

# Vedecké práce

Výskumného ústavu pôdoznanectva a ochrany pôdy

2014

36

# Proceedings

of Soil Science and Conservation Research Institute

# Vedecké práce

Výskumného ústavu pôdoznanectva a ochrany pôdy

2014

**36**

# Proceedings

of Soil Science and Conservation Research Institute

# Vedecké práce

Výskumného ústavu pôdoznalectva a ochrany pôdy č. 36

Recenzenti: doc. RNDr. Jaroslava Sobocká, CSc.

RNDr. Beata Houšková, CSc.

© Národné poľnohospodárske a potravinárske centrum –

Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy Bratislava

**ISBN 978-80-8163-007-1 (viazané vydanie)**

**ISBN 978-80-8163-008-8 (PDF vydanie)**

# Obsah

Jaroslava Sobocká	PREDSLOV .....	5
Jaroslav Antal, Lucia Maderková	LOKALIZÁCIA PROTIERÓZNYCH OPATRENÍ PROTI VODNEJ ERÓZII .....	7
Juraj Balkovič, Jozef Kollár	FYTOINDIKÁCIA PÔDNYCH VLASTNOSTÍ V STREDOEURÓPSKÝCH PODHORSKÝCH LESOCH .....	13
Gabriela Barančíková, Rastislav Skalský, Jarmila Makovníková, Ján Halas, Štefan Koco, Zuzana Tarasovičová	MODELOVANIE AKO NÁSTROJ PRE PODPORU EFEKTÍVNEHO HOSPODÁRENIA S ORGANICKÝM UHLÍKOM V PÔDACH SLOVENSKA .....	22
Juraj Bebej, Marián Homolák, Juraj Gregor	DYNAMIKA GEOCHEMICKÝCH PROCESOV V OKOLÍ CIEST PREFEROVANÉHO PRÚDENIA VODY V PÔDE (PP) PRI APLIKÁCIÍ FARBIVA BRILLIANT BLUE (BB) .....	35
Peter Brunovský	POSÚDENIE A RIEŠENIE PROBLEMATIKY STEKUTENIA POPOLOVÍN UKLADANÝCH NA POPOLOVÝCH ODKALISKÁCH .....	44
Jakub Elbl, Jaroslav Hynšt, Lukáš Plošek, Antonín Kintl, Jaroslav Záhora, Helena Dvořáčková, Anna Foltýnová	THE IMPACT OF APPLICATION OF BIOLOGICAL WASTE FROM PROCESSING OF JATROPHA CURCAS L. AND ORGANIC WASTE COMPOST ON SOIL MICROBIAL ACTIVITY, SOIL HYDROPHOBICITY AND LEACHING OF NITRATE NITROGEN FROM ARABLE SOIL .....	54
Anna Hammerová, Vítězslav Vlček, Jiří Jandák, Beáta Mičulková, Jana Šimečková	ZRNITOSTNÍ CHARAKTERISTIKA SPRAŠÍ NA ČERNOZEMÍCH OHROŽENÝCH VODNÍ EROZÍ JIHOMORAVSKÉHO KRAJE .....	65
Jozef Hanes	PÔDA A NEŠETRITÉ ZAOBCHÁDZANIE S ŇOU – DLHÚ DOBU ZNÁME, ALE V PRAXI ZANEDBÁVANÉ .....	72
Juraj Hraško	TRVALO UDRŽATEĽNÝ ROZVOJ – ILÚZIE A REALITA .....	76
Vladimír Hutár, Boris Pálka, Miloš Širáň, Ján Halás, Stanislav Torma, Rastislav Dodok	PÔDNE ANALÝZY SLOVENSKA V CELOEURÓPSKOM PRIESKUME KRAJINNEJ POKRÝVKY A VYUŽITIA KRAJINY LUCAS 2009 .....	86
Radoslava Kanianska	HODNOTENIE PRODUKČNÝCH SLUŽIEB AGROEKOSYSTÉMOV VO VZŤAHU K PRODUKČNÉMU POTENCIÁLU PÔD .....	94
Antonín Kintl, Jakub Elbl, Lukáš Plošek, Jaroslav Záhora	THE USE OF CATCH CROPS TO REDUCE LOSSES OF MINERAL NITROGEN FROM ARABLE LAND .....	103
Jozef Kobza	AKTUÁLNY STAV A VÝVOJ VLASTNOSTÍ PÔD SLOVENSKA VO VZŤAHU K ICH OCHRANE A ĎALŠIEMU VYUŽÍVANIU .....	111
Marianna Kollárová	ZAHRNUTIE VYBRANÝCH MIMOPRODUKČNÝCH FUNKCIÍ PÔDY DO HODNOTENIA BONITY PÔD (MODELOVÉ ÚZEMIE K.Ú. OBCE BIELOVCE) .....	119

Dana Kotorová, Božena Šoltysová, Ladislav Kováč, Jana Jakubová, Pavol Balla	VPLYV NAPUSTENIA POLDRA BEŠA NA ZMENY VLASTNOSTÍ PŮDY.....	125
Beáta Mičulková, Anna Hammerová, Jiří Jandák, Jana Šimečková, Vítězslav Vlček	VPLYV VODNEJ ERÓZIE NA ŠTRUKTÚRU A PŮDNU ORGANICKÚ HMOTU ČERNOZEMÍ.....	136
Rastislav Skalský, Štefan Koco, Jarmila Makovníková, Peter Koleda, Ján Halas, Zuzana Tarasovičová, Gabriela Barančíková	HODNOTENIE NEISTOTY PRIESTOROVÉHO MODELU POČIATOČNEJ ZÁSOBY PŮDNEJ ORGANICKEJ HMOTY PRE POTREBY MODELOVANIA JEJ DYNAMIKY V REGIÓNE ONDAVSKÁ VRCHOVINA.....	145
Božena Šoltysová, Dana Kotorová	VÝVOJOVÝ TREND VLASTNOSTÍ ÍLOVITO-HLINITEJ PŮDY PRI KONVENČNOM OBRÁBANÍ.....	154
Erika Tobiášová, Miroslav Špaňo	VPLYV CHEMICKÉHO ZLOŽENIA RASTLINNÝCH ZVÝŠKOV NA OBSAH A STABILITU UHLÍKA V HNEDOZEMI PO ROKU INKUBÁCIE.....	161

---

## PREDSLOV

Vedecké práce VÚPOP 36 boli zostavené z príspevkov spoločnej slovenskej a českej konferencie konanej v Skalici v dňoch 9. – 11. 9. 2014 pod názvom „Ekosystémové služby pôdy v poľnohospodárskej a lesnej krajine“. Cieľom konferencie bolo riešenie a diskusia viacerých, nielen vedeckých, ale aj spoločenských tém a otázok týkajúcich sa pôdy.

Pôda je tenká vrstva organického a anorganického materiálu na zemskom povrchu, ktorá vznikla a bola ovplyvnená okolitými faktormi ako je pôdotvorný substrát, klíma, organizmy, topografia a čas. Pôda poskytuje základňu pre zakorenenie a rast rastlín a ekosystémové služby. Pôda je ohraničeným prírodným zdrojom a počas jedného ľudského života je neobnoviteľná. Je základňou pre rozvoj poľnohospodárstva a udržateľný vývoj krajiny a poskytuje zdroje pre potraviny, krmivá, palivo, prístupnosť k vode a živinám. Pôda všetkých zaujíma ako súčasť ekosystémov, ako zdroj pre suroviny, ako nehnuteľný majetok, ako chránený prírodný zdroj. Má svoje zastúpenie v medzinárodnej i národnej legislatíve, v opatreniach Programu rozvoja vidieka a v pozemkových úpravách. Neustále sme konfrontovaní s problémami tzv. bielych plôch, zanedbaných a opustených území, máme skúsenosti s rozširujúcou sa urbanizáciou a zábermi kvalitných poľnohospodárskych pôd pre nepoľnohospodárske účely. Zaujíma nás ako riešiť tvorbu cien pozemkov, ako riešiť vlastnícke a užívateľské vzťahy. Veľa krát sa stretávame s nešetrným zaobchádzaním s pôdou čoho výsledkom býva fyzikálna, chemická i biologická degradácia pôd.

Prečo je v mysliach ľudí tak slabé povedomie o ochrane pôdy a prečo o pôde musíme stále hovoriť? Aké má pôda limity, akú má schopnosť odolávať nepriaznivým vplyvom? Vieme, že len zdravá pôda môže produkovať kvalitné a zdravé potraviny, a tak v konečnom dôsledku zabezpečiť kvalitný životný štandard.

Vedci a odborníci sa k týmto páličivým otázkam musia vedieť vyjadriť, aby ľudia s praxe, štátna a verejná správa či mimovládne organizácie mali možnosť sa vyjadrovať a správne rozhodovať na základe vedecky fundovaných výsledkov. Príspevky uvedené v tomto čísle Vedeckých prác riešili početné funkcie pôd cez ekosystémové služby, ktoré sú najviac zrozumiteľné užívateľskej praxi. Ekosystémové služby je nová úroveň hodnotenia pôd – poskytnúť spoločnosti všeobecne prospešné úžitky. Týmto smerom sa uberá aj súčasná pedológia, k rozvoju ktorej by chceli prispieť aj tieto Vedecké práce VÚPOP.

Bratislava, 12. 2. 2015

**doc. RNDr. Jaroslava Sobocká, CSc.**

riaditeľka NPPC VÚPOP

---



# LOKALIZÁCIA PROTIERÓZNYCH OPATRENÍ PROTI VODNEJ ERÓZII

## LOCALIZATION OF EROSION CONTROL MEASURES AGAINST WATER EROSION

Jaroslav Antal, Lucia Maderková

*Slovenská poľnohospodárska univerzita, Fakulta záhradníctva a krajinného inžinierstva, Katedra biometeorológie a hydrológie, Hospodárska ul. 7, 949 76 Nitra, Slovenská republika*  
*Slovak University of Agriculture, Faculty of Horticulture and Landscape Engineering, Department of Biometeorology and Hydrology, Hospodárska ul. 7, 949 76 Nitra, Slovak Republic*  
*e-mail: jaroslav.antal@uniag.sk*

### Abstrakt

Lokalizácia lineárnych protieróznych opatrení (PEO) na záujmovom území patrí medzi dôležité návrhové charakteristiky návrhu protieróznej ochrany pôdy pred účinkami vodnej erózie. Teoreticky zdôvodnená vzdialenosť napr. dvoch protieróznych priekop na svahu (vo všeobecnosti dvoch PEO lineárneho charakteru) rozhoduje nielen o ekonomike protieróznej ochrany, ale aj o jej účinnosti. Príspevok obsahuje dva spôsoby určovania vzdialenosti medzi PEO lineárneho charakteru, a to v závislosti od toho, či musíme alebo nemusíme limitovať rozmery PEO. V prípade, že rozmery PEO nie sú limitované, vzdialenosť dvoch PEO lineárneho charakteru vypočítame podľa prípustnej dĺžky neprerušeného odtoku zrážkovej vody na svahu –  $L_{\text{príp}}$  [m]. Pre situácie, keď rozmery protieróznych opatrení musíme z rôznych dôvodov limitovať, vzdialenosť dvoch PEO lineárneho charakteru vypočítame podľa dosahu ich protierózneho účinku –  $L_{\text{úč}}$ .

