

12. PEDOLOGICKÉ DNY

na téma:

„Antropogenní zatížení půd“

SBORNÍK PŘÍSPĚVKŮ



Kostelec nad Černými lesy,
16. – 17.9.2008

Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta agrobiologie, potravinových a
přírodních zdrojů, Katedra pedologie a ochrany půd
Česká pedologická společnost



12. PEDOLOGICKÉ DNY

na téma:

„Antropogenní zatížení půd“

1. Eroze půd
2. Kontaminace půd
3. Pedokompakce
4. Sealing
5. Snížení biodiverzity půd

SBORNÍK PŘÍSPĚVKŮ

**Kostelec nad Černými lesy,
16. – 17.9.2008**

Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta agrobiologie, potravinových a
přírodních zdrojů, Katedra pedologie a ochrany půd
Česká pedologická společnost



12. PEDOLOGICKÉ DNY

na téma:

„Antropogenní zatížení půd“

1. Eroze půd
2. Kontaminace půd
3. Pedokompakce
4. Sealing
5. Snížení biodiverzity půd

SBORNÍK PŘÍSPĚVKŮ

Kostelec nad Černými lesy, 2008

Editoři: Marcela Rohošková
Ondřej Jakšík

Vydala: © Česká zemědělská univerzita v Praze, 2008
ISBN: 978-80-213-1879-3

OBSAH

Vývoj půdní struktury po zapravení štěpky z vinné révy B. Badalíková, J. Červinka.....	1
Srovnání půdních vlastností pod bukovým a smrkovým lesem a travním porostem v oblasti Krušných hor M. Batysta, K. Holásková, L. Pavlů, A. Nikodem, O. Drábek, L. Borůvka.....	5
Vliv eroze na změnu vlastností černozemě vybrané lokality M. Brtnický, V. Vlček, P. Kučerová, E. Pokorný.....	10
Fytoextrakční účinnost rostlin pěstovaných na půdě kontaminované rizikovými prvky J. Čechmánková, R. Vácha, J. Skála, V. Horváthová, P. Kuba.....	17
Větrná eroze na těžkých půdách J. Dufková.....	24
Obsah a kvalita půdní organické hmoty a vybrané biologické vlastnosti u černozemí karbonátových na Moravě J. Foukalová, V. Vlček, V. Petrášová, E. Pokorný.....	30
Speciace těžkých kovů v městských půdách I. Galušková, L. Borůvka.....	37
Kontaminace půd chráněných území ČR J. Janderová, J. Petruš, J. Sedláček.....	43
Úvod do problematiky ekonomického ocenění znehodnocených půd J. Janků.....	45
Dopad antropizácie na vývoj degradácie pôd podľa ich ohrožení J. Kobza.....	51
Funkce půdy při ochraně podzemních vod před kontaminací pesticidy R. Kodešová, V. Kodeš, L. Brodský, M. Kočárek, M. Rohošková, V. Penížek, O. Drábek, J. Kozák.....	56
Vliv půdní struktury na transport chlorotoluronu v různých horizontech třech půdních typů R. Kodešová, N. Vignozzi, M. Rohošková, T. Hájková, M. Kočárek, M. Pagliai, J. Kozák, J. Šimůnek.....	60
Vyhodnocení sorpce chlortoluronu, prometrinu, metribuzinu a terbuthylazinu v půdách ČR M. Kočárek, R. Kodešová, H. Pijálková, O. Drábek, J. Kozák, V. Kodeš.....	66
Soil variability of heavy metals in soil with limited management at different levels of resolution J. Kopáč, L. Borůvka.....	72
Ekologické zatížení hadcových půd P. Krám, F. Oulehle, V. Štědrá, J. Hruška.....	77
Laboratory sampling of multiphase liquid transport S. Matula, A. Kabát, K. Špongrová.....	83

Půdní vlastnosti pod vlivem kyselé depozice v lesních porostech na Dražanské vrchovině	
L. Menšík, T. Fabiánek, M. Remeš, J. Kulhavý.....	91
Mobilita síranů v kyselých lesních půdách v oblasti Jizerských a Novohradských hor	
A. Nikodem, R. Kodešová, O. Drábek, L. Borůvka, P. Vokurková.....	98
SLEDOVÁNÍ KVALITY HUMUSU A RESPIRACE U VYBRANÝCH SUBTYPŮ KAMBIZEMÍ	
V. Petrášová, L. Pospíšilová, J. Foukalová, E. Pokorný.....	105
Restoration of the surface humus at reforesting the agricultural lands – School Training Forest Kostelec n. Č. I. example	
V. Podrázský, J. Remeš, V. Hart.....	111
Biodiverzita v půdním prostředí a její ovlivnění zemědělskými praktikami	
B. Šarapatka, I. H. Tuf, V. Laška, J. Mikula a J. Petr.....	120
Půda v urbanizované krajině, fenomén „soil sealing“	
J. Sobocká.....	126
APPLICATION AND USE OF THE MINIDISC INFILTRMETER	
K. Špongrová, M. Miháliková, S. Matula.....	134
Použití metody sekvenční extrakce pro zjištění vazby antimonu v kontaminovaných půdách	
V. Tejnecký, V. Ettler, M. Mihaljevič, O. Šebek.....	139
Srovnání infiltrační schopnosti na různých druzích půd	
M. Vičanová, T. Mašíček, M. Tichá, F. Toman.....	145
Vliv eroze na klasifikaci půd na lokalitě Chvalkovice na hané	
V. Vlček, M. Brtnický, P. Kučerová, E. Pokorný.....	151
Prostorové vymezení koluvizemí digitálním mapováním v černozemních oblastech	
T. Zádorová, V. Penížek.....	157
Diverzita půd v CHKO Krivoklátsko	
A. Žigová, M. Šťastný, J. Krejčová, L. Koptíková.....	164

VÝVOJ PŮDNÍ STRUKTURY PO ZAPRAVENÍ ŠTĚPKY Z VINNÉ RÉVY

Barbora Badalíková¹, Jan Červinka²

¹Výzkumný ústav pícninářský, spol. s r.o., Zahradní 1, 664 41 Troubsko,
e-mail: badalikova@vupt.cz

²Mendlova zemědělská a lesnická universita v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno

Úvod

Strukturotvorný proces je mechanické, biologické a fyzikálně-chemické povahy. Z hlediska velikosti pórovitosti a vodostálosti však mají největší význam agregáty vznikající biologickým a fyzikálně-chemickým způsobem. Důležitým faktorem pro udržení příznivého strukturního stavu půdy je přísun organické hmoty do půdy, ať už ve formě posklizňových zbytků, zapravování slámy, zeleného hnojení či hnoje. Tato organická hmota příznivě ovlivňuje strukturotvorný vývoj agronomicky cenných strukturních elementů, které jsou významným přínosem zejména z hlediska potenciální schopnosti pro udržení půdní vláhy i její ochranu před výparem a vodní i větrnou erozí.

Další ovlivňování půdní struktury nastává při různých agrotechnických zásazích. Vhodnost použití určitého zásahu při zpracování půdy nám ukazuje pórovitost strukturních elementů, což je důležitý parametr pro ekologický potenciál půd. V dlouhodobých pokusech studoval Tebrügge a kol. (1994) konzervační zpracování půdy a bezorebné zpracování půdy a zjistil, že větší stabilita půdní struktury, vyšší aktivita mikroorganismů rozkladný proces slámy, vyšší infiltrace a redukce půdní eroze je u bezorebných technologií zpracování půdy.

Zpracování půdy, jak tvrdí Martens (2000), je velmi důležitým faktorem ovlivňujícím strukturní stav půdy. Spolu se zpracováním půdy souvisí zadržování vody v půdě. Gajic a kol. (2004) zjistili, že zavlažování půdy a tedy množství půdní vody ovlivňuje stabilitu makro a mikroagregátů půdní struktury. Pro zachování dobré struktury půdy je důležité množství organické hmoty v půdě, což potvrdil ve své práci i Pulleman (2002) a dobrá struktura půdy dává předpoklad k menší náchylnosti půdy k vodní erozi (Paluszek, 1994).

Materiál a metody

Pokus byl založen na dvou stanovištích ve viniční trati na pozemcích zahradnické fakulty MZLU Lednice v katastru Velké Bílovice (stanoviště 1) a agronomické fakulty MZLU Brno v katastru školního statku Žabčice (stanoviště 2) v kukuřičné výrobní oblasti. Na obou stanovištích proběhlo hodnocení vývoje půdní struktury po zapravení štěpky z vinné révy. Změny ve struktuře půdy byly vyhodnoceny na počátku a na konci vegetačního období. Vzorky půdy ke stanovení byly odebírány ze dvou hloubek 0-0,10 a 0,10-0,20 m. Půdní struktura byla stanovena suchou cestou. K vlastnímu hodnocení kvality struktury půdy byl vypočítán koeficient strukturnosti, který vyjadřuje vztah mezi agronomicky hodnotnými (0,25-10 mm) a méně hodnotnými

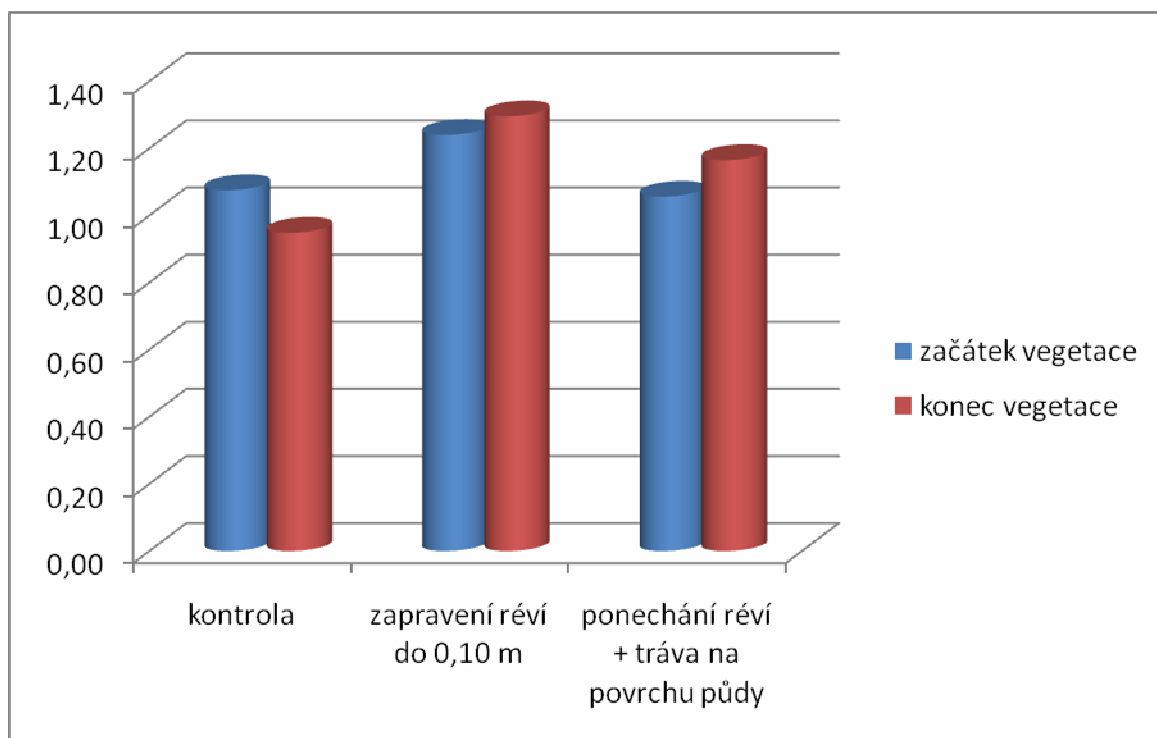
strukturními elementy (>10 a $<0,25$ mm). Pro hodnocení vývoje půdní struktury byly porovnávány tři varianty stejné na obou stanovištích: 1. varianta – kontrolní, bez zapravování réвовého dřeva, 2. varianta – podrcení a zapravení réví do hloubky 0,10 m, 3. varianta – podrcení réví + tráva – ponechání na povrchu půdy. Délka varianty je min. 100 m, šířka varianty je rozteč řádku mezi réвовými keři.

Charakteristika půd: na stanovišti 1 (Velké Bílovice) jsou půdy označeny jako černozemní, zrnitostním složením středně těžké, hlinité až jílovitohlinité, na stanovišti 2 (Žabčice) jsou půdy nivní lehké, hlinitopísčité, značně skeletovité, tvořené většinou drobnějším rozvětralým materiálem.

Výsledky

Počáteční hodnocení půdní struktury je vyjádřeno výslednou hodnotou koeficientu strukturnosti. Průměrné hodnoty ze stanoviště 1 zjištěné na začátku a na konci vegetačního období z jednotlivých variant jsou vyhodnoceny v grafu 1.

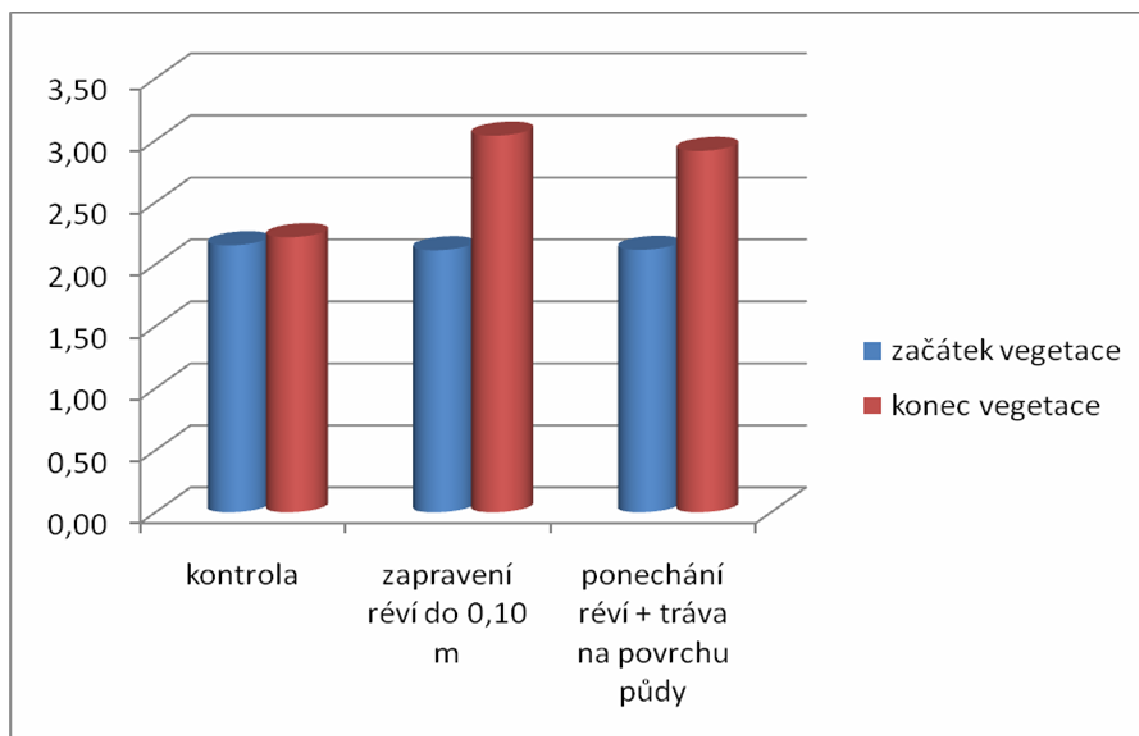
Graf 1: Koeficient strukturnosti u různých variant zpracování réví Velké Bílovice 2008



Z grafu je patrné, že dle koeficientu strukturnosti se během vegetačního období změnila půdní struktura k lepšímu u varianty 2 (podrcené a zapravené réví do 0,10 m) i u varianty 3 (ponechání podrceného réví společně s travním porostem na povrchu půdy). U varianty 2 převažovaly agronomicky hodnotné strukturní elementy v hloubce 0,10-0,20 m, kdežto u varianty 3 převažovaly tyto strukturní elementy v povrchové vrstvě půdy do 0,10 m.

Průměrné hodnoty strukturního koeficientu ze stanoviště 2 jsou vyhodnoceny v grafu 2.

**Garf 2: Koeficient strukturnosti u různých variant zpracování réví
Žabčice 2008**



Na stanovišti 2 došlo k průkaznému zlepšení půdní struktury jak je patrné ze zvýšení koeficientu strukturnosti u variant 2 a 3. Ve srovnání se začátkem vegetačního období došlo koncem vegetačního období ke zlepšení půdní struktury u varianty 2 o 0,93 a u varianty 3 o 0,80. Je tedy zřejmé, že už prvním rokem se projevilo pozitivně zapravení podrceného révového dřeva na půdní struktuře na obou stanovištích. Proto bude zajímavé sledovat tento trend v dalších letech, kdy bude současně sledován vliv na mikrobiální činnost v půdě a celkový živinný stav půdy.

Strukturní stav půdy je výrazně ovlivňován vegetací, způsobem zpracování půdy a hnojením půdy a dodáváním organické hmoty do půdy. Rozhodující úloha v procesu formování půdní struktury je přisuzována aktivnímu působení kořenového systému rostlin přes jeho přímý i nepřímý vliv na tvorbu strukturních agregátů a jejich následnou stabilitu rozloženými kořenovými a dalšími organickými zbytky.

Závěr

Z prvních výsledků sledování vývoje půdní struktury při různých variantách zpracování révového dřeva na různých stanovištích bylo zjištěno, že jeho zapravení má pozitivní vliv na půdní strukturu. Také varianta s ponecháním podrceného révového dřeva společně s trávou na povrchu půdy kladně ovlivnila strukturní stav půdy. Zapravení podrceného réví zvýšilo nejvíce obsah frakcí strukturních elementů 0,5 až 10 mm na úkor obsahu frakcí menších než 0,25 mm a větších jak 10 mm.

Tyto výsledky jsou součástí projektu NAZV MZe ČR pod č. QH82242.

Použitá literatura

- Gajic-B.; Djurovic-N.; Pocuca-V.: Effect of irrigation on soil structure and water stability of aggregates. *Zemljiste i biljka* (Serbia and Montenegro). v. 53(1), 2004, p. 45-54
- Martens-DA: Management and crop residue influence soil aggregate stability. *Journal of Environmental-Quality*. 2000, 29: 3, 723-727
- Paluszek-J.: Influence of water erosion on the structure and water stability of soil aggregates in the lessives soils (HapludalFs) developed from loess. *Roczniki Gleboznawcze* (Poland). *Soil Science Annual*. (1994). v. 45(3-4) p. 21-31
- Pulleman-M.: Interactions between soil organic matter dynamics and soil structure as affected by farm management. Wageningen (Netherlands). Wageningen Univ. 2002, 146 p.
- Tebrügge-F; Gross-U; Borin-M (ed.); Sattin-M.: Interrelation of tillage intensity and the environment. In *Proceedings of the third congress of the European Society for Agronomy*, Padova University, Abano-Padova, Italy, 1994, 842-843

SROVNÁNÍ PŮDNÍCH VLASTNOSTÍ POD BUKOVÝM A SMRKOVÝM LESEM A TRAVNÍM POROSTEM V OBLASTI KRUŠNÝCH HOR

Marek Batysta, Kateřina Holásková, Lenka Pavlů, Antonín Nikodem,
Ondřej Drábek, Luboš Borůvka

*Katedra pedologie a ochrany půd, FAPPZ, Česká zemědělská univerzita v Praze,
Kamýčká 129, Praha 6 – Suchbátka, 165 21, batysta@af.czu.cz*

Úvod

Vzhledem ke koncentraci ložisek hnědého uhlí, elektráren a chemického průmyslu v podkrušnohorských pánvích byla oblast Krušných hor vystavena výrazné imisní zátěži. Tato oblast byla postižena velkoplošným odumíráním lesních porostů, zvláště smrkových monokultur. Po výrazné redukci emisí od konce 80. let a poklesu koncentrací SO_2 v ovzduší docházelo k dalšímu poškození. Příčinou byla zřejmě dlouhodobá půdní acidifikace vedoucí k ochuzení půd o významné biogenní prvky (Ca, Mg), okyselení půd a následné zvýšení koncentrací volného toxického monomerního hliníku (Al^{3+}).

Odlesněné vrcholové partie byly velice rychle osídleny porosty trav a vznikly charakteristické imisní holiny. Řadu let dochází ke snahám o nápravu a o hlubší pochopení tohoto stavu.

Pokles acidifikace půd je dlouhodobý proces. Důležitým se jeví prozkoumání zasažených oblastí a určení oblastí relativně méně poškozených a tím výsledování přirozených faktorů, které okyselování půd účinně zabraňují. Travní vegetace může ve srovnání s dřevinami měnit půdní faktory mnohem efektivněji díky vysoké primární produkci, kratší době obratu biomasy a nižšímu zachycování suché depozice.

Cílem této práce je porovnání vlastností půd imisních holin a přilehlých zachovalých lesních porostů v oblasti Krušných hor a dále pak zhodnocení vlivu travních porostů na případné změny chemismu půd.

Materiál a metody

Odběr půdních vzorků byl proveden v přírodním parku Východní Krušné hory. Stanoviště tvořila dvě skupiny (Skupina 1: trvalý travní porost (TTP) a bukový les, Skupina 2: imisní holina a smrkový les). Celkem bylo odebráno 63 vzorků na 12 lokalitách. Na lokalitě holina byl půdním typem podzol, na ostatních lokalitách kambizem dystrická.

U odebraných vzorků byly stanoveny základní půdní charakteristiky ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, pH_{KCl} , kationtová výměnná kapacita (KVK), nasycení sorpčního komplexu (V), kvalita a množství humusu) a dále pak vodou rozpustné ($\text{Al}_{\text{H}_2\text{O}}$) a výměnné formy hliníku (Al_{KCl}). Speciálně Al byla stanovena metodou HPLC/IC.

Byly určeny základní statistické charakteristiky, korelace a analýza rozptylu na hladině významnosti 0,05.

Výsledky

Průměrné hodnoty základních půdních charakteristik po jednotlivých horizontech na čtyřech sledovaných stanovištích shrnují tabulky 1 a 2.

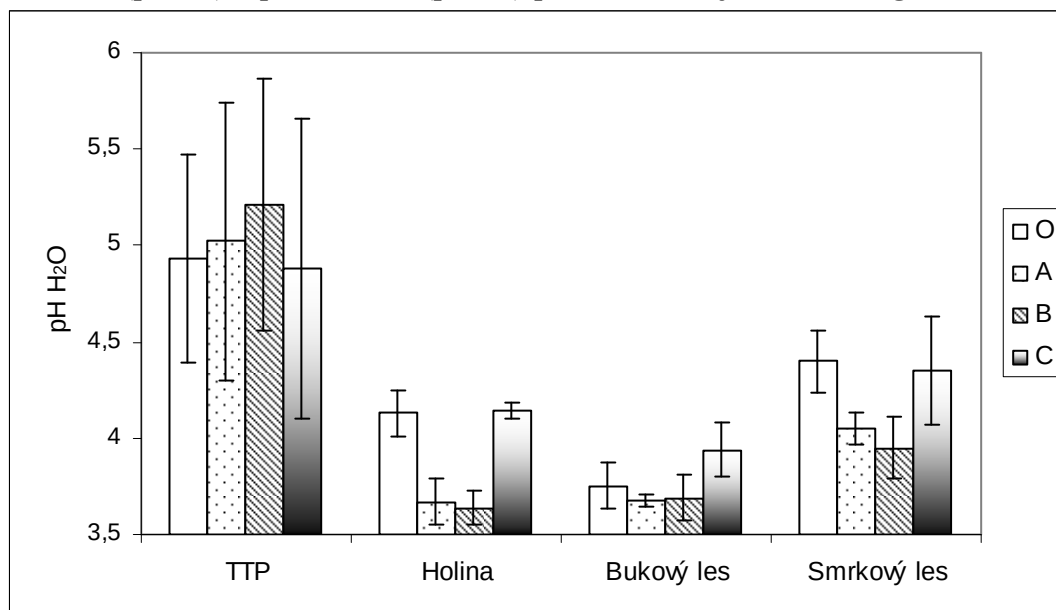
Tab. 1: Průměrné hodnoty půdních charakteristik na trvalém travním porostu a na holině po jednotlivých horizontech.

Lokalita	TTP					Holina				
Horizont	O	Ad	Bv	B/C	C	O	Ad	Ep	B	C
pH _{H2O}	4,93	5,02	5,21	5,26	4,88	4,13	3,67	3,63	3,64	4,14
pH _{KCl}	4,38	44,40	4,54	4,36	4,13	3,59	2,95	3,08	3,11	3,84
Q _{4/6}	6,61	4,87	5,81	7,62	9,30	7,82	8,22	5,19	7,91	7,38
% humusu	8,65	7,06	4,37	2,75	2,37	52,41	47,56	3,24	4,75	1,78
KVK (mmol(+)/100g)	20,25	16,75	16,50	14,58	14,83	93,81	72,92	10,69	17,17	12,75
V (%)	37,04	35,38	52,50	54,33	-	4,87	-	-	3,99	16,24

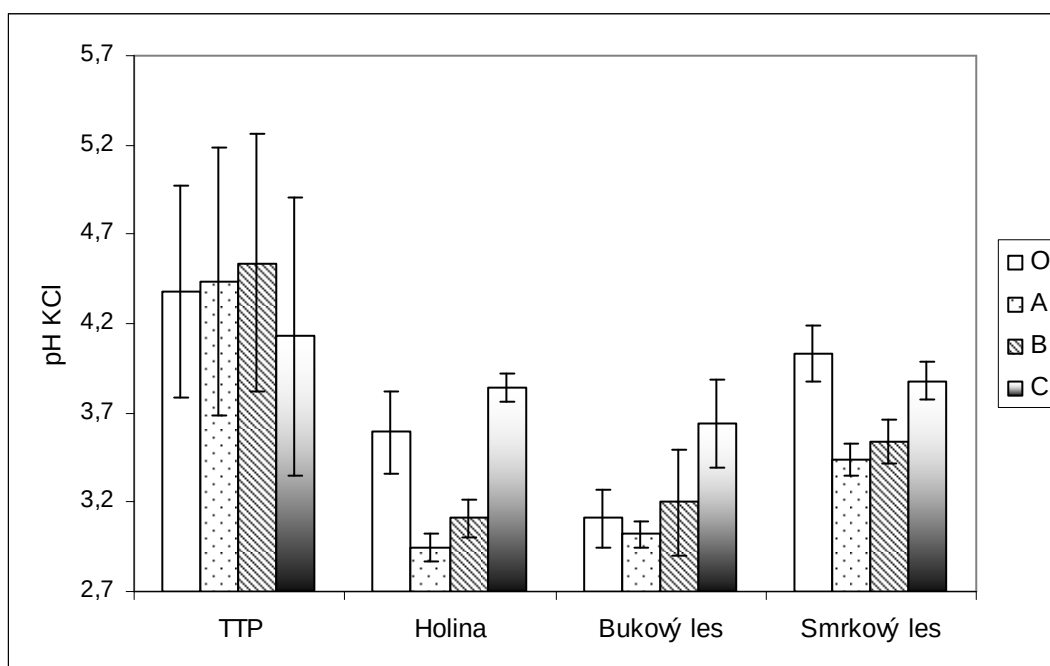
Tab. 2: Průměrné hodnoty půdních charakteristik v bukovém a smrkovém lese po jednotlivých horizontech.

Lokalita	Les buk				Les smrk			
Horizont	O	Ah	Bv	C	O	Ah	Bv	C
pH _{H2O}	3,75	3,68	3,69	3,94	4,40	4,05	3,95	4,35
pH _{KCl}	3,11	3,02	3,20	3,63	4,03	3,44	3,54	3,88
Q _{4/6}	8,47	26,96	14,82	9,65	6,19	5,80	5,36	6,86
% humusu	40,10	22,44	11,75	3,99	44,00	30,22	6,67	4,02
KVK (mmol(+)/100g)	80,44	54,00	32,25	17,08	88,75	56,75	17,42	14,00
V (%)	47,22	59,97	25,71	2,06	44,06	28,67	2,82	20,65

Aktivní (pH_{H2O}) a potenciální (pH_{KCl}) půdní reakce je shrnuta v grafech č. 1 a 2.

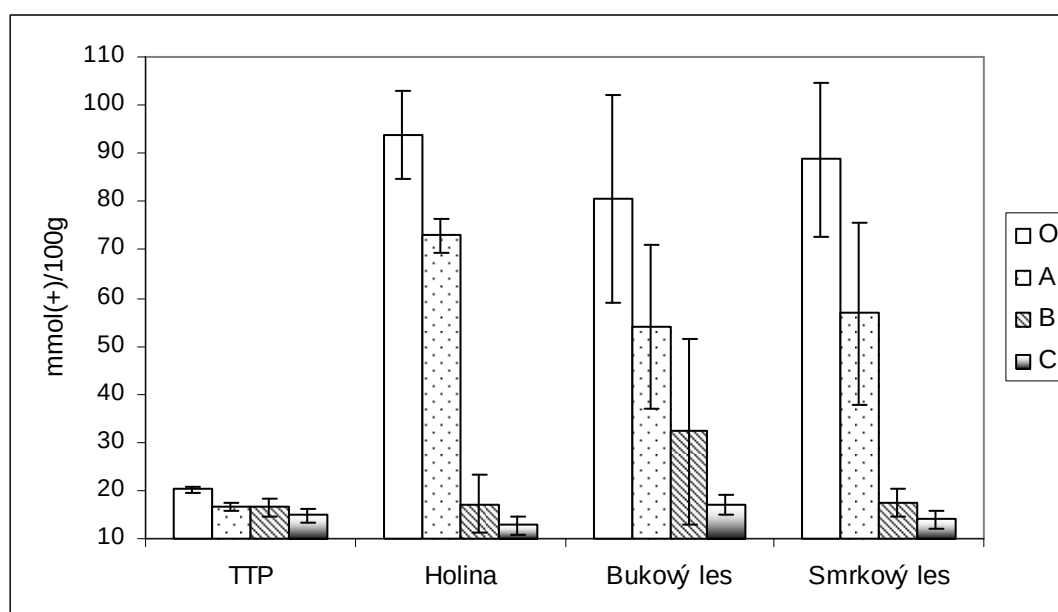


Graf 1: Porovnání průměrných hodnot pH_{H2O} na jednotlivých stanovištích podle horizontů.



Graf 2: Porovnání průměrných hodnot pH_{KCl} na jednotlivých stanovištích podle horizontů.

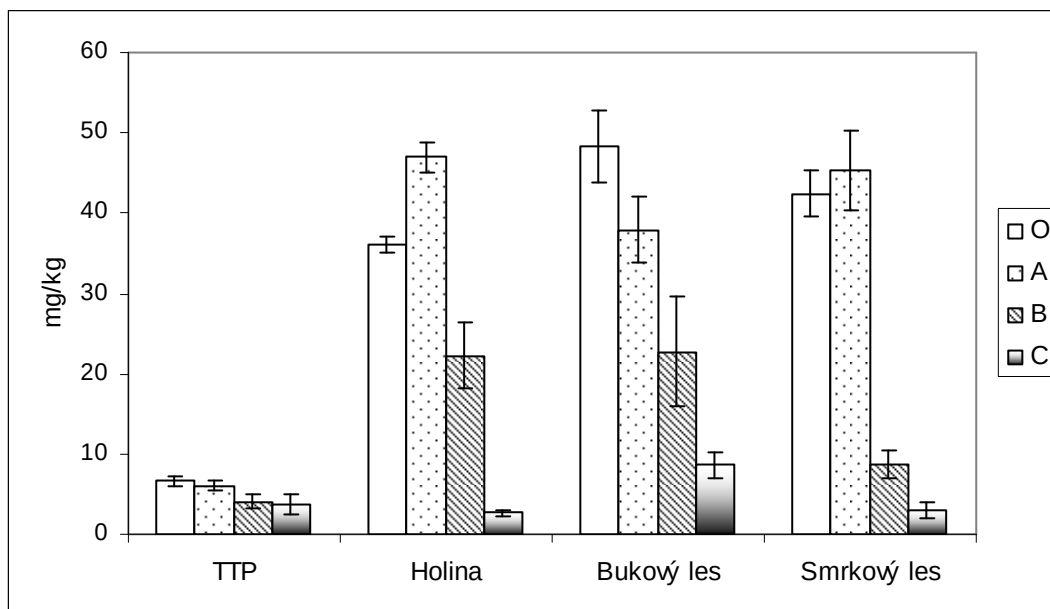
Z uvedených grafů je patrné, že bukový les a holina měly kyselější aktivní půdní reakci než smrkový les a výrazně kyselější reakci než trvalý travní porost. Kromě TTP jsou hodnoty půdní reakce v horizontu O zřejmě ovlivněny vápněním, v organominerálních (A) a podpovrchových (B) horizontech stále přetrvává velmi nízké pH, které mírně vzrůstá až v horizontu C.



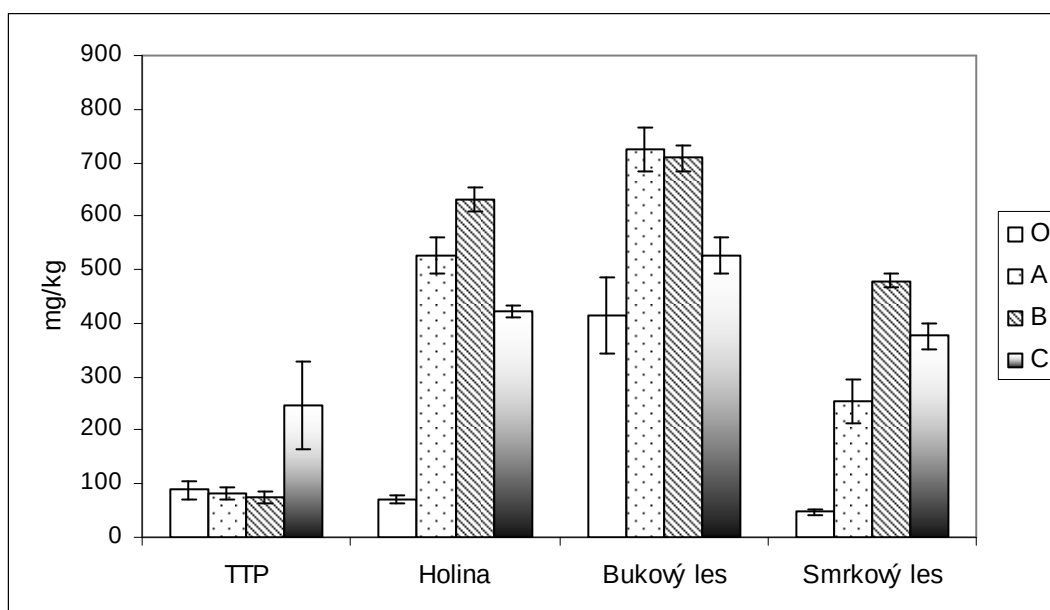
Graf 3: Porovnání průměrných hodnot KVK na jednotlivých stanovištích podle horizontů.

Kationtová výměnná kapacita koresponduje s obsahy humusu na jednotlivých stanovištích. Vyšší obsah humusu v půdě poskytuje více sorpčních míst a tím i lepší schopnost poutat kationty. Na sledovaných stanovištích byly zjištěny obdobné hodnoty KVK, kromě TTP, kdy byly tyto hodnoty výrazně nižší.

Poslední dva grafy (č. 4 a 5) ukazují celkový obsah jednotlivých forem hliníku, zjištěných metodou HPLC ve vodném extraktu a v extraktu 0,5M KCl.



Graf 4: Porovnání celkového obsahu HPLC/IC forem hliníku ve vodném extraktu na jednotlivých stanovištích podle horizontů.



Graf 5: Porovnání celkového obsahu HPLC/IC forem hliníku v extraktu 0,5M KCl na jednotlivých stanovištích podle horizontů.

Obsah vodorozpustných forem Al byl nejnižší na TTP. Podobně nízký zde byl i obsah výměnných forem hliníku, což odpovídá zjištěné nízké KVK na tomto stanovišti. Obsah výměnných forem Al byl nízký u organického horizontu na holině a ve smrkovém lese a relativně (oproti ostatním horizontům) nízký v bukovém lese.

Vyšší obsahy Al_{KCl} v horizontech C mohou být vysvětleny vlivem mateční horniny. Převažující obsahy Al v horizontech A a B na všech lokalitách (kromě TTP) svědčí o potenciálním nebezpečí uvolňování toxických forem hliníku do půdního roztoku při změně půdních vlastností a to hlavně při okyselení půdy.

Závěr

Při zpracování výsledků naší práce byl analýzou rozptylu prokázán vliv stanoviště na půdní vlastnosti. Zejména byl zjištěn vliv travního porostu na tyto půdní charakteristiky: pH, obsah humusu, KVK, obsah vodorozpustného a výměnného Al^{3+} , a to hlavně v organických a organominerálních horizontech. Tyto charakteristiky, kromě obsahu humusu a KVK, vykazovaly lepší vlastnosti právě pod trvalým travním porostem. Nižší obsah humusu a nižší KVK může být důsledkem vápnění, které zvýšilo mineralizaci humusu a tím snížilo sorpční kapacitu ve svrchních horizontech. Holina měla prokazatelně vyšší obsah humusu a vyšší KVK než lesní stanoviště, což mimo jiné potvrzuje vlastnosti půdního typu podzol a odpovídá zjištěné kyselé půdní reakci. V horizontu O byla prokazatelně kyselejší půdní reakce v bukovém než ve smrkovém lese. Vliv buku se v těchto podmínkách jeví spíše jako negativní. V případě vodorozpustného a výměnného Al^{3+} je těžké stanovit jednotný řídicí mechanismus vlivu lesních porostů a imisní holiny. Výsledky byly ovlivněny tím, že na porovnávané půdní vlastnosti imisní holiny měl rozhodující vliv její půdní typ (podzol). Korelací a regresí byly nalezeny průkazné závislosti některých půdních vlastností. Byly prokázány různé těsné závislosti některých forem hliníku na půdní reakci a obsahu humusu.

Tato práce potvrdila pozitivní vliv travních společenstev na půdní reakci, obsah vodorozpustných HPLC/IC forem Al a částečně i na obsah výměnných forem Al a to hlavně ve svrchních horizontech (organických a organominerálních). Nižší KVK může mít za následek sníženou pufrací schopnost půdy. Na imisní holině nebyl potvrzen pozitivní vliv porostu třtiny na půdní reakci a jiné půdní charakteristiky. Nebyly potvrzeny ani lepší půdní vlastnosti v bukovém porostu, jehož předpokládaný pozitivní vliv byl v tomto případě zřejmě snížen nepříznivými klimatickými podmínkami stanoviště.

Použitá literatura

- Drábek, O., Borůvka, L., Pavlů, L., Nikodem, A., Pírková, I., Vacek, O. (2007): Grass cover on forest clear-cut areas ameliorates some soil chemicals properties. J. Inorg. Biochem. 101, 1224-1233.
- Fiala, K., Tůma, I., Jakrllová, J. (1998): The role of grass ecosystems of defrosted areas in the region affected by air pollution. Ekológia. 17, 241-255.
- Mládková, L., Borůvka, L., Drábek, O. (2005): Soil properties and toxic aluminium forms in acid forest soils as influenced by the type of stands factors. Soil Sci. Plant Nutr. 51, 741-744.

VLIV EROZE NA ZMĚNU VLASTNOSTÍ VYBRANÉ LOKALITY

Martin Brtnický, Vítězslav Vlček, Pavla Kučerová, Eduard Pokorný,

*Ústav agrochemie, půdoznalství, mikrobiologie a výživy rostlin, Agronomická fakulta
Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno.
Martin.Brtnicky@seznam.cz*

Abstrakt:

Pro výzkum vlivu eroze na změnu vlastností černozemě jsme zvolili lokalitu na území Hané, kterou lze považovat za nejúrodnější část České republiky. To je dáno nejen klimatickými podmínkami, ale především tím, že se půdně jedná o nejkvalitnější část území naší republiky. Půdy Hané byly dříve nazývány jako půdy ječmenářské či dukátové. Černozemě jsou vhodné pro u nás pěstované nejnáročnější plodiny jako je cukrovka, pšenice, ječmen, či kukuřice. Vlivem zemědělské výroby za posledních 80 let však dochází na tomto území k degradačním změnám půdních vlastností černozemí. Během intenzifikace zemědělství v minulosti docházelo ke scelování pozemků na svazích, či jinak exponovaných místech, což často vedlo k vytváření erozních forem s mělkým humusovým horizontem. V této práci se zaměřujeme na důsledky způsobené vodní erozí. Na vybraném pozemku nedaleko Chvalkovic na Hané chceme ukázat, k jakým změnám půdních vlastností může díky erozi docházet na svažitých pozemcích s nevyřešenou protierozní ochranou.

Klíčová slova: půdní vlastnosti, černozem, eroze, změny

Úvod:

Půda je jednou ze základních složek životního prostředí. Její stav a kvalita ovlivňuje ostatní složky životního prostředí (mj. kvalitu podzemních a povrchových vod, obsah skleníkových plynů v atmosféře) a nepřímo i zdraví lidí a ekosystémů (kumulace rizikových látek v potravním řetězci). Mnohé lidské aktivity představují významné riziko pro kvalitu půdy. Dalším charakteristickým rysem půdy je její pomalá tvorba a je proto nutno s ní nakládat jako s neobnovitelným přírodním zdrojem, jehož uchování pro budoucí generace je v souladu se směřováním k udržitelné společnosti. Degradace půd se projevuje nižší úrodností, která tak musí být kompenzována zvýšeným přísunem živin, což dále přispívá ke zhoršení biologických vlastností půdy.(URL 4)

Půdní eroze je přírodní proces, probíhající na všech půdách. Činnost člověka ovšem tento proces urychluje. Eroze snižuje mocnost ornice, v extrémních případech je zcela zlikvidována orniční vrstva i podorničí. Omezují se ekologické funkce půdy. Rychleji dochází k poškozování povrchových a podzemních vod. Snižuje se zadržování vody (retence) a regulační funkce půdy v hydrosféře. Omezuje se produkční schopnost půdy tj. schopnost produkce biomasy. Neméně důležité jsou i vedlejší účinky eroze. Jedná se o zanášení toků a nádrží, obohacování vody živinami

atd. V ČR je potenciálně ohroženo přes 50 % půd vodní erozí (Tab. 1). Aktuální vodní erozí je postiženo 40 % orných půd. Větrná eroze poškozuje téměř 10 % orných půd (URL 6). Jak uvádí Hejzman 40 % orných půd je postiženo vodní erozí (URL 5).

Tab. 1: Potenciální ohrožení zemědělské půdy vodní erozí na území ČR (URL 6)

Stupeň ohrožení vodní erozí (t.ha.r-1)		Plocha zemědělské půdy (ha)	%
Velmi slabé ohrožení	méně než 1,6	134 041	3
Slabé ohrožení	1,6 - 3,0	1 094 507	26
Střední ohrožení	3,1 - 4,5	1 054 905	25
Silné ohrožení	4,6 - 6,0	728 972	17
Velmi silné ohrožení	6,1 - 7,5	484 365	11
Extrémní ohrožení	více než 7,5	782 601	18
Součet		4 279 391	100

Vodní eroze je přemístění půdního materiálu na povrchu půdy, přičemž transportní prostředek je voda. Jsou rozlišovány oblasti s převažujícím odnosem a nánosem. (URL 2) Odnos půdy a rozbrázdění povrchu půdy odtékající vodou. Dochází k narušování půdního profilu, k přemísťování splavenin a případně k jejich ukládání. (URL 3) Vznik a průběh erozních procesů je ve většině případů vyvolán přívalovými srážkami, které jsou charakterizovány vysokou intenzitou, krátkou dobou trvání a malou zasaženou plochou. Zvlášť nebezpečné jsou zejména extrémní přívalové deště, s úhrnem srážek nad 20 mm. Povrchový odtok, vznikající z těchto srážek rychle kumuluje a má výrazné erozní a transparentní charakteristiky. V některých může být dominantním erozním faktorem povrchový odtok z tajícího sněhu (URL 1).

Nejvýznamnějšími činiteli jsou: srážky a z nich vznikající povrchový odtok, morfologie území, geologické a půdní poměry, vegetační kryt půdy, způsob využívání půdy (URL 1).

Srážky a povrchový odtok - dopad dešťových kapek s vysokou kinetickou energií (srážky) vede k rozrušení půdních agregátů. Při tomto jevu uvolněné částice půdy jsou v maloplošném rozsahu přemístěny a zhutněny. Při svažitosti terénu a vytrvalých srážkách toto vede k odtoku z povrchu. S odtokem z povrchu jsou transportovány uvolněné půdní částice. Při poklesu rychlosti toku vody (např.: spodní oblasti konkávního svahu) dochází k akumulaci půdních částic.

Důsledky eroze v odnosové oblasti odnosu eroze: zkrácení půdních profilu; snížení podílu humusu a jemných půdních částic; negativní ovlivnění funkcí půdy (např. filtrační, zásobní a akumulační funkce pro živiny a srážkové vody); poškození, vykořenění a zničení kulturních rostlin; odplavení semenného materiálu, hnojiv a ochranných látek pro rostliny.

V nánosové oblasti: koncentrace hnojiv ochranných látek pro rostliny; překrytí rostlin, znečištění a zaplavení dopravních cest, zastavěných ploch a příkopů; transport sedimentů, živin a škodlivých látek do toku.

Opatření, zmírňující erozi

Všechna opatření, která vedou ke zmírnění nebezpečí vodní eroze jsou preventivními opatřeními. K nim patří: Obecná opatření agrotechnická opatření a pěstování plodin; erozi zmírňující metody obdělávání půdy; erozi zmírňující uspořádání pozemku. (URL 2)

Materiál a metody

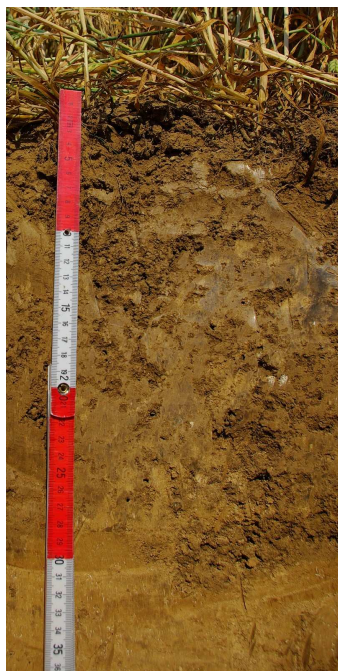
Místo odběru vzorků se nachází u obce Želeč (kat. území Chvalkovice na Hané) a spadá dle Culka (1995) do Prostějovského bioregionu, klimatické oblasti T3. Tato oblast se vyznačuje teplým a mírně vlhkým podnebím s průměrnou roční teplotou 8–9°C a průměrným úhrnem srážek 550–650 mm. Přibližná délka svahu, kde docházelo k odběru vzorků je cca 315 m, a nadmořská výška 226–252 m.n.m.

Po vykopání půdních sond byl v horní části pozemku určen půdní typ regozem karbonátový a v dolní části pozemku koluvizem karbonátový (Němeček, 2001). Půdotvorným substrátem je spraš.

Odběry půdních vzorků probíhal 20.3. 2008. Při odběru vzorků se postupovalo po svahu směrem dolů. Pomocí vrtáku byli vzorky odebrány na 5 místech ve třech hloubkách (0–20cm, 20–40cm, 40–60cm). Sondy byly kopány 3.7. 2008.

Laboratorně byli stanoveny hodnoty pH/KCl, pH/H₂O, obsahu humusu dle Walkley, Black, modifikace Novák, Pelíšek a zrnitosti (pipetovací metoda) (Zbíral,1997).

Obr.1: Regozem karbonátový
červenec 2008



Obr.2: Pohled Koluvizem karbonátový
červenec 2008



Obr.3: Pohled na lokalitu březen 2008



Obr.4: Pohled na lokalitu v úrovni sondy č.2
červenec 2008



Obr.5: Pohled na lokalitu od sondy č.1
červenec 2008



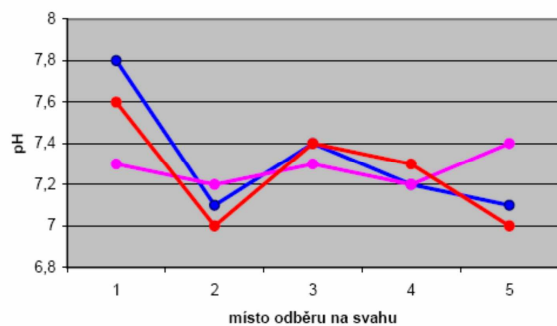
Výsledky:

Obr.6: Barevné rozdíly

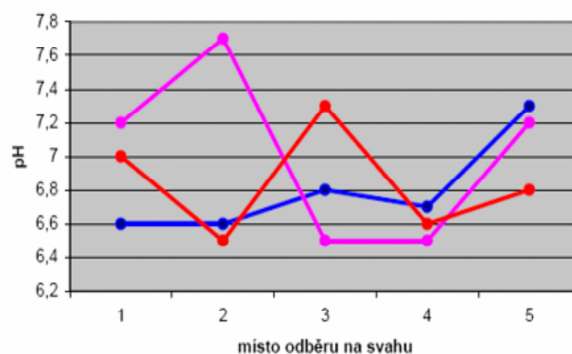


Na základě určených barevných rozdílů lze odvodit, že ze svrchní a střední části svahu (vzorky 1 až 3), byl za působení plošné vodní eroze přemístěn mocný černický povrchový horizont. Posun nastal do spodní části svahu, kde je již černá barva černického horizontu patrná ve všech třech zkoumaných hloubkách.

Graf 1: Hodnoty pH/H₂O – 20.3.2008



Graf 2: Hodnoty pH/KCl – 20.3.2008



V grafech 1 a 2 jsou barevně znázorněny tyto hodnoty (hloubka 0–20 cm modře, 20–40 cm červeně a 40–60 cm růžově).

Z grafického vyhodnocení půdní reakce, lze u aktuální půdní reakce usuzovat, že viditelný pokles je způsoben právě vodní erozí. Vysoké hodnoty jsou způsobeny karbonátovým půdotvorným substrátem (spraš).

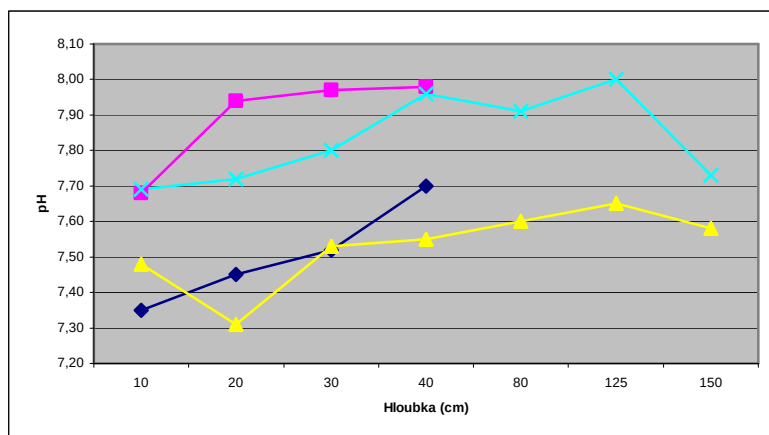
Tab 2: Výsledky analýz – Želeč/1

Vzorek	hloubka (cm)	půdní druh dle Nováka	zrnitostní třída	obsah humusu (%)	pH/KCl	pH/H ₂ O
1 ₁	10	hlinitý	prachovitá hlína	2,00	7,35	7,68
1 ₂	20	hlinitý	prachovitá hlína	1,67	7,45	7,94
1 ₃	30	hlinitý	prachovitá hlína	1,38	7,52	7,97
1 ₄	40	jílovito-hlinitý	prachovito jílovitá hlína	0,50	7,70	7,98

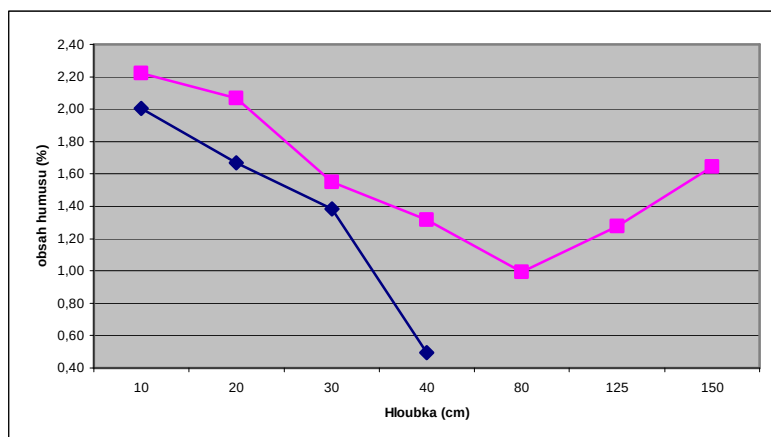
Tab 3: Výsledky analýz – Želeč/2

Vzorek	hloubka (cm)	půdní druh dle Nováka	Zrnitostní třída	obsah humusu (%)	pH/KCl	pH/H ₂ O
2 ₁	10	Hlinitý	Prachovitá hlína	2,22	7,48	7,69
2 ₂	20	Hlinitý	Prachovitá hlína	2,07	7,31	7,72
2 ₃	30	Hlinitý	Prachovitá hlína	1,55	7,53	7,80
2 ₄	40	Hlinitý	Prachovitá hlína	1,32	7,55	7,96
2 ₅	80	Hlinitý	prachovito jílovitá hlína	0,99	7,60	7,91
2 ₆	125	Hlinitý	Prachovitá hlína	1,28	7,65	8,00
2 ₇	150	Hlinitý	Prachovitá hlína	1,64	7,58	7,73

Graf 3: Hodnoty aktuálního a potenciálního pH v sondě 1 a 2 - 3.7. 2008



Graf 4: Hodnoty % obsahu humusu v sondě 1 a 2- 3.7. 2008



V grafu 3 jsou graficky znázorněny tyto hodnoty: aktuální pH sondy č. 1 (růžová), sondy č. 2 (tyrkysová) a potenciální pH sondy č. 1 (modrá), sondy č. 2 (žlutá).

V grafu 4 je sonda č. 1 znázorněna modře a sonda č. 2 růžově.

Závěr

Po vykopání půdních sond v horní a spodní části svahu jsme za půdní typ v horní části svahu určili regozem karbonátovou (vznikla pravděpodobně z černozemě modální) a ve spodní části svahu koluvizem karbonátovou (pravděpodobně původní černice modální). Při pohledu na výsledky půdních analýz z těchto sond je patrný vliv vodní eroze. Při pohledu na graf 4 je zřejmé, že vyšší obsah humusu je ve svrchních 40 cm vyšší ve vzorcích ze sondy nacházející se v dolní části svahu. V cca 100 cm, nastává zvýšení obsahu humusu. Zde tedy můžeme najít pohřbený původní černický horizont.

Při vyhodnocení březnových výsledků aktuální půdní reakce (graf č. 1) lze přisoudit značný pokles pH činnosti vodní eroze.

Literatura:

- Culek, M.: Biogeografické členění České republiky, Enigma Praha 1995, 347s.
 Kučerová, P.: Vliv vodní eroze na změnu půdní reakce – Bakalářská práce, MZLU v Brně, 2007
 Němeček a kol.: Taxonomický klasifikační systém půd České republiky, Praha 2001
 Zbíral, J., Honsa, I., Malý, S.: Analýza půd: jednotné pracovní postupy ÚKZÚZ. Brno: ÚKZÚZ, 1997.

URL:

1. <http://www.sweb.cz/eroze/> - 7.8. 2008
2. <http://www.smul.sachsen.de/lfl/> - 7.8.2008
3. http://www.uhul.cz/il/vysledky/republika/a/4_10.php - 7.8.2008
4. Analýza dopadů návrhu novely zákona č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu, ve znění pozdějších předpisů, Ministerstvo životního prostředí, srpen 2007

5. http://fle.czu.cz/~hejcman/Prednasky/Ochrana_pudy1.pdf - 7.8.2008
6. <http://ekologie.upol.cz/ku/pgsmp/Monit3.pdf> - 7.8.2008

Poděkování

Příspěvek byl zpracován s podporou Výzkumného záměru č. MSM6215648905 „Biologické a technologické aspekty udržitelnosti řízených ekosystémů a jejich adaptace na změnu klimatu“ uděleného Ministerstvem školství, mládeže a tělovýchovy České republiky.

FYTOEXTRAKČNÍ ÚČINNOST ROSTLIN PĚSTOVANÝCH NA PŮDĚ KONTAMINOVANÉ RIZIKOVÝMI PRVKY

Čechmánková Jarmila, Vácha Radim, Skála Jan, Horváthová Viera, Kuba Petr

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., žabovřeská 250, 156 27 Praha 5, e-mail: cechmankova@vumop.cz; tel: +420 257 921 640; fax: +420 257 921 246)

1. Úvod

Okres Příbram patří z hlediska kontaminace rizikovými prvky (RP) k nejvíce postiženým oblastem České republiky. Kontaminace půdy RP je způsobena jednak historickou důlní a hutní činností a jednak geogenním zatížením z geologického podloží. Vedle kontaminace zinkem, kadmiem a arsenem se jedná především o silné znečištění olovem. K plošné kontaminaci oblasti (o ploše přibližně 1500 ha včetně orné půdy) RP došlo především atmosférickou depozicí emitovaných látek z hutního průmyslu (vznikajících při zpracování olovených rud). Kromě plošné kontaminace vlivem atmosférického spadu se vyskytují extrémně vysoké koncentrace RP také v aluviálních sedimentech řeky Litavky, v jejímž povodí se nacházely odkalovací nádrže kovohutí. Údolní niva byla opakovaně při povodních zaplavena silně kontaminovanými kaly z protřazených odkalovacích nádrží (Vácha a kol. 2002).

Kontaminace RP představují vážné riziko pro ekosystém, ale také pro zdraví člověka, z důvodu možného transferu RP do biomasy, a tím kontaminace potravního řetězce. Ekologický a hospodárný nástroj k zmírnění kontaminace životního prostředí představuje fytoremediace, která využívá schopnosti vybraných rostlin k sanaci půd přímo na lokalitě (formou *in situ*). Proces postupného odčerpání RP sklízením nadzemní biomasy rostlin, které jsou schopné extrahovat vysoké koncentrace RP z půdy, transportovat je a ukládat v nadzemní části biomasy, byl nazván fytoextrakcí (Wenzel a kol. 1999). V případě, že je zajištěno odstranění RP ze vznikajících zplodin a řádné nakládání se vzniklým popelem, lze získanou kontaminovanou biomasu využít jako palivo (Perttu, Kowalik 1997).

Rostlinné druhy, které odčerpávají a akumulují rizikové prvky jsou označovány jako hyperakumulátory. Nejčastěji byly fytoextrakční schopnosti studovány na endemických druzích rostoucích na půdách s vysokým obsahem kovů. (Prasad, Hagemeyer 1999). Hlavním limitujícím faktorem fytoextrakce je biopřístupnost kontaminantu v půdě. Olovo se v půdě vyskytuje v nerozpustné podobě (fosfáty, uhličitany a hydroxidy) (Lasat 2002) nebo je vázáno na organickou hmotu (Szákova a kol. 2003).

Různá chelatační činidla (EDTA, DTPA, HEDTA, CDTA, NTA, kyselina citrónová aj.) mobilizují kovy vázané na organickou hmotu, což zesiluje odčerpávání kovů z půdy rostlinou, a tím roste fytoextrakční účinnost (Lombi a kol. 2001; Chen, Cutright 2001; Deram a kol. 2000).

Rostlinný druh *Brassica juncea* má schopnost akumulovat v nadzemní části značné množství kovů a zároveň produkuje dostatek biomasy (Kumar a kol. 1995). Z pěti

testovaných chelatačních činidel mělo EDTA nejsilnější mobilizační efekt na Pb (Huang a kol. 1997), na druhou stranu vykazuje velmi nízkou biodegradovatelnost a ukazuje se, že může být potenciačně toxické pro rostliny a také může zesilovat vymývání RP do podzemních vod (Grčman a kol. 2001). Vzhledem k potenciační rizikovosti chelatačních činidel s nízkým stupněm biodegradovatelnosti, se v procesu chemicky asistované fytoextrakce RP užívají chelatační činidla s nižší fytotoxicitou (NTA, kyselina citrónová, kyselina sukcinyllová) a aplikovanou koncentrací (Quartacci a kol. 2005).

Během nádobového a parcelového pokusu byla srovnávána fytoextrakční schopnost tří rostlinných druhů (*Brassica juncea* odr. Opalesca, *Triticale hexaploides* odr. Gabo, *Helianthus annuus* odr. Maritza). Byl rovněž sledován účinek dvou chelatačních činidel (EDTA a kyseliny citrónové) na extrakci rizikových prvků rostlinami *B. juncea*. Stanovení vlivu aplikace chelatačních činidel na mobilizaci rizikových prvků a na výnos rostlin bylo provedeno na dvou různě kontaminovaných půdách – na fluvizemi (kontaminace fluviální) a na kambizemi (kontaminace atmosférickou depozicí).

Materiál a metody

Parcelkový pokus

Pokusná plocha se nachází v katastru obce Trhové Dušníky v nivě řeky Litavky na fluvizemi modální vyvinuté na aluviálních bezkarbonátových sedimentech. V srpnu 2005 byly jednotlivé parcelky pokusné plochy zryty a do hloubky 0-20 cm byl zapraven dolomitický vápenec (5 g.kg^{-1} půdy). Půdní vzorky byly odebrány před vyvápňením a 3 týdny a 8 měsíců po vyvápňení. Tabulka 1 zachycuje počáteční obsahy rizikových prvků v experimentální půdě (průměrný obsah, obsah extrahovaný $1 \text{ mol/l NH}_4\text{NO}_3$ a $0,025 \text{ mol/l Na}_2\text{EDTA}$). V květnu 2006 a 2007 byly parcelky osety rostlinným druhem *B. juncea*, *T. hexaploides* a *H. annuus*. Byly porovnávány rostliny rostoucí střídavě nebo v monokultuře. Chelatační činidla byla aplikována do vybraných variant osetých rostlinami *B. juncea* 10 dní před sklizní pro dosažení maximálního výnosu biomasy. Do půdy bylo aplikováno $0,2 \text{ g Na}_2\text{EDTA.kg}^{-1}$ a $1 \text{ g kyseliny citrónové.kg}^{-1}$ půdy. Po sklizni byly rostliny důkladně omyty pitnou vodou a rozděleny na kořeny a nadzemní biomasu rostlin. Následně byla zjištěna jejich čerstvá hmotnost, hmotnost suchého vzorku (vysoušení při teplotě 45°C) a byly provedeny analýzy.

Nádobový pokus

Nádobový pokus byl založen na podzim roku 2005. K pokusu byly použity 2 různé zeminy – fluvizem modální, totožná s fluvizemí parcelového pokusu a kambizem modální, odebraná z orné půdy v blízkosti kovohutě. Obě zeminy byly odebrány z humusového horizontu (0-20 cm), prosety sítem o velikosti ok 5 mm. Do variant s fluvizemí byl aplikován dolomitický vápenec v množství 5 g.kg^{-1} a v půdě důkladně promíchán (6 kg pokusné zeminy na nádobu). Kambizem vápněna nebyla, neboť již dosahovala optimální počáteční hodnoty pH. Vzorky obou zemin byly odebrány před vápněním a vzorky z variant s fluvizemí byly odebrány 3 týdny a 8 měsíců po vyvápňení. Nádoby byly osety v květnu 2006 a 2007 rostlinnými druhy totožnými s parcelkovým pokusem (střídání plodin nebo monokultura). Nádoby oseté druhem *B. juncea* byly 10 dní před sklizní ošetřeny $0,2 \text{ g Na}_2\text{EDTA.kg}^{-1}$ půdy. Rostlinné a půdní

vzorky byly zpracovány a analyzovány stejně jako v případě polního pokusu. Charakteristika všech experimentálních zemin a obsah RP je uveden v tabulce 1.

Tabulka 1 Charakteristika experimentálních zemin

		Cd	Pb	Zn	pH (KCl)	Corg. %
Fluvizem mikroparc. exp.	Celkový obsah (mg.kg ⁻¹)	14,2	1099	1732	5,35	3,32
	1 M NH ₄ NO ₃ (%)	5,79	0,08	3,57		
	0,025 M Na ₂ EDTA (%)	90,3	75,1	19,3		
Fluvizem nádobový exp.	Celkový obsah (mg.kg ⁻¹)	16,1	1536	3136	5,90	4,16
	1 M NH ₄ NO ₃ (%)	2,48	0,03	0,80		
	0,025 M Na ₂ EDTA (%)	95,6	73,8	33,9		
Kambizem nádobový exp.	Celkový obsah (mg.kg ⁻¹)	5,57	1288	280	6,14	2,04
	1 M NH ₄ NO ₃ (%)	3,23	0,10	0,40		
	0,025 M Na ₂ EDTA (%)	92,6	89,8	16,5		

Výsledky

Obsah rizikových prvků v půdě

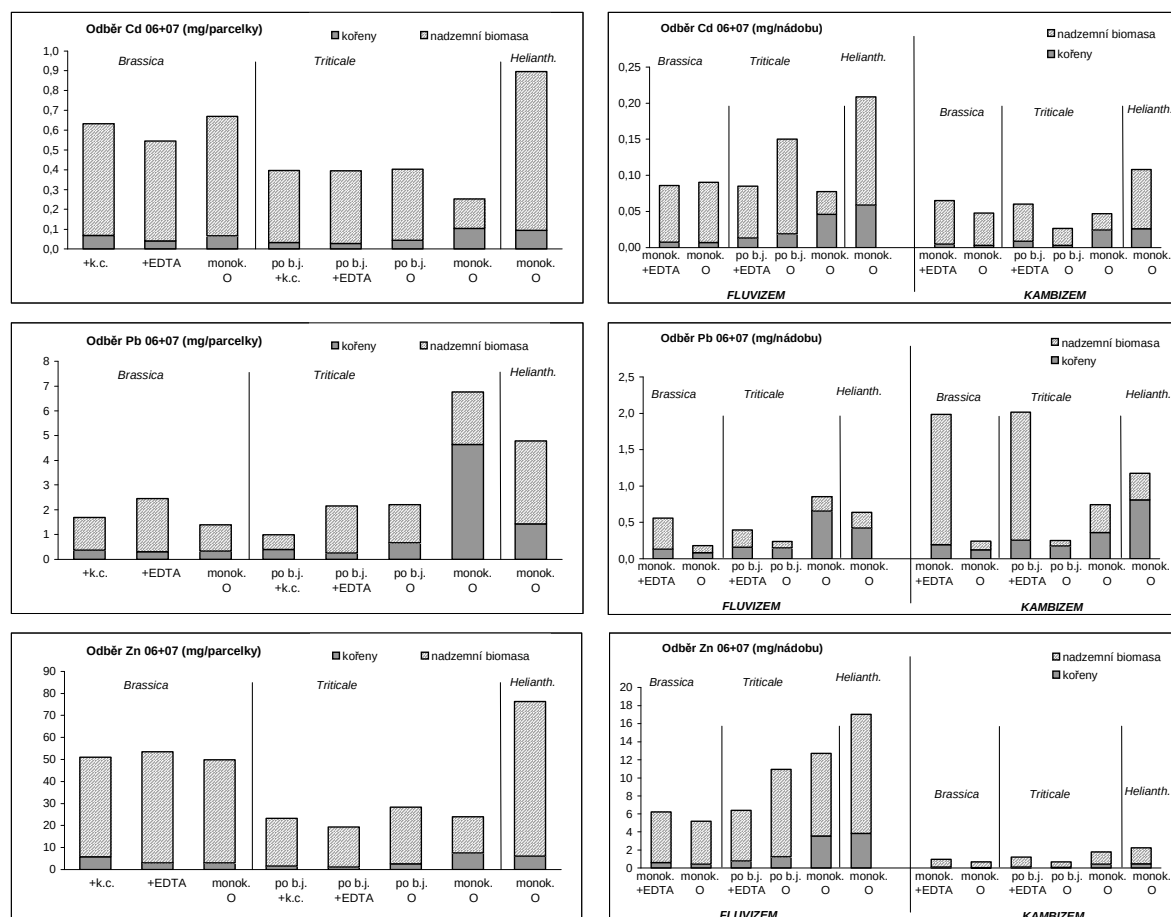
K vyhodnocení celkového obsahu rizikových prvků (Pb, Cd, Zn) v půdě byl použit návrh vyhlášky 13/1994 Sb. (Sánka a kol., 2002), kde první stupeň označovaný jako preventivní limit vychází ze svrchní meze požadových hodnot obsahů RP v půdách ČR. Byla zjištěna závažná kontaminace obou sledovaných půd. Obsah rizikových prvků ve fluvizemi překročil hodnotu preventivního limitu (60 mg Pb.kg⁻¹, 0,5 mg Cd.kg⁻¹ a 120 mg Zn.kg⁻¹) více než 20krát pro Pb, více než 35krát pro Cd a více než 16krát pro Zn. Celkový obsah Pb v kambizemi byl srovnatelný s fluvizemí přičemž obsahy Cd a Zn byly prokazatelně nižší v kambizemi (tabulka 1). Pb nebylo zaznamenáno v mobilní frakci, avšak výrazně bylo extrahováno aplikací Na₂EDTA. Na druhé straně vysoký obsah Cd byl substituován v mobilní půdní frakci a především v potenciálně mobilizovatelné půdní frakci. Pokles mobility přirozeně více mobilních rizikových prvků (Cd, Zn) byl pozorován po aplikaci dolomitického vápence do půdy, přičemž silnější imobilizační efekt byl zjištěn v případě Zn. Aplikace EDTA měla okamžitý silný mobilizační efekt na všechny sledované prvky v obou testovaných zeminách a experimentech. Pb, Cd a Zn byly více mobilizovány v kambizemi nádobového pokusu ve srovnání s fluvizemí. Aplikací EDTA bylo nejvíce mobilizováno Pb. Velmi omezené mobilizační schopnosti byly zaznamenány v případě kyseliny citrónové, která sledované rizikové prvky mobilizovala pouze nepatrně. Zvýšená mobilita Pb, Cd a Zn po aplikaci chelatačních činidel byla pouze dočasná a po 10 dnech se vrátila na původní úroveň, což lze vysvětlit přetrvávajícím působením vápnění, kdy došlo ke zvýšení pufruční schopnosti půdy vlivem zvýšené zásoby CaCO₃. Podobný trend v chování rizikových prvků po aplikaci chelatačních činidel byl potvrzen výsledky experimentu v roce 2007 (mobilita sledovaných prvků se zvyšovala, ačkoli ne v takové míře jako v roce 2006). Výzkum bude pokračovat v dalších letech.

