifických charakteristikách, včetně geografických vazeb. Rychlý přístup k přesným a aktuálním informacím je předpokladem pro věcně správná rozhodnutí a právě tuto schopnost, zpřístupnit uživateli vhodnou formou informace o území, přinášejí geografické informační systémy (GIS).

Důležitou částí řešení výzkumné etapy, nazvané „Vývoj a implementace geografického informačního systému o půdě“, je racionalizace manipulace a uchování datového skladu ústavu, obsahujícího velmi cenná a nenahraditelná data, s důrazem na data

provedeného Komplexního průzkumu zemědělských půd (Němeček, 1967). V současné době jsou jeho výsledky uloženy zejména v souboru archivních mapových elaborátů a průvodních zpráv, které obsahují popis sond a k nim se vztahující výsledky rozborů. Přes veškerou péči papírové mapy a dokumenty časem chátrají a jejich dlouhodobé uchování bez využití moderních elektronických technologií je nemyslitelné. I z hlediska jejich zpřístupnění a snadnějšího využívání je nezbytný převod do digitální podoby. Zatím je pouze část těchto údajů, vztahující se k omezenému souboru sond, databázově zpracována (Březina et al., 2004).

VÚMOP Praha dále spravuje databázi bonitovaných půdně ekologických jednotek BPEJ. Probíhající aktualizace databáze BPEJ je přínosem nejenom pro jejich zpřesnění, pro možnost jejich využití v rámci provádění komplexních pozemkových úprav, ale i pro sledování změn a degradace půdního pokryvu v čase (Mašát, Vašků, 2003). Možností takového srovnání je např. metoda porovnání plošného zastoupení BPEJ z původní bonitace v roce 1975 a z prováděných aktualizací BPEJ v letech 1998 – 2000 za účelem vyhodnocení degradačních procesů zemědělské půdy (Pacola, 2002). Při stanovení kriterií a potenciálů kvality půdy (Novák et al., 2002) bylo rozhodnuto použít hodnotícího systému na úrovni hlavních půdních jednotek bonitace. Důvodem tohoto rozhodnutí bylo především to, že bonitační jednotky jsou univerzální, pokrývají celé území v podobě vrstvy GIS, dostatečně přesně hodnotí zemědělskou půdu z ekonomického i ekologického hlediska podle vnitřních půdních a vnějších ekologických vlastností a je u nich možno použít bodového hodnocení produkčního potenciálu. Stejně tak při vymezení půd a území vhodného ke změnám využití půdy s ohledem na produkční a mimoprodukční funkce půdy (Novák et al., 2002) byl použit hodnotící systém založený na BPEJ, protože veškerá dosavadní hodnocení půd a stanovišť (LFA, bodové hodnoty a ceny půdy, oblasti) jsou provedena v tomto systému. Na kombinovaném aplikačním využití údajů z numerické datové báze o charakteristikách a vlastnostech půd a údajů z numerické a grafické báze bonitační byly založeny metodiky diagnostiky vysýchavých půd a jejich rozšíření (Zlatušková, Novák, Vinciková, 2004) a metodika vymezení obtížně zpracovatelné půdy (Zlatušková, Novák, Vinciková, 2004). Mapy potenciální ohroženosti půd vodní a větrnou erozí (Janeček et al., 2000) vycházejí z databáze BPEJ a používají se jako podklad pro studie protierozní a protipovodňové ochrany na úrovni krajů. Např. pro určení stupně potenciální ohroženosti půd větrnou erozí bylo využito údajů z databáze BPEJ a to klimatické regionalizace a charakteristiky hlavních půdních jednotek, tedy faktorů, které přímo ovlivňují větrnou erozi (Janeček, 2002). Databáze BPEJ slouží nejenom jako podklad pro rozličné vědecké práce, ale je to především jediný systém, který lze v současnosti i blízké budoucnosti v České republice používat pro stanovení hodnoty půdy. I přes své některé nedostatky, je to systém na vysoké úrovni i ve světovém srovnání. Je žádoucí, aby obdobně uchovávány a široce využívány byly i údaje KPZP.

Etapa výzkumného záměru „Vývoj a implementace geografického informačního systému o půdě“ bude řešena v pěti hlavních problémových okruzích:

Zpracování podrobné literární rešerše

Pro svou potřebnost a závažnost řešená problematika vyžaduje zpracování podrobné literární rešerše, rozšiřující literární rešerši předloženou v této metodice, která by mapovala stav a vývoj problematiky uplatnění GIS v oblasti pedologického a navazujícího výzkumu nejenom v rámci našeho ústavu či v jiných institucích v rámci ČR, ale i v okolních státech. Nutné je zaměřit se jak na možnosti plynoucí z datových podkladů, s vědomím že náš ústav jako jediný spravuje tak podrobné a neopakovatelné údaje o půdě v ČR, tak na možnosti softwarového řešení, datovou architekturu existujících i vznikajících systémů apod.

Návrh GIS o půdě

Vývoj jakéhokoliv systému musí především reflektovat na požadavky jeho budoucích uživatelů, proto je nutné zmapovat jejich potřeby, možnosti jak tyto potřeby uspokojit, a to v návaznosti na výsledky literární rešerše a také na základě konzultací s dalšími pracovišti. Na základě tohoto průzkumu musí být navržena architektura systému a to jak datová,

procesní, technologická, personální a pod. Je zde samozřejmě nutné počítat s rozšiřováním systému do budoucna a i když se jedná o geografický informační systém o půdě, který má sloužit především pracovníkům našeho ústavu, musí být navržená architektura v souladu s poznatky vyplývajícími ze zpracované literární rešerše a tedy respektovat vývoj v této oblasti v širších souvislostech. V tomto kroku je nezbytné vytvořit zásadní materiál - studii, která bude sloužit jako podklad pro budování jednotlivých součástí informačního systému. Musí být pojmenovány jednotlivé oblasti informací a jejich priority při zavádění do denní praxe. Tomuto materiálu musí být podřízeny veškeré kroky prováděné na poli informačních technologií a je tedy nezbytně nutné jej široce konzultovat jak s vedením instituce, s vedoucími jednotlivých oddělení a s externími konzultanty - specialisty v oboru GIS.

Příprava pilotního systému a jeho implementace

Implementací se rozumí začlenění systému do infrastruktury ústavu a řešení s tím spojených problémů. Jedná se o „zprovoznění“ informačního systému na několika přístupových úrovních a definování míry přístupnosti dat pro jednotlivé útvary ústavu. Velmi důležitým bodem je testování systému na vybraných pracovištích a správné naplánování migrace dat do nového systému. Samozřejmostí je potřeba školení pracovníků na práci s tímto systémem.

Digitalizace a zpracování dat KPP

Digitalizace a zpracovaní dat KPP bude navazovat na práci ústavem v minulých letech již provedenou. Nutné je vycházet z již zpracovaných metodik, respektovat nové poznatky vyplývající ze zpracované literární rešerše a také respektovat vývoj v této oblasti v širších souvislostech. Rozsah prací bude limitován finančními prostředky a personální kapacitou. Přitom však musí být kladen velký důraz na kvalitu zpracování.

V podkladu pro komplexní metodiku digitalizace archivních podkladů a tvorby databáze KPP (Březina et al., 2004) je definovaný obecný postup digitalizace do šesti kategorií činnosti:

skenování mapových podkladů
transformace rastru do souřadnicového systému
digitalizace linií, bodů, ploch
vytvoření topologie
vytvoření databáze atributů
kontroly

Vzhledem k danému finančnímu a personálnímu rámci předkládané etapy není možné provést tyto činnosti na všech zbývajících nezpracovaných analogových („papírových“) podkladech. Jako reálnější se jeví dokončit skenování mapových podkladů a jejich následnou transformaci do souřadnicového systému a zpřístupnit tyto podklady v digitální formě skrze vyvíjený geografický systém o půdě. Tato priorita je vyžádána především zhoršujícím se stavem těchto podkladů z důvodu časté manipulace s nimi. Pokud to finanční podmínky umožní, přistoupí se ihned k činnostem dalším. Skenování mapových podkladů bude prováděno v rámci ústavu, transformace skenovaných map bude zajišťována prostřednictvím služeb třetích stran, následnou kontrolu kvality budou zajišťovat řešitelé. Z časových a kapacitních důvodů předpokládáme, že vektorizace a převod do Taxonomického klasifikačního systému půd by se řešily samostatně v dalším pětiletém období výzkumného záměru ústavu.

Vypracování pilotní studie „Možnosti uplatnění geografického informačního systému o půdě v pedologickém výzkumu“ pro další rozvoj systému

Prostřednictvím pilotní studie proběhne ověření předkládaného řešení geografického informačního systému o půdě a bude formulován doporučený postup pro efektivní práci s ním. Pilotní studie bude obsahovat několik případových studií a formulovat doporučení - postupy, návody apod. Pilotní studie bude sloužit také jako podklad pro další rozvoj systému.

## VÝSLEDKY

Vzhledem k tomu, že se jedná o představení nového projektu, který začíná v polovině roku 2006, nelze prezentovat konkrétní dosažené výsledky. Z dřívějších výsledků automatizovaného zpracování údajů o půdě projekt bezprostředně naváže na:

- BPEJ – bonitované půdně ekologické jednotky pro rozsah celého území ČR,
- digitalizované mapy KPP pro část území ČR (pro sekce Frýdlant, Liberec, Nové Město pod S., Turnov; pro sekce Tanvald, Mimoň a Nový Bor pouze z části zasahující do okresu Liberec),
- databáze základních a výběrových sond KPP pro část území ČR (celkem pro 16 okresů).

## ZÁVĚR

Vývoj geografického informačního systému o půdě, který by řešitelům VÚMOP zpřístupnil nejenom data vznikající a spravovaná přímo v ústavu, ale i celou řadu potřebných informací obecnějšího charakteru, jako jsou různé referenční mapové podklady či tématické vrstvy, by přispěl k rozvoji nových metod v pedologii a napomohl novým poznatkům. Nelze opomenout ani jeho praktický význam pro výzkumné obory aplikující půdní charakteristiky jako např. hydrologie, meliorace (ochrana půdy a vody) aj. Výsledky řešení etapy přispějí k rozvoji metod geoinformatiky v oblasti aplikací pro obory meliorace a pedologie. Umožní snazší přístup řešitelů k datům KPP, BPEJ a dalším podpůrným datům pro podporu řešení ostatních částí výzkumného záměru, resp. jiných projektů ústavu. Významným přínosem bude také racionalizace manipulace s podklady a uchování datového skladu ústavu obsahujícího velmi cenná a nenahraditelná data.

Prostřednictvím pilotního projektu „Možnosti uplatnění geografického informačního systému o půdě v pedologickém výzkumu“ ukáží výsledky řešení etapy potenciál využití geografických informačních technologií v pedologickém výzkumu a nastíní tak možnosti pro další možné využití ve výzkumných projektech.

## LITERATURA


BŘEZINA, K. B. et al. (2004): Podklad pro komplexní metodiku digitalizace archivních podkladů a tvorby databáze KPP. Praha : VÚMOP Praha. 48 s., 2 tabulky.

JANEČEK, Miloslav, et al. (2000): Mapy potenciální ohroženosti zemědělských půd České republiky vodní a větrnou erozí. Výstup z projektu NAZV EP 7057 „Způsoby omezení degradace půd erozí a systémy protierozní ochrany“. Praha : VÚMOP Praha.

JANEČEK, Miloslav, et al. (2002): Potenciální ohroženost zemědělských půd České republiky větrnou erozí. In LHOTSKÝ, Jiří, KRÁLOVCOVÁ, Květa. Soil and Water. Praha : VÚMOP Praha, č. 1, s. 25-34. ISSN 1213-8673.

MAŠÁT, Karel, VAŠKŮ, Zdeněk. (2003): Aktualizace půdního ekologického průzkumu v České republice. In SOBOCKÁ, Jaroslava, JAMBOR, Pavel. Druhé pôdoznalecké dni v SR : vedecká konferencia pôdoznalcov Slovenska s medzinárodnou účasťou. Bratislava : VÚPOP Bratislava, s. 443-445. ISBN 80-89128-06-8.

NĚMEČEK, J., et al. (1967): Průzkum zemědělských půd ČSSR: Díl první: Metodika terénního průzkumu, sestavování půdních map a geneticko-agronomické klasifikace půd. Praha : Ministerstvo zemědělství a výživy. 195 s.

NOVÁK, Pavel, et al. (2002): Stanovení kriterií a potenciálů kvality půdy z hlediska jejich významu pro plnění jednotlivých produkčních a mimoprodukčních funkcí půdy : Výstup 01 projektu QD 1300 „Kvalita půdy a její kritéria, vyhodnocení jejího současného stavu a trendů vývoje s ohledem na degradační procesy a s návrhy na její využívání a zlepšení“. Praha : VÚMOP Praha. 31 s.

NOVÁK, Pavel, et al. (2002): Vymezení půd (BPEJ) a území vhodného ke změnám využití půdy s ohledem na produkční a mimoprodukční funkce půdy (zatravnění, zalesnění, výstavba rybníků a jiné): Výstup V 02 projektu NAZV QD 1293 „Vymezení zemědělsky méně příznivých a ohrožených oblastí ČR s návrhy na využití této půdy včetně ekonomických dopadů“. Praha : VÚMOP Praha. 62 s.

NOVOTNÝ, Ivan. (2006): Vývoj a implementace geografického informačního systému o půdě. Metodika etapy 12 výzkumného záměru ústavu. Praha : VÚMOP Praha. 21 s.

PACOLA, Miloslav. (2002): Degradační procesy zemědělské půdy zjištěné v rámci aktualizace BPEJ. In LHOTSKÝ, Jiří, KRÁLOVCOVÁ, Květa. Soil and Water. Praha : VÚMOP Praha, č. 1, s. 73-80. ISSN 1213-8673.

VOPRAVIL, Jan, et al. (2004): Mapové vyjádření potenciální zranitelnosti půd degradací v modelovém území ČR. In SOBOCKÁ, Jaroslava, JAMBOR, Pavel. Tretie pôdoznalecké dni v SR : Zborník referátov z konferencie pôdoznalcov SR. Bratislava : VÚPOP Bratislava, s. 409-410. ISBN 80-89128-11-4.

ZLATUŠKOVÁ, Světlana, NOVÁK, Pavel, VINCÍKOVÁ, Marie. (2004): Diagnostika vysýchavých půd a jejich rozšíření. In LHOTSKÝ, Jiří, KRÁLOVCOVÁ, Květa. Soil and Water. Praha : VÚMOP Praha, č. 3, s. 9-16. ISSN 1213-8673.

ZLATUŠKOVÁ, Světlana, NOVÁK, Pavel, VINCÍKOVÁ, Marie. (2004): Obtížně zpracovatelné půdy a jejich vymezení. In LHOTSKÝ, Jiří, KRÁLOVCOVÁ, Květa. Soil and Water. Praha : VÚMOP Praha, č. 3, s. 17-32. ISSN 1213-8673.

Webové služby umožňují efektivně pracovat nejen s geodaty. GEOinformace : ...srozumitelně o geoinformatice v praxi. 2004, č. 4, s. 10-13.

# VPLYV BIOKALU PO VÝROBE BIOPLYNU NA CHEMICKÉ VLASTNOSTI A OBSAH ORGANICKEJ HMOTY V PÔDE

# INFLUNCE OF DECAYED WASTE AFTER BIOGAS PRODUCTION ON CHEMICAL PROPERTIES AND ORGANIC SUBSTANCES CONTENT IN SOIL

**Richard POSPIŠIL[1], Martina MITRUŠKOVÁ[1], Juraj CHLPÍK[2]**

*Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, Fakulta agrobiológie a potravinových zdrojov, Katedra rastlinnej výroby[1], Katedra geológie a pedológie[2]*

**Abstrakt**

Chemické vlastnosti pôdy boli sledované v Kolíňanoch na výskumnej experimentálne báze Slovenskej poľnohospodárskej univerzity v Nitre. Pôdny typ bol hnedozem. Základné parametre chemických charakteristík pozorované sondou sa vyznačovali vysokou premenlivosťou pôdneho prostredia. Obsah organického uhlíka bol nízky až stredný (priemer 0,96-1,31 %) a pôdna reakcia v KCL bola slabo kyslá až kyslá (rozsah 4,59-5,39 pH). Tento pôdny typ mal typické parametre pôdnej sorpcie. Obsah oxidovateľného organického uhlíka a humusu ukázal mierne zvýšenie v oboch variantoch hnojenia po aplikácii biokalu. Pozitívny vplyv aplikácie biokalu bol dosiahnutý v humusových kvalitatívnych parametroch v oboch varinatoch hnojenia. Biokal ako zvyšok po anaeróbnej fermentácii z rastlinných a živočíšnych odpadov je vhodný pre použitie ako organické hnojivo s pozitívnym vplyvom na obsah organickej hmoty v pôde.

**Kľúčové slová:** organická hmota, humus, pôdna sorpcia, biokal, pH.

**Abstract**

The chemical characteristics of soil were studied on the Research-expe-rimental station of Slovak University of Agriculture in Nitra, location Kolíňany. Soil subtype was sandy loam. The parameters of basic chemical characteristics from united probe remarking to high varia-bility of soil environment. Organic carbon content (Cox) was lower or middle (range 0.96 to 1.31 %) and soil reaction in KCl was strong acid or acid (range 4.59 to 5.39 pH). For this soil type was typically parameters of soil sorption. The content of oxidizable organic carbon and humus after the decayed waste application showed the mild increase tendency in both fertilization variants. Positive influence was achieved at humus quality parameters in both decayed waste fertilization variants. Decayed waste as the rest after anaerobic digestion of plant and animal waste is suitable for application as organic fertilizer with positive influence on organic substance content in soil.

**Key words :** organic substance, humus, sorption of soil, decayed waste, pH.

## ÚVOD

U nás, zvlášť v hnedozemiach, vystupuje do popredia, vo vzťahu k formovaniu ich optimálnych vlastností i produkčnej schopnosti, nutnosť sledovania a úpravy zásob a zloženia organickej hmoty a z nej vznikajúceho humusu. Množstvo a kvalitatívne zloženie

humusových látok nie je uspokojivé a dostalo sa aj v najproduktívnejších oblastiach SR na nízku úroveň, s čím úzko súvisí aj zhoršenie fyzikálneho a fyzikálno-chemického stavu orných pôd (HRAŠKO, 1988). Obsah a kvalita humusu v pôde patrí k najdôležitejším kritériám pôdnej úrodnosti. Vysoký obsah kvalitného humusu je rozhodujúcim predpokladom pre stabilnú úrodnosť pôd, nie však jej garantom (KÖRSCHENS, 1990). Ďalšími ukazovateľmi, ktoré sa považujú za parametre kvality pôdy, sú pôdna reakcia (reakcia pôdneho roztoku) a charakteristiky sorpčnej schopnosti pôdy (BUJNOVSKÝ, HOLOBRADÝ, 1997). Uvedené, základné kvalitatívne parametre pôdy, sa formujú pod vplyvom celého komplexu prírodných a antropogénnych faktorov, pôsobiacich na daný pôdny predstaviteľ. Dôležitou skutočnosťou je úroveň a charakter aplikácie hospodárskych hnojív.

Racionálne riadenie rastlinnej výroby si vyžaduje stále hlbšie poznatky a konkrétnejšie údaje o pôdnej úrodnosti. Obnova a stabilizácia zvyšovania bioprodukcie v sústave hospodárenia je tým zložitejšia, čím je vyšší stupeň a rozsah narušenosti prírodnej sústavy človekom (BAZILEVIČ, SEMEŇUK, 1984). Spôsob využívania pôdy sa odráža v pomere charakteru využitia pôdy, v štruktúre plodín na ornej pôde ako i v spôsoboch, akými sa zabezpečuje zvyšovanie pôdnej úrodnosti (HRAŠKO, BEDRNA, 1988).

Využívanie a manipulácia s hospodárskymi hnojivami nezodpovedá v našich podmienkach požiadavkám na trvalo udržateľný rozvoj poľnohospodárskej výroby a vidieka v zmysle noriem EÚ. Riešením tejto nepriaznivej situácie je kvalifikované zhodnocovanie dostupných hospodárskych hnojív, pri znižovaní ich nepriaznivého účinku na životné prostredie a ich ekologicky prijateľné zapojenie do kolobehu živín a energie. No nielen ekologické, ale aj ekonomické dôvody využívania netradičných spôsobov získavania hospodárskych hnojív, budú čoraz častejším dôvodom na využívanie obnoviteľných zdrojov energie. Jedným z možných spôsobov pri využívaní alternatívnych zdrojov energie je aplikácia vyhnitého substrátu po kontinuálnej výrobe bioplynu a následne sledovanie jeho komplexného vplyvu na hydrofyzikálne, chemické a biologické parametre pôdy.

## MATERIÁL A METÓDY

Výskumná báza SPU Kolíňany je situovaná cca 10 km východne od Nitry, smerom na Zlaté Moravce. Mierne zvlnený, pahorkatinový povrch chotára okolo obce Kolíňany sa nachádza v nadmorskej výške 165-240 m. Priemerná ročná teplota sa pohybuje okolo 9$^{o}$C a priemerný ročný úhrn zrážok je 550-600 mm.

Záujmová plocha je situovaná východne od obce a je prvou parcelou za obcou Kolíňany. Severnou hranicou je štátna cesta Nitra – Zlaté Moravce, východnou hranicou letisko VPP a juhozápadnou hranicou je koryto miestneho potoka. Z hľadiska regionálno-geologického sa výskumná báza nachádza v oblasti geologického rozhrania kryštalicko-druhohorného masívu Tribeča a Žitavskej pahorkatiny. Substrát je tvorený prevažne eluviálno-deluviálnymi sedimentmi pohoria Tribeč pleistocénno-holocénneho veku. Tieto sa v určitých lokálnych enklávach miešajú so sprašovými sedimentmi Žitavskej pahorkatiny. Podložné neogénne súvrstvia vystupujú na povrch iba lokálne v dôsledku neprítomnosti kvartérneho pokryvu (ČURLÍK, ŠEFČÍK, 1999).

V rámci pokusnej plochy, boli pre zistenie východiskového stavu odoberané pôdne vzorky v náväznosti na pestované plodiny (kukurica siata na siláž, slnečnica ročná, jačmeň jarný, repa cukrová) a vo všetkých variantoch hnojenia (A : nehnojený variant – kontrola, B : 25 t.ha$^{-1}$ maštaľného hnoja, C : 50 t.ha$^{-1}$ biokalu, D : 50 t.ha$^{-1}$ maštaľného hnoja a E : 100 t.ha$^{-1}$ biokalu). Vzorky sa odoberali plošne vo vzdialenostiach 20 m (4 odbery na jednej dĺžke) a samostatne sa analyzovali, čím sa získali výsledky parametrov pre celú plochu, s možnosťou vyjadrenia variability hodnôt sledovaných vlastností a zároveň aj ich priemerných hodnôt.

Pre dosiahnutie stanovených cieľov boli v odobratých pôdnych vzorkách analyzované nasledovné parametre (FIALA et al., 1999) :

obsah uhlíka (Cox) Ťjurinovou metódou v modifikácii Nikitina a výpočet množstva humusu (Hm)
pôdna reakcia – pH aktívne (pH/$H_2O$) a výmenné (pH/KCl)
hydrolytická acidita (H) titračnou metódou

Analýza pôdnych vzoriek sa vykonávala v trojnásobnom opakovaní, vo výsledkoch je použitý aritmetický priemer z dosiahnutých hodnôt jednotlivých parametrov.