**Kľúčové slová:** lokalizácia, prípustná dĺžka, po svahu, protierózny účinok, návrhový parameter

### Abstract

Localization of linear anti-erosion measures (AEM) on interest area is one of the most important design features of the anti-erosion soil measures proposal counteracting the water erosion effect. Theoretically, justified distance e.g. two anti-erosion ditches located on the slope (in general, two AEM of linear features) decides not only about the economy of anti-erosion measures, but also focusing on their effectiveness. The contribution includes two methods for determining the distance between the linear AEM features, depending on whether we have or do not have to limit the size of AEM. In the case, that AEM size is not limited; the distance of two AEM of linear features is calculated by allowable length of continuous rainwater run-off on slope –  $L_{\text{allow}}$  [m]. For situations where the dimensions of anti-erosion measures we need to limit for various reasons, the distance of two linear AEM features is calculated by the impact of their anti-erosion effect –  $L_{\text{eff}}$ .

**Keywords:** localization, allowable length, slope, anti-erosion effect, design feature

---



## ÚVOD

Pôda, spolu s vodou, ovzduším, horninami a organizmami patrí medzi základné zložky životného prostredia. Význam a dôležitosť pôdy pre život človeka na Zemi nie je objavom týchto dní. Dnes, podobne ako v minulosti, existencia človeka na Zemi je podmienená existenciou systému pôda – voda a existenciou živých rastlín. Povinnosťou ľudstva vo všeobecnosti, a poľnohospodárov zvlášť, je o pôdu (ale aj o vodu) sa neustále starať, ochraňovať ju a zveľaďovať. Základné princípy a požiadavky na ochranu pôdy v našich podmienkach sú uvedené napr. v Zákone č. 220/2004 Z.z. a v publikáciách ANTAL (1985, 1995 a 2005), MUCHOVÁ *et al.*, (2009), STN 75 4501: (2000), SCHWAB, FANGMEIER, ELLIOT, FREVERT (1993).

Aby si pôda mohla dlhodobo, resp. trvalo plniť svoje nezastupiteľné funkcie, musí spoločnosť zabezpečiť ochranu jej kvality a kvantity. Proces, ktorý znižuje, alebo i likviduje jednotlivé funkcie pôdy, vrátane úrodnosti pôdy, sa nazýva degradácia pôdy. Hoci autori uvádzajú rôzne formy degradácie pôdy, všetci sa zhodujú v tom, že erózia pôdy patrí medzi významné formy fyzikálnej degradácie pôdy (napr. BIELEK, 1996). V podmienkach Slovenskej republiky sa dokonca vodná erózia pôdy pokladá za najzávažnejší problém poľnohospodárskych pôd, keď 35 % z poľnohospodárskej pôdy je silne a veľmi silne ohrozených vodnou eróziou (JAMBOR, ILAVSKÁ, 1998). Vzhľadom na to, že vodná erózia je prírodný proces, nemôžeme ju z nášho života žiadnymi opatreniami a zásahmi odstrániť. Všetko čo môžeme a aj musíme robiť, je zníženie intenzity vodnej erózie pôdy na požadovanú hodnotu vhodnými a vhodne nadimenzovanými a aplikovanými protieróznymi opatreniami.

## MATERIÁL A METÓDY

Pod pojmom dimenzovanie protierózných opatrení proti účinkom vodnej erózie prakticky vždy rozumieme: *i)* návrh rozmiestnenia konkrétnych PEO na ploche záujmového územia; *ii)* návrh rozmerov konkrétnych PEO; a veľmi často aj *iii)* materiálové, konštrukčné, architektonické, estetické a iné investorom požadované riešenie konkrétnych PEO. Vzhľadom na to, že riešime ochranu pred vodnou eróziou, základom pre dimenzovanie PEO sú hydrologické charakteristiky chráneného územia a z nich vychádzajúce potrebné hydrologické výpočty.

Vypracovaný návrh dimenzovania protierózných opatrení (ďalej len PEO) vychádza z analýzy viacerých charakteristík jednotlivých PEO. Boli analyzované najmä tieto charakteristiky PEO:

- a) náročnosť ich dimenzovania;
  - b) úlohy, ktoré musia jednotlivé PEO v protieróznej ochrane plniť, resp. splniť;
  - c) potreba hydrologických výpočtov pri ich dimenzovaní;
  - d) obmedzenie, resp. neobmedzenie rozmerov PEO;
  - e) náročnosť dimenzovania PEO na množstva a zložitosti výpočtov návrhových parametrov;
  - f) náročnosť na množstvo, kvalitu a dostupnosť vstupných údajov pre dimenzovania PEO.
-

## VÝSLEDKY A DISKUSIA

Z hľadiska dimenzovania PEO tieto môžeme rozdeliť podľa viacerých kritérií, napr. (ANTAL, 2005):

- PEO, ktoré je, alebo nie je potrebné hydrologicky dimenzovať (napr. nedimenzujú sa tieto PEO: – delimitácia pôdneho fondu; – organizačné opatrenia; – protierózna agrotechnika a pod.). Naopak, dimenzovať je potrebné, resp. možné, ako uvádza ANTAL (2013), až 24 PEO, napr. stupňovité terasy, protierózne priekopy, poldre a pod.);
- PEO, ktoré majú, alebo nemajú limitované rozmery (napr. limitovanú hĺbku a šírku majú protierózne brázdy);
- PEO bodového, plošného alebo líniového charakteru (napr. líniový charakter majú protierózne priekopy).

Vybrané návrhové parametre PEO sú uvedené v tabuľke 1.

**Tab. 1** Vybrané návrhové parametre PEO

Protierózne opatrenie	Návrhové parametre
Brázdovanie	priečny profil, sklon dna, rozchod (osová vzdialenosť)
Vsakovacie pásy Záchytné pásy	lokalizácia, šírka, vegetačný kryt
Protierózne priekopy Priehlbínové a hrádzkové terasy	lokalizácia, sklon dna, priečny profil, prietoková rýchlosť, opevnenie, regulačný objekt (u kombinovaných priekop)
Stupňovité terasy	<ul style="list-style-type: none"> <li>• šírka, dĺžka, pozdĺžny a priečny sklon terasovej plochy</li> <li>• sklon, dĺžka, výška svahu terasy</li> <li>• odvodnenie terasovej plochy</li> <li>• dopravná prístupnosť terasovej plochy</li> </ul>

Náročnosť dimenzovania jednotlivých protieróznych opatrení nie je rovnaká, pričom jednotlivé protierózne opatrenia, alebo ich kombinácie navrhujeme dovedy, kým neplatí, že hodnota vypočítanej eróznej straty pôdy –  $S_{p,vyp}$  je rovná alebo menšia, ako je hodnota prípustnej (limitnej) eróznej straty pôdy pre riešené územie –  $S_{p,príp}$ . Pre dosiahnutie tohto cieľa odporúčame nasledovnú postupnosť pri riešení ochrany pôdy pred účinkami vodnej erózie:

1. návrh organizačných PEO
2. návrh agrotechnických PEO
3. návrh technických PEO

Hoci sa vyššie uvedená postupnosť môže meniť od prípadu k prípadu (závisí to napr. od toho, aké územie riešime, či jednotlivý pozemok, či časť povodia, či celé povodie), vždy potrebujeme vypočítať hodnotu  $S_{p,vyp}$ , t.j. výpočet eróznej straty pôdy nemôže byť kritériom hodnotenia PEO z hľadiska ich náročnosti na dimenzovanie.

Pre vznik a priebeh vodnej erózie pôdy je rozhodujúca deštruktívna a uňasacia činnosť pohybujúcej sa vody, t.j. rýchlosť a objem povrchovo odtekajúcej zrážkovej vody po svahu. Znamená to, že keď nepostačujú PEO, ktoré znížia rýchlosť povrchovo odtekajúcej vody aspoň na hodnotu kritickej rýchlosti pre danú pôdu, alebo ktoré zvýšia odolnosť pôdy proti účinkom pohybujúcej sa vody, potom musíme navrhnuť také protierózne opatrenia, ktoré povrchovo odtekajúcu zrážkovú vodu:

- a) zachytia a bezpečne odvedú mimo záujmového územia, alebo
- b) zachytia a pretransformujú na podpovrchovú vodu, alebo
- c) ktoré časť zachytenej vody pretransformujú na podpovrchovú vodu a časť bezpečne odvedú mimo záujmového územia

Jednu, alebo viac z vyššie uvedených úloh plnia nasledovné PEO:

1. Cestné priekopy protierózne založenej komunikačnej siete, dimenzované na návrhový prietok z gravitujúcej plochy –  $Q_N$  [ $m^3 \cdot s^{-1}$ ];
2. Brázdovanie, dimenzované na zachytenie a pretransformovanie (zriedkavejšie na odvedenie) objemu povrchového odtoku zrážkovej vody z medzibrázdia –  $O_p$  [ $m^3$ ];
3. Vsakovacie pásy, dimenzované na zachytenie a pretransformovanie objemu povrchového prítoku dažďovej vody z chráneného pásu –  $O_{p,L}$  [ $m^3$ ] a na zachytenie a pretransformovanie objemu dažďovej vody, ktorá spadne na vsakovací pás počas trvania návrhového dažďa –  $O_{z,D}$  [ $m^3$ ];
4. Protierózne priekopy, dimenzované podľa svojho určenia buď na návrhový prietok z gravitujúcej plochy –  $Q_N$  [ $m^3 \cdot s^{-1}$ ] – v prípade záchytných priekop, alebo na objem povrchového odtoku zrážkovej vody z gravitujúcej plochy –  $O_p$  [ $m^3$ ] – v prípade vsakovacích priekop, alebo aj na  $Q_N$  [ $m^3 \cdot s^{-1}$ ] a aj na  $O_{p,L}$  [ $m^3$ ] – v prípade kombinovaných priekop;
5. Terasy, ktoré majú špecifické požiadavky na riešenie ich vodného režimu, a to podľa ich tvaru (a čiastočne i funkcie).

O veľkosti gravitujúcej plochy, ktorá má významný vplyv na rozmery väčšiny navrhovaných PEO, rozhoduje aj lokalizácia PEO na chránenom území. Lokalizácia PEO závisí aj od vlastností samotných PEO (napr. či ich rozmery sú limitované alebo nelimitované, či ich charakter je bodový, plošný alebo líniový, či ich je, alebo nie je potrebné hydrologicky dimenzovať apod.), a aj od vlastností chráneného územia, predovšetkým od tzv. prípustnej dĺžky neprerušeného odtoku zrážkovej vody na svahu –  $L_{prip}$  [m] v prípade PEO s nelimitovanými rozmermi, a v prípade PEO s limitovanými rozmermi od dosahu ich protierózneho účinku –  $L_{uc}$  [m].

Hodnotu prípustnej dĺžky neprerušeného odtoku zrážkovej vody na svahu –  $L_{prip}$  [m] najčastejšie počítame ako funkciu prípustnej straty pôdy –  $S_{p,prip}$ , a to podľa rovnice:

$$L_{prip} = \alpha \sqrt{\frac{S_{p,prip}}{R \cdot K \cdot S \cdot C \cdot P}} \quad (1)$$

v ktorej R, K, S, C a P sú hodnoty erózných faktorov analyzovaného územia v rovnici USLE a  $\alpha = 0,5$  pre priemerný sklon územia rovný alebo menší ako 10 %, resp.  $\alpha = 0,6$  pre priemerný sklon územia väčší ako 10 %.