Obsah Pb, Cd, Zn v rostlinách a fytoextrakční účinnost

Aplikace EDTA do půdy zvyšovala množství Pb odebraného rostlinami *B. juncea* v prvním i druhém roce experimentu. Evropské limity (nařízení 2002/32/EC) pro obsah Pb v krmivech byly překročeny pouze v případě parcelkového experimentu, kdy byl po aplikaci EDTA zjištěn zvýšený transfer Pb z kořenů do nadzemní biomasy. Rostliny *B. juncea* pěstované bez aplikace chelatačních činidel blokovaly absorbované Pb v kořenech. Kyselina citrónová neměla na mobilizaci Pb v půdě a jeho následný příjem rostlinou žádný vliv. České a evropské limity pro obsah Cd, Zn v krmivech byly výrazněji zvýšené v nadzemní biomase než v kořenech rostlin *B. juncea* pěstovaných bez aplikace EDTA. Rostliny *T. hexaploides* přijímaly Cd, Zn a Pb převážně kořeny v obou sledovaných experimentech, transfer do nadzemní biomasy byl velmi nízký. I přesto dosáhl obsah Cd v nadzemní biomase limitní hodnoty pro obsah v krmivech. Velké množství Cd a Zn bylo v obou sledovaných letech přijímáno do nadzemní biomasy rostlin *H. annuus* pěstovaných bez chelatačních činidel. Obsahy rizikových prvků ve všech testovaných rostlinách překročily limitní hodnotu, přičemž limitní hodnota pro obsah Pb byla překročena pouze v kořenech.

Důležitým faktorem fytoextrakční účinnosti rostlin je vedle obsahu rizikových prvků výnos biomasy. Všechny tři rostlinné druhy prokázaly toleranci a schopnost růstu ve fluvizemi maloparcelkového pokusu s extrémně vysokými celkovými obsahy rizikových prvků. Ze sledovaných plodin byl dosažen nejvyšší výnos nadzemní biomasy i kořenů sklizní *H. annuus*, nižšího výnosu dosáhly rostliny *T. hexaploides*. Ukázalo se, že aplikace chelatačních činidel krátkou dobu před sklizní neovlivnila výnos biomasy rostlin *B. juncea*. Srovnatelný výnos biomasy testovaných rostlin byl dosažen v obou experimentech a letech.

Graf 1 Odběr RP rostlinami po dvouletém experimentu



Vhodnost rostlin pro fytoextrakční využití lze stanovit na základě schopnosti odběru rizikových prvků z půdy, který udává množství prvku odebraného sklizní biomasy rostlin z plochy pozemku. Rostliny *B. juncea* pěstované bez aplikace chelatačních činidel odebraly v obou letech ze sledovaných prvků nejvíce Cd a Zn. Srovnatelné množství bylo odebráno rostlinami *H. annuus*. U Pb byl nejvyšší odběr zabezpečen rovněž rostlinami *H. annuus*, a to díky zvýšeným obsahům v sušině a vysokým výnosům biomasy v porovnání s *T. hexaploides* a *B. juncea*. To dokazuje značné fytoextrakční schopnosti tohoto druhu přirozeně rostoucího na kontaminované zemině i bez aplikace chelatačních činidel. Pouze na kambizemi nádobového pokusu byl nejvyšší odběr Pb zjištěn u rostlin *B. juncea* po aplikaci EDTA do půdy (Graf 1).

Vedle odběru je další charakteristikou fytoextrakční účinnosti rostlin stanovení remediačních faktorů (Rf). Remediační faktor udává procento celkově odebraných prvků sklizní biomasy z celkového, případně mobilního obsahu prvků v půdě. Na základě porovnání dvouletých výsledků Rf nejvyšší fytoextrakční účinnost prokazují u většiny sledovaných prvků rostliny *H. annuus* pěstované v monokultuře bez aplikace chelatačních činidel. Stanovení vyšší fytoextrakční účinnosti rostlin *H. annuus* než *B. juncea* nebylo zcela předpokládáno. Například Madejón a kol. (2002) uvádějí, že *H. annuus* je značně tolerantní vůči těžkým kovům a vykazuje vysoký příjem těžkých kovů do kořenů, avšak jejich nízkou translokaci do nadzemní biomasy. Výsledky stanovení Rf ukazují, že množství odebraných prvků je u všech variant za oba roky velmi nízké, neboť se jedná o skutečně velmi silně kontaminované zeminy a jejich dekontaminace by si tímto způsobem vyžádala velmi dlouhé časové období.

Závěr

Nalezené obsahy rizikových prvků (Pb, Cd a Zn) na začátku pokusů potvrzují vážnou kontaminaci obou testovaných zemin. Pb bylo podstatně extrahováno Na₂EDTA (74% z celkového obsahu v případě fluvizemě a 90% v případě kambizemě). Bylo zjištěno, že aplikace EDTA zvýšila v obou letech a experimentech příjem Pb rostlinami *B. juncea*. Kyselina citrónová neměla na mobilizaci Pb a jeho následný příjem rostlinami žádný vliv. České a evropské limitní hodnoty pro obsah Cd a Zn v krmivech (nařízení 2002/32/EC) byly výrazněji překročeny v nadzemní biomase než v kořenech rostlin *B. juncea* pěstovaných bez aplikace EDTA. Rostliny *T. hexaploides* přijímaly Cd, Zn a Pb především kořeny v obou experimentech a letech, transport do nadzemní biomasy byl minimální. *H. annuus* pěstovaná bez aplikace chelatačních činidel přijímala nadzemní biomasou vysoké množství Cd a Zn v obou letech. Výsledný obsah rizikových prvků překročil limitní hodnoty, přičemž limit pro Pb byl překročen pouze v kořenech. Ze sledovaných plodin byl dosažen významně nejvyšší výnos nadzemní biomasy i kořenů sklizní *H. annuus*, nižšího výnosu dosáhly rostliny *T. hexaploides*. Srovnatelný výnos biomasy všech sledovaných plodin pěstovaných na silně kontaminované půdě byl dosažen v obou letech a experimentech. *H. annuus* prokázala nejvyšší fytoextrakční účinnost ve všech parametrech tohoto experimentu.

Použitá literatura

- Deram, A., Petit, D., Robinson, B., Brooks, R., R., Gregg, P., Van Halluwyn, Ch. (2000): Natural and Induced Heavy-Metal Accumulation by *Arrhenatherum elatius*: Implications for Phytoremediation. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 31 (3–4), 413–421.
- Grcman, H., Velikonja-Bolta, Š., Vodnik, D., Kos, B., Lešta, D. (2001): EDTA enhanced heavy metal phytoextraction: metal accumulation, leaching and toxicity. *Plant and Soil* 235: 105-114.
- Huang, J., W., Chen, J., Berti, W., R., Cunningham, S., D. (1997): Phytoremediation of Lead-Contaminated Soils, Role of Synthetic Chelates in Lead Phytoextraction. *Environ. Sci. Technol.* 31, 800-805.
- Chen, H., Cutright, T. (2001): EDTA and HEDTA effects on Cd, Cr, and Ni uptake by *Helianthus annuus*. *Chemosphere* 45, 21-28.
- Kumar, P., B., A., N., Dushenkov, V., Motto, H., Raskin, I. (1995): Phytoremediation: The Use of Plants to Remove Heavy Metals from Soils. *Environmental science & Technology*, Vol. 29, No. 5, 1232-1238.
- Lasat, M.M. (2002): Phytoremediation of Toxic Metals: A Review of Biological Mechanisms. *J. Environ. Qual.* 31, 109-120.
- Lombi, E., Zhao, F., J., Dunham, S., J., McGrath, S., P. (2001): Phytoremediation of Heavy Metal-Contaminated Soils: Natural Hyperaccumulation versus Chemically Enhanced Phytoextraction. *J. Environ. Qual.* 30, 1919-1926.
- Madejón P., Murillo J.M. Maraňón T., Cabrera F., Soriano M.A. 2002: Trace Element and Nutrient Accumulation in Sunflower Plants Two Years after Aznalcollar Mine Spill. *The Science of the Total Environment* 307 (1-3), 239-257.
- MZe ČR, 2002: Vyhláška MZe ČR, č. 169/2002 Sb., kterou se mění vyhláška MZe č. 451/2000 Sb., kterou se provádí zákon č. 91/1996 Sb., o krmivech, ve znění zákona č. 244/2000 Sb., ve znění pozdějších předpisů.
- MŽP ČR, 1994: Vyhláška MŽP ČR, č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu.
- Perttu, K., L., Kowalik, P., J. (1997): *Salix* Vegetation Filters for Purification of Waters and Soils. *Biomass and Bioenergy* 12, 9-19.
- Prasad, M., N., V., Hagemeyer, J. (1999): Heavy metal Stress in Plants. Springer, Germany.
- Quartacci, M., F., Baker, A., J., M., Navari-Izzo, F. (2005): Nitrilotriacetate- and citric acid-assisted phytoextraction of cadmium by Indian mustard (*Brassica juncea* (L.) Czernj, *Brassicaceae*). *Chemosphere* 59 (9), 1249-1255.
- Sánka, M., Němeček, J., Podlešáková, E., Vácha, R., Beneš, S. 2002: Vypracování kritických hodnot obsahů rizikových prvků a organických cizorodých látek v půdě a jejich příjem rostlinami z hlediska ochrany kvality a kvantity zemědělské produkce. Zpráva MŽP, 2002, s. 1 – 60.
- Száková, J., Tlustoš, P., Pavlíková, D., Balík, J. (2003): The Element Distribution into Main Fractions of Soil Amended by As, Cd, Cu, Pb, and Zn in Different Forms. *Chem. Pap.* 57 (3), 167-168.
- Vácha, R., Podlešáková, E., Němeček, J., Poláček, O. (2002): Immobilisation of As, Cd, Pb and Zn in agricultural soils by the use of organic and inorganic additives. *Rostlinná výroba* 48 (8), 335-342.

Wenzel, W., W., Adriano, D., C., Salt, D., Smith, R. (1999): Phytoremediation: A Plant-Microbe-Based Remediation System. ASA, CSSA, SSSA, Madison, USA. Bioremediation of Contaminated Soils, Agronomy Monograph no. 37, 457-508.

2002/32/EC: Directive 2002/32/EC of the European Parliament and of the Council of 7 May 2002 on undesirable substances in animal feed.

VĚTRNÁ EROZE NA TĚŽKÝCH PŮDÁCH

Jana Dufková

*Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Ústav aplikované a krajinné ekologie,
Zemědělská 1, 613 00 Brno, janadufkova@email.cz*

Úvod

Větrná (eolická) eroze spočívá v rozrušování půdního povrchu mechanickou silou větru (abrazie), v odnášení půdních částic větrem (deflace) a v jejich ukládání na jiném místě (akumulace). Větrná eroze je fyzikální jev a je přímo ovlivňována fyzikálními vlastnostmi půdy (Pasák, 1966).

Větrná eroze se vyskytuje především v území, kde je počasí charakterizováno nízkými a proměnlivými srážkami, proměnlivou a vysokou rychlostí větru, častým výskytem sucha, rychlými a extrémními změnami teploty a vysokým výparem (Pasák, 1970). V zásadě se může větrná eroze vyskytovat po celý rok, nejškodlivější však bývá na jaře, které následuje po suché, sněhem chudé zimě, kdy silný vítr strhává z holých nebo vegetací málo zakrytých polí vyschlou ornici. Výskyt větrné eroze se zvyšuje také na podzim, kdy povrch půdy již opět není chráněn vegetací. Výskyt eroze bývá tedy zaznamenán převážně tam, kde je půda bez rostlinstva, nebo kde je rostlinná pokrývka slabě vyvinuta. Bylo zjištěno, že 90 % větrné eroze nastává na kultivované půdě (Dufková, 2007).

Při větrné erozi dochází k selektivnímu působení větru na půdní částice různých velikostí. Jemnější částice jsou buď ve formě suspenze odnášeny do dálky nebo skokem a sunutím přemísťovány do jiných částí území a na místě zůstávají pouze částice erozně stálé – hrubozrnné a kamenité vrstvy. To má za následek zhoršování fyzikálních vlastností půd. Větrná eroze působí škody na zemědělské půdě nejen odnosem půdních částic, hnojiv a prostředků na ochranu rostlin, ale i obnažováním kořínků rostlin a přesekáváním jemných stonků mladých rostlin větrem unášenými zrny zeminy. Větre přemístěnou zeminou jsou zanášeny příkopy, komunikace apod. (Dufková, 2004).

Pro podmínky našeho státu uvádí Pasák (1994), že ochrana proti větrné erozi je potřebná v oblastech s četnými větry, kde průměrný roční úhrn srážek je pod 550 mm a současně lesnatost menší než 20 %, na lehkých, písčitých a hlinitopísčitých půdách. Určitá anomálie výskytu větrné eroze je i na těžkých půdách v oblasti pod Bílými Karpatami (Bánov, Suchá Loz). Proces větrné eroze působí v této oblasti převážně v zimním a předjarním období (únor, březen, duben) – tedy v období s nejnižšími srážkami a teplotami na začátku roku a v časném jaru. V tomto období střídavě zamrzá a rozmrzá povrch půdy, rozrušuje se půdní struktura a uvolňují se jemné prachové částice, které jsou větrem snadno odnášeny. Navíc do této oblasti přicházejí extrémně silné výsušné větry, které se v jiných oblastech vůbec nevyskytují a způsobují tak odnos půdních částic větších než 2 mm, někdy i o velikosti 4 mm. Podle Švehlíka (1996) je tato oblast z hlediska větrné eroze výjimečná i ve světovém měřítku. Z výsledků jeho pozorování lze říci, že na jihovýchodní Moravě v blízkosti Bílých

Karpat dochází téměř každoročně v důsledku větrné eroze na erodovaných plochách ke snížení povrchu půdy o 4–5 mm. V ohniscích prašné bouře však není zvláštností vyfoukní ornice do hloubky 1–2 cm. V širším pásmu eroze tak dochází ročně k průměrnému odnosu 0,4 mm ornice. Vezme-li se v úvahu, že větrnou erozí trpí pod Bílými Karpaty asi 40 000 ha orné půdy, z toho 50 % výraznou erozí, a předpokládá-li se, že se vrstva ornice sníží o 0,3–0,4 mm, pak vítr zvedá 60 000 až 80 000 m³ ornice ročně.

Příspěvek má za úkol shrnout průběžné výsledky projektu NAZV „Kriteria rozvoje větrné eroze na těžkých půdách a možnosti jejího omezení biotechnickými opatřeními“, v níže uvedené části se pak pokusit zjistit objektivní podmínky a předpoklady pro rozvoj větrné eroze na těžkých půdách zejména v oblasti jihovýchodní Moravy v podhůří Bílých Karpat.

Materiál a metody

Vliv struktury půdy na erodovatelnost větrem

Jedním ze základních půdních faktorů majících vliv na odnos půdních částic větrem je zrnitostní a agregátová skladba půdy. Rozhoduje zde především velikost půdních částic, zatímco rozdíly ve tvaru částic mají jen malý vliv (Pasák, 1970).

V aerodynamickém tunelu byly vystaveny větrnému proudu vzorky půdy různé zrnitostní skladby a byl měřen odnos půdních částic. Tak bylo zjištěno, že v odneseném materiálu převládají částice určitých velikostí. Chepil (1958), na základě výzkumů v aerodynamickém tunelu, stanovil hranici mezi erodovatelnými a neerodovatelnými půdními částicemi na 0,84 mm, tzv. kritickém minimu. Zjistil také, že nejlépe odolávají odnosnému účinku větru agregáty velikosti od 0,84 do 6,40 mm. Hroudy větší než 6,40 mm v průměru odolávají sice odnosu větrem, mají však v poměru ke své váze menší povrch k ochraně jiných erodovatelných částic. Samy o sobě mají hroudy větší než 6,40 mm vysoký odpor proti větrné erozi a tudíž jejich tvoření kultivací je i účinným prostředkem proti větrné erozi. Půdní struktura je tedy ovlivňována různým způsobem obdělávání půdy a podmínkami prostředí. Mění se postupně i následkem abraze podle mechanické stability strukturních jednotek. Odnosu větrem nejvíce podléhají částice půdy o velikosti 0,25–0,40 mm. Částice menší než 0,05 mm a větší než 1,00 mm jsou odnášeny větrem jen velmi málo a je možno je označit za erozně odolné.

Přítomnost jemných tmelících materiálů, vlhkost půdy, kultivace půdy a činnost organismů působí tmelení jednotlivých půdních částic do druhotných agregátů – hrud. Hrudovitá struktura zmenšuje erozní kapacitu větru, především zmírněním rychlosti větru. Voda v půdě působí větší nebo menší konsolidaci půdy, půdních částic podle přítomnosti organických i anorganických jemných materiálů s tmelícími účinky. Jsou to ale především jílnaté částice (částice < 0,01 mm), které způsobují vytváření druhotných agregátů – hrud a povrchové kůry (škráloupu). Půda v suchém stavu obsahuje minimální počet druhotných agregátů odolávajících větrné erozi, a proto struktura této půdy je indikátorem erodovatelnosti půdy, kterou je možno vyjadřovat jako potenciální erodovatelnost (Pasák, 1970).

Půdy s vyšším obsahem jílnatých částic by podle různých autorů měly být potenciálně nenáchylné k větrné erozi právě z důvodu shluku půdních částic do druhotných agregátů odolávajících náporu větru. Těžké půdy však za určitých

klimatických a půdních podmínek podléhají větrné erozi stejně jako půdy lehké, výsušné. Tato anomálie se vyskytuje, jak již bylo uvedeno, v oblasti pod Bílými Karpaty a úkolem práce je zjistit za jakých klimatických a půdních podmínek k erozi na těžkých půdách dochází.

Popis zájmové lokality

Ne každá těžká půda vyskytující se v oblasti Bílých Karpat je náchylná k větrné erozi. Z pozorování vyplývá, že větrná eroze na těžkých půdách se prokazatelně projevuje na půdách s hlavní půdní jednotkou 06, 07 a 20 (Tab. 1).

Tab. 1 Charakteristiky HPJ na erodovatelných těžkých půdách (Jandák et al., 2001)

HPJ	06	07	20
Genetický půdní představitel	černozem	černozem	rendziny, hnědé půdy
Půdní druh	těžké půdy s vylehčeným epipedonem	těžké až velmi těžké	těžké až velmi těžké
Půdní substrát	slíny, jílovité břidlice	slíny, jílovité břidlice	slíny, měkké břidlice
Poznámka	znaky oglejení v epipedonu		slabě oglejené

Jako experimentální lokalita byla vybrána oblast u Ostrožské Nové Vsi (GPS = 49°0'21''N, 17°27'30''E, 249 m n. m., okres Uherské Hradiště), nejen z hlediska požadovaných půdních podmínek, ale i kvůli výhodné konfiguraci terénu (náhorní rovina).

Oblast je tvořena čtvrtohorními sedimenty pleistocénními a holocénními. Nejčastějším matečným substrátem je spraš s vyšším obsahem prachových částic, s četnými pseudomyceliemi uhličitane vápenatého. Na spraších se vyvinuly nejkvalitnější půdy (černozemě a hnědozemě) a z toho důvodu je oblast intenzivně zemědělsky využívána (Húsek, 2007). Bonitovaná půdně ekologická jednotka zájmové lokality má kód 0.07.00, tedy:

- 0 – velmi teplý, suchý klimatický region, suma teplot nad 10°C = 2800–3100, vláhová jistota = 0–3, suchá vegetační období = 30–50, průměrná roční teplota vzduchu = 9–10°C, roční úhrn srážek = 500–600 mm,
- 07 – černozem pelická (CEp) na těžších substrátech, s řasovými vápnitými pískovci a vápenci, snížená salinita usazenin jezerních a svahovin,
- 0 – úplná rovina s expozicí všesměrnou,
- 0 – půdy hluboké, bezskeletové.

Katastrální území Ostrožská Nová Ves patří do velmi teplé, suché oblasti. Léto je dlouhé, velmi teplé a suché. Přechodné období je velmi krátké s teplým až mírně teplým jarem a podzimem. Srážkový úhrn činí cca 600 mm. V chladném půlroce zde spadne 230 mm srážek. V teplém pololetí (duben až září) spadne 370 mm srážek. Největší množství srážek připadá na červenec, minimum na únor. Nejteplejším měsícem je červenec. Vláhová jistota je 14, dešťový faktor dle Langa 65. Teplota vzduchu je 9,1°C v ročním průměru. Na území převládají západní, severozápadní a východní větry o průměrné síle 2 až 4 Beaufortovy stupnice (Húsek, 2007).

V jihovýchodní části okresu Uherské Hradiště je větrnou erozí postihováno přes 25 000 ha orné půdy, z toho na 13 000 ha erozí katastrofální, což je více než polovina výměry. Z výsledků pozorování deflačních účinků větru na moravské straně Karpat vyplývá, že větrnou erozi zde působí pouze halné větry (fény) směru jižních a jihovýchodních, které při přechodu přes Bílé Karpaty dosahují značných rychlostí a jsou původci prашných bouří. Jihovýchodní větry přicházejí na toto území z Maďarské nížiny přes Žitný ostrov a jsou masivem Malých Karpat stáčeny do Povážské nížiny a pronikají příčnými údolími říček Predpoloma, Hrubár, Klanečnice a také Lopenickým sedlem přes hlavní hřeben Bílých Karpat, kde nastává zrychlení větrného proudu dýzovým účinkem horských sedel a údolí a rychlost proudění se pak zvyšuje padáním k úpatí hor. V Ostrožské Nové Vsi vanou větry ze směru jihovýchodního (od sv. Antoníčka) „antonínské“ nebo polní větry (Švehlík, 2006). Proti negativnímu účinku větru jsou v k. ú. Ostrožská Nová Ves vysázeny větrolamy na třech lokalitách (Húsek, 2007).

Laboratorní analýzy

Vzorky půdy ke stanovení zrnitosti půdy, obsahu neerodovatelných částic v půdě a vlhkosti půdy byly odebrány dne 15. dubna 2008 z rovného hladkého povrchu půdy nechráněného vegetací a dále z hloubek 10, 20 a 30 cm.

Zrnitostní rozbor půdy byl proveden metodou pipetovací (Jandák et al., 1989). Frakce větší než 0,25 mm byly stanoveny na sítích. Neerodovatelné částice v půdě se zjišťovaly agregátovou analýzou (Pasák, 1970) a vlhkost půdy gravimetrickou metodou (Jandák et al., 2001).

Vzorky půdy byly navíc v laboratorních podmínkách po dobu tří měsíců opakovaně vystavovány nízkým teplotám (0 až -20°C), které měly simulovat podmínky zimního období.

Při odběru vzorků půdy v terénu byla na dané lokalitě na povrchu půdy jasně patrná rozpadlá struktura půdy s jemnými jílnatými částicemi, které nedržely pohromadě, nýbrž se při sebemenším dotyku rozpadaly. Tato struktura se u vybraných těžkých půd vytváří po zimě, kdy mrznutí a následné rozmrzání rozbíjí hroudy.

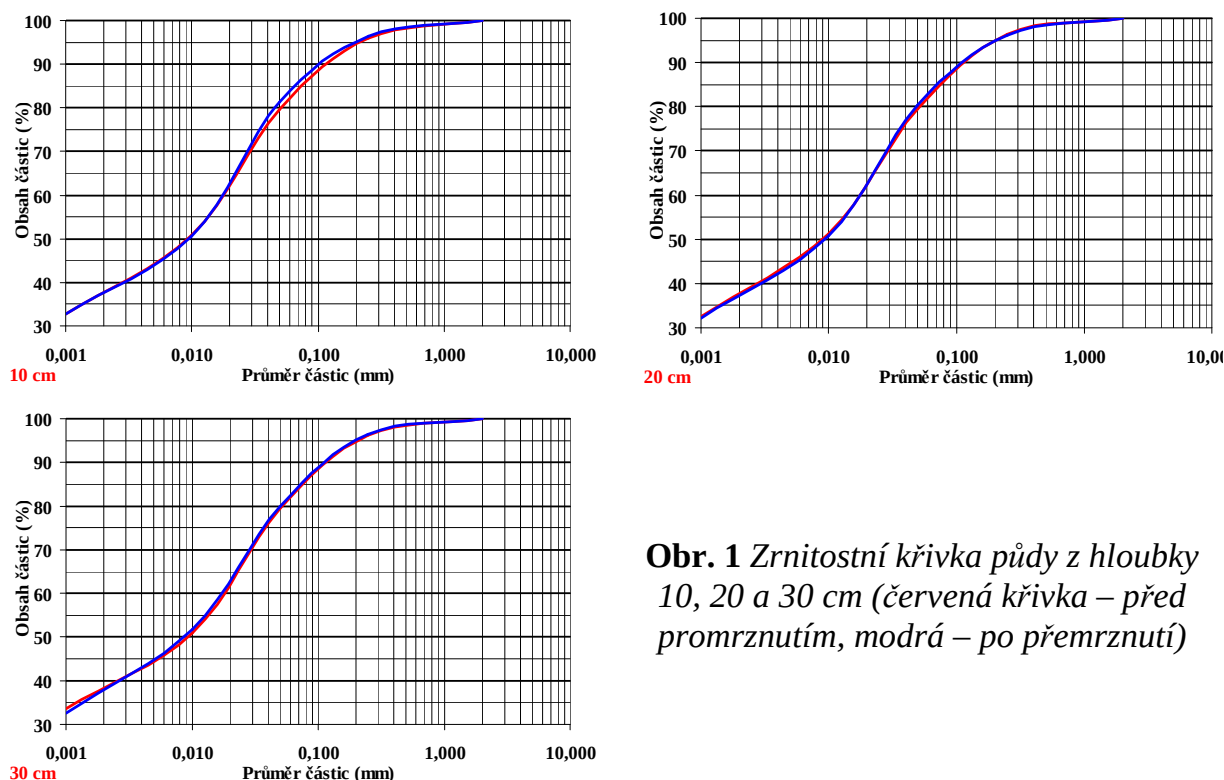
Výsledky

Zrnitostní rozbor půdy

Zrnitostní rozbor půdy byl proveden metodou pipetovací pro půdní vzorky odebrané ze tří hloubek – 10, 20 a 30 cm. Jedna série vzorků (3 opakování pro každou hloubku) byla po dobu třech měsíců v laboratorních podmínkách vystavována teplotám 0 až -20°C. Vzorky byly do mrazicího boxu umístěny ve vlhkostním stavu odebraném v terénu (Tab. 2). Výsledky zrnitostních rozborů jsou na Obr. 1 a neliší se jak mezi jednotlivými hloubkami, tak i mezi vzorky před a po přemrznutí.

Tab. 2 Průměrná vlhkost vzorků vložených do mrazicího boxu

Hloubka půdy (cm)	Vlhkost půdy (% hm.)
10	24,48
20	26,76
30	29,12



Obr. 1 Zrnitostní křivka půdy z hloubky 10, 20 a 30 cm (červená křivka – před promrznutím, modrá – po přemrznutí)

Neerodovatelné částice půdy

Obsah neerodovatelných částic v půdě byl zjišťován agregátovou analýzou proséváním na vzduchu vyschlého vzorku půdy přes síto o velikosti ok 0,8 mm. Byly prosévány jak vzorky půdy odebrané v terénu, tak i vzorky půdy vystavené tři měsíce účinkům nízkých teplot (0 až -20°C). Analyzovány byly vzorky z povrchové vrstvy půdy a dále z hloubek 10 a 20 cm. Vzorek z povrchu půdy již do mrazícího boxu dán nebyl, protože k jeho přemrznutí došlo během zimního období in situ. Výsledky agregátové analýzy se nacházejí v Tab. 3.

Tab. 3 Obsah neerodovatelných částic v půdě před a po jejím vystavení nízkým teplotám (*in situ)

Hloubka půdy (cm)	Obsah neerodovatelných částic (%)	
	před přemrznutím půdy	po přemrznutí půdy
0	—	45,4*
10	73,8	52,5
20	79,1	57,3

Vysoký obsah neerodovatelných částic v hloubkách 10 a 20 cm u půdy, která nebyla vystavena účinkům nízkých teplot, je způsoben velkým množstvím těžce rozpojitelných druhotných agregátů – hrud, které se v půdě vytvořily díky velkému množství jílnatých částic a příznivé vlhkosti půdy. Přemrznutá půda má obsah neerodovatelných částic nižší.

Podmínky struktury a erodovatelnosti kolísají ve shodě s vlivy ročních období. Hrudovitost půdy a mechanická stabilita hrud se zmenšuje a erodovatelnost tedy vzrůstá v zimě. Mrznutí a rozmrazání rozbíjí hroudy. Tlakem sice přibývá schopnost

tmelení mezi hroudami a jinými strukturními jednotkami, orbou se však tato struktura porušuje (Pasák, 1970).

Závěr

Větrná eroze se vyskytuje téměř výhradně na půdách lehkých. Méně známá je skutečnost, že větrná eroze působí značné škody i na půdách těžkých, a to za určitých klimatických podmínek a při nevhodném způsobu hospodaření. Především v zimním období na půdách s HPJ 06, 07 a 20 dochází vlivem střídavého zamrzání a rozmrzání povrchu půdy k výraznému rozpadu půdní struktury a půdy, které by zrnitostně v jiných oblastech patřily mezi neohrožené, jsou zde větrnou erozí silně ohrožovány. Místem, kde se větrná eroze na těžkých půdách prokazatelně vyskytuje je oblast jihovýchodní Moravy pod Bílými Karpatami.

Analýzy, při kterých byly v terénu odebrané vzorky půdy z různých hloubek opakovaně vystavovány v laboratorních podmínkách nízkým teplotám prokázaly vliv nízkých teplot na rozpad půdní struktury, především pak na rozpad druhotných agregátů (hrud) na velmi jemné částice podléhající odnosu větrem.

Poděkování

Výsledky této práce jsou součástí řešení projektu NAZV č. QH82099 „Kriteria rozvoje větrné eroze na těžkých půdách a možnosti jejího omezení biotechnickými opatřeními“.

Použitá literatura

- Dufková, 2004. Vliv klimatických podmínek na intenzitu a rozšíření větrné eroze. Doktorská dizertační práce, MZLU v Brně, 162 s.
- Dufková, J., 2007. Comparison of potential and real erodibility of soil by wind. Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis, roč. 55, č. 4, s. 15–21. ISSN 1211-8516.
- Húsek, 2007. Ohrožení zemědělských půd erozí ve vybraném katastrálním území. Bakalářská práce, MZLU v Brně, 66 s.
- Chepil, W. S., 1958. Soil conditions that influence wind erosion. Tech. Bul., no. 1185. U.S. Dept. Agr., Washington.
- Jandák, J. – Prax, A. – Pokorný, E., 2001. Půdoznalství. Skriptum MZLU v Brně. 1. vyd. Brno, 142 s. ISBN 80-7157-559-3.
- Jandák, J. et al., 1989. Cvičení z půdoznalství. Skriptum VŠZ v Brně. Dotisk Brno, 213 s.
- Pasák, V., 1966. Struktura půdy a větrná eroze. Vědecké práce VÚMOP Praha, č. 8, s. 73–82.
- Pasák, V., 1970. Wind erosion on soils. Scientific Monographs, č. 3., 187 s.
- Pasák, V., 1994. Větrná eroze půdy. Úroda, roč. 42, č. 9, s. 12–13.
- Švehlík, R., 2006. Historický výzkum větrné eroze půdy na Jihovýchodní Moravě v období 1957–2006. 28 s.
- Švehlík, R., 1996. Výskyt eolglyptolitů na jihovýchodní Moravě. Sborník Přírodovědného klubu Uherské Hradiště, č. 1, s. 91–97.

OBSAH A KVALITA PŮDNÍ ORGANICKÉ HMOTY A VYBRANÉ BIOLOGICKÉ VLASTNOSTI U ČERNOZEMÍ KARBONÁTOVÝCH NA MORAVĚ

Jiřina Foukalová, Vítězslav Vlček, Veronika Petrášová, Eduard Pokorný

*Ústav agrochemie, půdoznalství, mikrobiologie a výživy rostlin
Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně
Agronomická fakulta, Zemědělská 1, 613 00 Brno
jirina.foukalova@seznam.cz*

Úvod

Zásoba, složení a dynamika obsahu humusu v půdách souvisí s celým souborem faktorů a podmínek půdotvorného procesu - rostlinstva, mikroorganismů, klimatu a matečnou horninou (Sotáková, 1982).

V současnosti je proto otázka vlivu způsobu hospodaření na dynamiku uhlíku velmi aktuální. Při pokusech v Rumunsku na černoze karbonátové například zjistili příznivý vliv kypření půdy a hnojení dusíkem na udržení rovnováhy mezi humifikací a mineralizací. Kombinace organického a minerálního hnojení zde vedla k významné akumulaci organické hmoty v půdě (Tianu, 1996). K podobným závěrům došli i výzkumníci v Krasnodarské oblasti Ruska (Korobskoi, Morozova, 1996).

Jak bylo poukázáno výše, používání organických a minerálních hnojiv může mít pozitivní vliv na obsah organické hmoty v půdě. V 90tých letech 20. stol. došlo k poklesu v jejich užívání. Do tohoto roku to bylo cca 200 kg čistých živin NPK . ha⁻¹. O rok později už toto množství bylo zhruba třetinové. Dnes se situace o něco zlepšila a do půdy se dodává přibližně 100 kg čistých živin NPK . ha⁻¹, nicméně rozdíl oproti stavu před rokem 1990 je stále značný (URL 1). Podobná situace jako u minerálních a organických hnojiv je i s dodávkami vápenatých hmot. Dnes máme asi 5% spotřebu než tomu bylo v roce 1986 (v rámci celé ČR) – celorepublikově asi 141 tis.t (URL 2).

Jak však ukazují dvanáctileté pokusy z Litvy, tak obsah organického uhlíku v důsledku nedostatečného hnojení klesá velmi pomalu (Tripolskaja, Greimas, 1998).

Antropogenní zásahy do půdy vedou ke zhoršení chemických a fyzikálních vlastností půdy. Degradace půdy je rovněž chápána jako důsledek poklesu obsahu organického uhlíku a zvýšení jeho akumulace v atmosféře (McConkey a kol., 2003).

Půdní úrodnost je utvářena i vlastnostmi biologickými, zejména činností edafonu, tj. půdních mikroorganismů a živočichů. Početně i biomasou v něm převládají mikroorganismy (bakterie, mikromycety). Půdní organismy mají nezastupitelnou funkci ve všech procesech podmiňujících půdní úrodnost. Biologická aktivita půdy - zastoupena měřením respirační aktivity mikroorganismů - byla měřena interferometrickou metodou (Novák, Apfelthaler, 1964).

Cílem práce bylo zjistit kvalitu a obsah půdní organické hmoty (POH) u černoze modální karbonátové a popsat vybrané vlastnosti potenciální respirace.

Materiál a metody

Odběr a zpracování vzorků pro analýzy mimo biologického stanovení

Bylo vybráno 10 lokalit na černozemi karbonátové (Obr.1). Vzorky byly odebrány z ornice (0 – 30 cm). Přehled lokalit je v tabulce 1. Odběr probíhal v průběhu roku 2005 na místech jako při Komplexním průzkumu půd (1961 – 1970), díky čemuž jsme omezili vliv prostorové variability výsledků. Z výsledků KPP jsme přejali údaje o množství půdní organické hmoty. Vzorky byly standardně vysušeny a zpracovány.

Odběr a zpracování vzorků pro analýzy biologického stanovení

Vzorky byly odebrány z ornice. Příprava vzorku půdy spočívá v prosetí sítem o velikosti ok 2 mm (jemnozlem I). Stanovení probíhá na základě odečítání hodnot z přístroje Vaisala GMT220 - měřící čidlo je umístěno v kyvetě, která podporuje proudění vzduchu z baňky se vzorkem do místa měření (Foukalová, Pokorný, 2006).

Půdní analýzy

Celkový obsah uhlíku v půdě byl zjištěn oxidimetrickou titrací Walkley – Black s modifikací dle Nováka–Pelíška (Jandák a kol., 1989). Frakční složení, tj. obsah veškerých humusových látek a volných humusových látek byl stanován metodou krátké frakcionace dle Kononové a Bělčikové (1963). Po stanovení veškerých humusových látek (HL) jsou tyto dále rozděleny na HK a FK. Ze zjištěných hodnot se počítá poměr HK:FK. Při studiu optických vlastností HK jsou v poslední době využívána zejména UV-VIS spektra. Nejčastěji využívanou charakteristikou, kterou můžeme získat z UV-VIS spektra, je tzv. barevná křivka a barevný index ($Q_{4/6}$). Měření jsme prováděli na spektrometru VARIAN CARY PROBE 50 pomocí optické sondy v rozsahu vlnových délek 300 – 700 nm.

Respirace mikroorganismů byla hodnocena vybranými respiračními kvocienty - N:B a Faktor komplexního působení. Analýzy byly prováděny interferometrickou metodou (Novák, Apfelthaler, 1964). N:B – fyziologická využitelnost půdního dusíku. Čím je hodnota N:B vyšší, tím je fyziologická využitelnost dusíku menší. Je-li dusíku dostatek, přídavek dalšího dusíku již respiraci nezvyšuje a hodnota N:B je blízká 1. FKP - odchylka od 1 říká do jaké míry zejména fyzikální faktory, umožňují úplnější využití uhlíku a dusíku v komplexním působení, než při oddělené aplikaci.

Výsledky a diskuze

V současné době je obsah POH na černozemi modální karbonátové na sledovaných lokalitách v průměru $2,98 \pm 0,27$ % (variační rozpětí 1,15 – 4,11 %). Tento obsah označujeme jako střední. Obsah Corg je v průměru $1,73 \pm 0,16$ %. Variační rozpětí u souboru se pohybuje od 0,67 % Corg (minimum) na lokalitě Křenovice, do 2,38 % Corg (maximum) na lokalitě Hrušky. Při Komplexním průzkumu půd (1961 – 1970) byly na sledovaných lokalitách průměrné hodnoty POH nižší, a to $2,50 \pm 0,19$ %. Variační rozpětí zde bylo poněkud užší, pohybovalo se od 1,40 % (minimum) na lokalitě Březí, do 3,38 % (maximum) na lokalitě Prostějov. Rozdíl mezi starými a novými výsledky je statisticky průkazný (Obr.2).

Kvalita humusu je dána jeho frakčním složením a poměrem huminových a fulvo kyselin (HK:FK). Výsledky frakcionace jsou uvedeny na obr. 3.

Suma humusových látek (HL) se pohybovala od 0,42 do 0,88 mg.100g⁻¹, v průměru $0,70 \pm 0,05$ mg.100g⁻¹. Maximálních hodnot (0,88 mg.100g⁻¹) bylo

dosaženo na lokalitě Němčičky. Minimální hodnoty ($0,42 \text{ mg} \cdot 100\text{g}^{-1}$) pak bylo dosaženo na lokalitě Křenovice.

Obsah HK je v průměru $0,39 \pm 0,04 \text{ mg} \cdot 100\text{g}^{-1}$. Maximální hodnoty ($0,55 \text{ mg} \cdot 100\text{g}^{-1}$) byly zjištěny na lokalitě Hrušky, minimální hodnoty ($0,14 \text{ mg} \cdot 100\text{g}^{-1}$) na lokalitě Křenovice. Obsah fulvokyselin (FK) byl v průměru $0,31 \pm 0,02 \text{ mg} \cdot 100\text{g}^{-1}$. Variační rozpětí bylo dle očekávání poněkud užší než u HK. V extrémech se pohybovalo od $0,23 \text{ mg} \cdot 100\text{g}^{-1}$ (Modřice) do $0,42 \text{ mg} \cdot 100\text{g}^{-1}$ (Němčičky).

Poměr HK:FK byl prakticky u všech sledovaných lokalit větší než 1, v průměru $1,25 \pm 0,13$ což indikuje velmi vysokou kvalitu HL. Určitou výjimku tvoří lokalita Křenovice, kde byl poměr HK:FK střední – 0,49 (hodnocení poměru HK:FK dle Brtnický, Janček, 2007). Tato lokalita je výjimečná i v dalších ohledech (nejnižší hodnoty HL, HK apod.). Důvodem je pravděpodobně eroze, která mohla mít podstatný vliv na tvorbu humusových látek. Za posledních 40 let bylo erodováno přibližně 30 cm ornice, přičemž v současné době je již orbou ovlivňován přechodný horizont. V současné době se tedy jedná o lokalitu s degradovanou půdou, v tomto souboru poněkud výjimečnou.

Barevný koeficient $Q_{4/6}$ se v průměru pohybuje okolo hodnoty $3,82 \pm 0,14$. V extrémech od 3,08 (Uherčice) do 4,43 (Křenovice). HK mají hodnoty $Q_{4/6}$ zpravidla nízké (3 – 4) a FK vysoké (9 – 10). Nárůst barevného koeficientu $Q_{4/6}$ indikuje snížení stupně humifikace a stability HK.

Stupeň humifikace (Sh, je vypočítán jako poměr obsahu $C_{HK}/C_T \cdot 100$) se pohybuje od 11,5 % (lokalita Březí) do 31,4 % (lokalita Němčičky). Průměrný stupeň humifikace je $23,0 \pm 2,1$ % (viz Obr.4). Poměrně nízký stupeň humifikace u lokality Březí je pravděpodobně způsoben půdním druhem, který je hlinito-písčité (14 % jílnatých částic). Hodnocení stupně humifikace: do 10 % velmi slabý stupeň humifikace, 10 – 20 % nízký, 20 – 30 % střední, 30 – 40 % vysoký a nad 40 % velmi vysoký stupeň humifikace (Grišina a Orlov, 1978).

N:B (fyziologická využitelnost dusíku) značí u všech lokalit nízkou využitelnost dusíku v půdě. Nejvíce je to patrné u lokality Březí (2,1). Je-li v půdě využitelného dusíku dostatek, přídavek dalšího dusíku již respiraci nezvyšuje a hodnota N:B je blízká 1. Nejblíže jedné (1,2) byly hodnoty u lokalit Hrušky, Prostějov a Smržice, kde je z daných lokalit nejvíce využitelného dusíku.

FKP (faktor komplexního působení) - nejvyšší hodnota je u lokality Prostějov (2,0) a je zde tedy i úplnější využití uhlíku a dusíku v komplexním působení.

Závěr

Práce zjišťuje kvalitu půdní organické hmoty na vybraném subtypu černozemě modální karbonátové. Výsledky ze současné doby byly porovnány s výsledky KPP (1961 – 1970) na stejných lokalitách (pro vyloučení prostorové variability).

Z výsledků je patrné, že černozem modální karbonátová má poměrně vysokou kvalitu půdní organické hmoty. V současné době je obsah POH na této varietě u sledovaných lokalit v průměru $2,98 \pm 0,27$ %, resp. obsah Corg je v průměru $1,73 \pm 0,16$ %. Tento obsah označujeme jako střední. Suma humusových látek (HL) je v průměru $0,70 \pm 0,05 \text{ mg} \cdot 100\text{g}^{-1}$. Obsah HK je v průměru $0,39 \pm 0,04 \text{ mg} \cdot 100\text{g}^{-1}$, obsah fulvokyselin (FK) v průměru $0,31 \pm 0,02 \text{ mg} \cdot 100\text{g}^{-1}$. Poměr HK:FK byl

prakticky u všech sledovaných lokalit větší než 1, v průměru $1,25 \pm 0,13$ což indikuje vysokou kvalitu HL.

Určitou výjimku v souboru sledovaných lokalit tvoří lokalita Křenovice, kde byl poměr HK:FK velmi nízký – 0,49. Tato lokalita je výjimečná i v dalších ohledech (nejnižší hodnoty HL, HK atd.). Důvodem je pravděpodobně eroze, která mohla mít podstatný vliv na tvorbu (resp. délku tvorby) humusových látek. Za posledních 40 let bylo erodováno přibližně 30 cm ornice - v současné době je již orbou ovlivňován přechodný horizont. V současné době jde o lokalitu s degradovanou půdou, v tomto souboru ojedinělou. Proto ne všechny půdy náležející dle klasifikace do černozemí modálních karbonátových lze označit za kvalitní, zvláště pak ne erozní formy.

N:B (fyziologická využitelnost dusíku) nám značí u všech lokalit nízkou využitelnost dusíku v půdě. Nejvíce je to patrné u lokality Březí (2,1). FKP (faktor komplexního působení) nám ukazuje nejvyšší hodnotu u lokality Prostějov (2,0) a tím tedy i úplnější využití uhlíku a dusíku v komplexním.

Při srovnání obsahu POH s výsledky z Komplexního průzkumu půd došlo ke zvýšení množství půdní organické hmoty, a to statisticky průkazně. Důvodem je pravděpodobně dodávání velkých dávek organického a minerálního hnojení, a pěstování víceletých píceň. Lze však očekávat, že současný trend nebude dále pokračovat a časem bude zřejmě docházet k mírnému poklesu z důvodu snižování počtu dobytčích jednotek na hektar a nižší úrovni hnojení, vápnění a pěstování víceletých píceň. Jak je však uvedeno výše, dvanáctileté pokusy z Litvy ukazují, že obsah organického uhlíku v důsledku nedostatečného hnojení klesá velmi pomalu (Tripolskaja, Greimas, 1998).

Seznam použité literatury

- Apfelthaler R., Novák B. (1964): Příspěvek k metodice stanovení respirace jako indikátoru mikrobiologických pochodů. Rostlinná výroba, ročník 10, č. 2: 145-150.
- Brtnický, M., Janček, M.: Obsah a kvalita humusu v půdách střední Moravy In VIII. Vedecká konferencia doktorandov a mladých vedeckých pracovníkov 2007, s. 23. ISBN 978-80-8094-105-5.
- Grišina, L.A., Orlov, D.S.: Sistema pokazatelej gumusovogo sostojanija počv. In: Problemy počvovedenija. Moskva, Izd. Nauka 1978, s.53 – 61.
- Foukalová, J., Pokorný, E.: Agroekologické limity vybraných biologických vlastností ornice černosolů v oblasti střední Moravy. In: Mendelnet '06, 2006, Agro, 64 p.
- Kolektiv autorů: Komplexní průzkum půd ČSSR (1961–1970) – průvodní zpráva okresu Brno-venkov, Břeclav, Prostějov, Vyškov.
- Kononova, M.M., Bělčiková, N.P.: Uskorenyj metod opredelenia sostava gumusa mineralnych počv. In.: Kononova, M.M. Organičeskoje veščestvo počvy. Moskva, 1963, pp.228-234
- Korobskoi, N.F., Morozova, I.B.: Change in organic matter of soils of the Western cis-Caucasus due to land use. Russian-Agricultural-Sciences, 1996, No. 11, 32-36; translated from Doklady Rossijskoj Akademii Sel'skokhozjaistvennykh Nauk (1995) No. 6 20-22 (Ru).
- McConkey, B.G.; Liang, B. C.; Campbell, C.A.; Curtin, Moulin A.; Brandt, S.A.; Curtin, G.P.: Crop rotation and tillage impact on carbon sequestration in Canadian prairie soils. Soil and Tillage Research 74, 2003, pp. 81-90.
- Sotáková S.: Organická hmota a úrodnost' pody. Příroda Bratislava, 1982, 234.

Tianu, M.: Evolutia substantei organice a solului influenta diferitelor masuri tehnologice in experiente de lunga durata. Rumunsko: Analele Institutului de Cercetari pentru Cereale si Plante Tehnice, Fundulea, 1996, 63. s.105–110. Tripolskaja, L., Greimas, G.: Changes of the agrochemical characters of soil arable layer, formed under the influence of different fertilization systems. Litva: Zemdirbyste, Mokslo Darbai, 1998, No. 63. s.55-69.

(URL 1) [online] http://www.czso.cz/csu/edicniplan.nsf/kapitola/10n1-05-_2005-1400 Český statistický úřad Statistická ročenka ČR za rok 2005 – Zemědělství.

(URL 2) [online] http://www.ukzuz.cz/pdf/pudy/vyvojAZZP_93_98_99_04.pdf ÚKZÚZ – publikace odbor agrochemie, půdy a výživy rostlin

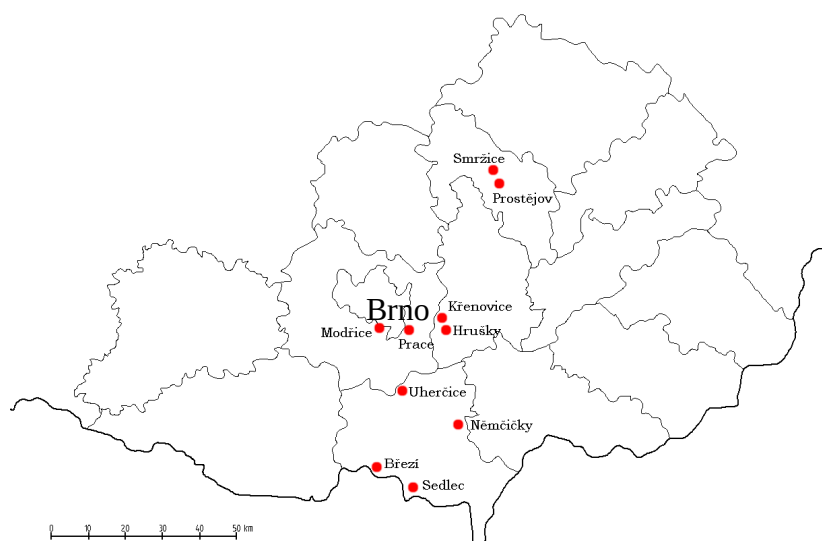
Tab.1: Charakteristika vybraných lokalit černozemí modálních karbonátových (CEm'c)

Katastr	okres	nadm. výška/ m	sklonitost/%	obsah jílnatých částic (%)
Prace	Brno venkov	270	4	45,5
Modřice	Brno venkov	205	< 1	39,5
Němčičky	Břeclav	190	8	42,5
Uherčice	Břeclav	200	1,5	63,8
Sedlec	Břeclav	175	< 1	53,0
Březí	Břeclav	200	< 1	14,9
Prostějov	Prostějov	220	< 1	36,9
Hrušky	Vyškov	200	< 1	40,8
Křenovice	Vyškov	235	10	38,6
Smržice	Prostějov	230	< 1	42,8

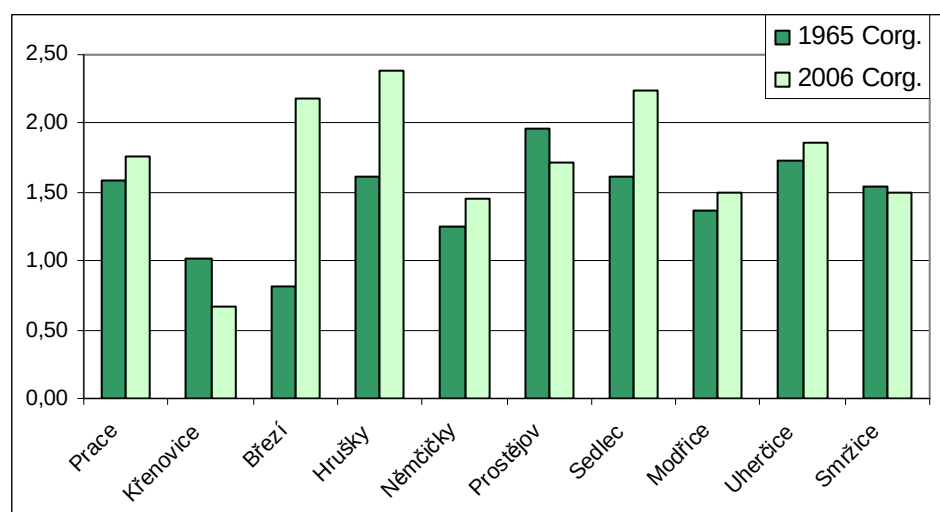
Tab. 2: Kvalita, obsah POH a vybrané hodnoty potenciální respirace

Katastr	HL (mg.100g ⁻¹)	HK (mg.100g ⁻¹)	FK (mg.100g ⁻¹)	HK:FK	Corg (%) 1965	Corg (%) 2005	N:B	FKP
Prace	0,80	0,49	0,31	1,56	1,59	1,76	2,0	1,0
Modřice	0,48	0,25	0,23	1,06	1,36	1,50	1,4	1,2
Němčičky	0,88	0,46	0,42	1,10	1,25	1,46	2,1	0,7
Uherčice	0,80	0,50	0,30	1,68	1,73	1,86	1,2	1,2
Sedlec	0,76	0,38	0,37	1,03	1,61	2,24	1,8	1,0
Březí	0,50	0,25	0,25	1,00	0,81	2,18	1,2	2,0
Prostějov	0,76	0,42	0,34	1,25	1,96	1,72	1,5	1,2
Hrušky	0,85	0,55	0,30	1,87	1,61	2,38	1,7	1,0
Křenovice	0,42	0,14	0,28	0,49	1,02	0,67	1,7	1,0
Smržice	0,77	0,45	0,32	1,44	1,54	1,50	1,2	1,3

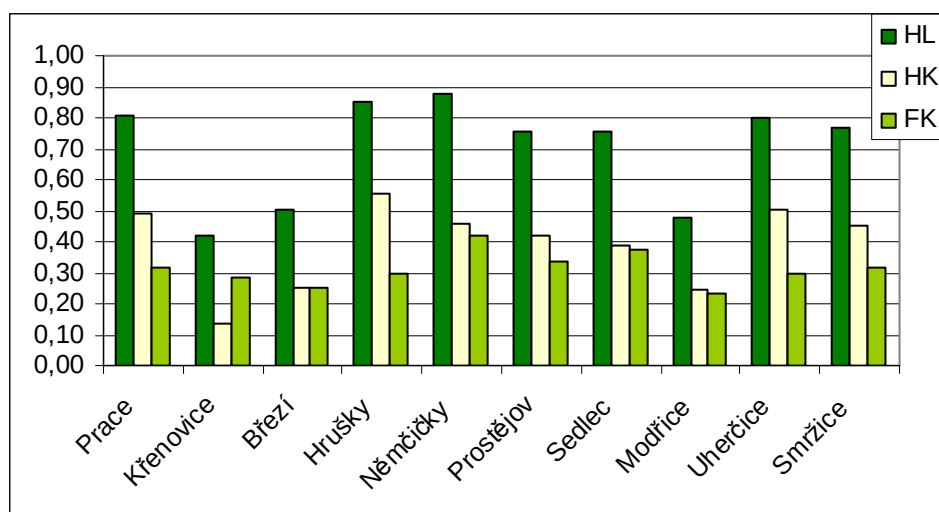
Obr. 1. Mapa odběrových míst



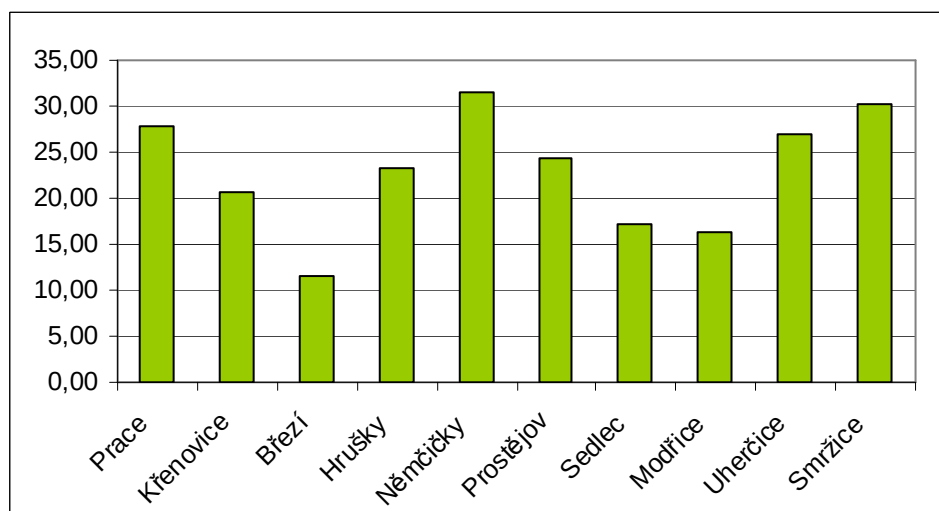
Obr. 2: Průměrný obsah Corg u vybraných černozeří karbonátových na Moravě při KPP (1961 – 1970) a při nových měřeních v roce 2005.



Obr. 3: Frakční složení půdní organické hmoty u vybraných CEm'c na Moravě (2005)



Obr. 4: Stupeň humifikace u vybraných CEm'c na Moravě



SPECIACE TĚŽKÝCH KOVŮ V MĚSTSKÝCH PŮDÁCH

Ivana Galušková, Luboš Borůvka, Aleš Vaněk, Ondřej Drábek

Katedra pedologie a ochrany půd, ČZU Praha, Kamýcká 129, Praha 6 – Suchbátka, 165 21

E-mail: galuskova@af.czu.cz

Úvod

Přesun obyvatel z venkova do měst a přeměna venkova na města jsou významnými ukazateli nárůstu počtu jedinců v urbánních oblastech (World Urbanization Prospects, 2001). Urbánní půdy jsou značně ovlivněny lidskou činností. Významným rysem jsou výrazně odlišné horizonty. Tyto půdy lze považovat za značnou zásobárnu rizikových prvků a organických polutantů (Stroganova, 1998, Biasioli, Rodrigues, 2001). Městské prostředí zatížené kontaminanty může negativně působit na lidské zdraví. Nejvíce ohroženými skupinami jsou děti a starší lidé (Shen et al., 1996, Li et al., 2001).

Materiál a metody

Obsahy těžkých kovů (Cd, Zn, Cu, Pb) a jejich specií byly zjišťovány v šesti parcích Prahy a Ostravy. V prvním případě se jedná o město rezidenční, v druhém o průmyslové. Půdní vzorky byly odebrány v létě 2006 ve třech hloubkách (0-10, 10-20, 20-30 cm) v místech zastíněných a nezastíněných stromy (Obr. 1, 2).

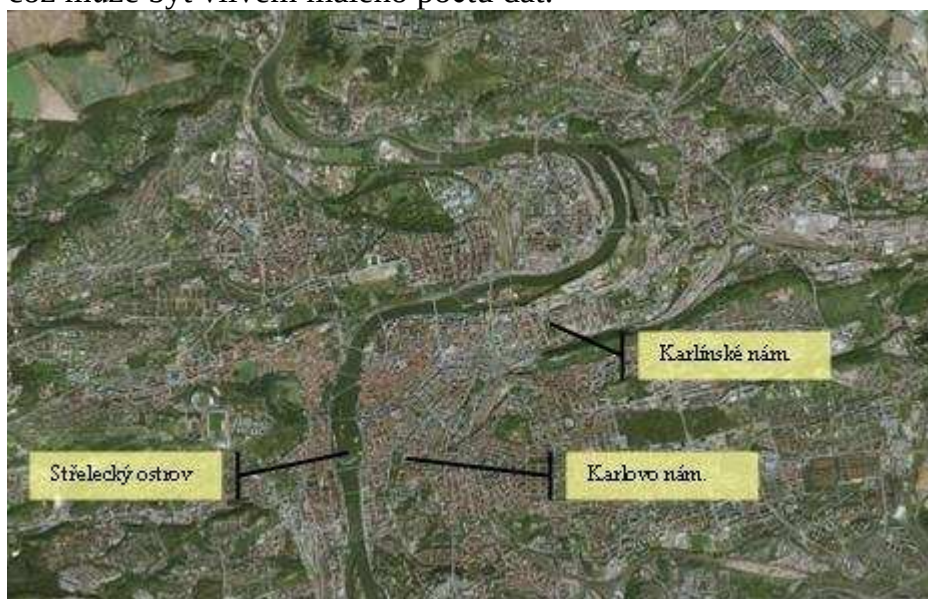
Na vysušených a přesátých (≤ 2 mm) vzorcích byly stanoveny základní půdní vlastnosti. Aktivní a výměnná půdní reakce byla stanovena potenciometricky pomocí pH-metru inoLab Level 1.

Poměr zemina/vyluhovalo byl pro aktivní půdní reakci 1:2, jako vyluhovadlo byla použita demineralizovaná voda, pro výměnnou půdní reakci byl 1:2,5 s vyluhovadlem chloridem draselným (Westerman et al., 1990). Obsah organického uhlíku C_{ox} byl zjišťován modifikovanou Tjurinovou metodou. K analýze bylo použito 0,2 g jemnozeme II. Po zoxidování uhlíku byl přebytek chromsírové směsi titrován Mohrovou solí do bodu ekvivalence zjištěném potenciometricky (Zbíral et al., 2004). Kvalita organické hmoty byla stanovena spektrofotometricky na základě proměření absorbancí humínových látek při vlnových délkách v oblasti viditelného záření 400 až 600 nm. Z absorbancí změřených při 400 a 600 nm byl vypočten barevný kvocient $Q_{4/6}$ (Pospíšil, 1981). Těžké kovy byly extrahovány v $2 \text{ mol.l}^{-1} \text{ HNO}_3$ za studena při poměru půda/vyluhovalo 1:10 a třepání během 6 h (běžně využívaná metodika, doporučená ÚKZÚZ). Pseudototální obsah rizikových prvků byl stanoven v lučavce královské dle ISO 11466 a vypovídá o množství prvku poutaném na jednotlivé půdní frakce s výjimkou silikátů. Pro určení chemických forem těžkých kovů byla zvolena metoda tříkrokové modifikované sekvenční extrakce BCR vycházející z postupu Tessiera et al. (1979). Frakce 1 prezentuje výměnnou, vodorozpustnou, uhličitánovou a slabě organicky poutanou formu kovů, frakce 2 okludovanou v Fe-Mn oxidech, frakce 3 organicky poutanou. Rozkladem za použití lučavky královské se stanoví zbytková frakce (Rauret et al., 2000). Výluhy byly proměřeny AAS.

Výsledky

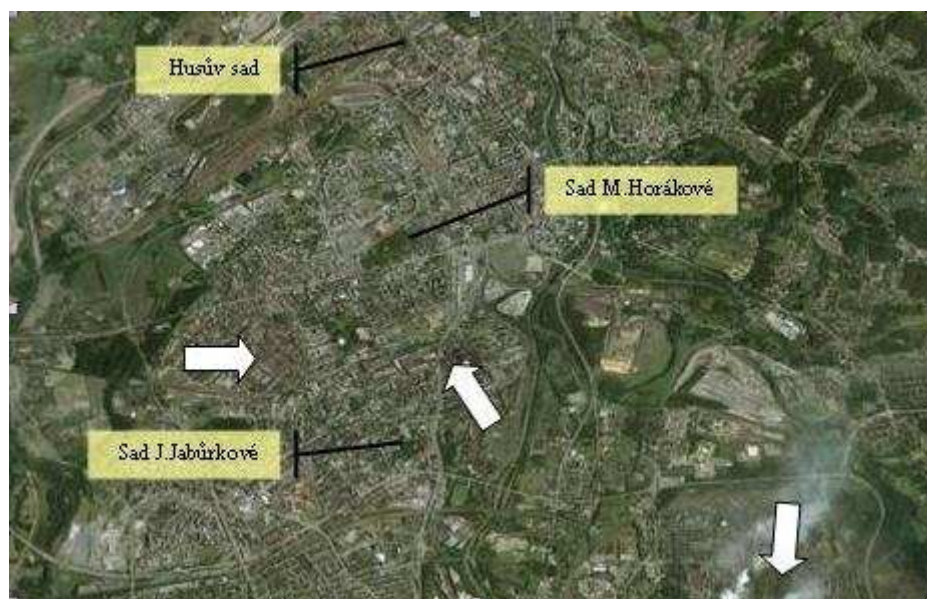
Na vybraných parcích Prahy a Ostravy byla zjištěna aktivní půdní reakce v rozmezí hodnot $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ 6,1-8,0 a výměnná půdní reakce pH_{KCl} 5,9-7,8, přičemž s hloubkou u většiny lokalit hodnoty nepatrně rostly a v místech v blízkosti stromů bylo pH nižší než v místech vzdálenějších od stromů. Mezi jednotlivými městy se hodnoty výrazně nelišily. Obsah organického uhlíku C_{ox} s rozsahem od 1,5-9,4 % se různil jak mezi městy (ostravské parky měly v průměru 2,8 %, pražské 4,4 %), tak mezi hloubkami. Obecně se dá říci, že C_{ox} s hloubkou klesal s výjimkou Střeleckého ostrova a Sadu J. Jabůrkové, kde byl trend opačný. Poměr $\text{Q}_{4/6}$ vyjadřující kvalitu humusu byl opět u všech vzorků vyrovnaný s rozmezím 2,6-4,8.

Pro posouzení zastoupení jednotlivých frakcí u městských půd byly vybrány tři parky z obou měst nejvíce zatížené těžkými kovy. Prvotní srovnání prvků bylo provedeno extrakcí v $2 \text{ mol.l}^{-1} \text{ HNO}_3$. Z pražských parků byly nejhorší hodnoty u Karlínského náměstí, Karlova náměstí a Střeleckého ostrova, z ostravských u Sadu M. Horákové, Sadu J. Jabůrkové a Husova sadu, viz Obr. 1, 2. Pro Prahu byl zjištěn rozsah hodnot: Cd 0,8-1,2; Zn 94-150; Cu 25-66; Pb 58-117 mg.kg^{-1} , pro Ostravu: Cd 1,0-1,8; Zn 38-639; Cu 13-145; Pb 34-114 mg.kg^{-1} . Z Tab. 1 je patrný zvýšený obsah kadmia a zinku, jejichž významným zdrojem je těžký průmysl, v Ostravě. Několikanásobně vyšší hodnoty byly u Sadu M. Horákové, který leží přibližně 1 km od Vysokých pecí ve směru častého proudění větru. Ve stejném směru, 2 km, od téhož zdroje jsou obsahy nižší. Dá se však předpokládat, že u Sadu M. Horákové je půda kromě imisí z Vysokých pecí zatížená i z jiných zdrojů, blízké komunikace, bývalého krematoria nebo mohla být tato půda navezena z jiné lokality. V rezidenční Praze naopak převažuje olovo z dopravy. Všechna zvolená místa leží v těsné blízkosti komunikace, popř. křižovatky. Přestože je od roku 2001 v České republice zakázán prodej olovnatých paliv (ČAPPO, 2002), značná část olova je v půdě akumulována z minulých let (Teutsch et al., 2001). Z Tab. 1 lze vidět rozdíly mezi vzorky odebranými pod stromy a na volném prostranství. Tyto rozdíly však nebyly statisticky potvrzeny. Pokles prvků s hloubkou je patrný. Tento trend nebyl statisticky prokázán, což může být vlivem malého počtu dat.