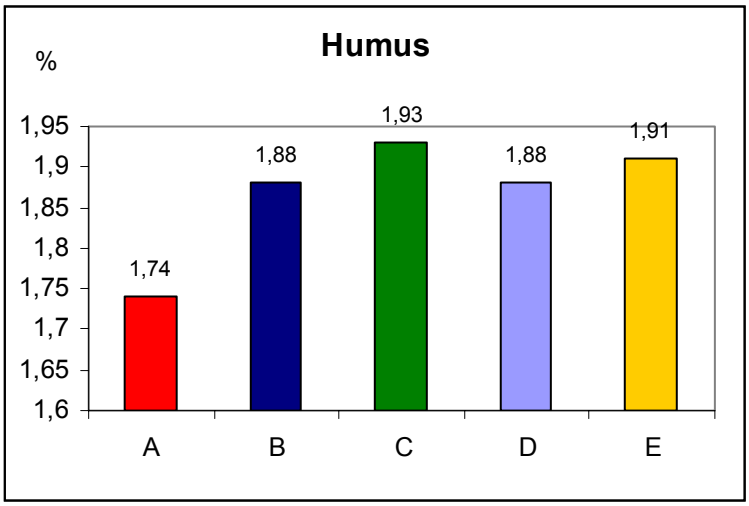
## VÝSLEDKY

***Tab.1 Priemerné hodnoty Cox, Hm, a pH – Hon 1 – 4 (roky 2001 – 2002)***

| Hon | Variant hnojenia | % | | pH | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | Cox | Hm | $H_2O$ | KCl |
| 1-4 | A | 1,01 | 1,74 | 6,33 | 5,04 |
| | B | 1,09 | 1,88 | 6,38 | 5,12 |
| | C | 1,12 | 1,93 | 6,42 | 5,18 |
| | D | 1,09 | 1,88 | 6,37 | 5,09 |
| | E | 1,11 | 1,91 | 6,44 | 5,20 |

Cox – organický uhlík, Hm - humus, pH - pôdna reakcia ($H_2O$) – aktívna, (KCl) – výmenná

***Obr. 1 Priemerné hodnoty humusu vo všetkých variantoch hnojenia (roky 2001 – 2002)***




Hodnoty parametrov organického uhlíka (a humusu) (Tab. 1) kolísali v náväznosti na časový sled jednotlivých odberov. Odbery uskutočnené v jesennom období, vo väčšine prípadov vykazovali vyššie obsahy Cox (Hm), ako jarné odbery. Rozdiel medzi nehnojeným variantom a ostatnými variantmi v jesennom období predstavuje pri jednotlivých spôsoboch hnojenia nasledovné hodnoty :

variant hnojený 25 t.ha$^{-1}$ maštaľného hnoja ..... + 0,32 % Cox - t.j. - 0,55 % Hm
variant hnojený 50 t.ha$^{-1}$ biokalu ..... + 0,34 % Cox – t.j. – 0,58 % Hm
variant hnojený 50 t.ha$^{-1}$ maštaľného hnoja ..... + 0,33 % Cox – t.j. – 0,56 % Hm
variant hnojený 100 t.ha$^{-1}$ biokalu ..... + 0,27 % Cox – t.j. – 0,46 % Hm

Hodnoty týchto parametrov získaných v jarnom období roku 2002 vykazovali nepatrné zníženie v porovnaní s východiskovým stavom vo všetkých variantoch hnojenia. V priemere sa však v porovnaní s nehnojeným variantom zvýšil obsah Cox (a Hm).

Hodnoty ukazovateľov kvalitatívneho zloženia humusu poukazovali na ťažšiu extrahovateľnosť humínových kyselín v jarnom období roku 2002. Zúžený pomer HK : FK nebol teda výsledkom zhoršenej kvality organickej hmoty. V dôsledku zaorania pozberových zvyškov stúpol podiel ľahko rozpustných látok a zároveň nedošlo k transformácii humusotvorného materiálu. Tým sa znížila extrahovateľnosť, čo sa prejavilo na pomere HK : FK. Kvalitatívne zhodnotiť ukazovatele humusu bude možné až po uplynutí dlhodobého časového obdobia potrebného pre priebeh samotného procesu transformácie a tvorby humusových látok.

***Tab. 2 Priemerné hodnoty Cox, Hm a pH pri rôznom termíne odberu (roky 2001-2002)***

| Hon | Variant hnojenia | Dátum odberu | % | | pH | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | Cox | Hm | $H_2O$ | KCl |
| 1-4 | A | 4.4.01 | 0,91 | 1,56 | 6,41 | 5,00 |
| | | 9.10.01 | 1,16 | 1,99 | 6,45 | 5,14 |
| | | 28.3.02 | 0,97 | 1,67 | 6,13 | 4,99 |
| | B | 4.4.01 | 1,11 | 1,91 | 6,45 | 5,07 |
| | | 9.10.01 | 1,23 | 2,12 | 6,44 | 5,15 |
| | | 28.3.02 | 0,94 | 1,62 | 6,27 | 5,16 |
| | | 4.4.01 | 1,14 | 1,96 | 6,54 | 5,19 |

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | C | 9.10.01 | 1,25 | 2,15 | 6,43 | 5,15 |
| | | 28.3.02 | 0,99 | 1,70 | 6,30 | 5,20 |
| | D | 4.4.01 | 1,10 | 1,89 | 6,43 | 5,01 |
| | | 9.10.01 | 1,24 | 2,13 | 6,37 | 5,06 |
| | | 28.3.02 | 0,95 | 1,63 | 6,33 | 5,20 |
| | E | 4.4.01 | 1,14 | 1,96 | 6,54 | 5,24 |
| | | 9.10.01 | 1,18 | 2,03 | 6,48 | 5,18 |
| | | 28.3.02 | 1,01 | 1,74 | 6,30 | 5,20 |

Hodnoty výmennej pôdnej reakcie (Tab.2) za sledované obdobie varírovali v intervale od 4,99 jednotiek pH po 5,24 jednotiek pH. Kolísanie hodnôt v termínoch jednotlivých odberov bolo zapríčinené vysokou heterogenitou pôdneho prostredia sledovanej plochy. V porovnaní s priemernou hodnotou nehnojeného variantu (5,04), najvyšší kvalitatívny nárast bol zaznamenaný vo variante hnojenia s 50 $t.ha^{-1}$ biokalu o + 0,14 jednotiek pH.

## DISKUSIA A ZÁVER

Získané výsledky analyzovaných kvalitatívnych parametrov chemických vlastností pôdy, hodnotených v náväznosti na metodiku riešenia čiastkovej úlohy grantového projektu, umožňujú definovať niekoľko výsledných záverov z celej skúmanej problematiky :

Projekt je založený na pôdnom subtype Hnedozem kultizemná (HMa), výrazne ovplyvnenom antropogénnou činnosťou.

Obsah oxidovateľného organického uhlíka (a humusu) po aplikácii biokalu vykazoval tendenciu mierneho nárastu (v oboch variantoch hnojenia). Pozitívny vplyv bol zaznamenaný aj na kvalitu parametrov humusu v oboch záujmových variantoch hnojenia biokalom.

Hodnoty aktívnej a výmennej pôdnej reakcie (pH/$H_2O$ a pH/KCl) sa v priebehu riešenia prakticky nemenili.

Hodnoty ukazovateľov sorpčnej schopnosti pôdy dokumentujú menej priaznivý stav orničnej časti pôdneho profilu. Vo variantoch hnojenia nebol zistený podstatný rozdiel.

Biokal ako zvyšok po anaeróbnej kofermentácii rastlinných a živočíšnych odpadov je vhodný na použitie ako organické hnojivo s pozitívnym vplyvom na obsah organickej hmoty v pôde.

## LITERATÚRA

Bazilovič, N. I. – Semeňuk, N. V. (1984): Opyt vydelenija antropogennej sostavľajučšej krugovorota veščestv v lubovostepnych ekosistemach pri različnom ich ispoľzovaniji. In : Počvovedenije. 1984, 5, s. 5-18.

Bujnovský, R. – Holobradý, K. (1997): Metodika úpravy kyslej pôdnej reakcie vápne-ním. Bratislava: 1997, VÚPU, 28 s. ISBN 80-85361-31-0.

HANES, J. 1999. Analýza sorpčných vlastností pôd. VÚPOP Bratislava. Bratislava: 1999. 138 s. ISBN 80-85361-47-7.

Hraško, J. (1988): Racionálne využívanie pôdneho fondu a zúrodňovanie poľnohospodárskych pôd. In. Zborník ČSAZ, č. 122. Praha: 1984.
Hraško, J. - Bedrna, Z. (1988): Aplikované pôdoznalectvo. Príroda. Bratislava :1988. 474 s.
Körschens, M. (1990): Humus – půdní úrodnost – využití dusíku. In. Sborník: Humusové látky – aktivní složka systému půda – rostlina. Praha: 1990, s. 42 – 54.

Získané výsledky vznikli za podpory grantov VEGA č. 1/8177/01 a VEGA 1/1345/04.

Doc. Dr. Ing. Richard Pospišil, Trieda A. Hlinku 2, 949 76 Nitra, email: Richard. Pospisil@uniag.sk
Ing. Martina Mitrušková, Trieda A. Hlinku 2, 949 76 Nitra, email: Martina.Mitruskova@uniag.sk
Ing. Juraj Chlpík, PhD., Trieda A. Hlinku 2, 949 76 Nitra, email: Juraj.Chlpík@uniag.sk

# PROSTOROVÁ A ČASOVÁ VARIABILITA VLHKOSTI A ORGANICKÉHO UHLÍKU V ORNICI KAMBIZEMĚ MODÁLNÍ

# SPATIAL AND TEMPORAL VARIABILITY OF MOISTURE AND ORGANIC CARBON IN THE TOPSOIL OF EUTRIC CAMBISOL

**Lubica POSPÍŠILOVÁ, Eduard POKORNÝ, Jiří JANDÁK, Vítězslav HYBLER [1]**

*[1] Ústav agrochemie, půdoznalství, mikrobiologie a výživy rostlin, AF, MZLU, Zemědělská 1, 613 00 Brno, Česká republika, lposp@mendelu.cz*

**ABSTRAKT**

Tradiční management předpokládá, že vlastnosti orných půd jsou na sledované ploše více méně stejné. Prostorová variabilita a heterogenita půdních vlastností, která se často ignoruje, může mít zásadní vliv na variabilitu výnosu plodin. Cílem této práce bylo sledovat variabilitu vlhkosti, objemové hmotnosti a obsahu organického uhlíku ($C_{org}$) na pokusných parcelách VPS Vatín (AF- MZLU Brno). K monitorování půdní vlhkosti byly použity vlhkostní snímače VIRRIB, které byly umístněny v hloubce 20 cm a údaje byly odečítány pomocí sběrné a vyhodnocovací jednotky (datalogger). Vzorky ke stanovení obsahu $C_{org}$ a objemové hmotnosti byly odebrány z humusového horizontu (0 - 20 cm). Výsledky výzkumu ukazují, že na půdní úrodnosti se kromě obsahu a kvality organické hmoty rozhodným způsobem podílí hydrotermický režim půdy. Vliv samotného hydrického režimu, který závisí na zrnitostním složení, struktuře a objemové hmotnosti půdy, a který určuje schopnost půdy zásobovat rostliny vodou, je v těchto klimatických podmínkách dominantním faktorem půdní úrodnosti.

**KLÍČOVÁ SLOVA**

vlhkost, objemová hmotnost, organický uhlík

**ABSTRACT**

Traditional management considers properties of arable soils a minimal more or less uniform. Spatial distribution of soil characteristics, which is often ignored, could considerably influence production variability. The aim of our work was to follow variability of moisture, bulk density and organic carbon content ($C_{org}$) within selected fields of long-term field experiments at Vatín (Czech-Moravian Uplands). Soil moisture was measured using sensors VIRRIB (with datalogger units) in depth 20 cm. $C_{org}$ content and bulk density moisture were determined in the topsoil (0 - 20cm). Results showed that soil fertility depends not only on soil organic matter content but also on to water regime. The last is influenced by soil texture, structure and bulk density. In the studied soil water regime is the limiting factor of soil fertility.

**Key words**

moisture, bulk density, organic carbon

## ÚVOD

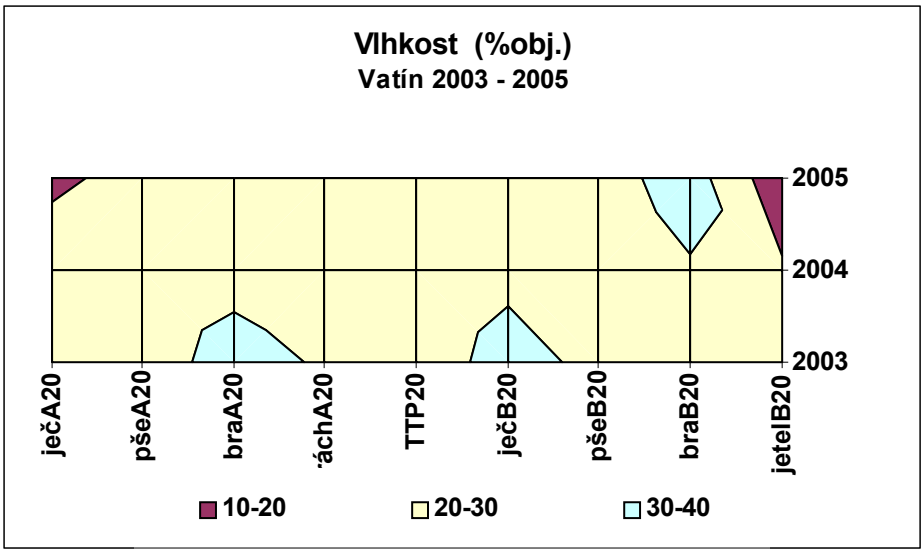
Hlavními faktory půdní heterogenity a variability jsou základní půdotvorné faktory, tj. čas, porost, mateční hornina, reliéf, podnebí, voda jako materiální a transformační faktor a konečně člověk. K těmto hlavním faktorům přistupuje celá řada dalších vlivů, které se jeví ve svém celku jako náhodné (Webster, 2000). Podle něho složitost faktorů, jejich kombinace, proměnlivost v čase a neúplnost našich znalostí jsou takové, že se nám proměnlivost jeví jako náhodná a můžeme s ní proto jako s náhodou pracovat. Náhodnost tedy není charakteristikou půdy, ale modelu, jakým půdu popisujeme. Rozlišujeme variabilitu v čase a prostorovou variabilitu. Některé půdní vlastnosti jako např. obsah snadno rozložitelného uhlíku nelze jednoznačně zařadit do jedné z uvedených skupin. Pro současné hodnocení prostorové (plošné) a časové variability lze použít modely , kde je čas zahrnut jako třetí rozměr k dvourozměrného prostoru (Hoosbeek, 1998, Hoosbeek and Stein, 1997). Při hodnocení půdní variability je potřeba získat co nejspolehlivější měření, neboť variabilita způsobena chybou v odběru vzorků, či analytickou chybou omezuje posouzení skutečné proměnlivosti v čase a prostoru (Viscarra Rossel and McBratney, 1998).

## MATERIÁL A METODY

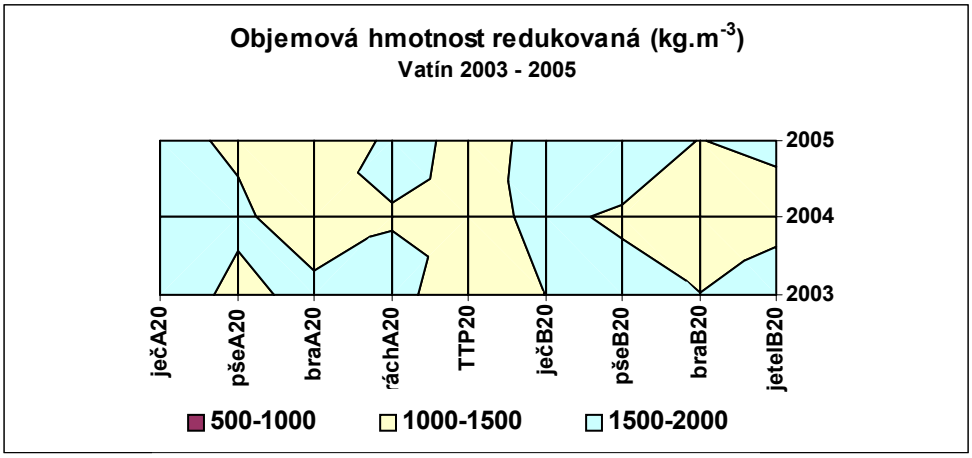
Výzkumná pokusná stanice (VPS) Vatín se nachází na rozhraní Chotěbořské pahorkatiny a Novoměstské vrchoviny Nadmořská výška je 539 – 542 m a průměrné roční srážky jsou 736 mm. Produkční osevní postup (POP) zahrnuje intenzivní 6 honný osevní postup s výhradním zastoupením tržních plodin, s cílem maxima produkce. Integrovaný osevní postup (IOP) zahrnuje polo-intenzivní osevní postup se zařazením tržních plodin i pícnin. Trvalý travní porost (TTP) byl vybrán jako kontrola. Neporušené vzorky ke stanovení objemové hmotnosti a vzorky pro stanovení obsahu organického uhlíku byly odebrány pod jednotlivými plodinami v osevním sledu a pod TTP z hloubky 0 – 20 cm. Celkový obsah uhlíku byl stanoven oxidimetricky (Podlešáková a kol., 1992). K přímému monitorování vlhkosti v hloubce 20 cm byly použity snímače VIRRIB (http://www.amet.cz/virribcz.html). Data byly statisticky zpracovány a vyhodnoceny metodou analýzy variace.

## VÝSLEDKY

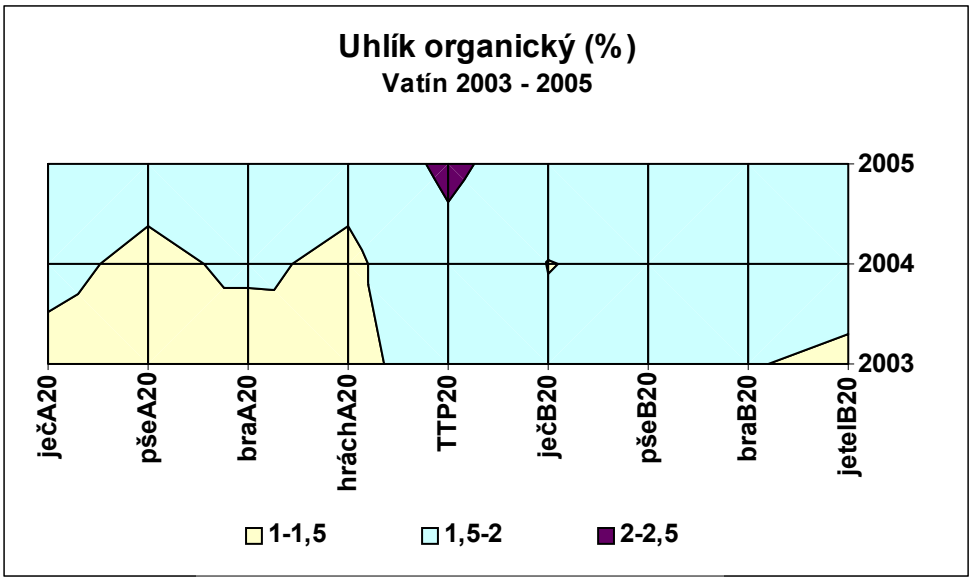
Prostorová a časová variabilita sledovaných půdních vlastností je schématicky znázorněna na obr. č. 1 - 3. Zjištěné hodnoty vlhkosti na zkoumaném pozemku v ornici kambizemě modální (obr. č. 1) se liší jak u jednotlivých plodin, tak i v jednotlivých letech. Rozdíly byly statisticky průkazné, přičemž vyšší hodnoty byly pod okopaninami a nižší hodnoty vlhkosti po jeteli. U tohoto dynamického parametru byl zjištěn vyšší variační koeficient v porovnání s variabilitou organického uhlíku (Sklenář, 2002). Rovněž objemová hmotnost (obr. č. 2.) vykazuje vysokou plošnou variabilitu. Statisticky průkazné rozdíly mezi jednotlivými plodinami však nebyly zjištěny. Nejnižší hodnoty objemové hmotnosti redukované vykazoval trvalý travní porost a okopaniny a naopak nejvyšší hodnoty byly pod ječmenem jarním. Celkový organický uhlík ($C_{org}$) vykazoval statisticky průkazné rozdíly jak mezi jednotlivými plodinami, tak i mezi ročníky. Nejnižší obsah organického uhlíku (1,27%) byl zjištěn pod pšenicí ozimou a celkově nízké obsahy (pod 2%) převládaly i pod oběma typy osevních postupů. Plošně hodnoty $C_{org}$ menší 2% zabírají přibližně 75% celkové plochy (obr. č. 3) a variační koeficient je nižší než u vlhkosti. Hodnoty $C_{org}$ vyšší než 2% jsou pouze pod trvalým travním porostem. Plošná variabilita $C_{org}$ pod integrovaným osevním postupem je menší než pod produkčním osevním postupem. Rozdíly mezi oběmi variantami pokusu jsou statisticky průkazné.




Obr. č. 1: Variabilita vlhkosti v humusovém horizontu kambizemě modální.




Obr. č. 2: Variabilita objemové hmotnosti v humusovém horizontu kambizemě modální.




Obr. č. 3: Variabilita organického uhlíku v humusovém horizontu kambizemě modální.

## DISKUZE A ZÁVĚR

Sledované půdní vlastnosti jsou proměnlivé od místa k místu vlivem proměnlivosti působení půdotvorných faktorů, času a podmínek hospodaření. Obecně mluvíme o půdní heterogenitě, přičemž máme na mysli makroskopickou heterogenitu na místě pozorování. Zjištěná prostorová a časová variabilita na pozemku VPS Vatín byla vyšší u vlhkosti než u organického uhlíku. Rozdíly byly statisticky průkazné jak mezi jednotlivými plodinami, tak i mezi ročníky.

## LITERATURA

Hoosbeek, M.R. (1998): Incorporating scale into spatio-temporal variability: Applications to soil quality and yield data. Geoderma 85: 113-31

Hoosbeek, M.R., Stein, A. (1997): Space-time statistics for decision support to smart farming. In Precision Agriculture: Spatial and Temporal variability of Environmental Quality. Wiley, Chichester: 120-133.

Podlešáková, E. a kol. (1992): Rozbory půd, vod a rostlin VÚMOP, Praha, 259 s.

Sklenář, M. (2002): Heterogenita půd výzkumné stanice Vatín. Diplomová práce, AF, MZLU, Brno, 33s.

Viscarra Rossel. R.A., McBratney, A.B. (1988): Soil chemical analytical accuracy and costs: Imlication from Precision Agriculture.Aust.J.Exp.Agric.38: 767-775.

Webster, R. (200): Is soil variation random? Geoderma 97: 149-163.

# BONITACE A DIGITALIZACE BPEJ, VYUŽITÍ ORTOFOTOMAPY, JINÝCH MAPOVÝCH PODKLADŮ A GPS

**Radek PŘIKRYL, Josef KUČERA**

*Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha, oddělení bonitací Brno, Lidická 25/27, 657 20 Brno, tel. 541126273, prikryl@vumopbrno.cz*

**Abstrakt**
Základní myšlenkou této práce je zjednodušení zpracování linií BPEJ. Využití vzájemně propojených databází geodetických a popisných informací.

**Klíčová slova**
Digitální mapa DKM, mapa digitalizovaná KMD, vkm, KN rastr, JTSK, GPS, transformace, ortofotomapa, soubor popisných informací (SPI), soubor geodetických informací (SGI)

## ÚVOD

Na konci 20. století a na začátku 21. století dochází k masovému rozvoji digitálních technologií. S tímto rozvojem je spojena i nutná změna některých zavedených technologických postupů, protože je potřebné práci zefektivnit a přenést ji do formy, která je snadno čitelná a zpracovatelná různými články zpracovatelského procesu. Nejde jen o formu zpracování po aktualizaci bonit na daném katastrálním území, ale i o přípravné práce před touto aktualizací. Stávající postupy by se měli uchovat, ale pouze jako pomocné metody a postupy. Prioritně by měl být kladen důraz na maximální jednoduchost a efektivitu záznamu aktualizace BPEJ.