V prípadoch, kedy sme pri projektovaní rozmerov navrhovaných PEO limitovaní prírodnými a inými charakteristikami záujmového územia (napr. nedostatkom voľného priestoru), alebo konštrukčnými zásadami a predpismi (napr. hĺbka a šírka protierózných brázd), musíme najprv vypočítať dosah protierózneho účinku navrhnutých a vyprojektovaných PEO –  $L_{uc}$ .

V tomto prípade na základe limitovanej akumuláčnej ( $F_a$ ), resp. odvádzacej ( $F_p$ ) kapacity

PEO vypočítame hodnotu  $L_{úč}$  napr. podľa vzťahov (ANTAL, 1985, upravené pre zvýšenie bezpečnosti návrhu):

$$L_{úč.} = \frac{F_{\alpha} \cdot \check{s}}{H_{D,N} \cdot \varphi \cdot \check{s}} \quad (2)$$

$$L_{úč.} = \frac{\alpha \cdot (F_p \cdot v_p)}{i_{D,N} \cdot \varphi_N \cdot \check{s}} \quad (3)$$

kde  $\check{s}$  je reprezentatívna šírka prispievajúcej plochy k posudzovanému PEO [m],  $H_{D,N}$  je výška návrhového dažďa [m],  $i_{D,N}$  je intenzita návrhového dažďa [ $m \cdot s^{-1}$ ],  $\varphi$  je objemový odtokový súčiniteľ prispievajúcej plochy k posudzovanému PEO [-],  $v_p$  je reprezentatívna prietoková rýchlosť v posudzovanom PEO [ $m \cdot s^{-1}$ ],  $\varphi_N$  je návrhový (vrcholový) súčiniteľ povrchového odtoku (najčastejšie tabuľková hodnota) [-], a  $\alpha$  je súčiniteľ vyjadrujúci dokonalosť vybudovaných PEO, resp. vyjadrujúci spoľahlivosť (presnosť) použitých vstupných údajov pre dimenzovanie [-].

Vypočítané hodnoty  $L_{príp}$  a  $L_{úč}$  podľa vzťahov (1) až (3) musíme považovať na návrh lokalizácie PEO za maximálne hodnoty. Znamená to, že počet PEO na záujmovom území bude minimálny a tým bude návrh protieróznej ochrany pôdy aj najekonomickejší.

## ZÁVER

Problém ochrany poľnohospodárskej pôdy (ale nielen poľnohospodárskej) na Slovensku v mnohých prípadoch nie je možné riešiť aj bez aplikácie takých PEO, najmä technického charakteru, ktoré je potrebné dimenzovať (Tabuľka 1). Na záujmovom území sa odporúča vybudovať ako prvé technické PEO, pokiaľ je potrebné ich aplikovať pre zníženie intenzity vodnej erózie pôdy na požadovanú hodnotu. Pre teoreticky a prakticky zdôvodnený návrh ich lokalizácie boli odvodené vzťahy (1) až (3). Tieto vzťahy zohľadňujú nielen vplyv prírodných, ale aj antropogénnych charakteristík záujmového územia, a môžu zohľadniť aj ekonomiku návrhu protieróznej ochrany pôdy. Platí to aj naopak, t.j., ak použijeme pre návrh lokalizácie PEO menšie hodnoty  $L_{príp}$  a  $L_{úč}$  ako boli vypočítané podľa odvodených vzťahov (1) až (3), návrh protieróznej ochrany pôdy bude ekonomicky náročnejší, ale na druhej strane aj bezpečnejší. Konkrétne rozhodnutie by malo závisieť od komplexnej analýzy konkrétnej situácie.

## Podakovanie

Táto práca vznikla s podporou projektov VEGA 1/0268/14 „Integrovaná ochrana pôdy a vodných zdrojov v poľnohospodársky využívannej krajine“ a KEGA 003SPU-4/2012 „Hydrológia poľnohospodárskej krajiny – učebnica (aj pre dištančné vzdelávanie)“

## LITERATÚRA

- Zákon č. 220/2004 Z. z. o ochrane a využívaní poľnohospodárskej pôdy a o zmene zákona č. 245/2003 Z.z. o integrovanej prevencii a kontrole znečisťovania životného prostredia a o zmene a doplnení niektorých zákonov
- ANTAL, J. 1985. *Ochrana pôdy a LTM II. – Návody na cvičenia*. Bratislava: Príroda. 1985.
- ANTAL, J. et al., 1995. *Erózia na poľnohospodárskych pôdach – Rozborová úloha*. Nitra: VŠP, 1995. 84 s.
- ANTAL, J. 2005. *Protierózna ochrana pôdy*. SPU Nitra 2005. 79 s. ISBN 80 – 8069-872 – 5.
- BIELEK, P. 1996. *Ochrana pôdy. Kódex správnej poľnohospodárskej praxe v SR*. Bratislava: VÚPÚ, 1996. 54 s.
- JAMBOR, P., ILAVSKÁ, B. 1998. *Metodika protierózneho obrábania pôdy*. Bratislava: VÚPÚ. 70 s.
- MUCHOVÁ Z. et al., (2009). *Metodické štandardy projektovania pozemkových úprav*. Nitra: SPU. 396 s.
- STN 75 4501: 2000 *Hydromeliorácie. Protierózna ochrana pôdy. Základné ustanovenia*.
- SCHWAB, G.O., FANGMEIER, D.D., ELLIOT, W.J., FREVERT, R.K. 1993. *Soil and water conservation engineering*. 4<sup>th</sup> ed. New York: Wiley. 507 s.
-

# FYTOINDIKÁCIA PÔDNYCH VLASTNOSTÍ V STREDOEURÓPSKÝCH PODHORSKÝCH LESOCH

## PHYTO-INDICATOR OF SOIL PROPERTIES IN CENTRAL EUROPEAN SUBMONTANE FORESTS

Juraj Balkovič<sup>1</sup>, Jozef Kollár<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Katedra pedológie, Prírodovedecká fakulta UK, Mlynská dolina, 842 15, Bratislava, SR

<sup>1</sup>Department of Soil Science, Faculty of Natural Sciences, Mlynská dolina, 842 15 Bratislava, SR

<sup>2</sup>Ústav krajinnej ekológie SAV, Štefánikova 3, P.O.Box 254, 814 99, Bratislava, SR

<sup>2</sup>Institute of Landscape Ecology, Štefánikova 3, PO Box 254, 814 99 Bratislava, SR

e-mail: balkovic@fns.uniba.sk

### Abstrakt

V príspevku sa zameriavame na zistenie, či je vhodné používať Ellenbergove ekologické indexy – metódu na odhadnutie vlastností stanovišťa založenú na bioindikácii – na indikovanie pôdnej reakcie a či ich kalibrácia voči fyzicky nameraným hodnotám pH poskytuje presnejšie výsledky v podmienkach oligotrofných a mezotrofných podhorských listnatých lesov Slovenska. Pre tento účel sme pozbierali vegetačné údaje (fytocenologické zápisy) a z príslušných plôch odbrali pôdne vzorky, v ktorých sa stanovili hodnoty pH dvoma spôsobmi (pH-H<sub>2</sub>O a pH-CaCl<sub>2</sub>). Ellenbergove hodnoty R (R<sub>e</sub>) sme porovnali s Jurkovymi indikačnými hodnotami (R<sub>j</sub>) a s hodnotami R a toleranciami druhov, ktoré boli kalibrované voči fyzicky nameraným hodnotám pH pomocou váženého priemerovania (R<sub>w</sub>, T<sub>w</sub>) a modelu HOF. Pôvodné hodnoty R<sub>e</sub> sme potom prekalibrovali pomocou nameraných hodnôt pH, čím sme získali nové hodnoty (R<sub>c</sub>, T<sub>c</sub>) v rozsahu Ellenbergovej stupnice. Zistili sme, že hodnoty R<sub>e</sub> významne korelujú s ostatnými R hodnotami. V súbore sledovaných druhov je celkové rozloženie R<sub>e</sub> podobné rozloženiu hodnôt R<sub>j</sub> a R<sub>w</sub>. Po vylúčení indiferentných druhov sa celkové rozloženie R<sub>e</sub> podobá distribúcii všetkých typov indikačných hodnôt R. Testovali sme tiež výkonnosť jednotlivých typov indikačných hodnôt pomocou lineárnej regresie voči nameraným hodnotám pH. Výkonnosť bioindikácie sa pohybovala od 35 % do 49 % vysvetlenej variancie pre pH-CaCl<sub>2</sub>, pričom pre hodnoty R<sub>e</sub> a R<sub>c</sub> to bolo 46 % resp. 49 %. Bioindikácia sa o niečo spresnila pre všetky kalibračné metódy (R<sub>w</sub>, R<sub>h</sub> a R<sub>c</sub>), ak boli druhy inverzne vážené ich toleranciami – výkonnosť sa pohybovala od 42 % do 51 %, pričom sa najlepšie výsledky dosiahli pre hodnoty R<sub>c</sub>. Vo všeobecnosti možno skonštatovať, že bioindikácia pomocou pôvodných Ellenbergových hodnôt R<sub>e</sub> nie je menej efektívna ako ostatné testované indikačné metódy, pričom hodnoty pH-CaCl<sub>2</sub> poskytujú lepšie výsledky ako pH-H<sub>2</sub>O. Vegetačné údaje pochádzajú zo zväzov *Carpinion betuli*, *Quercion petraeae*, *Genisto germanicae-Quercion* a *Pino-Quercion* (dubovo-hrabové lesy, teplomilné a kyslomilné dubiny, dubové boriny). Pôdne údaje zahŕňajú najmä kambizeme (modálne a pseudoglejové), luvizeme a pseudogleje. Údaje pochádzajú z geomorfologických celkov Malé Karpaty, Biele Karpaty, Považský Inovec, Myjavská pahorkatina a Záhorská nížina.

**Kľúčové slová:** bioindikácia, HOF model, pôdna kyslosť, druhové indikačné hodnoty, vážené priemerovanie

## Abstract

In this contribution we examined, whether Ellenberg's indicator values – method of estimating site conditions based on bioindication – are suitable for indicating soil reaction and if calibration to physical pH measurements can improve bioindication in oligotrophic and mesotrophic submontane broad-leaved forests in Slovakia. Phytocoenological relevés and pH-H<sub>2</sub>O and pH-CaCl<sub>2</sub> soil reaction were recorded for this purpose. Ellenberg's R values ( $R_e$ ) were compared to Jurko's indicator values ( $R_j$ ) and a set of species R values and tolerances (T), which were calibrated with physical pH data using the weighted averaging ( $R_w, T_w$ ) and Huisman-Olff-Fresco modelling ( $R_h, T_h$ ). Original  $R_e$  values were then recalibrated with measured pH data to establish new, adjusted set of scores ( $R_c, T_c$ ) at Ellenberg's scale. The  $R_e$  values are significantly correlated with the other R values, and they demonstrate similar frequency distribution to  $R_j$  and  $R_w$  values for the studied species pool. The frequency distribution becomes similar across all the R values when indifferent species were excluded. The performance of all the indicator values in terms of bioindication was tested. Relevé means of the R values were regressed on the field pH measurements. The performance of bioindication varied from 35 % to 49 % of the explained variance for pH-CaCl<sub>2</sub>, with the  $R_e$  and  $R_c$  values yielding 46 % and 49 % respectively. The bioindication slightly improved for all calibrated methods ( $R_w, R_h$  and  $R_c$ ) when species were weighted inversely with their tolerances – the performance varied from 42 % to 51 %, and the  $R_c$  values performed most effectively. We concluded that Ellenberg's R values represent a powerful system for bioindicating soil acidity when compared to the other alternatives, with pH-CaCl<sub>2</sub> showing better results than pH-H<sub>2</sub>O. Vegetation data include alliances of *Carpinion betuli*, *Quercion petraeae*, *Genisto germanicae-Quercion* and *Pino-Quercion* (oak-hornbeam forests, thermo- and acidophilous oak forests, oak-pine forests). The analyzed soils were mostly Leptic, Haplic and Stagnic Cambisols, Haplic Stagnosols (Albic, Dystric), Albic Luvisols (Epidystric) and Brunic Arenosols (Dystric). The samples are taken from Malé Karpaty Mts., Biele Karpaty Mts., Považský Inovec Mts., Myjavská pahorkatina hilly land and Záhorská nížina lowland.