Obr. 1 Studované parky města Prahy.

Zdroj: Google earth.

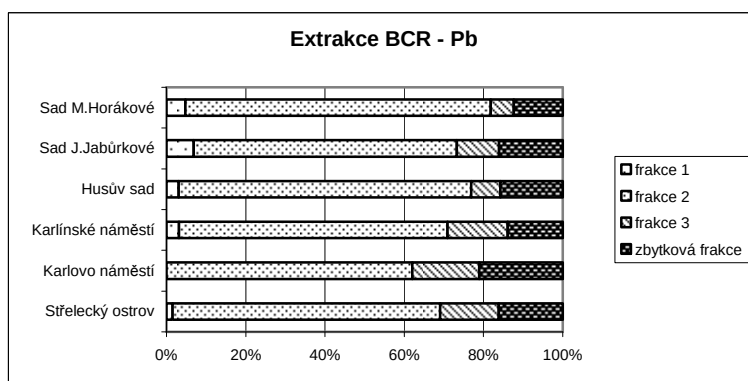
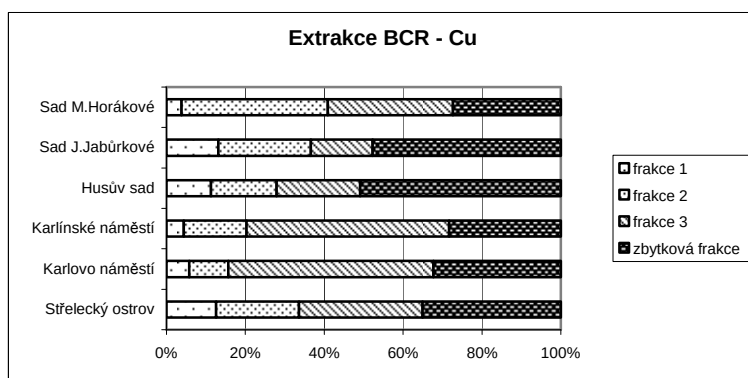
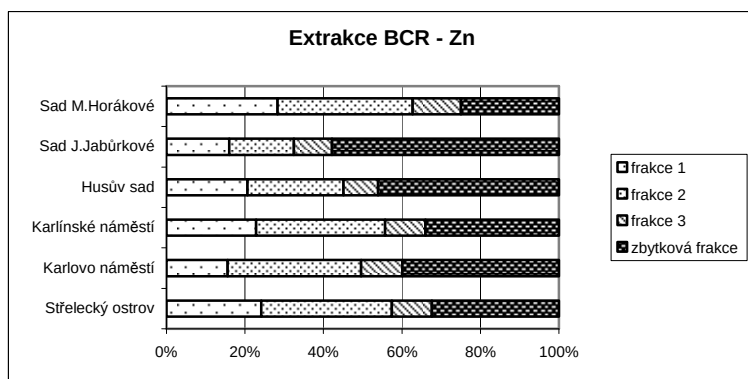
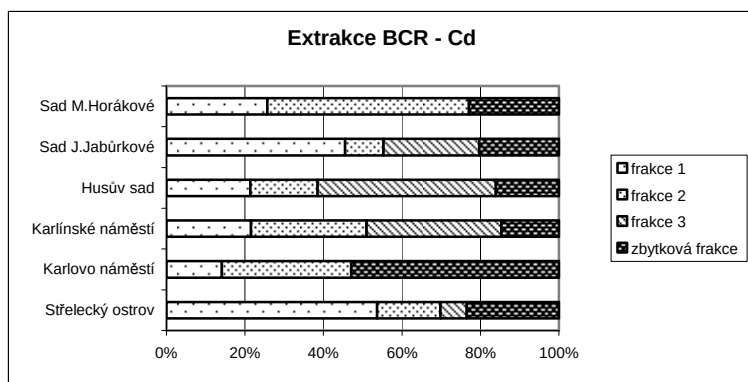


Obr. 2 Studované parky města Ostravy. Šipkami jsou vyznačeny významné zdroje znečištění: stará ocelárna, Vysoké pece, Ocelárna Vítkovice Steel, v pořadí z leva doprava.
(Zdroj: Google earth)

Tab. 1 Průměrné obsahy kovů v mg.kg^{-1} v půdách pražských a ostravských parků v místech zastíněných (S) a nezastíněných (N) stromy stanovené v kyselině dusičné a lučavce královské.

	Praha				Ostrava			
	dusičná		lučavka		dusičná		lučavka	
	S	N	S	N	S	N	S	N
Cd	0,91	0,92	1,56	1,23	1,62	1,38	1,33	1,61
Zn	114,3	100,2	174,4	168,1	233,8	196,3	368,3	331,9
Cu	55,8	47,0	71,4	61,5	42,1	51,8	72,5	65,0
Pb	96,7	88,3	102,2	99,7	77,1	67,3	67,8	68,6

Na Grafech 1-4 je znázorněno zastoupení kovů v jednotlivých frakcích u všech studovaných parků v místech nezastíněných stromy. Jednotlivé odběrové lokality se mezi sebou mírně lišily. Zinek byl nejvíce zastoupen ve zbytkové frakci s rozmezím mezi jednotlivými parky 25-58 %. Měď převažovala u frakce 3 (15-61 %) a ve zbytkové frakci (27-55 %). Ačkoli bývá olovo přednostně poutáno na organickou hmotu (Borůvka, Drábek, 2004) ($P = 0,01$, $r = 0,58$), v tomto případě převažovala vazba na frakci 2, tedy na Fe-Mn oxidy (62-77 %). Silnou vazbu na tuto frakci sledovali také McKenzie (1980, In Adriano, 2001) a Li et al. (2001). Kadmium se mezi lokalitami lišilo nejvíce. U všech kovů je patrný nárůst jednotlivých frakcí do hloubky s výjimkou olova ve frakci 3 (Tab. 2). Jedná se o organicky vázané olovo, a pokles koreluje s úbytkem organické hmoty do hloubky.



Graf 1-4 Procentické zastoupení frakcí řesti studovaných parků Prahy a Ostravy pro Cd, Zn, Cu, Pb.

Tab. 2 Průměrné hodnoty frakcí (mg.kg^{-1}), zbytkové frakce a pseudototálního obsahu v lučavce královské vypočtené z hodnot obou měst ve třech hloubkách.

		0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm
frakce 1	Cd	0,43	0,42	0,55
frakce 2		0,35	0,34	0,37
frakce 3		0,33	0,35	0,38
zbytková		0,32	0,33	0,31
pseudototal		1,43	1,44	1,60
frakce 1	Cu	3,93	3,93	4,60
frakce 2		12,5	16,0	21,7
frakce 3		22,0	22,9	24,3
zbytková		19,3	19,7	18,9
pseudototal		57,8	62,5	69,4
frakce 1	Pb	2,1	3,1	3,7
frakce 2		53,5	54,5	62,4
frakce 3		9,9	7,9	7,9
zbytková		12,6	15,9	18,9
pseudototal		78,2	81,5	92,9
frakce 1	Zn	52,3	63,8	87,7
frakce 2		70,1	73,2	81,8
frakce 3		24,3	26,4	28,2
zbytková		76,3	82,2	83,7
pseudototal		223,0	245,6	281,4

Závěr

Výsledky prokázaly zvýšené obsahy Cd a Zn v průmyslovém městě, Pb v rezidenčním. Statisticky byl prokázán vztah mezi olovem a organickým uhlíkem. Byla zjištěna výrazná vazba Pb na Fe-Mn oxidy (62-77 %). U zinku převládala vazba na zbytkovou frakci (27-55 %), u mědi na organickou hmotu a zbytkovou frakci. Měď byla zastoupena ve frakci 3 z 15-61 %. Problematika frakcionace u městských půd v České republice není zatím podrobně zpracovaná, proto bude v budoucnu nadále řešena.

Použitá literatura

- Biasioli, M., Grčman, H., Kralj, T., Madrid, F., Déaz-Barrientos, E., Ajmone-Marsan, F.: Potentially Toxic Elements Contamination in Urban Soils: A Comparison of Three European Cities. *Journal of Environmental Duality*, 36, 2007, p. 70–79.
- Borůvka, L., Drábek, O.: Heavy metal distribution between fractions of humic substances in heavily polluted soils. *Plant and Soil Environmental*, 50, 2004, p. 339-345.
- ČAPPO (Česká asociace petrolejářského průmyslu a obchodu): Statistická ročenka Ministerstva životního prostředí České republiky. Výroba a spotřeba, 1. Vydání. MŽP ČR, Praha, 2002, s. 76
- Li, X., Poon, Ch., Liu, P. S.: Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong. *Applied Geochemistry*, 16, 2001, p.1361-1368.

- McKenzie (1980) In Adriano: Trace elements in terrestrial environments, 2nd edition. Springer, 2001, 867 p.
- Pospíšil, F.: Group-and fractional composition of the humus of different soils. In Transactions of the Fifth International Soil Science Conference, Research Institute for Soil Improvement, Prague, 1981, p. 135-138.
- Rauret, G., López-Sánchez, J.F., Sahuquillo, A., Barahona, E., Lachica, M., Ure, A.M., Davidson, C.M., Gomez, A., Lück, D., Yli-Halla, M., Muntau, H., Quevauviller, Ph.: Application of a modified BCR sequential extraction (three-step) procedure for the determination of extractable trace metal contents in a sewage sludge amended soil reference material (CRM 483), complemented by a three-year stability study of acetic acid and EDTA extractable metal content. *Journal of Environmental Monitoring*, 2, 2000, p. 228-233.
- Shen, X., Rosenb, J.F., Guoa, D., Wua, S.: Childhood lead poisoning in China. *The Science of the Total Environment*, 181, 1996, p. 101-109.
- Stroganova, M.N.: Urban soils - Their koncept, classification and origin. Nevada and Kalifornia, 1998, p. 181-185.
- Tessier, A., Campbell, P. G. C., Bisson, M.: Sequential extraction procedure for speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, 51, 1979, p. 844-851.
- Teutsch, N., Erel, Y., Halicz, L., Banin, A.: Distribution of natural and anthropogenic lead in Mediterranean soils. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 65, 2001, p. 2853-2864.
- Westerman, R.L.: Soil Testing and Plant Analysis, 3th edition. Soil Science Society of America, Madison, USA, 1990, p. 80-82.
- World Population Prospects: The 2000 Revision, vol. I, Comprehensive Tables (United Nations publication, Sales No. E.01.XIII.8).
- Zbíral, J., Honsa, I., Malý, S., Čižmár, D.: Analýza půd, Jednotné pracovní postupy. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělství, Brno, 2004, p. 11-15.

KONTAMINACE PŮD CHRÁNĚNÝCH ÚZEMÍ ČR

Jana Janderková, Josef Petruš, Jan Sedláček

*Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, pracoviště Brno, 657 20 BRNO, Kotlářská 51,
p.p. 120*

Bazální monitoring půd

Sledování obsahu cizorodých látek v půdách chráněných území ČR probíhá v 6 letých intervalech od r. 1993. Pro chemické analýzy jsou z každé pozorovací plochy (velikost 25x40 m) odebírány 4 směsné vzorky z jednotlivých kvadrantů (hmotnost vzorku cca 1 kg čerstvé hmoty). Směsný vzorek je získáván z 10 - 15 dílčích odběrů, rovnoměrně rozdělených po úhlopříčkách kvadrantu. Na lesních půdách jsou vzorky odebírány z horizontů:

L (opad)

F + H (nadložní humus)

A (minerální humusový horizont) max. do 30cm

E (eluviální horizont) pokud je přítomen

B (iluviální horizont akumulace) pro srovnatelnost s odběry na nelesní půdě jsou vzorky z tohoto horizontu odebírány z hloubky větší než 30 cm. V případě, že B horizont nezasahuje do hloubky větší než 30 cm, je vzorek odebrán z vrstvy do 30 cm.

U nelesních půd je dodržováno odběrové schéma pro trvalé travní porosty používané u zemědělských půd, tj. z hloubky 0 - 25 cm a z další vrstvy v případě, že to její mocnost dovoluje.

Sledované skupiny znečišťujících látek

- celková zásoba Ca, K, Mg, Na, P, Al, Cd, Cr, Cu, Co, Hg, Ni, Pb, V, Zn v nadložním humusu (hor. OL, OF+H) a rašelinných T (At) horizontech po mineralizaci HNO_3 v autoklávu
- formy Cd, Cr, Cu, Co, Ni, Pb, V, Zn ve výluhu 2M HNO_3 (minerální horizonty)
- celkový obsah Al, Cd, Cr, Cu, Co, Hg, Ni, Pb, V, Zn ve výluhu horkou lučavkou královskou (minerální horizonty)
- polychlorované bifenylly (PCB) - kongenery 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180
- polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU) - naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benz(a)antracen, chrysen, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3 - c,d)pyren, dibenzo(a,h)antracen, benzo(g,h,i)perylen, suma PAU)
- organické chlorované pesticidy (OCP) - α -, β -, γ -, δ -HCH (suma HCH), isomery o,p'-, p,p' - DDD, o,p'-, p,p' - DDE, o,p'-, p,p' - DDT, (suma DDT), PeCB, HCB.

Závěr

Ze získaného souboru výsledných hodnot sledovaných kontaminantů je patrné, že znečištění půdy se dotýká i půd chráněných území. K překročení vyhlášky MŽP č.13/1994 a kriteria A Metodického pokynu MŽP došlo u mnoha pozorovacích lokalit jak u rizikových prvků tak u PAU ze skupiny POP.

Zjištěné nadlimitní koncentrace rizikových prvků a POP nejsou v hodnotách, kdy by bylo nutné provádět další šetření či opatření (např. sanace) a většinou se nachází jen mírně nad jejich přirozeným pozadím v antropogenně nezatížených půdách. U lokalit na lesní půdě se potvrzuje skutečnost, že značná část kontaminantů vstupujících do půdy atmosférickou depozicí je vázána nadložním humusem (zejména u POP) a jejich další infiltrace do spodních vrstev půdy je závislá na mocnosti F+H horizontu a srážkových poměrech území. Relativně nejvíce zatíženými monitorovacími plochami v chráněných územích jsou Ostaš, Bílá Opava, Jezevčí vrch, Benešův luh, Raná, Doutnáč, Jaronínská bučina, Polanská niva a Studniční hora. Oproti tomu nejméně kontaminovány jsou Porážky, Braitava, Polom, Ráj, Děvín.

EKONOMICKÉ OCENĚNÍ ZNEHODNOCENÉHO POZEMKU

Jaroslava Janků

*Katedra pedologie a ochrany půdy, FPPZ, ČZU Praha, Kamýcká 129, 165 21 Praha 6 –
Suchdol, e-mail: janku@af.czu.cz*

Úvod

Znehodnocené pozemky se z hlediska trhu považují často za neprodejně, neobchodovatelné.

Pojmem neobchodovatelné půdy, je chápána půda, jejíž hodnota je díky nevhodným lidským aktivitám či přírodním živlům snížena natolik, že je z hlediska investorů vnímána jako nemovitost s nulovou či dokonce zápornou hodnotou (nemovitost vyžaduje zásadní nápravné práce). Hodnota půdy (pozemku) by ovšem ze své podstaty záporná být neměla pro svou zásadní vlastnost a to hodnotu výlučnosti omezeného přírodního zdroje. Cílem je tedy pokusit se určit hodnotu znehodnocené půdy a posoudit vhodnost stávajícího využití.

Metody

Základní pojmy

Hodnota je odhadem ceny, která by mohla při prodeji být zaplacená. Hodnota se může, ale nemusí rovnat ceně. Názor o hodnotě jedné nemovitosti si vytváří více subjektů, např. poptávající, prodávající, odhadci, jejichž představy se mohou lišit.

Cena je finanční částka sjednaná při nákupu a prodeji.

Úřední cena je stanovena cenovými předpisy MF (Zákon o oceňování majetku č. 151/1997Sb.ve znění 121/2000 Sb., 237/2004 Sb. a 257/2004 Sb. a prováděcí vyhláška k zákonu o oceňování majetku Vyhláška MFČR č. 3/2008 Sb.). Je uměle vytvořená a účelově zaměřená cena. Slouží k zajištění fiskálních zájmů států, především při zjišťování daňového základu. Snahou úřadů státní správy je, aby administrativní cena byla v souladu s trhem a výsledný odvod do státního rozpočtu byl spravedlivý. Tvorba administrativní ceny však vychází ze zjednodušení reality a s odhadem tržní hodnoty nemá téměř nic společného. Neexistuje žádný mechanismus, který by administrativní cenu transformoval na cenu tržní. U zemědělské půdy je však úřední cena v Kč za BPEJ často vodítkem pro určení tržní hodnoty.

Tržní hodnota – odhadnutá suma, za kterou by se nemovitost mohla směnit v den ocenění, mezi ochotným prodejcem a ochotným kupcem v nestranné transakci po řádném marketingu, kdy obě strany jednaly informovaně, rozvážně a bez nátlaku (schválená definice IVSC/TEGoVA, Evropské oceňovací standardy 2003).

Zvláštní hodnota - je termín, který se vztahuje na mimořádné prvky hodnoty nad nebo pod tržní hodnotou. Je to přírůstek hodnoty, který by mohl být použitelný spíše pro konkrétního vlastníka nebo uživatele majetku, než pro celý trh; tj. zvláštní hodnota je použitelná pouze pro kupujícího se zvláštním zájmem.

V případě pozemků se jedná o nadhodnotu v podobě retenční funkce, ekologické, krajinářské, produkční, kulturní apod. Tato nadhodnota je cenná pro současnost i budoucnost a je nutno ji zachovat.

Návrh tržní hodnoty

Tržní hodnota je navržena podle všeobecně uznávaných metod, které jsou reálně použitelné v současných ekonomických podmínkách v ČR a nejlépe vystihují současnou hodnotu majetku, která je proměnlivá v čase a je ovlivňována mnoha faktory, které se vyvíjejí v období rozvoje tržního hospodářství, stabilizace finanční politiky a soukromého podnikání. Použití metod a způsob stanovení tržní hodnoty je také ovlivněn účelem, pro který se tržní hodnota majetku zjišťuje.

Metody oceňování

Návrh tržní hodnoty pozemků vychází z obvykle užívaných metod:

1. Metoda výnosová

Základem pro nejčastěji používaný budoucí tok příjmů při použití výnosové metody je výnos z nájemního vztahu snížený o roční náklady na provoz. Vyjádření hodnoty majetku pomocí kapitalizační míry je nutno provádět diferencovaně pro každý majetek a v jednotlivých faktorech průběžně zohledňovat jak vývoj ekonomiky ČR, tak i možné rizikové faktory (jak současné, tak budoucí).

2. Metoda tržního porovnání

Tato metoda ocenění nemovitostí je založena na porovnání předmětné nemovitosti s obdobnými, jejichž ceny byly v nedávné době realizovány na trhu, jsou známé a ze získané informace je možno vyhodnotit hodnotu pozemku.

Návrh netržní hodnoty - zvláštní hodnoty

V případě zemědělského pozemku jako zvláštní hodnotu chápu především funkci ekologické stability, kterou lze vyjádřit metodou peněžního hodnocení biotopů.

Metoda peněžního hodnocení biotopů

Metoda byla poprvé uplatněna v Hessensku. Vychází z vytvoření seznamu biotopů, které se vyskytují na určitém území. Bodová hodnota pro každý z biotopů je získána na základě interdisciplinární spolupráce ekologů různých specializací a ekonomů. Bodová hodnota pro každý biotop (nejnižší hodnotu 3 body/m² mají zcela odpřírodněné, antropogenní biotopy např. betony, asfalty, zastavěné plochy, zatímco nejvyšší bodovou hodnotu nad 70 bodů/m² mají nejkvalitnější přírodní biotopy) je převeden na peníze násobením bodu průměrnými společenskými náklady obnovení přírodních struktur. Pro podmínky ČR byl jeden bod vyjádřen hodnotou 12,40 Kč (a hodnoty biotopů byly v rozmezí 37-992 Kč/m². (Seják, 2003)

Výsledky

Jako příklad ocenění znehodnoceného pozemku byl vybrán zemědělský pozemek v povodí Litavky (katastrální území Trhové Dušníky, okres Příbram). Jedná se o zemědělský pozemek, vedený v KN v druhu pozemku trvalý travní porost.

Pozemku je přiřazena BPEJ 55800, tzn. fluvizem glejová na nivních uloženinách, středně těžká, v mírně teplém, mírně vlhkém klimatickém regionu, zařazena do II. třídy ochrany ZPF, tzn. půda s nadprůměrnou produkční schopností a nadprůměrnými hydrologickými vlastnostmi.

Specifické pro tento pozemek je, že se nachází v záplavové oblasti řeky Litavky. Povodně se zde vyskytují pravidelně s různou intenzitou. Poslední velká povodeň byla v roce 2002. Litavka protéká půmyslovým městem Příbramí, kde se mimo jiné těžilo stříbro a zpracovávala ruda. V blízkosti Litavky byly tzv. odkalovací nádrže, které se při prudkých deštích v 2. polovině 20. století několikrát protrhly. Obsah nádrží se dostal do rozvodněné Litavky, která je roznesla po okolních pozemcích. Silná kontaminace těžkými kovy se týká i tohoto pozemku.

Co se týče jakosti vody, Litavka patří mezi jednoznačně nejznečištěnější řeky látkami této skupiny. Je to tok, který je zatížen nejvíce kovy nejen v tomto povodí, ale i na celém území republiky. Vysoké znečištění kovy, je důsledkem důlních činností a vypouštění důlních vod, svůj podíl má i okolní průmysl a podloží. Povolené limity přesahovaly mnohonásobně arsen, kadmium, olovo a zinek, zvláště v době zvýšených průtoků.

DP „Kontaminace vybraných půd těžkými kovy“ (Janků 1986) byla zaměřena na zjištění obsahu těžkých kovů právě v oblasti Litavky. Na oceňovaném pozemku byly odebrány v listopadu 1985 čtyři vzorky. Byla zjištěna silná kontaminace **kadmiem** (6,4- 58,4 mg.kg⁻¹ - (typický obsah 0,06 mg.kg⁻¹Bowen, 1966), **mědí** (30,6 – 169,0 - (typický obsah 20 mg.kg-1Bowen, 1966), **manganem** (1880,0 – 5080,0 (typický obsah 850 mg.kg-1Bowen, 1966), **olovem** (674,0- 4640,0 (typický obsah 10 mg.kg-1Bowen, 1966), **antimonem** (<50,0 – 209,7 (typický obsah 1,7 mg.kg-1 (Pavel, 1984) **cínem** (19,3- 301,4 (typický obsah 10 mg.kg-1Bowen, 1966), a **zinkem** (1460,0-4285,0 (typický obsah 50 mg.kg-1Bowen, 1966). Jedná se o celkové obsahy stanovené optickou emisní spektrální analýzou.

Vzhledem k tomu, že analýzy byly prováděny v roce 1986 a od té doby byla niva několikrát vydatně zatopena, zvláště při velké povodni v roce 2002, lze se domnívat, že stupeň kontaminace již není tak vysoký. Hovoří pro to i porovnání stavu vegetace. V roce 1986 viditelným důkazem toxicity byla suchá tráva po celý rok (Janků, 1986). Nyní tomu již tak není. Nicméně zemědělské využití (ve smyslu ovlivnění potravinového řetězce) nelze doporučit.

Na pozemku probíhá též pokus s pěstováním dřevin. V minulosti byl učiněn pokus zalesnit tuto nivu, ale výsledkem jsou pouze stovky uhynulých sazenic a několik borových hájků. <http://www.mesta.obce.cz/trhove-dusniky/turistika.htm>).

V roce 2007 požádala ČZU Praha o pronájem pozemku pro výsadbu rostlin a rychle rostoucích stromů, které odčerpávají z půdy olovo. Obec nabídla část oceňovaného pozemku p.č. 399/1. Tato část je pronajata od r. 2008. Dle návrhu smlouvy činí nájemné 0,50 Kč/ m2. Plocha pronajaté části pozemku činí 6600 m².

Obci byla také nabídnuta možnost vybudování archeoparku (skanzenu z období raného středověku). Tuto možnost obec zvažuje.

Postavení nemovitosti na trhu

Lze konstatovat, že předmětný pozemek z pohledu trhu s nemovitostmi můžeme zařadit do segmentu zemědělské pozemky kontaminované, ohrožované

záplavami, nevhodné pro stavební využití, nevhodné pro zemědělské využití, v lokalitě obce Trhové Dušníky, okres Příbram.

Trh s nemovitostmi v daném segmentu a lokalitě můžeme charakterizovat následujícím způsobem:

1. Obec trhové Dušníky je specifická tím, že v jejím katastru se nachází niva řeky Litavky, která spoluvytváří půvabnou krajinu. Meandry řeky jsou považovány za nejvýznamnější a ojedinělý přírodní úkaz, neboť na ostatních řekách došlo k regulaci toků a zpevňování břehů.
2. Niva byť krásná, ale zaplavovaná a kontaminovaná, neumožňuje krajinu využívat aktivně hospodářsky, s výjimkou zalesnění, které se doposud díky obsahu TK nedařilo.
3. Poptávka po pozemcích tohoto typu neexistuje, tzn. neexistuje trh.
4. Ekonomicky a společensky nejvýznamnější je retenční funkce nivy. Díky pojmutí velkého množství vody při záplavách niva chrání výrazným způsobem majetek obyvatel na dolním toku.

S ohledem na předchozí je možné konstatovat, že obecné vyhlídky předmětné nemovitosti, z hlediska výše ceny při eventuelním prodeji v daném segmentu a lokalitě, jsou nízké.

Vlastní ocenění

Volba metody ocenění

Stanovení hodnoty tržní

V předkládaném návrhu hodnoty budou použity následující metody:

1. Metoda tržního porovnání

Je metodou běžně užívanou a uznávanou odbornou i laickou veřejností. Bohužel v tomto konkrétním případě v daném segmentu a lokalitě nelze nalézt srovnatelná tržní data. Případ prodeje kontaminovaného pozemku v záplavové oblasti mi není znám. Porovnávací metodu tudíž nelze použít.

2. Metoda výnosová

Pro výnosové ocenění byla použita dočasná renta, výnosy konstantní po dobu 7 let, diskontní míra 8%. Náklady na údržbu zanedbatelné. Sedm let bylo zvoleno s ohledem na růst stromů (bude viditelné, zda prospívají, či chřadnou).

3. Navrhovaná metoda s použitím koeficientu využití

Metoda bere v úvahu negativa pozemku - cena se upraví srážkou (nevyužitelnost k zemědělským účelům-kamení, náplavy, močály) a pozitivu - přírážkou (dostupnost, blízkost okresního města) a koeficientem využití, který je ovlivněn kontaminací TK a pravidelnými záplavami.

Stanovení hodnoty netržní - zvláštní hodnota

Zvláštní hodnota předmětného pozemku spočívá především v celospolečenské hodnotě a to konkrétně vyjádřeno následujícími funkcemi:

Retenční funkce při povodních. Částečná ochrana majetku obyvatel na dolním toku.

Krajinářská funkce. Ojedinelé meandry činí krajinu kolem řeky půvabnou.

Historická funkce. Kraj s významnými halštatsko-laténskými památkami. V katastru obce štoly stříbrných dolů (19. století), barokní stavby (kaple, boží muka). Nabídka vybudování archeoparku.

Turistická funkce. Zelený koridor - souvislý nepřerušovaný pruh krajiny, propojený stezkou.

Pro stanovení hodnoty byla použita metoda peněžního hodnocení biotopů.

Analýza ocenění

Jednotka	Úřední cena (Kč)	Porovnávací hodnota (Kč)	Výnosová hodnota (Kč)	BPEJ s koeficientem využití (Kč)	Zvláštní hodnota (metoda ocenění biotopu)	Navržená tržní hodnota
m²	12,01	není	0,14	1,28	136,-	1,30
Celkem	1 447 770,00		17 180,-	154 000	16 394 392	155 000,00

S přihlédnutím ke všem popisům a závěrům, na základě použitých metod je pro návrh tržní hodnoty k datu ocenění 8.9.2008 navržena tržní hodnota ve výši 155 000,- Kč, tj. 1,30 Kč/m².

Zvláštní hodnota ve výši 16 390 000,- Kč, tj. 136 Kč/m².

Závěr

Byla navržena metoda určení tržní hodnoty pozemku znehodnoceného kontaminací a záplavami, použitelná pro případy, kde neexistují žádná porovnatelná data, a s pozemky tohoto segmentu se neobchoduje, což je u znehodnocených pozemků běžné.

Pozemek je součástí rozlehlé nivy. Nejlepší možné přípustné a racionální využití pozemku je představováno současným využitím, a tím je využití přirozené retenční schopnosti půdy při povodních.

Pakliže se prokáže v budoucnu snížení toxicity na míru neškodlivou dřevinám, je možné pozemek zalesnit. Jestli by v budoucnu došlo k detoxikaci na úroveň běžných půd, je možné i zemědělské využití (např. pastvina, louka), zatím díky toxickým hodnotám TK není zemědělské využití možné.

Další využití pozemku je v turistice, zmiňovaná možnost vybudování archeoparku. Povodí Litavky je významnou lokalitou keltského osídlení.

Pro stavební účely z důvodu častých povodní pozemek vhodný není. I když existují stavební postupy, které umožňují v záplavových oblastech stavět, bylo by to nevhodné právě z důvodu zachování ochranné krajinářské funkce.

Při posouzení vhodnosti využití pozemků by měla nastoupit rozhodující funkce státu. Vychází totiž otázka, jak se zachovat při určování priorit ve využití pozemků. Zda preferovat zájmy jednotlivce či úzké skupiny, nebo upřednostnit primární potřeby společnosti, které jsou dány funkcí půdy - krajinnou, ekologickou, retenční, kulturní, produkční apod. Právě zde by měl hlavní roli sehrát stát, převzít zodpovědnost za budoucí vývoj při tvorbě územních a regulačních plánů a posoudit vhodnost využití nejen na základě všeobecné diskuse, ale především na základě odborného ocenění nastíněném v tomto příspěvku. Nebudeme-li totiž dostatečným způsobem chránit půdu jako základní materii, zahubíme krajinu.

Seznam literatury

- Bowen, H.J.M., 1966: Trace elements in biochemistry. Academic Press, London
Bradáč A. a kol., 2004: Teorie oceňování nemovitostí. Brno
http://www.cemc.cz/aspekty/vyber_z_clanku/Env_dopady/env_skody/dokumenty/1.pdf
<http://www.mesta.obce.cz/trhove-dusniky>
http://www.ochranavod.cz/03/zprava_2006_SOV.pdf
<http://www.tegova.org/en/p4291cca2e8de4>
http://cs.wikipedia.org/wiki/Trhov%C3%A9_Du%C5%A1n%C3%ADky
Janků J., 1986: Kontaminace vybraných půd těžkými kovy. DP VŠZ Praha
Malý B., 2007: Evropské oceňovací standardy. Přednáška
Pavel et al., 1984: Geologie a půdoznalství. VŠZ Praha 1984, s.125-128
Sejál, J., 2003: K ekologické újmě z podnikání. Environmentální aspekty podnikání. 2/2003
Zazvonil Z., 2007: Odhad hodnoty pozemků, Praha

DOPAD ANTROPIZÁCIE NA VÝVOJ DEGRADÁCIE PÔD PODĽA ICH OHROZENÍ

Jozef Kobza

*Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Bratislava, RP Banská Bystrica, SR
e-mail: kobza.vupop@bystrica.sk*

Úvod

Okrem prirodzeného vývoja pôd sa čoraz viac uplatňuje aj vplyv človeka, ktorý viac alebo menej rušivo zasahuje do prirodzeného vývoja pôd. I keď vplyv človeka na pôdu je pomerne starého dáta (prvé poľnohospodárske ekumény vznikli ešte koncom atlantika a začiatkom subboreálu – t.j. asi pred 5 000 rokmi), výraznejšie sa začal prejavovať až v poslednom storočí (najmä formou poľnohospodárskej a priemyselnej činnosti). Tento vplyv človeka sa môže prejaviť v kladnom, ale i v negatívnom zmysle a často výrazne ovplyvňuje prirodzený vývoj pôd, alebo aspoň časť ich profilu. Výsledkom takéhoto antropického pôsobenia môže dôjsť k zmene prirodzených vlastností pôd, v ojedinelých prípadoch môže dôjsť i k pretvoreniu pôd.

Detailnejšie sme sa začali zaoberať vplyvom antropickej činnosti na vývoj pôd v zmenených spoločensko-ekonomických podmienkach (po roku 1990) prostredníctvom komplexného systému monitorovania pôd Slovenska podľa konkrétnych ohrození (acidifikácia, alkalizácia a salinizácia pôd, kontaminácia pôd, obsah makro- a mikroelementov, ako aj pôdnej organickej hmoty, kompakcia a erózia pôd).

V tomto príspevku sme sa pokúsili priblížiť aktuálny stav a vývoj poľnohospodárskych pôd, kde práve vplyv človeka je zvlášť významný.

Materiál a metódy

V práci sú zhodnotené výsledky dosiahnuté v pozorovacej sieti 318 monitorovacích lokalít pôd Slovenska. Dôležité parametre vlastností pôd boli sledované a hodnotené podľa ohrození pôdy v zmysle návrhu a doporučení EK pre jednotný európsky monitoring pôd (Van-Camp et al., 2004) nasledovne:

Kontaminácia pôd

rizikové prvky (Cd, Pb, Cr, Zn, Cu, Ni, Se, Hg) – v extrakte 2 mol.dm⁻³ HNO₃ a As (v extrakte 2 mol.dm⁻³ HCl) – nové hygienické limity podľa Zákona 220/2004 Z.z. (MP SR, 2004) boli prijaté až v priebehu monitorovacieho cyklu, ktorý bolo potrebné dokončiť s pôvodnými metódami

Acidifikácia pôd

pH/H₂O, pH/KCl, pH/CaCl₂, výmenné kationy (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺), kationová výmenná kapacita

Salinizácia a sodifikácia pôd

elektrická vodivosť (ECe), obsah výmenného Na v sorpčnom komplexe pôdy (ESP), sodíkový adsorpčný pomer (SAR), pH/H₂O, výmenné kationy a anióny (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺, Cl⁻, SO₄²⁻, CO₃²⁻, HCO₃⁻)

Kvantitatívne a kvalitatívne zloženie pôdnej organickej hmoty

Cox, Nt, HK, FK, Q₆⁴, elementárna analýza (C, H, N, O)

Kompakcia pôdy

zrornosť (podľa FAO), objemová hmotnosť, pórovitosť (z fyz. valčekov o objeme 100 cm³)

Erózia pôdy

¹³⁷Cs, pH/KCl, Cox, P, K, zrornosť (podľa FAO)

Podrobné metódy uvedených parametrov sú popísané v Záväzných metódach rozborov pôd pre ČMS-Pôda (Fiala a kol., 1999).

Výsledky a diskusia

Chemická degradácia pôdy

Kontaminácia pôd

Na základe doterajšieho sledovania bol zistený mierny nárast koncentrácie Cd, Cr, Cu a Pb v poľnohospodárskych pôdach Slovenska, i keď štatistický rozdiel bol nepreukazný. Zároveň sme zistili zvýšenie koncentrácie Cd, Cr, Pb a Zn v podornici. Najväčšie zmeny boli zistené v distribúcii Cd a Cr, kde kontaminácia chrómom bola dvojnásobná pre pôdy, ktoré prekročili A1 referenčný limit. Najviac nadlimitných vzoriek bolo zistených pri kadmii, a to v kambizemiach (22 %) a v rendzinách (38,1%).

Mierny nárast niektorých prvkov, keďže sa jednalo prevažne o nepreukazný štatistický rozdiel, možno viac pripísať určitej variabilite týchto prvkov v čase najmä vplyvom kultivácie.

Acidifikácia pôd

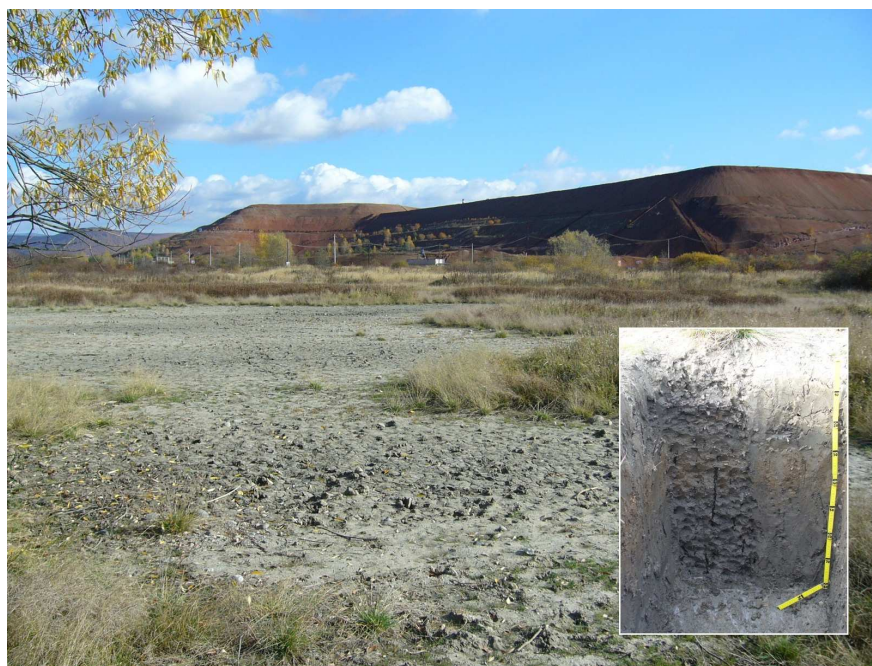
Kultivácia pôdy, aplikácia ochranných opatrení, vplyv emisných zložiek atmosféry, ako aj spôsob využívania pôdy ovplyvňujú predovšetkým hodnoty pôdnej reakcie v ornici. Určitý mierny trend v smere acidifikácie zaznamenávame na kyslých pôdach a substrátoch, i keď rozdiel nie je štatisticky preukazný. Spomalenie vývoja rastlín, ako aj vplyv na výživu rastlín, ktoré patria k hlavným symptómom hliníkovej toxicity sa dotýka aj orných pôd s hodnotou pôdnej reakcie v slabo kyslej a kyslej oblasti s nižšou kvantitou a kvalitou organickej hmoty. Pomer ekvivalentných množstiev výmenných kationov Al³⁺/Ca²⁺ indikuje stupeň degradácie pôdy, vysoký

stupeň degradácie pôdy sme stanovili pri fluvizemiach na nekarbonátových fluvialných sedimentoch (2,46) a pri pseudoglejoch využívaných ako orné pôdy (1,22).

Salinizácia a sodifikácia pôd

Salinizácia predstavuje proces, ktorý vedie k preukaznému zvýšeniu vodorozpustných solí v pôdnom profile. Sodifikácia predstavuje akumuláciu Na^+ v pevnej a/alebo tekutej fáze pôdy, prevažne ako vykryštalizované soli NaHCO_3 alebo Na_2CO_3 (Eckelmann et al., 2006). Doterajšie výsledky potvrdzujú súčasne oba prebiehajúce procesy, pričom sa ukazuje, že proces sodifikácie je dominantný. Zvýšený obsah solí je zaznamenávaný predovšetkým v podornicových a substrátových horizontoch, zriedkavý je v povrchovej vrstve pôdy. To dokumentuje skutočnosť, že proces zasolovania prebieha od spodných horizontov smerom k povrchu pôdy. Okrem procesu zasolovania pôd v primárnom vývoji, ktorý sa viaže na arídne a semiarídne oblasti treba spomenúť aj proces sekundárneho zasolovania, ktorý môže byť spôsobený najmä vplyvom tekutých alkalických odpadov, ktoré sa môžu dostávať za určitých okolností (napr. nesprávnym technologickým fixovaním) do pôdy, a tak zasolovať pôdu i v oblastiach, kde nie sú pre tento proces vhodné podmienky (napr. v semihumídnej klíme). Príkladom takéhoto sekundárneho procesu zasolovania pôd je Žiarska kotlina (obr. 1).

Obr. 1 Príklad sekundárneho zasolenia pôd vplyvom alkalických odpadov na alúviu rieky Hron v Žiarskej kotline



Kvantitatívne a kvalitatívne zloženie humusu

Po počiatočnom poklese obsahu humusu prakticky na všetkých orných pôdach, zisťujeme v poslednom období jeho mierny nárast prakticky na prevažnej časti orných pôd, čo môže byť do určitej miery aj výsledok dotačnej politiky.

Priemerné hodnoty Nt v jednotlivých pôdnych typoch sú v úzkej korelácii s hodnotami organického uhlíka. Kvantitatívne parametre humusu sú vo väčšej miere ovplyvnené genézou pôdy a sú charakteristické pre konkrétny pôdny typ (HK/FK, Q₆⁴). Ich hodnoty majú v čase skôr kolísavý charakter bez výraznejšieho trendu zhoršovania, alebo zlepšovania kvality humusu.

Makro- a mikroelementy

Na základe dosiahnutých výsledkov pretrváva pokles obsahu prístupných živín – najmä fosforu a draslíka, a to pri K o 20 – 25 % a pri P dokonca o viac ako 50 %, čo ukazuje na nízku úroveň PK hnojenia. Obsah Mg je v našich pôdach prevažne vysoký, čo dokumentuje jeho prirodzenú zásobenosť (aj na nekultivovaných pôdach) s výnimkou podzolov a rankrov.

Obsah mikroelementov (Cu, Mn, Zn) je v našich pôdach prevažne stredný až vysoký. Výraznejšie zmeny v obsahu mikroelementov v pôdach počas doterajšieho priebehu monitorovania neboli zistené.

Fyzikálna degradácia pôdy

Sem zaraďujeme predovšetkým **kompakciu (zhutňovanie) a eróziu pôd**. Fyzikálne vlastnosti patria k tým pôdnym vlastnostiam, ktoré v prípade poľnohospodársky využívaných pôd reagujú okamžite na zmeny v spôsobe kultivácie – agrotechniky a osevných postupov. Táto ich reakcia sa odvíja aj v závislosti od ich vlastností – hlavne zrnitostného zloženia a obsahu humusu (primárna kompakcia). K nej sa pridružuje i tzv. sekundárna kompakcia (vplyv človeka) – najmä používanie ťažkej mechanizácie pri nevhodnej vlhkosti. V praxi sa väčšinou vyskytuje ich kombinácia. Zhoršovanie fyzikálneho stavu sa prejavuje v smere od zrnitostne ľahších pôd k ťažším pôdam. Podornice hlinitých až ílovitých pôd sú už zhutnené s výnimkou hlinitých černozemí a fluvizemí na karbonátových substrátoch. Takmer 800 tis. ha poľnohospodárskej pôdy je viac alebo menej ovplyvnených kompakciou pôdy.

Medzi najvýznamnejšie environmentálne problémy patrí aj erózia pôdy. Prejavuje sa približne na 43,3 % aktuálnej výmery poľnohospodárskeho pôdneho fondu.

Záver

Súčasný stav kvality pôdneho pokryvu SR je výsledkom jednak dlhodobého vývoja a súčasne je aj produktom človeka. Tak, ako má pôda svoju minulosť, má aj svoju súčasnosť a bude mať aj svoju budúcnosť. Pôda bude stále viac ovplyvňovaná človekom. Preto bude potrebné zabezpečiť takú úroveň vzťahu človeka k pôde, ktorá negatívne neovplyvní budúcnosť našich pôd. Táto úloha vyplýva z potreby aproximovať základný zákon o ochrane našich pôd s najnovším odborným a legislatívnym vnímaním pôdy v medzinárodnom priestore a najmä v EÚ. V roku 2008 pripravujeme vydanie publikácie o komplexnom a detailnejšom stave a vývoji pôd SR aj s návrhom regulačných opatrení pre zvýšenie ochrany našich pôd.

Literatúra

- Eckelmann, W., Baritz, R., Bialousz, S., Bielek, P., Carre, F., Houšková, B., Jones, R.J.A., Kibblewhite, M.G., Kozak, J., Le Bas, C., Tóth, G., Tóth, T., Várallyay, G., Yli Halla, M. & Zupan, M. (2006). Common Criteria for Risk Area Identification according to Soil Threats. European Soil Bureau Research Report No. 20, EUR 22185 EN, 94 pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Fiala, K., Kobza, J., Barančíková, G., Brečková, V., Búrik, V., Houšková, B., Chomaničová, A., Makovníková, J., Matúšková, L., Pechová, B., Váradiová, D. (1999): Závazné metódy rozborov pôd ČMS-Pôda. VÚPOP Bratislava, 142 s.
- Fulajtár, E. (1996): Prognóza zasoľovania pôd Podunajskej roviny. VUPU Bratislava, 1996
- MP SR (2004): Zákon č. 220/2004 Z.z. o ochrane a využívaní poľnohospodárskej pôdy. Annex 2 – Hygienické limity
- 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 21319 EN/5, 872 pp, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg

FUNKCE PŮDY PŘI OCHRANĚ PODZEMNÍCH VOD PŘED KONTAMINACÍ PESTICIDY

Radka Kodešová¹, Vít Kodeš^{2,1}, Lukáš Brodský^{3,1}, Martin Kočárek¹, Marcela Rohošková¹, Vít Penížek¹, Ondřej Drábek¹, Josef Kozák¹

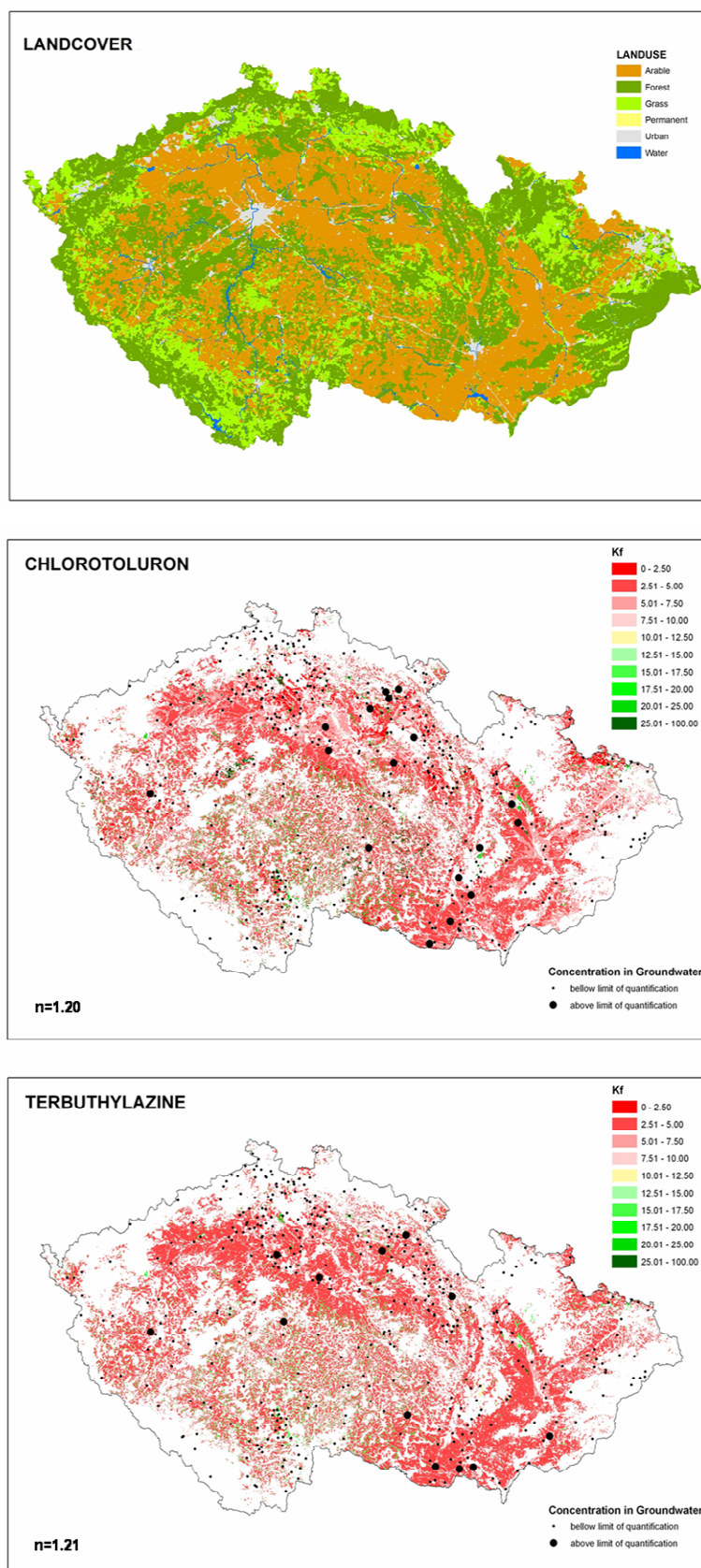
¹ČZU, Kamýcká 129, 16521 Praha 6, kodesova@af.czu.cz, ²ČHMÚ, Na Šabatce 17, 14306 Praha 4, ³GISAT, Charkovská 7, 101 00 Praha 10

Úvod

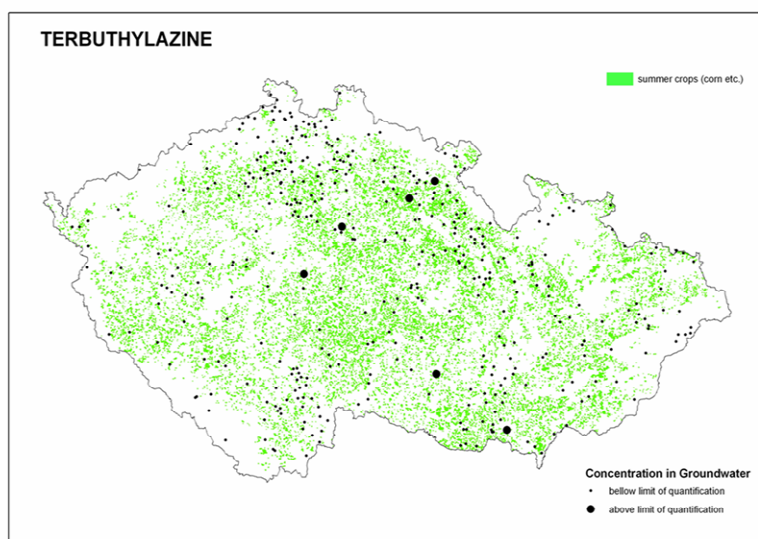
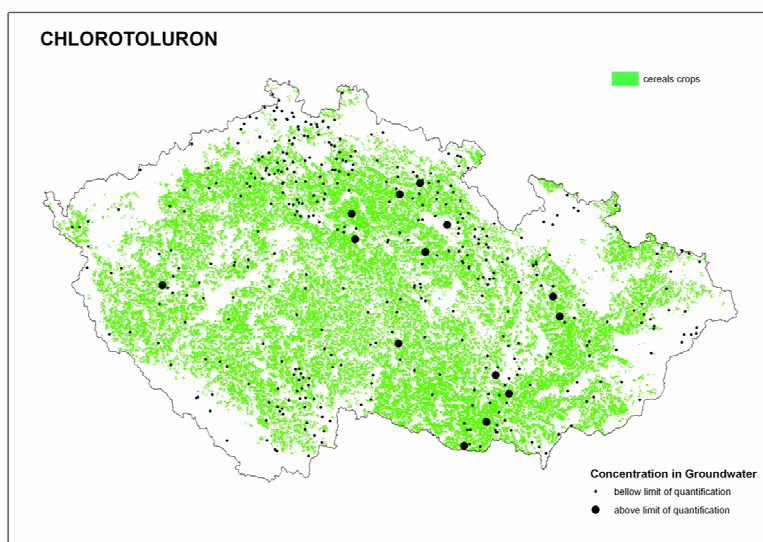
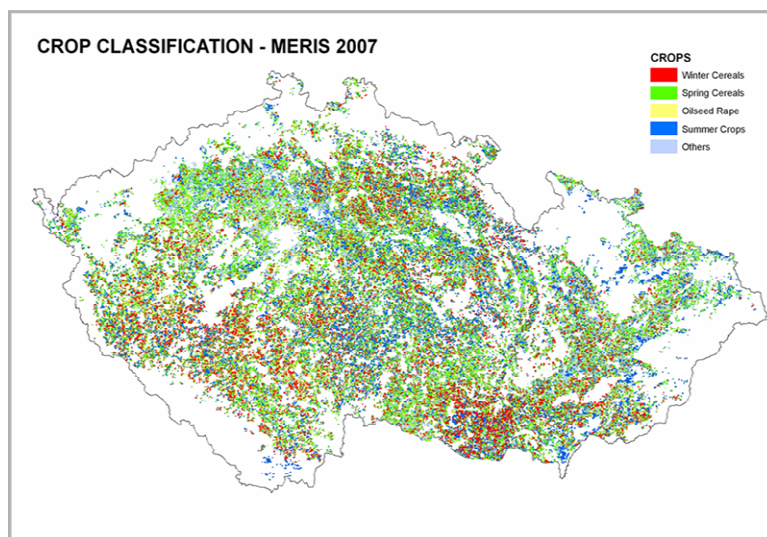
Kontaminace podzemní vody pesticidy užívanými v zemědělství je závažný celosvětový problém. Monitoringem kvality podzemních vod ČR se zabývá Český hydrometeorologický ústav (<http://hydro.chmi.cz/ojv>). Protože je tento monitoring velmi nákladný, jsou monitorovány pouze některé z užívaných pesticidních látek. Praxe však ukázala, že je potřeba monitorovanou škálu pesticidů rozšířit. Pro tyto účely je proto nutné provést optimalizaci monitorované sítě a časového rozvržení odběru vzorků podzemní vody. Jedním z důležitých faktorů, který má vliv na transport pesticidů a následně kontaminaci podzemních vod, je půdní pokryv. Náplní této práce bylo provést vyhodnocení funkce půdy při ochraně podzemních vod.

Materiál a metody

Na základě půdní mapy ČR (Němeček a kol., 2001) a různých klimatických podmínek bylo vybráno 11 humusových horizontů rozdílných půdních typů a 2 substráty. Pro tyto půdní vzorky byly stanoveny základní půdní vlastnosti (Rohošková a kol., 2007). Na půdních vzorcích byly dále stanoveny adsorpční izotermny pro 4 pesticidní látky. Pomocí vícenásobné lineární regrese byly následně vyhodnoceny pedotransferová pravidla pro předpověď adsorpčních koeficientů ze základních půdních vlastností. Na základě stanovených pedotransferových pravidel, půdního informačního systému PUGIS (Kozák a kol., 1996) a půdní mapy ČR (Němeček a kol., 2001) byly vytvořeny tématické mapy adsorpčních parametrů na území ČR. Podrobnosti jsou uvedeny v Kočárek a kol. (2008). V této studii jsou dále diskutovány výsledky pouze pro chlorotoluron a terbuthylazin. Dalším úkolem při hodnocení vlivu půdního pokryvu bylo pomocí DPZ lokalizovat plochy, kde byly pravděpodobně aplikovány zkoumané pesticidy. Land Cover ČR byl vyhodnocen z multi-spektrálních dat typu Landsat z roku 2007. Pro období delší než jeden rok byly plochy pravděpodobné aplikace vybraných pesticidů definovány jako orná půdy. V jednoletém období (2007) byly tyto plochy definované podle pěstované plodiny. Hodnocení Crop Cover z ESA Envisat MERIS dat bylo popsáno Brodským a kol. (2008). Plochy pravděpodobné aplikace chlorotoluronu byly definovány jako obiloviny a plochy možné aplikace terbuthylazinu byly definovány jako letní plodiny (kukuřice). Na závěr byly výsledné mapy konfrontovány s výsledky monitoringu kvality podzemních vod, který provádí ČHMÚ.



Obr. 1. Land Cover ČR, adsorpční parametry K_f [$\text{cm}^{3/n} \mu\text{g}^{1-1/n} \text{g}^{-1}$] orné půdy (plochy pravděpodobné aplikace pesticidů) a výsledky monitoringu kvality podzemních vod v letech 2004-2007.



Obr. 2. Crop Cover ČR, plochy pravděpodobné aplikace pesticidů (obiloviny - chlorotoluron, letní plodiny / kukuřice - terbuthylazin) a výsledky monitoringu kvality podzemních vod v roce 2007.

Výsledky a diskuse

Land Cover ČR a výsledné mapy adsorpčních koeficientů K_f orné půdy jsou společně s výsledky monitoringu (místa s monitorovanými koncentracemi nad/pod limitní hodnotou) za čtyřleté období (2004-2007) zobrazeny na obr. 1. Crop Cover ČR v roce 2007 a plochy pravděpodobné aplikace vybraných pesticidů v tomto období jsou společně s výsledky monitoringu z tohoto roku (místa s monitorovanými koncentracemi zkoumaných látek nad/pod limitní hodnotou) zobrazeny na obr. 2. V mnoha případech výskyt látek v podzemních vodách souhlasí s plochami s vyšší pravděpodobností jejich výskytu. Na druhou stranu na těchto plochách existuje mnoho lokalit bez pozitivního nálezu. Je však nutno zdůraznit, že výsledky monitoringu podzemních vod reprezentují kvalitu různých zvodní. Mnohé jsou chráněny nepropustnými nebo málopropustnými izolátory a tudíž je malá pravděpodobnost, že budou kontaminovány bezprostředně z povrchu. Složitost hydrologických a hydrogeologických podmínek, klimatická dat, období aplikace pesticidních látek, úhrny jejich aplikace na okresech ČR a doba odběru vzorků podzemní vody musí být dále zohledněny pro verifikaci získaných tematických map s výsledky monitoringu a vytvoření map zranitelnosti podzemní vody.

Poděkování: Tato studie byla zpracována v rámci řešení projektů Ministerstva školství, mládeže a tělovýchovy ČR č. 2B06095 a č. MSM 6046070901.

Použitá literatura

- Brodský, L., Vobora, V., Šourková, L., Kodešová, R., 2008. Supervised crop classification from middle-resolution multitemporal images. The proceedings CD of the 2nd MERIS – (A)ATSR User Workshop, ESA, submitted.
- Kočárek, M., Kodešová, R., Pijáková, H., Drábek, O., Kozák, J., Kodeš, V., 2008. Vyhodnocení sorpce chlortoluronu, prometrynu, metribuzinu a terbuthylazinu v půdách ČR. In: Rohošková, M., Jakšík, O. [eds.]: 12. Pedologické dny na téma: Antropogenní zatížení půd, sborník příspěvků, CD-ROM, ČZU v Praze, 2008, ISBN 978-80-213-1879-3, 66-70.
- Kozák, J., Němeček, J., Jetmar, M., 1996. The database of soil information system – PUGIS. Plant Production 42(12): 529-534.
- Němeček, J., Kozák, J. et al., 2001: Půdní mapa České republiky 1:250 000. ČZU, Praha.
- Rohošková, M., Kodešová, R., Penížek, V., 2007. Výběr reprezentativních půd pro hodnocení mobility pesticidních látek, 15th International Poster Day, Transport of Water, Chemicals and Energy in the System Soil-Crop Canopy-Atmosphere System, Eds. Čelková, A., Matejka, F., Institute of Hydrology SAS, Bratislava, Slovak Republic, Proceedings CD, 550-553.

VLIV PŮDNÍ STRUKTURY NA TRANSPORT CHLOROTOLURONU V RŮZNÝCH HORIZONTECH TŘECH PŮDNÍCH TYPŮ

Radka Kodešová¹, Nadia Vignozzi², Marcela Rohošková, Tereza Hájková¹,
Martin Kočárek¹, Marcello Pagliai², Josef Kozák¹, Jiří Šimůnek³

¹KPOP, ČZU, Kamýcká 129, 16521 Praha 6, kodesova@af.czu.cz,

²CRA-ABP, Piazza M Azeglio 30, I-50121 Florence, Italy

³Dept. of Environ. Sci., University of California Riverside, Riverside, CA 92521, USA

Úvod

Půdní struktura má významný vliv na proudění vody a transport rozpuštěných látek v půdě. V mnoha studiích bylo ukázáno, že při proudění vody dochází buď k imobilizaci vody v izolovaných pórech nebo naopak k preferenčnímu proudění. Pro popis zmíněných jevů vznikla řada modelů. Přehledy různých přístupů byly publikovány Šimůnkem a kol. (2003), Gerkem (2006), Köhnem a kol. (2008a,b), nebo Šimůnkem a van Genuchtenem (2008b). Pesticidy jsou jedny z významných kontaminantů, které mohou být v důsledku preferenčního proudění transportovány hlouběji do půdy a potenciálně také do podzemní vody. Transport pesticidních látek ovlivněný preferenčním prouděním byl například popsán Köhnem a kol. (2006), Pot a kol. (2005), Gärdenäs a kol. (2006), Kodešovou a kol. (2005, 2008a), a Doussetem a kol. (2007). Všechny tyto studie popisovaly transport pesticidů v povrchových humusových horizontech, kde v důsledku vyššímu obsahu humusu dochází k významné sorpci pesticidních látek a zároveň díky přítomnosti mikroorganismů k degradaci těchto látek. V tomto příspěvku je v krátkosti popsána studie transportu pesticidu chlorotoluronu ve vybraných diagnostických horizontech třech půdních typů. Podrobně je tato studie popsána Kodešovou a kol. (2008b).

Materiál a metody

Proudění vody a transport chlorotoluronu byl experimentálně zkoumán na neporušených půdních vzorcích v laboratorních podmínkách. Vzorky půdy byly odebrány z vybraných horizontů třech půdních typů: hnědozemě modální (Ah, Bt₁, Bt₂), šedozemě modální (Ah, Ck) a kambizemě modální (Ah a Bv). Na povrch půdních vzorků byl aplikován roztok chlorotoluronu. Po aplikaci herbicidu následovala výtopová infiltrace. V průběhu experimentu byla měřena kumulativní infiltrace a odtok ze vzorku půdy, tlakové výšky ve dvou úrovních půdního vzorku, a koncentrace látky v odtékajícím roztoku. Laboratorní sestava je zobrazena na obr. 1.

Proudění vody a transport chlorotoluronu byl následně inverzně simulován pomocí modelu jednoduché pórovitosti (single-porosity) a modelu duální propustnosti (dual-permeability) (dvojitá propustnost v doméně matričních pórů a doméně makropórů) v HYDRUS-1D (Šimůnek a kol., 2008a). Frakce domény makropórů byla definována na základě mikromorfologických snímků. Transport chlorotoluronu byl

simulován jak za předpokladu rovnovážné adsorpce tak nerovnovážné adsorpce (two-site sorption model) (Genuchten a Wagenet, 1989).

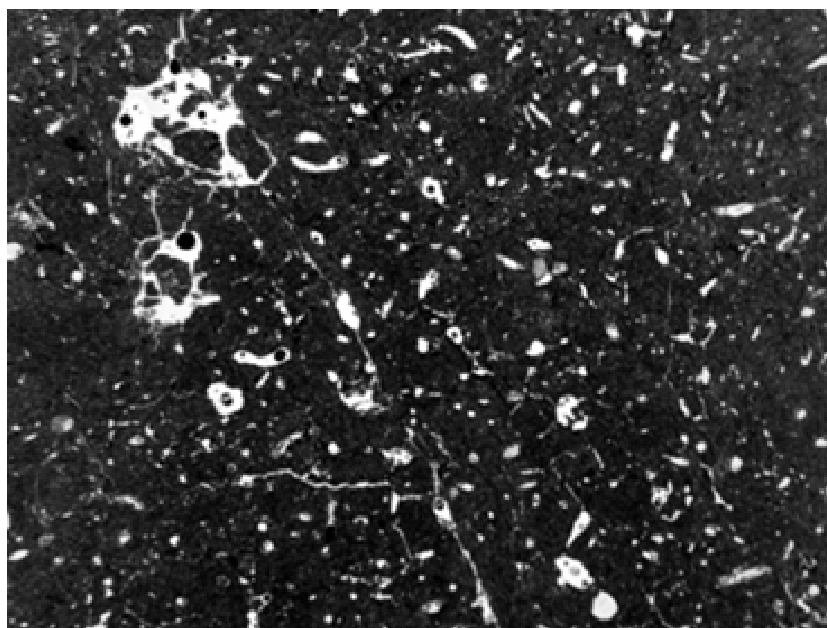


Obr. 1. Laboratorní sestava.

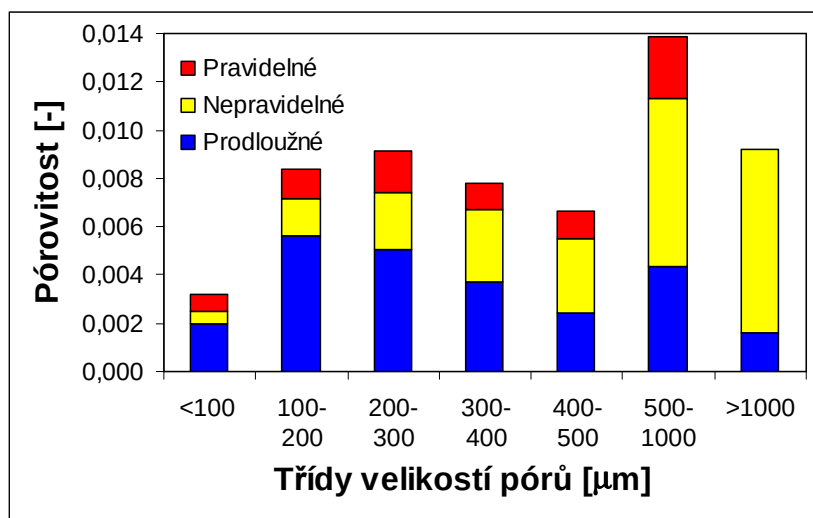
Výsledky

Největší intenzita proudění vody a transportu herbicide byla zjištěna v důsledky dobře vyvinuté prizmatické struktury v Bt₁ horizontu hnědozemě modální. Nejnižší intenzita transportu byla díky slabě vyvinuté struktuře sledována v Bv horizontu kambizemě modální. Ve všech půdních vzorcích bylo proudění vody v průběhu experimentu ovlivněno rozpadem půdních agregátů, jejichž stabilita byla rovněž experimentálně zkoumána definováním indexu WSA (water stable aggregates) (Nimmo a Perkins, 2002). Nejvíce byla intenzita proudění ovlivněna v Ap horizontu hnědozemě modální a to i přesto, že zjištěný index WSA byl vyšší než index WSA pro Bt₂ a Ck horizontů stejného půdního typu. Nejméně byla intenzita proudění ovlivněna v Bt₁ horizontu hnědozemě modální a to díky jílovým povlakům, které zapříčinily zvýšenou stabilitu půdní struktury.

Aplikace modelu jednoduché pórovitosti a modelu duální propustnosti pro popis proudění vody ukázala, že v některých případech modely popsaly pozorované toky a tlakové výšky podobně. V některých případech se výsledky modelu duální propustnosti více přiblížily monitorovaným hodnotám. Simulace transportu chlorotoluronu však prokázala, že model duální propustnosti ve všech případech mnohem přesněji popsal měřené koncentrace chlorotoluronu v odtékajícím roztoku. Přesnost simulovaných výsledků byla významně zvýšena při simulaci nerovnovážné adsorpce. Pro ilustraci je zde uveden jeden příklad (obr. 2 až 5).