## MATERIAL A METODY

Při existenci digitální mapy na daném katastru se využívá výměnného formátu .vkm a nezáleží, jestli je mapa nová digitální(DKM) nebo digitalizovaná(KMD). Tento formát v sobě obsahuje informace o katastrálním území i informace o parcelách. Automatizovaně je možné přiřadit k jednotlivým kulturám rozdílné atributy a potom vyfiltrovat potřebné plochy (lesy, vodní plochy, oblasti těžby, neplody). Takto vzniklou mapu si vytiskneme, skenujeme a v patřičném formátu importujeme do GPS přijímače. Alternativou je import pouze lomových bodů jednotlivých parcel. Pokud se v daném katastrálním území není vytvořená digitální mapa DKM nebo KMD, je nutné si linie (hranice parcel) vytvořit. Jako podklad slouží skenovaná mapa katastru nemovitostí (KN rastr), který transformujeme na patřičný rám mapového listu, určený v souřadnicích JTSK. Po vytvoření všech potřebných linií postupujeme obdobně, jako u map DKM a KMD.

Problematická může být kvalita skenování rastrových podkladu, které mou být skenováním deformované a nelze je nikdy přesně natransformovat. Řešením je určení velkého počtu identických bodů, pomocí kterých se rastr přesněji natransformuje, ale pouze za cenu, že se vlastní chyba rastru, jenž je značná vždy jen v určité části skenované mapy, rovnoměrně rozdělí i na místa, která nejsou touto chybou postižena. V případě, že se takto nepostupovalo, dochází k dramatickému nárustu polohové chyby v postižené části rastru. Délková chyba se může pohybovat v i v řádech desítek metrů.

Použití ortofotomapy je především v rovině orientační. Měla by sloužit hlavně k upřesnění jednotlivých částí katastrálního území a jeho rozdělení dle kultur. Je vhodná i v případech, kdy dojde k nesrovnalostem mezi souborem popisných informací (SPI) a souborem geodetických informací (SGI). K těmto nesrovnalostem však dochází zcela vyjímečně, ale nejsou vyloučeny.

Mnoho otazníků je též nad použitím GPS přijímačů, jejichž prvotní určení je k navigaci v terénu při turistice. Jejich přesnost není příliš vysoká, pohybuje se od 15 do 25 metrů (

Garmin12 Map ). Dalším problémem je, že tyto levné přístroje neumí registrovat v naměřených datech nadmořskou výšku, nicméně ji změří a tento naměřený údaj se musí poznamenat jiným způsobem. Řešením je použití GPS přijímačů s přesností větší než 2,5m, protože přesnost základních mapových podkladů je 2.88m.

## ZÁVĚR

I přes jednoznačnou technologickou výhodu nad současnou formou záznamu dat, není jednoduché uvést nové postupy do praxe. To hlavně z důvodu relativní náročnosti na technické a softwarové vybavení.

## LITERATURA

BURŠA M., KOSTELECKÝ J. : Kosmická geodézie a kosmická geodynamika, vydavatel: MNO-GŠ AČR PRAHA, 1994

http://www.cuzk.cz/ (vyhláška 190/1996 Sb.)

-OBSAH-

# ENERGETICKÁ ANALÝZA LUČNÍCH POROSTŮ V PODMÍNKÁCH HRUBÉHO JESENÍKU.

# THE ENERGY ANALYSIS OF GRASSLAND IN HRUBY JESENIK CONDITION

Ržonca J.[1)], Svozilová M.[1)], Mičová P.[1)], Štýbnarová M.[2)]

*[1)]Agrovýzkum Rapotín s.r.o., Výzkumníků 267, 78813 Vikýřovice, mail: jozef.rzonca@vuchs.cz*
*[2)]Výzkumný ústav pro chov skotu s.r.o. Rapotín, Výzkumníků 267, 78813 Vikýřovice,*

**Abstrakt**
V podmínkách Hrubého Jeseníku jsme se zabývali energetickou analýzou extenzivních TTP na fluvizemi a kambizemi, v letech 2003 - 2005. Vypočítali jsme hodnoty jednotlivých vstupů dodatkové energie. Vstupy energie se pohybovali v rozpětí od 2,17 GJ.ha$^{-1}$ do 12,16 GJ.ha$^{-1}$. Nižší průměrný energetický zisk brutto i netto energie jsme zaznamenali u TTP na fluvizemi. Podmínky stanoviště a hnojení významně ovlivnily energetickou bilanci produkčního procesu TTP. Pěstování trvalých travních porostů v LFA zvyšuje efektivnost využívání půd s nízkým energetickým potenciálem.

**Klíčová slova:** energie, bilance, trvalý travní porost, LFA

**Abstract**
In 2003-2005 in the Hrubý Jeseník conditions we engaged in the energy analysis of the extensive permanent grasses situated on the fluvisol and the cambisol. We have counted the values of the particular inputs of the additional energy. The energy inputs data moved from 2,17 GJ.ha$^{-1}$ to 12,16 GJ.ha$^{-1}$. The grasses grown on the fluvisol was marked the lower energy gain of gross energy and netto energy. The locality conditions and the fertilization had the significant effect on the balance of the production process of permanent grassland. Growing of the grasses in LFA increases the efficiency of the utilization of the soil with the low energy potential.

**Key words**: energy, balance, permanent grassland, LFA

## ÚVOD

Trvalé travní porosty (TTP) tvoří významnou součást krajiny ve všech krajinách Evropy. V průběhu dlouhodobého přírodního, společenského a agrárního vývoje vznikaly hlavně v lokalitách s obtížným sběrem nebo na méně produkčních půdách. Ústup od intenzivní produkce rostlin k trvalo udržitelným způsobům hospodaření má především dopad na hospodaření s energií, ekologickou únosnost a ekonomickou efektivnost nově uplatňovaných technologií. Zemědělství je jako každá produkční činnost procesem energetické transformace surovin a účelové změny jejich vlastností. Od všech ostatních odvětví lidské činnosti se však liší tím, že ve značné míře transformuje energii slunečního záření a cílevědomě ji akumuluje do konečné produkce *(Pospišil, Vilček, 2000).* Zemědělská soustava je složitý systém, který je schopný pomocí slunečního záření měnit anorganické látky na důležité organické sloučeniny. Do produkčního procesu zasahují různé faktory, jako

např. průběh povětrnostních podmínek, výživa a hnojení, fyzikální a agrochemické vlastnosti půdního prostředí, ale i přirozené vlastnosti pěstovaných plodin. Základným problémem bilance energie v rostlinné produkci je míra ovlivnění produkčního procesu vklady přímé a nepřímé energie a jejich výsledná účinnost při tvorbě biomasy nebo hospodářsky cenného produktu *(Kostrej, Danko, 1996).* Na zabezpečení vysokého a efektivního toku energie je nutné část energie vstupů vložit do akumulátorů energie, které uchovávají energii v soustavě. Transformace chemické energie v zemědělské soustavě musí být prováděna postupným obmezováním vstupů chemických látek a zrychlením jejich oběhu uvnitř soustavy. Za těchto podmínek se soustava stane stabilní, ale i ekonomicky efektivní za současného splnění podmínek progresivního vývoje krajinného prostoru.

V rostlinné výrobě se energetická analýza stává významným kritériem pro posouzení efektivity vynaložených vkladů v určitých klimatických podmínkách *(Pospišil, Vilček, 2000).* K energetické bilanci pěstovaných plodin se přistupuje z různých hledisek. Většina prací věnovaných problematice energetické bilance se zabývá bilancí plodin pěstovaných na orné půdě. Hodnotí se efektivita hnojení, různých způsobů zpracování půdy, účinnost aplikace pesticidů nebo energetický vliv předplodin, odrůd a různých agroekologických podmínek *Balla (1998), Kotorová (1998), Kováč (1998), Risoud, Bochu (2002), Pospišil* (*2002*)*.*

Cílem teto práce bylo zhodnotit energetické vstupy a výstupy na trvalých trávních porostech v různých půdních podmínkách z hlediska energetické bilance.

## MATERIÁL A METODIKA

Sledování proběhlo v letech 2003 až 2005 na pozemích VÚCHS, s.r.o. Rapotín, nacházejících se v katastru obcí Rapotín a Vikýřovice. Toto území patří do mikroregiónu Hrubý Jeseník. Teplotní a srážkové poměry v průběhu sledovaných let uvádíme v tabulce 1.

Tab. 1 Průměrné měsíční srážky a teploty v průběhu let 2003 - 2005 na stanovišti Rapotín

| Rok | Měsíc | I. | II. | III. | IV. | V. | VI. | VII. | VIII. | IX. | X. | XI. | XII. |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 2003 | Srážky [mm] | 74,6 | 18,7 | 30,9 | 25,8 | 80,8 | 32,1 | 59,8 | 25,9 | 23,7 | 70,2 | 24,8 | 76,3 |
| | Teplota [°C] | -6 | -14,3 | -3,8 | 6,7 | 15,5 | 18,4 | 18,3 | 19,2 | 12,2 | 5,1 | 5,2 | -4,77 |
| 2004 | Srážky [mm] | 96,9 | 31,8 | 11,9 | 34,3 | 20,9 | 65,4 | 51,5 | 59,3 | 41 | 49,8 | 114,1 | 40,9 |
| | Teplota [°C] | -9,7 | -1,4 | 2,2 | 8,93 | 11,6 | 15,4 | 16,93 | 17,5 | 12,1 | 9,4 | 3,43 | 1,1 |
| 2005 | Srážky [mm] | 90,0 | 45,0 | 27,5 | 23,5 | 76,0 | 50,0 | 78,0 | 69,0 | 19,0 | 56 | 120 | - |
| | Teplota [°C] | -1,3 | -4,5 | -0,7 | 8,9 | 12,7 | 15,6 | 18,3 | 15,7 | 13,4 | 4,9 | 3,1 | - |

Do pokusu jsme zařadili dvě půdní stanoviště s následními charakteristikami:

Stanoviště se nachází ve výšce 420 mnm. Geologickým podkladem jsou hlubší deluvia svorů. Půda je písčito - hlinitá, typ půdy kambizem (horizonty Am-Bv-B/C-C) s obsahem Cox 1,8 – 2,4 %. Základní fyzikální a agrochemické vlastnosti uvádíme v tabulce 2.

Stanoviště se nachází v nivě řeky Desná v nadmořské výšce 350 m na aluviálních sedimentech. Půda je písčito - hlinitá, typ půdy fluvizem (horizonty A – A/Cc – C) s obsahem Cox 1,3 - 2,0 %. Základní fyzikální a agrochemické vlastnosti uvádíme v tabulce 2.

Tab. 2 Základní fyzikální a agrochemické vlastnosti stanovišť na počátku pokusného období

| Půdní typ | Fyzikální vlastnosti | | | |
|---|---|---|---|---|
| | $\rho_d$ [kg.m$^{-3}$] | P [%] | $\Theta_{KMK}$ [%] | $\Theta_{RK}$ [%] |
| Fluvizem | 1230 | 53,32 | 38,40 | 32,39 |
| Kambizem | 1330 | 49,81 | 34,80 | 42,16 |
| | Agrochemické vlastnosti | | | |
| | P[mg.kg$^{-1}$] | K [mg.kg$^{-1}$] | Ca [mg.kg$^{-1}$] | $pH_{KCl}$ |
| Fluvizem | 131 | 456 | 1339 | 5,2 |
| Kambizem | 100 | 220 | 1309 | 5,3 |

Travní porost je složen z následních dominantních druhů: *Taraxacum sect. Ruderalia, Dactylis glomerata, Poa pratensis, Trifolium repens, Lolium multiflorum, Lolium perenne, Elytrygia repens, Achillea millefolium, Festuca pratensis.*

Způsob využívání - *extenzívní* (K2) – dvě seče za rok, první seč mezi 16. až 30. červencem, druhá po 90 dnech

***Výživa a hnojení:***

0 – bez hnojení

NPK – dávka NPK živin 90:30:60 kg.ha$^{-1}$ (forma hnojiv: LAV, superfosfát, draselná sůl).

Kvantifikace energetických vstupů, použité energetické ekvivalenty, způsoby výpočtů a vyjádření výstupů energie byly podle metodiky *Preiningera (1987).* Propočet na nettoenergii byl uskutečněn na základě hodnocení kvality porostu (Weendeská analýza) a podle údajů publikovaných *Sommerem et al. (1994)*.

Z energetických vstupů jsme sledovali tyto údaje:

aplikovaná hnojiva v čistých živinách NPK v kg.ha$^{-1}$

energie ve strojích GJ.ha$^{-1}$

spotřebované pohonné hmoty v l.ha$^{-1}$

množství lidské práce vyjádřené v h.ha$^{-1}$

Energetické výstupy představuje:

úroda sušiny fytomasy v t.ha$^{-1}$

Na základě těchto energetických hodnot jsme provedli energetickou bilanci a vypočítali energetický zisk a energetickou účinnost.

## VÝSLEDKY A DISKUSE

Ukazatele energetické bilance souhrnně uvádíme v tabulce 3. Vstupy energie se pohybovaly v relacích od 2,17 do 12,46 GJ.ha$^{-1}$. Srovnatelné hodnoty u TTP uvádějí i *Majerník, Zmetáková, Proksová (2002) a Pospišil, Vilček (2000).*

Tab. 3 Energetická bilance lučních porostů ($\bar{x}$ 2003 – 2005)

| Stanoviště (půdní typ) | Využívání | | Sušina [t.ha$^{-1}$] | NEL [GJ.ha$^{-1}$] | BE [GJ.ha$^{-1}$] | VE [GJ.ha$^{-1}$] | EZ [GJ.ha$^{-1}$] | r [%] | PE [GJ.t$^{-1}$] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|

| | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Kambizem | K2/0 | $\bar{x}$ | 5,88 | 32,56 | 103,73 | 2,27 | 101,46 | 45,76 | 0,39 |
| | | min. | 4,68 | 26,28 | 82,62 | 2,17 | 80,45 | 38,07 | 0,29 |
| | | max. | 7,44 | 41,73 | 131,20 | 2,47 | 129,03 | 60,46 | 0,46 |
| | | $s^2$ | 0,87 | 4,84 | 15,30 | 0,15 | 15,26 | 6,66 | 0,05 |
| | K2/NPK | $\bar{x}$ | 7,86 | 44,31 | 138,72 | 12,26 | 126,46 | 11,30 | 1,58 |
| | | min. | 5,76 | 32,37 | 101,59 | 12,16 | 89,43 | 8,35 | 1,32 |
| | | max. | 9,41 | 52,96 | 165,94 | 12,46 | 153,48 | 13,32 | 2,11 |
| | | $s^2$ | 1,03 | 5,88 | 18,19 | 0,15 | 18,08 | 1,39 | 0,22 |
| Fluvizem | K2/0 | $\bar{x}$ | 5,32 | 28,28 | 93,79 | 2,27 | 91,52 | 41,76 | 0,44 |
| | | min. | 3,80 | 19,00 | 67,03 | 2,17 | 64,56 | 27,14 | 0,33 |
| | | max. | 6,60 | 35,64 | 116,42 | 2,47 | 114,25 | 53,65 | 0,65 |
| | | $s^2$ | 0,86 | 5,17 | 15,15 | 0,15 | 15,27 | 8,69 | 0,10 |
| | K2/NPK | $\bar{x}$ | 7,07 | 38,62 | 124,70 | 12,26 | 112,44 | 10,18 | 1,77 |
| | | min. | 5,70 | 31,64 | 100,55 | 12,16 | 88,09 | 8,07 | 1,30 |
| | | max. | 9,37 | 50,60 | 165,29 | 12,46 | 153,13 | 13,59 | 2,19 |
| | | $s^2$ | 1,13 | 5,84 | 19,97 | 0,15 | 20,06 | 1,71 | 0,27 |

BE – brutto energie, NEL – netto energie laktace, VE - vklady energie, EZ - energetický zisk, r - koeficient energetické efektivnosti, PE – potřeba dodatkové energie na produkci 1 t sušiny

Produkce sušiny u porostu na kambizemi byla u nehnojené varianty na úrovni 5,88 t.ha$^{-1}$ a u hnojené varianty na úrovni 7,86 t.ha$^{-1}$. U fluvizemě se průměrné hodnoty produkce sušiny pohybovaly v relacích od 5,32 do 7,07 t.ha$^{-1}$. Z tabulky 3 vyplývá, že vlivem aplikace průmyslových hnojiv se zvýšila variabilita dosahované produkce.

Nejvyšší produkci energie jsme zaznamenali při hnojeném porostu na kambizemi ($\bar{x}$ 138,72 GJ.ha$^{-1}$). U hnojeného porostu na fluvizemi jsme zaznamenali průměrnou produkci energie na úrovni 124,70 GJ.ha$^{-1}$. Nejnižší energetický výstup byl u nehnojeného porostu na fluvizemi a pohyboval se v relacích od 67,03 do 116,42 GJ.ha$^{-1}$.

Rovněž jako u ukazovatele produkce energie i u ostatních ukazatelů energetické bilance jsme zaznamenali lepší průměrné parametry při TTP na kambizemi než na fluvizemi. Koeficient energetické efektivnosti se pohyboval od hodnoty 8,07 % (u TTP na kambizemi s aplikací NPK) až po 60,46% (u TTP na fluvizemi bez hnojení). Na základě těchto hodnot a porovnání s pracemi jiných autorů (např. *Pospišil, Vilček, 2000; Rissoud, 1999; Džatko, Vilček, 1995*) můžeme konstatovat, že TTP přispívají ke zvýšené efektivitě využívání půd v LFA oblastech.

Vložením 1 GJ.ha$^{-1}$ dodatkové energie formou hnojení se zvýšil energetický výstup u TTP na fluvizemi o 3,09 GJ.ha$^{-1}$ a u TTP na kambizemi o 3,50 GJ.ha$^{-1}$.

Základní parametry energetické bilance (produkci sušiny a bruttoenergie, energetický zisk a energetickou efektivnost) jsme hodnotili pomocí programu SPSS 13.0 analýzou rozptylu. Vypočítané hodnoty F - ratio jsou uvedeny v tabulce 4. Vliv stanoviště byl s výjimkou efektivnosti transformace dodatkové energie statisticky významný ($\alpha < 0,05$) (viz obr. 1 až 3). Vliv hnojení byl statisticky průkazný ve všech hodnocených ukazatelích na hladině významnosti $\alpha < 0,01$.

Tab. 4 Analýza rozptylu základních parametrů (F-ratio)

| | Stanoviště | Rok | Hnojení |
|---|---|---|---|

| | d.f.=1 | d.f. = 2 | d.f.=1 |
|---|---|---|---|
| Produkce sušiny | $5,69^{+}$ | $0,25^{-}$ | $43,03^{++}$ |
| Výstup energie (NEL) | $9,58^{+}$ | $0,30^{-}$ | $48,63^{++}$ |
| Energetický zisk | $5,69^{+}$ | $0,29^{-}$ | $20,89^{++}$ |
| Energetická efektivnost | $2,9^{-}$ | $4,2^{+}$ | $481,70^{++}$ |

$^{+}$ P > 0,05; $^{++}$P > 0,01

Na základě našich výsledků můžeme konstatovat, že
ve všech variantách byla bilance energie ve prospěch výstupů energie,
pěstování trvalých travních porostů v LFA oblastech zvyšuje efektivnost využívání půd s nízkým energetickým potenciálem

**LITERATURA**

DŽATKO M., VILČEK J., 1995. Ekonomická efektívnosť ekologizácie usporiadania a využívania pôdneho fondu v horských oblastiach. In: Produkčné a mimoprodukčné využívanie horských oblastí : Zborník referátov : Nitra 4.10.1995. - Bratislava : Slovenská akadémia pôdohospodárskych vied, 1995. - s. 11-17

KOSTREJ A., DANKO J., 1996. Analýza a modelovanie energetických ukazovateľov produkčného procesu poľných plodín. 1. vyd. Nitra: VŠP, 1996. 81 s. ISBN 80–7137–252–8

KOTOROVÁ D., 1998. Energetická bilancia pestovania obilnín na flumizemi glejovej. In: Trvalo udržateľný rozvoj poľnohospodárskej výroby na regionálnej úrovni. Zborník referátov. Michalovce: OVÚA 1998, II. diel., s. 53 – 57

KOVÁČ L., 1998. Energetic analysis of the ways of establishment of the clover grass mixtures. In: Zborník vedeckých prác. Michalovce: OVÚA, 1998, č. 14, s. 154 – 167

MAJERNÍK F., ZMETÁKOVÁ Z., PROKSOVÁ E., 2002: Energetická analýza rôznych typov trávnych porastov. In. Moderná mechanizácia v poľnohospodárstve. Č. 6 s. 18 -20

POSPIŠIL, R. – VILČEK, J., 2000. Energetika sústav hospodárenia na pôde. 1. vyd. Bratislava: VÚPOP, 2000. 108 s. ISBN 80–85361–75–2

POSPIŠIL R., 2002. Energetická analýza úsporných systémov obrábania a hnojenia pôdy v rôznych sústavách rastlinnej výroby. In: Agriculture, 48, 2002 (7), s. 374 – 379

PREININGER M., 1987: Energetické hodnocení výrobných procesů v rostlinné výrobě. Praha: UVTIZ, 1987. 29 s.

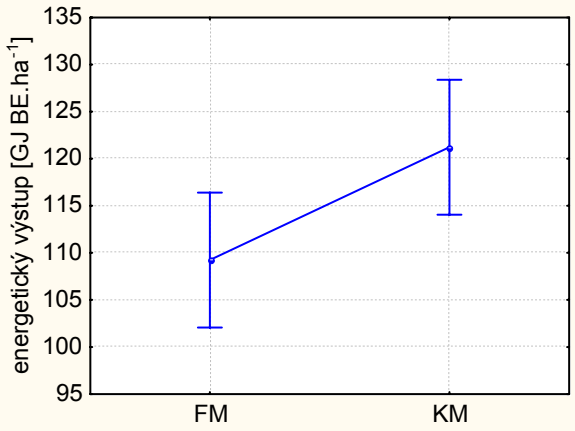
RISOUD, B. – BOCHU, J.L., 2002. Bilan énergétique et émission de gaz à effet de serre à l`échelle de la ferme. In: Alter Agri. ITAB č. 55, 2002, s. 10 – 13

RISOUD, B. 1999. Développement durable et analyse énergétique d´exploitations agricoles. In *Economie rurale,* 1999. č. 252, s. 16 – 27.

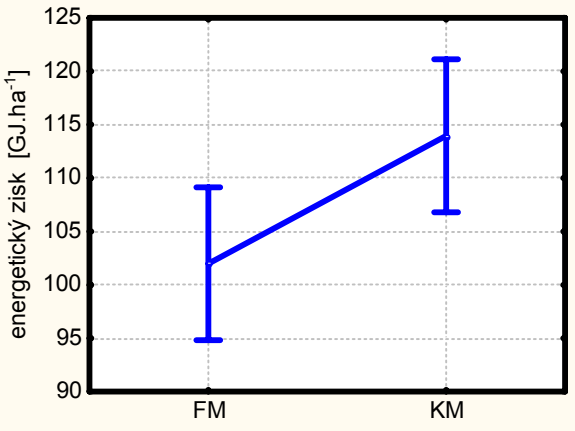
SOMMER, A. et al., 1994. Potreba živín a výživná hodnota krmív pre hovädzí dobytok, ovce a kozy. VÚŽV Nitra, 113 s.

**Poděkování:**
Tento příspěvek vznikl v rámci řešení výzkumného záměru MŠMT 2678846201 s podporou projektů MŠMT LA 290 a NAZV QF 3018.