**Keywords:** bioindication; HOF model; soil acidity; species indicator values; weighted averaging

## ÚVOD

Indikačné hodnoty rastlín, ktoré navrhol ELLENBERG (1979) (označované ako EI<sub>H</sub>), sa stali populárnym nástrojom na odhadovanie vlastností stanovišťa pomocou fytocenologických údajov (zápisov) v celej Európe, vrátane Slovenska (napr. GÉGOUT & KRIZOVA 2003). Medzi najpoužívanéjšie patria Ellenbergove hodnoty pre odhad pôdnej reakcie (R). Tieto hodnoty sú v rozsahu 1 – 9 a predstavujú optimum príslušného druhu na zjednodušenom gradiente pôdnej kyslosti. Tento indikačný systém sa stal predmetom širokej diskusie (MUCINA 1985, JURKO

1986, KLIMEŠ 1987, v poslednom období tiež napr. SCHAFFERS a SÝKORA 2000, WAMELINK *et al.*, 2002, 2005) a niektoré aspekty jeho používania boli podrobené kritike. Keďže bol pôvodne navrhnutý pre Nemecko, v iných regiónoch môže mať obmedzenú platnosť, pretože jednotlivé druhy sa môžu v rôznych areáloch správať ekologicky odlišne (napr. HILL *et al.*, 2000, LAWESSON *et al.*, 2003). Odpoveďou naň pre slovenské podmienky bol systém, ktorý navrhol JURKO (1990). Ellenbergov systém navyše neposkytuje informácie o ekologickej tolerancii jednotlivých druhov a používa arbitrárnu ordinačnú škálu, čo do biondikácie vnáša viacero neistôt (napr. SCHAFFERS a SÝKORA 2000, WAMELINK *et al.*, 2002). Preto boli navrhnuté viaceré metódy štatistickej kalibrácie indikačných hodnôt rastlín voči reálnemu pH, kde indikačné hodnoty vychádzajú priamo z regionálnych meraní (napr. HUISMAN *et al.*, 1993, WAMELINK *et al.*, 2005, PEPPLER-LISBACH 2008). Využíva sa pritom vážený priemer (TER BRAAK a BARENDREGT 1986) alebo modelovanie kriviek odpovedí druhov voči fyzicky nameraným údajom (napr. TER BRAAK & LOOMAN 1986, AUSTIN *et al.*, 1994, HUISMAN *et al.*, 1993), kde sú štatisticky zadefinované indikačné hodnoty druhov aj ich tolerancie (TER BRAAK a VAN DAM 1989, GÉGOUT & PIERRAT 1998, SCHRÖDER *et al.*, 2005). Spomedzi týchto metód patrí medzi najpoužívanejšie Huisman-Olff-Frescov (HOF) model (HUISMAN *et al.*, 1993), ktorý predstavuje účinný nástroj na zlepšenie bioindikácie a pomáha eliminovať chyby Ellenbergovho systému (LAWESSON & OKSANEN 2002, WAMELINK *et al.*, 2005). Alternatívny spôsob kalibrácie pôvodných Ellenbergových hodnôt a odhad tolerancie na pôvodnej škále 1 – 9 pomocou modelu HOF navrhli LAWESSON *et al.*, (2003).

Okrem Ellenbergovho indikačného systému boli predmetom diskusie aj samotné metódy bioindikácie. Predikcia pôdnej kyslosti pomocou EIH sa konvenčne počíta pre fytocenologický zápis pomocou váženého priemeru, kde váhu predstavuje pokryvnosť jednotlivých druhov (ELLENBERG *et al.*, 1992). SCHAFFERS a SÝKORA (2000) navrhli na zlepšenie regionálnych výpočtov váženie frekvenciami jednotlivých indikačných hodnôt v regionálnych flórach. Z ďalších prístupov stojí za zmienku napr. KÄFER a WITTE (2004) a EWALD (2003), ktorí študovali vplyv váženia pokryvnosťami a indiferentných druhov.

V tomto príspevku sa zaoberáme problematikou, či sú pôvodné EIH vhodné na predikciu pôdnej reakcie v podmienkach Slovenska, a to najmä pre oligo- a mezotrofnú vegetáciu listnatých lesov. V príspevku porovnáваме EIH pre daný typ vegetácie s hodnotami, ktoré navrhol JURKO (1990), a s hodnotami štatisticky kalibrovanými voči nameraným pH gradientom pomocou metód váženého priemerovania a HOF. Okrem toho porovnáваме bioindikáciu s použitím EIH a bioindikáciu prostredníctvom niektorých ďalších vyššie uvedených indikačných hodnôt. Testovali sme tiež, či prekalibrovanie EIH a rozšírenie výpočtu o tolerancie druhov voči pH spresňuje bioindikáciu.

## MATERIÁL A METÓDY

### Zber vegetačných a pôdnych údajov

Práca vychádza zo 146 fytocenologických zápisov, ktoré boli vyhotovené v celkoch Považský Inovec, Malé Karpaty, Biele Karpaty, Záhorská nížina a Myjavská pahorkatina. Zápisy zahŕňajú kyslomilnú až mezofilnú podhorskú lesnú vegetáciu zväzov *Carpinion betuli* ISSLER

---



1931, *Quercion petraeae* Zólyomi a Jakucs in JAKUCS 1960, *Genisto germanicae-Quercion* NE-UHÄUSL a NEUHÄUSLOVÁ-NOVOTNÁ 1967 a *Pino-Quercion* Medwecka-Kornaš in MEDWECKA-KORNAŠ *et al.*, 1959. Vyhотовovanie zápisov bolo v súlade s zuriško-montpelliarskou školou (BRAUN-BLANQUET 1964), pričom sa použila štandardná 7-členná stupnica a plocha zápisu (ak to bolo možné) mala veľkosť 400 m<sup>2</sup>. Na uloženie zápisov a prácu s nimi boli použité programy TURBOVEG (HENNEKENS a SCHAMINEE 2001) a JUICE (TICHÝ 2002).

V ploche každého zápisu sme v strede vytýčili štvorec 5 × 5 m, z každého rohu štvorca sme odobrali vzorku z A horizontu do hĺbky maximálne 10 cm a následne vzorky zmiešali, čím vznikla priemerná vzorka pre príslušný zápis. Vzorkovanie sa uskutočnilo v júli až septembri, kedy je pH relatívne stabilné. Vzorky boli následne vysušené, homogenizované a preosiate cez 2 mm sito. Pôdna reakcia bola meraná vo vodnej suspenzii (pH-H<sub>2</sub>O, pôda:voda = 1:2, 5) a suspenzii 0,01 M CaCl<sub>2</sub> roztoku (pH-CaCl<sub>2</sub>, pôda:roztok = 1:5) pH-metrom WTW (USDA-NRCS-NSSC 1996). Z pôd boli zastúpené najmä kambizeme modálne a pseudoglejové, luvizeme a pseudogleje. Všetky pôdy boli mierne až silne kyslé s hodnotou pH-H<sub>2</sub>O od 3,9 do 6,0 a pH-CaCl<sub>2</sub> od 3,2 do 5,3. Oba typy hodnôt pH (pH-H<sub>2</sub>O a pH-CaCl<sub>2</sub>) mali normálnu distribúciu (testované Shapiro-Wilkovým W testom).

### Tabelované indikačné hodnoty druhov

Analyzovali sme dva typy tabelovaných R hodnôt *i*) hodnoty R<sub>e</sub> podľa ELLENBERGA *et al.*, (1992), ktoré sú v ordinálnej stupnici 1–9, kde sú s hodnotou x označené indiferentné druhy, a *ii*) hodnoty R<sub>j</sub> podľa JURKA (1990), ktorý použil 5 člennú ordinálnu stupnicu. Oba typy hodnôt predstavujú optimum druhov vo vzťahu k zjednodušenému (ordinálnemu) gradientu pôdnej reakcie. Slovenský systém tu slúži ako referenčný na testovanie výkonnosti Ellenbergovho systému. Pre hodnoty R<sub>j</sub> sme stanovili tieto pravidlá: *i*) druhy s väčším rozpätím (napr. 2–4) považujeme za indiferentné, *ii*) pre druhy s hodnotou typu 2–3 sme použili prvú hodnotu (t.j. 2), a *iii*) pre druhy s prechodnou hodnotou sme použili priemer (napr. 2,5 pre kategóriu 2/3), *iv*) druhy s hodnotou x považujeme za indiferentné.

### Kalibrácia indikačných hodnôt druhov a tolerancií

Okrem tabelovaných hodnôt R<sub>e</sub> a R<sub>j</sub> sme vypočítali kalibrované indikačné hodnoty R a tolerancie T druhov podľa nameraných hodnôt pH: *i*) pomocou váženého priemeru (R<sub>w</sub>, T<sub>w</sub>), *ii*) modelom HOF (R<sub>H</sub>, T<sub>H</sub>), a napokon *iii*) nové EI<sub>H</sub> a tolerancie (R<sub>c</sub>, T<sub>c</sub>) pomocou modelu HOF. Použili sme iba druhy, ktoré sa vyskytovali najmenej v 10 zápisoch – t.j. 107 z celkového počtu 298. Do úvahy sme brali iba bylinné poschodie.

Hodnoty R<sub>w</sub> boli vypočítané z nameraných hodnôt pH ako aritmetický priemer hodnôt pH z plôch zápisov, kde sa príslušný druh vyskytoval (napr. TER BRAAK a BARENDREGT 1986, TER BRAAK a LOOMAN 1986, TER BRAAK a VAN DAM 1989). Hoci je tento algoritmus známy ako priemer vážený pokryvnosťou, my sme použili iba prítomnosť resp. neprítomnosť druhov, ako to navrhol napr. AUSTIN (2002). Ekologická tolerancia druhu (T<sub>w</sub>) pomocou váženého priemeru (TER BRAAK a VAN DAM 1989) sa vypočítala podľa nasledujúceho vzorca:

$$T_{wk} = \left( \frac{\sum_{i=1}^n y_{ik} (\text{pH}_i - R_k)^2}{\sum_{k=1}^n y_{ik}} \right)^{1/2}$$

kde  $y$  a  $R$  predstavujú pokryvnosť druhu resp. indikačnú hodnotu,  $i$  predstavuje zápisy ( $i = 1, \dots, n$ ) a  $k$  taxón ( $k = 1, \dots, p$ ). Ani v tomto prípade sme nepoužili váženie pokryvnosťami druhov.