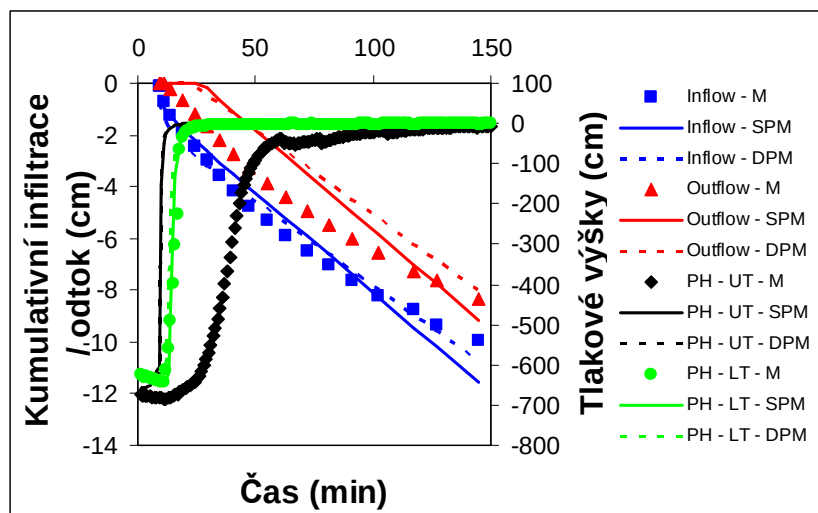
Obr. 2. Snímek pórové struktury horizontu Bt₂ hnědozemě modální (šířka rámečku 32,1 mm). Světlé plochy reprezentují velké kapilární póry.



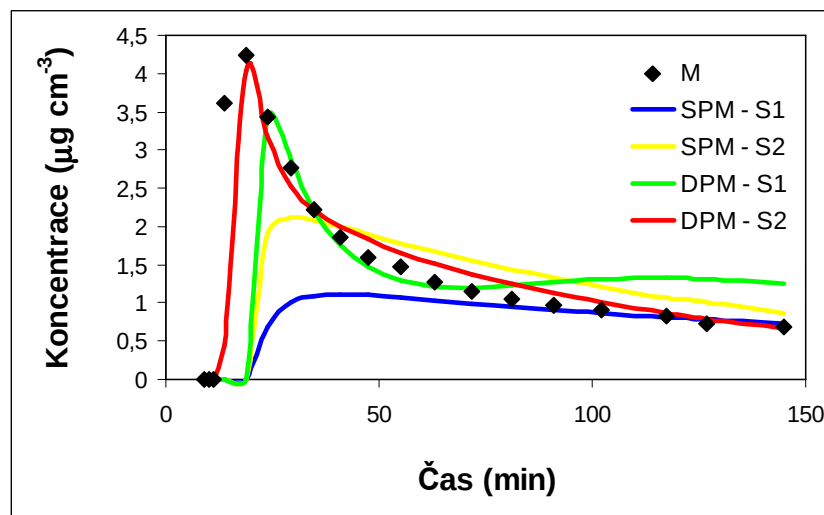
Obr. 3. Rozdělení velikostí pórů analyzovaných na snímku pórové struktury horizontu Bt₂ hnědozemě modální (obr. 2). Tvary pórů jsou rozděleny podle tvarového faktoru (Pagliai et al., 1983), který se vypočítá podle vzorce: $TF = P^2 / 4\pi A$ (kde P je obvodu póru a A je jeho plocha): pravidelné póry $TF=1$ až 2, nepravidelné póry $TF=2$ až 5, a prodloužené póry s TF větším než 5.

Na obr. 2 je snímek pórové struktury Bt₂ horizontu hnědozemě modální. Na snímku jsou patrné izolované i vzájemně propojené větší kapilární póry obklopené kompaktní matriční strukturou. Matriční struktura reprezentuje oblast malých

kapilárních pórů, zároveň doménu pomalého proudění vody a pomalého transportu rozpuštěných látek. Detekované póry, jejichž rozdělení je zobrazeno na obr. 3, představují doménu preferenčního (rychlého) proudění.



Obr. 4. Měřené (M) a simulované (SPM – modelem jednoduché pórovitosti, DPM – modelem duální propustnosti) kumulativní infiltrace (Inflow), kumulativní odtok (Outflow), tlakové výšky (PH) v úrovni horního (UT) a dolního (LT) tenzometru.



Obr. 5. Koncentrace chlorotoluronu v roztoku odtékajícího z půdního vzorku z horizontu Bt₂ hnědozemě modální měřené (M) a nasimulované podle následujících scénářů: modelem jednoduché pórovitosti v kombinaci s rovnovážnou sorpcí (SPM-S1), modelem jednoduché pórovitosti v kombinaci s nerovnovážnou sorpcí (SPM-S2), modelem duální propustnosti v kombinaci s nerovnovážnou sorpcí a neoptimalizovanou (velmi nízkou) podélnou disperzí v doméně preferenčního

proudění (DPM-S1), modelem duální propustnosti v kombinaci s nerovnovážnou sorpcí a optimalizovanou podélnou disperzí v doméně preferenčního proudění (DPM-S2).

Měřené a simulované průběhy kumulativních infiltrací, kumulativního odtoku a talkových výšek jsou zobrazeny na obr. 4. Z výsledků vyplývá, že simulovaná data pomocí obou modelů jsou podobná. Obr. 5 dále ukazuje průběh měřených koncentrací chlorotoluronu v roztoku odtékajícího z půdního vzorku a průběhy simulované podle různých scénářů. Z obrázků je zřejmé, že výsledek modelu duální propustnosti v kombinaci s two-site sorption modelem (tj. nerovnovážnou adsorpcí) a optimalizovanou disperzí v doméně preferenčního proudění se nejvíce a významně přiblížil měřeným datům.

Závěr

Aplikace modelu duální propustnosti, odhad frakce domény makropórů pomocí mikromorfologických snímků a simulace nerovnovážné adsorpce významně zlepšila modelované výsledky a tím byla potvrzena vhodnost tohoto přístupu pro předpověď transportu herbicidu ve zkoumaných půdách.

Poděkování: Tato studie byla zpracována v rámci řešení projektů Ministerstva školství, mládeže a tělovýchovy ČR č. 2B06095 a č. MSM 6046070901, a projektu Grantové agentury ČR č. 526/08/0434. Půdní výbrusy byly financovány Italským ministerstvem zemědělství grant č. D.M. 2/7331/06. Poděkování také patří Anně Žigové a Karlu Němečkovi za pomoc v terénu.

Použitá literatura

- Dousset, S., Thevenot, D., Pot, V., Šimůnek, J., Andreux, F., 2007. Evaluating equilibrium and non-equilibrium transport of bromide and isoproturon in disturbed and undisturbed soil columns. *J. Contam. Hydrol.*, 94, 261-276.
- Gärdenäs A., Šimůnek J., Jarvis N., van Genuchten M. Th. (2006): Two-dimensional modelling of preferential water flow and pesticide transport from a tile-drained field, *J. Hydrology*, 329: 647-660.
- Gerke, H. H., 2006. Review article. Preferential flow descriptions for structured soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 169: 382-400.
- Kodešová, R., Kozák, J., Šimůnek, J., Vacek, O., 2005. Single and dual-permeability model of chlorotoluron transport in the soil profile. *Plant, Soil and Environment* 51(7): 310-315.
- Kodešová, R., Kočárek, M., Kodeš, V., Šimůnek, J., Kozák, J., 2008a. Impact of soil micromorphological features on water flow and herbicide transport in soils, *Vadose Zone Journal*, Special Issue "Vadose Zone Modeling", 7(2), 798-809.
- Kodešová, R., Vignozzi, N., Rohošková, M., Hájková, T., Kočárek, M., Pagliai, M., Kozák, J., Šimůnek, J., 2008b. Impact of varying soil structure on transport processes in different diagnostic horizons of three soil types. *J. Contam. Hydrol.*, doi:10.1016/j.jconhyd.2008.10.008.

- Köhne, J.M., Köhne, S., Šimůnek, J., 2006. Multi-process herbicide transport in structured soil columns: Experiments and model analysis. *J. Contam. Hydrol.* 85(1-2):1-32.
- Köhne J. M., Köhne S., Šimůnek J., 2008a. A Review of Model Applications for Structured Soils: a) Water Flow and Tracer Transport, *J. Contam. Hydrol.*, in print.
- Köhne J. M., Köhne S., Šimůnek J., 2008b. A Review of Model Applications for Structured Soils: b) Pesticide Transport, *J. Contam. Hydrol.*, in print.
- Nimmo, 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., La Marca, 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.
- Pot, V., Šimůnek, J., Benoit, P., Coquet, Y., Yra, A., Martinez Cordun, M.-J., 2005. Impact of rainfall intensity on the transport of two herbicides in undisturbed grassed filter strip soil cores. *J. Contam. Hydrol.* 81 (1-4):63-88.
- Šimůnek, J., Jarvis, N. J., van Genuchten, M. Th., Gärdenäs, A., 2003. Review and comparison of models for describing non-equilibrium and preferential flow and transport in the vadose zone. *J. Hydrology*, 272, 14-35.
- Šimůnek, J., Šejna, M., Saito, H., Sakai, M., van Genuchten, M. Th., 2008a. The HYDRUS-1D Software Package for Simulating the Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably Saturated Media, Version 4.0, HYDRUS Software Series 3, Department of Environmental Sciences, University of California Riverside, Riverside, California, USA, pp. 315.
- Šimůnek J., van Genuchten M. Th., 2008b. Modeling nonequilibrium flow and transport with HYDRUS, *Vadose Zone Journal*, Special Issue "Vadose Zone Modeling", 7(2), 782-797.
- van Genuchten, M.T., Wagenet, R.J., 1989. Two-site/two-region models for pesticide transport and degradation: theoretical development and analytical solutions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53, 1303-1310.

VYHODNOCENÍ SORPCE PROMETRYNU, CHLOROTOLURONU, TERBUTHYLAZINU A METRIBUZINU V PŮDÁCH ČR

Martin Kočárek¹, Radka Kodešová¹, Helena Pijáková¹, Ondřej Drábek¹,
Josef Kozák¹, Vít Kodeš²

¹ KPOP, FAPPZ, ČZU, Kamýcká 129, 165 21 Praha 6 - Suchbátka, e-mail: kočárek@af.czu.cz,

² OJV, ČHMÚ, Na Šabatce 17, 14306 Praha 4 - Komořany

Úvod

Sorpce pesticidů v půdě je klíčovým faktorem pro další procesy, kterým pesticidy po vstupu do půdy podléhají, jakými jsou např. degradace, persistence, vyplavování, povrchový odtok a těkání. Pesticid, který je půdou silně adsorbován, podléhá méně transportním a degradačním procesům než pesticid, který je půdou slabě adsorbován. Sorpce pesticidů na půdu je ovlivněna především fyzikálně-chemickými vlastnostmi pesticidů a půd, na které je pesticid aplikován a klimatickými podmínkami.

V této práci je porovnávána sorpce pesticidů (prometrynu, chlorotoluronu, terbuthylazinu a metribuzinu) ve třinácti půdních vzorcích odebraných na jedenácti lokalitách ČR. Pomocí regresní analýzy byla pro jednotlivé pesticidy vyhodnocena pedotransferová pravidla pro odhad parametrů K_F Freundlichovy rovnice při konstantní hodnotě parametru n (průměrná hodnota parametrů n vyhodnocených pro daný pesticid), která vyjadřují vztah parametru K_F a půdních charakteristik: obsahu humusu, pH_{KCl} , KVK a obsah jílu.

Materiál a metody

Pro stanovení adsorpčních izoterem bylo použito 11 půd a dva půdotvorné substráty odebrané z různých lokalit (tab. 1). Půdy byly vybrány tak, aby vystihly variabilitu půdních vlastností zemědělsky využívaných půd na území ČR. Půdní vzorky byly vysušeny, namlety a prosety přes síto s průměrem ok 2 mm. V tab. 1 jsou rovněž uvedeny půdní charakteristiky (pH_{KCl} , C_{OX} , KVK a obsah jílu), u kterých je předpokládán vliv na sorpční procesy.

Před vlastním výběrem pesticidů použitých v této práci byly pesticidy rozděleny do skupin podle jejich potenciálního nebezpečí pro životní prostředí. Byly hodnoceny následující vlastnosti: rozpustnost pesticidů ve vodě, K_{OC} (rozdělovací koeficient půdní roztok/půdní organická hmota), DT_{50} (poločas rozpadu) a GUS (Groundwater Ubiquity Score) koeficient navržený Gustafsonem (1989), který je dán rovnicí:

$$\text{GUS} = \log \text{DT}_{50} (4 - \log K_{\text{OC}}) \quad (1)$$

Tento koeficient vyjadřuje možné nebezpečí kontaminace podzemních vod. Na základě hodnoty GUS rozděluje Gustafson pesticidy do tří skupin:

a) GUS <1,8 – pesticidy s velmi nízkou pohyblivostí v půdě. Pravděpodobnost průniku do podzemních vod je nízká a jsou označeny jako látky bez rizika

b) GUS v intervalu 1,8-2,8 – látky, které jsou v půdě středně pohyblivé a představují přechodné riziko znečištění podzemních vod.

c) GUS >2,8 – pesticidy s vysokou pohyblivostí v půdě. Představují vysoké riziko znečištění podzemních vod.

Přehled pesticidů použitých v této práci a jejich základních fyzikálně-chemických vlastností udává tab. 2.

Tab. 1: Půdní typy použité pro experimenty a jejich půdní vlastnosti, na kterých byla sledována závislost sorpce pesticidů (Rohošková et. al., 2007).

Půda	Lokalita	pH_{KCl} (-)	Cox (%)	KVK (mmol+ kg⁻¹)	Jíl (%)
Šedozem luvická	Čáslav	6,53	1,35	297,5	96
Černozem modální	Praha -Suchdol	7,21	2,01	263,8	19,3
Regozem modální	Semice	5,74	0,66	913	3,5
Kambizem modální	Humpolec	4,37	1,63	260,0	9,9
Černozem modální	Ivanovice na Hanné	6,28	1,77	271,3	11,4
Kambizem modální	Jince	4,99	1,61	236,3	20,3
Černozem arenická	Velké Chvalovice	6,94	0,92	141,3	6,4
Černice modální	Milčice	7,43	2,92	403,8	15,8
Písek	Polabí	8,11	0,02	56,3	3,3
Kambizem modální	Předbořice	5,03	1,71	228,8	4,8
Hnědozem modální	Hněvčeves	5,63	1,03	240,0	13,9
Spraš	Praha - Suchdol	7,40	0,44	241,3	24,5
Kambizem dystrická	Vysoké nad Jizerou	4,79	2,31	284,2	16,9

Tab. 2: Pesticidy použité pro experimenty a jejich fyzikálně-chemické vlastnosti, podle kterých je posuzována jejich nebezpečnost pro kontaminaci podzemní vody.

Pesticid	Molekulová hmotnost (g mol⁻¹)	Rozpuštnost ve vodě [µg cm⁻¹]	K_{OC} (cm³ g⁻¹)	DT₅₀ (dny)	GUS (-)
Prometryn	241,37	36,75	462	241,8	3,18
Chlorotoluron	212,69	74	213	45	2,76
Terbuthylazin	229,7	8,5	225	86,5	3,19
Metribuzin	214,29	1050	45	45	3,88

Vlastní experiment probíhal následujícím způsobem: Do skleněných lahvíček bylo naváženo 10 g půdy. K půdě byl přidán 0,02M CaCl₂ s pesticidem o známé koncentraci. Pro každý pesticid bylo použito pět koncentrací a každá koncentrace byla použita ve třech opakováních. Takto připravené vzorky byly 24 hodin třepány a následně centrifugovány (45 min, 13 tis. rpm). Po té byl konečný roztok převeden do

vialek. Počáteční (aplikovaná) a konečná (rovnovážná) koncentrace pesticidu v roztoku byla stanovena metodou HPLC. Rovnovážná koncentrace pesticidu adsorbovaného na půdu byla vypočítána z rozdílu mezi počátečním a konečným obsahem látky v roztoku a hmotnosti půdního vzorku.

Pro sestrojení adsorpčních izoterem byla použita Freundlichova rovnice:

$$s = K_F c^{\frac{1}{n}} \quad (2)$$

kde c je koncentrace látky v roztoku, s je koncentrace látky nasorbovaná na půdní částice, n a K_F jsou parametry. Z výsledných hodnot parametrů n byly pro každý pesticid vypočteny průměrné hodnoty n . Freundlichova rovnice pak byla opět použita pro proložení měřených bodů adsorpčních izoterem a vyhodnocení parametru K_F při konstantní hodnotě n .

Pomocí regresní analýzy pak byla pro jednotlivé pesticidy vyhodnocena pedotransferová pravidla (Kozák a Vacek, 1996, 2000) pro odhad parametrů K_F při konstantní hodnotě parametru n , která vyjadřují vztah parametru K_F a půdních charakteristik: obsahu humusu (vypočteného z hodnoty C_{OX} vynásobením konstantou 1,724), pH_{KCl} , KVK a obsah jílu.

$$Y = b_0 + b_1(\text{humus}) + b_2(pH_{KCl}) + b_3(KVK) + b_4(\text{jíl}) \quad (3)$$

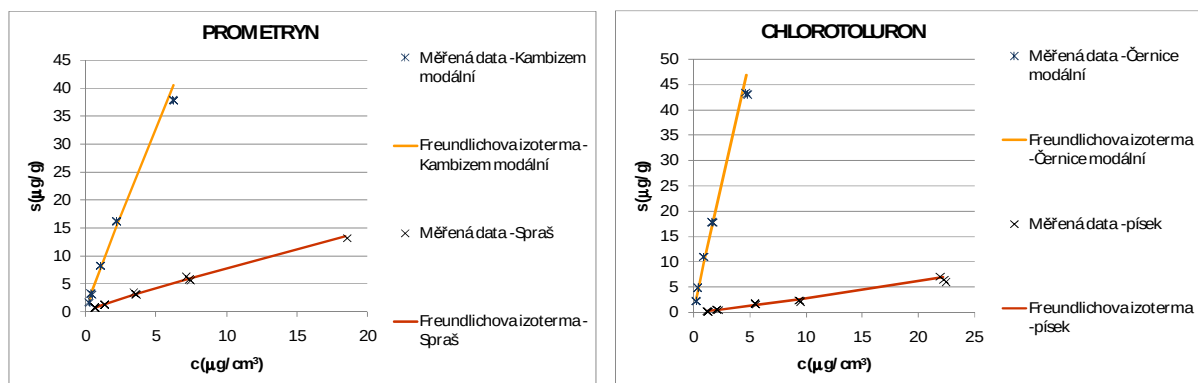
kde b_0 , b_1 , b_2 , b_3 a b_4 , jsou regresní koeficienty.

Výsledky

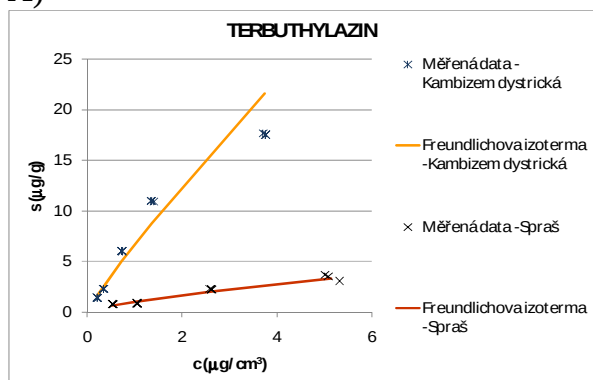
U všech sledovaných pesticidů byla zjištěna výrazně vyšší adsorpce v orničních horizontech (11 vzorků), než v podpovrchových horizontech (2 vzorky). To bylo způsobeno výrazně nižším obsahem organické hmoty v podpovrchových horizontech než v orničních horizontech. Ve všech sledovaných orničních horizontech se množství adsorbovaného pesticidu snižovalo v řadě: prometryn > chlorotoluron > terbuthylazin > metribuzin. Adsorpční izotermy jednotlivých pesticidů pro půdy, ve kterých byla zjištěna nejvyšší a nejnižší sorpce jsou zobrazeny na obr. 1. Prometryn byl nejvíce sorbován v kambizemi modální (Předbořice), chlorotoluron v černici modální (Milčice) a metribuzin společně s terbuthylazinem byly nejvíce sorbovány v kambizemi dystrické (Vysoké nad Jizerou). Nejnižší sorbce pesticidů byla zjištěna ve vzorcích z podpovrchových horizontů. Prometryn a terbuthylazin byly nejméně sorbovány ve spraši a chlorotoluron a metribuzin byly nejméně sorbovány v písku.

Nízká sorpce pesticidů v podpovrchových horizontech je způsobena především nízkým obsahem organické hmoty. Ta v podpovrchových horizontech ztrácí pro sorpci pesticidů rozhodující význam, a ve vyšší míře se začínají uplatňovat další půdní vlastnosti. Proto také v podpovrchových horizontech nebyla potvrzena adsorpční řada pesticidů zjištěná v orničních horizontech.

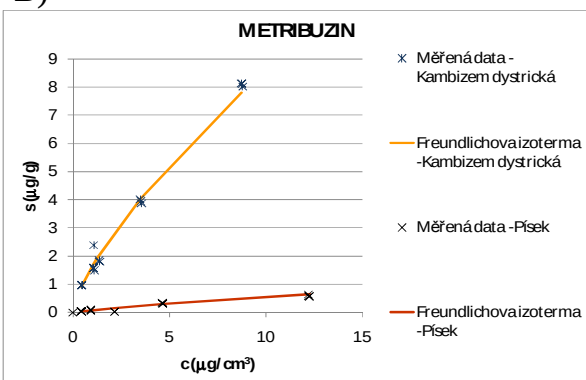
Výsledné hodnoty parametru K_F při konstantní hodnotě n jsou uvedeny v tab. 3. Čím je hodnota K_F nižší, tím méně je pesticid půdou sorbován a zvyšuje se tak riziko kontaminace podzemní vody v důsledku vyplavení pesticidu.



A)



B)



C)

D)

Obr.1: Adsorpční izotermy prometrynu (A), chlorotoluronu (B), terbuthylazinu (C) a metribuzinu (D)

Tab. 3: Parametry K_F ($\text{cm}^{3/n} \mu\text{g}^{1-1/n} \text{g}^{-1}$) zjištěné pro jednotlivé půdy a pesticidy

Půda	Lokalita	Prometryn	Chlorotoluron	Terbuthylazin	Metribuzin
		K_F pro $n = 1.17$	K_F pro $n = 1.2$	K_F pro $n = 1.21$	K_F pro $n = 1.31$
Sedozem luvická	Čáslav	3,67	3,34	2,95	0,78
Černozem modální	Praha - Suchdol	4,27	4,64	3,53	1,03
Regozem modální	Semice	3,87	2,19	2,70	0,36
Kambizem modální	Humpolec	5,78	3,73	3,47	0,81
Černozem modální	Ivanovice na Hanné	4,14	4,07	3,12	0,90
Kambizem modální	Jince	6,92	3,91	3,97	2,76
Černozem arenická	Velké Chvalovice	2,54	2,17	2,51	0,42
Černice modální	Milčice	6,51	11,89	4,78	1,31
Písek	Polabí	1,20	0,46	1,21	0,09
Kambizem modální	Předbořice	8,03	4,41	4,79	4,52
Hnědozem modální	Hněvčeves	3,88	2,71	2,91	0,64
Spraš	Praha - Suchdol	1,08	0,85	0,91	0,17
Kambizem dystrická	Vysoké nad Jizerou	11,38	7,50	6,35	1,55

Regresní analýza prokázala, že sorpce pesticidů v půdě je nejvíce ovlivněna obsahem půdní organické hmoty. Organická hmota měla klíčový význam pro sorpci všech zkoumaných pesticidů. Hodnota pH_{KCl} byla po organické hmotě vyhodnocena jako druhý rozhodující faktor pro metribuzin, prometryn a terbuthylazin. Sorpce terbuthylazinu byla menší míře ovlivněna také hodnotou KVK půdy. Obsah jílu nebyl statisticky významný pro sorpci žádného testovaného pesticidu. Pedotransferová pravidla pro zkoumané pesticidy jsou uvedena v tab. 4.

Tab. 4 : Pedotransferová pravidla navržená pro zkoumané pesticidy

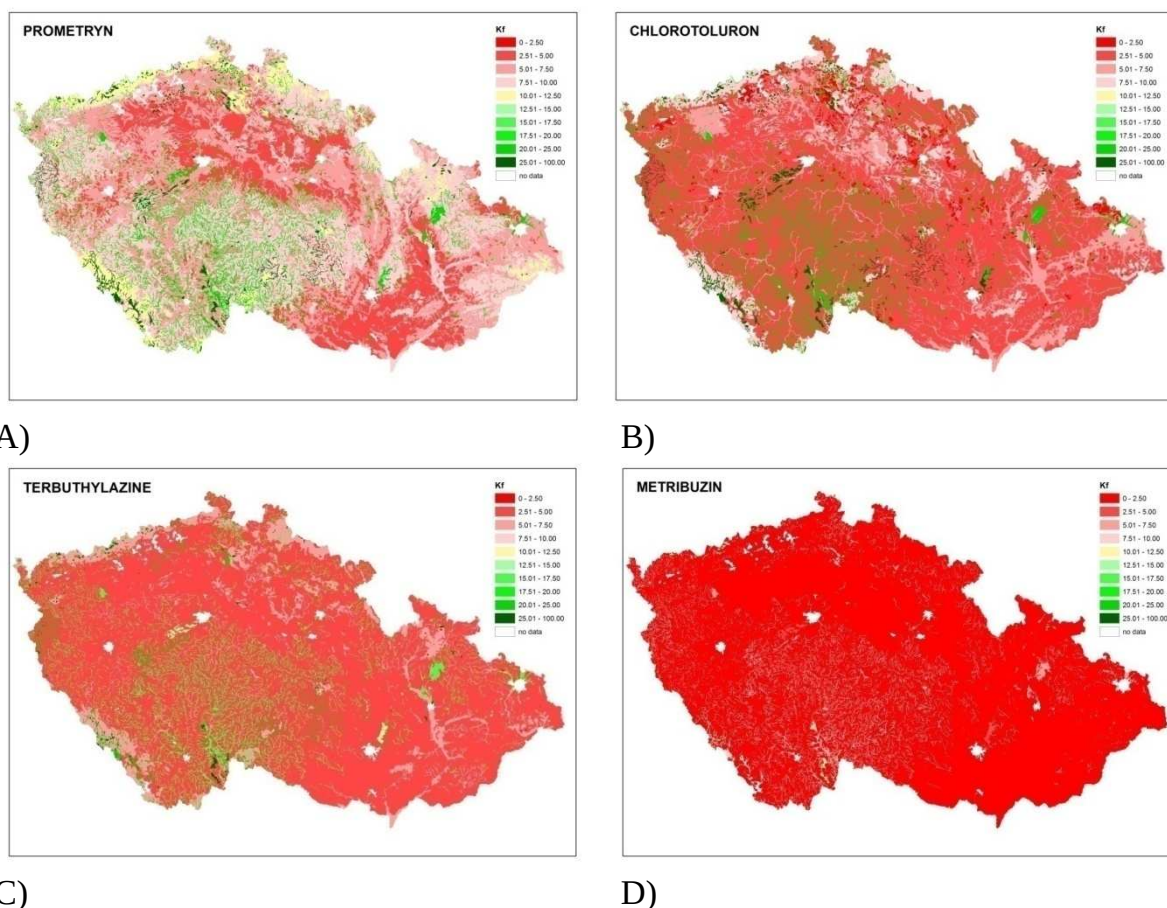
Pesticid	Regresní rovnice	R^2	p
Chlorotoluron	$K_F = -0,91 + 2,01 \text{ humus [\%]}$	85,6	0
Metribuzin	$K_F = 1,74 + 0,28 \text{ humus [\%]} - 0,24 \text{ pH}_{KCl}$	58,8	0,0118
Prometryn	$K_F = 9,51 + 1,24 \text{ humus [\%]} - 1,24 \text{ pH}_{KCl}$	80,4	0,0003
Terbuthylazin	$K_F = 4,36 + 1,16 \text{ humus [\%]} - 0,38 \text{ pH}_{KCl}$ $- 0,006 \text{ KVK [mmol.kg}^{-1}\text{]}$	89,3	0,0001

Na základě stanovených pedotransferových pravidel, půdního informačního systému PUGIS (Kozák a kol., 1996) a půdní mapy ČR (Němeček a kol., 2001) byly vytvořeny tématické mapy parametru K_F na území ČR (obr. 2) jako jednoho z parametrů ovlivňujících chování studovaných pesticidů v půdě. Se zvyšující se hodnotou parametru K_F se snižuje mobilita pesticidu v půdě a snižuje se pravděpodobnost kontaminace podzemní vody.

Závěr

Všechny monitorované pesticidy byly sorbovány více v orničních horizontech než v podorničních horizontech. Ve všech orničních horizontech se množství adsorbovaného pesticidu snižovalo v řadě: prometryn > chlorotoluron > terbuthylazin > metribuzin. Prometryn byl nejvíce sorbován v kambizemi modální (Předbořice), chlorotoluron byl nejvíce sorbován v černici modální, metribuzin a terbuthylazin byly nejvíce sorbovány v kambizemi dystrické. Nejméně byly pesticidy sorbovány v podpovrchových horizontech. Prometryn a terbuthylazin byly nejméně sorbovány ve spraši a chlorotoluron a metribuzin byly nejméně sorbovány v písku.

Regresní analýza potvrdila, že klíčový význam pro sorpci všech zkoumaných pesticidů v půdě má obsah organické hmoty. Hodnota pH_{KCl} byla po organické hmotě vyhodnocena jako druhý rozhodující faktor a byla staticky významná pro sorpci metribuzinu, prometrynu a terbuthylazinu. Sorpce terbuthylazinu byla ovlivněna také hodnotou KVK půdy. Obsah jílu nebyl statisticky významný pro sorpci žádného testovaného pesticidu.



Obr. 2: Tématické mapy parametru K_F na území ČR pro prometryn (A), chlorotoluron (B), terbuthylazin (C) a metribuzin (D)

Poděkování: Tato studie byla zpracována v rámci řešení projektů Ministerstva školství, mládeže a tělovýchovy č. 2B06095 a č. MSM 6046070901.

Použitá literatura

- Gustafson D.I., 1989: Groundwater Ubiquity Score: A simple method for assessing pesticide leachability. *Environ. Toxicol. Chem.*, 8, 339-357.
- Kozák, J., Němeček, J., Jetmar, M., 1996: The database of soil information system – PUGIS. *Plant Production* 42(12): 529-534.
- Kozák J., Vacek O., 1996: The mathematical model (BPS) for prediction of pesticide behavior in soil. *Plant Production* 42(12): 551-558.
- Kozák J., Vacek O., 2000: Pedotransfer functions as a tool for estimation of pesticides behavior in soils. *Plant Production* 46 (2): 69-76.
- Němeček, J., Kozák, J. et al., 2001: Půdní mapa České republiky 1:250 000. ČZU, Praha.
- Rohošková, M., Kodešová, R., Penížecký, V., 2007: Výběr reprezentativních půd pro hodnocení mobility pesticidních látek, 15th International Poster Day, Transport of Water, Chemicals and Energy in the System Soil-Crop Canopy-Atmosphere System, Eds. Čelková, A., Matejka, F., Institute of Hydrology SAS, Bratislava, Slovak Republic, Proceedings CD, 550-553.

POSTOROVÁ VARIABILITA OBSAHU TĚŽKÝCH KOVŮ NA HOSPODÁŘSKY OMEZENĚ VYUŽÍVANÉ LOKALITĚ V RŮZNÉ ÚROVNI ROZLIŠENÍ

Jan Kopáč, Luboš Borůvka

*Česká zemědělská univerzita v Praze, Katedra pedologie a ochrany půd, Kamýcká
129, 165 21 Praha 6-Suchbát, kopac@af.czu.cz*

Úvod

Bylo by jednoduché popsat zemský povrch, kdyby byl všude stejný. Okolní prostředí ale takové není; existuje téměř nekonečná různorodost (Webster a Oliver, 2001). Oliver (1999) uvádí, že jednotlivé části zemského povrchu jsou pokryty půdou, jejíž typ se mění místo od místa. Tato variabilita je způsobena interakcí nezávislých půdních procesů, jež jsou ovlivněny řadou přírodních jevů jako je klima, geologie, reliéf, hydrologie, mikroorganismy atd., pracujících na různé prostorové úrovni. Proto se mohou půdní vlastnosti měnit v prostoru na úrovni od milimetru po tisíce kilometrů.

Ke správnému hospodaření na půdě v místních podmínkách jsou potřeba detailní mapy variability důležitých půdních vlastností. Za účelem jejich přesného mapování by vzdálenost, v jaké jsou půdní vzorky odebírány, pak měla úzce souviset s měřítkem prostorové variability (Kerry a Oliver, 2004).

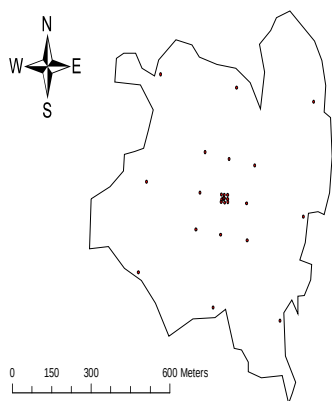
Těžké kovy (TK) jsou jedním z častých půdních polutantů. Patří, z hlediska životního prostředí, ke kontaminantům nejproblémovějším, protože na rozdíl od organických látek se nemohou rozkládat (Domsch, 1991).

Posouzení míry prostorové variability vybraných těžkých kovů a některých půdních charakteristik na území, které nebylo přístupno veřejnosti a bylo víceméně ponecháno přirozenému vývoji již několik desetiletí, je možné v areálech vojenských výcvikových prostorů. Jedním takovýmto místem je i Vojenský újezd Brdy.

Dělostřelecká střelnice v Brdech byla založena v roce 1927 a od té doby slouží vojenským účelům. V současnosti má Vojenský újezd Brdy rozlohu 260,09 km² a je používán především jako vojenský výcvikový prostor se specializovanou dělostřeleckou a leteckou střelnicí (Vojenský újezd Brdy, 2007). Ráz oblasti Brd udávají chudé křemenné slepence, pískovce a křemence. Reliéf oblasti má charakter vrchoviny s táhlými hřbety, ve vrcholkových partiích se skalními stupni. Dominantou jsou nejvyšší vrcholy Praha (862 m) a Tok (865 m) (VLS Hořovice, 2007).

Materiál a metody

Odběry půdních vzorků proběhly na území Vojenského újezdu Brdy. Zpracování, proměření a statistické zhodnocení výsledků práce bylo realizováno na Katedře pedologie a ochrany půd.



Hodnocení půdního typu (kambizem glejová - KAq) bylo provedeno na vzorcích odebraných podle odběrového schématu zobrazeného na obr.1. Tvoří ho plocha čtvercového tvaru o velikosti 300 x 300 m, 100 x 100 m a 10 x 10 m. Středem těchto čtvercových ploch je odběrové místo o velikosti 1 m² do hloubky 40 cm rozdělené po 20 cm na dvě vrstvy v rozmezí 0 – 20 (A) a 20 – 40 cm (B). Z každé vrstvy bylo odebráno devět vzorků. Ve čtvercích (10 x 10 m a 100 x 100 m) bylo v každém z nich odebráno dalších osm vzorků. Ve vnějším čtverci (300 x 300 m) byly odběry provedeny pouze ve vrstvě 0 - 20 cm. Odběrová plocha byla kryta travním porostem, pouze okrajové plochy byly zalesněny.

Obr. 1 Odběrová plocha a schéma

Pro účely posouzení lokální variability a mikrovariability byly hodnoceny naměřené obsahy těžkých kovů ve výluhu 2M HNO₃ za studena, proměřené na AAS. Zpracování jednotlivých souborů bylo provedeno s využitím základních statistických metod spolu s geostatistickými metodami. Byl posuzován rozsah variogramů a zároveň sledován vliv hlavních faktorů půdní variability. Použitými programy byly Statgraphics Plus 5.1, ArcGis 9.1 a GS+ 5.1.1.

Výsledky

Vybraná oblast v katastru bývalé obce Hrachoviště nebyla od roku 1952, kdy byla tato obec vysídlena, výrazně antropogenně využívána. Navzdory minimálním zásahům člověka, kdy bychom mohli tuto půdu (určenou podle prvního odběrového místa jako kambizem glejovou, viz obr.2 považovat za relativně nedotčenou, byly naměřeny zvýšené koncentrace vybraných těžkých kovů (Cd, Pb a Zn) ve svrchních vrstvách v porovnání s těmi níže položenými. V takovémto případě se dá předpokládat jako původce ne geogenní faktor, ale atmosférický spad. Naměřené maximální obsahy (tab. 1), ale přesto nepřekročily povolené limity pro zemědělské půdy (navíc se k nim ani výrazně nepřiblížily). V této tabulce se dále nacházejí ostatní základní statistické hodnoty.

KAMBIZEM glejová	
Ad	0 - 15cm
Ah	15 - 30cm
Bvg	30 - 65cm
C	65 - x cm



Variační koeficient	30,71%	58,80%	51,43%
Počet	67	67	67
Průměr	0,46	16,63	15,33
Medián	0,44	16,75	14,96
Rozptyl	0,02	95,58	62,15
Směrodatná odchylka	0,14	9,78	7,88
Minimum	0,19	2,6	3,25
Maximum	0,75	42,42	33,32
Rozsah	0,56	39,82	30,07

Obr.2 Půdní profil

V tabulkách (tab. 2) jsou zobrazeny hodnoty průměrů, směrodatných odchylek a koeficienty variability pro hodnocené TK v závislosti na jejich různé vzdálenosti. U sledovaných TK je patrný nárůst variability se vzrůstající vzdáleností. Toto platí pro oba horizonty do vzdálenosti 100 m; variabilita horizontu A ve 300 m je silně ovlivněna lesním porostem. Z grafů průměrů s intervaly LSD (obr. 3) je vidět, že statisticky významně (na hladině $\alpha = 0,05$) se liší pouze obsah olova ve 300 m u horizontu A.

Tab.2.- Hodnoty směrodatných odchylek a variačních koeficientů

A Cd	průměr	sm. odch.	var koef
1	0,509	0,111	21,71%
10	0,557	0,136	24,47%
100	0,529	0,158	29,97%
300	0,568	0,080	14,06%

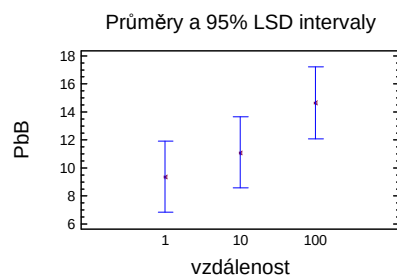
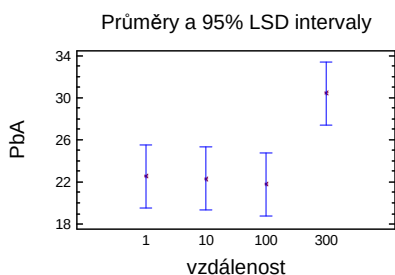
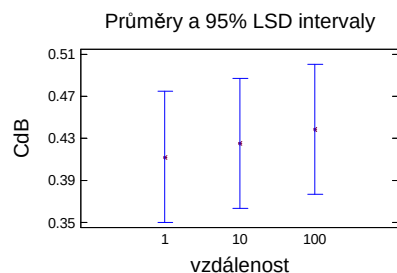
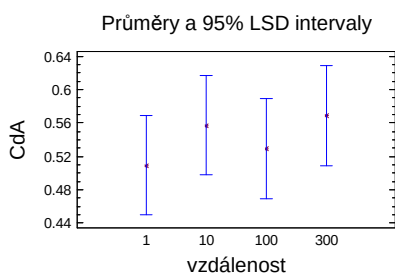
B Cd	průměr	sm. odch.	koef. var.
1	0,412	0,104	25,26%
10	0,425	0,101	23,81%
100	0,439	0,165	37,69%

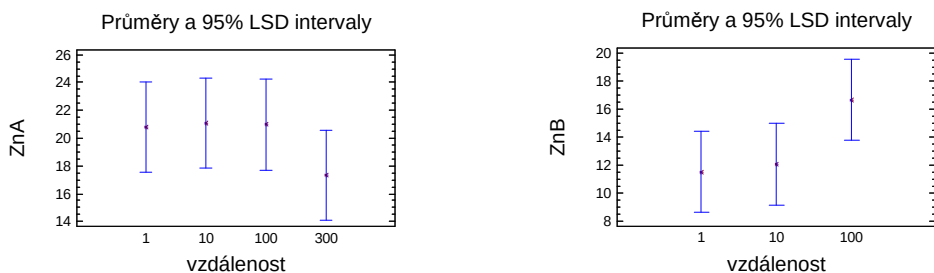
A Pb	průměr	sm. odch.	var koef
1	22,522	3,719	16,51%
10	22,289	6,987	31,35%
100	21,790	8,084	37,10%
300	30,410	5,300	17,43%

B Pb	průměr	sm. odch.	koef. var.
1	9,387	2,785	29,67%
10	11,095	5,001	45,07%
100	14,641	7,104	48,52%

A Zn	průměr	sm. odch.	var koef
1	20,778	3,113	14,98%
10	21,081	5,070	24,05%
100	20,974	10,200	48,63%
300	17,335	6,613	38,15%

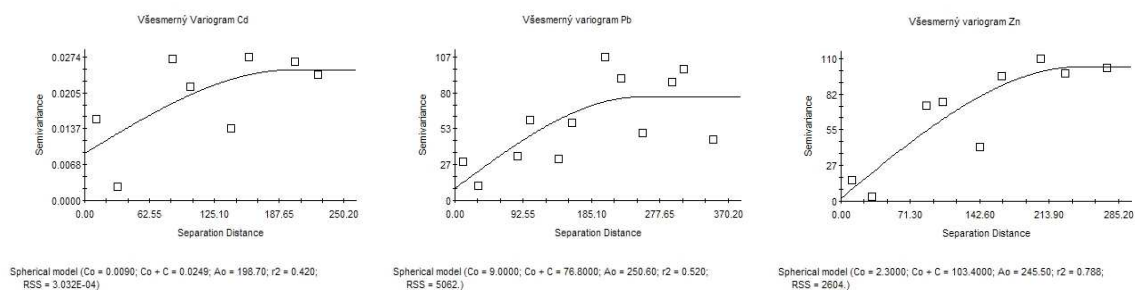
B Zn	průměr	sm. odch.	koef. var.
1	11,501	2,806	24,40%
10	12,066	4,304	35,67%
100	16,641	8,910	53,54%



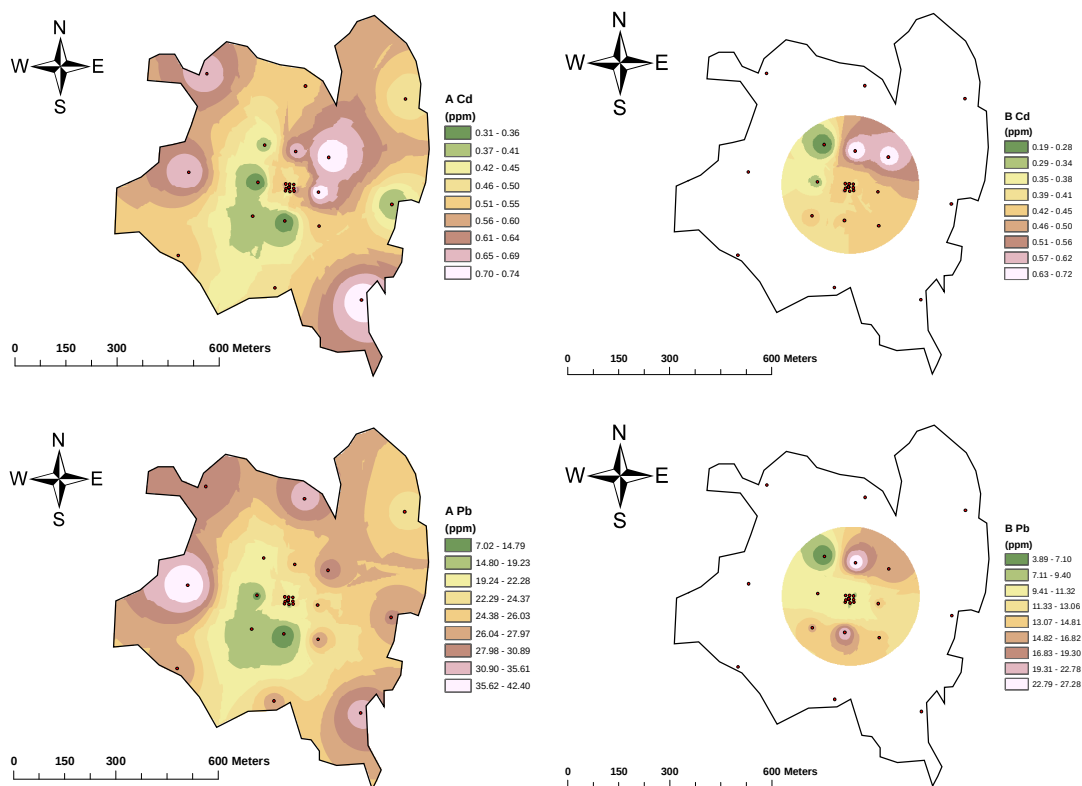


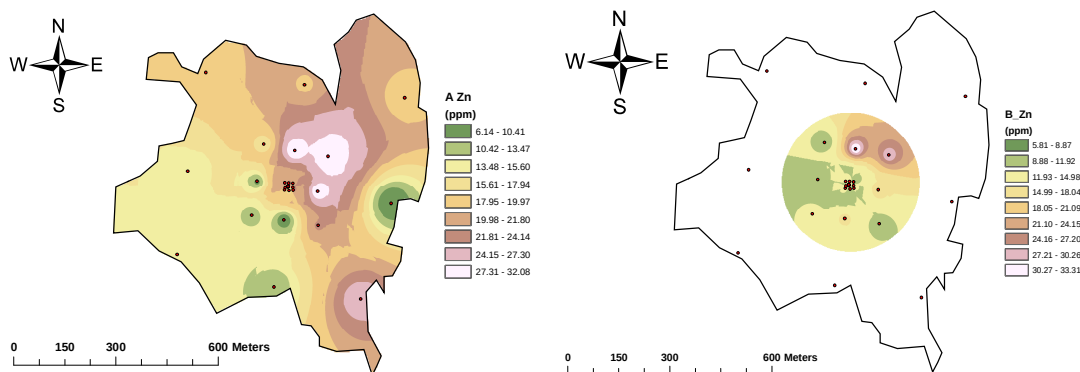
Obr.3 Průměry a 95% intervaly metodou LSD (least significant differences)

V následujících třech grafech (obr 4) jsou zobrazeny variogramy jednotlivých TK; efektivní rozsah se pohyboval od cca 200 m u kadmia do 250 m u olova. Metodou IDW (Inverse distance weighted) byly v ArcGISu interpolovány hodnoty sledovaných veličin (obr.5).



Obr. 4 Všesměrné variogramy jednotlivých těžkých kovů pro horizont A





Obr. 5 Interpolace hodnot pro těžké kovy metodou IDW

Závěr

1. Nejvyšší hodnoty těžkých kovů nepřekročily limity maximálních přípustných celkových obsahů stanovených vyhláškou pro zemědělské půdy, nejedná se tedy o znečištěnou lokalitu;
2. Hodnoty TK v horizontu A jsou vyšší než v horizontu B a to pravděpodobně z důvodu atmosférickému spadu a lidské činnosti;
3. Variabilita TK v podobě směrodatných odchylek a koeficientů variability rostla se zvětšující se vzdáleností (do 100 m) pro oba horizonty;
4. Analýza rozptylu neprokázala statisticky průkazné rozdíly naměřených hodnot vybraných TK mezi jednotlivými vzdálenostmi; (neplatí pro Pb ve vzdálenosti 300 m);
5. Všesměrné variogramy pro svrchní horizont vykazují rozsah prostorové závislosti mezi cca 200 až 250 m;
6. Lokalita bývalé obce Hrachoviště nebyla zcela ponechána přirozenému vývoji; v blízkosti cest jsou zvýšené hodnoty TK.

Poděkování

Tento projekt vznikl díky vnitřnímu grantu FAPPZ č. 211130 / 1312 / 3107

Použitá literatura

- Domsch, K.H. (1991) : Status and perspectives of side-effect toxicity. Toxicological Environmental Chemistry, 30
- Kerry, R., Oliver, M., A. (2004): Average variograms to guide soil sampling. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 5. 307-325.
- Oliver, M.A. (1999): Exploring soil spatial variation geostatistically. Precision Agriculture '99, 2nd European Conference on Precision Agriculture. Denmark. 3-17.
- Webster, R., Oliver, M.A. (2001): Geostatistics for Environmental Scientists. John Wiley & Sons. Chichester. United Kingdom. 265s.
- Vojenský újezd Brdy: online <http://www.vojujezd-brdy.cz/vismo/dokumenty2.asp?id_org=981&id=53&p1=60> cit. (2.5. 2007)
- VLS Hořovice: online <<http://www.vls.cz/>> cit. (2.5. 2007)

EKOLOGICKÉ ZATÍŽENÍ HADCOVÝCH PŮD

Pavel Krám, Filip Oulehle, Veronika Štědrá, Jakub Hruška

Česká geologická služba, Klárov 3, 118 21 Praha 1, pavel.kram@geology.cz

Úvod

Ultrabazické serpentinizované horniny (serpentinity, hadce) jsou výrazným geochemickým fenoménem. Hadce jsou složeny zejména z minerálů serpentinové řady s přibližným vzorcem $\text{Mg}_3\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$. Půdy na hadcích mají neobvyklé chemické složení, zejména vysoké obsahy Mg, Fe, Ni a Cr a nízké obsahy Ca a K. Hadce tvoří přibližně 40% Nové Kaledonie, 30% Albánie či 3% Kalifornie. Bývá na ně vázána řada rostlinných endemitů. V tropických oblastech Nové Kaledonie a Kuby jde o více než 3000, případně o téměř 1000 druhů, v subtropické Kalifornii o téměř 200 druhů a v mírném pásu Severní Ameriky pouze o 1 endemit (Alexander et al. 2007).

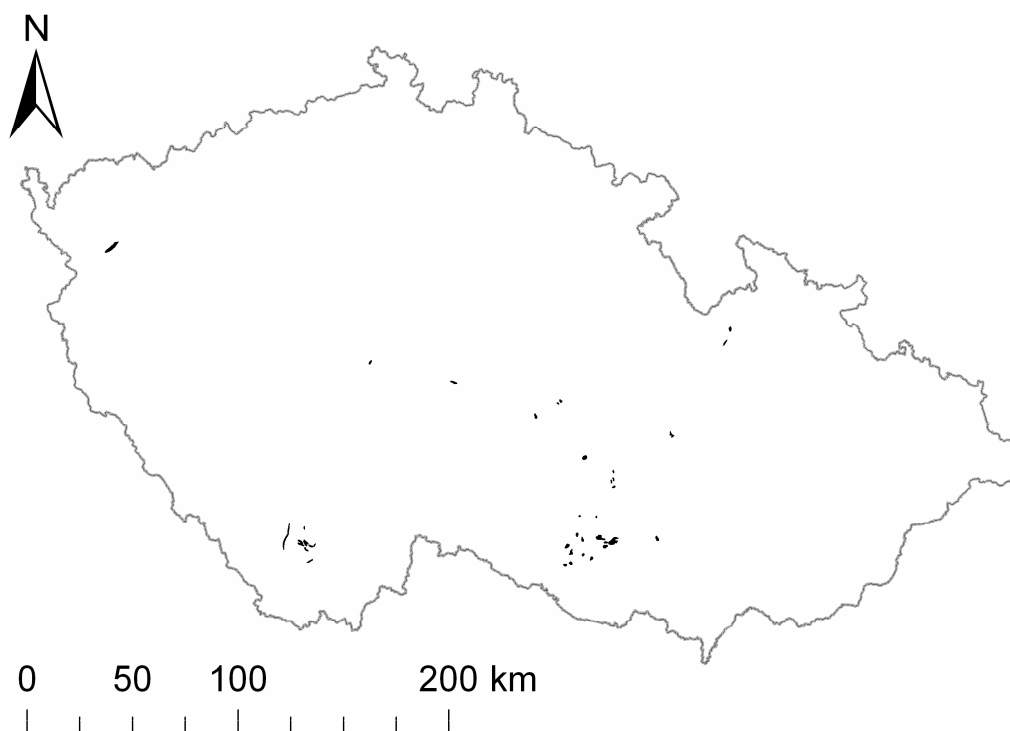
Metody a popis území

Horniny byly v roce 2005 vzorkovány na 47 výchozech v povodí Pluhův bor a v jeho nejbližším okolí. Vzorky byly rozemlety v achátovém boxu a 29 vybraných vzorků bylo analyzováno rozkladem mokrou cestou s následným měřením na FAAS (Krám et al., v recenzi). Půdy byly vzorkovány na 4 místech povodí v červenci 1993 a zásoba jemnozeme byla zjištěna kopanou sondou s povrchovou plochou $0,5 \text{ m}^2$. Výměnné bazické kationty (BK: Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) byly uvolněny výluhem 1 M NH_4Cl v mechanickém podtlakovém extraktoru a následně analyzovány na FAAS. Výměnná acidita byla zjištěna výluhem 1 M KCl. Kationtová výměnná kapacita (CEC) byla vypočtena jako součet 4 BK a acidity. Bazická saturace (BS) byla spočtena jako frakce CEC obsazená BK. Vzorky tkání smrků se získaly ze 4 stromů pokácených v povodí v červenci 1994. Po usušení, rozdrcení a rozpuštění byly vzorky analyzovány na ICP. V roce 1991 byl vybudován měrný přeliv a začalo monitorování odtoku. Od roku 1992 se monitorují i srážky a podkorunové srážky a od roku 1994 půdní vody pomocí gravitačních lyzimetrů. Kationty ve vodách byly analyzovány na AAS (Krám et al. 1997).

Zkoumané území se nalézá v CHKO Slavkovský les v severozápadní části ČR. Toto území bylo v 70. a 80. letech 20. století zatíženo extrémní acidifikací způsobenou zejména vysokou antropogenní depozicí síry (Hruška a Krám 2003). Naopak později došlo k utlumení tohoto znečištění a k významnému snížení koncentrací aniontů silných kyselin v povrchových vodách (Majer et al. 2005, Shanley et al. 2004, Oulehle et al. 2008). Povodí Pluhův bor se nachází na jihovýchodním úbočí Vlčího hřbetu v nadmořské výšce 690-804 m na ploše 22 ha (Krám et al., v recenzi). Téměř celé povodí je zalesněné nepůvodními stejnověkými monokulturami smrku ztepilého (*Picea abies* L.), jen v nejvyšší části se vyskytují i zbytky autochtonních porostů borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.).

Výsledky a diskuze

Na území ČR je 38 výskytů serpentinizovaných ultrabazických hornin s plochou nejméně 0,3 km². Celkem se jedná o 68 km², což reprezentuje 0,09% ČR (Obr. 1).



Obr. 1. Výskyt serpentinizovaných hornin v ČR. Největší těleso Vlčí hřbet, které je popisováno v tomto článku, se nalézá na severozápadě ČR. Mapa byla připravena s využitím digitální geologické mapy 1:500 000 (Gürtlerová et al. 2002).

Největší hadcová tělesa ČR se nalézají na Vlčím hřbetě v CHKO Slavkovský les v západních Čechách (8,5 km²) a u Mohelna na jižní Moravě (8,0 km²). Vlčí hřbet se nachází v severozápadní části mariánskolázeňského komplexu, který vzhledem ke své rozloze 230 km² tvoří největší těleso metamorfovaných bazických a ultrabazických hornin Českého masívu (Štědrá et al. 2007). V okolí Vlčího hřbetu se vyskytuje rožec kuříčkolistý (*Cerastium alsinifolium* Tausch), jediný český hadcový endemit, který byl popsán jako vůbec první český rostlinný endemit již v roce 1828.

Podloží povodí Pluhův bor je hlavně serpentinit (51% výchozů), ale vyskytují se také četné výchozy tremolitických (15%) a aktinolitických břidlic (13%) a amfibolitů (13%). Tremolitické břidlice a hlavně serpentinity se vyznačují extrémně vysokými koncentracemi Mg, Ni a Cr a nepatrnými obsahy K. Serpentinity mají navíc mizivé obsahy Ca, zatímco koncentrace Ca v tremolitických a aktinolitických břidlicích i v amfibolitech je zvýšená (Krám et al. 2007). Nejmenší obsahy SiO₂ a nejvyšší obsahy krystalické vody byly zjištěny v serpentinitech (Tab. 1).

	Serpentinit			Tremolitická břidlice			Aktinolitická břidlice			Amfibolit	
n	16			7			3			2	
%	x	Md	SD	x	Md	SD	x	Md	SD	x, Md	SD
CaO	0.34	0.05	0.53	7.27	8.37	3.77	9.78	9.76	1.03	8.8	0.2
MgO	36.0	36.1	1.3	24.9	24.2	2.3	12.6	15.2	3.9	8.0	1.8
K ₂ O	0.018	0.020	0.008	0.024	0.020	0.014	0.15	0.16	0.02	0.23	0.02
Na ₂ O	0.022	0.020	0.015	0.087	0.080	0.046	2.8	2.1	1.1	4.5	0.7
Ni	0.197	0.197	0.029	0.131	0.122	0.030	0.023	0.028	0.012	0.007	0.002
Cr	0.241	0.252	0.048	0.255	0.217	0.163	0.055	0.042	0.044	0.010	0.003
Al ₂ O ₃	1.21	1.00	0.73	2.60	3.12	1.15	14.5	13.5	1.8	16.4	0.2
Fe ₂ O ₃	6.37	6.37	0.72	4.06	3.51	2.77	2.03	2.05	0.34	2.4	0.4
FeO	1.53	1.33	0.77	3.99	3.67	1.72	6.71	6.78	0.55	6.8	0.3
MnO	0.131	0.128	0.022	0.13	0.12	0.04	0.17	0.16	0.02	0.17	0.01
H ₂ O+	11.8	12.0	1.0	4.6	4.2	1.1	2.7	2.9	0.6	1.9	0.2
H ₂ O-	0.86	0.87	0.31	0.17	0.14	0.07	0.21	0.16	0.07	0.2	0.01
SiO ₂	41.0	40.7	1.5	51.3	51.9	3.2	47.4	45.7	2.5	48.9	0.4

Tab. 1. Složení (hmotová procenta) hlavních hornin povodí Pluhův bor. Zkratky: n počet vzorků; x aritmetický průměr; Md medián; SD směrodatná odchylka; H₂O+ krystalická voda změřená žiháním při 1050°C; H₂O- vlhkost při 110°C.

Půdy mají vysokou bazickou saturaci, která dosahuje v nejspodnějším hodnoceném horizontu téměř 100%. Naopak nejsvrchnější minerální půda se vyznačuje sníženou (12%) bazickou saturací (Tab. 2). Půdní pH_{H2O} se zvyšuje s hloubkou z velmi kyselých 3.8 (L+F) a 4.0 (H) k téměř neutrálním hodnotám (6.7) v horizontu C. Ve výměnném komplexu byly zjištěny velmi vysoké koncentrace Mg. Poměrně vysoká koncentrace výměnného Mg v hrabance (0.7 g kg⁻¹) se ještě zvýšila v humusu (2.4 g kg⁻¹), ale v nejmělké minerální půdě je výrazně snížena a postupně se zvyšuje s hloubkou minerální půdy (Tab. 1). V organických horizontech byla zjištěna vysoká zásoba výměnného Mg (12 g m⁻²), největší zásoba byla ale až v nejhlubším hodnocené vrstvě (60 g m⁻²). Mnohem menší hodnota byla zjištěna v nejmělké hodnocené vrstvě minerální půdy (3 g m⁻²). Je možné, že nejvyšší část minerální půdy byla antropogenně okyselena a vyluhována prostřednictvím kyselých podkorunových srážek a kyselého opadu smrků v druhé polovině 20. století. Podle simulace modelem MAGIC navíc půdní výměnná koncentrace K v budoucnu poklesne pod 0,5%.

Vápník má ze všech bazických kationtů nejvyšší koncentrace a zásoby ve všech součástech smrku s výjimkou šišek (Tab. 3). Nejvyšší koncentrace Ca byly nalezeny v kůře kmene. Na rozdíl od nehadcových porostů byly na Pluhově boru koncentrace a zásoby Mg velmi vysoké. Nejvyšší koncentrace K byly zjištěny v jehličí, ale i tak byly deficientní. Byly zjištěny velmi vysoké koncentrace Ni, který byl koncentrován hlavně v kůře kmenu. Koncentrace Ni v jehličí dosahovaly toxických koncentrací (Krám et al. 1997). Koncentrace Ca a Mg vzrůstaly s ročníkem jehličí, zatímco koncentrace K klesaly ve starších jehlicích. Zdá se tedy, že kriticky deficientní K je přesouván do nejmladších jehlic (Krám et al., v recenzi). Velmi pomalý růst smrků i borovic na tomto hadcovém území je zřejmě způsoben nedostatkem K a případnou toxicitou Ni.

Chemické složení povrchového odtoku z ultrabazických hadcových povodí včetně Pluhova boru je výrazně odlišné od odtoku z bazických amfibolitových povodí Slavkovského lesa. Týká se to zejména vyššího pH, zvýšeného Ni a Mg a na druhé straně sníženého Ca a K (Krám 2006).

Horizont (mocnost)	Zásoba (kg m ⁻²)	Ca	Mg	K	Na	Ni	CEC	BS
		Koncentrace (g kg ⁻¹)					meq kg ⁻¹	%
L+F (tot) (4,0 cm)		1.31	1.39	0.36	0.025	0.099		
L+F (ex) (4,0 cm)		1.00	0.72	0.27	0.021	NA	236	48
H (2,1 cm)		0.76	2.41	0.30	0.025	NA	346	59
0-10 cm		0.048	0.08	0.041	0.008	NA	82	12
10-20 cm		0.027	0.17	0.013	0.007	NA	45	35
20-30 cm		0.068	0.42	0.007	0.006	NA	44	86
30-40 cm		0.098	0.69	0.006	0.006	NA	64	98
		Zásoba (g m ⁻²)					meq m ⁻²	
L+F (tot)	3.1	4.0	4.4	1.10	0.076	0.31		
L+F (ex)	3.1	3.2	2.2	0.83	0.067	NA	730	
H	4.1	3.1	9.9	1.21	0.101	NA	1420	
0-10 cm	40	1.9	3.0	1.61	0.308	NA	3260	
10-20 cm	68	1.9	11.4	0.90	0.49	NA	3100	
20-30 cm	89	6.0	36.8	0.59	0.55	NA	3910	
30-40 cm	84	8.3	58.5	0.47	0.49	NA	5360	
Organická p.	7.2	6.3	12.1	2.0	0.2	NA	2150	
Minerální p.	281	18	110	3.6	1.8	NA	15600	

Tab. 2. Průměrné hodnoty chemických vlastností jemnozemí (<2 mm pro minerální půdu, <5 mm pro organickou půdu) v povodí Pluhův bor. Nejvyšší půdní horizont L+F byl analyzován na totální i výměnné frakce, jiné horizonty jen na výměnné frakce. Zkratky: CEC kationtová výměnná kapacita, BS bazická saturace, NA neanalyzováno.

Smrkové tkáně	Suchá hmotnost	Ca	Mg	K	Na	Ni
		Koncentrace v g kg ⁻¹				mg kg ⁻¹
Jehličí		6.53	2.71	3.27	0.027	11.4
Větve		3.67	1.00	1.80	0.017	10.0
Kůra kmene		8.37	1.57	2.03	0.010	20.0
Dřevo kmene		0.53	0.16	0.14	0.010	0.70
Šišky		0.16	0.47	1.10	0.022	10.9
		Zásoba v kg m ⁻²				mg m ⁻²
Jehličí	1.0	6.6	2.7	3.3	0.027	11.6
Větve	2.4	8.7	2.4	4.2	0.039	23.7
Kůra kmene	1.9	15.5	2.9	3.8	0.019	37.0
Dřevo kmene	15.3	8.1	2.5	2.1	0.154	10.7
Celkem	20.5	38.8	10.5	13.4	0.240	82.9

Tab. 3. Průměrné totální koncentrace (Kráš et al. 1997) a zásoby prvků (Pavloňová et al. 2008) v tkáních smrku ztepilého na povodí Pluhův bor.

Poměry Ca/Mg a K/Mg hornin jsou velmi rozdílné, nejnižší se vyskytují podle očekávání v serpentinitu (Tab. 4). Tyto prvkové poměry v půdě jsou obvykle nejvyšší pro hrabanku a klesají do nejhlubšího minerálního horizontu. Poměry ve vodě jsou nejnižší v půdní vodě minerálního horizontu a v povrchovém odtoku. Překvapivě protichůdné trendy Ca/Mg a K/Mg byly zjištěny v šíškách a kůře smrků.

Složka	Ca/Mg	K/Mg
Hornina (celková koncentrace)		
Serpentinit	0.006	0.0003
Tremolitická břidlice	0.4	0.0006
Actinolitická břidlice	0.8	0.007
Amfibolit	1.3	0.02
Půda (výměnná koncentrace)		
Organický horizont L+F	1.4	0.4
Organic horizont H	0.3	0.1
Minerální půda 0-10 cm	0.6	0.5
Minerální půda 10-20 cm	0.2	0.08
Minerální půda 20-30 cm	0.2	0.02
Minerální půda 30-40 cm	0.1	0.009
Voda (celková koncentrace)		
Srážky na volné ploše	5.7	0.7
Podkorunové srážky	1.8	1.5
Půdní voda H horizont	0.2	0.2
Půdní voda A horizont	0.06	0.03
Povrchová voda	0.1	0.007
Smrk (celková koncentrace)		
Jehličí	2.4	1.2
Šišky	0.3	2.3
Větve	3.7	1.8
Kůra kmene	5.3	0.6
Dřevo kmene	3.3	0.9

Tab. 4. Průměrné hmotnostní poměry (g g^{-1}) živinných bazických kationtů v různých složkách povodí Pluhův bor.

Závěr

Hadcové půdy povodí Pluhův bor mají mimořádně vysokou schopnost dlouhodobě vzdorovat účinkům kyselé atmosférické depozice i dalším okyselujícím procesům spojeným s antropogenní smrkovou monokulturou. Přesto se v nejsvrchnější části minerální půdy tohoto velmi odolného území projevilo poměrně výrazné okyselení a pokles bazické saturace. Největším současným nutričním problémem pro smrky na tomto území je nedostatečná koncentrace výměnného K v půdě a podle modelové simulace půdní výměnná koncentrace K v budoucnu ještě dále poklesne. To může způsobit další zpomalení růstu stromů v povodí.

Poděkování

Povodí Pluhův bor je součástí sítě povodí GEOMON koordinované D. Fottovou z České geologické služby. Autoři děkují J. Mrnkové, J. Skořepovi, J. Albrechtové, Z. Lhotákové a J. Václavkovi za technickou pomoc v terénu. Horninové analýzy provedli J. Šíkl a M. Mikšovský. Tento příspěvek byl podpořen grantem VaV SP/1a6/151/17 MŽP ČR.

Použitá literatura

- Alexander E.B., Coleman R.G., Keeler-Wolf T., Harrison S.P. 2007. Serpentine geoecology of western North America: geology, soils, and vegetation. Oxford University Press, New York, 1-512.
- Gürtlerová P., Aichler J., Tomas T. (eds.) 2002. Digitální atlas map České republiky 1:500 000. Česká geologická služba, Praha.
- Hruška J., Krám P. 2003. Modelling long-term changes in stream water and soil chemistry in catchments with contrasting vulnerability to acidification (Lysina and Pluhuv Bor, Czech Republic). *Hydrology and Earth System Sciences* 7: 525-539.
- Krám P. 2006. Chemické složení odtoku z jedenácti lesních, geochemicky kontrastních povodí, tvořených leukogranitem, serpentinitem a amfibolitem. *Zprávy o geologických výzkumech v roce 2005*, Česká geologická služba, Praha, 182-186.
- 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.
- Krám P., Štědrá V., Skořepa J., Mrnková J. 2007. Geochemie hornin ultrabazického povodí Pluhův bor ve Slavkovském lese. In: Breiter K. (ed.), *Sborník abstrakt III. sjezdu České geologické společnosti*, Česká geol. společnost, Praha, 44.
- Krám P., Oulehle F., Štědrá V., Hruška J., Shanley J.B., Minocha R., Traister E., v recenzi. Geoecology of a forest watershed underlain by serpentine in Central Europe. *Northeastern Naturalist*.
- 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.
- Oulehle F., McDowell W.H., Aitkenhead-Peterson J.A., Krám P., Hruška J., Navrátil T., Buzek F., Fottová D. 2008. Long-term trends in stream nitrate concentrations and losses across watersheds undergoing recovery from acidification in the Czech Republic. *Ecosystems* 11: 410-425.
- Pavloňová G., Cichra D., Hanychová M., Nikl M. 2008. Bilance biomasy na čtrnácti povodích GEOMON. Výzkumná zpráva. Projekt 30309/ENV/2008 2027/610/2008, Etapy 1,2. Ústav pro hospodářskou úpravu lesů, Brandýs nad Labem, 1-55.
- 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.
- Štědrá V., Vrána S., Kachlák V., Žáček V., Konopásek J. 2007. The Mariánské Lázně Complex and its relations to neighbouring metamorphic units. Post-Conference Excursion Guide. In: Venera Z. (ed.). *CzechTech 07: 5th Meeting of the Central European Tectonic Studies Group and 12th Meeting of the Czech Tectonic Studies Group*, Česká geologická služba, Praha, 127-153.