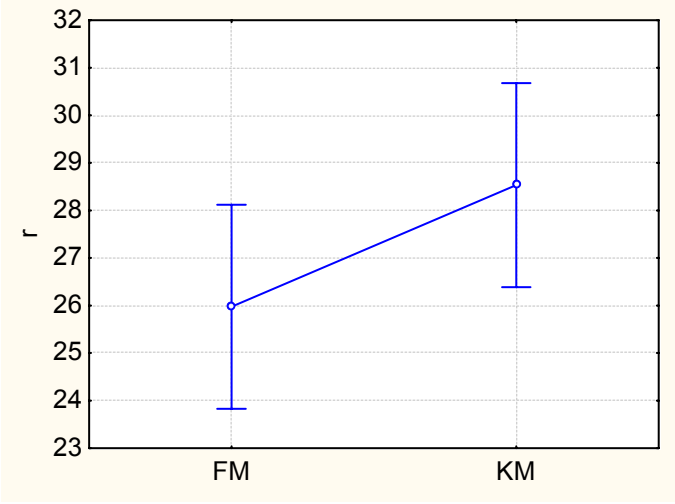
Obr. 1 Rozdíly ve výstupu energie mezi stanovišti




Obr. 2 Rozdíly energetickém zisku mezi stanovišti




Obr. 3 Rozdíly v efektivnosti transformace energie mezi stanovišti



# DIGITALIZACE KPZP – POTÍŽE & PERSPEKTIVY

# Digitizing of KPZP – problems and perspectives

**Jitka SLÁDKOVÁ, Josef KOZÁK**

*Katedra pedologie a geologie, FAPPZ ČZU Praha*
*Kamýcká 129, Praha 6 – Suchdol, 165 21*
*jitkasladkova@af.czu.cz*

**Abstrakt**

V současné době nabyla na intenzitě diskuse o smyslu a rozsahu digitalizace archivu Komplexního průzkumu zemědělských půd (KPZP). V rámci této diskuse příspěvek shrnuje zkušenosti Katedry pedologie a geologie České zemědělské univerzity v Praze s touto činností a nabízí výhled do budoucnosti, ve které – podle našeho názoru – mají archivní data o půdě své místo.

**Klíčová slova**
Komplexní průzkum zemědělských půd, digitalizace, potíže a perspektivy

**Abstract**

Currently the discussion on sense and extent of digitizing the Agricultural Land Survey in CzR (in Czech KPZP) has gathered its intensity. In terms of this discussion the article summarises experience of Soil Science and Geology Department of the Czech University of Agriculture in Prague with this activity and offers the view to the future, in which, in our opinion, archive soil data have their place.

**Key words**
Agricultural Land Survey in CzR, digitizing, problems and perspectives

## ÚVOD

Již v roce 1995 začalo na Katedře pedologie a geologie České zemědělské univerzity (KPG ČZU) budování Půdního geografického informačního systému (PUGIS) (např. KOZÁK et al., 1996), digitálního datového modelu zpřístupňujícího informace o půdách České republiky a tématech majících vztah k pedologii (NĚMEČEK et LÉROVÁ, 2004). Převod analogových map malých měřítek do digitální formy byl později v rámci výuky rozšířen o mapy středních měřítek 1:50 000 z Komplexního průzkumu zemědělských půd (KPZP) (např. KOZÁK, 1999). Tak tomu bylo i v případě okresu Litoměřice, který byl pro PUGIS vybrán pro svoji geomorfologicko-půdní složitost. U tohoto okresu však už proběhla také digitalizace map podrobného měřítka.

## MATERIÁL A METODY

Pro účely disertační práce Posouzení půdních poměrů okresu Litoměřice systémem SOTER byly díky vstřícnosti vedení VÚMOP Praha poskytnuty všechny dostupné podklady k okresu, nejen analogové, ale i digitální. {Viz úkol VÚMOP Praha "Etapa výzkumného záměru MZE-M07-99-01-17: Systém využití výsledků Komplexního průzkumu půd v aplikacích geografických informačních systémů o půdě". Tato etapa, zpracovaná na části severního území ČR, obsahuje databáze popisující základní, výběrové i speciální sondy ve formátu XLS a naskenované mapové listy státní mapy odvozené v měřítku 1:5 000, ve formátu TIFF.}

V archivu VÚMOP jsou uloženy výsledky KPZP České republiky, zpracovaného v šedesátých letech minulého století. Jsou zde uloženy veškeré papírové mapy a polní půdní

záznamy; vzorky půd se již bohužel nedochovaly kompletní. Archiv obsahuje nejen velké množství informací zakreslených na mapách v měřítku 1:5 000, ale i generalizace do měřítek 1:10 000 a 1:50 000. Veškeré papírové mapy a polní půdní záznamy včetně výsledků analýz jsou k dispozici při osobním studiu v archivu VÚMOP, v digitální formě jsou dostupné zatím jen v omezené míře.

Území okresu je rozčleněno na jednotlivé hospodářské obvody (HO), jež jsou základní organizační jednotkou KPZP. Vymezují území obhospodařované jednotlivými, v té době existujícími zemědělskými závody. Hranice HO byly většinou vedeny po tehdejších hranicích katastrálních území, přičemž v jednom HO mohlo ležet i více katastrů.

Sondy v každém HO jsou zpravidla číslovány od počátku; k jednoznačné identifikaci sondy je proto nutno znát nejen číslo sondy, ale i kód příslušného HO v rámci okresu, resp. republiky. Podle HO jsou v archivu také uloženy polní půdní záznamy a analýzy k jednotlivým sondám.

Kompletní archivní složka KPZP zahrnuje: protokol (zápis o předání vyhotovených materiálů dotčeným organizacím), polní půdní záznamy pro základní sondy, analýzy základních sond, polní půdní záznamy pro výběrové sondy, analýzy výběrových sond.

Některé tyto záznamy byly k dispozici v digitální formě, zvlášť pro výběrové a zvlášť pro základní sondy, a to ve formátu XLS. V databázi jsou uloženy kódované informace o půdních typech, substrátech a vlastnostech půdy.

## VÝSLEDKY

### Grafická databáze

Na základě naskenovaných mapových listů transformovaných do souřadného systému JTSK vznikaly dvě tématické vrstvy: *plochy HO* (Obr. 1) a *body sondážní sítě*. Kombinací těchto dvou čísel (kód HO a číslo sondy) vznikl jedinečný identifikátor pro každou sondu.

### Alfanumerická databáze

Pro práci ve zvoleném GIS firmy ESRI musely být převzaté databáze upraveny, doplněny, zkontrolovány a spojeny. U některých sond chybí rozbory a k dispozici je jen polní půdní záznam, nemá-li sonda ani ten, je označena slovem „nevzorkováno“.

### Spojení grafiky a databáze

Výsledkem zpracování grafické části (map) je sondážní síť, kde každý bod má svůj jedinečný identifikátor, stejný jako v databázi vytvořené z polních půdních záznamů. Vzájemným propojením byly pomocí technologie GIS zjištěny chyby, které bylo třeba najít, vyřešit a opravit, event. doplnit.

Mezi řešené problémy patřily:

*názvy HO* - odlišné názvy v různých podkladech, nejednoznačnost názvu HO v rámci ČR

(opraveno a upřesněno podle současných názvů k.ú. okresu (Tab.1.), příp. odlišení pomocí právní formy subjektu hospodařícího v daném HO v době KPZP – např. 2x HO Litoměřice, školní a státní statek)

*kódy HO* - chybějící HO, nejednoznačnost kódů

(doplnění, příp. úpravy kódu v konečné databázi) (Tab. 1)

*popis sond* - odpovídající si základní a výběrové sondy nemají vždy stejný popis

(zkontrolováno a sjednoceno)

*typ sondy* - potíže s odlišením, zda bod na mapě je kopanou či vrtanou sondou

(zkontrolováno a opraveno)

*sonda není přiřazena do HO*

(sjednocení názvu HO, resp. čísla sondy v grafické i alfanumerické databázi)

*sonda chybí na mapě*

(sonda dodatečně umístěna na základě informací z polního půdního záznamu, anebo nebyla vzorkována)

*číslo sondy v jednom HO je duplicitní*

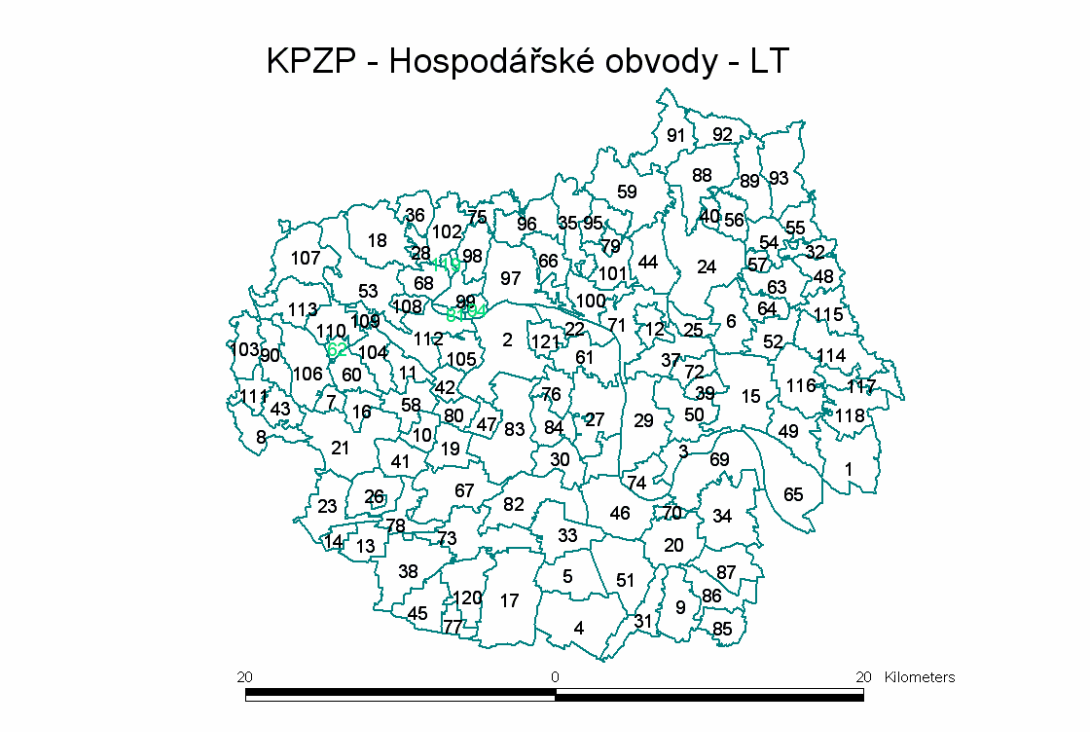
(podle kontextu přečíslováno, nebo opravena hranice HO)

***Tab. 1**: Ukázka z upřesněného klíče k databázi hospodářských obvodů*

| Hospodářský obvod | | změněn | |
|---|---|---|---|
| *Kód* | *Název* | *Kód* | *Název* |
| X | Brocno | 0 | 1 |
| X | Bohušovice n. Ohří | 0 | 1 |
| X | Brzánky | 0 | 0 |
| X | Bříza | 0 | 1 |
| X | Račiněves | 1 | 1 |

Pozn.: Změněno Ano (1) / Ne (0)

***Obr. 1**: Přehled hospodářských obvodů na okresu Litoměřice po kompletní digitalizaci archivních podkladů (kódováno)*




Atributy sond odpovídají půdním vlastnostem hodnoceným u každé sondy v průběhu KPZP.

**DISKUZE A ZÁVĚR**

Nejprve je potřeba položit si základní otázku, zda archivní data KPZP digitalizovat či nikoli. Pokud odpovíte ano, je nezbytné k tomuto cíli směřovat přímo a rychle.

Digitalizace KPZP je důležitá z hledisek:

a) *terénního průzkumu*
   – základním pravidlem pro terénní průzkum a jeho prvním krokem je shromáždění informací o předmětném území, zvláště pak údajů z předchozích průzkumů
   Tento krok v konečném důsledku šetří čas a peníze.

b) *kompletního pokrytí území republiky informacemi o půdě*
   – KPZP obsahuje více informací než bonitace
   – archivní data mohou být průběžně nahrazována aktuálními

c) *analýz a hodnocení dlouhodobých trendů*
   – jak to umožňuje struktura databází

d) *možností GIS a statistických metod*
   – nabývají na ceně i neúplná data

Digitalizace těchto podkladů je krokem uznávajícím především úsilí a náklady, které byly na KPZP již vynaloženy. Generace, která průzkum prováděla, mohla jen doufat, že se možnost digitalizace vůbec naskytne. Dnes „pouze“ stačí rozhodnout se, zda do této akce vložit finanční prostředky, kolik a na co přesně a kontrolovat efektivitu jejich vynakládání. Pouze nová data v kombinaci s digitálním mapováním nejsou v současné době vhodnější alternativou co do nákladů ani množství poskytovaných relevantních informací.

Digitalizovaná data Komplexního průzkumu zemědělských půd jsou významná také z hlediska další spolupráce ČR s Evropskou unií.

Prostá digitalizace archivu tyto informace může zachovat, při použití technologie GIS se však nevystačí s pouhou inventarizací, data je nutno doplnit, zkontrolovat, aktualizovat, analyzovat. Pak teprve může být nová podoba archivu zdrojem komplexnějších informací než v původní podobě.

Hlavním přínosem dobře vybudovaného GIS je možnost analýz, kdy na základě existujících dat vznikají data nová. Nedocenitelná je možnost vytváření překrývatelných tématických map, rychlé a přesné vyhledání dat, opravy a aktualizace. V neposlední řadě usnadní digitalizace archivu práci archivářům.

Digitální forma archivu může mít několik podob, lišících se nejen finanční a časovou náročností, ale i možnostmi pozdějšího využití, které je proto potřeba předem velmi pečlivě zvážit.

Z pohledu GIS by digitální podoba archivu měla být totožná s jeho analogovou verzí. Při jakémkoliv jiném řešení účelnost digitalizace klesá. Snížení pořizovacích nákladů při provedení omezené varianty se totiž zcela rozplyne při zpětném neustálém vracení se do analogového archivu pro upřesňující údaje.

Míra digitalizace však musí být nastavena tak, aby v této úrovni mohl být zachráněn celý archiv. Výsledky KPZP musí být digitalizovány rychle (stárne papír i informace na něm, a tím ubývají možnosti využití) a jednorázově (větší pravděpodobnost udržení systému) synchronizovaným týmem více lidí, kde každý bude mít přesně vymezenou pracovní náplň a kapacitu pro KPZP – nejlépe 1,0 (zvýšení produktivity). Pokud se při zpracovávání naskenovaných materiálů narazí na nejasná místa, je potřeba je ihned konfrontovat s papírovou verzí, dokud existuje.

Nabízí se toto řešení:

* Mapy

Naskenovat a digitalizovat mapy 1:5 000.

**Důvody:**

původní zdroj informací (před opravami a generalizací)
měřítko dost podrobné i pro půdní průzkum (důležité vědět, kde už byly v minulosti kopány sondy a jaké)
měřítko dost podrobné pro SOTER (*Soil and Terrain Digital Database*) (má-li být SOTER účelně o terénu, být průběžně aktualizován na základě výsledků průzkumu a průzkum usnadňovat, pak musí operovat i v měřítku průzkumu – nejen v měřítcích mezinárodních databází)
vyznačeny hranice hospodářských obvodů (jsou potřeba pro prvotní lokalizaci sond KPZP)
mapový rám

Naskenovat barevné mapy 1:50 000 z archivu VÚMOP a nad nimi provést digitalizaci, následně ke kontrole použít ručně kreslenou barevnou mapu 1:50 000 z archivu VÚMOP a barevný soutisk černobílé mapy 1:50 000 z KPG FAPPZ. Pořadí jejich důležitosti tak, jak byly zmíněny (pro případ jejich nesouladu u některých polygonů, neboť mapy nejsou identické, ač by být měly).

Pokud se mapy 1:50 000 nebudou ani skenovat vzhledem k tomu, že při počítačovém zpracování lze zvolit ekvivalent mapového měřítka nad mapou jiného měřítka, veškeré generalizační práce na mapách 1:50 000 budou ztraceny.

* Polní půdní záznamy

Naskenovat všechny polní půdní záznamy z obou stran.

**Důvody**

snažší přemístitelnost dat, možnost zvětšení obrazu aj. výhody plynoucí z počítačového zpracování
zachytí se všechny opravy označení půdy a substrátu
zaznamenání zrnitosti i u základních sond
hodnocení smyvu a akumulace
popis profilu označením horizontů i slovem
hloubka horizontů na polním půdním záznamu často neodpovídá hloubkám odběru – je dobré mít zaznamenáno obojí

Pokud se tedy k digitalizaci archivu odhodláme a bude navzdory realizačním potížím v dohledné době úspěšně provedena, pak, mj., můžeme očekávat:

databázi SOTER v podrobném měřítku a s tím související tvorbu přesnějších půdních map – odstranění posunu mapových listů při překreslování nových linií apod.
užší spolupráci pozemkových úřadů na aktualizaci centrální databáze VÚMOP na základě poskytnutých dat
užití geostatistiky k doplňování databází
zjednodušení archivářské práce.

**LITERATURA**

KOZÁK, J. (1999): Tvorba digitalizovaných map o půdě a terénu České republiky. In Sborník konference Pedologické dny. Olomouc, 20.-21. září 1999. PFUP: 77-78.

KOZÁK, J., NĚMEČEK, J., JETMAR, M. (1996): Databáze půdního informačního systému – PUGIS. Rostlinná výroba 42, 12: 529-534.

NĚMEČEK, J., LÉROVÁ, Z. (2004): PUGIS 2004 – popis digitálních dat pro geografický informační systém (dosud nepublikovaný manuál), 46 s.

# VYUŽITÍ KLASIFIKAČNÍHO SYSTÉMU PŮD PŘI STATISTICKÉM ZPRACOVÁNÍ DAT

## Soil classification system using in statistical data processing

**Jitka SLÁDKOVÁ, Jan NĚMEČEK**

*Katedra pedologie a geologie, FAPPZ ČZU Praha*
*Kamýcká 129, Praha 6 – Suchdol, 165 21*
*jitkasladkova@af.czu.cz*

**Abstrakt:**

V příspěvku se vyjadřujeme k problému odlehlých hodnot, zkoumáme kvalitu třídění klasifikačním systémem půd s pomocí jednoduchých metod klasické statistiky a základních pedologických principů a posuzujeme vliv změny klasifikačního systému půd na výsledky statistického zpracování dat, vše na úrovni diagnostických horizontů. Hlavním předpokladem správných závěrů jsou tedy kvalitní mapování a měření v terénu.

**Klíčová slova:**
Klasifikační systém půd, statistické zpracování, půdní průzkum, diagnostické horizonty, odlehlé hodnoty

**Abstract:**

In the article we present our meaning about the problem of distant values, explore the quality of soil classification system with the aid of simple classic statistical methods and basic pedological principles and expertise the influence of classification system change on statistical data processing results, all at the diagnostic horizons level. The main prerequisites of right conclusions are then high quality mapping and measuring in the field.

**Key words:**
Soil classification system, statistical procedures, soil survey, diagnostic horizons, distant values

### ÚVOD

Informace, které každý průzkumník získá za pomoci svých smyslů a tradičních jednoduchých pomůcek na konkrétním místě, třídí v souladu s aktuálním klasifikačním systémem půd do jednotlivých půdních horizontů. Klasifikační systém půd je tak praktickým nástrojem průzkumníka, sloužící k třídění dat přímo v terénu. Údaje z těchto horizontů lze pak dále zpracovat pomocí programů na statistiku klasickou, příp. prostorovou. Přestože prostorová statistika má některé požadavky na podobu dat vstupujících do jednotlivých procedur jiné než statistika klasická (např. BORŮVKA, 2001; SLÁDKOVÁ, 2000), z použití klasifikačního systému půd pro první třídění dat je patrné, že tyto klasifikační systémy půd, klasické statistické metody a metody prostorové statistiky se vzájemně nepopírají, nýbrž doplňují. S rostoucí složitostí výpočetních procedur používaných ve statistice zároveň vzrůstá důležitost kvality provedení každého výběru, tedy i toho prvního.

Problémy tradiční klasifikace půd jsou již dostatečně známy. Jsou jimi např. nejednotnost používaných klasifikačních systémů, nejednoznačnost některých jejich kategorií, subjektivní povaha hodnocení některých morfologických znaků, rozdílná hierarchičnost jednotlivých systémů, rozdílný důraz na morfologické a analytické znaky (NĚMEČEK, 2000), vhodné rozlišení či měřítko výsledné mapy (FINKE et al., 1999; OBERTHÜR et al., 1999) a ostrost hranic půdních jednotek.

Do metod statistické klasifikace řadí BORŮVKA (2001) metody vícerozměrné statistické klasifikace, které zahrnují zejména shlukovou analýzu a diskriminační analýzu, k rozlišení

různých jednotek půd na základě rozboru vícerozměrných souborů půdních vlastností navrhuje využít např. faktorovou analýzu a rozdíly mezi třídami lze posuzovat analýzou rozptylu. V poslední době jsou stále více kombinovány metody klasické statistiky a metody geostatistické.

Jiný přístup, který si klade za cíl uniknout předpokladu ostrých hranic na půdních mapách, je spojitá prostorová klasifikace, která se opírá o teorii fuzzy množin (např. BURROUGH et al., 1997; LAGACHERIE et al., 2001). Jak ukazuje např. práce VERHEYENA et al. (2001), výsledky spojité prostorové klasifikace mohou souhlasit s výstupem tradiční klasifikace.

Geostatistika a mlhavé množiny nám umožňují vyjádřit proměnlivost uvnitř mapovací jednotky na půdní mapě. Tato proměnlivost může být na detailních úrovních vyjádřena výskytem různých půdních řad, což poskytuje spojitost s tradičními výklady půdního průzkumu (BOUMA in AHRENS et al., 2003). HEUVELINK et WEBSTER (2001) považují za výhodnou kombinaci půdní klasifikace a geostatistiky, jelikož tak lze pracovat s výskytem ostrých hranic, zatímco vnitřní proměnlivost mapovacích jednotek může být vyjádřena kvantitativně. Nicméně slučování nespojitých a spojitých modelů prostorové proměnlivosti vidí pro praktické aplikace jako slibnější - např. aplikaci spojitého modelu v každém horizontu, čímž se vyloučí prostorová autokorelace napříč hranicemi. FITZPATRICK in MICHELI (2001) zase kombinuje tradiční klasifikaci půd s fuzzy metodami.

Existuje tedy mnoho přístupů a jejich vzájemných kombinací. Jelikož každý z nich má své přednosti a nedostatky, je třeba především ochotně hledat optimální řešení konkrétního problému a nepovyšovat přitom a priori některý postup nad jiné.

## MATERIÁL A METODY

Je zpracováván jednak menší soubor dat – výběrové sondy Průvodní zprávy pro okres Litoměřice, jednak kompletní soubor všech základních, výběrových a speciálních sond pro tento okres – digitální databáze sond. Rozsáhlejší soubor sond z digitální databáze je nejprve zpracováván po částech, rozdělený až na úroveň diagnostických horizontů (náhrada statistického třídění). Teprve po dokončení veškerých zásahů do digitální databáze bude tento soubor zhodnocen jako jeden celek a bude možno posoudit, zda větší množství dat (hustší sondážní síť) povede k přesnějším výsledkům.

Nejprve je provedeno překlasifikování diagnostických horizontů sond v databázi z Geneticko-agronomické klasifikace KPZP do Taxonomického klasifikačního systému (TKSP ČR) a World Reference Base (WRB). Překlasifikování je:

a) mechanické
b) založené na výchozích údajích v databázi a na požadavcích na vlastnosti a charakteristiky diagnostických horizontů jednotlivých půd v použitých klasifikačních systémech

Všechny tři klasifikační systémy budou postupně použity pro základní třídění dat při jejich statistickém zpracování:

1. *krok* = shromáždění údajů k jednomu každému horizontu půd v rámci a) jednoho půdního subtypu, b) jednoho půdního typu, c) identických subtypů příbuzných půdních typů, d) všech subtypů příbuzných půdních typů, e) všech subtypů veškerých půdních typů, kde se daný diagnostický horizont vyskytuje (Tab. 1).

2. *krok* = základní statistické zpracování údajů o diagnostických horizontech (základní popisné charakteristiky, explorační analýza, posouzení normality rozdělení) a jednoduchá, případně vícenásobná korelace a regrese souvztažných údajů.