Indikačné hodnoty a tolerancie  $R_h$  a  $T_h$  sme vypočítali z fytoocenologických údajov a z nameraných hodnôt pH pomocou modelu HOF. Tento model umožňuje vypočítať pravdepodobnosť výskytu druhov pozdĺž pH gradientu. V analýze boli použité všetky druhy, ktoré sa vyskytovali aspoň v 10 zápisoch. Na výpočet bol použitý balík gravity (OKSANEN a MINCHIN 2002a, b) v programe R 2.4.1 a hodnoty  $R_h$  a  $T_h$  boli odhadnuté len z výsledných kriviek typu II až V. Druhy s krivkou typu I považujeme za indiferentné. Hodnota  $R_h$  je definovaná ako hodnota pH, pri ktorej sa dosiahne 1/2 pravdepodobnosť výskytu druhu (BALKOVIČ *et al.*, 2010). Tolerancia druhu ( $T_h$ ) je definovaná ako interval pH pokrývajúci 80% pravdepodobnosť výskytu druhu (GÉGOUT a PIERRAT 1998). Nové EIH ( $R_c$ ) a tolerancie  $T_c$  boli kalibrované voči nameraným hodnotám pH podľa LAWESSON *et al.*, (2003) a následne preškálované do pôvodného rozsahu 1–9.

### Bioindikácia

Pre každý fytoocenologický zápis bola z prítomných druhov ( $m$ ) vypočítaná priemerná hodnota  $R$  ( $mR$ ), ktorá predstavuje odhad pôdnej reakcie. Použité boli dva spôsoby výpočtu: *i*) jednoduchý vážený priemer ( $WA_1$ ):

$$mR_i = \frac{\sum_{k=1}^m y_{ik} R_k}{\sum_{k=1}^m y_{ik}}$$

a *ii*) vážený priemer, kde boli druhy vážené prevrátenou hodnotou tolerancie ( $WA_2$ ):

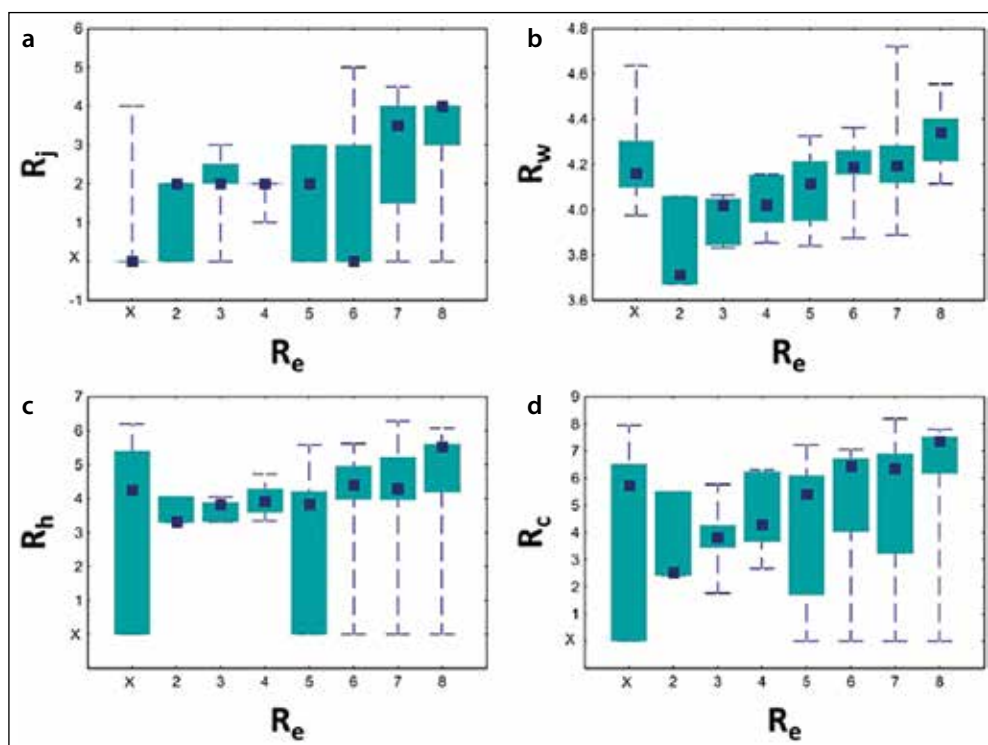
$$mR_i = \frac{\sum_{k=1}^m y_{ik} R_k / T_k^2}{\sum_{k=1}^m y_{ik} / T_k^2}$$

## VÝSLEDKY

### Porovnanie indikačných hodnôt rastlín

Ellenbergove indikačné hodnoty ( $R_e$ ) významne korelujú ( $P < 0,01$ ) s indikačnými hodnotami podľa Jurka a kalibrovanými indikačnými hodnotami  $R_w$ ,  $R_h$  a  $R_c$  (Tab. 1). V súbore všetkých 107 druhov je celkové rozloženie EIH podobné predovšetkým rozloženiu hodnôt vypočítaných váženým priemerovaním ( $R_w$ ) a Jurkovým indikačným hodnotám ( $R_j$ ), ale menej už hodnotám  $R_h$  a  $R_c$  (Kruskal-Wallis H test pri  $\alpha=0,01$ ). Po vylúčení indiferentných druhov sa celkové rozloženie EIH podobá distribúcii všetkých typov indikačných hodnôt (pozri tabuľku 1). Vzťahy medzi EIH a ostatnými indikačnými hodnotami druhov v študovanom type vegetácie sú znázornené na obrázku 1.

**Obr. 1** Distribúcia a) Jurkových indikačných hodnôt  $R_j$ , b) indikačných hodnôt kalibrovaných váženým priemerovaním  $R_w$ , c) modelom HOF  $R_h$ , a d) kalibrovaných a preškálovaných EIH  $R_c$  (mediány, dolné a horné kvartily, min-max hodnoty) pozdĺž pôvodných Ellenbergových indikačných hodnôt.



**Tab. 1** Spearmanov korelačný koeficient a Kruskal-Wallis ANOVA test medzi EI<sub>H</sub> ( $R_e$ ) a ostatnými indikačnými hodnotami; v prvej časti boli zahrnuté všetky druhy ( $n=107$ ), v druhej boli vylúčené indierentné druhy.

Agregačná premenná	Závislá premenná	n	Spearman r	P	Kruskal-Wallis H	P
$R_e$	$R_j$	107	0,51	< 0,01	29,69	< 0,01
	$R_w$	107	0,29	< 0,01	31,69	< 0,01
	$R_h$	107	0,25	< 0,01	15,79	0,03
	$R_c$	107	0,30	< 0,01	16,63	0,02
$R_e$	$R_j$	58	0,75	< 0,01	37,43	< 0,01
	$R_w$	81	0,58	< 0,01	30,02	< 0,01
	$R_h$	71	0,57	< 0,01	25,96	< 0,01
	$R_c$	70	0,65	< 0,01	30,13	< 0,01

### Bioindikácia pôdnej reakcie podľa EI<sub>H</sub> a Jurka

Zistili sme, že existuje štatisticky významný vzťah medzi strednými hodnotami EI<sub>H</sub> ( $mR_e$ ) vypočítanými z fytoocenologických zápisov a nameranými hodnotami pH, a to ako pre pH-CaCl<sub>2</sub>, tak aj pre pH-H<sub>2</sub>O (Tab. 2). Fytoindikácia pomocou EI<sub>H</sub> poskytuje podobné výsledky ako indikácia podľa Jurka ( $mR_j$ ):  $R_j$  je 42,6 % pre EI<sub>H</sub> a 43,4% pre indikáciu podľa Jurka (pre pH-CaCl<sub>2</sub>, obe  $P < 0,001$ ) a 21,3 % a 21,6 % pre pH-H<sub>2</sub>O (obe  $P < 0,001$ ). Ukázalo sa, že lepšie výsledky poskytuje kalibrácia voči pH v 0,01M CaCl<sub>2</sub>. V ďalších analýzach sú preto použité len tieto hodnoty.

**Tab. 2** Lineárna regresná analýza medzi strednými indikačnými hodnotami ( $mR$ ) podľa Ellenberga a Jurka a nameranými hodnotami pH; hodnoty pH boli transformované inverznou funkciou logit;  $n$  – počet fytoocenologických zápisov

Stredná indikačná hodnota	pH	n	R <sup>2</sup>	r	P
$mR_e$	H <sub>2</sub> O	146	21,29	0,461	< 0,001
	CaCl <sub>2</sub>	146	42,55	0,652	< 0,001
$mR_j$	H <sub>2</sub> O	146	21,62	0,465	< 0,001
	CaCl <sub>2</sub>	146	43,35	0,658	< 0,001

### Porovnanie s ďalšími metódami bioindikácie

Pôdna reakcia indikovaná pomocou systému hodnôt R a T rastlinných druhov (vypočítaná metódou WA<sub>1</sub> a WA<sub>2</sub>) bola porovnaná s meranými hodnotami pH (Tab. 3). Použitá bola iteratívna krížová validácia, t. j. fytoocenologický zápis bol vylúčený z kalibrácie hodnôt R a T pri výpočte  $mR$  pre tento zápis. Výsledky ukazujú, že bioindikácia dokáže vysvetliť od 35 do 49% variance v meraných hodnotách pH pri metóde WA<sub>1</sub> a od 42 do 51 % pri metóde WA<sub>2</sub>. Bioindikácia s pôvodnými Ellenbergovými indikačnými hodnotami nie je menej efektívna ako ostatné testované indikačné metódy. Kalibrácia EI<sub>H</sub> pomocou meraného pH poskytuje len nevýrazné zlepšenie odhadu (zo 46 % na 49 %). Inverzné vážením toleranciami druhov (WA<sub>2</sub>) poskytuje

častočné zlepšenie bioindikácie vo všetkých prípadoch ( $mR_w$ ,  $mR_h$  aj  $mR_c$ ). Takéto vylepšenia sú však len nevýrazné a na základe študovaného materiálu nie je možné s určitou uprednostniť žiadnu z kalibračných metód pred pôvodnou metódou bioindikácie ( $WA_1$  s EI<sub>H</sub>).

**Tab. 3** Štatistický test vzťahu medzi indikovanou pôdnou reakciou ( $mR$ ) a  $pH$ - $CaCl_2$  ( $pH$  transformované funkciou  $\log$ it);  $R_2$  je koeficient determinácie lineárnej regresie;  $r$  je Pearsonov korelačný koeficient; všetky hodnoty  $R_2$  sú významné pri  $P < 0.001$ ; tučným písmom je znázornená pôvodná (referenčná) metóda bioindikácie podľa ELLENBERGA (1979).

Metóda	Stredná indikačná hodnota	$R_2$	$r$
$WA_1$	$mR_e$	46,00	0,678
$WA_1$	$mR_w$	42,20	0,650
$WA_1$	$mR_h$	34,96	0,591
$WA_1$	$mR_c$	49,17	0,701
$WA_2$	$mR_w$	49,50	0,704
$WA_2$	$mR_h$	42,45	0,652
$WA_2$	$mR_c$	50,67	0,712

## Podakovanie

Príspevok vznikol s podporou grantu VEGA 2/0073/12.