LABORATORY-SCALE MODELLING AND OBSERVATION OF LNAPL - APL TRANSPORT IN POROUS MEDIA

Svatopluk Matula, Kamila Špongrová, Arnošt Kabát

*Czech University of Life Sciences in Prague, Dept. of Soil Science and Soil Protection,
Kamýcká 129, 165 21 Praha 6, Czech Republic, matula@af.czu.cz*

Abstract

Crude oil (petroleum) derivatives are widely used liquids in our modern lives. The chemical structure of petroleum is composed of hydrocarbon chains of different lengths. During the distillation process different liquid derivatives (fuels, olefins, lubricants and others) are obtained. These liquids are known as Non-Aqueous Phase Liquids (NAPLs). Current consumption of these NAPLs has brought great convenience to our lives, but on the other side, their use may result in contamination of the environment (soil and groundwater). In general, light NAPLs (LNAPLs) represent a potential, long-term source for continued ground-water contamination at many sites (Newell et al., 1995). According to US EPA, recovery of a product above the earth surface, surface water bodies, and/or sewers are relatively routine operations, for which effective methods for cleaning up are well established. Recovery of NAPLs from the locations below the earth surface, like soil or rock profiles is usually much more difficult, more costly, and less effective. Therefore, the observation and sampling (extraction) of the mixture of liquids from porous media is an important tool for the NAPL – water (or Aqueous Phase Liquids - APLs) joint transport observations.

This study is focused on water and LNAPL movement through the porous system. To observe the movement, laboratory experiments on a simplified model of soil profile using sand with known properties and oil as a LNAPL were carried out. The main aim of the experimental work is to identify a simple and suitable method to extract a two-phase solution (LNAPL + APL) from the soil porous system under laboratory conditions at the selected time intervals. Activated carbon was used as an adsorption medium; amount of adsorbed LNAPL - water solution was determined and analysed with respect to the proportional representation of both liquids. A new sampling method has been developed. It was proven that this method using activated carbon as an adsorption medium is suitable to sample LNAPL - water solution at the regular time-intervals.

Key words: NAPL movement, sampling, activated carbon, LNAPL-water solution

Introduction

Modelling of LNAPL flow in shallow porous media is a relatively new science. Multiphase flow models were developed for petroleum industry applications in the 1970s. Since then, the models have been widely used by reservoir engineers to simulate hydrocarbon liquid flow within deep, high-temperature and high-pressure

environments. However, workers in the environmental industry are facing to significantly different problems. Only recently, models to study near-surface LNAPL behaviours were formulated. These models are generally of a conceptual and research nature. Even in simple, relatively homogeneous media, data required to model LNAPL migration explicitly, are most often lacking. This can be attributed to a variety of factors, including lack of specialized laboratory and field techniques, and incomplete understanding of the dynamics of the subsurface processes involved (Hardisty and Özdemiroglu, 2005).

The behaviours of LNAPL were summarised by Weiner, 2000 who concluded the following:

1. Spilled liquid hydrocarbons move downward through the unsaturated zone due to gravity.
2. A large fraction can be adsorbed on the subsoil surfaces as trapped residual free product.
3. Some horizontal spreading occurs in the vadose zone because of attractive forces to mineral surfaces and capillary attractions.
4. Free product tends to accumulate and spread horizontally above layers of low hydraulic conductivity.
5. At the water-bearing region of the capillary fringe, the free liquid phase floats on the water and begins to move laterally.
6. If the spill is small enough, LNAPL may not reach the water table. However, a portion that dissolves in downward percolating water will be carried to the water table and will contaminate it.
7. The vapour phase spreads widely in the vadose zone and can escape to the atmosphere and accumulate in the constructions like cellars, sewers, and other underground air spaces.

Presented preliminary study is focused on water and LNAPL movement through the porous system. To observe the movement, laboratory experiments on a simplified model of soil profile using pure silica sand with known physical and chemical properties and mineral oil (which is a by-product in the distillation of petroleum) as a LNAPL were carried out. The main aim of the experimental work is to identify a simple and suitable method to extract a two-phase solution (LNAPL + APL) from the porous media system under laboratory conditions. Activated carbon was used as an adsorption medium. An amount of adsorbed LNAPL - water solution was determined and analysed with respect to the proportional representation of both liquids. A new sampling method has been developed and tested. This method using activated carbon as an adsorption medium is suitable to sample LNAPL - water solution at the regular time-intervals.

Materials and Methods

Three replication of the LNAPL infiltration experiments were carried out. The scheme of experimental setup for one replicate is presented on the Figure 1. PVC container (1500 cm^3) with drainage at the bottom ensuring free outflow was filled with pure silica sand (1630 g); achieved dry bulk density was 1.48 g cm^{-3} . The initial

volumetric moisture content of the silica sand was 9%, which corresponds to relatively dry soil conditions. 500 cm³ of LNAPL was infiltrated from a water reservoir working on a Mariotte bottle principal and keeping the LNAPL level constant (1 cm) during the first phase of the experiment. The second phase mainly consisted of LNAPL redistribution within the container. The water/LNAPL sampling was carried out in the following time intervals: 30, 60, 90, 150, 180, 210, 240, 270, 300, and 330 min.

Amount of adsorbed LNAPL+APL solution in each particular time was determined simply by weighting; first at the time of sampling and than after drying in the oven when water was evaporated (24 hours, 105°C). Thus the mass of the remaining LNAPL was determined.

In order to evaluate suitability of the method to determine the amounts of water and LNAPL by evaporation of the water in the oven (105°C, 60°C), control weightings were performed. Five different water/LNAPL ratios were tested (100/0, 75/25, 50/50, 25/75, 0/100), each in ten replicates. The masses of the weighted water/LNAPL samples were approximately 2 g in all cases.

All the weightings were carried out on the Analytical balance- Sartorius analytic A200S, with precision of four decimal digits (0.0001g).

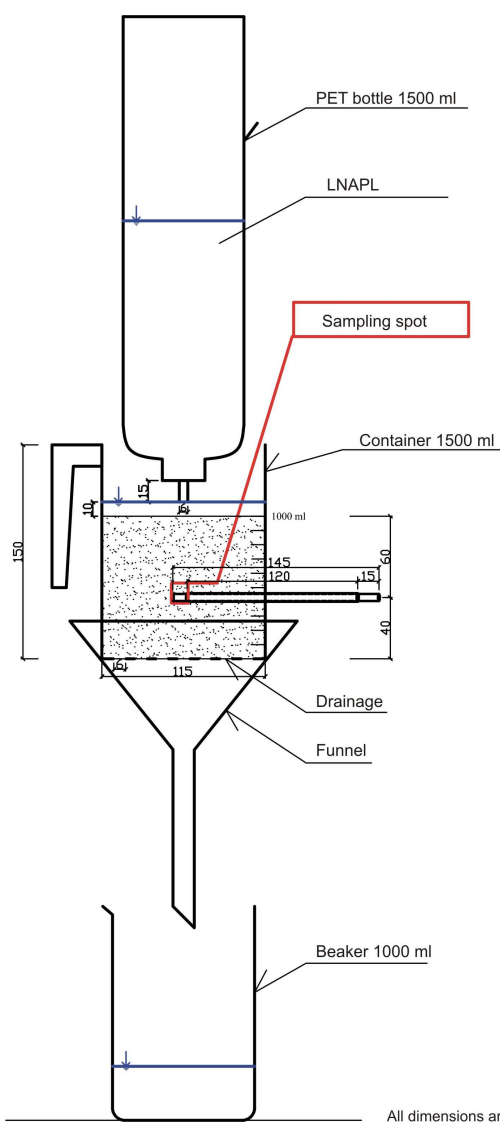


Figure 1. Experimental laboratory set-up

Porous media - Sand ST56

Sand with very high content of SiO₂ was used to form the porous media laboratory sample. Basic characteristics of the Sand ST56 are presented in Table 1 and Table 2.

Table 1. Particle size distribution of the ST56 (based on data from the producer)

ST56		Units	Methods of analysis
Middle Grain Size (d 50)	0.15	mm	Screening
AFS	92		Screening
Bulk Weight	1.5	kg/l	
> 400 µm	1	%	Screening
> 315 µm	3	%	Screening
> 200 µm	18	%	Screening
> 100 µm	60	%	Screening
> 63 µm	16	%	Screening
< 63 µm	2	%	Screening

Table 2. Chemical and physical characteristics of ST56 (based on the data from producer)

ST 56	
SiO ₂ (%)	98.9
Fe ₂ O ₃ (%)	0.07
K ₂ O + Na ₂ O (%)	0.2
CaO + MgO (%)	0.2
Particle density ρ_z (g/cm ³)	2.65
Hardness, Mohs	7
Loss by annealing (%)	0.23
Humidity in a wet state (%)	8.0 max
Humidity in a dry state (%)	0.2 max
pH	8

LNAPL - Medicinal Grade White Oil

Medicinal Grade White Oil is a purified mixture of liquid saturated hydrocarbons. It is a colourless, transparent oily liquid and is essentially odourless and tasteless. It is obtained from petroleum through several refining stages, including an ultimate purification by catalytic hydrogenation. Due to its superior chemical inertness, it demonstrates better colour and oxidative stability than most mineral and vegetable oils, when stored and used under controlled conditions. Oil offers a high level of safety, thanks to its high purity (absence of toxic polycyclic aromatics, heavy metals, the complete destruction of germs in the high temperature manufacturing process, and specific packaging and handling procedures). It is soluble in ether, chloroform and in hydrocarbons; hardly soluble in ethanol and insoluble in water. Basic characteristics are summarised in Table 3.

Table 3. Properties and specifications of the LNAPL - oil (based on the data from the producer)

Property	Test Method	Typical	Min	Max
Appearance	Visual		Clear and Bright	Clear and Bright
Odour	Olfactory		absent	absent
Color, Saybolt	ASTM D 156		+ 30	
Kinematic Viscosity (40°C, mm ² /s)	ASTM D 445		13.5	16.5
Kinematic Viscosity (100°C, mm ² /s)	ASTM D 445	3.5		
Dynamic Viscosity (20°C, mPa s)	Calculated	29		
Dynamic Viscosity (25°C, mPa s)	Calculated		20	25
Density (15°C, kg/m ³)	ASTM D 4052		0.844	0.855
Density (20°C, kg/m ³)	ASTM D 4052		840	852
Pour Point (°C)	ASTM D 97			- 6
Flash Point (°C)	ASTM D 92		180	
Refractive Index, nD ₂₀	ASTM D 1218		1.462	1.468
Carbon type (%)	ASTM D 2140			
Paraffinic / Naphthenic/ Aromatic	ASTM D 2140	67/33/0		

Activated Carbon

Activated carbon is manufactured carbon product with porous structure and due to its high degree of microporosity with high surface area. Hence it is able to adsorb a wide spectrum of materials. Volume of pores is generally higher than 0.2 ml/g, surface area higher than 400 m²/g and the width of pores is within the range from 0.3 to 1000 nm. Technical properties of used activated carbon are listed in Table 4.

Table 4. Technical properties of activated carbon

Property	Value
Amount of water during package	max. 6%
Surface area	cca 1100 m ² /g
Iodine value	min. 1050 mg/g
Adsorption CCl ₄	min. 70 %
Adsorption of benzene, 288 g/m ³ (20 °C)	45 +/- 3 %
Adsorption of benzene, 32 g/m ³ (20 °C)	38 +/- 3 %
Adsorption of benzene, 3.2 g/m ³ (20 °C)	24 +/- 3 %
Adsorption of benzene, 0.3 g/m ³ (20 °C)	15 +/- 3 %

Results and Discussion

A new method for the LNAPL+APL (water) sampling was successfully tested. The efficiency of the evaporation method is acceptable (the error < 0.9%). The differences between control weightings for different water/LNAPL ratios for two different drying temperatures are listed in Table 5. When using balances with accuracy of 4 decimal digits, the last digit reading can be affected by different factors; negative averaged values can indicate probable evaporation of LNAPL during drying period. The evaporation of LNAPL during the drying less than 0.9% was found in all tested cases even for temperature 105°C. When drying the samples at 60°C the evaporation loss of LNAPL was lower, and can be recommended for further experiments.

Table 5. Method efficiency evaluation; averaged, minimal and maximal differences in control weightings

Drying at 105°C (24 hours)						Drying at 60°C (24 hours)	
Water:LNAPL ratio	100:0	0:100	75:25	50:50	25:75	100:0	0:100
Averaged difference (g)	0.0000	- 0.0256	+ 0.0039	- 0.0070	- 0.0100	+ 0.0001	- 0.0175
/Min. difference/ (g)	0.0000	0.0132	0.0026	0.0020	0.0031	0.0000	0.0118
/Max. difference/ (g)	0.0002	0.0492	0.0152	0.0285	0.0432	0.0002	0.0267
/Range of differences/ (g)	0.0004	0.0360	0.0388	0.0679	0.0737	0.0002	0.0149

The process of LNAPL infiltration into relatively dry silica sand profile (9% by volume) is documented in Figure 2, where the movement of the LNAPL wetting front with respect to time is illustrated.

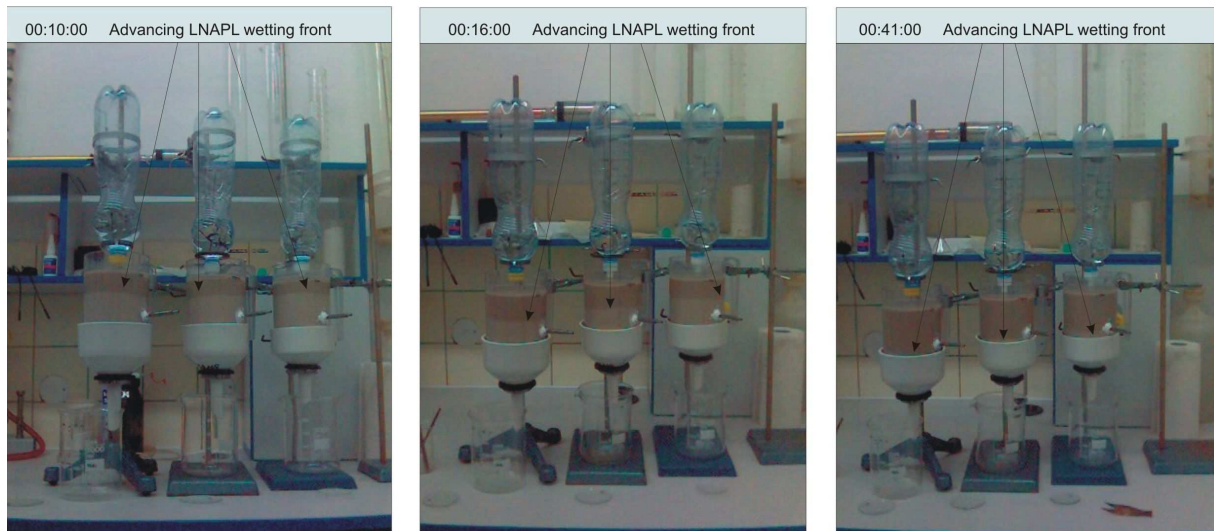


Figure 2. Photo-documentation of the LNAPL infiltration

Results from the LNAPL infiltration experiments are graphically displayed in Figures 3, 4, and 5 which summarise a typical example of LNAPL sampling results for 3 replicated LNAPL (500 cm³) infiltration into uniformly wetted sand profile ($\theta = 9\%$). Figure 3 displays masses of sampled water during the experiment; the content was relatively stable during the whole experiment; after 180 min a small increase in water content was observed. This could be caused by pushing water downwards due to the advancing LNAPL wetting front. Figure 4 shows masses of sampled LNAPL during the experiment; the sampled LNAPL content is corresponding to the movement of the

LNAPL wetting front: at time 30 the LNAPL wetting front was barely reaching the sampling spot, maximum of sampled LNAPL was observed around 90, and after approximately 210 was followed by redistribution process. Figure 5 combines both, masses of sampled water and LNAPL.

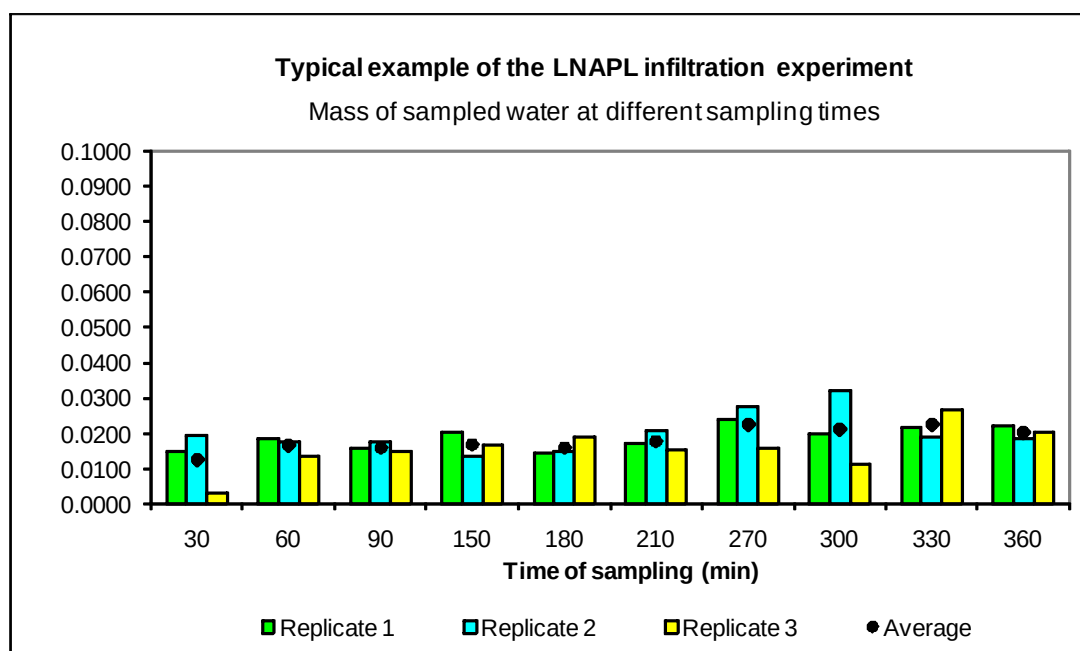


Figure 3. Sampled water during the LNAPL infiltration experiment

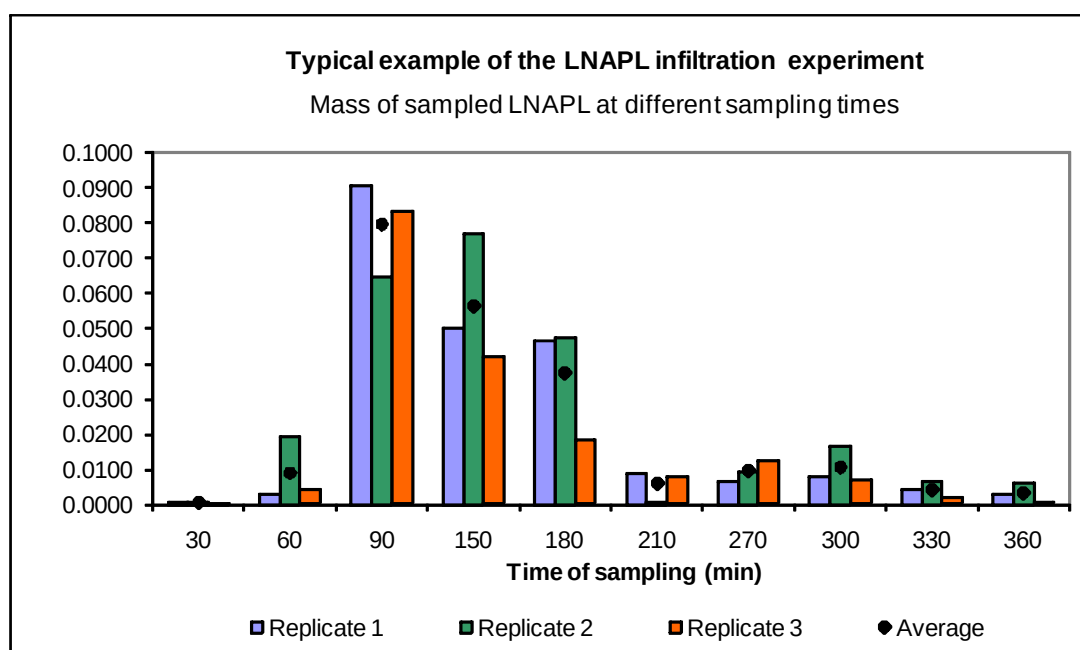


Figure 4. Sampled LNAPL during the LNAPL infiltration experiment

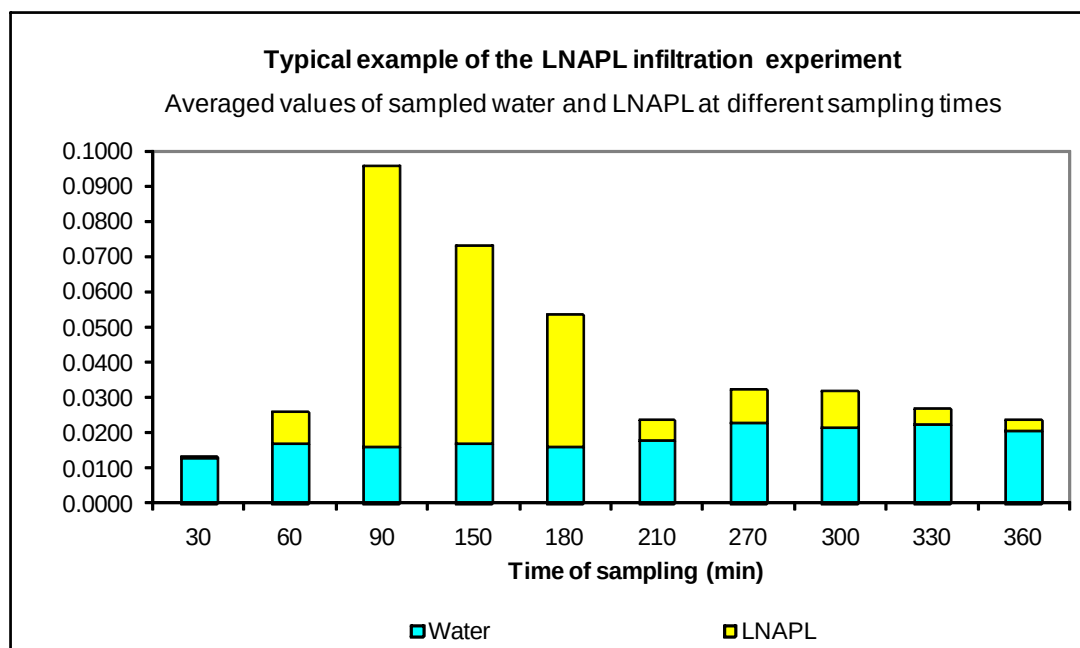


Figure 5. Sampled water/LNAPL during the LNAPL infiltration experiment

Conclusion

The presented method of LNAPL sampling in relatively homogeneous porous media was evaluated as an acceptable tool for the studies dealing with LNAPL movement and monitoring. The results show good accuracy, the method is relatively simple and non-expensive.

Based on the experience obtained during the laboratory testing, further alterations and improvements are ready to apply in order to use the technique also under the field conditions.

Acknowledgement

This particular study was supported by Grant of the Czech Ministry of Education, Youth and Physical Training MSM 6046070901.

Literature

- Hardisty P. E. and Özdemiroglu E. (2005): The economics of groundwater remediation and protection. Lewis Publishers, CRC Press LLC, ISBN 1-56670-643-2.
- Newell Ch. J., Acree S. D., Ross R. R., Huling S. G. [online] (1995): Light Nonaqueous Phase Liquids [cit. 2007-09-18], U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., Ground Water Issue, EPA/540/S-95/500, 28 pages, Available on: <<http://www.epa.gov/ada/download/issue/lnapl.pdf>>
- Weiner E. R. (2000): Applications of Environmental chemistry: A Practical Guide for Environmental Professionals, Lewis Publishers, CRC Press LLC, ISBN 1-56670-354-9.

PŮDNÍ VLASTNOSTI POD VLIVEM KYSELÉ DEPOZICE V LESNÍCH POROSTECH NA DRAHANSKÉ VRCHOVINĚ

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, kulhavy@mendelu.cz

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 $\text{H}_3\text{O}^+(\text{H}^+)$. 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, 1983), 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.

Materiál a metody

Výzkum probíhal ve smrkové monokultuře v první generaci na výzkumném stacionáru Rájec-Němčice Ústavu ekologie lesa MZLU v Brně přibližně 3 km západně od obce Němčice (poloha: 49°29'31" s.š. a 16°43'30" v.d.) a ve smíšeném porostu buku, smrku, jedle v přilehlých lesích MP Lesy Benešov u Boskovic. Mateční horninou, je hlubinná vyvřelá hornina kyselý granodiorit brněnského masivu (HRUŠKA 1978). Půdním typem je kambizem modální oligotrofní (KAm^d) (NĚMEČEK et al., 2001). Výzkumné plochy jsou situovány v nadmořské výšce 600-660 m n. m. spadající do mírně teplé klimatické oblasti. Průměrná roční teplota vzduchu je interpolována na hodnotu 6,5°C a průměrné roční srážky na 638 mm. Potenciální růstové podmínky jsou Ústavem pro hospodářskou úpravu lesů typizovány jako svěží jedlová bučina šřavelová (5S1).

Porost	Dřevinná skladba	Věk	Forma humusu	Zásoba humusu	pH	C	N	C/N
				(t/ha)	(nH ₂ O)	(%)	(%)	
Smrkový porost	SM 100	103	Moder	71,8	4,0	41,3	1,4	29,7
Smíšený porost	BK 55, SM 40, JD 5, MD, BO	125	Moder	51,9	4,3	38,6	1,5	25,9

Tab. 1. Popis výzkumných ploch

Pro odběr podkorunových srážek ve vybraných porostech byly použity trvale otevřené odběrové kolektory. Dále instalovány 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 srážek. Ve vzorcích se při každém odběru stanovovalo množství (volumetricky), pH (potenciometricky) a měrná vodivost (konduktometricky), koncentrace kationů (atomovou absorpční spektrofotometrií) a koncentrace anionů (chromatografií). Pro výpočet celkové potenciální kyselé depozice byla použita rovnice dle (ZAPLETAL et al., 1997). Statistické analýzy byly provedeny v programu Statistika - ANOVA a Tukeyho test (Stat-Soft Inc., Tulsa USA). Významnost testována na hladině $\alpha = 0,05$.

Výsledky

U odebíraných srážkových a průsakových vod bylo sledované období od 1.1. do 31.12. 2006. Celková depozice dusíku na volné ploše v roce 2006 byla $9,1 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. Pod smrkovým porostem $21,6 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$, pod porostem smíšeným $26,4 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. Celková depozice síry na volné ploše byla $3,4 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. Pod smrkovým porostem $10,3 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$, pod porostem smíšeným $8,0 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. Celková depozice vápníku a hořčíku na volné ploše byla $3,6 (1,1) \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. Pod smrkovým porostem $7,7 (2,0) \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$, pod porostem smíšeným $7,0 (2,2) \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$.

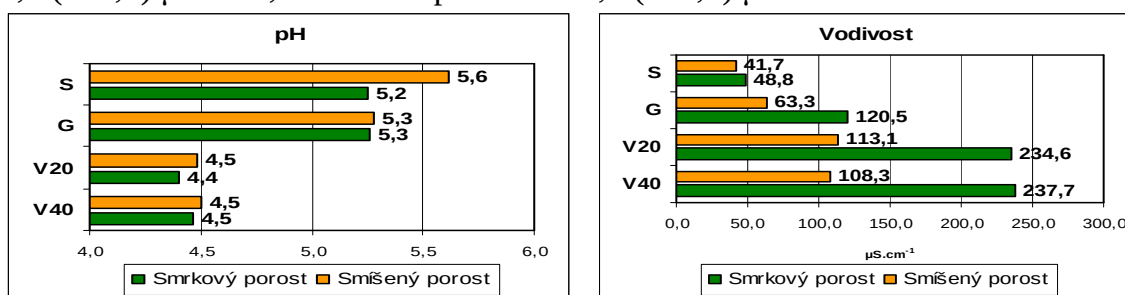
Velikost celkové depozice dusíku, síry, vápníku a hořčíku na volné ploše i v podkorunových srážkách byly porovnány s hodnotami publikovanými v ročence programu ICP Forests 2005 (BOHÁČOVÁ et al., 2004). Zjištěné hodnoty leží v rozmezí hodnot naměřených v r. 2004 ve vybraných lesních ekosystémech ČR zahrnutých do intenzivního monitoringu programu ICP Forests.

Celková potenciální mokrá depozice v roce 2006 byla na volné ploše $0,86 \text{ kmol} (\text{H}^+) \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. Pod smrkovým porostem $2,17 \text{ kmol} (\text{H}^+) \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$, pod porostem smíšeným $2,36 \text{ kmol} (\text{H}^+) \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. KULHAVÝ et al., (2003) udává celkovou potenciální mokrou depozici v podkorunových srážkách v Beskydech na volné ploše $1,236 \text{ kmol} (\text{H}^+) \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$, ve smrkovém porostu $1,567 \text{ kmol} (\text{H}^+) \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ a smíšeném porostu smrku s bukem $2,302 \text{ kmol} (\text{H}^+) \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. DE WRIES et al. (2003) stanovil kritickou dávku kyselé depozice $1463 \text{ mol} (\text{H}^+) \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ pro smrkové porosty. Z výsledků můžeme konstatovat, že kritická dávka kyselé depozice je překročena ve smrkovém i smíšeném porostu.

Byla zjištěna proměnlivost hodnot pH podkorunových srážek ve sledovaných porostech včetně volné plochy. Hodnoty pH se pohybovaly v rozmezí od 4,0 do 7,2. Srážky na volné ploše nemají kyselé charakter. Průměrné roční pH (Obr. 1) gravitačních lyzimetrických vod ve smrkovém porostu 5,2 ve smíšeném 5,3. Průměrné roční pH vakuových lyzimetrických vod v hloubce 20 a 40 cm pod povrchem půdy je totožné ve smrkovém porostu 4,4 ve smíšeném porostu 4,5. Statisticky významné rozdíly v ročním pH v podkorunových srážkách a průsakových vodách mezi smrkovým a smíšeným porostem nebyly zjištěny. Ve srovnání s dřívějšími výsledky měření za období od roku 1976 do roku 1990 (KLIMO et al., 1996), kde 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 a

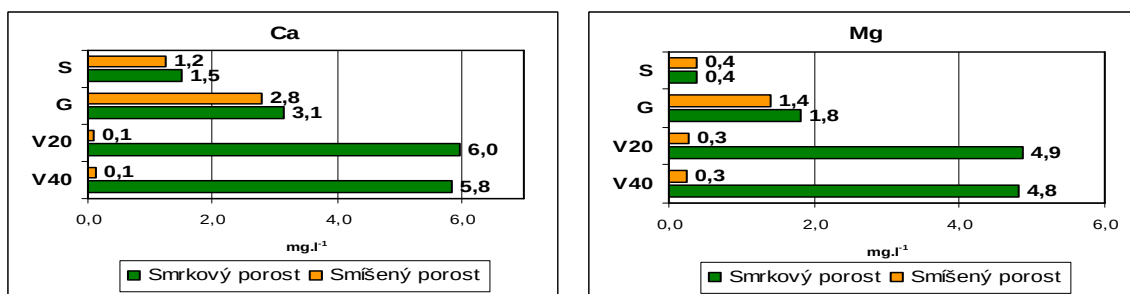
gravitačních vod došlo ke zlepšení stavu, tedy ke snížení acidity. Pokud ovšem jde o pH ve vakuových lyzimetrech, hodnoty se od sebe výrazně neliší, jsou téměř totožné a v půdě k výrazným změnám kyselosti nedochází.

Hodnoty vodivosti srážkových vod v průběhu roku se pohybovaly v rozmezí od 9,8 do 174,9 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Velmi nízké hodnoty byly zaznamenány v průběhu roku na volné ploše, což svědčí o velmi malé koncentraci iontů ve srážkách. Vyšší hodnoty byly zaznamenány při průchodem korunami ve smrkovém a smíšeném porostu. Průměrná vodivost (Obr. 2) gravitačních lyzimetrických vod ve smrkovém porostu 125,5 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, ve smíšeném porostu 63,3 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Průměrná vodivost vakuových lyzimetrických vod v hloubce 20 a 40 cm pod povrchem půdy ve smrkovém porostu 234,6 (237,7) $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, smíšeném porostu 113,1 (108,1) $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.



Obr. 1, 2 pH, vodivost - roční průměrné hodnoty (S - srážkoměr, G - gravitační lyzimetr, V20, V40 - vakuový lyzimetr v hloubce 20 a 40 cm pod povrchem)

Statisticky významné rozdíly vodivosti v podkorunových srážkách a v gravitačních lyzimetrických vodách nebyly zjištěny. Statisticky významné rozdíly vodivosti byly zjištěny v vakuových lyzimetrických vodách v hloubce 20 a 40 cm pod povrchem půdy mezi smrkovým a smíšeným porostem na hladině významnosti $\alpha = 0,05$.



Obr. 3, 4 Ca, Mg - roční průměrné koncentrace (S - srážkoměr, G - gravitační lyzimetr, V20, V40 - vakuový lyzimetr v hloubce 20 a 40 cm pod povrchem)

Průměrné roční koncentrace v podkorunových srážkách ve smrkovém porostu a smíšeném porostu u vápníku 1,5 (0,4) $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, hořčíku 1,5 (0,4) $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Obr. 3, 4), sodíku 0,7 (0,5) $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, draslíku 2,5 (2,1) $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Průměrná roční koncentrace v gravitačních lyzimetrických vodách byly ve smrkovém porostu a smíšeném porostu u vápníku 3,1 (2,8) $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, hořčíku 1,8 (1,4) $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, sodíku 4,8 (0,9) $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, draslíku 13,8 (4,5) $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ a hliníku 1,0 (0,9) $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Průměrná roční koncentrace vakuových lyzimetrických vod v hloubce 20 a 40 cm pod povrchem půdy byla ve smrkovém porostu a smíšeném porostu u vápníku 5,8-6,0 (0,1) $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, hořčíku 4,8-4,9 (0,3) $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, sodíku 9,6-10,3 (5,3-6,0) $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, draslíku 3,4-3,5 (0,4-0,9) $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ a hliníku 4,4-4,6 (5,0-5,2) $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Statisticky významné rozdíly byly zjištěny u koncentrací vápníku, hořčíku a sodíku ve vakuových lyzimetrických vodách v hloubce 20 a 40 cm pod

povrchem půdy mezi smrkovým a smíšeným porostem na hladině významnosti $\alpha = 0,05$, v podkorunových srážkách a gravitačních lyzimetrických vodách nebyly statisticky významné rozdíly zjištěny. U koncentrací draslíku a hliníku v podkorunových srážkách a lyzimetrických vodách statisticky významné rozdíly nebyly zjištěny.

Ve srovnání s dřívějšími výsledky měření za období od roku 1976 do roku 1990 (KLIMO et al., 1996), kde průměrné koncentrace vápníku ve smrkovém porostu v srážkových, gravitačních a vakuových lyzimetrických vodách byly 11,2-17,8 mg.l⁻¹ v současné době poklesly na 1,5-6,8 mg.l⁻¹. U hořčíku a draslíku jsou koncentrace v srážkových a gravitačních lyzimetrických vodách nižší, ale ve vakuových lyzimetrických vodách stejné. U chlóru jsou koncentrace oproti dřívějšímu měření vyšší. Vyšší koncentrace hořčíku, vápníku a sodíku lze vysvětlit vyšší mobilitou těchto prvků a jejím snadnějším vyplavováním. To ukazují vysoké hodnoty vodivosti ve smrkovém porostu oproti smíšenému porostu ve vakuových lyzimetrických vodách (statisticky významný rozdíl), a proto může docházet k vyplavování iontů ve smrkovém porostu z půdního profilu.

Koncentrace hliníku jsou vysoké v obou porostech ve vakuových lyzimetrických vodách, to může být dáno pH půdního roztoku, protože hliník je typickým prvkem s amfoterním chováním, jsou jeho koncentrace v roztocích velmi závislé na kyselosti půdního prostředí. Al se ovšem nerozpouští, pokud pH vody neklesne pod hodnotu 5,0 (závisí velmi na parciálním tlaku CO₂ v systému). Pak nastává poměrně rychlé rozpouštění, velmi citlivé na relativně malé změny pH (HRUŠKA, CIENCIALA, 2001).

Průměrné roční koncentrace v podkorunových srážkách ve smrkovém porostu a smíšeném porostu u chlóru 1,3 (1,2) mg.l⁻¹, síranů 6,0 (4,2) mg.l⁻¹, dusičnanů 6,5 (6,0) mg.l⁻¹ (Obr. 5,6). Průměrné roční koncentrace v gravitačních lyzimetrických vodách byly ve smrkovém porostu a smíšeném porostu u chlóru 4,6 (2,6) mg.l⁻¹, síranů 18,9 (4,7) mg.l⁻¹, dusičnanů 11,2 (6,8) mg.l⁻¹. Průměrné roční koncentrace vakuových lyzimetrických vod v hloubce 20 a 40 cm pod povrchem půdy byly ve smrkovém porostu a smíšeném porostu u chlóru 5,1-5,3 (2,2-2,5) mg.l⁻¹, síranu 94,5-95,3 (40,5-40,8) mg.l⁻¹, dusičnanu 1,3-3,0 (0,5-1,6) mg.l⁻¹.



Obr. 5, 6 SO_4^{2-} , NO_3^- - roční průměrné hodnoty (S - srážkoměr, G - gravitační lyzimetr, V 20, V40 - vakuový lyzimetr v hloubce 20 a 40 cm po povrchu)

Statisticky významné rozdíly byly zjištěny u koncentrací chlóru a síranu ve vakuových lyzimetrických vodách v hloubce 20 a 40 cm pod povrchem půdy mezi smrkovým a smíšeným porostem na hladině významnosti $\alpha = 0,05$, v podkorunových srážkách a gravitačních lyzimetrických vodách nebyly statisticky významné rozdíly zjištěny. U koncentrace dusičnanu v podkorunových srážkách a lyzimetrických vodách statisticky významné rozdíly nebyly zjištěny. Koncentrace dusičnanů v žádném

z odběrů nepřekročily koncentraci 50 mg na litr, která je podle normy limitní pro pitnou vodu. Lze tedy konstatovat, že nedochází ke zvýšenému vyplavování dusičnanů, před kterým varuje např. HÜTTL, ZÖTTL (1993). Ve srovnání s dřívějšími výsledky měření za období od roku 1976 do roku 1990 (KLIMO et al., 1996), můžeme konstatovat, že koncentrace síranu ve smrkovém porostu v podkorunových srážkách poklesla z 21,7 na 6,0 mg.l⁻¹. V gravitačních lyzimetrických vodách je vyšší oproti dřívějšímu stavu a v vakuových lyzimetrických vodách čtyřikrát převyšuje koncentraci z období od roku 1976 do roku 1990.

Závěr

Předkládaná studie hodnotí změny v podkorunových srážkách a lyzimetrických vodách lesních půd v důsledku kyselé depozice ve smrkové monokultuře a ve smíšeném porostu buku, smrku, jedle. Ze získaných výsledků je možné konstatovat:

- Celková potenciální mokrá depozice v roce 2006 byla na volné ploše 0,86 kmol (H⁺).ha⁻¹.rok⁻¹. Pod smrkovým porostem 2,17 kmol (H⁺).ha⁻¹.rok⁻¹, pod porostem smíšeným 2,36 kmol (H⁺).ha⁻¹.rok⁻¹. Celková depozice dusíku a síry na volné ploše v roce 2006 byla 9,1 (3,4) kg.ha⁻¹.rok⁻¹. Pod smrkovým porostem 21,6 (10,3) kg.ha⁻¹.rok⁻¹, pod porostem smíšeným 26,4 (8,0) kg.ha⁻¹.rok⁻¹.
- Statisticky významné rozdíly v ročním pH v podkorunových srážkách a průsakových vodách mezi smrkovým a smíšeným porostem nebyly zjištěny.
- Vyšší koncentrace Ca, Mg a K ve smrkovém porostu oproti smíšenému porostu v gravitačních a vakuových lyzimetrických vodách (statisticky významný rozdíl). Vyšší koncentrace Cl⁻ a SO₄⁻ ve smrkovém porostu oproti smíšenému ve vakuových lyzimetrických vodách v hloubce 20 a 40 cm pod povrchem půdy (statisticky významný rozdíl). Koncentrace dusičnanu v podkorunových srážkách a lyzimetrických vodách statisticky významné rozdíly nebyly zjištěny.
- Nízké hodnoty vodivosti v smíšeném porostu oproti smrkovému porostu ve vakuových lyzimetrických vodách (statisticky významný rozdíl), to naznačuje vyplavování iontů ve smrkovém porostu z půdního profilu. Smíšený porost má pozitivní vliv - meliorační charakter na stav půdy a nadložního humusu.

Poděkování

Příspěvek byl vypracován s finanční podporou: výzkumného záměru MSM č. 6215648902, projektu MŽP SP/2d1/93/07 „Czech Terra“ a projektu MŽP SP/2e3/172/07 „Hodnocení negativního vlivu degradačních faktorů na půdu a návrh možností jeho omezení - vytvoření podkladů pro plnění požadavků daných návrhem Směrnice na ochranu půdy EU“.

Literatura

- Andersson, F., Persson, T. (1988): Liming as a countermeasure against acidification in terrestrial environments. *Acidification Research in Sweden* 7: s. 5–7.
- Boháčová, L., Uhlířová, H., Šrámek, V. (2004): Monitoring zdravotního stavu lesa v České republice - Ročenka programu ICP forests 2004, VÚLHM, Jíloviště-Strnady. 92 s.

- De Wries et al. (2003): Intensive Monitoring of Forest Ecosystem in Europe, Technical Report. EC, UN/ECE, Brussels, Ženeva, 175 s.
- 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: s. 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: s. 135-140 .
- 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: s. 181-189.
- Hruška, B. (1978): Geograficko - petrografické a základní charakteristika zvětrávacích procesů na výzkumné ploše v Rájci-Jestřebí - 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.
- Hruška, J., Cienciala, E. (2001): Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd - limitující faktor současného lesnictví. MŽP. 159 s. ISBN 80-7212-190-1.
- Hüttel, R.F., Zöttl, H.W. (1993): Liming as a mitigation tool in Germany's declining forests reviewing results from formel and recent trials. *Forest Ecology and Management*, 61 (1993) 325-338.
- 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: s. 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 Dražanská vysočina uplands. *Ekológia (Bratislava)*, vol. 15, no. 3, s. 295-306, ISSN 1335-342X.
- Kulhavý, J., Drápelová, I., Lesná, J. (2003): Depoziční toky a chemismus lyzimetrických vod ve smrkové monokultuře při různém způsobu obhospodařování. *Zpravodaj Beskydy*, 16: 39-46.
- Němeček, J. et al. (2001): Taxonomický klasifikační systém půd České Republiky. ČUZ Praha: 79 s.
- Postel, S. (1986): Altering the Earths Chemistry: Assessing the Risks. *Worldwatch Paper* 71, Worldwatch Institute, Washington.
- 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 Einfluß der Düngung auf die Mycorrhiza in Forstbaumschulen. *Allgemeine Forstzeitschrift* 47: s. 374-375.
- Uchmanski, J., Kidawa, A., Mienszutkin, V. (1995): Statystyczna analiza danych charakteryzujących ekosystemy Karkonoszy. In: Fischer, Z. (ed.), *Problemy ekologiczne wysokogorskiej czesci Karkonoszy*. IE PAN. Dziekanów Lesny, s. 323-343.

Ulrich, B. (1983): Soil acidity and its relations to acid deposition In: Effect of accumulation of air pollutants in forests ecosystems.

Zapletal, M. et al. (1997): Atmosférická depozice síry a dusíku na území České republiky. Ekotoxa, Opava, 67 s.

SULPHATE MOBILITY IN ACIDIFIED FOREST SOILS OF THE JIZERA AND NOVOHRADSKÉ MOUNTAINS

Antonín Nikodem, Radka Kodešová, Ondřej Drábek, Luboš Borůvka,
Lenka Pavlů, Petra Vokurková

*Dept. of Soil Science and Soil Protection, Czech University of Life Sciences in Prague,
165 21 Prague 6 – Suchbátka, Czech Republic, e-mail: nikodem@af.czu.cz*

Introduction

Deforestation, acidification and soil degradation is a serious problem of forest soils in mountainous regions of the Czech Republic. One of the highly impacted areas is the Jizera Mts. Soil acidification is generally a natural process caused by acid parent rocks, leaching of base elements, production of carbon dioxide, release of organic acids, etc. This natural process is accelerated by anthropogenic acidification (presence of spruce monoculture, high concentrations of acidificants in the atmosphere). Anthropogenic deposition (namely SO_4^{2-} and SO_2) decreased significantly in European ecosystems during the last 20 years (Alewell, 1998). However, soil recovery is a long term process, because removing of very high amount of the accumulated acidificants is very slow. Mobility of SO_4^{2-} is highly affected by soil water regime and soil characteristics. The various forest covers have a great impact on the water regime and transport of dissolved substances in the soil profile and consequently on the soil degradation processes (Kodešová et al., 2007). Adsorption of SO_4^{2-} might correlate with the soil content of Al oxides and Fe oxides (Arbestain et al., 1999).

In this study it was shown that sorption is partly reversible, especially under conditions with lowered SO_4^{2-} concentration in the soil solution. Organic matter apparently has counteracting effect on SO_4^{2-} sorption. Organic matter is known to inhibit SO_4^{2-} adsorption by blocking adsorption surface sites. Other factors, such as soil texture and soil pH, also influence SO_4^{2-} sorption capacity. Sulphate adsorption is further influenced by the concentration of SO_4^{2-} in the incoming solution relative to the concentration, at which the soil had been previously equilibrated (Barton et al., 1994). Sulphate sorption could be described by adsorption isotherms. The Freundlich equation was found to be the best in describing SO_4^{2-} adsorption. The Langmuir equation provided alternative results (Singh, 1984).

The objective of this study was to determine and compare SO_4^{2-} adsorption/desorption in different diagnostic horizons of two soil types (Podzols and Cambisols) with various soil cover; located at two regions (with high and low impact by acid deposition) of the Czech Republic. In addition, the soil hydraulic properties of various diagnostic horizons were studied to obtain data characterizing water fluxes and consequently dissolved substances transport within the soil profiles.

Materials and methods

Study was performed at two elevation transects. One elevation transect was selected on the Smedava mountain (1084 m) in the Jizera Mts. and the second elevation transect was chosen on the Vysoka mountain (1034 m) in the Novohradske Mts. (Czech Republic). The Jizera Mts. were selected as a region that was strongly influenced by atmospheric deposition. The Novohradske Mts. were chosen as a region with relatively small impact of atmospheric deposition. Geological and geomorphological conditions of both regions are similar. Altitude of both areas ranges from approximately 600 to 1000 m (Table 1). Average annual temperatures are similar in both areas, ranging from 3 to 6°C with respect to altitude. Annual precipitation amounts are higher in the Jizera Mts. region, where it attains 1500 mm, than in the Novohradske Mts. region, where it is only about 800 mm. Granite and gneiss form the acid bedrock of both areas. Prevailing soil types were defined as Cambisols and Podzols. The soil pits were placed in a spruce forest (*Picea abies*) and beech forest (*Fagus sylvatica*) of various age, and a dead forest with young free-growing spruce and with high grass abundance (*Calamagrotis villosa*, *Deschampsia flexuosa*).

Table 1. Description of sampling sites on Vysoka and Smedava transects.

Pit	Vysoka				Smedava			
	Soil Type	Forest	Age	Altitude	Soil Type	Forest	Age	Altitude
1	Haplic Podzol	spruce/beech	70	1003	Haplic Podzol	grass/spruce	10	1067
2	Spodic Cambisol	spruce/beech	150	937	Haplic Podzol	grass/spruce	10	1002
3	Haplic Cambisol	spruce/beech	130	873	Colluvic Regosol	grass/spruce	20	897
4	Haplic Cambisol	spruce/beech	120	822	Haplic Podzol	beech	100+	818
5	Haplic Cambisol	spruce	120	774	Entic Podzol	beech	100+	719
6	Haplic Cambisol	spruce/beech	90	716				
7	Stagnic Cambisol	spruce	80	652				

Two types of soil samples (disturbed and undisturbed) were taken from the studied soil profiles. Disturbed soil samples were collected from individual sufficiently deep horizons, air-dried, and passed through a 2-mm sieve prior to analysis. Basic soil characteristics were determined by commonly used methods: $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ and pH_{KCl} potentiometrically; humus quality was assessed by the ratio of absorbances of pyrophosphate soil extract at the wavelengths of 400 and 600 nm (A_{400}/A_{600}). Content of exchangeable, potentially toxic Al forms were determined. Aluminium (Al_{KCl}) was extracted with 0.5 M KCl solution. Concentration of Al was performed by means of ICP-OES (VARIAN Vista Pro, VARIAN, Australia) under standard conditions.

Sulphate adsorption and desorption characteristics in all diagnostic horizons were determined using the standard laboratory procedure. To quantify SO_4^{2-} sorption properties, triplicate soil samples were shaken with SO_4^{2-} solution (Na_2SO_4 , w/v ratio 1:10) containing 0, 40, 80, 100, 150 and 200 mg l^{-1} SO_4^{2-} for 24 h under laboratory temperature (22°C). Extracts were separated from suspension by filtration and further purified by passing through chromatography disk filters with pore size 0.45 μm . Sulphates were determined by ion chromatography (Dionex DX-500). Adsorbed/desorbed SO_4^{2-} amounts were evaluated as the difference between the initial solution concentrations and the final solution concentrations.

Soil hydraulic properties were studied in the laboratory on the undisturbed 100-cm³ soil samples placed in Tempe cells and the multi-step outflow tests (van Dam et al., 1994) were performed. Soil water retention data points were obtained by calculating water balance in the soil sample at each pressure head step of the experiment. The soil hydraulic parameters (van Genuchten, 1980) were obtained via numerical inversion of outflow data and retention curve data points using HYDRUS-1D (Šimůnek et al., 2008).

Results and discussion

Maximum, minimum and average values of the studied soil properties are shown separately for each transect (Table 2). All soils studied in these areas are strongly acid. Deeper horizons are less acid. Humus quality is rather low as it is typical for forest soils.

Table 2. Maximum, minimum and average values of studied basic soil characteristics on the Vysoka and Smedava transects separately for soil horizons.

Horizon	pH _{H2O}			pH _{KCl}			A ₄₀₀ /A ₆₀₀			Al _{KCl}		
	min	max	avr.	min	max	avr.	min	max	avr.	min	max	avr.
Vysoka transect												
F	3.22	3.88	3.56	1.94	2.95	2.44	8.03	9.77	8.94	69.4	563.4	222.9
H	3.07	3.91	3.58	1.89	2.96	2.50	7.13	9.37	8.14	366.0	772.0	518.3
B	3.13	4.48	3.92	2.51	3.73	3.24	6.73	6.73	11.3	143.8	744.8	347.5
Smedava transect												
F	3.72	4.27	3.92	2.8	3.41	3.08	7.82	12.17	9.40	252.6	1019.2	571.6
H	3.77	4.07	3.87	3.01	3.55	3.31	6.76	8.50	7.45	522.2	928.4	712.5
B	3.86	4.47	4.23	3.55	4.36	3.96	7.62	11.23	9.39	170.0	589.4	367.4

To predict potential SO₄²⁻ leakage into the groundwater, soil water regime and substances transport may be simulated using the numerical models, which requires knowledge of the soil hydraulic properties and properties affecting dissolved substances transport. Sorption capability of the forest soils was analysed by subtracting measured SO₄²⁻ concentrations in the filtrate from the initial concentration of the treating solution. A negative value would indicate desorption, e.g. the equilibrium solution contained more SO₄²⁻ ions after the treatment than the initial treating solution. A positive value would hint at adsorption, when SO₄²⁻ concentration decreased.

Fig. 1 shows results of sulphates sorption study. A significant difference between SO₄²⁻ behaviour in organic and mineral horizons was found. Sulphates desorption was observed in the surface organic horizons (F and H) of all soil profiles. Sulphates desorption was observed in the Ep horizons of all Podzols. Desorption was found in the Bhs horizon of Haplic Podzol (Vysoka 1) and desorption or slight sorption was measured in the Bhs horizons of the other Haplic Podzols (Smedava 1 and 4). A slight sorption was found in the deeper mineral horizons of all Haplic Podzols. Sulphates adsorption was found in the mineral horizons of two Cambisols and Entic Podzol. A slight sulphates desorption was observed in the Ae horizon of Entic Podzol (similar to the Ep horizons of all Haplic Podzols). The amount of adsorbed/desorbed sulphates was highly affected by the origin of organic matter, soil type and initial content of

substance. The above described behaviour of SO_4^{2-} in different (organic and mineral) horizons corresponds to observations previously published by Martinez and McBride (1989) and Arbestain et al. (1999, 2002). Presence of organic matter in the F and H horizons and probably also in the Bhs horizons inhibited SO_4^{2-} adsorption due to organic anion completion with SO_4^{2-} for positively charged sites. The largest SO_4^{2-} adsorption was observed in Bvs and Bs due to low organic matter content and large content of Fe and Al.

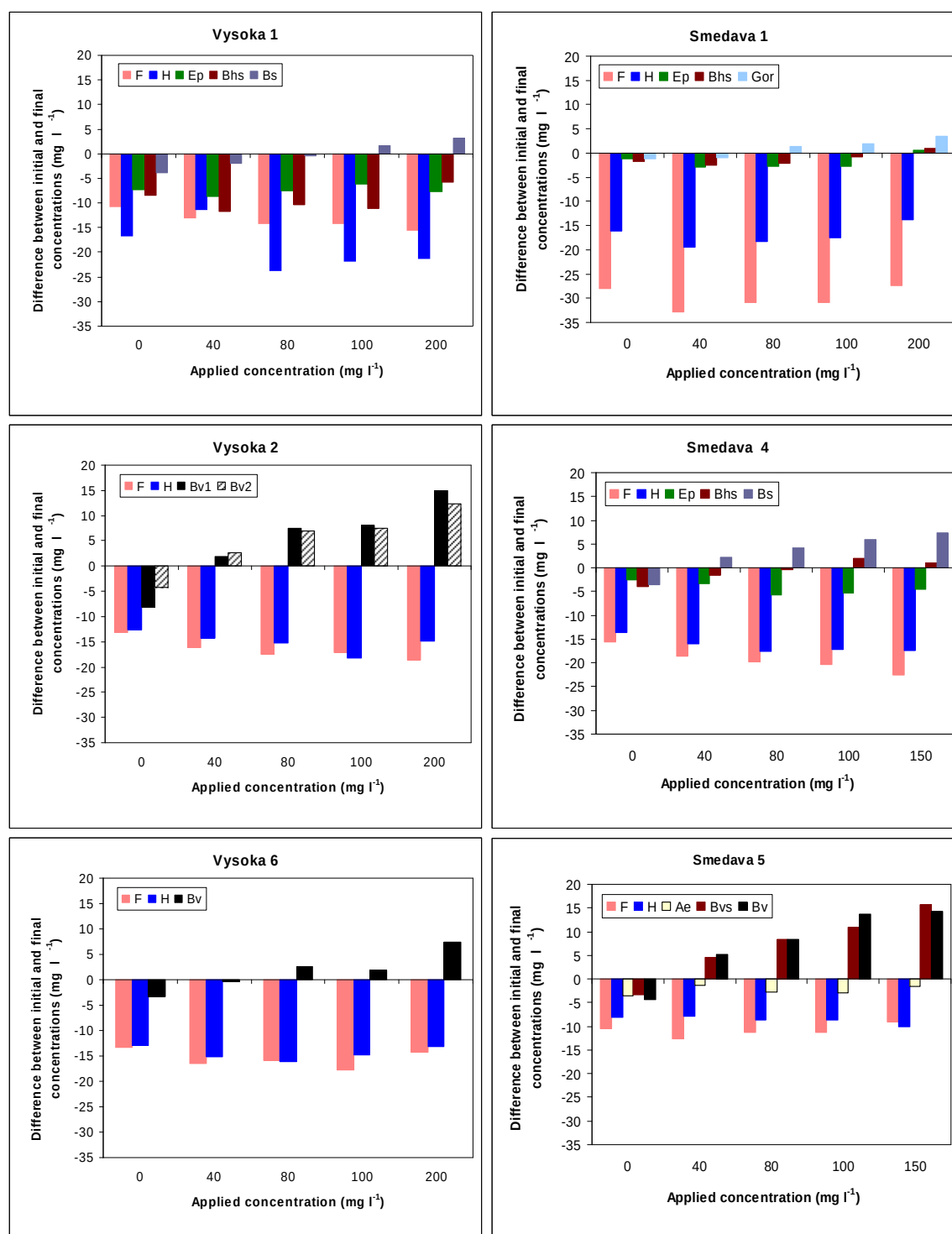
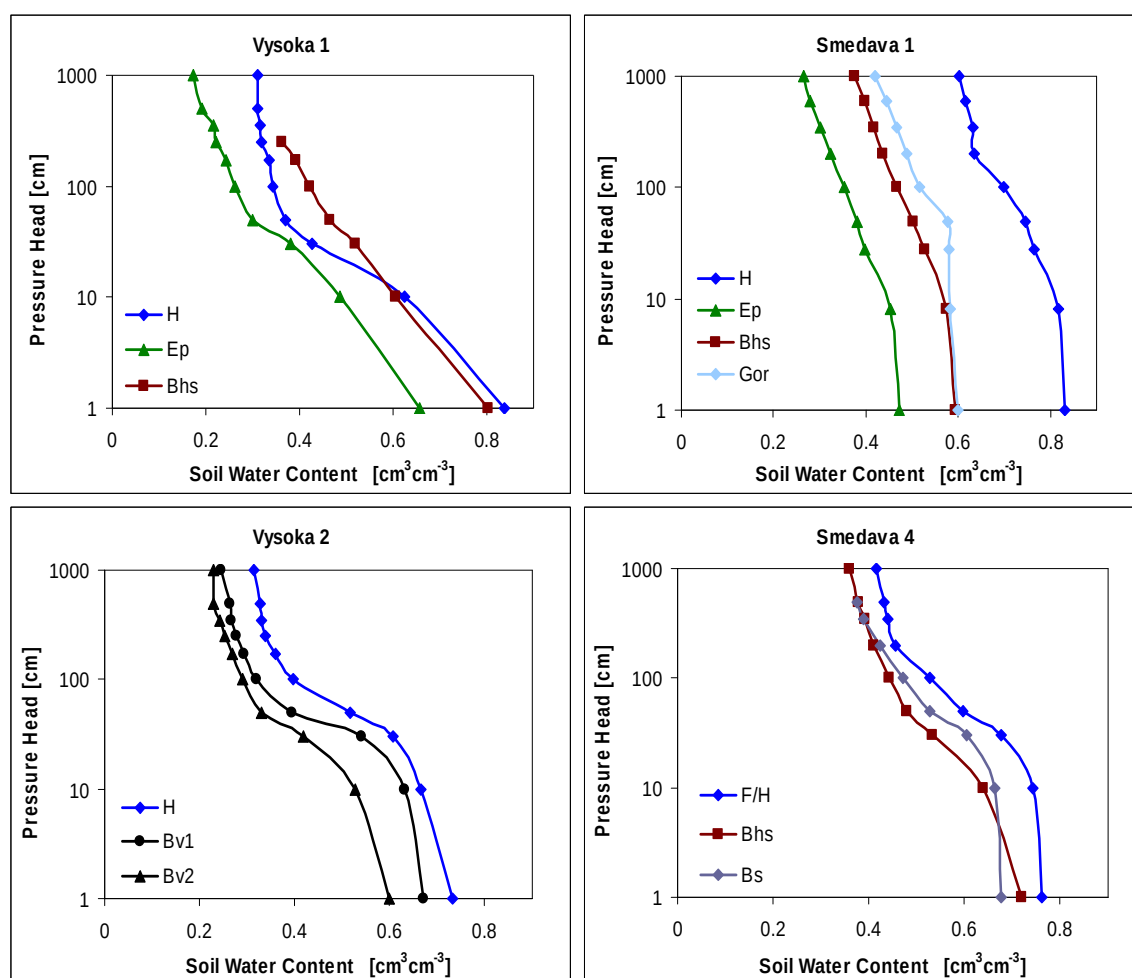


Fig. 1. Difference between initial and final SO_4^{2-} concentrations for six selected soil profiles of the Vysoka and Smedava mountains elevation transects.

Resulting soil water retention curves are shown in Fig. 2. Curve shapes mainly reflected the organic matter origin, e.g. vegetation cover. The highest retention ability of the organic matter as well as mineral horizons was observed in Haplic Podzol under the grass cover (Smedava 1). The lowest retention ability of all studied horizon was measured for Haplic Podzol under the mostly spruce cover (Vysoka 1). This corresponds to previously described retention ability of organic matter horizons (Kodešová et al., 2007). Retention ability of other two horizons under the spruce covers increased due to the presence of a larger fraction beech cover (Vysoka 2) and presence of grass (Vysoka 6). Intermediate retention curves were measured for soils under the beech cover (Smedava 4 and 5).



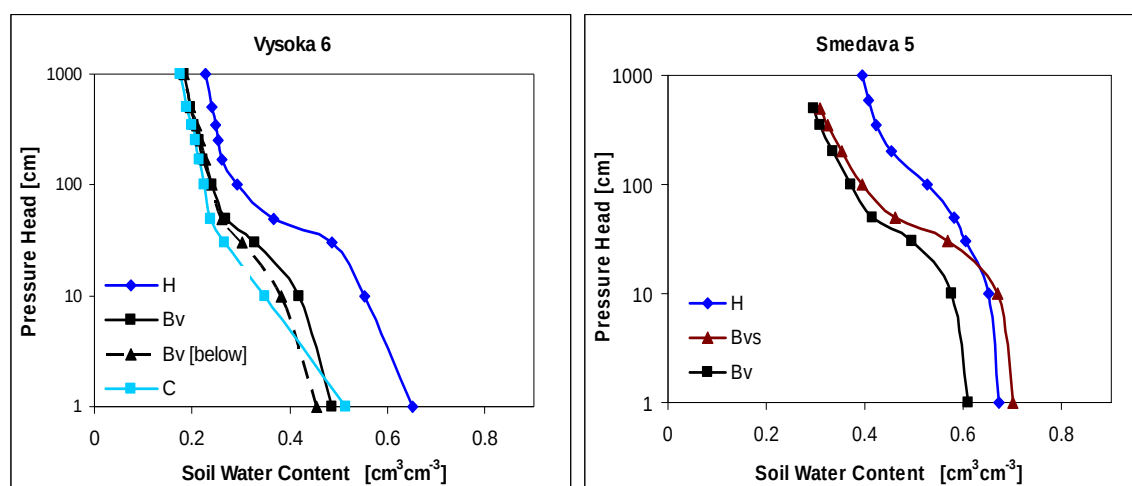


Fig. 2. Soil water retention curves for six selected soil profiles of the Vysoka and Smedava mountains elevation transects.

The final van Genuchten hydraulic parameters are shown in Tab. 3. Parameters θ_r , θ_s , α and n described shapes of the soil water retention curves (as was discussed above). Saturated hydraulic conductivities, K_s , increased with soil profiles depths except for two Haplic Podzols (Smedava 1 and 4). Increasing saturated hydraulic conductivities reflected origin of mineral horizons that were created by granite weathering. Decrease of saturated hydraulic conductivities in both Haplic Podzols was caused by colloid accumulation in deeper horizons.

Tab. 3. Soil hydraulic parameters (calculated according to van Genuchten, 1980).

Locations	Horizon	θ_s [cm ³ cm ⁻³]	θ_r [cm ³ cm ⁻³]	α [cm ⁻¹]	n [-]	K_s [cm d ⁻¹]
Vysoka 1	H	0.837	0.309	0.127	2.109	26.16
	Ep	0.656	0.130	0.176	1.469	358.77
	Bhs	0.803	0.066	0.441	1.191	8030.2
Vysoka 2	H	0.732	0.297	0.036	2.017	5.15
	Bv1	0.672	0.253	0.035	2.438	23.89
	Bv2	0.599	0.216	0.070	1.829	312.3
Vysoka 6	H	0.653	0.201	0.064	1.759	46.94
	Bv	0.487	0.177	0.086	1.736	24.44
	Bv [below]	0.455	0.170	0.121	1.563	127.93
	C	0.515	0.168	0.295	1.562	24040
Smedava 1	H	0.829	0.568	0.033	1.591	1.18
	Ep	0.473	0.112	0.079	1.194	23.43
	Bhs	0.598	0.264	0.059	1.258	14.80
	Gor	0.598	0.380	0.015	1.593	0.68
Smedava 4	F/H	0.761	0.404	0.029	1.199	0.74
	Bhs	0.720	0.339	0.095	1.586	63.47
	Bs	0.675	0.346	0.030	1.843	10.23
Smedava 5	H	0.671	0.338	0.026	1.574	1.30
	Bvs	0.699	0.297	0.038	2.051	58.85
	Bv	0.609	0.274	0.046	1.818	61.57

Acknowledgements

This study was supported by the grant No. 1G57073 of the Ministry of Agriculture of the Czech Republic and research plan No. MSM 6046070901 of the Ministry of Education, Youth and Sports of the Czech Republic.

References

- Alewell, C. (1998): Investigating sulphate sorption and desorption of acid forest soils with special consideration of soil structure. *Z. Pflanzen. Bodenk.*, 161: 73-80.
- Arbestain, M. Camps, Barreal, M.E., Macías, F. (1999): Parent material influence on sulfate sorption in forest soils from Northwestern Spain. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 63: 1906 - 1914.
- Arbestain, M. Camps, Barreal, M.E., Macías, F. (2002): Phosphate and sulfate sorption in Spodosols with albic horizon from Northern Spain. *Soil Sci. Am. J.*, 66: 464-473.
- Barton, D., Hope, D., Billett, M. F., Cresser, M. S. (1994): Sulphate adsorption capacity and pH of upland podzolic soils in Scotland: Effects of parent material, texture and precipitation chemistry. *Appl. Geochem.*, 9: 127-139.
- Kodešová, R., Pavlů, L., Kodeš, V., Žigová, A., Nikodem, A. (2007): Impact of spruce forest and grass vegetation cover on soil micromorphology and hydraulic properties of organic matter horizon. *Biologia, Bratislava*, 62: 565-568.
- Mariano-Martinez, E., McBride, M.B. (1989): Calcium and sulfate retention by two oxisols of the Brazilian Cerrado. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 53: 63-69.
- Šimůnek, J., Šejna, M., Saito, H., Sakai, M., van Genuchten, M. Th. (2008): The HYDRUS-1D Software Package for Simulating the Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably Saturated Media, Version 4.0, HYDRUS Software Series 3, Department of Environmental Sciences, University of California Riverside, Riverside, California, USA, pp. 315.
- Singh, B. R. (1984): Sulfate sorption by acid forest soils: 1. sulphate adsorption isotherms and comparison of different adsorption equations in describing sulphate adsorption. *Soil Sci.*, 138: 189-197.
- van Dam, J. C., Stricker, N. M., Droogers, P. (1994): Inverse method to determine soil hydraulic functions from multistep outflow experiments. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 58: 647-652.
- van Genuchten, M. Th. (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44: 892-898.