Základní statistické zpracování probíhá v programu Statgraphics. Ze základních popisných charakteristik jsou sledovány zejména počet hodnot souboru, aritmetický průměr, medián, rozptyl, směrodatná odchylka, minimum, maximum, variační rozpětí, standardizovaná šikmost a špičatost, explorační analýzu demonstrují boxploty. Rozdělení

hodnot považujeme za normální, pokud nelze s pravděpodobností 90 % a vyšší zamítnout hypotézu o normálním rozdělení souborů (nejčastěji podle $\chi^2$ - testu shody a testu Kolmogorov-Smirnova). Pravděpodobnost normality rozdělení je taktéž graficky dokumentována. Na souborech, jejichž rozdělení hodnot lze považovat za normální, lze provádět statistické analýzy (mj. jednoduchá korelace a regrese). Jako příklad je uvedeno zkoumání závislosti obsahu humusu (stanoven modifikovanou Tjurinovou metodou) na obsahu částic I. zrnitostní kategorie (průměr částic d < 0,01 mm). Tato a podobné jednoduché analýzy zároveň slouží jako kontrola hodnověrnosti dat.

Dále bude sledován dopad překlasifikování diagnostických horizontů na statistické zpracování dat. Pokaždé jeden z klasifikačních systémů bude vzat jako výchozí, proveden převod do dalších dvou a uskutečněno statistické zpracování.

Z Tab. 1 byly, vzhledem k objemu dat a obsáhlosti zpracování, vybrány na ukázku a pro snadné pochopení postupu úrovně 1, 3 a 4. Proces je demonstrován na horizontech zmíněných v tabulce. Ukázky pocházejí z mechanického překlasifikování. Výchozím klasifikačním systémem pro jednotlivé převody je zde Geneticko-agronomická klasifikace půd.

## Posuzování odlehlých hodnot

Zpracovávány jsou zvlášť soubory s odlehlými hodnotami a zvlášť soubory po jejich vyloučení.

## Vliv změny klasifikačního systému na výsledky statistického zpracování dat

Postupem, který schématicky znázorňuje Tab. 1 jsou dokumentovány dopady:

a) Zobecňování horizontů v linii GAK KPZP →→ TKSP ČR →→→ WRB
b) Slučování stejných diagnostických horizontů z různých půdních typů a subtypů do jediného souboru.

***Tab. 1**: Ověřování vlivu klasifikačního systému půd na statistické zpracování dat*

| |
|---|
| **Úroveň 1: Horizonty jednotlivých půdních subtypů** |
| **RA**<br><br>OrH(ca) + Orh(ca) →→ Apk` →→→ A<br>OrHca + Orhca →→ Apk →→→ A |
| **Úroveň 2: Horizonty jednotlivých půdních typů** |
| **RA_ck (RA + RAh + RAl …)** |
| **Úroveň 3: Horizonty identických subtypů příbuzných půdních typů** |
| **ČM + RA**<br><br>OrH(ca) ČM + OrH(ca) RA →→ Apk` →→→ A<br>Orh(ca) ČM + Orh(ca) RA →→ Apk` →→→ A<br><br>OrHca ČM + OrHca RA →→ Apk →→→ A<br>Orhca ČM + Orhca RA →→ Apk →→→ A |
| **Úroveň 4: Horizonty všech subtypů příbuzných půdních typů** |
| **ČM_ck + RA_ck**<br><br>OrH(ca) ČM_ck + OrH(ca) RA_ck →→ Apk` →→→ A<br>Orh(ca) ČM_ck + Orh(ca) RA_ck →→ Apk` →→→ A<br><br>OrHca ČM_ck + OrHca RA_ck →→ Apk →→→ A<br>Orhca ČM_ck + Orhca RA_ck →→ Apk →→→ A |
| **Úroveň 5: Horizonty všech půdních typů, kde se vyskytují** |
| **…** |

*Vysvětlivky:*

| | |
|---|---|
| OrH | orniční humusový horizont, kvalitní humus |
| Orh | orniční humusový horizont, méně kvalitní humus |
| OrH(ca), Orh(ca) | viz výše, 0,3 až 3 % $CaCO_3$ ekviv. |
| OrHca, Orhca | viz výše, nad 3 % $CaCO_3$ ekviv. |

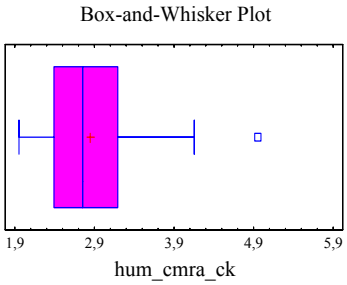
## VÝSLEDKY

### Posuzování odlehlých hodnot

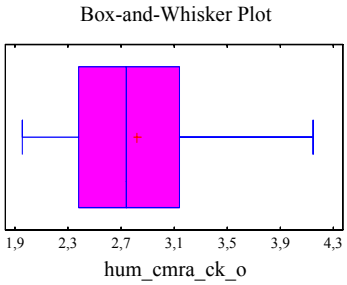
| | | |
|---|---|---|
| **zrn1_cmra_ck**, **hum_cmra_ck** | hodnoceny všechny horizonty OrH(ca) všech subtypů černozemě a rendziny na okrese | (60) |
| **zrn1_cmra_ck_o**, **hum_cmra_ck_o** | hodnoceny všechny horizonty OrH(ca) všech subtypů černozemě a rendziny na okrese po vyjmutí odlehlých hodnot | (59) |

Pozn.: V závorce jsou uváděny počty analyzovaných horizontů v jednotlivých souborech dat.

***Graf 1:***




***Graf 2*:**




***Tab. 2:*** *Hlavní parametry regrese a korelace u některých modelů (odlehlé hodnoty)*

| | | s odlehlou hodnotou | | bez odlehlé hodnoty | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | I , r | $I^2$, $r^2$ | I , r | $I^2$, $r^2$ |
| | | < 0, 1 > | [ % ] | < 0, 1 > | [ % ] |
| **Multiplikativní:** | y = ax ^ b | 0,700 | 48,98 | 0,679 | 46,09 |
| **Exponenciální:** | y = exp (ax + b) | 0,734 | 53,84 | 0,704 | 49,54 |
| **Lineární:** | y = ax + b | 0,740 | 54,76 | 0,711 | 50,50 |

### Vliv změny klasifikačního systému na výsledky statistického zpracování dat

| | | |
|---|---|---|
| **zrn1_ra_2, hum_ra_2** | všechny horizonty OrHca sond rendziny typické | (53) |
| **zrn1_ra_4, hum_ra_4** | všechny horizonty Orhca sond rendziny typické | (15) |
| **zrn1_ra_24, hum_ra_24** | všechny horizonty OrHca a Orhca (tj. Apk) sond rendziny typické na okrese | (68) |
| **zrn1_ra_1324, hum_ra_1324** | všechny horizonty OrH(ca), Orh(ca), OrHca a Orhca (tj. A) sond rendziny typické na okrese | (87) |
| **zrn1_cmra_51, hum_cmra_51** | všechny horizonty OrH(ca) a Orh(ca) (tj. Apk`) sond černozemě typické a rendziny typické | (15) |
| **zrn1_cmra_5173, hum_cmra_5173** | všechny horizonty OrH(ca), Orh(ca), OrHca a Orhca (tj. A) sond černozemě typické a rendziny typické na okrese | (26) |
| **zrn1_ra_ck, hum_ra_ck** | všechny horizonty OrH všech subtypů rendziny na okrese | (18) |
| **zrn1_cmra_ck, hum_cmra_ck** | všechny horizonty OrH všech subtypů černozemě a rendziny na okrese | (60) |

Explorační analýzu demonstrují Grafy 1 a 2, výsledky jednoduché korelace a regrese Tab. 2 a 3. Modely nejčastěji ukazují na **středně silnou závislost** obsahu humusu na množství jílnatých částic. Z modelů, které jsou pro svoji jednoduchost nejčastěji používány, obvykle nejvíce vystihuje zkoumanou závislost model *lineární*.

***Tab. 3:*** *Hlavní parametry regrese a korelace u některých modelů (úrovně z Tab. 1)*

| Úroveň | Soubor | Multiplikativní: | | Exponenciální: | | Lineární: | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | I , r | $I^2$, $r^2$ | I , r | $I^2$, $r^2$ | I , r | $I^2$, $r^2$ |
| | | < 0, 1 > | [ % ] | < 0, 1 > | [ % ] | < 0, 1 > | [ % ] |
| **1** | **ra_2** | 0,440 | 19,34 | 0,390 | 15,17 | 0,379 | 14,37 |
| | **ra_4** | 0,407 | 16,53 | 0,381 | 14,54 | 0,389 | 15,12 |
| | **ra_24** | 0,663 | 43,93 | 0,630 | 39,66 | 0,607 | 36,80 |
| | **ra_1324** | 0,729 | 53,08 | 0,700 | 48,93 | 0,677 | 45,83 |
| **3** | **cmra_51** | 0,625 | 39,11 | 0,661 | 43,63 | 0,694 | 48,17 |
| | **cmra_5173** | 0,839 | 70,34 | 0,837 | 70,04 | 0,834 | 69,51 |
| **4** | **ra_ck** | 0,653 | 42,62 | 0,670 | 44,91 | 0,687 | 47,23 |
| | **cmra_ck** | 0,700 | 48,98 | 0,734 | 53,84 | 0,740 | 54,76 |

## DISKUZE A ZÁVĚR

Není vhodné vždy a za každou cenu použít standardní postup vyjímání odlehlých hodnot ze zpracovávaných souborů. Vyjímáním odlehlých hodnot dodatečně zkreslujeme realitu pracně zjištěnou terénním měřením. Odlehlé hodnoty mohou mít navíc velký význam pro danou lokalitu, což se nemusí projevit při jednorázovém a jednoúčelovém zpracování dat. Soubory, u nichž explorační analýza odhalí odlehlé hodnoty, často vykazují v dalších fázích zpracování silnější korelaci než soubory o odlehlé hodnoty ochuzené.

Zobecňováním vlastností pro zařazení do jednotlivých půdních horizontů se zlepšují základní popisné charakteristiky jednotlivých souborů a síla korelace mezi soubory je srovnatelná nebo vyšší. Stejné důsledky (oba zároveň nebo alespoň jeden z nich) má i slučování stejných diagnostických horizontů z různých půdních typů a subtypů do jediného souboru. Výjimku tvoří situace, kdy jsou v připojovaném souboru jen jedna nebo dvě hodnoty, které mohou po sloučení působit jako extrémy.

## LITERATURA


BORŮVKA, L. (2001): Variabilita půdních vlastností a její hodnocení. Habilitační práce. KPG AF ČZU Praha, 151 s.

BOUMA, J. (2003): Back to the Old Paradigms of Soil Classification. In ESWARAN, H., RICE, T., AHRENS, R., STEWART, B.A. (Eds.) (2003): Soil classification: a global desk reference. Library of Congress Cataloging-in-Publication Data. CRC Press LLC, Florida, 263 p.: 51-56.

BURROUGH, P.A., VAN GAANS, P.F.M., HOOTSMANS, R. (1997): Continuous classification in soil survey: spatial correlation, confusion and boundaries. Geoderma 77: 115-135.

FINKE, P.A., WLADIS, D., KROS, J., PEBESMA, E.J., REINDS, G.J. (1999): Quantification and simulation of errors in categorical data for uncertainty analysis of soil acidification modelling. Geoderma 93: 177-194.

FITZPATRICK, E.A. (2001): Horizon identification. In MICHELI, E., NACHTERGAELE, F.O., JONES, R.J.A., MONTANARELLA, L. (Eds.): Soil Classification 2001. European Soil Bureau, Research Report 7: 81-84.

HEUVELINK, G.B.M., WEBSTER, R. (2001): Modelling soil variation: past, present, and future. Geoderma 100: 269-301.

LAGACHERIE, P., ROBBEZ-MASSON, J.M., NGUYEN-THE, N., BARTHÉS, J.P. (2001): Mapping of refference area representativity using a mathematical soilscape distance. Geoderma 101: 105-118.

NĚMEČEK, J. (2000): Klasifikační systém půd České republiky a jeho problémy. In Sborník konference Pedologické dny 2000. Kostelec nad Černými lesy, 23.-24. října 2000. VÚMOP Praha: 11-18.

OBERTHÜR, T., GOOVAERTS, P., DOBERMANN, A. (1999): Mapping soil texture classes using field texturing, particle size distribution and local knowledge by both conventional and geostatistical methods. Eur. J. Soil Sci. 50: 457-479.

SLÁDKOVÁ, J. (2000): Plošná diferenciace dávek vybraných vnosů do půdy pomocí geostatistiky a její ekonomické zhodnocení. Diplomová práce. KPG AF ČZU Praha, 61s.

VERHEYEN, K., ADRIAENS, D., HERMY, M., DECKERS, S. (2001): High-resolution contiuous soil

classification using morphological soil profile descriptions. Geoderma 101: 31-48.

# VLIV MINIMALIZAČNÍCH TECHNOLOGIÍ NA KVANTITATIVNÍ PARAMETRY PŮDNÍ ORGANICKÉ HMOTY KAMBIZEMĚ A ČERNOZEMĚ

# Minimum tillage effect on soil organic matter quantitative parameters of cambisol and chernozem

**Olga ŠABATKOVÁ, Jan HORÁČEK, Petr LIEBHARD*, Jana KOPEČNÁ, Věra ČECHOVÁ**

*Jihočeská univerzita, Zemědělská fakulta, Studentská 13, 370 05 České Budějovice,sabatkova.olga@centrum.cz,*
**Universität für Bodenkultur, Gregor-Mendel-Strasse 33, 1180 Wien, peter.liebhard@boku.ac.at*

**ABSTRAKT**

v přesném velkoparcelovém pokusu (černozem – Gross Enzersdorf) a ve střednědobém polním pokusu (kambizem – Studená) byly posouzeny kvantitativní změny půdní organické hmoty prostřednictvím určení obsahu $C_{ox}$ celkového, $C_{ox}$ HL a $C_{hws}$ při porovnání minimalizační technologie zpracování půdy s technologií konvenční. U kambizemě nebyly v kvantitativních parametrech humusu zaznamenány v odpovídajících si hloubkách variant MT a CT žádné významné rozdíly, přesto nepatrně vyšší obsahy vykazuje varianta CT. U černozemě jsou rovněž hodnoty jednotlivých parametrů v odpovídajících si hloubkách podobné u obou variant. Ze srovnání půdních typů a většího rozptylu naměřených hodnot u kambizemě lze usuzovat na její větší “zranitelnost” oproti černozemi.

**Klíčová slova:** obsah humusu, černozem, kambizem, minimální zpracování

**ABSTRACT**

The quantitative soil organic matter properties have been observed in the specific large area experiment (chernozem – Gross Enzersdorf) and in the medium-term field experiment (cambisol – Studena). There have been compared two technologies – minimum tillage (MT) and conventional tillage (CT) by determination of total carbon ($C_t$), humus substances carbon ($C_{HS}$) and hot water soluble carbon ($C_{hws}$). There are no significant differences in quantitative soil organic matter parameters between MT and CT in corresponding depths of cambisol, but slightly greater carbon contents are in MT. Particular parameters values are similar in both technologies in chernozem also. It can be said, that chernozem organic matter in comparison with cambisol organic matter reacts on the tillage technology changes more slowly and with minor rate .

**Keywords:** humus content, chernozem, cambisol, minimum tillage

## ÚVOD

Trvale udržitelné systémy hospodaření na orné půdě vyžadují zachování produkčních i mimoprodukčních funkcí půdy (Hraško 2003). Tento přístup může podpořit využití různých modifikací bezorebných systémů při zpracování půdy a zakládání porostů plodin (Hůla et al. 2002, Horáček a Liebhard 2004).

Bezorebně obhospodařované plochy se převážně z ekonomických důvodů neustále rozšiřují. (Liebhard 1997, Hůla et al. 2002). Environmentální hodnota těchto technologií je rovněž značná (Blum 1990, Šarapatka et al. 2002), ale obtížně se vyčísluje.

Organická hmota v půdě zajišťuje podstatnou část regulačních a retenčních schopností půdy pro toky materií a energií v nejširším smyslu slova (Horáček a Liebhard, 2004). Při odpovídajícím množství a kvalitě danému půdnímu typu je zárukou i zdravé půdy.

Vlastnosti půdní organické hmoty v bezorebných systémech jsou, podobně jako většina ostatních vlastností půdy, ovlivněny především hloubkou a intenzitou zpracování a stejně jako v systémech konvenčních dochází postupem času k jejich výrazné profilové diferenciaci (Sprague a Triplett, 1986, Horáček et al. 2001). Často se uvádí, že při dlouhodobém vynechání orby se bude organická hmota hromadit v povrchové vrstvě (Angers et al. 1992) a mělce zapravená organická hnojiva a posklizňové zbytky nebudou v dostatečné míře transformovány na vlastní humus (Horáček et al. 2004).

Zavedení technologií s úplným vynecháním orby a jejich akceptace zemědělskou praxí do jisté míry předběhly teoretický výzkum. Zjišťování a kontrola půdních vlastností je proto velice žádoucí, zvláště při dlouhodobém nepřerušovaném uplatňování těchto systémů.

Předkládaný příspěvek hodnotí změny obsahu půdní organické hmoty vlivem bezorebného zpracování v rozdílných půdně klimatických podmínkách ve střednědobém časovém horizontu.

## *MATERIÁL A METODY*

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. Půdní typ je černozem na prátrské terase tvořené vápenatými sedimenty středně těžkého zrnitostního složení (400 – 450 g.kg$^{-1}$ částic < 0,01 mm), pH 7,5 – 7,6 (obsah uhličitanů 216 – 269 g.kg$^{-1}$, průměrný obsah humusu v $A_p$ horizontu 30,5 g.kg$^{-1}$).

Pokusný pozemek v horších půdně-klimatických podmínkách je součástí pozemků společnosti Stagra s.r.o. Studená (ST) 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 $(KM)^{r}$ lehkého až středně těžkého zrnitostního složení (250 – 300 g.kg$^{-1}$ částic < 0,01 mm) na korderitické rule. Průměrné pH v $A_p$ horizontu je 6,2 a průměrný obsah humusu 31,5 g.kg$^{-1}$.

Půdní vzorky pro porovnání vlivu bezorebné minimalizační technologie MT a konvenčně zpracovávané půdy CT byly odebrány na podzim těsně před sklizní, v případě černozemě z hloubek 0 – 0,1; 0,1 – 0,2; 0,2 – 0,3 a 0,3 – 0,4 m. V případě kambizemě z hloubek 0,05 – 0,1; 0,15 – 0,2 a 0,25 –0,3 m.

Obsah půdní organické hmoty byl charakterizován obsahem celkového oxidovatelného uhlíku $C_t$, obsahem oxidovatelného uhlíku humusových látek $C_{HS}$ ($\Sigma$ $C_{HA}$ + $C_{FA}$) a obsahem horkovodorozpustného uhlíku $C_{hws}$. Byl použit upravený frakcionační postup (Horáček, 1995) a labilní uhlík byl stanoven dle Kubáta (1999). Běžná oxidimetrická koncovka byla realizována titrátorem Mettler-Toledo DL – 50 0,067M $K_2Cr_2O_7$ při 125$^{o}$C po dobu 45´ a retitrace 0,2 M $(NH_4)_2$ Fe $(SO_4)_2$.

## VÝSLEDKY

Obsah celkového uhlíku u černozemě v Gross Enzersdorfu (viz graf č. 1) má ve variantě MT (minimalizační zpracování) i CT (konvenční zpracování) podobný profilový průběh. S narůstající hloubkou se jeho hodnoty snižují, přičemž ve svrchní vrstvě je nepatrně vyšší obsah $C_t$ u MT varianty, ale v dalších vrstvách je tomu spíše naopak. Profilový průběh obou dalších sledovaných kvantitativních parametrů půdní organické hmoty na pokusných parcelách v Gross Enzersdorfu, tzn. obsah uhlíku humusových látek $C_{HS}$ (viz graf č. 3) a horkovodorozpustného uhlíku $C_{hws}$ (viz graf č. 5) je podobný s výše uvedeným trendem uhlíku celkového. To znamená, že do hloubky 0,30 m jejich obsahy rovnoměrně mírně klesají, prudší pokles vykazuje až vrstva 0,30 – 0,40 m. Ze srovnání obou variant vychází příznivější hodnoty ve svrchní vrstvě u MT, dále se obě varianty vyrovnávají a v nejhlubší porovnávané vrstvě se trend obrací a příznivější hodnoty vykazuje CT varianta.

Zjištěné obsahy celkového uhlíku u kambizemě ve Studené odpovídají danému půdnímu typu i povaze lokality (viz graf č. 2). Jeho hodnoty se rovnoměrně snižují s přibývající hloubkou u obou variant, v hloubce 0,25 – 0,30 m je jeho obsah výrazně nižší, protože sem už nezasahuje humusový horizont. Bezorebná varianta vykazuje jeho nepatrně vyšší celkové množství v celém profilu oproti orbě. Další dva sledované kvantitativní parametry, tzn. $C_{HS}$ (viz graf č. 4) a $C_{hws}$ (viz graf č. 6) mají téměř shodné profilové průběhy jako výše popsaný celkový uhlík. Výraznější rozdíl mezi porovnávanými variantami je pouze v obsahu $C_{hws}$ ve svrchní vrstvě, kde vycházejí příznivější hodnoty u bezorebné varianty.

Byl použit upravený frakcionační postup (Horáček, 1995) a labilní uhlík byl stanoven dle Kubáta (1999). Běžná oxidimetrická koncovka byla realizována titrátorem Mettler-Toledo DL – 50 (0,067 M $K_2Cr_2O_7$ při 125$^oC$ po dobu 45´ a retitrace 0,2M $(NH_4)_2Fe(SO_4)_2$.

## DISKUSE A ZÁVĚR

Byl zjišťován vliv minimálního a konvenčního střednědobého zpracování půdy na obsah půdní organické hmoty v rozdílných půdně-klimatických podmínkách (černozem - Gross Enzersdorf, Rakousko, kambizem - Studená, Česká Republika) pomocí vybraných kvantitativních parametrů. Obsahy celkového uhlíku a jeho dalších dvou stanovených frakcí - uhlíku humusových látek $C_{HS}$ a horkovodorozpustného uhlíku $C_{hws}$ v černozemi jsou ve svrchní vrstvě vyšší u MT varianty oproti CT, hlouběji v půdním profilu je tomu naopak. Avšak obsahy $C_{HS}$ a $C_{hws}$ vykazují v černozemi v Gross Enzersdorfu podstatně horší hodnoty než jsou obvyklé pro tento půdní typ.

V kambizemi jsou všechny kvantitativní parametry nepatrně lepší u MT v celém půdním profilu oproti CT a jejich hodnoty odpovídají danému půdnímu typu.

Lze shrnout, že černozem v porovnání s kambizemí reaguje na změnu technologie zpracování méně a pozvolněji, změny v půdní organické hmotě jsou v střednědobém časovém horizontu sledovaných experimentů minimální. Z dosažených výsledků je zřejmé, že větší diference hodnot půdních parametrů i určitou „zranitelnost“ půdního prostředí vykazuje kambizem.

Tento příspěvek vznikl za podpory projektu NAZV 1G 57042 a grantů MSM 6007665806 a Kontakt č. 2005 – 19.

*LITERATURA*

Angers, D.A., Pesant, A., Vigneux, J. (1992): Early cropping induced changes in soil aggregation, organic matter, and microbial biomass, Soil Science Society of America Journal, Vol.56, pp. 115-119.

Blum, W.E.H. (1990): The challenge of soil protection in Europe. Environ. Conser. No. 17, p. 72-74.

Horáček, J. (1995): Studie vlastností a přeměn organické hmoty v půdě. Docentská habilitační práce, JU ZF České Budějovice, 218 s.

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., Kolář, L., Ledvina, R., Čechová, V., Hřebečková, J. (2004(2): Ovlivnění transformace půdní organické hmoty. Influence of soil organic matter transformation processes. Collec. of Sci. Pap, Faculty of Agric. In Č. Budějovice Series for Crop Sci. 21, pp. 55 – 60.