## LITERATÚRA

- AUSTIN, M.P. 2002. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecol. Modelling*, 157: 101–118.
- AUSTIN, M.P., NICHOLLS, A.O., DOHERTY, M.D., MEYERS, J.A. 1994. Determining species response functions to an environmental gradient by means of a  $\beta$ -function. *J. Veg. Sci.* 5: 215–228.
- BALKOVIČ J., KOLLÁR J., ČEMANOVÁ, G. & ŠIMONOVÍČ V. 2010. Indicating soil acidity using vegetation relevés in spatially limited areas – case study from the Považský Inovec, Slovakia. *Folia Geobot.* 45: 253–277.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1964. *Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde*, Ed. 3. Wien: Springer Verlag. 865 s.
- ELLENBERG, H. 1979. Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Ed. 2. *Scripta Geobot.* 9: 1–122.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, W., WERNER, W., PAULISSEN D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Ed. 2. *Scripta Geobot.* 18: 1–258.
- EWALD, J. 2003. The sensitivity of Ellenberg indicator values to the completeness of vegetation relevés. *Basic Appl. Ecol.* 4: 507–513.
- GÉGOUT, J.C., PIERRAT, J.C. 1998. L'autécologie des espèces végétales: une approche par régression non paramétrique. *Écologie*, 29: 473–482.
- GÉGOUT, J.P. & KRIZOVA, E. 2003. Comparison of indicator values of forest understorey plant species in Western Carpathians (Slovakia) and Vosges Mountains (France). *Forest Ecology and Management*, 182: 1–11.
- HENNEKENS, S.M., SCHAMINEE, J.H.J. 2001. Turboveg, a comprehensive database management system for vegetation data. *J. Veg. Sci.* 12: 589–591.
- HILL, M.O., ROY D.B., MOUNTFORD, J.O., BUNCE, R.G.H. 2000. Extending Ellenberg's indicator values to a new area: an algorithmic approach. *J. Appl. Ecol.* 37: 3–15.
- HUISMAN, J., OLFF, H., FRESCO, L.F.M. 1993. A hierarchical set of models for species response analysis. *J. Veg. Sci.* 4: 37–46.
- JURKO, A. 1986. Poznámky k diskusi o užitočnosti Ellenbergových indikačných hodnôt. *Biológia*, 41 (1): s. 91–100.
- JURKO, A. 1990. *Ekologické a socioekonomické hodnotenie vegetácie*. Bratislava: Príroda.
- KÄFER, J., WITTE, J.P.M. 2004. Cover-weighted averaging of indicator values in vegetation analyses. *J. Veg. Sci.* 15: 647–652.
- KLIMEŠ, L. 1987. Použití tabelovaných indikačních hodnot v gradientové analýze vegetace. *Preslia*, 59: 15–24.
- LAWESSON, J.E., OKSANEN, J. 2002. Niche characteristics of Danish woody species as derived from coenoclines. *J. Veg. Sci.* 13: 279–290.

- LAWESSON J.E., FOSAA A.M., OLSEN E. 2003. Calibration of Ellenberg indicator values for the Faroe Islands. *Appl. Veg. Sci.* 6: 53–62.
- MARHOLD, K., HINDÁK, F. (eds) 1998. *Zoznam nižších a vyšších rastlín Slovenska*. Bratislava: Veda.
- MUCINA, L. 1985. Používať či nepoužívať Ellenbergove indikačné hodnoty? *Biológia*, 40: 511–516.
- OKSANEN, J., MINCHIN, P.R. 2002a. Continuum theory revisited: what shape are species responses along ecological gradients? *Ecol. Modelling*, 157: 119–129.
- OKSANEN, J., MINCHIN, P.R. 2002b. *Non-linear maximum likelihood estimation of Beta and HOF response models*. Available at: <http://cc.oulu.fi/~jarioksa/softhelp/hof3.pdf>
- PEPPLER-LISBACH, C. 2008. Using species-environmental amplitudes to predict pH values from vegetation. *J. Veg. Sci.* 19: 437–444.
- SCHAFFERS, A.P., SÝKORA, K.V. 2000. Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements. *J. Veg. Sci.* 11: 225–244.
- SCHRÖDER, H.K., ANDERSEN, H.E., KIEHL, K. 2005. Rejecting the mean: Estimating the response of fen plant species to environmental factors by non-linear quantile regression. *J. Veg. Sci.* 16: 373–382.
- StatSoft Inc. 2003. *STATISTICA*, Version No. 6. [www.StatSoft.com](http://www.StatSoft.com), StatSoft, Inc., Tulsa.
- TER BRAAK, C.J.F., BARENDREGT, L.G. 1986. Weighted averaging of species indicator values: its efficiency in environmental calibration. *Math. Biosci.* 78: 57–72.
- TER BRAAK, C.J.F., LOOMAN, C.W.N. 1986. Weighted averaging, logistic regression and the Gaussian response model. *Vegetatio*, 65: 3–11.
- TER BRAAK, C.J.F., VAN DAM, H. 1989. Inferring pH from diatoms: a comparison of old and new calibration methods. *Hydrobiologia*, 178: 209–223.
- TICHÝ, L. 2002. JUICE, software for vegetation classification. *J. Veg. Sci.* 13: 451–453.
- USDA-NRCS-NSSC 1996. *Soil Survey Laboratory Methods Manual*. Soil Survey Investigation Report 42. Available at: <http://soils.usda.gov/>
- WAMELINK, G.W.W., GOEDHART, P.W., VAN DOBBEN, H.F., BERENDSE, F. 2005. Plant species as predictors of soil pH: Replacing expert judgement with measurements. *J. Veg. Sci.* 16: 461–470.
- WAMELINK, G.W.W., JOOSTEN V., VAN DOBBEN H.F., BERENDSE F. 2002. Validity of Ellenberg indicator values judged from physico-chemical field measurements. *J. Veg. Sci.* 13: 269–278.
-

# MODELOVANIE AKO NÁSTROJ PRE PODPORU EFEKTÍVNEHO HOSPODÁRENIA S ORGANICKÝM UHLÍKOM V PÔDACH SLOVENSKA

## MODELLING AS A SUPPORTING TOOL FOR EFFECTIVE SOIL ORGANIC CARBON MANAGEMENT IN SLOVAKIA

**Gabriela Barančíková, Rastislav Skalský, Jarmila Makovníková, Ján Halas,  
Štefan Koco, Zuzana Tarasovičová**

*Národné poľnohospodárske a potravinárske centrum – Výskumný ústav pôdoznectva a ochrany pôdy,  
Gagarinova 10, 827 13 Bratislava, Slovenská republika*

*National Agricultural and Food Centre – Soil Science and Conservation Research Institute, Gagarinova 10, 827  
13 Bratislava, Slovak Republic*

*e-mail: g.barancikova@vupop.sk*

### Abstrakt

Pôdna organická hmota je jedným z najdôležitejších parametrov pôdy ovplyvňujúcim produkčné aj mimoprodukčné pôdne funkcie. V posledných rokoch dochádza k výrazným zmenám v zásobách pôdneho organického uhlíka (POC). Kľúčovým problémom je stanovenie relatívne nepatrných zmien v zásobách POC v čase. Jedným zo spôsobov detekcie zmien zásob POC je využitie modelovania. Na Slovensku už niekoľko rokov využívame pri modelovaní POC na poľnohospodárskych pôdach RothC model, nakoľko dobre predpovedá zmeny v POC pri rôznom spôsobe hospodárenia. Príspevok sumarizuje výsledky dosiahnuté pri testovaní a validácii modelu RothC ako aj výsledky modelovania POC v poľnohospodárskych pôdach Slovenska dosiahnuté v rokoch 2007 – 2014. Na jednej strane sa RothC model úspešne využíva pri modelovaní zmien v zásobách POC na lokálnej úrovni, vybraných bodoch alebo v rámci poľnohospodárskych podnikov, ale tiež bol s úspechom aplikovaný aj pri modelovaní zmien POC na poľnohospodárskych pôdach celého Slovenska. V súčasnom období sme sa zamerali na podrobnejšie regionálne sledovanie zmien v zásobách POC modelom RothC.

**Kľúčové slová:** RothC model, poľnohospodárske pôdy, klimatická zmena, zásoby pôdneho organického uhlíka,

### Abstract

Soil organic matter is one of the most important soil parameter influencing production and non-production soil functions. In the last years significantly changes in soil organic carbon (SOC) stock are observed. At present, the key problem is determination of relatively small changes in SOC stocks in the time. One way of detecting changes of SOC stock is modelling. We have been using RothC model at modelling of SOC stock on agricultural soils for several years

in Slovakia, because it predicts well changes in SOC at different soil management methods. In this article, summarization of results achievable at testing and validation of RothC model as well as the modelling results of SOC changes in agricultural soils of Slovakia in the period 2007–2014 are presented. On the one hand RothC model is successfully used at modelling of SOC changes on local level, on selected points or on agricultural farms, but it was also well applied at modelling of SOC changes on agricultural soil of Slovakia. At present we are focusing on more detailed regional tracking changes in SOC stock by RothC model.

**Keywords:** RothC model, agricultural soils, climate change, soil organic carbon stock

## ÚVOD

Medzi základné pôdne parametre, ktoré výrazným spôsobom ovplyvňujú mnohé biologické, chemické i fyzikálne pôdne procesy, patrí aj pôdna organická hmota (POH). POH má podstatný vplyv na produkčné aj mimo produkčné funkcie pôdy a pôdny organický uhlík (POC) je súčasťou všetkých minimálnych súboroch indikátorov, komplexne hodnotiacich kvalitu pôdy na základe pôdnych funkcií (OGLE a PAUSTIAN, 2005). Väčšina pôdneho organického uhlíka je v kontinuálnom dynamickom stave akumulácie a rozkladu (SCHRUMPF *et al.*, 2008), ktorý je v prírodnom prostredí ovplyvnený najmä mikrobiálnou činnosťou pôdy.

V súčasnom období je kolobeh uhlíka vo veľkej miere ovplyvnený ľudskou aktivitou. Odhaduje sa napríklad, že kultivácia pôd, predovšetkým konverzia pasienkov na orné pôdy vedie k významným stratám až 50 Pg uhlíka (JANZEN, 2006). Ďalším dôležitým faktorom zvýšeného uvoľňovania CO<sub>2</sub> z poľnohospodárskych pôd je nesprávne hospodárenie na pôde, predovšetkým nízky prísun organických zvyškov. Mnohé poľnohospodárske praktiky ako napr. aplikácia kvalitných organických hnojív, dodržiavanie optimálnej rotácie plodín a minimálne obrábanie pôdy alebo správne hospodárenie s vodou sú naopak príležitosťou pre dlhodobé viazanie (sekvestráciu) atmosférického uhlíka v pôdach (JANZEN, 2006).

Medzi zásadné problémy hodnotenia dynamiky POC patrí stanovenie relatívne nepatrných zmien v zásobách POC v čase. Jedným zo spôsobov ako to dosiahnuť je použitie procesných modelov. Medzi najviac využívané modely patrí Rothamstedský uhlíkový model RothC (COLEMAN a JENKINSON, 2005), ktorý bol pôvodne kalibrovaný na dlhotrvajúcich experimentoch orných pôd v Rothamstede (UK) a neskôr bol aplikovaný aj v iných podmienkach (pastviny, lúky, savany).