SLEDOVÁNÍ KVALITY HUMUSU A RESPIRACE U VYBRANÝCH SUBTYPŮ KAMBIZEMÍ

Veronika Petrášová, Lubica Pospíšilová, Jiřina Foukalová, Eduard Pokorný

*Ústav agrochemie, půdoznalství, mikrobiologie a výživy rostlin, Fakulta agronomická,
MZLU, Zemědělská 1, 613 00 Brno, veronikapet@post.cz*

Abstract

Soil respiration and soil organic matter quality are important criteria for soil quality /health evaluation. Freshly collected soil samples were sieved (2 mm mesh) and basal respiration was monitored under laboratory conditions using Vaisala GMT 222 apparatus. Soil organic matter quality was studied using non destructive spectrometric method (UV-VIS and SFS spectrometry) and by classical fractionation. The aim of our work was to compare basal respiration, content and quality of humus in selected subtypes of Cambisols. Results showed that biological and chemical properties of Cambisol were influenced by soil parent material and type of land use.

Keywords: cambisol, respiration, UV-VIS a SFS spectroscopy

Abstrakt

Půdní respirace a kvalita humusových látek (HL) patří k důležitým ukazatelům zdraví půdy. Měření bazální respirace čerstvě odebraných půdních vzorků (frakce < 2 mm) probíhalo v laboratorních podmínkách na přístroji Vaisala GTM 222. Kvalita HL byla určována pomocí nedegradčních spektrofotometrických metod a klasickou frakcionací. Cílem práce bylo porovnat půdní respiraci, obsah a kvalitu HL u vybraných subtypů kambizemí. Výsledky sledování ukazují, že bazální respirace, množství a kvalita HL u kambizemí jsou nejvíce ovlivněny půdotvorním substrátem a způsobem obhospodařování půdy.

Klíčová slova: kambizem, respirace, UV-VIS a SFS spektroskopie

Úvod

Kambizemě patří k našim nejrozšířenějším půdám, které tvoří asi 45 % zemědělského půdního fondu České republiky. Formují se na svahovinách (často skeletovitých) pevných a zpevněných horninách zejména ve svažitých a horských oblastech (Němeček, 1981). Obecně představují půdy s velmi širokou ekologickou amplitudou. Limitujícími faktory jejich úrodnosti jsou klima, svažitost, půdotvorný substrát, množství a kvalita humusových látek.

Tyto půdy jsou nejvíce ohroženy procesy acidifikace a ztrátami humusu, a proto je sledování dynamiky humusových látek těchto půd velmi důležité. K posuzování množství a kvality HL je možné kromě klasické frakcionace HL využít nedegradční spektrální metody, které jsou efektivnější a nenarušují strukturu HL. Nejčastěji se měří absorbance v UV-VIS oblasti a z těchto hodnot se stanoví barevný index $Q_{4/6}$ jako

poměr absorpance při 465 a 665 nm. Dále mohou být HL látky charakterizovány pomocí infračervených spekter, ^{13}C NMR spekter resp. se zjišťuje jejich fluorescence a stanovují se synchronní, emisní nebo excitační fluorescenční spektra (Pospíšilová, L. et al., 2006).

Materiál a metodika

V pokusu byly použity půdní vzorky odebrané z ornice (0 – 20 cm) na lokalitě Vatín. Půdotvorný substrát (PS) zde tvoří zvětralina ruly. Na lokalitě Náměšť nad Oslavou a Ocmanice je PS tvořen zvětralinami krystalinika (převažuje žula, syenit a pararuly). Byly vybrány následující subtypy kambizemí:

- kambizem modální (lokalita Vatín – orná půda (OP))
- kambizem modální (lokalita Vatín - trvalý travní porost (TTP))
- kambizem modální (lokalita Náměšť nad Oslavou, OP)
- kambizem litická (lokalita Ocmanice, TTP)

Ke stanovení respirace byl použit přístroj Vaisala GMT 222. Měřicí čidlo tohoto přístroje je umístěno ve vytvořené kyvetě, která podporuje proudění vzduchu z baňky se vzorkem do místa měření. Respirační aktivita přirozených půdních vzorků je výsledkem složitých vlivů, které z jediné konečné hodnoty lze těžce zjistit. Důležitým indikátorem může být stanovení potenciální schopnosti mikroorganismů využívat lehce rozložitelnou organickou hmotu (glukózu) a tímto je tedy do určité míry postihnuta mineralizační schopnost mikroorganismů. Porovnání této potenciální respirace s bazální respirací lze získat představu o využitelnosti organických látek půdních vzorků (Foukalová a Pokorný, 2006).

Frakční složení, tj. obsah veškerých humusových látek, humínových kyselin a fulvokyselin jsme stanovili metodou krátké frakcionace (Podlešáková, E. a kol., 1992). Princip stanovení frakčního složení HL spočívá v rozrušování stabilních sloučenin humátů vápenatých, hořečnatých pufrovaným roztokem pyrofosforečnanu sodného (0.1M, pH=13). Dochází přitom k tvorbě nerozpustných sloučenin pyrofosfátů Ca, Mg, Al, Fe a k uvolnění rozpustných humátů sodných, které jsou ze vzorku extrahovány. Stanovíme tak veškeré HL. HL jsou dále vhodným postupem rozděleny na HK a FK. Ze zjištěných hodnot se vypočítá poměr HK/FK.

Nejčastěji využívanou charakteristikou, kterou můžeme z UV-VIS spekter získat, je tzv. barevná křivka a barevný index ($Q_{4/6}$). Barevný index jsme stanovili jako poměr absorpance při 465 a 665 nm. HK mají zpravidla hodnoty $Q_{4/6}$ nízké (3 - 4) a FK vysoké (9 – 10). Měření jsme provedli na spektrometru VARIAN CARY PROBE 50 pomocí optické sondy v rozsahu vlnových délek od 300 do 700 nm. Spektra HK jsme měřili ve výluhu pyrofosforečnanu sodného po 1 nm rychlost snímání 1200 nm/min.

Měření emisních, excitačních a synchronních fluorescenčních spekter (SFS) bylo provedeno na spektrofluorimetru Aminco Bowman při nastavení rozdílu mezi monochromátory $\Delta\lambda=20$ nm a teplotě 20 °C.

Výsledky a vyhodnocení

Prezentované výsledky jsou součástí dlouhodobého pokusu ve Vatíně, Náměšti nad Oslavou a v Ocmanicích. Bylo zjištěno, že vyšší hodnoty bazální respirace má trvalý travní porost v porovnání s ornou půdou. Faktor komplexního působení (FKP) vypočítaný z naměřených hodnot bazální respirace byl nejvyšší u kambizemě litické (Ocmanice TTP) a nejnižší u kambizemě modální (Vatín OP). Vyšší hodnota tohoto faktoru ukazuje na relativně lepší využití C a N v komplexním působení než při oddělené aplikaci (Obr.1).

Suma HL látek a jejich stabilita a kvalita byla nejvyšší u kambizemě modální (Vatín TTP). Poměr HK/FK byl kolem jedné a hodnoty barevného indexu $Q_{4/6}$ byly typické pro kambizemě (5,7 – 9). Nízký obsah a kvalita HL byly zjištěny u kambizemě litické (Ocmanice TTP) – viz. Obr. 2.

UV-VIS spektra ukazují vyšší absorbanci u kambizemě modální (Vatín OP, Vatín TTP), což potvrzuje vyšší kvalitu HL na této lokalitě (Obr. 3). Vypočítané hodnoty barevného indexu $Q_{4/6}$ jsou uvedeny v tabulce č.1.

Synchronní fluorescenční spektra (SFS) ukazují u sledovaných HL 5 hlavních píků: 359, 450, 469, 489 a 501 nm (Obr. 4). Vyšší hodnoty fluorescence má kambizem modální (Vatín TTP) v oblasti vyšších vlnových délek (489 a 501 nm) což indikuje více aromatických skupin v molekule HK a vyšší kvalitu HL. Kambizem litická (Ocmanice TTP) a kambizem modální (Náměšť OP), vykazují vyšší fluorescenci v oblasti nižších vlnových délek (359, 450 a 469 nm) což indikuje více alifatických skupin v molekule HK. Fluorescenční vlastnosti byly shodné se standardem HK – Elliot HA standard (IHSS).

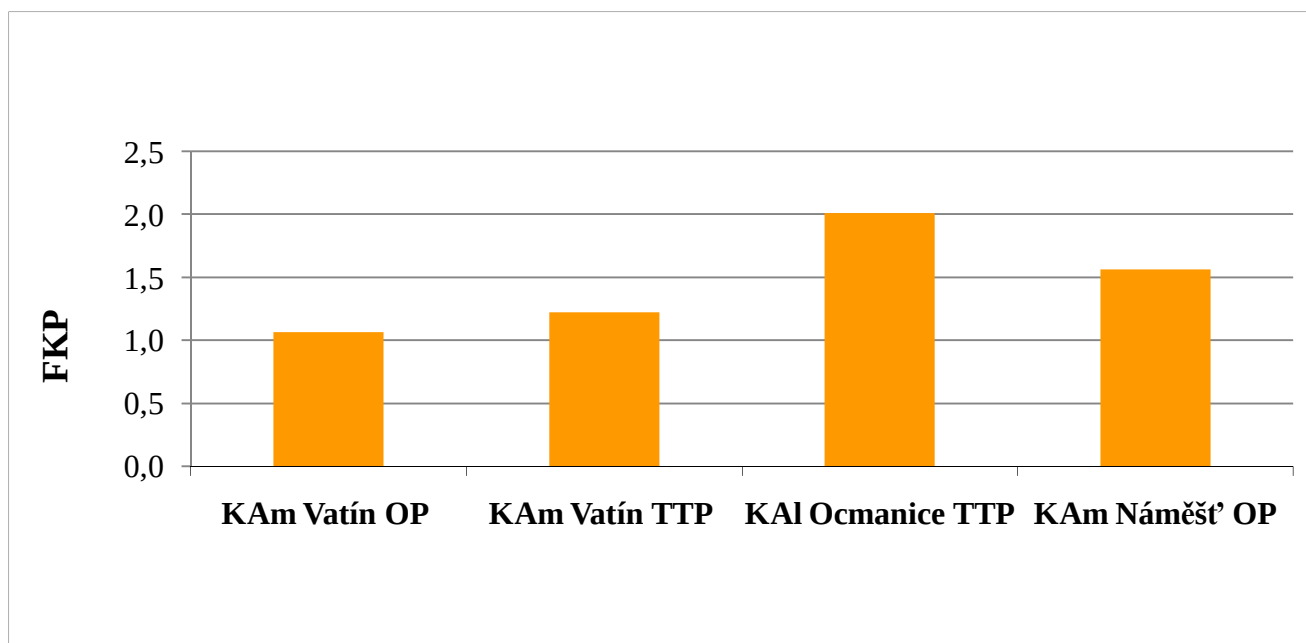
Závěr

Závěrem můžeme konstatovat, že největší vliv na množství a kvalitu HL měl půdotvorný substrát a způsob hospodaření na půdě. Kambizem modální ve Vatíně měla vyšší obsah i kvalitu HL v porovnání s kambizemí modální (Náměšť, OP) a kambizemí litickou (Ocmanice, TTP). Půdní respirace byla nejvíce ovlivňována způsobem hospodaření na půdě.

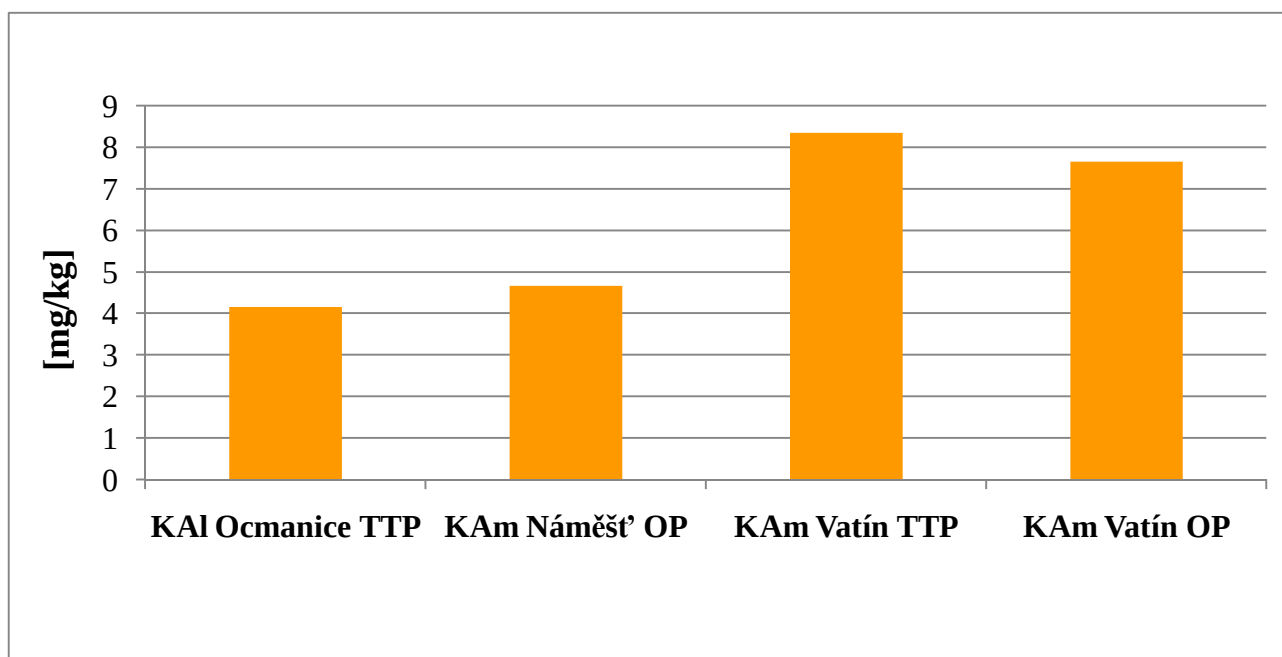
Tab. č.1

Vzorek	KAm – Vatín (TTP)	KAm – Vatín (OP)	KAm - Náměšť (OP)	KAl - Ocmanice (TTP)
Hodnota $Q_{4/6}$	8,7	7,4	5,7	9,1

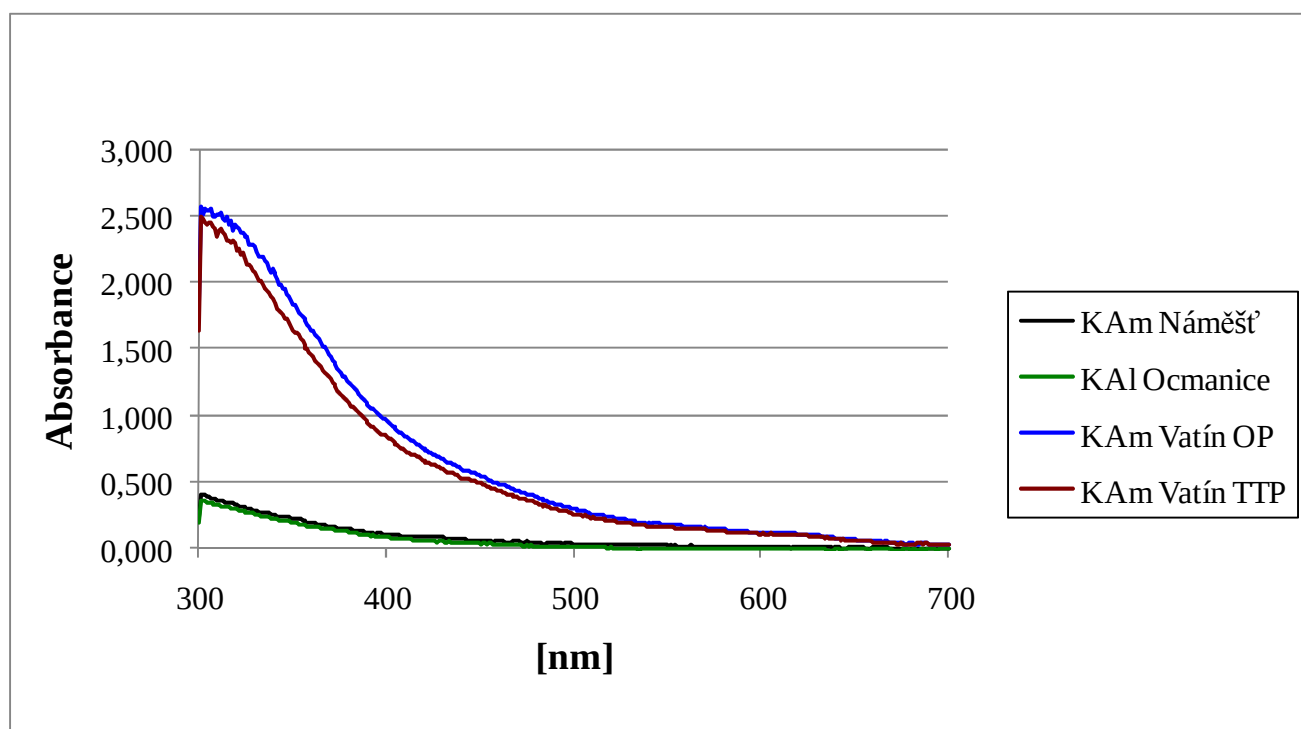
Obr.1: Respirace charakterizována faktorem komplexního působení (FKP) u sledovaných kambizemí



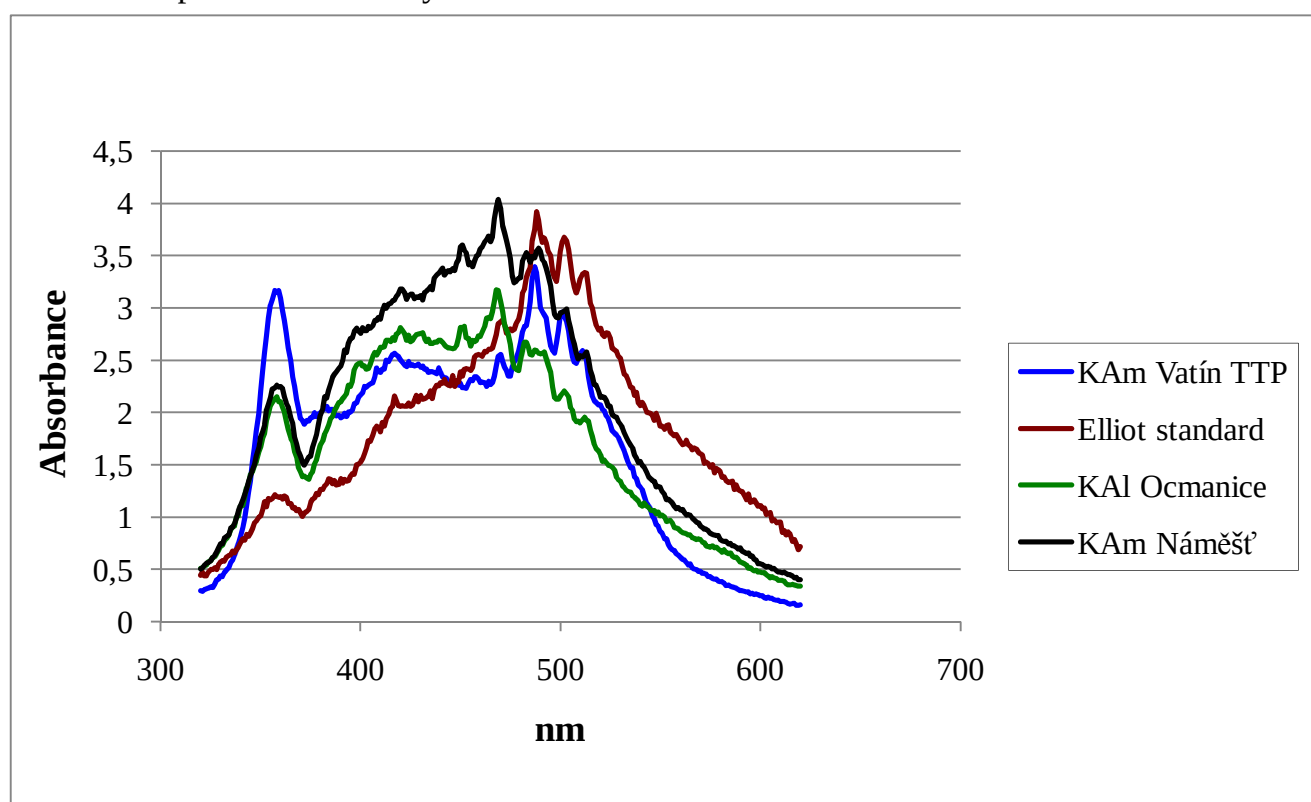
Obr.2: Suma HL u sledovaných kambizemí (mg/kg)



Obr.3: UV-VIS spektra u sledovaných kambizemí



Obr.4: SFS spektra u sledovaných kambizemí



Použitá literatura

- Foukalová, J., Pokorný, E.: Agroekologické limity vybraných biologických vlastností ornice černosolů v oblasti střední Moravy. In: Mendelnet, 2006, Agro, 64 s.
- Němeček, J.: Základní diagnostické znaky a klasifikace půd ČSR, ACADEMIA, Praha, č. 8, 1981, 107 s.
- Podlešáková, E. a kol. Rozbory půd, vod a rostlin. Praha: VÚMOP, 1992. 259 s.
- Pospíšilová, L., Fasurová, N., Jurica, L.: Fractionation of humus and optical properties of HA originating from different soil types. Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis, 2006 LIV, 4, 45 – 52.

Poděkování

Projekt byl zpracován s podporou grantu NAZVA č. QH 81 200 a výzkumného záměru č. MSM 6215648905 „Biologické a technologické aspekty udržitelnosti řízených ekosystémů a jejich adaptace na změnu klimatu“ uděleného MŠMT ČR.

RESTORATION OF THE SURFACE HUMUS AT REFORESTING THE AGRICULTURAL LANDS – SCHOOL TRAINING FOREST KOSTELEČ N.Č.L. EXAMPLE

Vilém Podrázský, Jiří Remeš, Vlastimil Hart

*Dep. of Silviculture, Faculty of Forestry and Wood Sciences CULS Prague, Kamýcká 1176,
165 21 Praha 6 – Suchbátka, ČR, podrazsky@fld.czu.cz, remes@fld.czu.cz, hart@fld.czu.cz*

Abstract:

Afforestation of agricultural lands took place in different site and ecological conditions, including lower and medium elevated localities. The presented study documents the rapidity of surface layers accumulation and their characteristics in stands of Scots pine (*Pinus sylvestris*), Norway spruce (*Picea abies*), birch (*Betula verrucosa*) and Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*) on the territory of the School Training Forest Kostelec nad Černými lesy, in the altitude 430 m a.s.l., on the site of forest type 4Q1. The plots were compared with the neighboring continuously forested site with pine – spruce old stand and with the arable field apart. During the first roughly 40 years, considerable changes were documented on the afforested plots. The surface humus layers in the coniferous stands were formed, the humus forms being more favorable comparable with the old-forest-site. Acidification and loss of nutrients run in the upper mineral horizons. These processes were also responsible for the less favorable character of the forest soil in the old stand. Birch showed lesser shifts comparing to the conifers in the mineral horizon, the surface humus accumulation was not registered there yet. The lowest degradation among conifers showed the Douglas fir, being able of intense uptake of deficient nutrients.

Key words: Afforestation, agricultural lands, tree species, humus forms, soil characteristics

Anotace:

K zalesňování zemědělských půd docházelo v nejrozličnějších podmínkách, včetně nižších a středních poloh. Předkládaný příspěvek dokládá rychlost akumulace holorganických vrstev a jejich pedochemické vlastnosti v porostech borovice lesní (*Pinus sylvestris*), smrku ztepilého (*Picea abies*), břízy bradavičnaté (*Betula verrucosa*) a douglasky tisolisté (*Pseudotsuga menziesii*) na území ŠLP v Kostelci nad Černými lesy, v nadmořské výšce 430 m n.m., na stanovišti odpovídající LT 4Q1. Plochy byly srovnávány se sousedním trvale zalesněným BO a SM porostem a s ornou půdou, rovněž v bezprostředním sousedství. Během prvních zhruba 40 let došlo na zalesněných lokalitách ke značným změnám. Došlo ke tvorbě nadložního humusu s příznivějšími charakteristikami ve srovnání s trvale zalesněnou půdou, ve svrchních minerálních horizontech se projevila acidifikace a ztráty živin. Tyto procesy vedly k nejméně příznivému stavu právě na trvalé lesní půdě. Bříza vykazovala nejmenší změny ve srovnání s jehličnany, dosud se v jejím porostu neprojevila

akumulace nadložního humusu. Nejméně degradačně se projevila douglaska, která na druhé straně selektivně poutala deficitní živiny.

Klíčová slova: zalesňování, zemědělské půdy, lesní dřeviny, humusové formy, půdní charakteristiky

Introduction

Afforestation and reforestation of the agricultural lands was common feature in different historical periods in the Czech countries, it took place in the most diversified site as well as socio-economical conditions. Besides the marginal mountain and submountain lands, the areas were reforested also in the middle and lower altitudes (Klasna 1976). The experimental plantations as well as the practical and commercial ones were established in the whole Czech country and also in neighbouring countries (Sarvaš, Lalkovič 2006, Špulák 2006, Hatlapatková et al. 2006). Aim of these activities was and still it is the increase of the forest cover in the landscape, with special functions in many cases – windbreaks, bio-corridors (Tichá 2006), in other cases the production or stabilization of the lands prevail. There is more publications available as for the growth and other tree species aspects on the former agricultural lands, what is missing up to now, this is the quantification of the effects of the new stands on the soil, on the restoration of its forest character – with some exceptions from the last time (Hagen-Thorn 2004, Kacálek et al. 2006, Novák, Slodičák 2006, Novák et al. 200).

The target of the presented publication is so the increase of the knowledge concerning the afforestation effects in the middle and lower altitudes, more concretely on the territory of the School Training Forest in Kostelec nad Černými lesy, and the comparison with results in other site conditions. To this moment, the author's team evaluated the tree species effects on the humus form establishing in the area of Český Rudolec (Podrázský, Štěpáník 2002), in the higher altitudes of the Ore Mts. (Podrázský et al. 2006), eventually in the combination with the different thinning regimes (Podrázský 2006). This paper documents the effects of particular tree species (Norway spruce – *Picea abies*, Scots pine – *Pinus silvestris*, birch – *Betula verrucosa* and Douglas fir – *Pseudotsuga menziesii*) on tre reforested agricultural land and it compares its status with the soils of the neighboring forest stands as well as with the arable soil.

Material and methods

Experimental plots were established on the territory of the School Training Forest, close to Krymllov village on the Kostelec Forest District, in the stands 706 A 4a, 4b, 4c. All were established by planting in the year 1967. The altitude of the study locality is cca 430 m a.s.l., mean annual precipitation 600 mm, and mean annual temperature 7.5 °C. The forest type was reconstructed as 4Q1. The study was performed in the stands of four tree species on the afforested agricultural lands, in the neighboring forest stand on continuously forested land (mixed Scots pine – Norway spruce stand) and in the close field – arable land.

The first plot was established in the stand of Scots pine (*Pinus silvestris*), 50 x 50 m. The total stand area is 2.38 ha.

The second plot is located in the stand of Norway spruce (*Picea abies*) of total area 3.98, in direct contact, the plot area is 0.191 ha.

The third plot is placed in the birch stand (*Betula verrucosa*) with total area 0.79, the measured area is 0.134 ha. The last plot encloses the stand of Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*), the whole stand was included (0.125 ha). For comparison, the neighboring areas were included – mature pine-spruce stand on forest land and arable land – raps field.

The plots on former agricultural land were delimited and their plot was quantified. The trees were pruned (dead branches) to the height enabling free access to measurements: indexing, registration, DBH measurement. The diameters were determined by calipers within 1 cm intervals. Two cross-measurements were done, 4 cm diameter classes were used. For two trees from each tree class the height was measured (technology Field-Map). The DBH and height measurements were used for the volume calculations use Volume Tables (JHK, ÚHÚL 1952).

Soils, holorganic layers and uppermost part of the mineral soil body (Ah horizons) were sampled beginning October 2006. In the coniferous stands, the sampling of holorganic layers took place using the iron frame 25 x 25 cm. In the birch stand and on the arable soil, the surface was not present. The samples were prepared from the depts. 0 – 10 and 10 – 20 cm. The mineral soil horizons were not sampled quantitatively. The analyses of individual samples were performed.

It was determined:

- amount of dry matter (D.M.) of the holorganic horizons at 105 °C and calculation for the area of 1 ha,
- total carbon content (humus content) using Springer-Klee method, total nitrogen content using the Kjeldahl method,
- soil reaction (pH) in the water and 1 N KCl, potentiometrically,
- characteristics of the soil adsorption complex by the Kappen method: S – bases content, T-S (H) – hydrolytical acidity, T – cation exchange capacity, V – base saturation,
- plant available nutrients using the 1% citric acid as well as Mehlich III solution. The first method is seldom used now, but it was common in the forestry research in the past, it enables the comparison with older results. The results are shown in the case of citric acid solution in the oxide form, in the Mehlich III method in the pure form. The P-content was determined spectrophotometrically, P-content by the flame photometry, the other nutrients by AAS,
- the characteristics of the exchangeable acidity in the KCl solution,
- the total nutrient content in the holorganic horizons, after mineralization by the mixture of sulphuric acid and selen. The analyses were done by the Laboratory Tomáš Opočno. Only limited set of the most indicative results is documented in the presented paper.

The statistical evaluation was performed using the statistical software S-PLUS by the analysis of variance method. The results were evaluated by the Scheffe's method by multiple comparison on the 95% significance level. The ecologically corresponding horizons were compared.

Results and discussion

a) Stand volume

The Table 1 documents in a comprehensive form the results of dendrometrical measurements. There are not the replications of the particular variants, this pattern is satisfactory for orientation comparison of particular sites only, but on highly relevant level. The pine stand has the biggest density, the birch one the lowest. Birch was reaching the maximum height, but its stand was very sparse to show big standing volume. The Douglas fir showed the second height, which together with maximum DBH a relatively high density resulted in the biggest standing volume. The highest production was so documented for this tree species, which fact confirms the position of this tree as the most productive in the temperate zone with convenient soil and site conditions (Remeš, Hart 2004). This assumes also the maximum nutrient uptake and connected effects on the soil environment (Kantor 2008, Podrázský, Remeš 2006).

Table 1: Comparison of production potential of particular tree species in stands established on the former agricultural land

Tabulka 1: Srovnání produkčního potenciálu jednotlivých dřevin v porostech založených na zemědělských půdách

Species	S. pine	N. spruce	Birch	D. fir
Plot (ha)	0.250	0.191	0.134	0.125
Age	39	39	39	39
N (ks)	352	221	59	116
pcs/ha	1,408	1,157	440	928
Mean height (m)	20.6	20.1	24.0	21.6
Mean diameter (cm)	19.5	19,5	21.4	23.8
Volume/plot (m ³)	88.015	66.73375	21.05625	54.643
V (m ³ /ha)	352.1	349.4	157.1	438.6

b) Soil state

Individual stands showed visible effects on the state and development of the studied soils. A selected set of results is presented in the Tables 2 and 3. Soil reaction (active) showed statistically significant changes in the whole humus form profile (Table 2). In the litter layer, statistically significant differences were not registered, despite this fact, the values are the highest in the Douglas fir stand and similar ones in stands of the other conifers. The sampling of surface humus was not possible in the birch stand (and on the arable soil) because of its lack. In the F and H layers, the significantly highest values were registered in the D. fir stand again, visibly lower in the pine and spruce stands on the agricultural lands and the lowest on the old forest soil. In the mineral horizons, the arable soil showed the highest pH around the value 7.0, slightly lower in the case of birch and lower, relatively even, in the stands of conifers, insignificantly the lowest in the spruce stand.

Similar dynamics was shown by the soil reaction measured in the 1 N KCl. Very low acidity of the arable soil is documented, on the contrary distinct decrease in the old stand was registered. Birch showed relatively good state, comparison of

Douglas fir and spruce was in favor for the first species. Comparison of these two species in other case showed similar relation (Podrázský, Remeš 2005).

Exchangeable bases content was slightly higher (L + F horizons) in the spruce stand on the former agricultural land and then in the Douglas fir one, lower in the pine stand and especially lower in the older stand on forest land. In the mineral soil, the highest values were in the field soil, followed by birch stand, situation in the conifer stands was comparable enough – with tendency of the lowest values in the old forest stand. In this stand, the bases losses and leaching took place for the longest period. Relatively high content of bases in the spruce litter is interesting, reflecting probably higher content in the mineral soil and on the contrary slight decomposition of the litter in the L respectively F1 layers.

The exchangeable cation capacity was the highest in both species with the spruce occurrence, lower in the holorganic layers of other conifers – this indicates high share of the organic acids (high hydrolytical acidity) in the spruce stand and followingly formatted humus forms. This trend continued down to the mineral layers, the highest T values were documented in Ah horizons of both spruce stands. Similar state was documented in all other stands.

The complex indicator of the soil adsorption complex is represented by the adsorption complex saturation (base saturation –V value). The most favorable state was observed in the Douglas fir stand and the less favorable one in the old conifer one. The long lasting effects of the acidification processes can be supposed there. Full base saturation was observed in the agricultural soil (mineral horizons) and slightly lower in the birch stand. The state was quite comparable in the conifer stands on the former agricultural lands, significantly lower values were documented on the old forest sites.

Table 2: Basic pedo-chemical characteristics of the upper soil horizons in particular stands

Tabulka 2: Základní pedochemické charakteristiky svrchních půdních horizontů v jednotlivých porostech

Plot	Horizon	Mass	pH H ₂ O	pH KCl	S	T	V	Total humus	Total N
Species		t/ha			mval/100 g		%	%	%
S. Pine	L + F1	9.44	4.3	3.8	21.0 ab	57.7 ab	36.4	65.8	1.6
	F2 + H	22.58 a	3.9 b	3.2 b	33.2 ab	76.8	43.1 b	57.3 ab	1.5
	Ah		4.5 c	3.7 b	5.4 b	12.5	43.3 cd	4.1 b	0.20 b
		32.02							
N. Spruce	L + F1	11.57	4.4	4.1	43.4 b	74.2 a	58.1	58.3	1.5
	F2	8.74	4.1	3.8	38.1	80.7	47.1	59.6	1.6
	H	17.49 a	3.7 b	3.2 b	23.8 b	66.0	36.3 b	49.4 b	1.3
	Ah		4.3 c	3.7 b	5.8 b	13.2	43.7 cd	3.8 ab	0.17 ab
		37.80							
Birch	0 – 10		5.7 b	4.7 a	9.1 a	12.0	74.9 b	3.5 ab	0.20 b
	10 – 20		5.8	4.7	7.4	9.3	78.7	1.9	0.1
Dg Fir	L + F1	13.40	4.8	4.5	30.3 ab	50.7 bc	59.4	57.8	1.5
	F2 + H	20.51 a	4.4 a	3.9 a	47.6 a	75.1	63.0 a	48.8 b	1.4
	Ah		4.5 c	3.8 b	5.6 b	11.8	47.9 c	2.7 ab	0.15 ab
		33.91							
Old stand	L + F1	9.71	4.4	4.0	15.2 a	34.3 c	36.4	54.7	1.3
	F2	16.46	3.8	3.3	31.6	73.7	41.7	70.6	1.6

	H	112.12 b	3.4 c	2.5 c	25.7 b	88.8	28.5 b	64.6 a	1.4
	Ah		4.0 c	3.3 b	4.4 b	13.6	32.6 d	3.8 ab	0.12 a
		138.29							
Field	0 – 10		6.7 a	5.1 a	10.3 a	11.2	92.5 a	1.8 a	0.15 ab
	10 – 20		7.0	5.4	11.0	11.5	95.3	1.8	0.1

Note.: different indexes indicate statistically significant differences on the level 95 %, the same indexes and their absence indicate data homogeneity

The total humus content showed also very high variability, the highest values showed this characteristic in well developed holorganic horizons on the forest site. Higher contents were documented also in the pine stand and lower in the spruce on afforested agricultural soil. Low contents were proven for the Douglas fir. Highly significantly lower values were documented in the arable soil (mineral horizon), low values were also in the Douglas fir and birch stand. The litter of both these species is decomposing and mineralizing very fast, mineralization prevails upon humification – at least comparing to other studied species. Surface humus accumulation did not occur in the birch stand yet. This is a consequence of high quality site as well as of the fact, that the stand is not closed and it is relatively sparse. On less favorable site and with full canopy, the formation of distinct surface humus is possible Podrázský, Štěpáník 2002), in mountain conditions relatively massive (Podrázský et al. 2006).

Total nitrogen content indicates the quality of the humus form too. Low values were documented in the holorganic layers of the older stand on the forest site, in the mineral layer the total N-content was significantly the lowest there. Concentration of this macronutrient was comparable in the humus forms in other conifer stands. In the organomineral Ah horizon, the highest Nt content was registered in the birch and pine stands, probably due to the effect of the ground vegetation, intensively recycling this macronutrient.

Table 3: Plant available nutrients content by the Mehlich III method in particular horizons in different stands

Tabulka 3: Obsah přístupných živin ve výluhu Mehlich III v jednotlivých horizontech v porostech různých dřevin

Plot	Horizon	P	K	Ca	Mg
Species		mg/kg			
S. pine	L + F1	57.0	983.5 a	2923.5 a	455.0 a
	F2 + H	29.6	418.0 a	2784.0 b	328.8 a
	Ah	15.3 b	87.8 c	264.0 c	29.5 b
N. spršce	L + F1	44.0	471.5 b	3588.5 a	299.5 a, b
	F2	54.0	402.5	4223.5 a	307.0
	H	50.5	320.0 ab	3107.0 a, b	230.5 a
	Ah	9.8 b	72.3 c	341.0 c	35.0 b
Bířch	0 – 10	20.3 b	146.0 b	791.5 b	94.0a
	10 – 20	11.5	95.8	659.8	77.3
Dg fir	L + F1	51.0	519.5 b	2946.5 a	248.0 a, b
	F2 + H	43.5	345.0 a	3568.0 a	259.0 a
	Ah	4.3 c	79.8 c	383.5 c	51.5 b
Old stand	L + F1	42.0	505.5 b	1456.5 b	194.0 b
	F2	34.0	473.0	2039.5 b	252.0

	H	22.0	201.5 b	893.0 c	134.0 b
	Ah	1.0 c	46.5 c	205.0 c	37.0 b
Field	0 – 10	36.5 a	188.8 a	1364.0 a	80.5 a
	10 – 20	40.8	189.8	1439.3	82.8

The plant available nutrients content determined in the Mehlich III solution is registered in the Table 3. The plant available phosphorus content showed considerable variability, this is probably the reason of insignificance of the lower content of this nutrient in the forest soil. In the mineral horizons, the significantly highest concentrations were documented in the arable soil, lower contents in the birch stands. On the contrary, the significantly lower contents were registered in the Douglas fir stand and especially in the old forest soil – majority of this nutrient was fixed in the biomass, so it was exhausted from the soil.

Plant available potassium content was on the contrary the highest in the pine stand, here the effects of the ground vegetation was reflected similarly as in the birch stand. Herb and especially grass vegetation recycles this macroelement very effectively. In the mineral horizon, the highest K content was documented on the arable (agricultural) soil, the effects of the litter rich in potassium was detected both in the birch as well as in the pine stand. This characteristic was similar among other stands. Approximately half content was found in the soil of the former forest site. Considerable losses and sequestration of the nutrients in the biomass can be supposed there – in the holorganic horizons as well as in the stand biomass.

Plant available calcium content (in the holorganic horizons)

The total calcium content showed visibly the significant tendency of the highest content in the holorganic layers in the spruce stand on the agricultural soil. The low degree of litter decomposition is reflected by the lower leaching in the subsoil. The opposite feature is detected in the Douglas fir stand, low Ca contents are documented in pine and in the stand on the former forest soil. In the mineral soil, the clearly higher Ca content is analyzed in the birch stand and especially in the arable soil.

In both stands with spruce occurrence the lowered content of magnesium was documented in the holorganic horizon. Significantly the highest Mg concentration was approved in the Douglas fir stand and especially in the pine one. Interspecific demand of particular tree species are so probably demonstrated, as well as the inherited soil characteristics. Similar trends were observed in the mineral horizons, in this case, the contents were high especially high in the birch stand and in the arable soil and low in spruce and in pine.

The results obtained can be hardly compared by other authors, the references are totally missing in the domestic literature. Despite of different character of studied sites the foreign sources are in coincidence with our results (Hagen-Thorn et al. 2004). In similar studies, the comparable species-specific differences were documented too (Podrázský, Remeš 2005). The selective uptake of e.g. phosphorus and nitrogen by broad-leaves was documented comparing to conifers, as well as the effects of the ground vegetation of the litter character in non-completely closed stands (Podrázský et al. 2006).

Conclusions

Results confirmed differentiated effects of particular tree species on the state and development of reforested agricultural soils. There were obvious the differences in the conifer effects, further in the effects of birch, as well as in the former and actual land use.

Soil on the agricultural land showed firstly the higher content of nutrients, including the bases. The former fertilization was so detectable and it was reflected by the full base saturation of the adsorption complex, base content and soil reaction values. On the other side, the contents of the humus and consequently also nitrogen were the lowest there. It was a result of the different dynamics of the organic matter in the agricultural soils comparing to the forest sites.

In the birch stand, the formation of the surface humus is still missing due to incomplete canopy and low density of the stand. Soil chemical characteristics were less favorable comparing to agricultural land, on the contrary more favorable comparing to organomineral horizons of studied conifers.

Closed canopy of the coniferous stands resulted in the progressive formation of the surface humus with highly favorable characteristics – of higher quality in comparison with continuously forested land. The effects of the agricultural use of the land, i.e. the fertilization and supply of nutrients, are still visible. In the continuously forested land, the acidification trends are detected, – especially the nutrient uptake and leaching.

The differences among particular coniferous species are visible too. The effects of the Douglas fir were reflected by the formation of litter with good decomposition as well as transformation. On the other side, this species takes a lot of nutrients from the soil up. The reforested agricultural soils showed considerable changes in their character and incline in large way to the typically forest character during the first 40 years since aforestation.

Note: The paper originated as a part of the research project NAZV **QG50105 Obnova lesního prostředí při zalesnění nelesných a devastovaných stanovišť**

References

- HAGEN-THORN, A. et al.: The impact of six European tree species on the chemistry of mineral topsoil of forest plantations on former agricultural land. *Forest Ecology and Management*, 195, 2004, s. 373 – 384.
- HATLAPATKOVÁ, L. – PODRÁZSKÝ, V. – VACEK, S.: Výzkum v lesních porostech na bývalých zemědělských půdách v oblasti Deštného a Neratova v PLO 25 – Orlické hory. In: *Zalesňování zemědělských půd, výzva pro lesnický sektor*. Kostelec nad Černými lesy 17.1.2006. Praha, ČZU 2006, s. 185 – 192.
- KACÁLEK, D. – BARTOŠ, J. – ČERNOHOUS, V.: Půdní poměry zalesněných zemědělských pozemků. In: *Zalesňování zemědělských půd, výzva pro lesnický sektor*. Kostelec nad Černými lesy 17.1.2006. Praha, ČZU 2006, s. 169 – 178.
- KANTOR, P.: Production potential of Douglas fir at mesotrophic sites of Křtiny Training Forest Enterprise. *Journal of Forest Science*, 54, 2008, č. 7, s. 321 – 332.

- KLASNA, J.: První generace smrkových porostů na bývalých nelesních půdách. Sborník Vědeckého lesnického ústavu Vysoké školy zemědělské v Praze. 18-19, 1975-1976, s. 259 – 287.
- NOVÁK, J. – SLODIČÁK, M.: Opad a dekompozice biomasy ve smrkových porostech na bývalých zemědělských půdách. In: Zalesňování zemědělských půd, výzva pro lesnický sektor. Kostelec nad Černými lesy 17.1.2006. Praha, ČZU 2006, s. 155 – 162.
- NOVÁK, J. – KACÁLEK, D. – PETR, T.: Properties of humus and upper soil horizons under 66-year-old spruce stand on former agricultural land. In: Management of forests in changing environmental conditions. Zvolen 4. – 6. 9.2007, Zvolen, TU Zvolen 2007. s. 90 – 95.
- PODRÁZSKÝ, V.: Effects of thinning on the formation of humus forms on the afforested agricultural lands. Scientia Agriculturae Bohemica, 37, 2006, č. 4, s. 157 – 163.
- PODRÁZSKÝ, V. – REMEŠ, J.: Retenční schopnost svrchní vrstvy půd lesních porostů s různým druhovým složením. Zprávy lesnického výzkumu, 50, 2005, č. 1, s. 46 – 48.
- PODRÁZSKÝ, V. – REMEŠ, J. – ULBRICHOVÁ, I.: Rychlost regenerace lesních půd v horských oblastech z hlediska kvantity nadložního humusu. Zprávy lesnického výzkumu, 51, 2006, č. 4, s. 230 – 234.
- PODRÁZSKÝ, V. – REMEŠ, J.: Important introduced coniferous tree species and their soil forming effect. . In: Faculty of forestry and environment of Czech University of Agriculture Prague. (P. Neuhöferová – ed.) Kostelec n.Č.l. 20.6.2006. Kostelec n. Č. L., ČZU 2006, s. 93 – 96.
- PODRÁZSKÝ, V. – ŠTĚPÁNÍK, R.: Vývoj půd na zalesněných zemědělských plochách – oblast LS Český Rudolec. Zprávy lesnického výzkumu, 47, 2002, č. 2, s. 53 – 56.
- Remeš, J. – Hart, V.: Růst douglasky tisolisté na území ŠLP v Kostelci nad Černými lesy. Příspěvek ve sborníku konference Introdukované dřeviny a jejich produkční a ekologický význam. 10.-11.11. 2004 Kostelec nad Černými lesy, ČZU 2004, s. 83-90.
- SARVAŠ, M. – LALKOVIČ, M.: História a súčasnosť zalesňovania nelesným pôd na Slovensku. In: Zalesňování zemědělských půd, výzva pro lesnický sektor. Kostelec nad Černými lesy 17.1.2006. Praha, ČZU 2006, s. 9 – 14.
- ŠPULÁK, O.: Příspěvek k historii zalesňování zemědělských půd v České republice. In: Zalesňování zemědělských půd, výzva pro lesnický sektor. Kostelec nad Černými lesy 17.1.2006. Praha, ČZU 2006, s. 15 – 24.
- TICHÁ, S.: Výsadby dřevin na zemědělských půdách – historie a současnost. In: Zalesňování zemědělských půd, výzva pro lesnický sektor. Kostelec nad Černými lesy 17.1.2006. Praha, ČZU 2006, s. 25 – 32.

BIODIVERZITA V PŮDNÍM PROSTŘEDÍ A JEJÍ OVLIVNĚNÍ ZEMĚDĚLSKÝMI PRAKTIKAMI

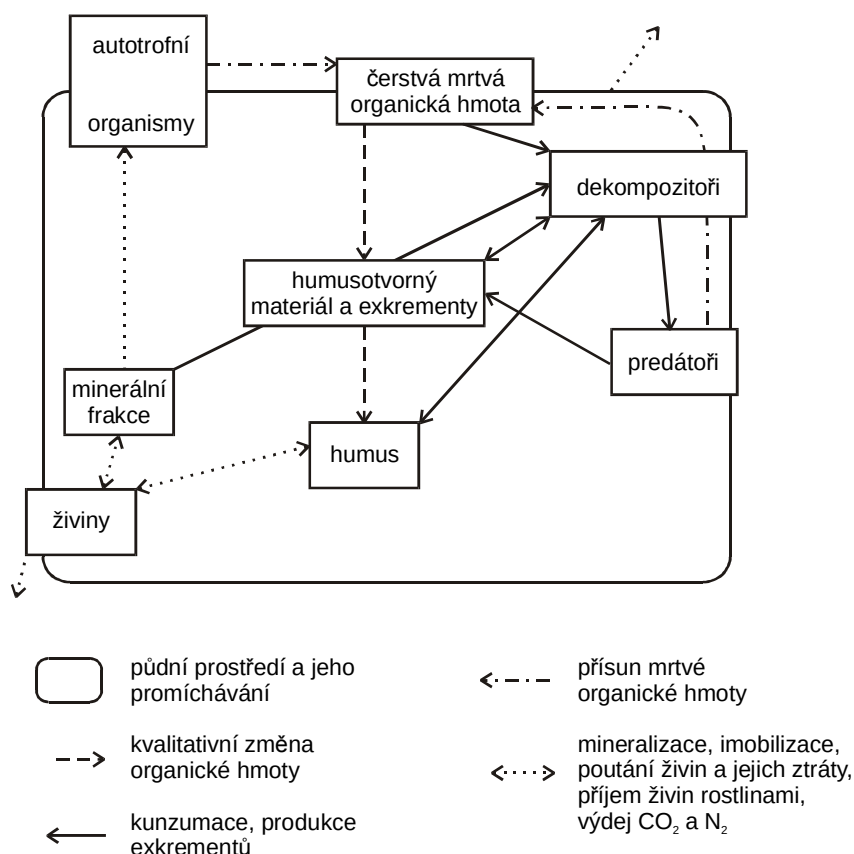
Bořivoj Šarapatka, Ivan H. Tuf, Vratislav Laška, Jan Mikula

Katedra ekologie a životního prostředí Univerzity Palackého, tř. Svobody 26,
771 46 Olomouc, borivoj.sarapatka@upol.cz

Úvod

Intenzifikace zemědělství v posledních 50ti letech značně ovlivnila biodiverzitu a kvalitu půdy. V současné době se hovoří o efektu zemědělských systémů na biodiverzitu (např. efekt ekologického zemědělství - Hole *et al.* 2005). V oživeném půdním prostředí probíhá velké množství složitých procesů, zjednodušeně znázorněných na následujícím obrázku č. 1.

Obr. 1. Zjednodušené schéma detritového potravního řetězce (Šarapatka *et al.* 2002)



Jednotlivých částí detritového potravního řetězce se účastní řada organismů. Úlohu vybraných skupin, které představujeme v prezentovaných studiích, uvádíme v tabulce č. 1.

Tab. 1. Funkce organismů v půdách – jako příklad jsou použity pouze skupiny přestavené ve dvou prezentovaných studiích

Organismy	Funkce
roztoči	koprofágové, fytofágové, mikrofágové, detritofágové, dravci, fermentace organické hmoty
chvostokoci	mikrofágové, detritofágové, fragmentace organické hmoty
žížaly	detritofágové, fragmentace organické hmoty, její trávení, promíchávání s minerálním podílem půdy, obohacení enzymy, úprava struktury, vliv na aktivitu mikroorganismů
larvy much a brouků	detritofágové, fytofágové, dravci, rozměňování a trávení organické hmoty
mnohonožky a stonožky	detritofágové, mikrofágové, dravci, rozměňování a trávení organické hmoty, vliv na aktivitu mikroorganismů, stabilizace organické hmoty, stonožky jsou prakticky výhradně dravci, mnohonožky a suchozemští stejnonožci pak býložravci

Půdní bezobratlí jsou často využíváni v bioindikaci krajinných změn a kvality půdy (Paoletti 1999, Paoletti *et al.* 1999, Paoletti a Hassal 1999). Tyto organismy jsou zodpovědné za ekosystémové procesy, zejména související s dekompozicí organické hmoty a koloběhy živin (Wardle a Giller 1997). V ekologickém zemědělství může mít řada bezobratlých vyšší diverzitu ve srovnání s konvenčním systémem – např. střevlíci (Kromp 1989, 1990), pavouci (Feber *et al.* 1998), žížaly (Brown 1999). Nezáleží však pouze na vlastním zemědělském systému. Diverzitu a početnost půdních bezobratlých může negativně ovlivnit řada zásahů do agroekosystému, např. agrotechnické operace (Altieri 1999). Mezi další faktory ovlivňující společenstvo bezobratlých (edafonu i epigeonu) patří i hnojení a ochrana rostlin. O přímých i nepřímých vlivech agrochemických prostředků je bohatá literatura, některé aspekty shrnuje Šarapatka, Dlapa a Bedrna (2002).

Ve studiích prezentovaných v tomto příspěvku se zaměřujeme jednak na sledování konvenčního a ekologického zemědělství a na vlivy těchto systémů a zásahů do agroekosystému na edafon a epigon. Dále se věnujeme vlivům různého managementu travních porostů na edafon. Příspěvek hodnotí běžné zásahy do agroekosystému v polních podmínkách a trvalých travních porostech. Pokud bychom rozebírali jednotlivé typy degradace (např. eroze, pedokompakce), pak tyto vlivy na společenstvo edafonu budou ještě výraznější.

Materiál a metody

V naší práci jsme se zaměřili na výzkum vybraných půdně biologických charakteristik na experimentálním stanovišti v Praze – Uhříněvsi, kde 14 let probíhá sledování odrůd a dalších charakteristik v ekologickém a konvenčním zemědělství. V sezóně roku 2007 jsme analyzovali agroekosystém konvenčního a ekologického zemědělství, ve kterém jsme sledovali epigeickou faunu (brouci, pavouci, dvoukřídlí, stonožky, mnohonožky) a edafon (brouci, larvy brouků, roztoči, chvostokoci, mnohonožky, stonožky) s využitím metod zemních padacích pastí (4% roztok formaldehydu, 5 pastí na plochu) a půdních vzorků (1/30 m²) a jejich následné extrakce v modifikovaných Tullgrenových extraktorech (Tuf a Tvardík 2005).

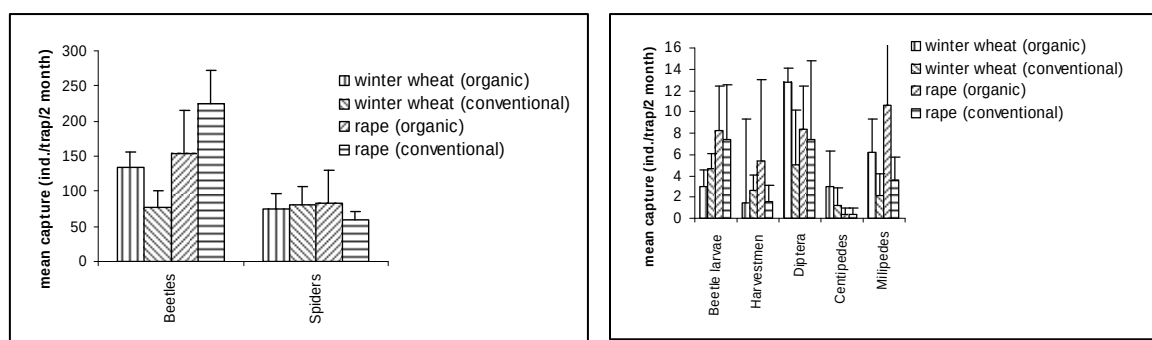
Výzkum byl proveden u pšenice ozimé a u ozimé řepky. V konvenčním zemědělském systému obě tyto plodiny následovaly po luskovinoobilné směsce, v ekologickém zemědělství byl u obou plodin předplodinou dvouletý jetel, který byl mulčován a poté zaorán.

Další prezentovaný výzkum probíhal v lokalitě Mořkov (okr. Nový Jičín), kde je testován různý management travních porostů – pastva, seč, střídavé využití (seč a pastva) a dále mulčování porostu. Pro odchyt bezobratlých byly využity zemní pasti (viz výše).

Výsledky

Počty jedinců epigeonu v lokalitě Praha - Uhřetěves se směrodatnými odchylkami u jednotlivých variant (konvenční, ekologický systém) a u jednotlivých plodin (řepka, pšenice ozimá) nastiňují obrázky 2 a 3. V celkovém vzorku byli nejpočetnější brouci, jejich podíl se na každé zkoumané ploše pohyboval okolo 50 %. Druhou nejpočetnější skupinou pak byli pavouci. Celkově byl porost řepky vhodnější pro výskyt brouků, zejména vzhledem k mikroklimatu, které tento porost poskytuje. Pro tyto závěry svědčí i to, že v porostu konvenční řepky, která měla vyšší pokryvnost, je dominance brouků nejzřetelnější. Tato varianta byla jediná, kde v početnosti brouků předstihla konvenční plocha ekologickou. Pavouci preferovali ve všech případech ekologické varianty a celkově jim více vyhovovala pšenice, kde jim zřejmě tolik nevadilo suché prostředí. Mnohonozky zřetelně preferovaly ekologické varianty obou plodin, a to zřejmě v souvislosti s předchozím osevním postupem, kdy se do půdy zapravilo poměrně velké množství organického materiálu jako potravní nabídky. Dvoukřídlí se, vzhledem ke svým letovým schopnostem, vyskytovali ve všech variantách v poměrně vyrovnaném počtu.

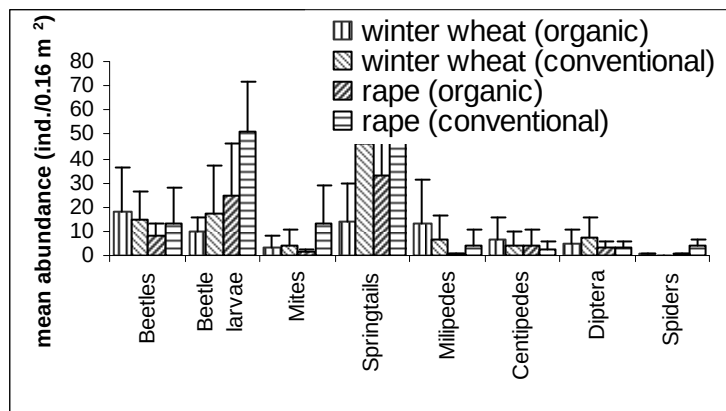
Obr. 2 a 3. Počty jedinců epigeonu ze zemních pastí u taxonů s vyšší početností (lokalita Praha – Uhřetěves)



Počty jedinců edafonu v jednotlivých zemědělských systémech a u jednotlivých plodin v Praze – Uhřetěvsi ukazuje obrázek č. 4. V půdních vzorcích byli nejpočetnější skupinou chvostoskoci. Spolu s larvami brouků a s roztoči jsou to zástupci typické půdní fauny, která je silně závislá na chemických a fyzikálních vlastnostech půdy. Touto závislostí lze také vysvětlit to, že tyto skupiny jsou mnohem početnější v konvenčních variantách, ve kterých nejsou parcely tolikrát v průběhu

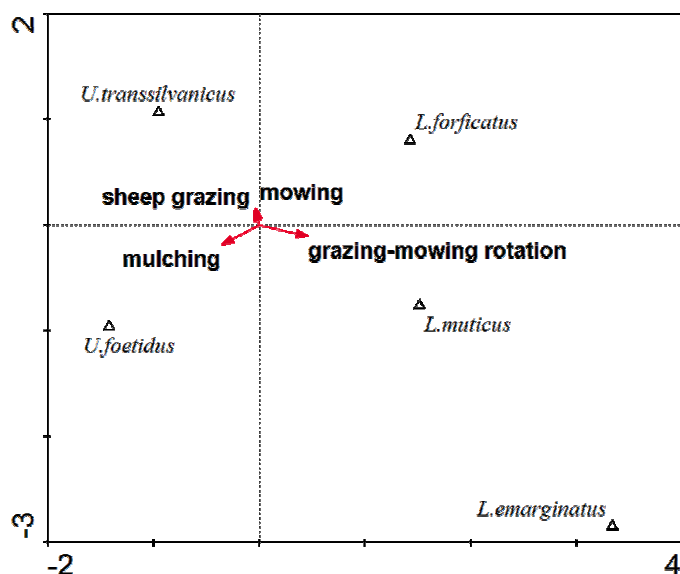
sezóny obdělávány. Oproti tomu stonožky se vyskytovaly více v ekologických variantách. Brouci byli zastoupeni poměrně rovnoměrně ve všech variantách. Celkové výsledky z půdních vzorků ukazují, že bezobratlí žijící hlouběji v půdě preferují na rozdíl od pigeonu spíše konvenční zemědělství.

Obr. 4. Abundance edafonu ve vzorcích z Prahy – Uhřetěvesi s uvedením směrodatné odchylky



Výsledky z různých systémů obhospodařování travních porostů v Mořkově ukazují již po roce experimentu preferenci určitých skupin k mulčování, resp. kosení a spásání porostů. Mulčovanou variantu preferovaly mnohonožky *Unciger foetidus*, na druhé straně početnější u sklizeného a paseného porostu byly stonožky *Lithobius muticus* a *L. emarginatus*. Tyto preference souvisejí s potravními zdroji – organická hmota pro dekompozici mnohonožkami, resp. možnosti predace stonožkami.

Obr. 5. Dominantní druhy mnohonožek a stonožek v jednotlivých typech managementu travních porostů v lokalitě Mořkov



Závěr

Z výsledku výzkumu vyplývá, že u výskytu epigeické fauny byla důležitá dodávka organické hmoty do půdy, což je v souladu s výsledky publikovanými např. v pracích Hole *et al.* 2005 a Mäder *et al.* 2002. To se projevilo u mnohonožek, které zpracovávají dodaný rostlinný materiál. Důležitá není pouze dodávka samotné organické hmoty, ale i zásahy do půdního prostředí. Značná disturbance půdy (např. plečkováním řepky v Uhřetěvsi) se mohla projevit na výskytu edafonu v půdě (Altieri 1999), kdy dopadla lépe konvenční varianta hospodaření. Z provedeného výzkumu vyplynula komplexnost a složitost agroekosystému, ve kterém jednotlivé zásahy značně ovlivňují biologickou činnost v půdě a výskyt jednotlivých skupin živočichů, a to mnohdy bez závislosti na zemědělském systému (ekologické vs. konvenční). Veškeré zásahy zemědělců do agroekosystému je nutné posuzovat nejen z produkčních hledisek, ale počítat i s řadou dalších funkcí systému, mezi něž můžeme zařadit i procesy probíhající díky bohatému společenstvu organismů žijících v půdě nebo na ní.

Poděkování

Autoři děkují za podporu výzkumu Ministerstvu školství, mládeže a tělovýchovy a Ministerstvu životního prostředí. Práce byla vypracována v rámci grantů NPV II 2B06101 a VaV – SP/2d3/155/08. Ministerstvu životního prostředí a prof. Petrovi z ČZU Praha děkujeme, že výzkum mohl být prováděn na pokusných plochách projektu VaV 1c/4/8/04.

Použitá literatura

- Altieri, M.A. (1999): The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74: 19 - 31.
- Brown, R.W. 1999: Grass margins and earthworm activity in organic and integrated systems. *Aspects of Applied Biology*, 54: 207 - 210.
- Feber, R.E., Bell, J., Johnson, P.J., Firbank, L.G., Macdonald, D.W. (1998): The effects of organic farming on surface-active spider assemblages in wheat in southern England, UK. *Journal of Arachnology*, 26: 190 - 202.
- Hole, D.G., Perkins, A. J., Wilson, J. D., Alexander, I. H., Grice, P. V., Evans, A. D. (2005): Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation*, 122: 113 – 130.
- Kromp, B. (1989): Carabid beetles communities (Carabidae, Coleoptera) in biologically and conventionally farmed agroecosystems. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 27, 241 - 251.
- Kromp, B. (1990): Carabid Beetles (Carabidae, Coleoptera) as bioindicators in biological and conventional farming in Austrian potato fields. *Biology and Fertility of Soils*, 9: 182 - 187.
- Mäder, P., Fliessbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P., Niggli, U. (2002): Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science* 296: 1694 – 1697.
- Paoletti, M.G. (1999): The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74: 137 - 155.

- Paoletti, M.G., Hassall, M. (1999): Woodlice (Isopoda: Oniscidea): their potential for Assessing sustainability and use as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74: 157 - 165.
- Paoletti, M.G., Hu Dunxiano, Marc, P., Huang Ninxing, Wu Wenliang, Han Churnu, He Jiahai, Cai Liewan (1999): Arthropods as bioindicators in agroecosystems of Liang Han Plain, Qianjiang City, Hubei China. *Crit. Rev. Plant. Sci.*, 18: 457 - 465.
- Šarapatka, B., Dlapa, P., Bedrna, Z. (2002): Kvalita a degradace půdy. VUP Olomouc, 246 p.
- Tuf, I.H., Tvardík, D. (2005): Heat-extractor – an indispensable tool for soil zoological studies. In: Tajovský, K., Schlaghamerský, J., Pižl, V. (eds.): *Contributions to Soil Zoology in Central Europe I*. ISB AS CR, České Budějovice: 191 - 194.
- Wardle, D.A., Giller, K.E. (1996): The quest for a contemporary ecological dimension to soil biology. *Soil Biology and Biochemistry*, 28, 1549 - 1554.

PÔDA V URBANIZOVANEJ KRAJINE, FENOMÉN „SOIL SEALING“

Jaroslava Sobocká

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

Úvod

Dynamika rastu obyvateľstva je osobitne dramatická u populácie miest: jej podiel činil v roku 1900 13,3 % populácie sveta (220 mil. osôb), v roku 2000 už 45,2 % (t.j. 2 584 mil. osôb), t.j. za celých sto rokov stúpol 12-krát. Pritom si treba uvedomiť, že priemerné tempo rastu obyvateľov miest sveta dosiahlo v rokoch 1990 – 2000 až 2,53 % ročne. Pre rok 2030 sa odhaduje stav populácie na vyše 8 miliárd, pričom v roku 2007 sa očakáva, že polovica svetovej populácie bude žiť v mestách.

Fenomén „*soil sealing*“ je podmienený neustále sa zvyšujúcimi potrebami ľudstva pre priemyselno-dopravné aktivity, pre rezidenčné účely, na rekreáciu a infraštruktúru. Všetky tieto činnosti vyžadujú určitý priestor, niekedy veľa priestoru, ktorého povrchovú vrstvu predstavuje pôda. Treba poznamenať, že zastavanie a pokrytie priestoru urbanizačnými aktivitami je súčasťou životnej úrovne v mestách a megapolisoch už od dávnej minulosti. Pôda je pokrytá vtedy, ak poľnohospodárska a ostatná vidiecka krajina je zabraná pre výstavbu a tiež vtedy, ak postupný proces urbanizácie územia vnútri urbanizovaného územia redukuje zelené plochy a zóny. Je to dôsledok výstavby, priemyslu, dopravy a ostatnej infraštruktúry vrátane ďalších utilít ako sú odpadové haldy a vojenské územia.

Na jednej strane pokrytie pôdy je potrebné, v súčasnosti nie je predsa možné, aby doprava, tovar a ľudia sa pohybovali po blate. V súčasnosti však rozmery zastavaných území mestských konglomerátov presahujú únosnú mieru. Pri súčasnom hospodárskom a ekonomickom vývoji Slovenska možno konštatovať, že záber pôdy pre stavebné účely (cca 3 ha za deň) bude aj naďalej narastať. Domnievame sa, že neuvážení a neodborný prístup k záberom pôd pre priemyselno-urbanizačné ciele prispieva k narušaniu prirodzených ekologických väzieb v krajine. Z hľadiska tohto trendu je potrebné prijať a schváliť určité opatrenia, ktoré by zamedzili aspoň z časti znehodnocovaniu pôdy, ako prírodného zdroja a zachovali udržateľnú urbánnu krajinu v medziach udržateľného environmentu.

Z pôdoochranského hľadiska fenomén „*soil sealing*“ možno považovať za jeden z najhorších degradačných procesov definovaného v pracovnej skupine V pre Monitoring pokrytých pôd (*sealed soils*), pôd urbánnych území, využitia a plánovania krajiny pre Európsku Úniu ako príspevok k Tematickej stratégii (Burghardt et al. 2004).

Definície

Pokrytie pôdy (z angl. „*sealing*“ = uzatvorenie, utesnenie povrchu pôdy, termín zahrňuje akékoľvek pokrytie povrchu pôdy, nielen výstavbu budov) predstavuje jeden z najdrastickejších dopadov urbanizačných aktivít na pôdu a celkovú prírodnú krajinu.

Ide o extrémnu degradáciu urbánnych pôd, v dôsledku čoho sa porušujú mnohé funkcie pôd (vývoj pôd bez vegetácie, prítomnosť rôznych extrémnych javov, napr. kontaminácie, erózie, salinizácie, oglejenia, či dezertifikácie). Pokrytie možno chápať ako nepriepustnú alebo len čiastočne priepustnú povrchovú vrstvu, ktorá pokrýva už vzniknutú pôdu, alebo pôdotvorný substrát. Územie vo väčšine prípadoch nie je zastavané úplne, medzi zastavaným územím sa môže nachádzať otvorený priestor, avšak obidve topické jednotky (zastavaný priestor a otvorená plocha) tvoria samostatnú jednotku pedo-urbánneho komplexu (Sobocká 2007).