Hraško, J. (2003): Sú pedogenetické koncepcie prežitkom? In Sb. mezin. Konf. „Druhé pôdoznalecké dni v SR“, Stará Lesná, s. 13-18.

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

Kubát, J., Klír, J. (1999): Nové pohledy na bilanci organických látek v půdě. Sborník z mezinárodní konference „Racionální použití hnojiv“, ČZU Praha, ISBN 80-213-0560-6, 32- 37 p.

Liebhard, P. (1997): Einfluss der Primärbodenbearbeitung auf Ertrag, Ertragsverhalten und ausgewählte Qualitätskriterien von Zuckerrübe (*Beta vulgaris L.* ssp. *vulgaris* var. *Alltissima* Doell). Die Bodenkultur 48, 3 – 14.

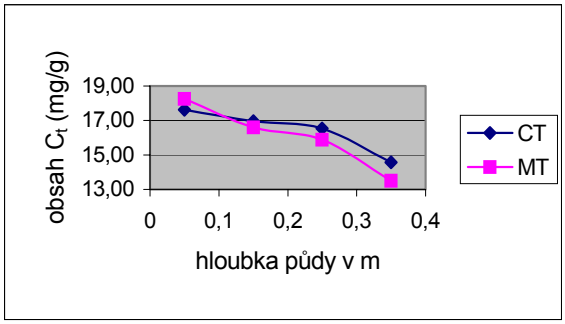
Sprague, G.,B.,Triplett, M.A. (1986): No-tillage and surface-tillage agriculture. John Wiley & Sons, Canada. p.7 – 45.

Šarapatka, B., Dlapa, P., Bedrna, Z. (2002): Kvalita a degradace půdy. Olomouc, Univ. Palackého, ISBN 80 – 244 – 0584 – 9, 232 s.

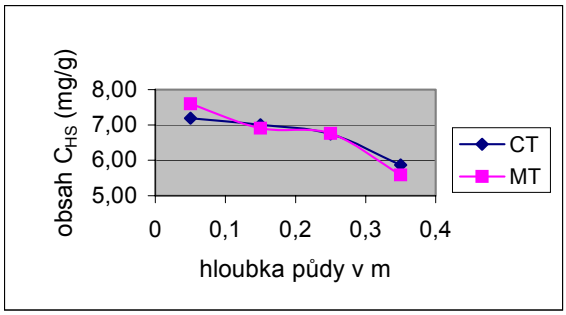
***Graf č. 1/ Figure 1 :***
*Obsah celkového uhlíku ($C_t$) na stanovišti v Gross Enzersdorfu*

***Graf č. 2/ Figure 2:***
*Obsah celkového uhlíku ($C_t$) na stanovišti ve Studené*

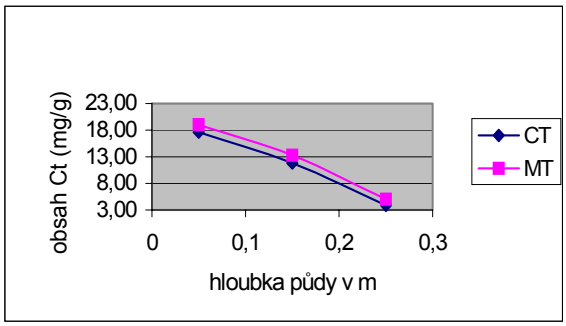
**Total carbon content *($C_t$)* at plots** *in Gross Enzersdorf*



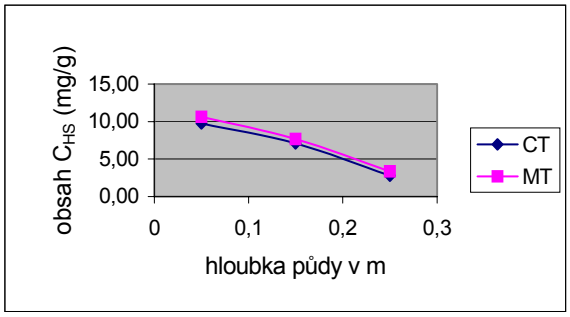

***Graf č. 3/ Figure 3:***
*Obsah uhlíku humusových látek ($C_{HS}$) na stanovišti v Gross Enzersdorfu*
**Humus substances carbon content ($C_{HS}$) ($C_{HS}$) at plots in Gross Enzersdorf**



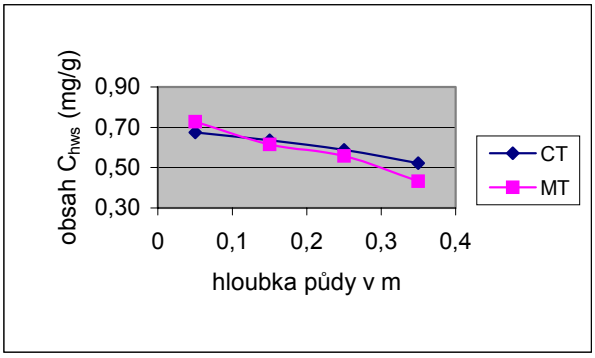

**Total carbon content *($C_t$)* at plots** *in Studena*




***Graf č. 4/ Figure 4:***
*Obsah uhlíku humusových látek ($C_{HS}$) na stanovišti ve Studené*
**Humus substances carbon content at plots in Studena**



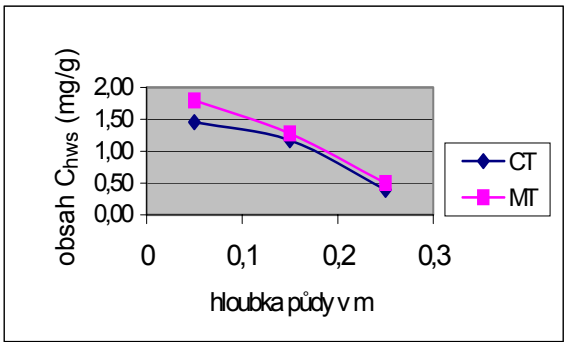
Graf č.5/ Figure 5:
*Obsah horkovodorozpustného uhlíku ($C_{hws}$) na stanovišti v Gross Enzersdorfu*




*Hot water soluble carbon content* ($C_{hws}$)
*at plots in Gross Enzersdorf*

Graf č. 6/ Figure 6:
*Obsah horkovodorozpustného uhlíku ($C_{hws}$) na stanovišti ve Studené*

- *Hot water soluble carbon content* ($C_{hws}$)




*at plots in Studena*

# PÔDNA ŠTRUKTÚRA ČERNOZEMÍ PODUNAJSKEJ NÍŽINY

# Soil structure of Chernozems

**Vladimír ŠIMANSKÝ[1] – Anton ZAUJEC[1] – Juraj CHLPÍK[1] – Mária MRAŽIKOVÁ[1] – Nora SZOMBATHOVÁ[1] – Peter KOVÁČIK[2]**

*[1] Katedra pedológie a geológie, FAPZ, SPU Nitra, Tr. A. Hlinku 2, 949 76 Nitra.*
*Vladimir.Simanský@uniag.sk*
*[2] Katedra agrochémie a výživy rastlín, FAPZ, SPU Nitra, Tr. A. Hlinku 2, 949 76 Nitra.*

**Abstrakt**

Práca bola zameraná na hodnotenie štruktúrneho stavu černozemí vybraných lokalít Slovenska. Pôdne vzorky boli odobrané z 5 lokalít a 8 stanovíšť z orničných vrstiev. Po rozobratí vzoriek na menšie agregáty a ich vysušení, boli preosiate (za sucha <0,25mm (3,15±2,19) za mokra<0,25mm (28,8±9,76). Vo frakciách vodoodolných agregátov bol stanovený obsah celkového a labilného uhlíka.

Obsah najpriaznivejšej frakcie makroagregátov (0,5 - 3 mm) za sucha sa pohyboval v rozpätí od 25,5 do 47,4% (36,2 ± 8,0), kým zastúpenie najpriaznivejších vodoodolných makroagregátov sa pohybovalo v širšom rozpätí od 30,0 do 59,2% (43,8 ±10,8). Najvyšší obsah celkového (1,81%) a labilného uhlíka (2292 mg.kg$^{-1}$) sme stanovil vo WSA > 3mm.

**Kľúčové slová**
pôdna štruktúra, organická hmota, vodoodolné agregáty

**Abstract**

The aim of our study was to determine soil structure of Haplic Chernozems in Slovak soils. Soil samples were taken from 5 localities and 8 variants from top soils. Soil samples were dryied and divided by the sieve to 7 size fractions. In fractions of water stable aggregates (WSA) were determined contents of total organic and labile carbon. Content of the most favourable fraction aggregates (0,5-3 mm) was from 25,5 to 47,4% (36,2 ± 8,0). Chernozems had different amounts of the most favourable water-stable aggregates (WSA) as well (from 30,0 to 59,2% average 43,8 ±10,8). Size of WSA > 3 mm had the highest organic carbon content and labile carbon content ($C_L$).

**Key words**
Soil structure, soil organic matter, water-stable aggregates

## ÚVOD

S pedogenetickými procesmi úzko súvisí tvar, veľkosť a usporiadanie štruktúrnych agregátov. Pôdna štruktúra je dôležitým ukazovateľom pôdnej úrodnosti, pretože ovplyvňuje celý komplex pôdnych vlastností. Determinuje morfologickú charakteristiku pôdneho profilu a to hlavne z hľadiska tvarov a vyvinutosti agregátov, ako aj stavu povrchov agregátov (Hraško-Bedrna, 1988). Rozbory štruktúrnosti majú za cieľ poskytnúť kvantitatívne podklady pre triedenie agregátov podľa veľkosti na jednotlivé kategórie a taktiež pre posúdenie stability (odolnosti) voči rozrušujúcim účinkom, hlavne vody. Vznik a vytváranie pôdnej štruktúry je prirodzený jav, ktorý prebieha pod vplyvom vnútorných pôdnych a vonkajších, hlavne klimatických podmienok. Zároveň s tvorbou štruktúry nastáva i jej rozrušovanie. Oba tieto protikladné pochody sú v prírodných podmienkach v dynamickej rovnováhe. Tvorba štruktúry je veľmi úzko spojená s biologickými vplyvmi spôsobenými činnosťou všetkých pôdnych organizmov. Vplývajú na ňu faktory fyzikálno-mechanické, fyzikálno-chemické a chemické. (Sotáková, 1988).

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 autori (Sotáková, 1982, Zaujec-Chlpík, 2002, Tisdall-Oades, 1982, Martens, 2000, Jurčová-Tobiašová, 2002). Vzťah medzi pôdnou štruktúrou a organickou hmotou je významný, pretože pôdna štruktúra, ktorá je hlavným faktorom podieľajúcim sa na biologických procesoch, významne reguluje dynamiku a zásoby organickej hmoty v pôdnych systémoch (Juma, 1994). V našej práci sme sa zamerali na vyhodnotenie štruktúrneho stavu černozemí vo vybraných lokalitách Podunajskej nížiny.

## MATERIÁL A METODIKA

Pôdne vzorky boli odobrané z 5 lokalít a 8 stanovíšť z orničných vrstiev. Po rozobratí vzoriek na menšie agregáty a ich vysušení, boli preosiate (za sucha a za mokra) cez sadu sít a rozdelené v oboch prípadoch na 7 veľkostných frakcií. Vo frakciách vodoodolných agregátov sme stanovili obsah celkového organického uhlíka ($C_{ox}$) – oxidometricky (Ťurin, 1966) a obsah labilného uhlíka (Loginow et al., 1993).

## VÝSLEDKY A DISKUSIA

Štruktúrny stav skúmaných černozemí sme zisťovali v orniciach, preosievaním za sucha a za mokra cez sadu sít a stanovili sme frakcie o veľkostiach >5; 5-3; 3-2; 2-1; 1-0,5; 0,5-0,25 a <0,25 mm (tab. 1). 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, že obsah najpriaznivejšej kategórie makroagregátov (0,5-3 mm) sa pohyboval od 25,5 do 47,4% (36,2 ± 8,0) a makroagregátov > 3 mm od 46,5 do 72,6% (57,2 ± 9,1). Podobné výsledky získali i Zaujec et al. (2001), ktorí v humusovom horizonte hnedozeme v obrábanej pôde stanovili 37,7%-né zastúpenie najpriaznivejších makroagregátov (za sucha) a v lesnej pôde 34,4%.

*Tabuľka 1: Štruktúrne agregáty v orniciach černozemí*

| *lokalita* | *% zastúpenie štruktúrnych agregátov (mm)-za sucha* | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | *>7* | *7-5* | *5-3* | *3-1* | *1-0,5* | *0,5-0,25* | *<0,25* |
| Svätoplukovo | 40,3 | 11,8 | 12,0 | 14,9 | 10,6 | 4,0 | 6,3 |
| Nové Sady | 8,3 | 18,2 | 25,7 | 27,9 | 13,1 | 4,0 | 2,8 |
| Voderady | 8,0 | 17,3 | 23,2 | 27,0 | 14,0 | 5,2 | 5,3 |
| Kalná nad Hronom (*bez orby*) | 17,3 | 24,2 | 23,7 | 24,1 | 7,9 | 1,8 | 1,0 |
| Kalná nad Hronom (*orba*) | 21,3 | 26,8 | 24,5 | 20,7 | 4,8 | 1,1 | 0,8 |
| Borovce (*be zorby*) | 5,4 | 16,7 | 31,1 | 30,0 | 11,9 | 3,2 | 1,7 |
| Borovce (*ochr. pás*) | 7,8 | 21,0 | 26,1 | 23,6 | 11,6 | 4,7 | 5,4 |
| Borovce (*orba*) | 4,6 | 14,4 | 27,5 | 32,8 | 14,6 | 4,2 | 1,9 |

Rozdiely medzi skúmanými černozemami sme zaznamenali aj v obsahoch vodoodolných štruktúrnych makroagregátov (WSA), ktoré považujeme za najdôležitejší ukazovateľ kvality pôdnych agregátov (tab. 2). Zastúpenie najpriaznivejších vodoodolných makroagregátov od 0,5 do 3 mm sa pohybovalo v širokom rozpätí od 30,0 do 59,2% (43,8 ±10,8), čo je v súlade s výsledkami Zaujeca et al. (2001). 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 uspokojivý stav vodoodolnosti, t.j. obsah vodoodolných makroagregátov je v rozpätí 40-55%. Obsah vodoodolných makroagregátov podľa tohto kritéria bol vyšší ako horná hranica tohto intervalu a pohyboval sa v rozpätí od 58,5 do 87,8%. 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.

*Tabuľka 2: Vodoodolné agregáty v orniciach černozemí*

| *lokalita* | *% zastúpenie vodoodolných agregátov (veľkosťv mm)* | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | *<0,25* | *0,25-0,5* | *0,5-1* | *1-2* | *2-3* | *3-5* | *>5* |
| Svätoplukovo | 26,1 | 13,8 | 13,5 | 15,2 | 20,6 | 7,8 | 3,2 |
| Nové Sady | 30,5 | 36,2 | 13,9 | 15,2 | 2,7 | 1,7 | - |
| Voderady | 23,1 | 24,2 | 25,6 | 19,0 | 5,2 | 1,5 | 1,5 |
| Kalná nad Hronom (*bez orby*) | 41,1 | 27,0 | 17,4 | 8,3 | 4,3 | 1,7 | 0,4 |
| Kalná nad Hronom (*orba*) | 12,2 | 23,8 | 22,5 | 28,2 | 8,5 | 1,2 | 3,6 |
| Borovce (*bez orby*) | 41,5 | 21,7 | 16,4 | 10,3 | 6,0 | 3,3 | 0,8 |
| Borovce (*ochr. pás*) | 32,0 | 16,9 | 21,9 | 19,0 | 7,3 | 3,3 | 1,1 |
| Borovce (*orba*) | 23,7 | 20,7 | 23,7 | 18,6 | 7,2 | 2,3 | 0,2 |

V jednotlivých frakciách vodoodolných agregátov (WSA) sme stanovili obsah celkového organického uhlíka (tab. 3) a obsahy labilnej formy uhlíka (tab. 4).

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 $C_{ox}$ 1,81±0,23%). Zaujec a 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 hnedozemi lesných, ale i obrábaných pôd stanovili najvyšší obsah celkového a labilného uhlíka vo vodoodolných makroagregátoch 2-3 mm.

*Tabuľka 3: Obsah celkového uhlíka vo WSA v orniciach černozemí*

| *lokalita* | *$C_{ox}$ (%)* | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | *0,25-0,5mm* | *0,5-1mm* | *1-2mm* | *2-3mm* | *>3mm* |
| Svätoplukovo | 2,28 | 2,08 | 2,07 | 2,03 | 2,18 |
| Nové Sady | 1,17 | 1,24 | 1,23 | 1,23 | - |
| Voderady | 1,99 | 1,82 | 1,89 | 1,86 | - |
| Kalná nad Hronom (*bez orby*) | 1,58 | 1,53 | 1,71 | 1,66 | 1,85 |
| Kalná nad Hronom (*orba*) | 1,68 | 1,69 | 1,55 | 1,69 | 1,88 |
| Borovce (*bez orby*) | 1,59 | 1,58 | 1,65 | 1,68 | 1,77 |
| Borovce (*ochr. pás*) | 1,60 | 1,64 | 1,68 | 1,67 | 1,73 |
| Borovce (*orba*) | 1,28 | 1,48 | 1,35 | 1,33 | 1,46 |
| **Priemer** | **1,65** ±0,36 | **1,63** ±0,25 | **1,64** ±0,27 | **1,64** ±0,26 | **1,81** ±0,23 |

Väčšinou tak ako sa zmenil obsah celkového uhlíka, zmenil sa i obsah labilného uhlíka v jednotlivých frakciách vodoodolných makroagregátov a lokalitách. Najväčší obsah labilného uhlíka vo WSA bol stanovený taktiež vo frakcií >3 mm.

*Tabuľka 4: Obsah labilného uhlíka vo WSA v orniciach černozemí*

| *lokalita* | *$C_L$ (mg.kg$^{-1}$)* | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | *0,25-0,5mm* | *0,5-1mm* | *1-2mm* | *2-3mm* | *>3mm* |
| Svätoplukovo | 3149 | 3001 | 3116 | 3027 | 3105 |
| Nové Sady | 1378 | 1440 | 1457 | 1468 | - |
| Voderady | 2048 | 1980 | 2093 | 2003 | - |
| Kalná nad Hronom (*bez orby*) | 2295 | 2278 | 2321 | 2320 | 2329 |
| Kalná nad Hronom (*orba*) | 2115 | 2093 | 2132 | 2081 | 1958 |
| Borovce (*bez orby*) | 2424 | 2419 | 2453 | 2490 | 2582 |
| Borovce (*ochr. pás*) | 2273 | 2289 | 2278 | 2337 | 2104 |
| Borovce (*orba*) | 1547 | 1553 | 1564 | 1575 | 1676 |
| **Priemer** | **2153** ±545 | **2132** ±496 | **2177** ±520 | **2163** ±503 | **2292** ±505 |

**ZÁVERY:**

Z hodnotenia výsledkov pôdnej štruktúry získaných z černozemí Podunajskej nížiny vyplývajú nasledovné závery:

Černozeme mali výrazne rozdielne zastúpenie najpriaznivejšej frakcie štruktúrnych makroagregátov, ich obsah sa pohyboval od 25,5 do 47,4% (36,2 ± 8,0).

Černozeme mali i rozdielne zastúpenie vodoodolných makroagregátov, ktorých obsah sa pohyboval v širokom rozpätí od 30 do 59% (43,8 ±10,8).

Frakcia vodoodolných agregátov >3 mm sa vyznačovala najvyšším obsahom celkového (1,81±0,23%) a labilného (2292±505) uhlíka.

*Práca vznikla za finančnej podpory projektov VEGA 1/1341/04 a VEGA 1/1344/04.*

**LITERATÚRA:**

FULAJTÁR, E. (1986): Fyzikálne vlastnosti pôd Slovenska, ich úprava a využitie. Bratislava, Veda,156 s.

HRAŠKO, J. – BEDRNA, Z. (1988): Aplikované pôdoznalectvo. Bratislava, Príroda, 474 s.

JUMA, N. G. (1994): A conceptual framework to link carbon and nitrogen cycling to soil structure formation. Agric. Ecosyst. Environ: s. 257-267.

JURČOVÁ, O. – TOBIAŠOVÁ, E. (2002): Mineralization of plant residues in conditions with different texture. Agriculture (Poľnohospodárstvo). 1: 26-34.

KARLEN, D. L., et al. (1994): Long-term tillage effects on soil quality. Soil Tillage Res.: 32, 313-327.

MARTENS, D. A. (2000): Plant residue biochemistry regulates soil carbon cycling and carbon sequestration. Soil Biol. Biochem.: 32, 361-369.

REHÁK, Š. – JANSKÝ, L. (2000): Fyzika pôdy I. Základné fyzikálne vlastnosti pôdy. Bratislava, UK, s. 103.

SISÁK, P. (1994): Študium vplyvu rôznych sústav hospodárenia na mikroagregátové zloženie a vodoodolnosť štruktúrných agregátov hnedozeme. Nové poznatky zvyšovania produkčnej schopnosti pôd: 53-56.

SOTÁKOVÁ, S. (1982): Organická hmota a úrodnosť pôdy. Bratislava, Príroda, 234 s.

SOTÁKOVÁ, S. (1988): Pôdoznalectvo. Bratislava,Príroda. s. 146-221.

TISDALL, J. M. – OADES, J. M. (1982) "Organic matter and water-stable aggregates in soils." J. Soil. Sci.: 33, 141-163.

ZAUJEC, A. – CHLPÍK, J. (2002): Stabilita agregátov a pôdny humus. Prvé pôdoznalecké dni v SR: 469-474.

ZAUJEC, A. (2001): Soil organic matter as indicator of soil quality and human influences on agroecosystem and natural forest ecosystem. Proceedings of the soil anthropization VI.: 165-168.

# KVANTITA A KVALITA PÔDNEJ ORGANICKEJ HMOTY V RÔZNYCH SYSTÉMOCH PESTOVANIA PLODÍN

# Quantity and quality of soil organic matter in different crop farming systems

**Erika TOBIAŠOVÁ**

*Slovenská poľnohospodárska univerzita, Katedra pedológie a geológie,*
*Tr. A. Hlinku 2, 949 76 Nitra, Slovenská republika,*
*e-mail: Erika.Tobiasova@uniag.sk*

**Abstrakt**

Kvantita a kvalita pôdnej organickej hmoty bola porovnávaná v rôznych pestovateľských systémoch vo vzťahu k obrábaniu a aplikácii biopreparátov. Pestovateľský systém cukrovej repy sa javí najpriaznivejším z hľadiska množstva vznikajúcich humusových látok ($C_{HL}$= 42,61 %) a na základe parametra $C_{HK}$:$C_{FK}$ (0,95) možno hovoriť aj o najkvalitnejšom humuse s prevahou humínových kyselín. K najvyššej stabilizácii humusových látok a humínových kyselín dochádzalo v pestovateľskom systéme ozimnej pšenice ($Q_{HL}$ 3,48). Redukovaný spôsob obrábania pôdy sa javí ako priaznivejší vo vzťahu k množstvu vyextrahovaných humusových látok. Aplikáciou biopreparátu TRICHOMIL sa zvýšil obsah humusu vo variantoch s konvenčným obrábaním pôdy a zároveň sa jeho aplikáciou zvýšila aj stabilita humusových látok a humínových kyselín.

**Kľúčové slová:** pôdna organická hmota, obrábanie pôdy, biopreparáty

**Abstract**

Quantity and quality of soil organic matter in different farming systems with dependent on soil tillage and biopreparates were determined. Sugar beat farming system had the most positive effect on content of humus substances ($C_{HL}$= 42,61 %) and according to parameter $C_{HK}$:$C_{FK}$ (0,95) the best quality of humus with dominant humic acid was in this farming system, as well. The most stabilized humus substances and humic acids were in winter wheat farming systems ($Q_{HL}$= 3,48). Reduced tillage is better for amounts of extractable humus substances. Application of biopreparate TRICHOMIL increased content of humus in variants with conventional tillage and also stability of humus substances and humic acids.