Na Slovensku už niekoľko rokov model RothC úspešne využívame (BARANČÍKOVÁ, 1997, BARANČÍKOVÁ *et al.*, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014), nakoľko dobre predpovedá zmeny v zásobách POC pri rôznom spôsobe hospodárenia, ako to potvrdzuje napr. aj LEIFELD *et al.*, (2009) a tiež preto, že vstupné údaje, ktoré daný model vyžaduje, je možné získať aj pre väčšie regióny (napr. VAN WESEMAEL *et al.*, 2010, YOKOZAWA *et al.*, 2010).

V tomto príspevku sumarizujeme výsledky, ktoré boli dosiahnuté pri aplikácii modelu RothC v rokoch 2007–2014, od jeho úspešného testovania až po modelovanie zmien v zásobách POC, na poľnohospodárskych pôdach Slovenska na úrovni bodu, farmy, regiónu a ná-



rodnej úrovni. Naznačujeme tiež ďalšie smerovanie výskumu k hodnoteniu dynamiky a vývoja zásoby POC na regionálnej úrovni.

## MATERIÁL A METÓDY

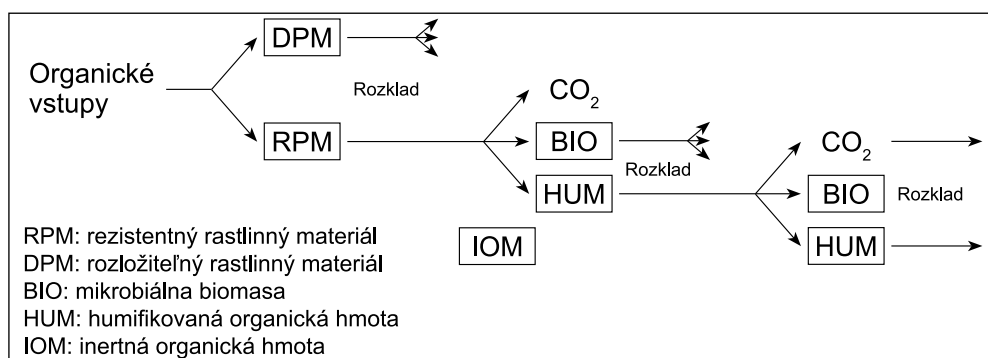
### RothC model

V príspevku používame model RothC-26.3 (COLEMAN a JENKINSON, 2005, ďalej ako RothC). RothC je model pre výpočet zmeny v zásobách pôdneho organického uhlíka, ktorý uvažuje s vplyvom pôdneho typu, vlhkosti a rastlinného pokryvu na zmeny v zásobách POC. Na výpočet zmien v zásobách POC využíva mesačný krok a je schopný modelovať zmeny v zásobách pôdneho organického uhlíka v časovom rozsahu niekoľkých rokov až storočí.

RothC model vyžaduje vstupné údaje o klíme, pôde a hospodárení na pôde. Klimatické parametre zahŕňajú priemerné mesačné (úhrny) zrážok (mm), priemernú mesačnú teplotu vzduchu – T (°C) a mesačné hodnoty evapotranspirácie (mm). Základné pôdne údaje nevyhnutné pre priebeh modelovania sú: percento ilovej frakcie (<0,002 mm), hĺbka pôdy (cm), počiatočný stav pôdneho organického uhlíka POC v t.C.ha<sup>-1</sup>. Pri modelovaní RothC sú potrebné aj údaje o využití a hospodárení na pôde: pôdny pokryv, mesačný vstup uhlíka rastlinných zvyškov (t.C.ha<sup>-1</sup>), mesačný vstup uhlíka z organického hnojenia (t.C.ha<sup>-1</sup>), faktor kvality rastlinných zvyškov (DPM/RPM pomer).

V modeli RothC je POC rozdelený do štyroch aktívnych zložiek a malého množstva inej organickej hmoty (IOM), medzi ktorými prebiehajú procesy rozkladu a hromadenia. Štyri aktívne zložky predstavujú rozložiteľný rastlinný materiál (DPM), rezistentný rastlinný materiál (RPM), mikrobiálnu biomasu (BIO) a humifikovanú organickú hmotu (HUM) (Obr. 1).

**Obr. 1** Štruktúra modelu RothC (COLEMAN a JENKINSON, 2005)



### Vstupy pre modelovanie POC v poľnohospodárske pôdy Slovenska

Klimatické údaje (priemerná mesačná teplota vzduchu, mesačný úhrn zrážok; ich dlhodobé priemerné mesačné hodnoty) boli získané z meteorologických staníc Slovenska od za-

čiatku modelovania až po súčasnosť a boli spracované na základe denných klimatických údajov za jednotlivé klimatické stanice SHMÚ. Klimatické scenáre potrebné pri predikcii zásob POC v budúcom období (denné klimatické údaje za obdobie 2001 až 2100) boli spracované a následne poskytnuté pracoviskom Katedry astronómie, fyziky Zeme a meteorológie (KAFZM), Oddelením meteorológie a klimatológie (prof. Milan Lapin) na Fakulte matematiky, fyziky a informatiky Univerzity Komenského v Bratislave.

Základným zdrojom údajov o poľnohospodárskych pôdach Slovenska (percento ťlovej frakcie ( $<0,002$  mm), počiatočný stav pôdneho organického uhlíka POC v  $t.C.ha^{-1}$ ) na úrovni lokalít, poľnohospodárskych podnikov a krajiny boli výberové sondy KPP (databáza AISOP, LINKEŠ *et al.*, 1988). Pri validácii modelu boli použité namerané hodnoty POC z databázy kľúčových monitorovacích lokalít Čiastkového monitorovacieho systému pôda (ČMS-P), základnej siete ČMS-P a údaje z dlhotrvajúcich experimentov. Zásoba uhlíka ( $t C .ha^{-1}$ ) v počiatočnom bode (POCi) modelovania bola vypočítaná ako:

$$POCi = OC \times OH \times H$$

kde OC je počiatočná koncentrácia POC, OH je objemová hmotnosť a H je hĺbka pôdy.

Základný zdroj údajov o zberových plochách, úrodách pestovaných plodín a spotrebe maštalného hnoja v poľnohospodárstve predstavovali okresné štatistické údaje pre časové obdobie rokov 1990–2007 a tiež štatistiky na úrovni krajov a výrobných oblastí pre roky 1970–1981. Vstup uhlíka rastlinných zvyškov bol vypočítaný na základe úrody hlavného produktu a hodnoty prepočítavacieho koeficientu pre dané rozpätie úrod podľa Jurčovej (JURČOVÁ a BIELEK, 1997, BIELEK a JURČOVÁ, 2010). Množstvo uhlíka vstupujúceho do pôdy z maštalného hnoja (MH) bolo vypočítané z dávky MH a hodnoty prepočítavacieho koeficientu podľa Jurčovej (JURČOVÁ a BIELEK, 1997, BIELEK a JURČOVÁ, 2010).

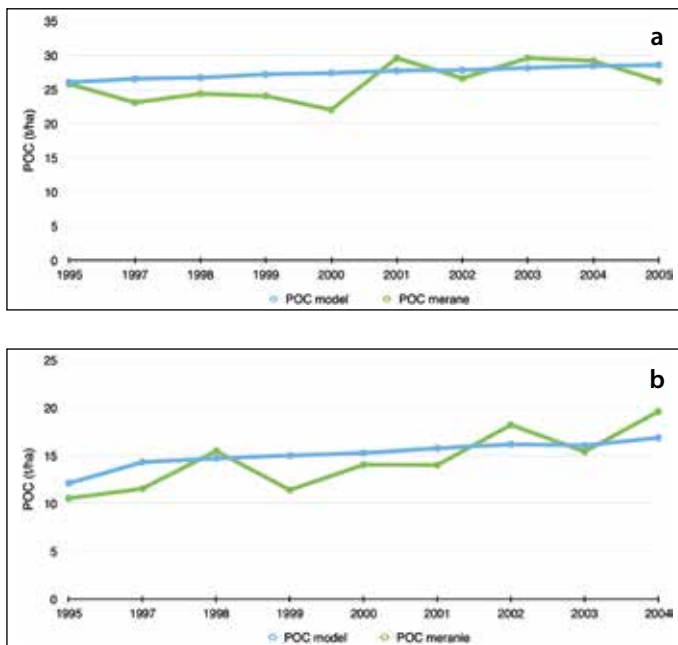
## VÝSLEDKY A DISKUSIA

### Testovanie a validácia RothC na kľúčových lokalitách monitoringu pôd SR

Na validáciu modelu RothC bolo vybraných päť kľúčových lokalít ČMS-P s rozdielnymi pôdno-klimatickými podmienkami: Macov, Moravský Svätý Ján, Istebné, Liesek a Nacina Ves (BARANČIKOVÁ, 1997). Na týchto lokalitách sa od roku 1994 každoročne stanovuje obsah POC v hĺbke 0–10 cm. Validácia modelu bola realizovaná v časovom úseku rokov 1994–2005.

Na všetkých sledovaných lokalitách bol zaznamenaný nárast zásob POC. RMSE hodnoty (10–14,2%) poukazujú na dobrú zhodu medzi pozorovanými a modelovanými údajmi (Obr. 2). Podrobnejšie zhodnotenie je možné nájsť v jednej z našich predchádzajúcich prác (BARANČIKOVÁ, 1997). Hlavným nedostatkom tejto validácie bola krátka doba modelovania spôsobená nedostupnosťou údajov za dlhšie časové obdobie.

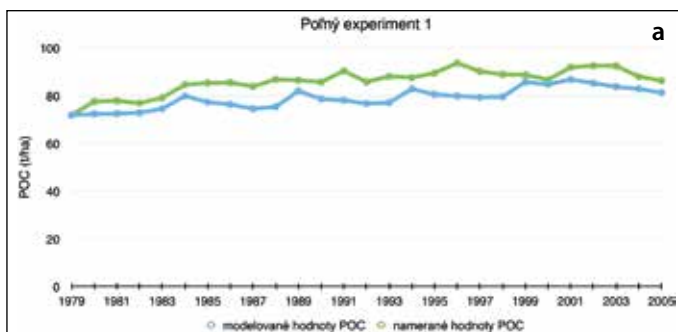
**Obr. 2** Porovnanie modelových a nameraných údajov POC (t/ha) na lokalite Macov (a) a lokalite Moravský Ján (b)

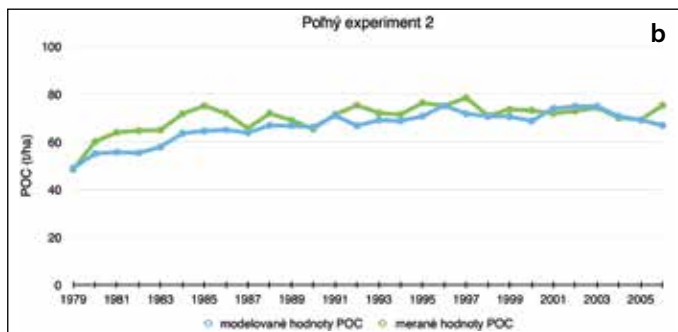


### Testovanie a validácia RothC na dlhodobých poľných pokusoch

Testovanie modelu RothC bolo zrealizované na dvoch dlhotrvajúcich poľných experimentoch na lokalite Milhostov v časovom úseku 29 rokov (1978–2006). Základné charakteristiky testovanej lokality ako aj vstupné parametre pre modelovanie sú uvedené v publikácii BARANČIKOVÁ *et al.*, 2010a.