Burghardt et al. (2004) chápe pokrytie pôdy sa ako oddelenie (izoláciu) pôdy od atmosféry a nadzemnej biosféry nepriepustnými vrstvami. Tento fenomén má silný dopad na samotné pôdy a ich vlastnosti. Stupeň pokrytia (izolácie) pôdy sa vzťahuje k určitému typu využívania krajiny a hustoty obyvateľstva. Pôvodné vlastnosti pôd boli zmenené už pri stavebnej činnosti, ťažko ich možno diagnostikovať ako pôvodné pôdne typy.

Existujú tri definície pokrytia pôdy z hľadiska prístupu (Burghardt et al. 2004):

- systémový prístup – *sealing* je izolovanie pôdy nepriepustnými vrstvami a inými telesami od materiálu ostatných zložiek geokomplexu ako biosféra, atmosféra, hydrosféra, antroposféra a ostatné časti pedosféry;
- funkčný prístup – *sealing* je pokrytie pôdnej vrstvy nepriepustným materiálom alebo zmena podstaty pôdy do tej miery, že sa stáva nepriepustnou a nie je schopná vykonávať rad funkcií, ktoré sú s ňou spojené;
- účelový prístup – zmena charakteru pôd tak, že sa správa ako nepriepustné médium (kompakcia pôd), pričom kompakcia pôd, či substrátu môže pôsobiť oveľa dlhšie než pokrytie pôdy v predchádzajúcej definícii.

Je len samozrejmé, že pokrytie pôdy územia v mestách je nevyhnutné uvažovať z hľadiska transportu tovaru a ľudí, osídlenia, priemyslu a obchodu, pričom všetky tieto aspekty sú veľmi dynamické. Pokrytie pôdy územia má dve úrovne: kvantitatívnu a kvalitatívnu. Kvantitatívna znamená jednoducho záber pôdy pre rôzne účely, pri ktorých sa predpokladá zastavanie (záber) priestoru. Kvalitatívna pokrytie pôdy znamená, že pod zastavanými územiami môžu byť pôdy, ktorých funkcie sú síce pretvorené, no po skončení a likvidácii zástavby sa ich funkcie znovu obnovia.

Podľa definície EEA (EEA terminológia 2006) *soil sealing* sa týka zmeny podstaty tým spôsobom, že sa správa ako nepriepustné médium (napr. aj kompakcia poľnohospodárskymi mechanizmami) Tento termín sa používa pre pokrytie povrchu pôdy nepriepustnými materiálmi ako je betón, kovy, sklo, makadam alebo plast.

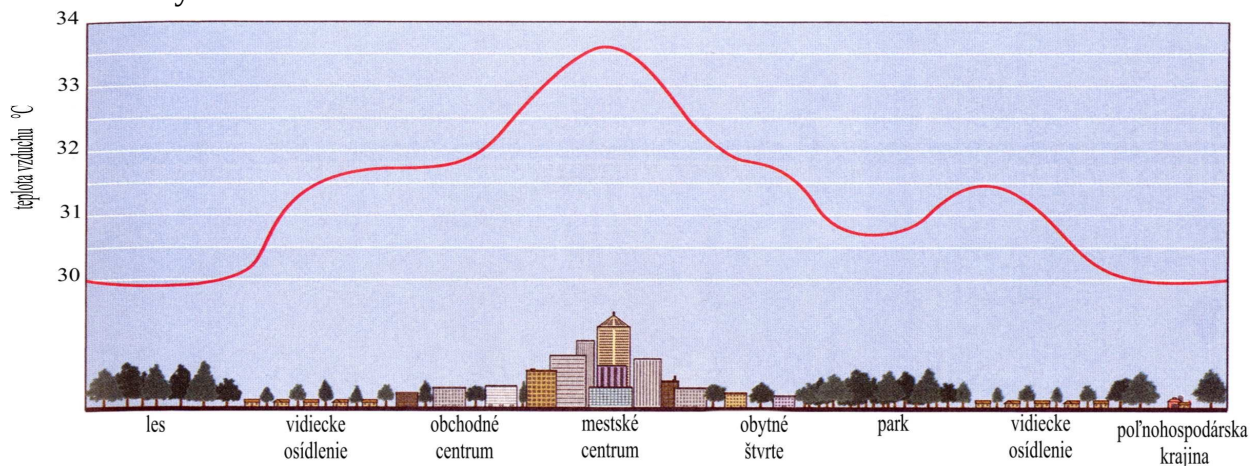
Treba uvažovať dva termíny, *soil sealing* = pokrytie pôdy a *land consumption* = záber pôd (prevažne pre nepoľnohospodárske využitie). Oba procesy sú úzko spojené a vyskytujú sa paralelne. V oboch prípadoch sa prírodná, poloprírodná a vidiecka krajina mení na urbanizovanú krajinu často s umelým povrchom. Oba procesy spôsobujú výrazné zásahy do stavby pôdneho profilu, stratu pôdných funkcií alebo celkovú stratu. Preto termín „*soil sealing*“ sa používa v kontexte ako jedno z viacerých ohrození pôdneho fondu.

Význam pôd v urbanizovanom priestore

Strata pôdy v dôsledku záberu pôdy, resp. pokrytia pôdy zapríčiňuje mnoho stresujúcich faktorov a tlakov na pôdne ekosystémy. Prerúšením kontaktu medzi pôdnym systémom a ostatnými ekologickými zložkami (biosféra, hydrosféra

a atmosféra) dochádza k porušeniu prírodných procesov a ich cyklov. Ide napr. porušenie obehu vody v pôdnom profile (infiltrácia, filtrácia dažďovej vody, obnova podzemných vôd a evapotranspirácia), narušenie geochemických cyklov a prenosu energie (Burghardt 2006)..

Okrem toho postihuje klimatické podmienky na mikro a mezoklimatickej úrovni zmenou albeda, výparom a zmenou lokálnych teplôt (Obr. 1). Zvyšuje sa odtok povrchovej vody, ktorý vedie k ohrozeniu záplavami, v niektorých prípadoch katastrofickými.



Obr. 1 Mikroklimatická úroveň urbanizovaného územia

Tiež sa menia a redukujú podmienky pre biodiverzitu a obnovu územia. V najextrémnejších prípadoch dochádza k nodosu celého profilu pôdy, čo sa nepriaznivo podpisuje na zhoršenom stave krajiny. Pôdy pod nepriepustnými povrchmi vykazujú porušenie štruktúry (vysoká zhutnenosť a znížená pórovitosť), prerušený kolobeh uhlíka (C), dusíka (N_2), kyslíka (O_2), ako aj ostatných prvkov. Kolobeh vody je takisto obmedzený.

Urbánne pôdy majú vysoký potenciál prispieť k servisu (službám) mnohých užívateľov. Pôda predstavuje médium, ktoré sa podieľa na oslabení pôsobenia kontaminantov, má schopnosť neutralizovať pôdnu aciditu, je retenčným priestorom pre vodu a filtráciu, má schopnosť uskladnenia uhlíka a ostatné funkcie, ktoré prispievajú k udržaniu zdravého urbánneho environmentu (Sobocká, 2008).

Hodnotenie pokrytých plôch

Ako merať a hodnotiť „soil sealing“? Bolo uskutočnených viacero pokusov kvantifikácie a hodnotenia pokryvu pôdy, celkovo je však meranie problematickou záležitosťou.

Pre hodnotenie rozsahu a intenzity pokrytia pôdy viaceré štúdie využívajú pre mapovanie urbánnej krajiny letecké a satelitné snímky. Príkladom je využitie ortofotomáp mesta Bratislavy pre mapovanie pedo-urbánných komplexov (Sobocká 2007).



Obr. 3 Príklad účelne vybudovanej plochy s polopriepustnou dlažbou a osadenou stromovou vegetáciou (Hlavné námestie Bratislava)

Negatívne a pozitívne účinky pokrytia pôdy

Pokrytie pôdy má mnohoraké účinky, mnohé z nich predstavujú ohrozenie samotnej pôdy, avšak nie všetky. Účinky zástavby možno charakterizovať a hodnotiť negatívne a pozitívne.

Medzi negatívne faktory patria:

- všeobecné zhoršenie pôdných funkcií;
- zabránenie infiltrácie dažďových zrážok a ich retencie;
- početné záplavy zastavaných miest a zabránenie prieniku vody;
- znížená obnova (redukcia) podzemných vôd a ohrozenie zdravia kontamináciou podzemných vôd spôsobenou prienikom znečistenej vody do podzemia;
- redukcia zdrojov pitnej vody;
- deštrukcia pôdnej úrodnosti, zmena produkcie humusu a rozkladu organických látok;
- redukcia mestskej zelene a biodiverzity, porušenie celkového habitatu (Obr. 4)



Obr. 4 Príklad nadmernej redukcie mestskej zelene aj tam, kde to nie je potrebné (Most SNP Bratislava)

- nepriaznivé klimatické účinky prehrievaním nepriepustného povrchu vrátane zdravotných problémov mestskej populácie;
- zdravotné problémy v zastavaných územiach z dopravných kontaminantov, zvýšené ohrozenie zdravia z prachu, jemného prachu (PM_{10} , $PM_{2,5}$), koncentrácia a uvoľňovanie nebezpečných látok;
- laterálne difúzie plynov pod povrchom zastavaného územia a redukcia výmeny pôdných plynov;
- zvýšená tvorba metánu v pôdach pod zastavaným povrchom, zvýšenie koncentrácie plynov a ohrozenie plynom (napr. radónom) v okrajových častiach zastavaného územia;
- sorpcia polutantov na povrchu stavebných materiálov;
- sociálne účinky na kvalitu života.

Medzi pozitívne faktory pôsobiace v zastavanom území patria:

- ochrana pôdy pred imisiami a inými škodlivinami;
- zvýšenie neutralizačnej kapacity kyslých pôd pod povrchom;
- drenážna funkcia pôd pod ulicami, tvorba drenážnych ciest;
- redukcia výparu, zlepšenie zásob vody pre pouličné stromové aleje;
- ekonomické a sociálne potreby, potreby komunikácie dopravy a bezpečnosti.

Pod zastavaným územím (predovšetkým pod dlažbou, asfaltovými chodníkmi, betónovými panelmi), ale aj v priľahlých otvorených plochách sa nachádzajú pomerne veľké plochy, v ktorých má pôda svoje ohraničené funkcie. Môže byť zónou prekorenenia mestskej trávnej a krovitej vegetácie, stromových solitérov v poulicnej zástavbe, byť životným priestorom pre mikroorganizmy a iné organizmy podieľajúce sa na transformačných procesoch. Pôda obsahuje vodu i škodlivé látky a dokáže ich udržať v profilovej zóne. Podstatným spôsobom sa podieľa na uvoľňovaní škodlivých plynov, ktorých množstvo sa výrazne akumuluje hlavne pod nepriepustným podložím a ventiluje cez otvorený pôdny priestor. Pokrytie povrchu nepriepustnou zástavbou môže mať ochranné a konzervačné funkcie, t.j. akumulácia emisného spad a prachu sa hromadí na nepriepustných povrchoch. V prípade odkrytia povrchu pôdy z rôznych dôvodov obnažená pôda postupne znova získa funkčnosť otvorenej plochy. Aj preto je dôležitá informácia o vlastnostiach pôdných horizontov a vrstiev pod nepriepustným nadložím.

Pre hodnotenie pedo-urbánneho komplexu (napr. pri mapovaní, či navrhovanom monitoringu) sa využívajú kategórie, ktoré nie sú známe v klasickej pedológii. Sú typické pre ľudské aktivity a len v tomto prístupe je možná ich detailná charakteristika. Pri popise pedo-urbánneho komplexu možno využiť tieto charakteristiky (Burghardt et al. 2004):

1. Využitie územia, charakteristické zástavbou (priemyselné, sídelné, dopravné ...)
2. Typ zastavaného územia (dlažba, asfalt, vily, výškové budovy, priemyselné objekty, dopravné komunikácie ...)
3. Typ, frekvencia a dĺžka využitia lokality
4. Vzdialenosti výskumného bodu od rohov zastavaného územia
5. Umiestnenie v meste (centrum, okraj, priemyselná oblasť, sídelná zóna)
6. Susedné územia (mestské, vidiecke, historické centrum, okrajové)
7. Stupeň pokrytia (použiť analýzu leteckých snímok)
8. Vek pokrytia (približné obdobie)

9. Geologická a pôdna mapa, opis vrtu (ak je k dispozícii)
10. Klimatické parametre (ročné zrážky, počet náhlych búrok, priemerná ročná teplota, počet mrazových dní)
11. Podzemná voda (hlĺbka, typ, zdroje pitnej vody)
12. Svahovitosť výskumného bodu
13. Výška (relatívna výška nad alebo pod príľahlým územím)
14. Reliéf a nerovnosť (antropogénny reliéf, charakter nerovnosti)
15. Erózne znaky a erózne znaky
16. Zavlažovanie a zavodňovanie, povrchová a podpovrchová drenáž
17. Vegetácia (typ a druhová skladba)
18. Prírodná vegetácia (machy, lišajníky – znaky čistého ovzdušia)
19. Vegetácia v štrbinách medzi dlaždicami, na chodníku (schopnosť rýchleho zakorenenia)
20. Výsadba zelene (stav, zaburinenosť, poškodenie vegetácie)
21. Územie ako zdroj hluku, prachu (odhad, alebo meranie hlučnosti)
22. Cena pozemku (odlíšiť cenu stavebného pozemku od PPF či LF)
23. Populačná štruktúra (približný počet obyvateľov na jednotku plochy)
24. Potenciál pre zmenu typu a likvidáciu zastavanosti (stabilita a statika územia)
25. Zatienenie lokality (stromami, budovami, mostmi)
26. Estetické aspekty (estetické prvky územia: zeleň, fontány, okrasné záhrady a pod.)
27. Prach, špina, odpad, exkrementy (nečistené obrubníky chodníkov, exkrementy psov, holubov, smetiarsky odpad, skládka rôznych odpadových materiálov)
28. Používanie materiálov pre cesty v zime (soli, štrk, iný materiál)
29. Sociálny stav (údržba lokality)
30. Plán využitia územia (na základe rozvojových plánov mesta)
31. Bezpečnostné aspekty plánovania (možný katastrofický scenár – záplavy, preteplenie, dezertifikácia)
32. Nehody spojené s uvoľnením nebezpečných kvapalín (požiare, výbuchy, udalosti chemického transportu a iné materiály)
33. Celková intenzita využitia lokality (spojenie všetkých funkcií lokality).

Záver

Rozloha týchto zastavaných (pokrytých) území sa zvyšuje vysokým tempom a často zaberá územia s najúrodnejšími pôdami. Negatívnym dopadom tohto fenoménu je čiastočná alebo úplná strata pôd a jej habitu. Má za následok zvyšovanie záplav a nákladov na sociálne a zdravotné zabezpečenie. Na druhej strane tieto územia podstatným spôsobom prispievajú k hrubému národnému produktu krajiny. Je preto veľmi dôležité riešiť tento problém na politickej úrovni, napr. zaviesť medzinárodnú konvenciu pre zabránenie nadmerným záberom pôd. Je treba poznamenať, že pôda „žije“ aj pod nepriepustným povrchom. Jej vlastnosti môžu zmierniť mnohé negatívne účinky urbánneho environmentu.

Z hľadiska udržateľnosti rozvoja urbanizovaných území je potrebné pre výstavbu rodinných či bytových domov preferovať územia v priemyselných a obchodných oblastiach, aby sa zabránilo ďalšiemu odnímaniu poľnohospodárskej pôdy. Pre priemyselnú činnosť by sa mohli využiť a zrekonštruovať opustené plochy a tzv.

brownfields areály. V mnohých prípadoch by bolo vhodné zaviesť rekonštrukciu pokrytých území s odkrytím primeraného podielu zelene, predovšetkým v územiach ohrozených záplavami. Ozelenenie plošných trás mrakodrapov a území intenzívnej výstavby by prospeli k zmierneniu nepriaznivých klimatických podmienok v mestách. Výsadba zelených plôch odolných voči pôsobeniu prachu, emisných materiálov s plynov výrazným spôsobom napomôže k zlepšeniu životných podmienok v mestách

Literatúra

- Burghardt, W., W., Banko, G., Hoeke, S., Hursthouse, A., de L'Escaille, T., Ledin, S., Marsan, F. A., Sauer, D. and Stahr, K., 2004. TG 5 – Soil sealing, soils in urban areas, land use and land use planning. In: Van-Camp *et al.* (eds): Repots of the Technical Working Groups, Volume – V, Monitoring. EUR 21319 EN/5, 82 pp.
- Burghardt, W., 2006: Soil sealing and soil properties related to sealing. Geol. Soc., London, Special Publications, vol. 266, 117-124.
- European Commission, 2002. Towards a thematic strategy for soil protection. COM(2002)179 final, Brussels, 2002. Dostupné na internete: <http://europa.eu.int/comm/environment/soil>.
- Grenzdorffer, G.J., 2005. Land use change in Rostock, Germany since the reunification - a combined approach with satellite data and high resolution aerial images. In: Anon., ISPRS WG VII/1 "Human Settlements and Impact Analysis" 3rd International Symposium Remote Sensing and Data Fusion Over Urban Areas (URBAN 2005) and 5th International Symposium Remote Sensing of Urban Areas (URS 2005), Tempe, AZ, USA, 14-16 March.
- Kampouraki, M., Wood, G.A., Brewer, T., 2006: The application of remote sensing to identify and measure sealed areas in urban environments, st Conference on Object-based Image Analysis (OBIA 2006), Workshop Proceedings, Salzburg, Austria.
- Nehls, T., Brodowski, S., 2007: Black carbon in paved Urban soils. Geophysical Research Abstracts, Vol. 9, EGU2007-A09717, 2007.
- Pascual-Aquilar, J.A., Andreu, V., Rubio, J.L. 2008: Soil sealing and desertification: GIS assessment of existing land cover digital cartography for spatial quantification of the process. Geophysical Research Abstracts, Vol. 10, EGU2008-A06828, 2008.
- Sobocká, J. 2007. Urbánne pôdy (príklad Bratislavy). Monografia VÚPOP Bratislava, 126 + príloha (CD). VÚPOP Bratislava, ISBN 978-8089128-39-6.
- Sobocká J. 2008. Význam urbánnych (antropogénnych) pôd a ich implementácia v plánovacích procesoch mesta. In: Sobocká, J., Kulhavý, J. (eds) Pôda v modernej informačnej spoločnosti. Zborník príspevkov 1. konferencie ČPS a SPS, Rožnov pod Radhoštěm, 20-23.8.2007, s. 230-238

APPLICATION AND USE OF THE MINIDISC INFILTROMETER

Kamila Špongrová, Markéta Miháliková, Svatopluk Matula

Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 129, 165 21 Praha 6, spongrova@af.czu.cz

Introduction

Soil hydraulic conductivity is a key factor affecting transport of water and solutes in soils. Disc (tension) infiltrometers are devices which are widely used to determine soil hydraulic properties. Different designs of the disc infiltrometer were presented; they are mostly based on design published by Perroux and White (1988). Recently the disc infiltrometers were equipped with pressure transducers to automate monitoring of the water level drop in water reservoir caused by infiltration (Ankeny, et al., 1988, Casey and Derby, 2002). Some infiltrometers, such as Tension infiltrometer by Soil Measurement Systems, are also commercially available. The critical factor for the correct measurement is good hydraulic contact between the disc and the infiltration surface, which is quite difficult to achieve. This problem is usually solved by use of a contact material, which can affect the infiltration process (Reynolds and Zebchuk, 1996; Bagarello et al., 2001). Schwärzel and Punzel (2007) presented a new technique for saturated and unsaturated hydraulic conductivity determination; the Hood infiltrometer. This device does not use any disc or membrane, which means a good hydraulic contact without any need of contact material. The measurements with these devices require an experienced and trained staff, usually need long measurement time, and are costly.

There is a compact, easy to transport, user friendly, and commercially available Minidisc infiltrometer (Decagon Devices Inc.). This device can be a compromise between laboratory determined characteristics (on the undisturbed soil sample) and precise in-situ determination with using expensive devices.

Soil hydraulic characteristics can also be determined indirectly, based on some easily available data (dry bulk density, particle size distribution, and organic matter content). But also for these estimates it is advantageous, if some of the hydraulic data were measured in-situ (Matula and Špongrová, 2007). The Minidisc infiltrometer can be very useful for these measurements.

The aim of this study was to assess repeatability and accuracy of the Minidisc infiltrometers under laboratory conditions and to evaluate their applicability in the field to determine the unsaturated and saturated hydraulic conductivities of soils.

Materials and methods

Four replicates of Minidisc infiltrometers (Decagon Devices, Inc.) were tested in the laboratory on an artificially prepared profile in a 50 l box with drainage at the bottom. A mixture of sand and clay (75% of sand and 25% of caolinite) was used to achieve reasonable infiltration rates. The mixture was initially wetted to 10% by

volume and then was compacted by a step by step procedure. The particle density was determined by pycnometer method to 2.60 g cm^{-3} , and achieved dry bulk density was 1.25 g cm^{-3} . The box was divided into four locations, each infiltrometer was applied on each location. All infiltrometers were set to tension -5 cm , infiltration tests were carried out simultaneously, the total infiltration time was 60 min, (readings were taken every 4 min; 1 min interval between readings of the individual infiltrometers).

After the laboratory testing, Minidisc infiltrometer no. 1 was applied in the field. The experimental site is located in the area of Crop Research Institute in Praha Ruzyně (beet production area; altitude 340 m; latitude $50^{\circ}05' \text{ N}$; longitude $14^{\circ}20' \text{ E}$; annual precipitation 472 mm; annual average temperature 7.9°C). The soil being tested was classified according to FAO system as Orthic Luvisol. The experimental site was established in 1995. Since then, three different tillage practices on the same plots were applied. The tillage systems were as follows: i) conventional tillage (ploughed to 25 cm); ii) reduced tillage (treatment of a surface soil layer to 10 cm); iii) no-tillage (direct drilling). In order to compare results from the field application, three types of infiltrometers to determine saturated and unsaturated hydraulic conductivity were applied; Minidisc infiltrometer (Decagon Devices, Inc.), Pressure infiltrometer (Matula and Kozáková, 1997) and Hood infiltrometer (Umwelt Geräte Technik, GmbH.).

Minidisc infiltrometer was applied directly on the soil, no contact material was used. Three consecutive tensions h were set during one infiltration measurement (-5 cm , -3 cm , -1 cm). Each tension was allowed at least for 20 min (conventionally tilled soil), in some experiments even 45 minutes and more (plots with no-tillage). Pressure infiltrometer is designed for the saturated hydraulic conductivity measurement; constant water level is kept on the soil surface during the infiltration process. The measurement time was at least 60 min to ensure steady (saturated) water flow. Hood infiltrometer is a device, which enables measurement of saturated and then unsaturated hydraulic conductivity during one experiment, tensions were set between 0 cm and soil bubbling point (usually -9 or -10 cm) matching those set by Minidisc infiltrometer.

The experimental data were analysed according to the guidelines presented in the manuals for the particular devices. Resulting $K(h)$ values were statistically assessed by analysis of variance on a significance level $\alpha = 0.05$ (Statgraphics 5.1).

Results and discussion

Laboratory testing

The infiltration experiments in all locations corresponded quite well. The cumulative infiltration data are displayed in Fig. 1. Analysis of variance identified location 2 in the experimental box as a location with significantly higher values of hydraulic conductivity ($p=0.0005$, Fig. 2), which was probably caused by a non-homogeneous preparation of the experimental profile (in spite of a great effort to achieve the best homogeneity). But more importantly, no significant difference between the hydraulic conductivities calculated from the individual infiltrometers ($p=0.6674$; Fig. 3) was identified by analysis of variance.

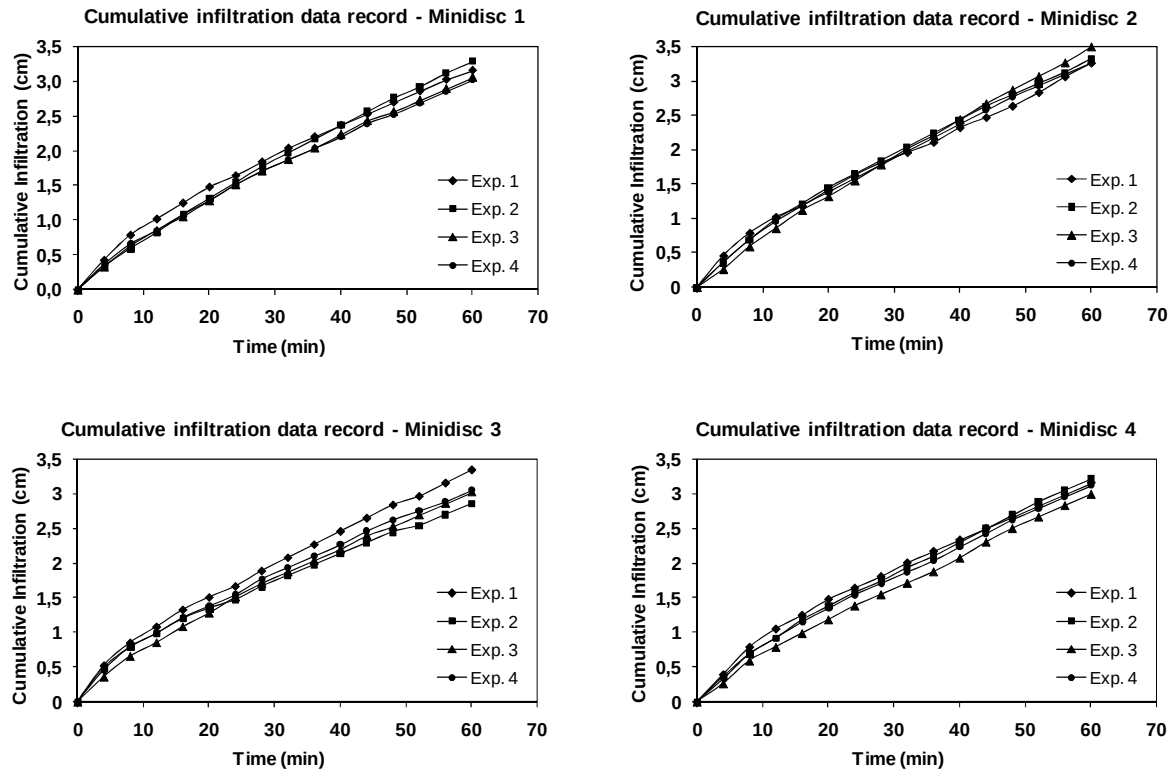


Fig.1 Cumulative infiltration data recorded during all 16 infiltration tests.

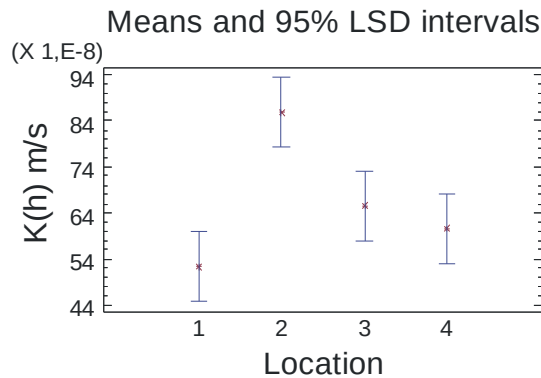


Fig.2 ANOVA results for the location in the box, identifying location 2 with higher hydraulic conductivity.

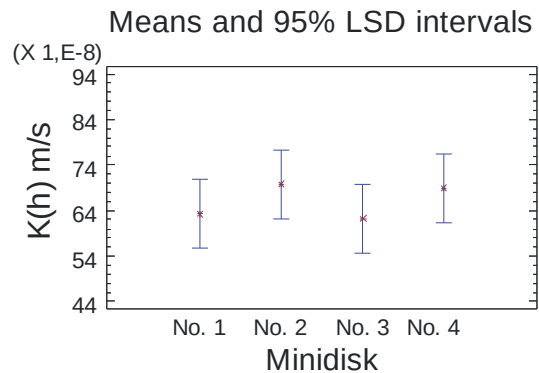


Fig.3 ANOVA results for the Minidisc, determining no significant difference between measurements with each of the four Minidisc infiltrometers being tested.

Field testing

Unsaturated hydraulic conductivity data measured by Minidisc infiltrometer were extrapolated to estimate saturated hydraulic conductivity. These estimates were compared to the data measured with the Pressure infiltrometer. Analysis of variance showed underestimation of the saturated hydraulic conductivity (Fig. 4). This result

was more or less expected, because saturated hydraulic conductivity is mainly affected by macropores, which are excluded from the infiltration by setting of the tension. Inverse solution of the Minidisc infiltrometer data could be an option to improve these estimates. This option will be studied in the next step of the project.

However, the Minidisc infiltrometer identified effect of different tillage treatment similarly to the Pressure infiltrometer results (Fig. 5, and Fig. 6). Comparison of the unsaturated hydraulic function is not finished yet, because not all of the Hood infiltrometer data were processed. However the first data are showing significantly higher values from those measured with the Minidisc infiltrometer. This effect was also reported by Schwärzel and Punzel (2007), where significantly higher unsaturated hydraulic values were found for Hood infiltrometer when compared to the disc infiltrometer. For unsaturated hydraulic conductivity data comparison it would be probably more suitable to use some type of disc infiltrometer using also a disc or membrane (i.e. Tension infiltrometer by Soil Measurement System).

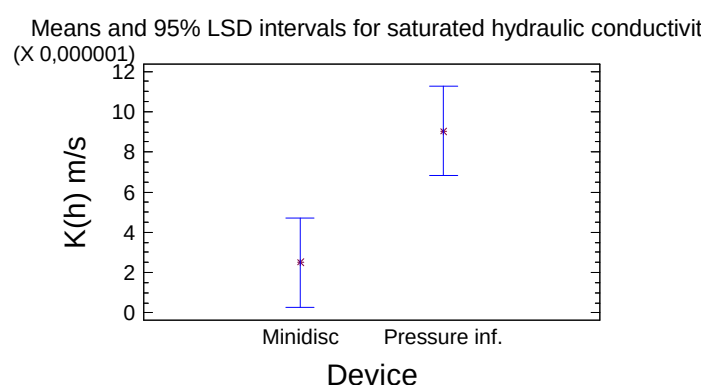


Fig.4 ANOVA results showing significantly lower values of K_{sat} measured with the Minidisc infiltrometer.

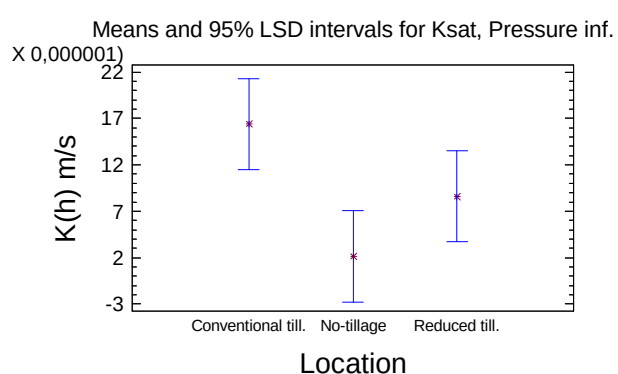


Fig.5 ANOVA results showing differences in K_{sat} for different tillage treatments, measured with Pressure infiltrometer.

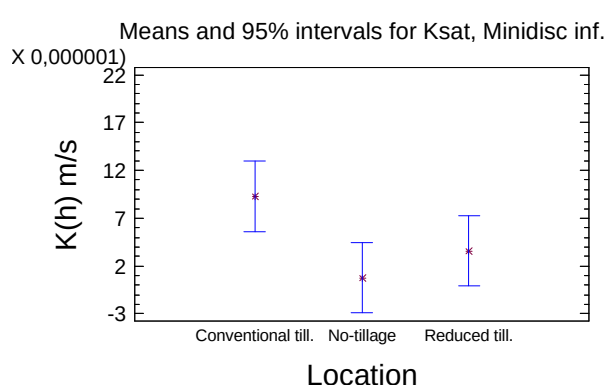


Fig.6 ANOVA results showing differences in K_{sat} for different tillage treatments, estimated from measurements with the Minidisc infiltrometer.

Conclusions

Based on the laboratory results it can be concluded, that for the same soil condition the Minidisc infiltrometer provides repeatable and accurate results, regardless to the Minidisc infiltrometer device. This allows simultaneous measurements of two or three Minidisc infiltrometers at one spot, without any effect of the device. The Minidisc infiltrometer can be useful device to identify trends in differences between the hydraulic conductivities for different soils, or different tillage treatments, etc.. Also saturated hydraulic conductivity can be estimated based on the measured data; however these estimated data are significantly lower than the real values.

References

- Ankeny, M.D., Kaspar, K.C., and Horton, R. (1988) Design for an automated tension infiltrometer. *Soil Science Society of America Journal*, 52, 893-896.
- Bagarello, V., Iovino, M., Tusa, G. (2001) Effect of contact material on tension infiltrometer measurements. *Transactions of ASAE*, 44, 911-916.
- Casey, F.X.M, and Derby, N.E. (2002) Improved design for an automated tension infiltrometer. *Soil Science Society of America Journal*, 66, 64-67.
- Matula, S., Špongrová, K. (2007) Pedotransfer function application for estimation of soil hydrophysical properties using parametric methods. . *Plant Soil and Environment*, 53, 149-157.
- Perroux, K.M., and White, I. (1988) Designs for disk permeameters. *Soil Science Society of America Journal*, 52, 1205-1215.
- Reynolds, W. D., Zebchuk, W.D. (1996) Use of contact material in tension infiltrometer measurements. *Soil Technology*, 9, 141-159.
- Schwärzel, K., Punzel, J. (2007) Hood infiltrometer - A new type of tension infiltrometer. *Soil Science Society of America Journal*, 71, 1438-1447.

Acknowledgement

This research was supported by the Faculty of Agrobiology, Food and Natural Resources, project no.: 21130-1312-3116, and by Czech Ministry of Agriculture, project no.:1G58095.

POUŽITÍ METODY SEKVENČNÍ EXTRAKCE PRO ZJIŠTĚNÍ VAZBY ANTIMONU V KONTAMINOVANÝCH PŮDÁCH

Václav Tejnecký^a, Vojtěch Ettler^b, Martin Mihaljevič^b a Ondřej Šebek^b

^a Katedra pedologie a ochrany půd FAPPZ ČZU, Kamýcká 129, 165 21 Praha 6,
tejnecky@af.czu.cz

^b Ústav geochemie, mineralogie a nerostných zdrojů Přf UK, Albertov 6, 128 43 Praha 2

Úvod

Antimon v oblastech ovlivněných důlní a metalurgickou činností úzce doprovází olovo. Emise popílků produkovaných metalurgií obsahují významné hodnoty Sb a to v rozmezí od 2 do 23 g.kg⁻¹. Některé vzorky popílků obsahují i fáze Sb (senarmontit - Sb₂O₃ a slitiny Sb a Pb (Ettler et al. 2005)).

Tyto popílků sedimentují v okolí hutních závodů a představují tak zvýšený antropogenní tok Sb a dalších látek do půd (Ettler et al. 2005). Výskyt minerálů Sb je navíc běžný v celé příbramské polymetalické rudní oblasti. Půdy zde obsahují až X000 mg.kg⁻¹ Sb (Ettler et al. 2007). Zatímco tolerovatelná a doporučená koncentrace Sb je jen okolo 5 mg.kg⁻¹ (Hammel et al. 2000).

Problematika a migrace Sb v životním prostředí není v současné době úplně jasná (Johnson a Leuz 2004; Johnson et al. 2005). Hlavním mechanismem určujícím migraci Sb je vazba na oxyhydroxidy Fe a organickou hmotu (Johnson a Leuz 2004).

Cílem této studie je zjistit možnost využití pěti krokové sekvenční extrakční analýzy (SEA) používané pro As podle Wenzela et al. (2001) na kontaminované půdy a to z důvodu podobného geochemického chování Sb a As. Antimon pravděpodobně migruje jako oxyaniont podobný oxyaniontu As (Filella et al. 2002; Roddick-Lanzilotta et al. 2002; Smedley a Kinniburgh 2002). Výběr lokalit odběru vzorků byl situován do prostředí zemědělské půdy a lesní půdy poblíž antropogenního zdroje kontaminace.

Materiál a metody

Lokalita odběru půdních vzorků byla vybrána podle předchozích prací v místě, kde např. Ettler et al. (2007) zjistili vysoké koncentrace Sb. Brán v ohledu byl i směr větru vanoucí od zdroje kontaminace (komín hutních závodů). Vzorky byly odebírány na zemědělské a lesní půdě. Hlavní složkou lesa byl smrk ztepilý (*Picea abies*). Zemědělská půda byla osázena kukuřicí setou (*Zea mays*), v době vzorkování byla již plodina sklizena až na poválené stvoły. Vzorkované půdy byly klasifikovány jako kambizemě.

Odebrané a usušené vzorky byly síťovány (<2 mm) a v takto připravených půdních vzorcích byly stanoveny tyto půdní charakteristiky: pH_{H2O}, kationtová výměnná kapacita (ICP Forest 2006), oxalátově výměnné kationty (Mn, Al, Fe) (McCarty et al. 1998). Stanovení celkových koncentrací minerálního uhlíku (TIC), organického uhlíku (TOC) a síry bylo provedeno na pevných vzorcích namletých na analytickou jemnost pomocí elementárního analyzátoru ELTRA METALYT CS1000S

(Neuss, SRN) ve zkušební laboratoři České geologické služby v Brně. V půdních a horninových vzorcích byly stanoveny celkové obsahy Sb a As mineralizací v platinových miskách pomocí ICP-MS (VG Elemental PQ3, ÚGMNZ PřF UK) za standardních analytických podmínek. Použit byl standardní referenční materiál SRM NIST 2710 a 2711 (Montana Soil). Odchylka od certifikovaných hodnot byla v průměru 5,3 %.

Metodika sekvenční extrakční analýzy (SEA) použitá v této studii je modifikovaným postupem podle Wenzela et al. (2001) (Tab. 1.), původně vypracovaným pro stanovení frakcionace As. Bylo naváženo $1,000 \pm 0,005$ g půdního vzorku do 100 ml PE lahvíček (P-Lab, a.s.) následující postup je uveden v Tab. 1. Po každém kroku SEA byly lahvičky se vzorky centrifugovány při $1600 \text{ otáček} \cdot \text{min}^{-1}$ po dobu 5 min. Po centrifugaci následovala filtrace roztoku přes membránový filtr o velikosti pórů $0,45 \text{ } \mu\text{m}$ (Millipore®) za pomoci vakuového filtračního zařízení Sartorius. Byla provedena SEA pro veškeré půdní vzorky ve třech replikách a ke každému půdnímu vzorku byl přidán kontrolní slepý vzorek.

Ve všech vzorcích výluhů po jednotlivých krocích byly změřeny obsahy Fe, Mn, Al, Ca pomocí FAAS SpectrAA 280 FS za standardních podmínek (Laboratoře geologických ústavů PřF UK). Obsahy Sb a As byly stanoveny pomocí ICP-MS (VG Elemental PQ3, ÚGMNZ PřF UK). Pro kontrolu správnosti analýzy byly použity standardní referenční materiály SRM NIST 1640 a 1643d. Odchylka od certifikovaných hodnot byla v průměru 3 %.

Datové soubory získané z celkových rozkladů, naměření chemických parametrů a hodnot SEA půd byly statisticky zpracovány pomocí programu NCSS (NCSS 2007). Zjišťovány byly hodnoty Pearsonova korelačního koeficientu (r), hladiny významnosti (p) daného r .

Výsledky

Výsledky chemických analýz jsou uvedeny v Tab. 2. Tyto údaje byly doplněny o další datový soubor obsahující výsledky analýz z 8 profilů (4 lesní a 4 zemědělské, celkem 30 horizontů). Získaná data a jejich korelace potvrdily závislost vazby Sb a As na oxyhydroxidy Fe (např. Gál et al. 2006; Wenzel et al. 2001; Johnson a Leuz 2004). Pro Sb při statistickém zpracování všech 39 půdních vzorků vycházejí korelace s oxalátově výměnným Fe $r = 0,825$ ($p < 0,001$), pro As je hodnota korelačního koeficientu $r = 0,804$ ($p < 0,001$). Zřejmá byla i významná závislost Sb na S ($r = 0,830$, $p < 0,001$). Také byla zjištěna méně významná korelace s TOC ($r = 0,493$, $p < 0,05$), což potvrzuje možnost adsorpce Sb na organickou hmotu a koresponduje s výsledky studia sorpce Sb na huminové kyseliny (Tighe et al. 2005; Buschmann a Sigg 2004).

Výsledky SEA pro lesní půdy ukazují (Tab. 3.), že je v tomto půdním profilu rozdíl ve vazbě As a Sb na jednotlivé frakce SEA. Pro zemědělské půdy (Tab. 3.) je zřejmá určitá korelace frakcí Sb s As ($r = 0,995$, $p < 0,005$) a v závislosti jsou i celkové rozklady Sb a As ($r = 1,000$, $p < 0,001$).

Koncentrace snadno dostupného (frakce 1) a specificky adsorbovaného (frakce 2) Sb a As v půdách jsou častým předmětem studia, vzhledem k tomu, že tyto frakce jsou největším rizikem pro životní prostředí.

Tab. 1. Sekvenční extrakční analýza pro As a Sb (modifikováno podle Wenzela et al. 2001)

Krok (frakce)	Extrakční roztok	Podmínky extrakce	Poměr vzorek:roztok	Proplach	Frakce
1	(NH ₄) ₂ SO ₄ (0,05 M)	4 h třepat, 20 °C	1:25		Snadno dostupný As (Sb)
2	(NH ₄)H ₂ PO ₄ (0,05 M)	16 h třepat, 20 °C	1:25		Specificky adsorbovaný As (Sb)
3	NH ₄ -oxalát (0,2 M); pH 3,25	4 h třepat za temna, 20 °C	1:25	NH ₄ -oxalát (0,2 M); pH 3,25, poměr 1:12,5; 10 min. třepat za temna, 20°C	As (Sb) vázaný na amorfni a špatně krystalické oxyhydroxidy Fe a Al
4	NH ₄ -oxalát (0,2 M); + kyselina citrónová (0,1 M) pH 3,25	30 min. ve vodní lázni při teplotě 96 ± 3 °C za světla ^a	1:25	NH ₄ -oxalát (0,2 M); pH 3,25 poměr 1:12,5; 10 min. třepat za temna, 20°C	Vazba As (Sb) na krystalické oxyhydroxidy Fe a Al
5 ^b	HNO ₃ /H ₂ O ₂	Mikrovlnný rozklad	1:50 (po rozkladu)		Residuální frakce

^a zahřívání bylo změněno za temna,^b pevný podíl po kroku 4 byl převeden pomocí deionizované vody do teflonového kelímku (Savillex®) a tekutina byla odpařena. Po přidavku 10 ml HNO₃ a 1 ml H₂O₂ byly vzorky uzavřeny přes noc (12 h) na plotně při teplotě 100°C. Roztok byl následně odpařen a pomocí 2% HNO₃ převeden do 50 ml odměrné baňky a doplněn 2% HNO₃ po rysku.

Tab. 2. Popis a vlastnosti studovaných horizontů lesní a zemědělské půdy.

vzorek	hloubka [cm]	popis	Sb (tot) ^a [mg.kg ⁻¹]	As (tot) ^a [mg.kg ⁻¹]	pH	TOC ^b [%]	CEC ^c [cmol(+).kg ⁻¹]	Fe _{ox} ^d [g.kg ⁻¹]	Mn _{ox} ^d [g.kg ⁻¹]	Al _{ox} ^d [g.kg ⁻¹]	TIC ^e [%]	S (tot) ^f [%]
P1A0	2-6 cm	lesní půda	378	33,0	4,18	48,3	15,9	2,7	0,45	0,80	<0,05	0,22
P1A1	6-10 cm	lesní půda	1014	156	3,86	43,3	14,9	6,0	0,19	1,23	<0,05	0,32
P1B	10-13 cm	lesní půda	1720	467	4,75	33,8	12,1	9,8	0,18	1,63	<0,05	0,51
P1C	13-28 cm	lesní půda	133	216	3,89	2,76	5,43	4,2	0,79	1,45	<0,05	0,03
P1CS	28-x cm	lesní půda	41,0	55,5	4,23	1,57	4,89	2,7	0,60	1,51	<0,05	0,02
podloží		podložní hornina	6,04	6,25								
P2A	0-5 cm	zemědělská půda	104	159	5,09	3,38	5,15	3,9	1,10	1,45	<0,05	0,04
P2B1	5-10 cm	zemědělská půda	110	173	5,6	2,82	5,42	4,6	1,34	1,52	<0,05	0,04
P2B2	10-15 cm	zemědělská půda	109	170	5,76	2,32	7,51	4,7	1,28	1,54	<0,05	0,04
P2C	15-x cm	zemědělská půda	22,8	26,7	5,29	0,71	4,99	4,8	1,76	1,42	<0,05	<0,02
podloží		podložní hornina	2,90	2,52								

^a celkový obsah Sb, As v daném půdním horizontu; ^b celkový organický C; ^c kationtová výměnná kapacita; ^d oxalátově výměnné Fe, Mn, Al;^e celkový anorganický uhlík; ^f celkový obsah síry

Loužení As pomocí $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ použili ve své práci Száková et al. (2005), kdy bylo ze vzorků půd uvolněno méně než 1% celkového As. S tímto závěrem souhlasí i výsledky SEA podle Wenzela et al. (2001). Většina zkoumaných horizontů lesní i zemědělské půdy obsahují podobná množství snadno dostupného As (0,34-1,22%). Pouze nejvíce kontaminované horizonty lesní půdy (P1A0, P1A, P1B) hodnotu 1% značně překračují. Snadno dostupný As je v těchto horizontech obsažen v množství 5%, 10% respektive 10%. Oproti tomu zastoupení snadno dostupného Sb jsou v těchto horizontech relativně nízké (0,49%, 1,00% a 1,48%) a neodpovídají tak celkově vysokým koncentracím Sb v těchto horizontech. Užití 1 M NH_4NO_3 , jako jednoduchého extrakčního činidla na zjištění dostupného Sb a As, poskytuje výsledky v širokém rozmezí extraktability (0,01 % - 8,82% pro Sb a <1% pro As); tyto hodnoty však nepředstavují riziko pro živé organismy (Gál et al. 2006).

Množství Sb a As vázaného na Fe oxyhydroxidy (frakce 3 a 4) je v souladu se zjištěním Wenzela et al. (2001), Gálové et al. (2006) či Müllera et al. (2007). Frakce Sb a As sorbovaná na Fe oxyhydroxidy je zásadní v kontrole mobility těchto prvků. Pouze u horizontů s vysokým podílem organické hmoty (lesní profil, horizonty A0, A a B) jsou Sb a As frakcionovány odlišně. Vyššího zastoupení dosahuje reziduální frakce a to zřejmě na úkor frakce vázané na amorfní či krystalické Fe oxyhydroxidy. Vliv organické hmoty případně sulfidů na vazbu Sb či As při použití BCR sekvenční extrakce zjistili Müller et al. (2007), ve studovaných vzorcích však bylo pouze mezi 5 až 10% TOC, tyto hodnoty nedosahují zdaleka hodnot TOC v horizontech studovaných v této práci. Z tohoto důvodu bude vliv TOC ve vyložené organických půdách zřejmě daleko vyšší.

Korelace mezi Sb, As, Al, Fe, Mn a Ca uvolněných v jednotlivých krocích SEA mohou indikovat chování studovaných elementů. Významná korelace byla zjištěna v případě Sb s As ve frakci 1 ($r = 0,993$, $p < 0,0001$). Z těchto výsledků je možno dokládat podobnost chování Sb a As. Bohužel tento předpoklad nelze vztáhnout na veškeré půdní vzorky studované v této práci. Z výsledků SEA je dobře patrné, že podobnost frakcionace Sb a As je pouze v horizontech bez markantní přítomnosti TOC. V případě organických horizontů jsou frakce Sb a As značně rozdílné.

Mobilizace Sb i As značně závisí i na mobilitě Fe, což dokládají korelace mezi Sb (As) a Fe. Podobnost uvolňování Sb, As a Fe je patrná v prvních třech krocích SEA. V případě frakce 3 je tak potvrzena vazba Sb a As na oxyhydroxidy Fe ($r = 0,878$ pro Sb a Fe, $r = 0,815$ pro As a Fe, $p < 0,05$) (např. Johnson a Leuz 2004, Tighe et al. 2005).

Tab. 3. Zhodnocení koncentrací Sb a As vázaných na jednotlivé frakce SEP pro lesní a zemědělský půdní profil (9 půdních horizontů) v mg.kg^{-1} .

Frakce	1		2		3		4		5		Suma frakcí 1-5		Celkový rozklad	
Extrakční činidlo	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$		$(\text{NH}_4)_2\text{H}_2\text{PO}_4$		NH_4 -oxalát		NH_4 -oxalát k. citrónová		Reziduum					
Element	Sb	As	Sb	As	Sb	As	Sb	As	Sb	As	Sb	As	Sb	As
Průměr	7,66	7,73	8,77	16,8	122	107	39,3	11,3	387	14,8	564	157	404	162
Medián	3,90	1,89	4,82	11,7	104	126	15,1	11,1	11,4	4,88	139	155	110	159
Maximum	32,5	44,6	37,0	55,1	365	234	161	31,1	1594	74,5	2189	439	1720	467
Minimum	1,16	0,13	1,61	1,35	26,8	12,6	3,27	2,59	0,76	0,65	33,6	17,3	22,8	26,7

Závěr

Tato studie potvrdila kontaminaci půd v okolí metalurgického závodu Kovohutě Příbram rizikovými prvky, jako jsou Sb a As. Ve většině studovaných půdních vzorků byly překročeny kritéria obsahu těchto prvků stanovené Ministerstvem životního prostředí (MŽP ČR 1994, MŽP ČR 1996). Byl patrný rozdíl v koncentracích Sb i As mezi lesní a zemědělskou půdou. Koncentrace Sb a As obsažených v podložních horninách byly zanedbatelné v porovnání s hodnotami kontaminace napříč profilem. Byl potvrzen předpoklad dominance vazby Sb na Fe oxyhydroxidy a to v půdních vzorcích s nízkým obsahem TOC. Vysoký podíl organické hmoty v půdách je zřejmě zásadní pro vazbu Sb v těchto půdách. Vliv na vazbu mají společně s TOC však i další fyzikálně-chemické půdní parametry, jako je přítomnost Fe oxyhydroxidů, hodnota pH a CEC.

Úkolem bylo také zjistit možnost užití SEA pro Sb ve studovaných půdních vzorcích. Použita byla modifikovaná SEA, jenž vytvořili Wenzel et al. (2001) pro zjištění frakcionace As v půdách. V případě půdních horizontů s nízkými obsahy TOC je vazba Sb objasněna použitou SEA. Antimon se zde chová podobně jako As. V horizontech s vysokým obsahem TOC (svrchní horizonty lesního profilu) není frakcionace Sb dostatečně objasněna, převážná část zde vázaného Sb byla extrahována v posledním kroku SEA (reziduální frakce). V těchto horizontech je zřejmý rozdíl ve vazbě Sb a As. Pro zjištění frakcionace Sb v půdách s vysokým podílem TOC by bylo vhodné použít SEA, která pracuje s frakcí vázanou na organickou hmotu, což může být např. SEA podle BCR (program Standards, Measurements and Testing, SMT, dříve BCR).

Antimon je prvek, který byl dosti opomíjen a v této době přichází do popředí zájmu geochemiků a oborů studující životní prostředí. Tato práce a její výsledky předkládají informace k objasnění migrace Sb v silně kontaminovaných půdách.

Použitá literatura

- Buschmann J., Sigg L., 2004. Antimony(III) binding to humic substances: influence of pH and type of humic acid. *Environ. Sci. Technol.*, 38: 4535-4541.
- Ettler V., Johan Z., Baronnet A., Jankovský F., Gilles C., Mihaljevič M., Šebek O., Strnad L., Bezdička P., 2005. Mineralogy of air-pollution-control residues from a secondary lead smelter: environmental implications. *Environ. Sci. Technol.*, 39: 9309-9316.
- Ettler V., Mihaljevič M., Šebek O., Nechutný Z., 2007. Antimony availability in highly polluted soils and sediments – A comparison of single extractions. *Chemosphere*, 68: 455-463.
- Filella M., Belzile N., Chen Y-W., 2002. Antimony in the environment: a review focused on natural waters. I. Occurrence. *Earth Sci. Rev.*, 57: 125-176.
- Gál J., Hursthouse A.S., Cuthbert S.J., 2006. Chemical availability of arsenic and antimony in industrial soils. *Environ. Chem. Lett.*, 3: 149-153.
- Hammel W., Debus R., Steubing L., 2000. Mobility of antimony in soil and its availability to plants. *Chemosphere*, 41: 1791-1798.
- ICP Forest, 2006. *Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests, Part IIIa, Sampling and Analysis of Soil*, International Co-operative Programme on

- Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests, Forest Soil Co-ordinating Centre, Research Institute for Nature and Forest, Belgie, 1-117.
- Johnson A.C., Leuz A.K., 2004. Geochemical behaviour of antimony in the environment. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 68 (11S): A517.
- Johnson A.C., Moench H., Wersin P., Kugler P., Wenger C., 2005. Solubility of antimony and other elements in samples taken from shooting ranges. *J. Environ. Qual.*, 34: 248–254.
- McCarty D. K., Moore J. N., Marcus W. A. 1998. Mineralogy and trace element association in an acid mine drainage iron oxide precipitate; comparison of selective extractions, *Appl. Geochem.*, 13: 165-176.
- Müller K., Daus B., Morgenstern P., Wennrich R., 2007. Mobilization of antimony and arsenic in soil and sediment samples – evaluation of different leaching procedures. *Water Air Soil Pollut.*, 183: 427–436.
- MŽP ČR, 1994. Vyhláška č. 13/1994 Sb. Ministerstva životního prostředí kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu, příloha 1 a 2.
- MŽP ČR, 1996. Metodický pokyn č. 3/1996 Ministerstva životního prostředí pro znečištění zemín a podzemních vod, příloha 1.
- NCSS, 2007. *NCSS Trial*. GESS. NCSS., Kaysville, Utah.
- Roddick-Lanzilotta A.J., McQuillan A.J., Craw D., 2002. Infrared spectroscopic characterisation of arsenate (V) ion adsorption from mine waters, Macraes mine, New Zealand. *Appl. Geochem.*, 17: 445–454.
- Smedley P.L., Kinniburgh D.G., 2002. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Appl. Geochem.*, 17: 517–568.
- Száková J., Tlustoš P., Goessler W., Pavlíková D., Balík J., Schlagenhaufen C., 2005. Comparison of mild extraction procedures for determination of plant-available arsenic compounds in soil. *Anal. Bioanal. Chem.*, 382: 142–148.
- Tighe M., Lockwood P., Wilson S., 2005. Adsorption of antimony(V) by floodplain soils, amorphous iron(III) hydroxide and humic acid. *J. Environ. Monit.*, 7: 1177 – 1185.
- Wenzel W.W., Kirchbaumer N, Prohaska T., Stingeder G., Lombic E., Adriano D.C. 2001. Arsenic fractionation in soils using an improved sequential extraction procedure. *Anal. Chim. Acta*, 436: 309–323.

SROVNÁNÍ INFILTRAČNÍ SCHOPNOSTI NA RŮZNÝCH POROSTECH V LOKALITĚ VATÍN

Martina Vičanová, Tomáš Mašíček, František Toman, Michaela Tichá

*Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Ústav aplikované a krajinné ekologie,
Zemědělská 1, 613 00 Brno, martina.vic@seznam.cz, tomas.masicek@uake.cz,
tomanf@mendelu.cz, ticha@mendelu.cz*

Úvod

Infiltrace je pochod, kterým se v našem klimatickém pásmu dostává většina srážkové vody do půdy a vytváří zde zásoby půdní a podzemní vody. Jde o důležitou problematiku zvláště v souvislosti s klimatickými změnami, kdy je potřeba zpomalit odtok vody z pozemků, podpořit vsak vody do půdy, a tím zvýšit retenční schopnost půd. V neposlední řadě omezit ztráty půdy způsobené vodní erozí. Důležitost přítomnosti vody v půdě podtrhuje fakt, že všechny procesy v půdě jsou s vodou úzce spjaty, a ta je spolu se vzduchem, živinami a teplem hlavní podmínkou půdní úrodnosti.

Materiál a metody

Charakteristika území

Měření a hodnocení rychlosti vsaku vody do půdy probíhá na dvou stanovištích v lokalitě Vatín (orná půda – pšenice, trvalý travní porost (TTP)) patřící ZD Ostrov nad Oslavou a Výzkumné stanici pícninářské Vatín. Lokalita se nachází na Českomoravské vrchovině na jižní hranici Chráněné krajinné oblasti Žďárské vrchy v kraji Vysočina a okrese Žďár nad Sázavou. Podle Biogeografického členění České republiky (M. Culek, 1996) se nachází v hercynské podprovincii biogeografické provincie střeoevropských listnatých lesů, převážně na severním okraji Velkomeziříčského bioregionu, v blízkosti severně sousedícího Žďárského bioregionu. Ze zemědělského pohledu se jedná o bramborářskou výrobní oblast (subtyp B2). Vatín leží 7 km jižně od Žďáru nad Sázavou v nadmořské výšce kolem 550 m n.m. Dominantními půdními typy jsou silně kyselé až kyselé kambizemě na biotických orthorulách (jedná se o půdy písčitohlinité s obsahem jílnatých částic přes 21 %, se střední skeletovitostí) a primární pseudogleje. Na obou vybraných pozemcích se nachází kyselé kambizemě.

Řešené území se nachází v mírně teplé klimatické oblasti a podoblasti mírně vlhké. Průměrná roční teplota se pohybuje okolo 6 °C. Roční úhrn srážek v dlouhodobém průměru činí 672 mm; hodnoty naměřeny v klimatologické stanici Žďár nad Sázavou (zdroj: ČHMÚ).

Metodika

Rychlost infiltrace vody do půdy se měří zásadně v polních podmínkách. Pro samotný pokus je důležitý výběr vhodného místa. Ideální je místo s vodorovnou

plochou, která je zbavena vegetace, aniž by došlo k narušení povrchové vrstvy (sestřihání nůžkami). Měření probíhá na povrchu půdy, přesněji řečeno v počátečním profilu, který je v rovině povrchu půdy. Při těchto pokusech je zjišťována vsakovací schopnost půdy pro celý půdní profil. Vybraná plocha, která je vymezena dvěma soustřednými, do země zatlučenými kovovými válci, je zaplavena vodou a na stopkách je měřen čas, za který se dané množství vody vsákne do půdy. Pro naše pokusy byl zvolen průměr vnitřního válce 30 cm, kolem kterého je zatlučen vnější válec s průměrem 55 cm. Ve vnějším válci se během měření udržuje stejná hladina vody jako ve vnitřním, a to z důvodu zamezení vsakování vody do stran, což by vedlo ke zkreslení výsledků. Hladina vody ve vnitřním válci se sleduje pomocí hřebu se zahnutým koncem, jehož hrot je 2 cm nad povrchem půdy.

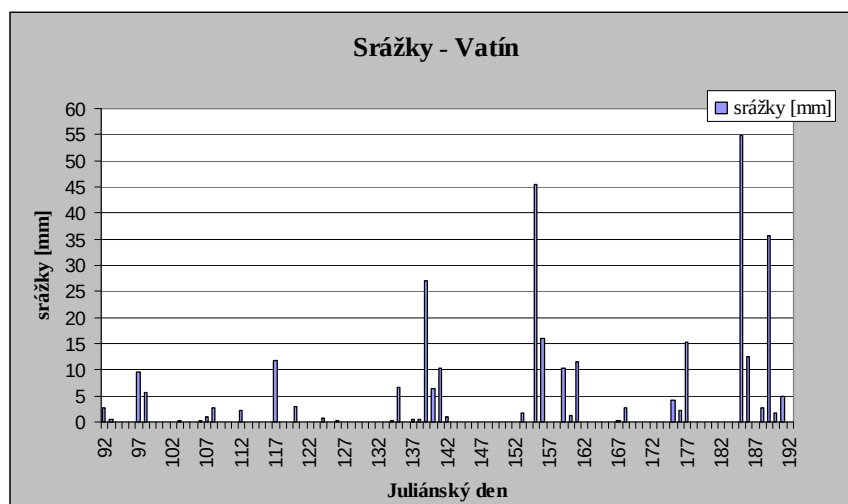
Pokus započne poté, co jsou oba válce zatopeny dostatečným (odměřeným) množstvím vody, tak aby hrot hřebu ve vnitřním válci byl pod hladinou a zatopena byla celá plocha. V tomto okamžiku se spustí stopky a do formuláře se запиše množství dodané vody. Vždy, když se objeví hrot zahnutého hřebu, přilévá se do vnitřního válce odměřené množství vody a zároveň se zaznamenává čas. Do vnějšího válce je voda dolévána průběžně, aby hladina vody korespondovala s hladinou vody ve vnitřním válci. Tento postup se opakuje několikrát. Aby získané výsledky byly adekvátní, musí se měření provádět do ustálení rychlosti vsaku. Na začátku pokusu se voda přidává v kratších časových intervalech a ve větším množství. S přibývajícím časem je půda nasycenější a vsakování pomalejší, proto se může množství přidávané vody snížit. Po ustálení rychlosti vsaku se zaznamená poslední čas objevení hrotu a další voda se již nepřilévá. Čas se měří až do doby, než se veškerá voda ve vnitřním válci vsákne.

Pro vyhodnocení výsledků a další analýzu je nutno provést odběr vzorků do Kopeckého válečků pro stanovení okamžité vlhkosti půdy a dalších fyzikálních vlastností. Důležité jsou také údaje o srážkových poměrech.

Výsledky

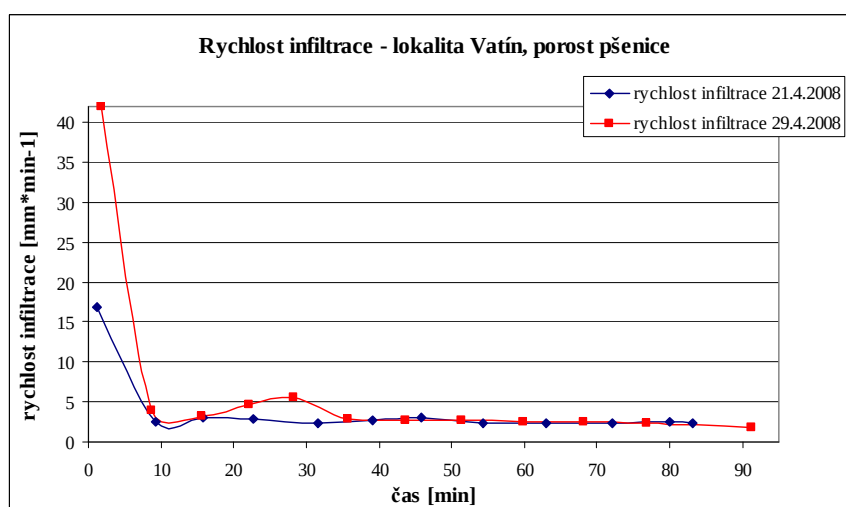
S terénním měřením bylo započato ve vegetačním období roku 2008. Do terénu se začalo jezdit okamžitě, jak to přírodní podmínky umožnily. Rychlost infiltrace se měří do ustálení, měření tedy neprobíhá vždy stejně dlouhou dobu. Aby bylo měření statisticky průkazné, měří se vždy ve třech opakováních a data se poté průměrují. Pokud se některé měření příliš odchyluje, nepočítá se do průměru. Odchyly mohou způsobovat možné otvory od půdních živočichů, příliš utužená půda po mechanizaci, apod.

První graf znázorňuje průběh srážek během měření. Údaje pro vytvoření grafu poskytla pícinářská stanice Vatín.

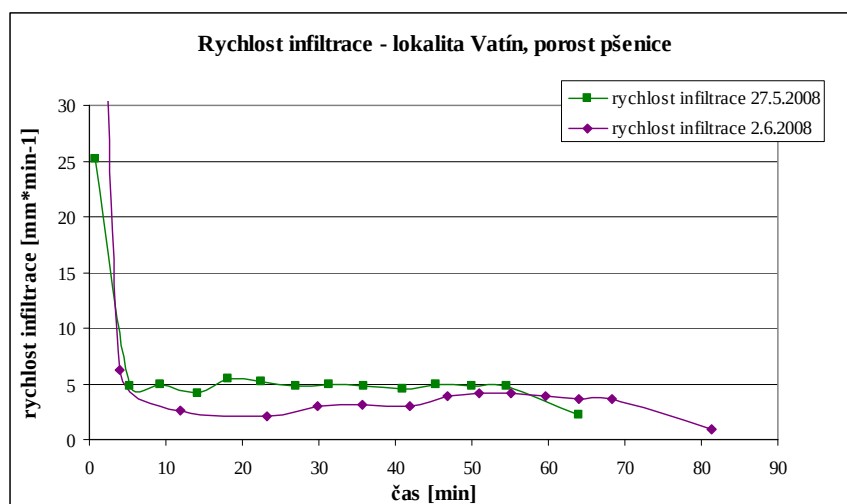


Graf 1 Zobrazení průběhu srážek v lokalitě Vatín za období duben - červenec

Další čtyři grafy zobrazují průběhy rychlostí infiltrace na jednotlivých pozemcích za měsíc duben, květen a červen. Graf číslo 2 znázorňuje dva dny měření v měsíci dubnu v lokalitě Vatín na pozemku s pšenicí. Poprvé bylo měření na této lokalitě uskutečněno 21. 4. 2008. Půdní profil pod porostem pšenice měl okamžitou vlhkost 29,5 %, při druhém měření 29. 4. 2008 27,37 %. Při samotném měření i den před ním nespadly na území Vatína žádné srážky. V obou dnech, kdy probíhalo měření, byly srážky zaznamenány až ve večerních hodinách. V grafu číslo 3 je znázorněno květnové měření, které proběhlo 27. 5. 2008 a červnové ze dne 2. 6. 2008. Při květnovém měření byla vlhkost v porostu pšenice 31,49 %, červnový údaj o vlhkosti byl 22,34 %. V květnu uplynulo před měřením pět dní beze srážek, ovšem vlhkost půdy byla vyšší než při obou dubnových měřeních. Den před červnovým měřením spadlo 1,8 mm srážek. První bod měření křivky ze dne 2. 6. 2008 se nachází až u hodnoty $103 \text{ mm} \cdot \text{min}^{-1}$, graf by byl ovšem velice nepřehledný, kdyby v něm i tato hodnota byla viditelně zobrazena. K tomuto kroku bylo přistoupeno i u grafů 4 a 5.