**Key words:** soil organic matter, soil tillage, biopreparates

## Úvod

Množstvo a kvalita pôdnej organickej hmoty je výrazne ovplyvnená výberom pestovaných plodín a využívaním rôznych technológií ich pestovania. Ako vplývajú podmienky prostredia na úrody a kvalitu produktov skúmali už viacerí autori, ale málokto si uvedomuje, že pestovateľské systémy tiež výrazne zasahujú do pôdnych vlastností. Aj odborné riadenie výživy si vyžaduje sústavne sledovať pôdne vlastnosti i stav rastlín (Kováčová, 1997). Kubicová a Miklovič (199) sledovali zmeny v produkčnej schopnosti a agrochemických vlastnostnostiach hnedozeme modálnej a fluvizeme arenickej karbonátovej pri monokultúrnom 9-násobnom pestovaní kukurice siatej. Pri oboch typoch bolo zaznamenané postupné zvyšovanie pH. Hodnotením tolerancie odrôd jarného jačmeňa voči nízkemu pH pôdy sa zaoberali zase Žofajová a Užík (1997). Nízke pH je častokrát výsledkom nesprávne zvolenej technológie pestovania a odráža aj samotnú kvalitu humusu. Preto sme si aj my za cieľ našej práce dali sledovanie kvantity a kvality pôdnej organickej hmoty pri pestovaní rôznych plodín na pôdnom type hnedozem.

## Materiál a metodika

Záujmové územie Dolná Malanta je experimentálnou bázou Fakulty agrobiológie a potravinových zdrojov. Svojou zemepisnou polohou je Dolná Malanta situovaná do oblasti s premenlivým charakterom počasia. Táto premenlivosť súvisí so zmenami celkovej cirkulácii atmosféry v strednej Európe, pričom nemožno zanedbať ani vplyv miestnych orografických podmienok ovplyvňujúcich počasie (Hrtánek, 1982). Územie patrí do teplej klimatickej oblasti s mierne vlhkým okrskom a s miernou zimou. Priemerná ročná teplota na Malante je 9,9 ˚C. Priemerný ročný úhrn atmosférických zrážok nameraný počas dlhodobých sledovaní na agrometeorologickej stanici v Nitre sa pohybuje okolo hodnoty 548 mm (Špánik, et al., 2002). Pôdny typ je tu hnedozem. Pôdne vzorky boli odoberané na pokusoch so pšenicou, tritikale, jačmeňom, cukrovou repou počas troch rokov (2002-2004) z hĺbky 0,0-0,3 m dvakrát ročne (po výseve a pred zberom plodiny). V rámci týchto systémov bol sledovaný vplyv obrábania- konvenčné a redukované a biopreparátu- TRICHOMIL. Boli sledované parametre ako obsah organického uhlíka ($C_{ox}$) metódou Ťurina a skupinové zloženie humusových látok metódou Belčíkovej- Kononovej (Dziadowiec and Gonet, 1999), celkový dusík ($N_t$), pH aktívne a výmenné potenciometricky, hydrolytická kyslosť titračne (H) (Fiala, 1999). Výsledky boli štatisticky vyhodnocované metódou analýzy variancií.

## VÝSLEDKY A DISKUSIA

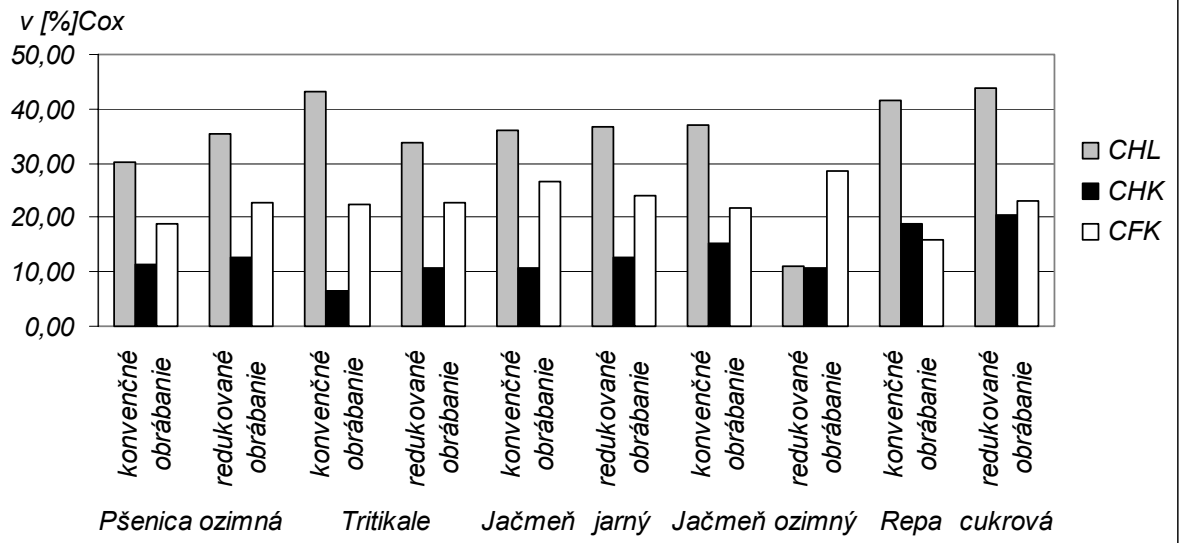
Kvantita a kvalita pôdnej organickej hmoty bola porovnávaná v rôznych pestovateľských systémoch vo vzťahu k obrábaniu a aplikácii biopreparátu.

Z kvantitatívneho hľadiska robíme toto posudzovanie cez obsah organického uhlíka. Ten sa v jednotlivých pestovateľských systémoch pohyboval od 0,88 %- nízky do 1,76 %- stredný, s priemernou hodnotou 1,17 %. Je to pomerne široké rozpätie hodnôt, keď si uvedomíme, že rozpätie 0,88 % sa rovná najnižšej stanovenej hodnote. V priemere najvyšší bol jeho obsah v pestovateľskom systéme jačmeňa jarného 1,25 %- stredný a najnižší pri tritikale 1,08 %- nízky. Vo vzťahu k obrábaniu väčšie zmeny pozorované neboli. Priemerná hodnota obsahu organického uhlíka pri konvenčnom spôsobe obrábania bola 1,195 %- nízky obsah a pri redukovanom 1,144 %- nízky obsah. Hodnoty obsahu humusu sa pohybovali od 1,69 %-stredný obsah do 3,04 %- vysoký obsah. Pri hodnotení kvality organickej hmoty v pôde je veľmi dôležitým parametrom celkový obsah dusíka, pretože na základe tohto parametra sa určuje aj pomer C:N, ktorý je jedným z kvalitatívnych parametrov charakterizujúcich pôdnu organickú hmotu, respektíve ovplyvňuje intenzitu procesov transformácie organických látok v pôdach. Hodnoty obsahu celkového dusíka sa pohybovali od 914 do 1840 $mg.kg^{-1}$, s priemernou hodnotou 1317 $mg.kg^{-1}$ a rozpätím 926 $mg.kg^{-1}$, čo je ešte vyššia hodnota ako je jeho najnižší stanovený obsah. V prípade jarného jačmeňa hodnoty kolísali v rozpätí od 1165 $mg.kg^{-1}$ do 1490 $mg.kg^{-1}$ a pri ozimnom jačmeni bolo rozpätie hodnôt od 1217 $mg.kg^{-1}$ do 1840 $mg.kg^{-1}$. Hodnoty boli v priemere vyššie pri ozimnom jačmeni 1417 $mg.kg^{-1}$ ako pri jarnom jačmeni 1368 $mg.kg^{-1}$, čo môže byť tiež jedným z dôvodov výsledného vyššieho rozptylu. Obidve formy jačmeňa boli pestované na sladovnícke účely, takže nemožno hovoriť o snahe viac zásobiť pôdu dusíkom v prípade ozimného jačmeňa. Pôjde skôr o jeho uvoľnenie z pôdnej zásoby a zároveň aplikácie už v jesennom období. Nemalú úlohu tu, rovnako ako samozrejme aj v ostatných prípadoch, zohráva predplodina. Fábri (2000) upozorňuje na nekontrolovateľné uvoľňovanie dusíka po zaoraní pozberových zvyškov, pričom sa výrazne mení aj obsah pôdneho dusíka. Táto skutočnosť mohla byť jednou z príčin rozdielnosti v obsahu celkového dusíka. Pechová (2001) hodnotí pozitívne aplikáciu dusíkatých hnojív, pri konvenčnom spôsobe obrábania pôdy, ktorá napomáha rozkladu maštaľného hnoja, čím sa zvyšuje ponuka anorganického dusíka v pôde.

Od obsahu celkového dusíka a uhlíka sa odvíja pomer C:N. Pomer C:N bol v priemere najužší v pestovateľskom systéme ozimného jačmeňa 8,39, s rozpätím hodnôt od 7,57 do 10,43 a najširší v systéme cukrovej repy 9,70, s rozpätím od 8,20 do 12,19. Čím je pomer C:N užší, tým je proces rozkladu organických látok intenzívnejší. Na základe

uvedených hodnôt možno hovoriť o najintenzívnejšom rozklade a teda sčasti aj procese mineralizácie v systéme cukrovej repy. Už samotná technológia pestovania tejto plodiny predpokladá takéto straty mineralizáciou v dôsledku kyprenia pôdy, čím dochádza k jej prevzdušneniu a tým zintenzívneniu rozkladu organických látok v pôde. Aj z tohto dôvodu je potrebný zvýšený prísun organickej hmoty práve vo vzťahu k tejto plodine. Kvalita organickej hmoty bola ďalej posudzovaná na základe množstva vyextrahovaných humusových látok, pomeru uhlíka humínových kyselín a fulvokyselín $C_{HK}$:$C_{FK}$ a farebných kvocientov humusových látok $Q_{HL}$ a $Q_{HK}$. Priemerná hodnota množstva vyextrahovaných humusových látok (graf 1) v sledovaných pestovateľských systémoch bola 36,68 %, s rozpätím hodnôt od 26,10 % do 54,59 %. Najvyššia priemerná hodnota množstva vyextrahovaných humusových látok bola v systéme pestovania cukrovej repy 42,61 % a najnižšia v systéme tritikale 32,73%. Rozptyl hodnôt tohto parametra bol najvyšší v systéme ozimného jačmeňa 27,43 % a najnižší v systéme cukrovej repy 9,42 %. V pestovateľskom systéme cukrovej repy sa vyextrahovalo v priemere najvyššie množstvo humusových látok a zároveň aj rozptyl hodnôt bol najnižší. To poukazuje na formovanie najkvalitnejšieho humusu práve v tomto systéme a nakoľko je rozptyl malý je jeho kvalita výrazne ovplyvňovaná samotným pestovaním plodiny. Celkovo sa na základe priemerných hodnôt javí ako priaznivejší vo vzťahu k množstvu vyextrahovaných humusových látok redukovaný spôsob obrábania, kde bola táto hodnota v priemere 38,05 % ako konvenčný s priemernou hodnotou 35,30 %.

*Graf 1. Množstvo vyextrahovaných humusových látok, humínových kyselín a fulvokyselín v rôznych pestovateľských systémoch*




Celkové množstvo vyextrahovaných humusových látok ešte neznamená najlepšiu kvalitu humusu. Je akýmsi predpokladom pre zachovanie pozitívnej bilancie organickej hmoty lepšej kvality. Sú tu však ešte nešpecifické humusové látky, ktorých obsah je tiež veľmi dôležitý. V humuse dobrej kvality sú dominujúcimi humínové kyseliny. Najkvalitnejšie sú vo väzbe s dvojmocnými katiónmi. Ak naopak sú dominujúcimi fulvokyseliny, ktoré migrujú v pôdnom profile a prispievajú k zvyšovaniu pôdnej kyslosti, možno hodnotiť humus ako menej kvalitný. Priemerná hodnota množstva vyextrahovaných humínových kyselín bola 13,34 %, s kolísaním hodnôt od 2,19 % do 30,56 %. Vo vzťahu k pestovateľskému systému bola najvyššia extrakcia humínových kyselín zaznamenaná v systéme s cukrovou repou 19,74 % a najnižšia pri tritikale. Najvyššia stanovená priemerná hodnota množstva vyextrahovaných humínových kyselín v prípade systému cukrovej repy je výrazne ovplyvnená aplikáciou maštaľného hnoja. Týmto organickým hnojivom sa do pôdy dostávajú stabilizovanejšie a vyzretejšie humusové látky. Hodnoty obsahu fulvokyselín kolísali od 4,90 % do 37,96 %, s priemernou hodnotou 22,64 %. Najvyššia priemerná extrahovateľnosť

fulvokyselín bola v systéme jarného jačmeňa 25,32 % a najnižšia v systéme cukrovej repy 19,54%. V konvenčnom spôsobe obrábania bola priemerná hodnota množstva vyextrahovaných fulvokyselín o niečo nižšia 21,08 % ako pri redukovanom 24,21 %. Už samotné množstvo humínových kyselín a fulvokyselín poukazuje na procesy transformácie prebiehajúce v pôdach. Jedným z parametrov pre posúdenie kvality humusu je pomer uhlíka humínových kyselín a fulvokyselín ($C_{HK}$: $C_{FK}$). Na základe tohto parametra môžeme usúdiť o aký typ humusu ide. Priemerná hodnota pomeru $C_{HK}$: $C_{FK}$ bola 0,66- humátovo- fulvátový typ, s kolísaním hodnôt od 0,10- fulvátový do 1,82 humátový typ. Toto rozpätie 1.72 je na tak malé územie veľmi veľké. Zahŕňa humus veľmi zlej kvality, ktorá absolútne nezodpovedá hnedozemiam, na ktorých sa intenzívne hospodári až humus veľmi dobrej kvality, ktorá sa dosahuje ťažko aj v našich najprodukčnejších pôdach černozemiach a čierniciach. Na základe tohto parametra môžeme hodnotiť pestovateľský systém cukrovej repy ako najpriaznivejší, s humusom najvyššej kvality 0,95- fulvátovo- humátový. Najnižšou kvalitou humusu sa vyznačoval systém jarného jačmeňa, s priemernou hodnotou 0,50 humátovo-fulvátový typ a kolísaním hodnôt v rozpätí 0,30, ktoré bolo zároveň najmenšie. V tomto systéme sa kvalita humusu na základe parametra $C_{HK}$:$C_{FK}$ pohybovala od 0,35- fulvátový typ do 0,65- humátovo- fulvátový. Konkrétne stabilizácia humusových látok je charakterizovaná prostredníctvom optických vlastností ($Q_{HL}$, $Q_{HK}$). Čím sú hodnoty $Q_{HL}$ a $Q_{HK}$ nižšie, tým sú humusové látky stabilizovanejšie a vyzretejšie a možno hovoriť o ich vyššej kvalite. Hodnota $Q_{HL}$ sa pohybovala od 1,65 do 7,24, s priemernou hodnotou 4,09. Najkvalitnejšie humusové látky sa formovali na základe tohto parametra v systéme pestovania ozimnej pšenice 3,48, kde tieto hodnoty kolísali od 2,13 do 6,56. Najmenej kvalitné humusové látky sa formovali v systéme ozimného jačmeňa, kde priemerná hodnota $Q_{HL}$ bola 4,77, s kolísaním od 3,53 do 7,24. Konvenčný spôsob obrábania sa javí ako priaznivejší vo vzťahu k formovaniu kvalitnejších humusových kyselín. Priemerná hodnota $Q_{HK}$ bola 3.20, s kolísaním od 1.78 do 4.97. Najkvalitnejšie humínové kyseliny sa formovali v pestovateľskom systéme ozimnej pšenice, kde priemerná hodnota $Q_{HK}$ bola 2,96 a hodnoty kolísali od 1,82 do 3,91. Najmenej kvalitné humínové kyseliny na základe tohto parametra sa formovali v systéme cukrovej repy. Tu treba upozorniť na fakt, že hoci kvalita humusu na základe predchádzajúcich parametrov bola v tomto systéme pestovania hodnotená ako najlepšia, ale na základne optických parametrov možno hovoriť o nízkej stabilizácii vznikajúcich humusových látok. Zjednodušene povedané, že dochádza k ich najväčšej produkcii a postupnej stabilizácii. Vyššia stabilizácia humusových látok bola síce v iných pestovateľských systémoch, ale išlo pravdepodobne o starú zásobu. Pozitívny vplyv konvenčného spracovania pôdy na tvorbu a akumuláciu humínových kyselín zaznamenali Šoltysová- Kotorová (2002). Štatisticky preukazný ($d95^{+}$=0,361, $d99^{+}$=0,463) bol vplyv obsahu dusíka na množstvo vyextrahovaných humínových kyselín (-0,443) a vysoko preukazný na kvalitu organickej hmoty hodnotenú na základe pomeru $C_{HK}$:$C_{FK}$.

Na kvalitu organickej hmoty pôdy vplýva viacero faktorov. Jedným z nich je aj hodnota pôdnej reakcie. Hodnoty aktívnej pôdnej reakcie boli v priemere najnižšie 6,08 v pestovateľskom systéme cukrovej repy, čo tiež poukazuje na intenzívnu tvorbu humusových látok, ale s nízkym stupňom ich stabilizácie. Celkovo tu kolísali od 5,80 do 6,36, čo je vlastne slabo kyslá pôdna reakcia. Wild (1988) uvádza hodnoty pod 5,9 ako obmedzujúce rast cukrovej repy. A takéto hodnoty tu boli skutočne namerané. Kyslé pôdy majú taktiež obyčajne zvýšené obsahy $Al^{3+}$ a $Fe^{3+}$, ktoré sú toxické voči živej zložke pôdy a pestovaným rastlinám (Bielek, 1996). Najvyššie boli v priemere v systéme pestovania tritikale 6,60. Pri vyššom pH je predpoklad aj vyššej stabilizácie vznikajúcich humusových kyselín dvojmocnými katiónmi, respektíve neutralizácie vznikajúcich organických kyselín. Štatisticky preukazný ($d95^{+}$=0,361, $d99^{+}$=0,463) bol vplyv aktívnej pôdnej reakcie na množstvo vyextrahovaných humusových látok (-0,377) a vysoko štatisticky preukazný vo vzťahu k samotným humínovým kyselinám (-0,621). Vplyv mala pôdna reakcia aj na kvalitu organickej hmoty pôdy, ktorý sa prejavil v parametre $C_{HK}$: $C_{FK}$.

Procesy transformácie organických látok sú v pôde výrazne ovplyvňované faktormi ako teplota, vlhkosť, pôdna reakcia, typ vegetácie a podobne. Človek však do týchto zložitých vzťahov môže zasahovať. Snahou je riadenie procesu tak, aby sme dosiahli požadovaný

výsledný efekt. Jednou z možností je aj využívanie biopreparátov. Preto sme sa aj my pokúsili zhodnotiť vplyv jedného z nich. Aplikáciou biopreparátu TRICHOMIL sa zvýšil obsah uhlíka a humusu vo variantoch s konvenčným obrábaním pôdy. Rovnako aj v obsahu celkového dusíka bol zaznamenaný nárast vo všetkých variantoch s konvenčným obrábaním pôdy. V prípade redukovaného spôsobu obrábania pôdy sa jeho vplyv neprejavil alebo bol zaznamenaný ich úbytok. V prípade množstva vyextrahovaných humusových látok bol zaznamenaný vo väčšine prípadov jeho pokles. Parametre optických vlastností ako $Q_{HL}$ a $Q_{HK}$ poukazujú na zvýšenie stability humusových látok a humínových kyselín v prípade aplikácie tohto biopreparátu.

Na základe získaných výsledkov sa pestovateľský systém cukrovej repy javí najpriaznivejší z hľadiska množstva vznikajúcich humusových látok, konkrétne humínových kyselín. Aj na základe parametra $C_{HK}$:$C_{FK}$ možno hovoriť o najkvalitnejšom humuse s prevahou humínových kyselín práve v tomto pestovateľskom systéme. Stabilizácia vznikajúcich humusových látok a humínových kyselín bola nižšia v dôsledku intenzívnejšieho kyprenia pôdy a nižšieho pH. K najvyššej stabilizácii humusových látok a humínových kyselín dochádzalo v pestovateľskom systéme ozimnej pšenice. Redukovaný spôsob obrábania pôdy sa javí ako priaznivejší vo vzťahu k množstvu vyextrahovaných humusových látok. Aplikáciou biopreparátu TRICHOMIL sa zvýšil obsah humusu vo variantoch s konvenčným obrábaním pôdy a zároveň sa jeho aplikáciou zvýšila aj stabilita humusových látok a humínových kyselín. Štatisticky preukazný bol vplyv aktívnej pôdnej reakcie na množstvo vyextrahovaných humusových látok a vysoko štatisticky preukazný bol tento vplyv vo vzťahu k humínovým kyselinám.

## LITERATÚRA


Bielek, P. (1996): Ochrana pôdy. Bratislava, vydav. VÚPÚ, 54s.

Dziadowiec, H., Gonet, S. S. (1999): Przewodnik metodyczny do badań materii organicznej gleb. Prace komisji naukowych Polskiego towarystwa gleboznaczego. Warszawa, 65s.

Fábri, A. (2000): Vplyv zaorávky pozberových zvyškov repy cukrovej na úrodu jačmeňa jarného. Naše pole 4: 10.

Fiala, K., Kobza, J., Matúšková, Ľ, Brečková, V., Makovníková, J., Barančíková, G., Búrik, V., Litavec, T., Houšková, B., Chromaničová, A., Váradiová, D., Pechová, B. (1999): Záväzné metódy rozborov pôd. Čiastkový monitorovací systém- Pôda. Bratislava, vydav. VÚPOP, 142 s.

Hrtánek, B (1982): Pôdno-ekologická chrakteristika modelového územia Dolná Malanta. Banaská Bystrica, vydav. VÚPVR VS, 34 s.

Kováčová, M. (1997): K racionalizácii hnojenia cukrovej repy. Listy cukrov. a řepař. 6: 162-164

Kubicová, Z., Miklovič, D. (1999): Orthic luvisol and eutric fluvisol change of productivity and agrochemical characteristics under maize monoculture. Vedecké práce VÚPOP 22, Bratislava, vydav. VÚPOP, s. 89-95

Pechová, B. (2001): Kvalita pšenice ozimnej a možnosti jej ovplyvnenia. Agrochémia 4:15-18.

*Šoltysová, B., Kotorová, D. (2000): Vplyv obrábania pôdy na zmeny jej fyzikálnych a chemických vlastností. Poľnohospodárstvo 4: 304- 312.*

Špánik, R., Repa, Š., Šiška, B. (2002): Agroklimatické a fenologické charakteristiky Nitry (1991-2000). Nitra, SAU, pp. 39

Wild, A. (1988): Soil conditions and plant growth. New York, vydav. J. Wiley & SONS, 98s.

Žofajová, A., Užík, M. (1997): Hodnotenie tolerancie odrôd jarného jačmeňa voči nízkemu pH pôdy. Poľnohospod. Výr. a Skúšobníctvo 4: 11-13



**Acknowledgement**

Práca vznikla za podpory projektu VEGA 1/2430/05 a VEGA 1/2438/05.

# ŠTÚDIUM DEGRADÁCIE HERBICÍDOV V NÁDOBOVÝCH PODMIENKACH S DIFERENCOVANOU ÚROVŇOU MINERÁLNEJ VÝŽIVY A MIKROBIÁLNEHO VSTUPU

# Study of herbicidal degradation in pot trials under differentiated mineral nutrition and microbial activators

**Štefan TÓTH, Andrea SÚSTRIKOVÁ, Pavol PORVAZ**

*SCPV – Ústav Agroekológie, Špitálska 1273, 071 01 Michalovce, Slovensko*
*toth@minet.sk*

**Abstrakt**
Predkladaná práca prináša ročné výsledky sledovania pôdnej a mikrobiálnej aktivity ako aj úrovne rezíduí herbicídov pri diferencovaní minerálnej výživy a tiež po aplikácii vybraných pôdnych aktivátorov. Problematika bola riešená formou exaktných viacfaktorových nádobových pokusov v ex situ podmienkach a následne laboratórnymi analýzami. Ide o dva paralelne vedené pokusy (A a B), kedy v nádobových pokusoch bola simulovaná diferencovaná intenzita výživy štyrmi variantami vrátane kontroly (pokus A) a mikrobiálny input piatimi variantami (pokus B), pričom aplikácia variantov tak minerálnej výživy ako mikrobiálnych preparátov bola pre každú herbicídnu účinnú látku. Modelovými herbicídnymi účinnými látkami boli clopyralid (Lontrel 300, 0,3 l/ha), acetochlor (Trophy, 2,5 l/ha), sulfosulfuron (Monitor 75 WG, 26 g/ha), S-metolachlor (Dual Gold 960 EC, 1,4 l/ha), metribuzin (Sencor 70 WP, 1 kg/ha), terbuthylazine (Click 500, 3 l/ha), dicamba (Banvel 480 S, 0,125 l/ha). Variantné riešenie pokusu A bolo zabezpečené dvoma pôdnymi typmi Fluvizem glejová a Fluvizem modálna, a štyrmi úrovňami výživy. Pokus B bol realizovaný na jednom pôdnom type, Fluvizemi modálnej. Herbicídne varianty boli obdobné ako v pokuse A. Namiesto výživových variantov sme tu zaradili 5 variantov s aplikáciou mikrobiálnych preparátov, ktorých prehľad vrátane dávkovania je súčasťou hodnotiacich tabuliek. Laboratórne analýzy pôdnych vzoriek sme okrem reziduálnych rozborov zamerali na sledovanie intenzity mikrobiálnej činnosti, pričom sa tiež sleduje celkový počet mikroorganizmov. Z dosiahnutých výsledkov možno konštatovať, že sledované rezíduá a ďalšie parametre boli podľa pôdnych typov a založených herbicídnych a ostatných variantov výrazne diferencované. Rozdiely medzi minimálnymi a maximálnymi hodnotami tu boli až dvojrádové. Výsledky riešenia sú využiteľné pri pestovaní rastlín a špeciálne pri uplatňovaní opatrení zabezpečujúcich inkontamináciu pôdy.

**Kľúčové slová:** herbicídy, rezíduá, mikrobiálna degradácia, minerálna výživa, pôdne aktivátory

**Abstract**
Submitted work summarizes one – year results of observation of soil and microbial activity as the herbicidal residues under differentiated mineral nutrition as the results after application of selected soil activators. Task was solved in form of exact multifactorial pot trials in "*ex situ*", consequently, laboratory analysis were made. There were established two parallel-controlled trials (A + B). In pot trials there were simulated differentiated mineral nutritions in four variants including control without mineral nutrition (trial A) and microbial inputs in five variants (trial B). Application of mineral nutrition levels as well as microbial preparations was made at all herbicidal active compounds. Model herbicidal active compounds were clopyralid (Lontrel 300, 0.3 l/ha), acetochlor (Trophy, 2.5 l/ha), sulfosulfuron (Monitor 75 WG, 26.0 g/ha), S-metolachlor (Dual Gold 960 EC, 1.4 l/ha), metribuzin (Sencor 70 WP, 1.0 kg/ha), terbuthylazine (Click 500, 3.0 l/ha), dicamba (Banvel 480 S, 0.125 l/ha). Variants of solution

in trial A were caused as by two different soil subtypes (Eutri Fluvisol and Fluvi - Eutric Gleysol) as four mineral nutrition levels. Trial B was realized on one soil subtype only, Eutric Fluvisol. Herbicidal variants were same as well as in trial A. On the contrary, nutritional variants were substituted with 5 variant of microbial preparations listed in tables. The intensity of microbial activity, the residual analysis and the measurements of total number of micro – organisms were observed in soil samples by laboratory methods. It can be stated, that observed residues and other parameters were expressive differentiated in accordance with soil subtypes, herbicidal and other variants. The differences between minimum and maximum values were measured in double – rows. Results of solution can be applied in growing technologies of crops and especially at drawing of soil remediation.

**Key words:** herbicides, residues, microbial degradation, mineral nutrition, soil activators

## Úvod

K hlavným faktorom vplývajúcim na intenzitu mikrobiálnej degradácie patria obsah a kvalita organickej hmoty, vlhkosť a teplota pôdy, prevzdušnenie, pH pôdy a obsah živín. Aktivita mikroorganizmov je vysoká v teplej, vlhkej pôde s neutrálnym pH. Mikroorganizmy sa svojou biochemickou aktivitou na odbúravaní pesticídov podieľajú spomedzi všetkých činiteľov degradácie najvýraznejšie. Pretože vzťah pesticídu a pôdnych mikroorganizmov je vzájomný, možno povedať, že jedným z rozhodujúcich faktorov ich pretrvávania v pôde je schopnosť metabolickej premeny pesticídu činnosťou mikroorganizmov, ktorých aktivita je závislá od už spomenutých faktorov. I keď to neplatí všeobecne, ireverzibilná metabolická premena herbicídov vedie vo väčšine prípadov k vzniku biologicky neaktívnych látok, čo je ich optimálny osud z pohľadu pestovania následných plodín (Tóth, 2001).

## MATERÁL A METODIKA

*V roku 2005 sme v nádobových pokusoch merali intenzitu rozkladu siedmich herbicídnych prípravkov (tab.1) v pôdnom prostredí. Variantné riešenie bolo zabezpečené dvoma pôdnymi typmi – Fluvizem glejová a Fluvizem modálna (tab.2) a štyrmi úrovňami výživy v rámci* ***pokusu A***

intenzívna výživa **NPK** 15:10:10 v dávke 300 kg.ha$^{-1}$
pôdny aktivátor 1 **Ekokondit** v dávke 1663 kg/ha (+ kontrola bez herbicídu, K10)
pôdny aktivátor 2 **Kondit** v dávke 562 kg/ha (+ kontrola bez herbicídu, K80)
kontrola bez výživy **Ø**

Kontroly boli založené podľa pôdnych typov bez aplikácie herbicídov a bez výživy, tzn. sledovaný iba pôdny typ. Pokus mal dva opakovania. Dvanásťlitrové nádoby boli do objemu 10 litrov naplnené zeminou, ornicou. Následne bola aplikovaná výživa a nakoniec herbicíd, pričom sme dodržali registrované hertárové dávky v prepočte na plochu nádoby. Pred plnením nádob boli tieto na spodku perforované za účelom odvádzania prebytočnej vlhkosti, zrážok. Nádobový pokus bol vystavený vonkajším podmienkam v lokalite experimentálnej výskumnej základni Ústavu agroekológie vo Vysokej nad Uhom. Charakteristika a opis stanovišťa a priebehu meteorologických ukazovateľov je uvedený v práci Porvaza (2006). Pokus bol založený 2.júna 2005 a odoberanie vzoriek bolo realizované 30.septembra 2005. Trvanie pokusu 120 dní. Herbicídne varianty vrátane dávok účinných látok sú opísané v príspevku „VPLYV ROZDIELNEJ INTENZITY AGROTECHNIKY NA DEGRADÁCIU HERBICÍDOV V POĽNÝCH PODMIENKACH“, ktorá je publikovaná v tomto zborníku.

**TABUĽKA 1** PÔDNE PARAMETRE (STAV PRED APLIKÁCIOU PREPARÁTOV)

| **Charakteristika pôdy** | | **FMG** | **FMm** |
|---|---|---|---|
| **Obsah živín** mg.kg$^{-1}$ | $NH_4$ | 12,34 | 11,02 |
| | $NO_3$ | 12,22 | 3,75 |
| | Nan | 24,56 | 14,77 |
| | Nt (%) | 0,230 | 0,135 |
| | P (prís. Schachtschabel) | 92,9 | 46,5 |

| | | | |
|---|---|---|---|
| | K (prist. Schachtschabel) | 245,26 | 189,08 |
| | Ca | 5582,13 | 269,26 |
| | Mg | 639,7 | 167,2 |
| | C (%) | 1,830 | 1,268 |
| | Hum (%, Tj) | 3,148 | 2,180 |
| **pH**/KCl | | 6,06 | 6,46 |
| **Sorpčné vlastnosti** | S ($mg.100g^{-1}$) | 36,4 | 17,6 |
| | T ($mg.100g^{-1}$) | 39,2 | 19,6 |
| | V (%) | 92,84 | 89,80 |
| **Zrnitostné zloženie** | 1.frakcia (<0,001 mm, íl) | 32,076 | 10,600 |
| | 2.frakcia (0,01-0,001 mm, jemný a stredný prach) | 32,000 | 13,767 |
| | 3.frakcia (0,05-0,01 mm, hrubý prach) | 26,122 | 20,543 |
| | 4.frakcia (0,25-0,05 mm, jemný piesok) | 4,313 | 52,682 |
| | 5.frakcia (2,0-0,25 mm, stredný piesok) | 5,489 | 2,408 |
| | ílovité častice I.kategórie (<0,01 mm) | 64,076 | 24,362 |
| **Fyzikálne vlastnosti** | merná hmotnosť ($kg.m^{-3}$) | 2629 - 2663 | 2603 - 2628 |
| | objemová hmotnosť ($kg.m^{-3}$) | 1390 - 1550 | 1438 - 1572 |
| | pórovitosť (%) | 40,48 - 47,88 | 40,18 - 44,87 |
| **Druh** | | **ílovitá ťažká pôda** | **piesočnatohlinitá stredne ťažká pôda** |

prist.- prístupný pre rastliny, sch. – stanovený podľa Schachtschabela, Tj. – stanovený podľa Tjurina , $N\text{-}NH_4^+$ - amoniakálny dusík, $N\text{-}NO_3^-$ - dusičnanový dusík, Nan – anorganický dusík, Nt – celkový dusík, S – obsah výmenných báz, T – výmenná sorpčná kapacita, V – stupeň sorpčnej nasýtenosti

***Pokus B*** *bol realizovaný na jednom pôdnom type - Fluvizem modálna. Herbicídne varianty boli obdobné ako v pokuse A. Miesto výživových variantov sme tu zaradili 5 variantov s aplikáciou mikrobiálnych preparátov, ktorých prehľad vrátane dávkovania je súčasťou hodnotiacej tabuľky 4. Pokus B bol nádobový pokus s rovnakým trvaním jako pokus A.*

Popri reziduálnych analýzach sme pre sledovanie intenzity pôdnej a mikrobiologickej aktivity stanovili ukazovate

**C** % – uhlík organický (odmerná analýza, medza stanovenia 0,10, neistote merania 6 %)

**N** % – dusík celkový (odmerná analýza, medza stanovenia 0,01, neistote merania 6 %)

**Pomer C : N** - výpočet

**CPM** – celkový počet mikroorganizmov (kultivačná metóda, STN ISO 4833, neistota merania 40 %)

## Výsledky a diskusia

*Z hodnotenia dosiahnutých výsledkov (tab.3) možno konštatovať, že sledované parametre boli podľa pôdnych typov a založených herbicídnych a výživových variantov výrazne diferencované. Z výsledkov vyplýva, že najvýrazneší rozdiel vo variancii sme zaznamenali pri ukazovateli celkový počet mikroorganizmov a to na oboch pôdnych typoch. Rozdiely medzi minimálnymi a maximálnymi hodnotami tu boli až dvojrádové, čo sa markantnejšie prejavilo na fluvizemi modálnej.*

**Tabuľka 2** Pôdne parametre pokusu A (stav po ukončení pokusu)

| **Herbicídny variant** | **Corg.** % | **Ncel.** % | **pomer C : N** | **CPM** | **Corg.** % | **Ncel.** % | **pomer C : N** | **CPM** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Pôdny typ** | **FMG** | | | | **FMm** | | | |
| **Variant výživy** | | | | | **intenzívna výživa NPK** | | | |
| acetochlor | 2,41 | 0,29 | 8,46 | 640000 | 1,18 | 0,15 | 7,76 | 33000000 |
| dicamba | 2,34 | 0,32 | 7,41 | 17000000 | 1,21 | 0,14 | 8,49 | 27000000 |
| S-metolachlor | 2,43 | 0,37 | 6,55 | 210000 | 1,12 | 0,14 | 7,87 | 32000000 |
| clopyralid | 2,34 | 0,32 | 7,37 | 2700000 | 1 | 0,15 | 6,61 | 28000000 |
| sulfosulfuron | 2,29 | 0,31 | 7,47 | 15000000 | 0,95 | 0,14 | 6,72 | 12000000 |
| metribuzin | 2,21 | 0,31 | 7,23 | 2800000 | 0,97 | 0,14 | 6,86 | 9400000 |
| terbuthylazine | 2,11 | 0,3 | 6,92 | 1800000 | 1,1 | 0,14 | 7,74 | 230000000 |
| **Variant výživy** | | | | | **aktivátor 1 - Ekokondit** | | | |
| acetochlor | 2,06 | 0,3 | 6,77 | 3100000 | 0,98 | 0,15 | 6,46 | 19000000 |

| | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| dicamba | 2,09 | 0,34 | 6,19 | 2000000 | 0,94 | 0,13 | 7,1 | 6300000 |
| S-metolachlor | 2,54 | 0,33 | 7,81 | 2000000 | 0,9 | 0,12 | 7,4 | 12000000 |
| clopyralid | 2,18 | 0,34 | 6,44 | 3600000 | 0,97 | 0,14 | 6,84 | 170000000 |
| sulfosulfuron | 2,19 | 0,33 | 6,71 | 19000000 | 1,04 | 0,12 | 8,58 | 3900000 |
| metribuzin | 2,28 | 0,34 | 6,79 | 18000000 | 1,1 | 0,14 | 7,73 | 1900000 |
| terbuthylazine | 2,11 | 0,29 | 7,19 | 23000000 | 1 | 0,14 | 7,09 | 8500000 |
| akt.1 bez herb. K10 | 2,12 | 0,33 | 6,5 | 24000000 | 1,01 | 0,14 | 7,16 | 4500000 |
| **Variant výživy** | | | | **aktivátor 2 - Kondit** | | | | |
| acetochlor | 2,19 | 0,34 | 6,52 | 13000000 | 1,12 | 0,15 | 7,36 | 90000000 |
| dicamba | 2,28 | 0,22 | 10,35 | 66000000 | 1,04 | 0,12 | 8,53 | 3400000 |
| S-metolachlor | 2,42 | 0,31 | 7,68 | 21000000 | 1,09 | 0,15 | 7,17 | 5900000 |
| clopyralid | 2,06 | 0,35 | 5,93 | 3200000 | 0,92 | 0,13 | 6,95 | 4100000 |
| sulfosulfuron | 2,01 | 0,31 | 6,59 | 2600000 | 0,9 | 0,12 | 7,36 | 5200000 |
| metribuzin | 2,3 | 0,27 | 8,41 | 5400000 | 0,91 | 0,13 | 6,93 | 3000000 |
| terbuthylazine | 2,36 | 0,24 | 9,73 | 11000000 | 0,93 | 0,13 | 7,03 | 5000000 |
| akt.2 bez herb.K80 | 2,21 | 0,27 | 8,1 | 7900000 | 1,08 | 0,13 | 8,16 | 3500000 |
| **Variant výživy** | | | | **kontrola bez výživy - Ø** | | | | |
| acetochlor | 2,06 | 0,26 | 7,81 | 7700000 | 1,05 | 0,15 | 6,87 | 19000000 |
| dicamba | 2,3 | 0,28 | 8,28 | 10000000 | 1,04 | 0,14 | 7,31 | 2900000 |
| S-metolachlor | 2,44 | 0,29 | 8,42 | 8400000 | 0,87 | 0,13 | 6,63 | 150000000 |
| clopyralid | 2,24 | 0,29 | 7,75 | 14000000 | 0,91 | 0,11 | 8,14 | 2100000 |
| sulfosulfuron | 2,43 | 0,29 | 8,4 | 14000000 | 0,74 | 0,14 | 5,19 | 4500000 |
| metribuzin | 2,16 | 0,27 | 8,07 | 13000000 | 1 | 0,15 | 6,58 | 14000000 |
| terbuthylazine | 2,24 | 0,29 | 7,74 | 6000000 | 1,04 | 0,13 | 7,83 | 47000000 |
| **Deskriptívne ukazovatele** | | | | | | | | |
| max | 2,54 | 0,37 | 10,35 | 66000000 | 1,21 | 0,15 | 8,58 | 230000000 |
| min | 2,01 | 0,22 | 5,93 | 210000 | 0,74 | 0,11 | 5,19 | 1900000 |
| max-min | 0,53 | 0,15 | 4,42 | 65790000 | 0,47 | 0,04 | 3,39 | 228100000 |
| priemer | 2,25 | 0,30 | 7,52 | 11268333 | 1,00 | 0,14 | 7,28 | 31903333 |
| variancia (%) | 23,59 | 49,45 | 58,78 | 584 | 46,83 | 29,34 | 46,56 | 715 |
| **Priemery podľa variantov výživy a herbicídne neošetrená kontrola** | | | | | | | | |
| Ø NPK | 2,30 | 0,32 | 7,34 | 5735714 | 1,08 | 0,14 | 7,44 | 53057143 |
| Ø K1 (bez K10) | 2,21 | 0,32 | 6,84 | 10100000 | 0,99 | 0,13 | 7,31 | 31657143 |
| Ø K8 (bez K80) | 2,23 | 0,29 | 7,89 | 17457143 | 0,99 | 0,13 | 7,33 | 16657143 |
| Ø kontr. bez výž. **Ø** | 2,27 | 0,28 | 8,07 | 10442857 | 0,95 | 0,14 | 6,94 | 34214286 |
| **Kontr. variant K** | 2,44 | 0,31 | 7,91 | 1800000 | 1,06 | 0,15 | 6,97 | 8500000 |

**Tabuľka 4** Pôdne parametre pokusu B (stav po ukončení pokusu)

| **Varianty parameter** | **/ Corg. %** | **Ncel. %** | **pomer C : N** | **CPM** | **Corg. %** | **Ncel. %** | **pomer C : N** | **CPM** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **EM** (600 l.ha$^{-1}$) | | | | **AZOTER** (10 l.ha$^{-1}$) | | | |
| acetochlor | 0,92 | 0,13 | 6,98 | 350000000 | 1 | 0,14 | 7,07 | 370000000 |
| dicamba | 0,95 | 0,13 | 7,22 | 290000000 | 1,23 | 0,14 | 8,76 | 380000000 |
| S-metolachlor | 0,99 | 0,13 | 7,45 | 220000000 | 1,02 | 0,13 | 7,78 | 980000000 |
| clopyralid | 1,04 | 0,14 | 7,27 | 77000000 | 0,92 | 0,13 | 7,01 | 15000000 |
| sulfosulfuron | 1,17 | 0,14 | 8,26 | 180000000 | 1,15 | 0,14 | 8,17 | 5500000 |
| metribuzin | 0,84 | 0,12 | 6,95 | 7900000 | 1,07 | 0,13 | 8,21 | 3000000 |
| terbuthylazine | 1,02 | 0,14 | 7,27 | 330000000 | 0,94 | 0,15 | 6,21 | 4200000 |
| | **BACTOFIL A** (1 l.ha$^{-1}$) | | | | **PHYLAZOL** (10 l.ha$^{-1}$) | | | |
| acetochlor | 0,96 | 0,13 | 7,36 | 3100000 | 1,11 | 0,15 | 7,38 | 22000000 |
| dicamba | 0,94 | 0,13 | 7,17 | 1900000 | 1,14 | 0,15 | 7,54 | 5000000 |
| S-metolachlor | 1,09 | 0,15 | 7,15 | 2000000 | 1,01 | 0,13 | 7,74 | 8300000 |

| | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| clopyralid | 1,07 | 0,14 | 7,56 | 4500000 | 1,05 | 0,14 | 7,44 | 16000000 |
| sulfosulfuron | 1,08 | 0,14 | 7,62 | 2900000 | 1,15 | 0,14 | 8,12 | 7400000 |
| metribuzin | 0,97 | 0,14 | 6,88 | 3600000 | 1,08 | 0,11 | 9,67 | 22000000 |
| terbuthylazine | 1,07 | 0,16 | 6,63 | 10000000 | 1,15 | 0,14 | 8,15 | 20000000 |
| | | **BACTOFIL B** (1 l.ha$^{-1}$) | | | **Priemery podľa variantov mikrob.prípravkov** | | | |
| acetochlor | 1,01 | 0,13 | 7,66 | 24000000 | | | **EM** | |
| dicamba | 0,98 | 0,13 | 7,48 | 200000000 | 0,99 | 0,13 | 7,34 | 207842857 |
| S-metolachlor | 1,03 | 0,15 | 6,81 | 4100000 | | | **AZOTER** | |
| clopyralid | 1,02 | 0,13 | 7,76 | 5500000 | 1,04 | 0,14 | 7,60 | 251100000 |
| sulfosulfuron | 0,91 | 0,14 | 6,44 | 16000000 | | | **BACTOFIL A** | |
| metribuzin | 1,16 | 0,15 | 7,63 | 10000000 | 1,03 | 0,14 | 7,20 | 4000000 |
| terbuthylazine | 1,09 | 0,14 | 7,66 | 9600000 | | | **PHYLAZOL** | |
| **Kontrola bez bakteriálneho prípravku** | | | | | 1,10 | 0,14 | 8,01 | 14385714 |
| | | | | | | | **BACTOFIL B** | |
| **Fluvizem mod.** | 1,06 | 0,15 | 6,97 | 8500000 | 1,03 | 0,14 | 7,35 | 38457143 |

Uplatnenie biologickej aktivity mikroorganizmov so značným a v mnohých prípadoch dominantným významom pri premenách a degradácii pesticídov v pôde závisí od týchto podmienok:

prítomnosť organizmu metabolizujúceho pesticíd, prípadne schopnosť prispôsobiť sa a vyvíjať sa v pôde,

preparát, ktorý má byť rozložený, musí byť pre mikrobiálny rozklad vo vhodnej forme,

fyzická dostupnosť preparátu pre mikroorganizmy,

pesticíd musí byť schopný indukovať tvorbu špecifických enzýmov,

podmienky prostredia musia byť priaznivé pre rozvoj a biochemickú aktivitu mikroorganizmov.

Ak niektorá podmienka nie je splnená, nemôže nastať mikrobiálna premena pesticídov v pôde. Schopnosť rozkladať pesticídy majú baktérie, aktinomycéty i huby a to rôzni zástupcovia rodov Achromobacter, Arthrobacter, Agrobacterium, Bacillus, Corynebacterium, Nocardia, Rhodococcus, Streptomyces, Micromonospora, Trichoderma, Alternaria, Aspergillus, Penicillium, Pseudomonas, Saccharomyces, Fusarium a niektoré bazídiomycéty.

## Záver

*Perzistenciu pesticídov v pôde možno čiastočne ovplyvniť úpravou podmienok prostredia pre priaznivý vývoj vhodných druhov alebo skupín mikroorganizmov. Vhodné osevné postupy, obrábanie pôdy, závlahy, správny systém hnojenia a pod., vedú k zvýšeniu aktivity komplexnej pôdnej biocenózy vrátane aktivity mikróbov, ktoré sa zúčastňujú na premenách pesticídov v pôde.*

## Literatúra

**PORVAZ, P.:** Možnosti využitia a produkčné parametre *Miscanthus sinensis* A. In: Biotechnologie 2006, Brno, 2006

**TÓTH, Š.:** Osud pesticíd v prírodnom prostredí. JUROV, Michalovce, 2001, 80 s. ISBN 80-968589-8-X

Predkladaný príspevok je spracovaný na základe výsledkov riešenia projektu apvv27-035504 „Parametrizácia rizikových faktorov využívania herbicídov v agroenvironmentálnych podmienkach Slovenska“

Submitted proceeding was made on the ground of project APVV 27-035504 „Parametrisation of risk factors at herbicidal application in agroenvironmental conditions of Slovakia“