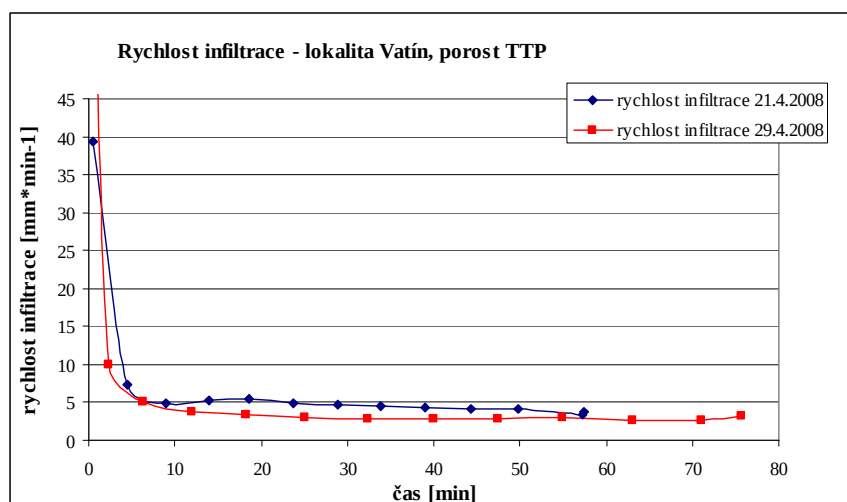
Graf 2 Zobrazení rychlosti infiltrace na lokalitě Vatín v porostu pšenice, duben



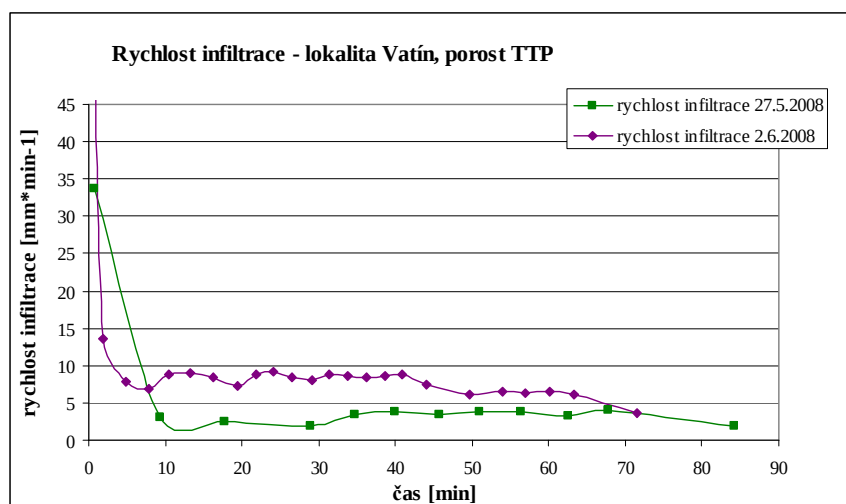
Graf 3 Zobrazení rychlosti infiltrace na lokalitě Vatín v porostu pšenice, květen a červen

Vlhkost při květnovém měření u porostu pšenice byla sice o něco vyšší, než při červnovém dubnových měřeních, ale vzhledem k tomu, že ani ostatní hydrolimity nebývají konstantní (výsledky zatím nejsou k dispozici) a porost je v období metání hodně náročný na vodu, byla rychlost infiltrace vyšší, než v dubnu a červnu.

V grafu číslo 4 jsou zobrazeny křivky rychlostí infiltrace naměřené v dubnu na trvalých travních porostech (TTP). Při počátečním měření v dubnu 21. 4. 2008 byla okamžitá vlhkost na pozemku trvalých travních porostů 29,06 %. Druhé měření na této lokalitě bylo uskutečněno 29. 4. 2008 a hodnota okamžité vlhkosti byla 26,99 %. Květnové měření (graf č. 5) probíhalo při vlhkosti půdy 23,43 % a při červnovém měření byla vlhkost půdy 27,39 %. Dubnové a květnové měření, opět kromě doby po prvním nalití většinou nepřesahovala rychlost 5 mm · min⁻¹. Červnová křivka rychlosti se již výrazně lišila od tří předchozích měření vyšší rychlostí.



Graf 4 Zobrazení rychlosti infiltrace na lokalitě Vatín v trvalých travních porostech (TTP), duben



Graf 5 Zobrazení rychlosti infiltrace na lokalitě Vatín v trvalých travních porostech (TTP), květen a červen

Při srovnání porostu pšenice a TTP je průběh křivek ze dvou dubnových měření podobný a u všech kromě prvního bodu rychlost nepřesahuje $6 \text{ mm} \cdot \text{min}^{-1}$. U květnového měření jsou již vidět rozdíly. Křivka rychlosti infiltrace u porostu pšenice se pohybuje kolem rychlosti $5 \text{ mm} \cdot \text{min}^{-1}$, u porostu TTP pod $5 \text{ mm} \cdot \text{min}^{-1}$. Červnová křivka prochází viditelně ve vyšších vsakovacích rychlostech u porostu TTP než u pšenice, i když vlhkost půdy byla na obou pozemcích velmi podobná.

Závěr

Ze všech grafů je patrné, že se křivky z jednotlivých měření na každém konkrétním pozemku od sebe doposud moc neodchylují. Při srovnání rychlosti infiltrace porostu pšenice s porostem trvalých travních porostů, trvalé travní porosty vykazovaly v červnu vyšší rychlost vsakování oproti pšeničnému poli. Předchozí tři měření byla na obou pozemcích velmi podobná.

Konkrétnější závěry bude možné vyvozovat až po delším měření a doplnění všech chybějících parametrů, jelikož s výzkumem bylo započato teprve letos a výsledky fyzikálních vlastností půdy spolu s hydrolimity ještě nejsou zpracovány.

Výsledky by měly přispět k efektivnějšímu rozhodování o prioritách v ochraně půdy před erozí, zejména o využití jednotlivých prvků a systémů organizačních, agrotechnických, vegetačních a technických protierozních opatření. Tato opatření zároveň kladně ovlivní potenciální retenci povodí.

Závěry infiltračních pokusů budou součástí etapy výzkumného záměru „Biologické a technologické aspekty udržitelnosti řízených ekosystémů a jejich adaptace na změnu klimatu“ (č. MSM6215648905) s názvem „Klimatické podmínky rozvoje erozních procesů a infiltrační vlastnosti půd“.

Použitá literatura

- CULEK, M. et al. *Biogeografické členění České republiky*, ENIGMA Praha, 1996, 347 s. ISBN 80-85368-80-3
 KOŠŤÁLOVÁ, A. et al. *Územní plán obce Vatín – návrh*, 2005.

KUTÍLEK, M. *Vodohospodářská pedologie*. Praha. SNTL, 1978. 295 s.
VALIŠ, S., ŠÁLEK, J. *Hydropedologické praktikum*. Praha. SNTL, 1967. 136 s.
VÁŠA, J., DRBAL, J. *Retence, pohyb a charakteristiky půdní vody*. Práce a studie
VÚV 131. Praha 1975. 377 s.
Archiv pícninářská stanice Vatín
Atlas podnebí Česka. 1.vyd. Praha: Český hydrometeorologický ústav, 2007. 255 s.
ISBN 978-80-86690-26-1

VLIV EROZE NA KLASIFIKACI PŮD NA LOKALITĚ CHVALKOVICE NA HANÉ

Vítězslav Vlček, Martin Brtnický, Pavla Kučerová, Eduard Pokorný,

*Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno.
xvlcek1@mendelu.cz*

Úrodná půda byla od pradávna zdrojem obživy obyvatel, v současné době patří vybrané části Moravy mezi nejúrodnější oblasti v České republice. To umožňují nejen klimatické podmínky, ale především vysoký podíl úrodné černozemě. V současné době jsou černozemě využívány prakticky beze zbytku jako orné půdy. Poměrně malé výměry jsou využívány i jako sady, vinice a jen velmi malé oblasti jsou z různých důvodů zalesněné. Na území našeho státu jde o jedny z nejceněnějších půd vůbec. Černozemě jsou vhodné pro naše nejnáročnější plodiny jako je cukrovka, pšenice, ječmen, kukuřice či vojtěška. Vlivem intenzifikace zemědělské činnosti však v minulosti docházelo ke scelování pozemků na svazích, či jinak exponovaných místech, což často vedlo k vytváření erozních forem s mělkým humusovým horizontem. Účelem této práce bylo na vybraném pozemku nedaleko obce Želeč (k. ú. Chvalkovice na Hané) ukázat, k jakým změnám v klasifikaci půd může díky erozi docházet na svažitých pozemcích s nevyřešenou protierozní ochranou.

Klíčová slova: klasifikace, černozem, eroze, změny

Úvod

Vlivem zemědělské činnosti docházelo v minulosti často ke scelování pozemků na svazích, či jinak exponovaných místech, což často vedlo k vytváření erozních forem s mělkým humusovým horizontem. Účelem této práce bylo na vybraném pozemku nedaleko obce Želeč ukázat, k jakým změnám může díky erozi docházet na svažitých pozemcích s nevyřešenou protierozní ochranou.

Eroze je fyzikální fenomén, jehož výsledkem je přemístění půdních a horninových částic vodou, větrem, ledem a gravitací. Současné názory na půdní erozi vedou k jejímu chápání jako k procesu degradace, především urychlená eroze, kde přirozená rychlost odnosu je významně urychlována lidskou aktivitou. Klíčovým aspektem hodnocení půdní eroze je určitá úroveň detailu, měření eroze a předpověď ohrožení v budoucnosti (Sobocká, 2007).

Podle erozních činitelů je tedy možné erozi třídit na erozi vodní (akvatickou), větrnou (eolickou), ledovcovou (glaciální) apod. (Janeček, et al. 2002). **Vodní eroze** spočívá v rozrušování zemského povrchu dešťovými kapkami a povrchovým odtokem a podle formy ji můžeme dále dělit. Čím je půda skeletovitější, tím rychleji klesá intenzita vodní eroze. V ČR je ohroženo asi 50 % orné půdy. Ohrožení zemědělských půd v ČR vodní erozí je uvedeno v Tab. 1. **Větrná eroze** působí škody rozrušováním půdního povrchu mechanickou silou větru (abrazí), odnášením rozrušených půdních částic větrem deflací) a ukládáním těchto částic na jiném místě (akumulací). V praxi je

intenzita větrné eroze a škody obtížně měřitelné (Pasák, et al. 1984). Přibližně 7,5 % orné půdy v ČR je přímo ohroženo větrnou erozí.

Tab.1 Ohrožení zemědělských půd v České republice vodní erozí (upraveno, Janeček, 1996).

kategorie ohrožení	tisíc hektarů	%
velmi slabé	130	3
Slabé	1 094	26
Střední	1 055	25
Silné	729	17
velmi silné	484	11
Extrémní	783	18
Celkem	4 275	100

Dopředu je třeba poznamenat, že jakákoliv ztráta půdy pod 1 t.ha^{-1} za rok v průběhu 50–100 let je málo významná. Avšak už ztráta půdní hmoty při erozi $5\text{--}20 \text{ t.ha}^{-1}$ za rok má vážný důsledek na vývoj půdy a krajiny. Půdní ztráty $20\text{--}40 \text{ t.ha}^{-1}$ za rok jsou výsledkem intenzivní bouřkové činnosti a představují extrémní hodnoty odnosu půdního materiálu. Podobně ojedinělé erozní události, které se vyskytují 1x za 2–3 roky mohou vést za určitých nepříznivých půdně – klimatických podmínek k nadměrné ztrátě půdy (nad 100 t.ha^{-1} za rok) (URL).

Škody vlivem eroze

- změna fyzikálních vlastností půd (zejména struktury, textury, objemové hmotnosti, vodní kapacity, pórovitosti, infiltrační schopnosti aj.)
- změna chemických vlastností půd (zejména se zvyšuje kyselost půdy a potřeba vápnění – to samozřejmě neplatí pro půdy s karbonátovým půdotvorným substrátem).
- změna biologických vlastností půd (důsledek snížení obsahu organické hmoty v půdě, zmenšení obsahu organického uhlíku a kvantitativním i kvalitativním úbytkem půdních mikroorganismů).
- snížení produkční schopnosti půd

Taxonomický klasifikační systém má v podstatě dva půdní typy, při jejichž vývoji hraje důležitou roli eroze: regozem a koluvizem.

Regozemě jsou půdy se stratigrafií O–Ah–C nebo Ap–C, vyvinuté ze sypkých sedimentů a to hlavně písků (v rovinatých částech reliéfu), kde minerálně chudý substrát (křemenné písky apod.) či krátká doba pedogeneze zabraňuje výraznějšímu vývoji profilu. Vyskytují se však i na jiných substrátech, *v tomto případě zejména v polohách, kde vývoj půd je narušován vodní erozí (střední a těžké substráty)* (Němeček a kol. 2001). Mělký humusový horizont vesměs svou hloubkou odpovídá hloubce orby. Díky kultivaci je tento horizont poměrně obohacen o organické látky (posklizňové zbytky, kořeny rostlin), obsah humusu špatné kvality je i přesto nízký (Vopravil Khel, 2007b). Mělkým humusovým horizontem na středních a těžších substrátech je jejich výskyt na erozně ohrožených územích vázán na horní části svahů, v extrémních případech i na vlastní svahy. **Koluvizemě** jsou půdy se stratigrafií Ap–Az–, vznikají akumulací erozních sedimentů ve spodních částech svahů a v konkávních prvcích svahů a terénních průlezech. Mocnost akumulovaného humusového horizontu Az musí překračovat 0,25 m (Němeček et al. 1990). Rozšíření

koluvizemí je v podstatě v rámci celé České republiky, kde se vyskytuje členitý terén a půda nebyla před účinky eroze nějak chráněna. Stratigrafie je přibližně podobná zvrstvení horizontů u fluvizemí, hlavním poznávacím znakem (kromě polohy) je mocnost akumulovaného humusového horizontu, která musí být větší než 25 cm. Zrnitostní složení půdy silně kolísá. Obsah humusu je obvykle střední, prohumóznění však zasahuje značně hluboko (možno i několik metrů). Reakce půdy také značně kolísá, sorpční vlastnosti jsou dobré a fyzikální charakteristiky příznivé. Koluvizem je z hlediska zemědělského využití velmi kvalitní půda, avšak její praktické uplatnění není nijak vysoké, protože její výskyt je lokální (daný konfigurací terénu). Tato půda nebyla dosud systematicky mapována (Vopravil J., Khel T. 2008).

V úvodu je třeba zmínit i předpokládané půdní typy na lokalitě před výskytem plošné vodní eroze: **Černozemě** jsou hlubokohumózní (0,4–0,6 m) půdy s černickým horizontem Ac, vyvinuté z karbonátových sedimentů. Jsou to sorpčně nasycené půdy s obsahem humusu 2,0–4,5 % (od nejlehčích přes nejtypičtější středně těžké k těžkým) v horizontu Ac. Vytvořily se v sušších a teplejších oblastech, v podmínkách ustického vodního režimu a ve vegetačním stupni 1–2, ze spraší a slínů. Stratigrafie modálního profilu je Ac–A/Ck–K–Ck, černozemě luvické Ac–Bth–BCk–Ck (Němeček a kol. 2001). **Černice** jsou hlubokohumózní (>0,3 m) semihydromorfní půdy vyvinuté z nezpevněných karbonátových nebo alespoň sorpčně nasycených substrátů s černickým horizontem Acn, s třetím stupněm hydromorfizmu, indikovaným vyšším obsahem humusu než mají okolní černozemě a redoximorfními znaky v humusovém horizontu (bročky) a v substrátu (skvrnitost) (Němeček a kol. 2001). Obsah humusu je velmi vysoký, dokonce nejvyšší v ČR (při střídavém zamokření totiž nedochází k tak rychlému rozkladu organické hmoty). Jeho kvalita je obvykle dobrá. Půdní kyselost je vlivem obsahem karbonátů neutrální až slabě zásaditá. Sorpční vlastnosti jsou poměrně příznivé, s narůstající hloubkou se zhoršují. Matečným substrátem jsou převážně silně vápnité nivní uloženiny, někdy i zvětraliny slínovců nebo nízké písčité terasy ovlivněné vysoko uloženou hladinou podzemní vody. Výrazným znakem je značná provlhlost celého profilu, a proto bývá tato půda často odvodněna drenážní sítí (Vopravil J., Khel T. 2007a). Vyskytují se v depresních polohách černozemních oblastí a na těžších substrátech v relativně humidnější oblasti rozšíření černozemních půd. Stratigrafie: Acn–Acg–Cg (Němeček a kol. 2001).

Původními porosty byly olšiny, druhotně vlhké louky, často typu polabských „černav“ (slatin). Černice, pokud je odvodněna, je velmi úrodnou půdou, vhodnou pro cukrovku, pšenici a zejména pro zeleninu (Vopravil J., Khel T. 2007a).

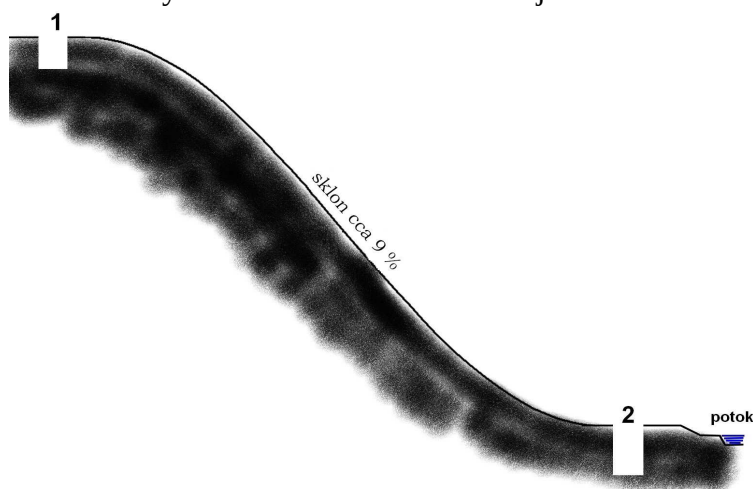
Materiál a metody

Vybraná plocha se nachází v katastru obce Chvalkovice na Hané, nedaleko obce Želeč (30 km severo-východně od Brna). Pozemek je orientován na JV se sklonem k blízkému potoku. Schematický řez terénem je na Obr. 1. Je zde rovněž naznačeno umístění sond č. 1 a 2. Podle agroklimatického členění náleží lokalita do Prostějovského bioregionu, klimatické oblasti T3. Tato oblast se vyznačuje teplým a mírně vlhkým podnebím s průměrnou roční teplotou 8–9°C a průměrným ročním úhrnem srážek 550–650 mm.

Přibližná délka svahu, kde docházelo k odběru vzorků je kolem 300 m, a nadmořská výška 226 (sonda č. 2) respektive 252 m.n.m (sonda č.1). Sklon svahu je

okolo 9 %. Vzorky z kopaných půdních sond byly odebírány v červenci 2008. V obou případech (sonda č. 1 a 2) se zrnitostně jedná o středně těžkou (hlinitou) půdu. Zrnitostní třída je prakticky výhradně prachovitá hlína.

Obr. 1. Schématický řez terénem. Čísla se shodují s číslováním sond ve výsledcích.



Obr. 2. Pohledy na lokalitu: a) přibližně v úrovni sondy č.2, b) pohled od sondy č.1 směrem dolů ze svahu. Za povšimnutí stojí na obrázku 2b) „směr orby“ a směr kolejových řádků, který je zcela v rozporu se základními protierozními opatřeními.



a)



b)

Výsledky

Sonda číslo 1 (Obr.3)

Obr.3. Profil Sondy č.1, popis pedonu viz níže



POPIS PŮDNÍHO TYPU

Návrh názvu:	Regozem karbonátová varieta eubazická (RGce')
Lokalita	Želeč/1
Nadmořská výška	252 m n.m.
Využití stanoviště	orná půda (vzrostlý ječmen)
Reliéf	konvexní (horní) část svahu
Půdotvorný substrát	spraš

Obsah humusu s hloubkou klesá. Půdní reakce naopak narůstá (díky karbonátovému půdotvornému substrátu). V celém profilu je pak půdní reakce alkalická. Zrnitostně se jedná o prachovitou hlínu, v hloubce

Předpokládaný půdní typ před plošnou vodní erozí: černozem modální.

0–25 cm	Apk – 10 YR 5/6, struktura drobně polyedrická s hloubkou se mění na hrubě polyedrickou, bez skeletu, občasné cicváry o průměru až 3 cm, vlhkost suchá, karbonáty, zemina je středně těžká, hlinitá.
25 + cm	Ck (spraš), barva 10 YR 6/8, bez skeletu, občasné cicváry o průměru až 3 cm, významný výskyt pseudomycelií, vlhkost suchá, karbonáty, zemina je středně těžká, hlinitá hlouběji jílovitohlinitá, patrné výrazné oživení.

Obr. 4 Profil Sondy č.2, popis pedonu viz níže

Návrh názvu:	Koluvizem karbonátová varieta eubazická, (KOce')
Lokalita	Želeč/2
Nadmořská výška	226 m n.m.
Využití stanoviště	orná půda (vzrostlý ječmen)
Reliéf	konkávní (spodní) část svahu
Půdotvorný substrát	spraš

Minimálně do hloubky 220 cm zasahuje pohřbený černický horizont (tj. cca 110–220 cm) bez patrných známek přechodu do půdotvorného substrátu (zjišťováno pomocí vrtáku). Půdní reakce s hloubkou roste, od hloubky cca 110 cm opět klesá. V celém profilu je však půdní reakce alkalická. V celém profilu a na povrchu lze nalézt občasné cicváry o velikosti až 3 cm. Zrnitostně se jedná o prachovitou hlínu, v hloubce kolem 80–110 cm najdeme zrnitostně těžší úsek: prachovito-jílovitou hlínu. Obsah humusu do hloubky 110 cm klesá, pak roste. Lze tedy předpokládat, že kolem hloubky 110 cm je úroveň původního terénu, respektive úroveň původního černického horizontu—odpovídá tomu jak barva, tak růst obsahu humusu od této hloubky. Pravděpodobná úroveň eroze bude ještě o něco větší, protože úroveň odnosu plavenin vodním tokem se nepodařilo zjistit.



Předpokládaný půdní typ před plošnou vodní erozí: černice modální.

0–30 cm **Apk** barva 10 YR 4/2, struktura hrubě polyedrická, bez skeletu s občasným výskytem cicvárů do průměru 3 cm, vlhkost suchá, karbonáty, zemina je středně těžká, hlinitá

30–80 cm	Az₁k barva 10 YR 5/4, struktura hrubě polyedrická až kostkovitá, bez skeletu s občasným výskytem cicvárů do průměru 3 cm, vlhkost vlahá až suchá, karbonáty, zemina je středně těžká, hlinitá
80–110 cm	Az₂k barva 10 YR 4/3, struktura hrubě polyedrická až kostkovitá, bez skeletu s občasným výskytem cicvárů do průměru 3 cm, vlhkost vlahá, karbonáty, zemina je těžká, jílovitohlinitá
110–145 cm	fAck barva 10 YR 3/2, struktura drobně polyedrická až drobtovitá, bez skeletu s občasným výskytem cicvárů do průměru 3 cm, vlhkost vlhká až mokrá, karbonáty, zemina je středně těžká, hlinitá
145 + cm	hladina podzemní vody

Závěr

Vlivem intenzifikace zemědělské činnosti v minulosti docházelo ke scelování pozemků na svazích, či jinak exponovaných místech, což často vedlo u těchto půd k vytváření erozních forem s mělkým humusovým horizontem. Účelem této práce bylo na vybraném pozemku nedaleko obce Želeč ukázat, k jakým změnám v klasifikaci půd může díky erozi docházet na svažitých pozemcích s nevyřešenou protierozní ochranou, a to v našich nejcennějších černozemních oblastech.

- původní, pravděpodobně černozem modální, je nutno reklasifikovat na regozem karbonátovou varietu eubazickou (RGce')
- původní, pravděpodobně černici modální, je nutno reklasifikovat na koluvizem karbonátovou varietu eubazickou (KOce')
- vlivem plošné vodní eroze došlo k přemístění minimálně 6 000 m³ zeminy na hektar (tj. asi 8 700 tun zeminy z jediného hektaru)

Plyne z toho nutnost začít se zabývat problematikou eroze a protierozními opatřeními. Nabízí se například:

- omezení orby „po svahu“
- využívání protierozních osevních postupů (v současnosti na některých pozemcích v okolí s podobným sklonem pěstována kukuřice)
- zmenšením délky svahu – např. zatravněným pásem apod.

POUŽITÁ LITERATURA

Janeček, M.: Je ochrana půdy nutná? Vesmír 8, 1996, p. 457-458.

Janeček, M., et al: Ochrana zemědělské půdy před erozí. Praha: ISV nakladatelství, 2002. 201s.

Němeček a kol. Taxonomický klasifikační systém půd České republiky Praha 2001

Pasák, V., et al: Ochrana půdy před erozí. SZN Praha 1984

Sobocká, J.: Citlivost' a zranitelnost' poľnohospodárskych pôd SR vo vzťahu ku klimatickej zmene. VUPOP Bratislava 2007, 28s.

Vopravil J., Khel T. Černice, Seriál: půdní typy české republiky, 2007a, Úroda 8/2007.

Vopravil J., Khel T. Regozem, Seriál: půdní typy české republiky, 2007 b, Úroda 12/2007 s.60

Vopravil J., Khel T. Koluvizem, Seriál: půdní typy české republiky, 2008, Úroda 6/2008 s.83

URL: <http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/library/themes/erosion/> [European Soil Portal].

PROSTOROVÉ VYMEZENÍ KOLUVIZEMÍ DIGITÁLNÍM MAPOVÁNÍM V ČERNOZEMNÍCH OBLASTECH

Tereza Zádorová¹, Vít Penížek²

¹ Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze, Katedra fyzické geografie a
geoekologie, Albertov 6, 128 43 Praha 2, tereza.zadorova@seznam.cz

² Česká zemědělská univerzita, Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů,
Katedra pedologie a ochrany půd, Kamýcká 129, 165 61 Praha 6, penizek@af.czu.cz

Úvod

Ztráta půdy zrychlenou erozí je jedním z největších rizik ohrožujících půdní fond. Výzkum jejích projevů a charakteristik probíhá dlouhodobě již od 60.let minulého století (Bryan 1968, Boardman 1983). Součástí zrychlené eroze je i proces koluviace, tedy ukládání půdního materiálu v konkávních polohách svahů a za terénními překážkami. Plošné rozšíření půdního typu vznikajícího tímto procesem, koluvizemí, je indikátorem změn krajiny, jejichž důsledky jsou patrné v široké škále přírodních procesů. Výzkum koluviace jako takové je u nás i v zahraničí poměrně novou záležitostí (Terhorst 2000, Schmitt, Rodzik 2006), čemuž odpovídá i fakt, že koluvizemě jako samostatný půdní typ byly do naší půdní taxonomie zařazeny až relativně nedávno (Němeček 2001).

Reliéf je jedním ze základních pedogenetických faktorů (Jenny 1961, Gerrard 1981). Kvantitativní informace o reliéfu jsou proto v řadě studií využívány pro predikci půdních vlastností (Moore et al. 1993). Výchozím tématem pro lepší pochopení fungování koluvizemí v krajinně-půdním systému je výzkum vazby jejich výskytu na reliéf a jeho topografické vlastnosti. Vzhledem k jejich morfologické nevýraznosti je charakteristická pozice v terénu jedním ze základů pro jejich určení. Nalezení míry závislosti výskytu koluvizemí na určitých vlastnostech reliéfu je zásadní zejména při areálovém vymezení a následném mapování tohoto půdního typu, který v ČR dosud mapován nebyl. Morfometrické charakteristiky terénu jsou obecně chápány jako jeden z nejdůležitějších faktorů erozní intenzity. Zřejmě nejvhodnější způsob práce s kvantifikovanými topografickými daty umožňuje použití digitálního modelu terénu (Moore et al. 1993, McBratney et al. 2003). DMT pracuje jednak s prostými elevačními daty, jednak s řadou odvozených veličin (sklon, zakřivení), z nichž řada přímo souvisí s erozními procesy probíhajícími v půdním krytu. Digitální model terénu je již řadu let běžně využívaným prostředkem v pedologických studiích. V erozní pedologii je jeho využití spojeno zejména s predikcí erozní ohroženosti území, je tedy součástí modelů ztráty půdy erozí (Wischmeier, Smith 1978). V posledních letech však našel další uplatnění jako nástroj při zkoumání přímé závislosti změny půdních vlastností souvisejících s erozí na vlastnostech reliéfu (McKenzie, Ryan 1999, Florisky et al. 2002, De Gryze et al. 2008). Nejčastějšími korelačními faktory jsou ve studiích sklon svahu a zakřivení (horizontální a vertikální) terénu, které mají značný vliv na charakter povrchového otoku vody (Pennock 2003). Pro výzkum výskytu koluvizemí je zásadní zejména určení závislosti hloubky

humusového horizontu na vlastnostech terénu. Touto problematikou se zabývá řada autorů (e.g. Florinsky et al. 2002, Penížek, Borůvka 2005). Pro potřeby relevantního statistického vyhodnocení je nutno pracovat s modelem dostatečně podrobného rozlišení (Hengl et al. 2004).

Pro hodnocení míry závislosti jednotlivých půdních vlastností na vlastnostech reliéfu jsou využívány moderní statistické metody, geostatistika a další nástroje jako je spojitá (fuzzy) klasifikace. Pro tento typ výzkumu s řadou proměnných většina autorů používá metod mnohorozměrné analýzy dat v programech CANOCO, STATISTICA ad. (Tamene et al. 2006, Florinsky et al. 2002) či metod regresních.

Materiál a metody

Zájmové území

Studie byla lokalizována do starosídelní sprašové oblasti jižní Moravy (jižní výběžek Ždánického lesa v dolní části povodí Harasky). Hlavním půdním typem celého širšího území je černozem modální, ve sklonitějších partiích svahů výrazně erodovaná. Z geologického hlediska je oblast tvořena především molasovými faciemi svrchního eocénu a oligocenními pískovci překrytými sprašovou vrstvou (Chlupáč 2002).

Výzkum byl prováděn na části pozemku Díly nad kostelem v katastru obce Brumovice o rozloze 6 ha. Vrcholová část dosahuje minimálního sklonu, střední část, kterou tvoří výrazný boční úpad, se naopak vyznačuje výrazným sklonem až 15°, konkávní úpatí se sklonem 0-0,5° je ukončen komunikací. Pozemek se vyznačuje značnou diverzitou půdních jednotek (černozem modální – černozem erodovaná – regozem karbonátová – koluvizem modální).

Metody

Pro účely výzkumu koluvizemí bylo využito kombinace terénních, morfometrických a statistických metod. V rámci podrobného terénního průzkumu byla vytvořena pravidelná síť sond (600 sond, 10 x 10 m, hloubka 1 m, sondážní tyč Eijkelkamp). U každé sondy byly v terénu zjišťovány vybrané půdní znaky (stratigrafie profilu, hloubka humusového horizontu, obsah karbonátů na škále 1-5, barva dle Munsellových tabulek).

Pro potřeby přesného digitálního modelu terénu byla použita metoda pozemního laser scanningu, na jehož základě byl vytvořen model v rozlišení pixelu 10 x 10 cm. Digitální model terénu a jeho derivace (sklon, zakřivení, hydrologické indexy) byly zpracovány v programech ArcGIS 9.2 a ILWIS.

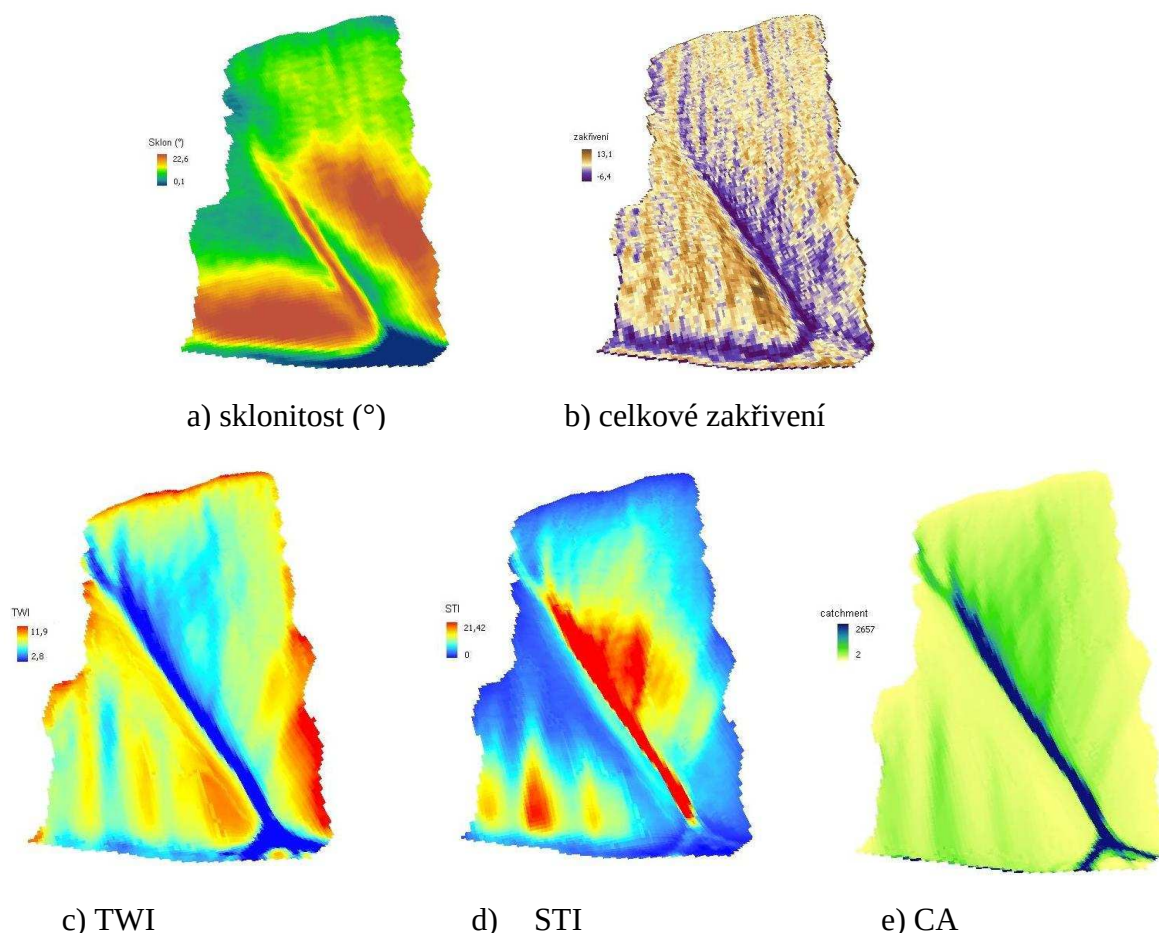
Statistická analýza dat byla provedena v programu STATISTICA metodami ANOVA a jednoduché regrese.

Výsledky

Pomocí modelu reliéfu byly zjištěny oblasti drah soustředěného odtoku a místa zvýšené akumulace materiálu se sníženou možností odvodnění a retransportu částic, tzn. zejména místa s minimálním zakřivením. Ke zjištění erozně-sedimentačních zákonitostí na pozemku bylo použito těchto morfometrických vlastností (obr. 1): sklon, vertikální, horizontální a celkové zakřivení, topografický index (TWI), sediment transport index (STI), sediment power index (SPI) a catchment area (CA) (Florinsky

2002). Především hydrologické derivace DMT, které vyjadřují pohyb vody a částic v rámci svahového systému, (TWI, STI, SPI, CA) poměrně jednoznačně vymezily potenciální oblast výskytu akumulace materiálu a tedy i areálu koluvizemí. Hlavní areál zvýšené sedimentace se nachází v centrálním suchém úpatí, pod nímž se tvoří výrazný výplavový kužel (obr. 1c). Dílčí sedimentační oblastí je i celý pás při úpatí svahu, kde jsou částice zachycovány za terénní překážkou tvořenou silničním valem.

Obr. 1 Derivace digitálního modelu terénu



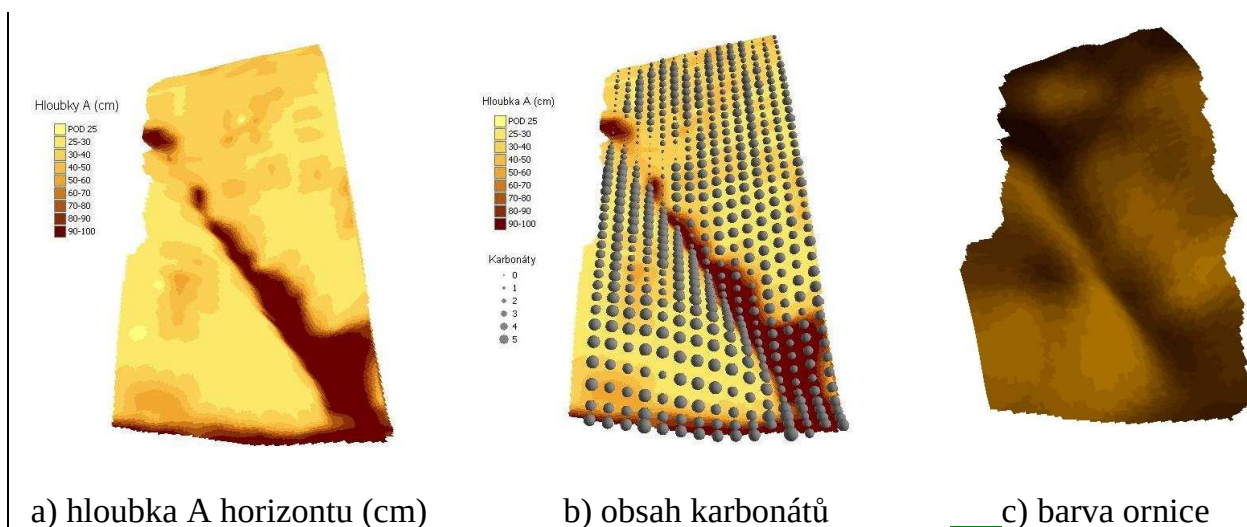
V rámci půdního průzkumu byly zjištěny skutečnosti, které se závěry analýzy DMT poměrně dobře korespondují. V případě hloubky humusového horizontu (obr. 2a) došlo k výrazným posunům téměř v celé ploše studovaného území. Zvýšení hloubky, a to až na 4 metry, bylo doloženo v centrálním úpatí a při úpatí svahu (Zádorová et al. 2008). Stabilní jsou naopak vrcholové partie svahu s minimálním sklonem. Zde se hloubka Ac pohybuje mezi 50 -70cm. Snížení hloubky, a to až na 20cm, je patrné v erozně exponovaných částech svahu s vysokým sklonem a konvexním zakřivením. V případě tří sousedních sond byla v exponované části svahu pozorována hloubka 60cm. Tato anomálie může být způsobena historickou predispozicí (např. mez, cesta) či způsobem orby.

Obsah karbonátů v ornici se zvyšoval až na 10% v erozí obnažených částech pozemku, kde místy vystupuje sprašový substrát (obr. 2b). Zvýšení obsahu karbonátů

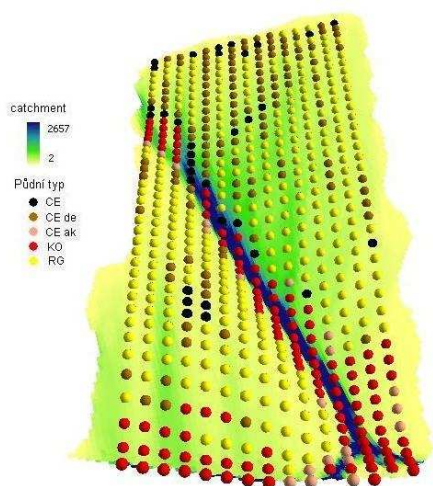
(2-3%) bylo pozorováno i při úpatí svahu, kde je humózní horizont postupně překrýván sprašovým materiálem s vysokým obsahem karbonátů. Naopak v plochých vrcholových částech pozemku je ornice bez karbonátů. Statisticky byla zjištěna silná závislost obou znaků na celkovém zakřivení a topografickém indexu a slabá až středně silná závislost na sklonu, což odpovídá výsledkům řady studií (Moore et al. 1993, Odeh et al. 1994, Florinsky 2002).

Barva půdy je nejtmavší v horních, erozí nepříliš ovlivněných částech svahu (10YR 2/2 – 3/2). V oblastech nejvyšší akumulace a tedy hloubky půdy je barva výrazně světlejší v důsledku přínosu minerálního materiálu z degradovaných partií (Obr. 2c).

Obr. 2 Vybrané půdní znaky



Obr. 3 Prostorové rozložení půdních typů (v kombinaci s CA)

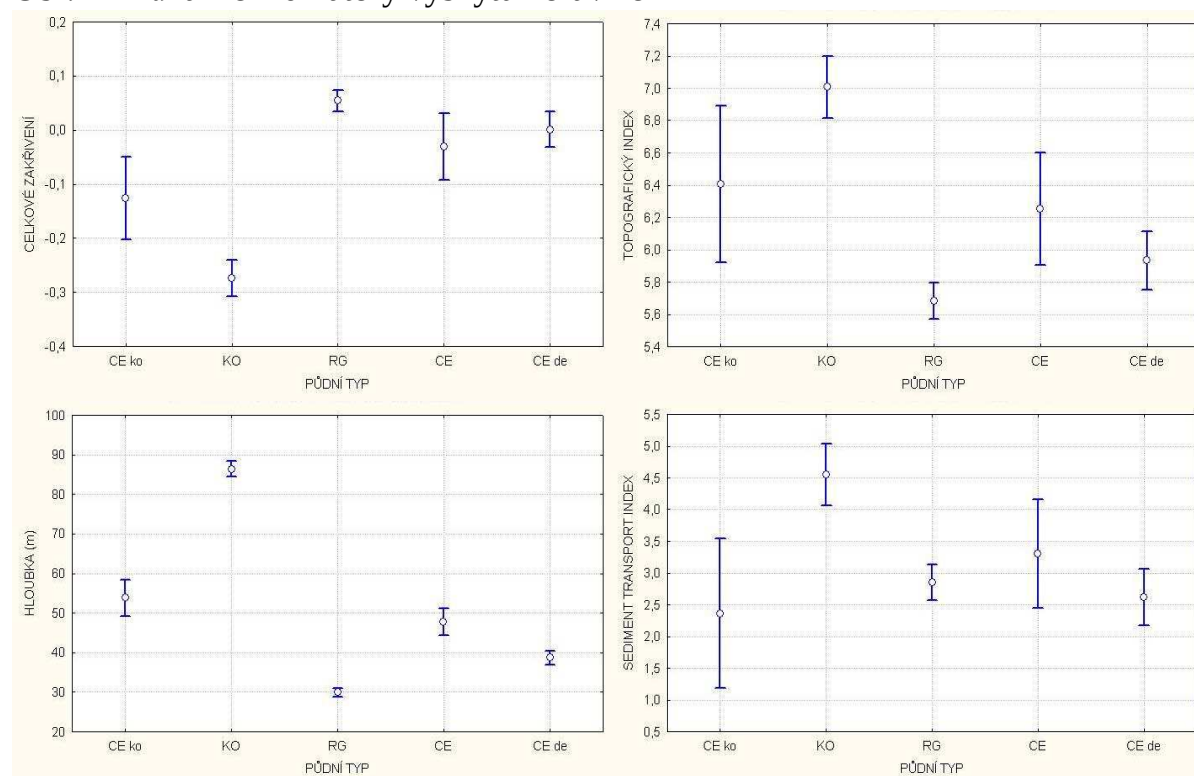


Působením eroze došlo k mimořádnému růstu diverzity půdních jednotek. V území s původně převládající černozemí byly terénním průzkumem zjištěny následující půdní typy (Obr. 3). Z celkově šesti set vzorků bylo pouze 33 klasifikováno jako černozem modální, zaujímající vrcholové části s minimálním sklonem. Při

zvýšení sklonu v konvexních partiích přechází tato přes erodované formy (121 vzorků připadá na černozem erodovanou) k půdám s výrazně sníženým obsahem humusu v orničním horizontu. V extrémních případech se na povrch dostává samotná spraš. Tyto půdy můžeme vzhledem k povaze substrátu označit jako regozemě karbonátové. Regozemě zauímají na pozemku výrazně nejvyšší podíl plochy (310 sond). Erodovaný materiál je transportován na různou vzdálenost a ukládán nejprve ve svahu v konkávních terénních nerovnostech, při jejich naplnění potom při úpatí svahu. Znaky akumulace byly zjištěny u celkem 136 půd, z toho 114 bylo klasifikováno jako koluvizem modální. Při úpatí dochází vlivem velmi intenzivní eroze k překrytí samotné koluvizemě minerálním materiálem a tedy k fosilizaci profilu (Terhorst 2000).

Statisticky byla dokazována průkaznost závislosti výskytu koluvizemí na jednotlivých vlastnostech reliéfu a půdních znacích. Na hladině významnosti 95% byly jako průkazné faktory indikující výskyt koluvizemí určeny hloubka A horizontu, celkové zakřivení, TWI a STI (obr. 4). Naopak za méně průkazné můžeme považovat sklonitost, barvu a obsah karbonátů. Při vymezování koluvizemí je tedy vhodné používat jako hlavní faktory vlastnosti průkazné. Charakteristiky s menší průkazností je nutno posuzovat s větší opatrností, jako pomocné faktory je ovšem nelze zavrhnout.

Obr. 4 Průkazné indikátory výskytu koluvizemí



Závěr

Na sledované ploše došlo vlivem dlouhodobého zemědělského využívání k zásadním změnám v charakteru půdního krytu. Původně převažující černozemě modální byly vlivem intenzivní půdní eroze postupně přetvářeny. Důsledkem těchto procesů je mimořádně pestrá struktura půdního krytu. Jedním z takto nově vznikajících půdních typů je i koluvizem, představující výrazný prvek ve stále se formující krajině

a půdní mozaice. Pro posouzení faktorů indikujících výskyt tohoto půdního typu byla použita kombinace moderních terénních a digitálních metod. Jako průkazné indikátory výskytu koluvizemí byly statisticky určeny hloubka humusového horizontu, celkové zakřivení reliéfu, topografický index a sediment transport index. Pro obecnější aplikaci je ovšem nutno tento postup doplnit informacemi o historickém managementu území a zachytit tak na reliéfu nezávislé predispozice pro případné formování koluvizemí.

Literatura

- Boardman, J. (1983): Soil erosion at Albourne, West Sussex, England. *Applied Geography* 3 (4), p. 317-329
- Bryan, R. (1968): The development, use and efficiency of indices of soil erodibility. *Geoderma* 2 (1), p. 5-26
- De Gryze, S., Bossuyt, H., Van Oost, K., Merckx, R. (2008): The relationship between landform and the distribution of soil C, N and P under conventional and minimum tillage. *Geoderma* 144 (1-2) p. 180-188
- Florinsky, I.V., Eilers, R.G., Manning, G.R., Fuller, L.G. (2002): Prediction of soil properties by digital terrain modelling. *Environmental Modelling & Software* 17, p. 295-311.
- Gerrard, A.J. (1981): *Soils and Landforms. An Integration of Geomorphology and Pedology.* George Allen and Unwin, London.
- Hengl, T., Gruber, S., Shrestha, D. (2004): Reduction of errors in digital terrain parameters used in soil-landscape modelling. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 5, p. 97-112
- Chlupáč, I. (2002): *Geologická minulost České republiky.* Academia, Praha, 436 s.
- Jenny, H. (1961): Derivation of state factor equations of soils and ecosystems. *Soil Science Society of America Proceedings* 25 (5), p. 385-388.
- McBratney, A.B., Santos, M.L.M., Minasny, B. (2003): On digital soil mapping. *Geoderma* 117, p. 3-52.
- McKenzie, N.J., Ryan, P.J. (1999): Spatial prediction of soil properties using environmental correlation. *Geoderma* 89, p. 67-94.
- Moore, I.D., Gessler, P.E., Nielsen, G.A., Peterson, G.A. (1993): Soil attribute prediction using terrain analysis. *Soil Science Society of America Journal* 57 (2), p. 443-452
- Němeček, J. et al. (2001): *Taxonomický klasifikační systém půd ČR.* Academia, Praha, 76 p.
- Odeh, I.O.A., McBratney, A.B., Chittleborough, J. (1995): Further results on prediction of soil properties from terrain attributes: heterotopic cokriging and regression-kriging. *Geoderma* 67, p. 215-226.
- Penížek, V., Borůvka, L. (2006): Soil depth prediction supported by primary terrain attributes: a comparison of methods. *Plant, soil and environment* 52 (9), p. 424-430
- Pennock, D. (2003): Terrain attributes, landform segmentation, and soil redistribution. *Soil & Tillage Research* 69, p. 15-26
- Schmitt, A., Rodzik, J. (2006): Time and scale of gully erosion in the Jedliczny Dol gully system, south-east Poland. *Catena* 68 (2-3), p. 124-132

- Terhorst, B. (2000): The influence of Pleistocene landforms on soil-forming processes and soil distribution in a loess landscape of Baden–Wurttemberg. *Catena* 41 (1-3), p. 165-179
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D. (1978): Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning. USDA Agricultural Handbook No. 537, Washington, D.C.
- Zádorová, T., Chuman, T., Šefrna, L. (2008): Proposal for a method for Colluvisol delineation in Chernozem region. *Soil and Water Research* 3 (4), in press

DIVERZITA PŮD V CHKO KŘIVOKLÁTSKO

Anna Žigová¹, Martin Šťastný², Jana Krejčová³, Leona Koptíková¹

¹Geologický ústav AV ČR, v.v.i., Rozvojová 269, 165 00 Praha 6 – Lysolaje, zigova@gli.cas.cz, koptikova@gli.cas.cz, ²Ústav struktury a mechaniky hornin AV ČR, v.v.i., V Holešovičkách 41, 182 09 Praha 8, stastny@irms.cas.cz, ³Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., Drnovská 507, 161 06 Praha 6 – Ruzyně, krejцова@vurv.cz

Abstrakt

Práce je výsledkem analýzy struktury půdního pokryvu v CHKO Křivoklátsko. Výsledky této analýzy umožnily v podstatné míře doplnit poznatky o půdních poměrech. Pro studium diverzity půd byla vybrána reprezentativní stanoviště odrážející typické přírodní poměry a zohledňující všechny půdotvorné faktory. Dominantními jsou půdy s diagnostickým Bv horizontem.

Klíčová slova: diverzita půd, pedogeneze, půdní poměry, CHKO Křivoklátsko

Úvod

CHKO Křivoklátsko patří k nejvýznamnějším územím s velmi zachovalou přirozenou skladbou lesů ve střední Evropě a v roce 1977 byla organizací UNESCO zařazena mezi biosférické rezervace.

Výzkum území Křivoklátska byl zaměřen především na vegetaci (Kolbek et al., 1997) a krajinnou historii (Ložek, 2001). Práce Balíka (1996) shrnuje výsledky studia půdních a mechových krytenek na 3 lokalitách biosférické rezervace Křivoklátsko.

V současnosti v literatuře nenacházíme ucelenější údaje o půdních poměrech CHKO Křivoklátsko. Cílem našeho výzkumu bylo zjistit strukturu půdního pokryvu na vybraných reprezentativních lokalitách na základě souboru analýz.

Materiál a metody

Pro studium půdních poměrů bylo vybráno pět reprezentativních ploch v listnatém lese s převahou dubu. Lokalita Červený kříž se nachází na území přírodní rezervace na křižovatce silnic Roztoky-Nižbor-Nový Jáchymov severně od kóty Na Skalách v nadmořské výšce 400 m. Horninový podklad tvoří slabě metamorfované břidlice. Stratigrafie profilu je následující: Ah-Bv-BvCr-Cr. Půda byla klasifikována jako ranker kambický. Následující reprezentativní plocha se nachází v přírodní rezervaci Jougllovka přibližně 3 km od obce Broumy v nadmořské výšce 540 m. Půdní pokryv se vyvíjel na svahovinách. Stratigrafie profilu je následující: Ah-En-EnBmt-Bmt. Půda byla klasifikována jako pseudoglej luvický. V zářezu cesty v blízkosti obce Podmokly byl v nadmořské výšce 405 m studován půdní profil na spraši. Stratigrafie profilu je následující: Ah-Ev-EvBt-Bt-Ck. Půda byla klasifikována jako hnědozem modální. Lokalita Šance je situována na jih od Lán v nadmořské výšce 421 m.

Horninový podklad tvoří spility. Stratigrafie profilu je následující: Ah-Bv₁-Bv₂-C. Půda byla klasifikována jako kambizem modální. Lokalita Týřovické skály je situována severozápadně od obce Broumy v národní přírodní rezervaci Týřov v nadmořské výšce 510 m. Geologické podloží tvoří andezity. Stratigrafie profilu je následující: Ah-Bv₁-Bv₂-C. Půda byla klasifikována jako kambizem modální.

V jednotlivých půdních profilech byly studovány následující parametry: zrnitostní složení, pH, kationtová výměnná kapacita, magnetická susceptibilita, Cox, Nt, poměr C/N, uhlík extrahovatelný horkou vodou, mineralogické složení frakce <0,001 mm a mikromorfologické charakteristiky půd. Stanovení zrnitosti bylo provedeno pipetovací metodou, pH_{KCl} bylo stanoveno v 1M roztoku. Kationtová výměnná kapacita byla určena metodou Mehlicha. Uhlík extrahovatelný horkou vodou byl stanoven podle metodiky Ghani et al. (2003), která byla upravena Krejčovou. Mineralogický rozbor byl proveden podle metodiky Jacksona (1979). Rentgenografické analýzy byly provedeny v laboratoři analytických metod Geologického ústavu AV ČR, v.v.i. na přístroji Philips PW 3710 za použití záření Cu K α , napětí 40 kV, proudu 55 mA a rychlosti posunu goniometru 1° min⁻¹. Bylo provedeno kvalitativní stanovení minerálů a jejich obsah byl semikvantitativně vypočten. Laboratorní měření magnetické susceptibility bylo provedeno v Oddělení geologických procesů v Geologickém ústavu AV ČR, v.v.i. na kapamůstku KLY-2 device (dřívější Geofyzika n. p. Brno, nyní Agico Brno) s intenzitou magnetického pole 300 A.m⁻¹, frekvencí 920 Hz a citlivostí v rámci jednoho vzorku 4.10⁻⁸ SI. Hmotnostně definovaná MS je uváděna v jednotkách 10⁻⁹ × kg.m³. Mikromorfologická analýza se prováděla v orientovaných půdních výbrusech připravených v laboratoři analytických metod Geologického ústavu AV ČR, v.v.i. mikroskopem Olympus BX 51.

Výsledky

Analytické údaje jsou shrnuty v tabulkách 1 (zrnitostní složení půdy), 2 (pH_{H₂O}, pH_{KCl}, kationtová výměnná kapacita, magnetická susceptibilita), 3 (Cox, Nt, C/N, Chw) a 4 (mineralogické složení frakce <0,001 mm).

Zrnitostní složení jednotlivých půdních profilů vykazuje značnou variabilitu, která je podmíněna jednak půdotvorným substrátem a jednak typem pedogeneze. Vysoké zastoupení frakce 0,25-2,00 mm je typické pro ranker kambický. Hodnota koeficientu texturní diferenciaci u lokality Jouglovka je 1,9, což nám umožnilo klasifikovat půdu jako pseudoglej luvický. Pro profil Podmokly je převládající frakcí 0,01-0,05 mm. Koeficient texturní diferenciaci má hodnotu 1,5, typickou pro hnědozem modální. U kambizemí modálních byl v celém profilu zaznamenán zvýšený obsah frakcí 0,05-0,25 mm a 0,25-2,00 mm.

Hodnoty pH se v půdách CHKO Křivoklátsko pohybují v rozmezí silně kyselé až alkalické. Silně kyselé reakce byla zaznamenána v celém profilu rankeru kambického, pseudogleje luvického a kambizemě modální na andezitech. V případě kambizemě modální na spilitech je hodnota pH kyselé. U hnědozemě modální je ve svrchní části profilu hodnota pH silně kyselé a ve spodní části profilu neutrální.

Kationtová výměnná kapacita patří mezi základní údaje hodnotící stav sorpčního komplexu. Její velikost je rozdílná u sledovaných lokalit. Nízké hodnoty kationtové výměnné kapacity vyjma A horizontu má pseudoglej luvický. U hnědozemě modální

jsou hodnoty kationtové výměnné kapacity středně vysoké. U kambizemí modálních byly zjištěny velmi vysoké hodnoty kationtové výměnné kapacity v celém profilu.

Data věnující se magnetické susceptibilitě u vybraných půdních typů a její závislosti na půdotvorném substrátu publikoval Hanesch a Scholger (2005). Hodnoty magnetické susceptibility u půd CHKO Křivoklátsko jsou nejvyšší v A horizontech. Nejnížší hodnoty v spodní části profilů byly zjištěny u pseudogleje luvického a nejvyšší u kambizemě modální na andezitu. Hodnoty magnetické susceptibility směrem do podloží u kambizemě modální na andezitu výrazně ovlivňuje narůstající podíl skeletu v půdním profilu. Rozdílné hodnoty magnetické susceptibility u kambizemí modálních lze spojovat s typem půdotvorného substrátu.

Obsah Cox a Nt je nejvyšší ve všech sledovaných půdách v A horizontech. Nejvyšší hodnoty byly zjištěny u pseudogleje luvického a nejnížší u hnědozemě modální a kambizemě modální na andezitu. Vysoký obsah uhlíku extrahovatelného horkou vodou ve svrchních horizontech může být odrazem nízké mikrobiální aktivity nebo málo stabilních forem humusu. Rovněž tak jako u absolutních hodnot Cox se hodnoty uhlíku extrahovatelného horkou vodou (mg/kg) s hloubkou profilu zpravidla snižují. Nejvyšší hodnoty uhlíku extrahovatelného horkou vodou jsou u pseudogleje luvického. Poměrně vysoké jsou hodnoty vodorozpustného uhlíku u rankeru kambického. U kambizemí modálních je tato hodnota vyšší na lokalitě Týřovické skály. Při vyjádření obsah uhlíku extrahovatelného horkou vodou v % Cox, zjistíme trendy ve většině případů opačné.

Kvalitativní složení mineralogického podílu půd je rozdílné. U rankeru kambického je charakteristické rovnoměrné zastoupení illitu ve všech horizontech. Živce jsou směrem do spodní části profilu zcela rozloženy. V horizontech Bv a Cr se vyskytuje druhotně vykrystalizovaný sádrovec. U pseudogleje luvického je typické převládání křemene v En horizontu. V něm je pak deficit jílových minerálů, jejichž dostatek je především v Ah horizontu a Bmt horizontu. U hnědozemě modální můžeme sledovat relativně vyšší hodnoty kaolinitu a chloritu, ale i smektitu v Bt horizontu. Obsah živců je poměrně stabilní v celém profilu. U kambizemě modální na spilitu se vliv půdotvorného substrátu výrazně projevuje na nerostném složení půdy. Z jílových minerálů převládá chlorit, který je jedním z minerálů tvořících spilit. Půdní profil obsahuje relativně velké množství nerozložených živců, které směrem k C horizontu zcela mizí. Poměrně velké množství je i kaolinitu. Analcim a lepidokrokrit se vyskytují v Bv₁ a Bv₂ horizontech. Odlišné je mineralogické složení kambizemě modální na andezitu. V profilu převládá smektit, který je produktem zvětrávání bazického substrátu. Naopak v profilu proto zcela chybí v půdách běžný kaolinit. Illit a chlorit mají inverzní výskyt, tzn. kde je více illitu, je méně chloritu a naopak. Chlorit jako jediný má nejvyšší obsah v C horizontu.

Terminologie mikromorfologické charakteristiky půd odpovídá práci Smolíkové (1972). Z mikromorfologických znaků rankeru kambického je charakteristický poměrně vysoký podíl nerozložených rostlinných zbytků a vysoký podíl mikroskeletu. U pseudogleje luvického byl dokumentován vyšší podíl rozložených rostlinných zbytků a četné pseudoglejové konkrece. Ve spodní části profilu jsou pórové prostory lemovány dílčím braunlehmovým plazmatem, které dokumentuje, že v půdě probíhal proces illimerizace. U hnědozemě modální je nižší podíl mikroskeletu než u ostatních půd. V Bt horizontu pórové prostory lemuje a v některých případech i vyplňuje

proudovité struktury dílčího braunlehmového plazmatu. V Ck horizontu se vyskytují amorfnní formy CaCO_3 a místy jehličkové formy kalcitu. Pro kambizemě modální na spilitu a andezitu byly dokumentovány určité odlišnosti v mikromorfologických charakteristikách. U kambizemě modální na andenzitu je vyšší podíl rozložených rostlinných zbytků a plazmatické složky než u kambizemě modální na spilitu.

Závěr

V chráněné krajinné oblasti Křivoklátsko byla studována diverzita půdního pokryvu na základě reprezentativního souboru sond na různých půdotvorných substrátech. Pro výzkum diverzity půd byl použit soubor analytických metod. Metodika uplatňující různé metody, zejména mikromorfologickou analýzu půd, magnetickou susceptibilitu, mineralogii, obsah uhlíku extrahovatelného horkou vodou, byla patrně použita poprvé. Ve struktuře půdního pokryvu převládají kambizemě. Dalšími zastoupenými půdami jsou rankery kambické, hnědozemě modální a pseudogleje luvické. Diverzita půd je podmíněna zejména půdotvorným substrátem. Typ půdotvorného substrátu rovněž ovlivňuje intenzitu procesu vnitropůdního zvětrávání u kambizemí na spilitu a andenzitech. Proces illimerizace byl dokumentován u hnědozemě modální a pseudogleje luvického. Sledované půdní profily jsou vhodné pro zařazení do sítě dlouhodobých standardů pro pozorování environmentálních změn.

Použitá literatura

- Balík V. (1996): Soil and Moss Testate Amoebae (Protozoa, Rhizopoda) from Forest Stands in the Biospheric Reserve Křivoklátsko (Czech Republic). *Časopis Národního muzea, Rada Přírodovědná*, 165 (1-4): 23-34.
- Ghani A., Dexter M. Perrott K. W. (2003): Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. *Soil Biology and Biochemistry*, 35: 1231-1243.
- Hanesch M., Scholger R. (2005): The influence of soil type on the magnetic susceptibility measured throughout soil profiles. *Geophysical Journal International*, 161: 50-56.
- Cheshire M. V. (1979): Nature and origin of carbohydrates in soil. 216 pp. Academic Press. London.
- Jackson M. L. (1979): Soil chemical analyses - advanced course. 895 pp. Madison. Wisconsin.
- Kolbek J., Blažková D., Husová M., Moravec J., Neuhäuslová Z., Sádlo J. (1997): Potential Natural Vegetation of the Biosphere Reserve Křivoklátsko. Potenciální přirozená vegetace biosférické rezervace Křivoklátsko. 234 s. Academia. Praha.
- Ložek V. (2001): Chráněná území ve světle své krajinné historie, Křivoklátsko – královský les ve středu Čech. *Ochrana přírody*, 56 (4): 103-107.
- Smolíková L. (1972): Hlavní mikromorfologické znaky půd. *Časopis pro mineralogii a geologii*, 17: 87-93.

Poděkování

Příspěvek byl podpořen grantem 526/08/0434 GA ČR a je součástí výzkumného záměru A V0Z30130516 Geologického ústavu AV ČR, v.v.i.

Tabulka 1

Lokalita	Mocnost	<0,001 mm	<0,01 mm	0,01-0,05 mm	0,05-0,25 mm	0,25-2,00 mm
	cm	%	%	%	%	%
Červený kříž	0-4					
	4-16	9,0	31,0	22,5	14,7	31,8
	16-41	11,9	34,9	20,2	8,4	36,5
	41-60	12,5	31,7	22,4	9,9	36,1
Jougllovka	0-6					
	6-20	15,5	44,5	27,6	14,7	13,2
	20-50	14,6	49,0	27,8	10,1	13,1
	50-102	29,5	57,8	17,3	14,6	10,3
Podmokly	0-15	22,0	43,3	38,6	15,5	2,6
	15-26	27,0	45,1	43,7	9,00	2,2
	26-50	28,8	46,9	46,4	5,5	1,3
	50-111	40,2	45,6	47,7	6,2	0,5
	111-172	17,0	34,3	50,5	12,4	2,8
Šance	0-15	8,4	25,6	36,3	21,7	16,4
	15-33	7,5	30,2	24,6	11,8	33,4
	33-62	14,0	26,4	14,9	29,4	29,3
	62-103	28,7	37,3	13,9	22,0	26,8
Týřovické skály	0-15	14,0	33,2	20,7	34,5	11,7
	15-40	8,6	18,3	11,8	62,4	7,4
	40-82	15,6	26,3	10,3	38,9	24,6
	82-125	8,9	13,7	6,7	23,9	55,7

Tabulka 2

Lokalita	Mocnost	pH _{H2O}	pH _{KCl}	KVK	MS
	cm			mmol+/100g	
Červený kříž	0-4	4,91	4,22	52,50	1888,90
	4-16	4,73	3,57	21,16	716,20
	16-41	5,33	4,00	16,00	1018,89
	41-60	5,32	3,86	13,80	767,30
Jouglovka	0-6	3,85	3,17	36,50	1917,26
	6-20	3,61	3,35	11,48	293,30
	20-50	3,87	3,59	6,00	288,96
	50-102	3,94	3,56	8,83	61,06
Podmokly	0-15	5,30	4,10	19,21	778,68
	15-26	4,67	3,36	16,49	488,06
	26-50	4,74	3,34	17,70	551,99
	50-111	5,10	3,70	27,44	550,97
	111-172	8,02	7,38	15,13	292,52
Šance	0-15	5,86	5,13	42,24	1581,80
	15-33	7,09	5,37	30,76	1311,07
	33-62	6,95	4,94	33,57	211,22
	62-103	7,07	5,13	39,99	326,72
Týřovické skály	0-15	4,84	3,60	31,61	3569,49
	15-40	5,20	3,62	31,73	3631,35
	40-82	5,72	3,59	46,26	2134,24
	82-125	6,19	3,98	36,08	4443,64

KVK - kationtová výměnná kapacita, MS - magnetická susceptibilita

Tabulka 3

Lokalita	Mocnost	Cox	Nt	C/N	Chw	Chw
	cm	%	%		%Cox	mg/kg
Červený kříž	0-4	11,88	1,07	11,10	6,58	8438
	4-16	2,26	0,21	10,76	7,01	1767
	16-41	0,97	0,12	8,08	5,03	785
	41-60	0,69	0,09	7,67	5,09	473
Jouglovka	0-6	24,24	1,30	18,65	6,32	17151
	6-20	1,21	0,10	12,10	7,16	952
	20-50	0,28	0,06	4,67	14,49	493
	50-102	0,12	0,06	2,00	14,51	247
Podmokly	0-15	2,26	0,20	11,30	4,70	1152
	15-26	0,85	0,11	7,27	6,06	581
	26-50	0,36	0,07	5,14	6,73	330
	50-111	0,20	0,06	3,33	6,53	248
	111-172	0,12	0,05	2,40	7,22	159
Šance	0-15	5,33	0,55	9,69	0,74	502
	15-33	1,45	0,15	9,67	1,48	655
	33-62	0,20	0,05	4,00	2,46	128
	62-103	0,16	0,05	3,20	3,33	153
Týřovické skály	0-15	2,67	0,27	9,89	4,83	1469
	15-40	0,93	0,11	8,45	4,04	505
	40-82	0,20	0,05	4,00	5,88	253
	82-125	0,12	0,05	2,40	4,96	159

Chw - uhlík extrahovatelný horkou vodou

Tabulka 4

Lokalita	Mocnost	Amf	Anal	Gy	Ch	I	I-S	K	Kž	Lepi	Plg	Sm	Q
	cm	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
Červený kříž	0-4	0	0	0	21	12	0	8	0	2	10	0	47
	4-16	0	0	2	46	13	0	0	5	0	6	0	28
	16-41	0	0	0	60	17	0	0	0	0	0	0	23
	41-60	0	0	7	53	14	0	0	0	0	0	0	26
Jouglovka	0-6	0	0	0	0	13	12	43	5	0	0	0	27
	6-20	0	0	0	0	5	0	13	7	0	3	0	72
	20-50	0	0	0	2	10	0	24	5	1	4	0	55
	50-102	0	0	0	0	31	0	44	0	0	0	2	24
Podmokly	0-15	0	0	0	4	3	0	3	6	0	7	0	75
	15-26	0	0	0	6	2	0	3	3	0	4	0	80
	26-50	0	0	0	10	5	0	11	3	0	4	5	61
	50-111	0	0	0	12	5	0	8	4	0	6	13	52
	111-172	0	0	0	3	5	0	5	5	0	12	6	64
Šance	0-15	0	0	0	0	3	0	28	8	0	10	23	30
	15-33	0	4	0	31	3	0	19	7	1	10	0	26
	33-62	2	3	0	25	4	10	13	6	4	12	0	22
	62-103	6	0	0	21	0	34	26	0	0	0	0	13
Týřovické skály	0-15	4	0	0	6	7	0	0	3	0	4	63	12
	15-40	4	0	0	8	5	0	0	6	0	12	50	15
	40-82	4	0	0	3	13	0	0	5	0	0	68	7
	82-125	6	0	0	17	3	0	0	0	0	2	68	5

Amf - amfibol, Anal - analcim, Gy - sádrovec, Ch - chlorit, I - illit, I-S - illit-smektit, K - kaolinit, Kž - draselný živec, Lepi - lepidokrokit, Plg - plagioklas, Sm – smektit, Q – křemen

POZNÁMKY

POZNÁMKY

POZNÁMKY

POZNÁMKY