**Obr. 3** Namerané a modelované hodnoty zásob POC na poľnom experimente 1 a 2



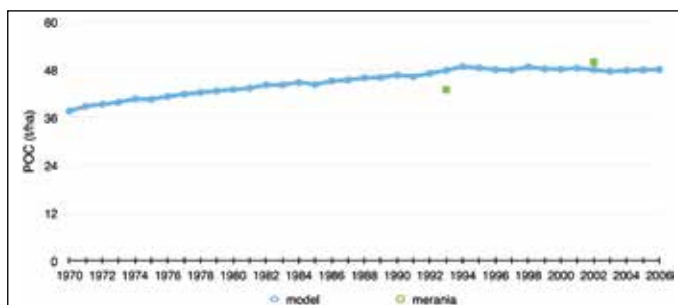


Hodnota strednej kvadratickej odchýlky RMSE, na poľnom experimente 1 mala hodnotu 8,9 % a na experimente 2 hodnotu 7,4 %. Dosiagnuté hodnoty RMSE sú v súlade s údajmi v literatúre, ktoré pri dlhotrvajúcich experimentoch uvádzajú hodnoty RMSE 2 – 30 % (Smith a iní 1997; Fallon a Smith 2002; Guo *et al.*, 2007). Rovnako aj uvažované časové obdobie 29 rokov charakterizuje minimálny čas pre validáciu v regionálnych podmienkach (Fallon a Smith, 2002).

### Testovanie a validácia RothC na poľnohospodárskych pôdach Slovenska

Pre validáciu RothC modelu na úrovni celého Slovenska bolo vytvorených 32 párov lokalít, ktoré charakterizujú rôzne klimatické podmienky a rôzne pôdne typy. Výber lokalít bol urobený z údajov KPP (databáza AISOP) a databázy ČMS-P (základná sieť). Charakteristika lokalít, ich lokalizácia a vstupné údaje pre RothC sú uvedené v práci BARANČIKOVÁ *et al.*, 2010b. Modelované obdobie predstavovalo 36 rokov, so začiatkom modelovania v roku 1970 (1970–2005). Iničiálne hodnoty POC zodpovedali roku 1970 (KPP).

**Obr. 4** Modelované a namerané hodnoty zásoby POC (t/ha) – priemer za všetky lokality



Zhoda medzi modelovanými a nameranými hodnotami POC je dostatočná (Obr. 4). Hodnota RMSE pre celý súbor lokalít bola pre orné pôdy 29 % (1993) a 14 % (2002). Publikované rozsahy testovania RothC uvádzajú pre dlhodobé experimenty rozpätie hodnôt RMSE 2 – 30 % (FALLON a SMITH, 2002, GUO *et al.*, 2007, LUDWIG *et al.*, 2007). Podrobnejšie štatistické zhodnotenie ako aj overenie neistôt modelovania na území Slovenska je uvedené v práci BARANČIKOVÁ *et al.*, 2010.

## Modelovanie zásoby POC na úrovni poľnohospodárskeho podniku

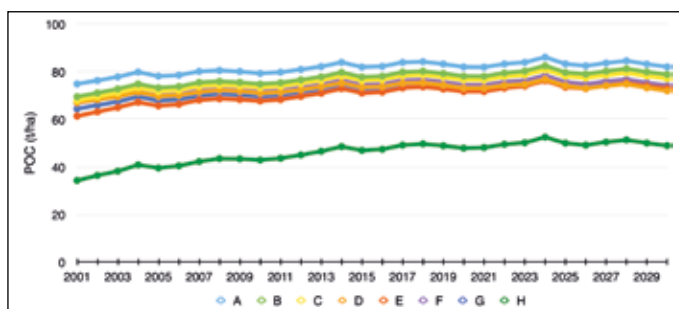
RothC sme aplikovali v modelovom podniku PD Selice pri štúdiu vplyvu klimatických a pôdnych parametrov ako aj využitia pôdy na vývoj zásob POC. Modelovanie bolo realizované v rámci priestorových simulačných jednotiek (SimU) o rozlohe 100 × 100 m, ktoré pokrývali celé záujmové územie. Základná charakteristika modelovaného územia ako aj vstupné údaje pre modelovanie na tomto území sú uvedené v práci BARANČÍKOVÁ *et al.*, 2014. Modelový podnik PD Selice je z hľadiska zásob pôdneho organického uhlíka pomerne heterogénny. Bolo identifikovaných celkom 7 skupín SimU s ohľadom na obsah POC a zrnitosť ornice (Tab. 1).

**Tab. 1** Zásoba POC (t/ha, rok 2001) a obsah ílu (%) v jednotlivých SimU modelového územia PD Selice

Skupina SimU	íl (%)	SOC (t/ha)
A	34	74,9
B	49	69,5
C	34	68
D	11	67
E	49	61,4
F	19	66,8
G	19	64,4
H	11	34,3

Vývoj modelovaných zásob POC (Obr. 5) v horizonte rokov 2000–2030 ukazuje nárast zásoby POC pri uvažovaní optimálneho oševného postupu, aplikácie organických hnojív a minimalizačného obrábania pôdy (BARANČÍKOVÁ *et al.*, 2014).

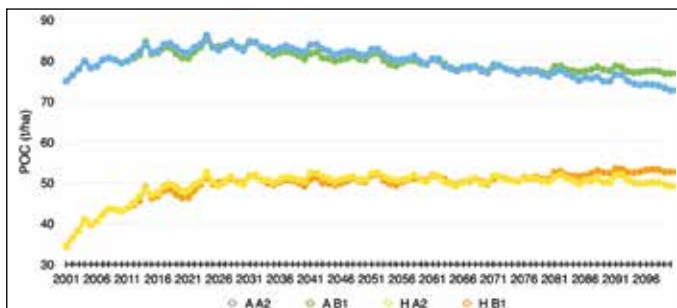
**Obr. 5** Vývoj zásoby POC (t/ha) v rámci jednotlivých SimU



V dlhodobom horizonte (do roku 2100) a uvažovaní klimatického scenára A2 (vyšší nárast teplôt) a klimatického scenára B1 (miernejší nárast teplôt) je vývoj zásob POC rozdielny v závislosti od ich počiatocnej hodnoty (Obr. 5). Pri vyšších počiatocných zásobách POC (SimU A) pozorujeme v druhej polovici modelovaného obdobia pokles zásob POC. Pri nižších počiatocných zásobách POC (SimU H) pozorujeme na začiatku modelovania nárast zásoby POC, ktorá sa udržiava na rovnakej úrovni počas celého modelovaného obdobia. Nami pozorovanú

tendenciu strát pôdneho organického uhlíka pri zvyšovaní teploty uvádza aj Smith (SMITH *et al.*, 2005) na poľnohospodárskych pôdach 15 krajín EÚ, a tiež aj na orných pôdach Európskeho Ruska a Ukrajiny pre obdobie 1990 – 2070 (SMITH *et al.*, 2007).

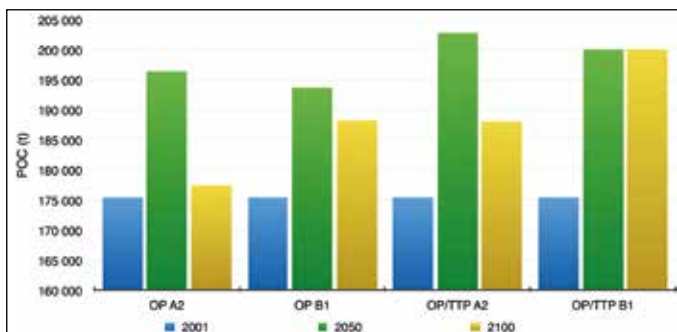
**Obr. 6** Vývoj zásob POC (t/ha) na SimU A a H do roku 2100 pri uvažovaní klimatických scenárov A2, B a optimalizovaného manažmentu pôdy



Jednou z možností zmiernenia negatívneho dopadu klimatických zmien je zmena pôdneho pokryvu. Pre modelové územie bol vytvorený scenár, pri ktorom bolo trvalo zatravněných 48 % výmery (najmä zamokrené a ťažké pôdy).

V prípade využitia celého modelovaného územia ako ornej pôdy, zásoba POC dosiahla maximálnu hodnotu v roku 2030 a až do roku 2050 si udržiavala nezmenený stav. Po roku 2050 zásoba POC pomerne rapídne klesala, predovšetkým pri uvažovaní klimatického scenára A2 (Obr. 7). Pri zatravněni časti územia bude úroveň zásoby pôdneho organického uhlíka v orničnej vrstve v roku 2100 rovnaká ako v roku 2050 (klimatický scenár B1) alebo nižšia (klimatický scenár A2).

**Obr. 7** Vývoj zásob POC (t) v období 2000–2100 pri 100% územia ako orné pôdy (OP) a v prípade trvalého zatravněnia 48 % územia (OP/TTP) pri uvažovaní klimatických scenárov A2 a B1

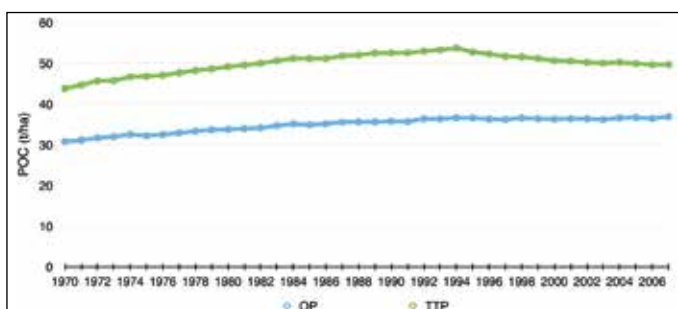


## Modelovanie zmien v zásobách POC na poľnohospodárskych pôdach Slovenska

Modelovanie pre celé poľnohospodársky využívané územie Slovenska bolo realizované v rámci SimU s priestorovým rozlíšením 10x 10 km v celkovej počte 271 SimU na ornej pôde (OP) a 96 SimU na trvalých trávnych porastoch (TTP). Pre všetky SimU boli zabezpečené vstupy pre RothC o klíme, pôde a vstupoch organického uhlíka do pôdy (BARANČIKOVÁ *et al.*, 2012).

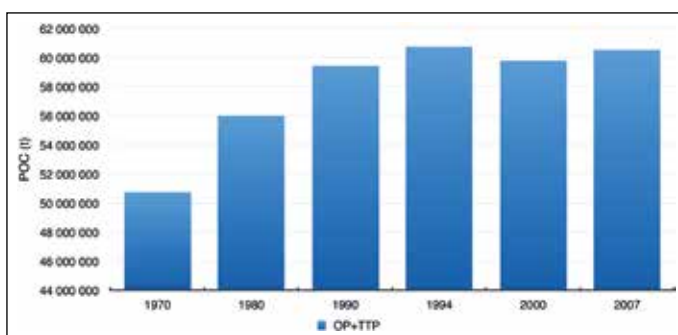
Priemerné zásoby POC na TTP sú v rámci Slovenska vyššie ako zásoby POC na OP (Obr. 8). Je to v súlade s publikovanými údajmi (napr. GUO a GIFFORD, 2002), ktorý uvádzajú, že rozdiel medzi zásobou POC medzi OP a TTP môže predstavovať až 60 %. V priebehu obdobia 1970–2007 zásoby POC až do roku 1994 postupne stúpali, pričom vyšší nárast POC bol zaznamenaný na TTP. Po roku 1994 zásoby POC na TTP začali mierne klesať, na OP sa udržiavali na dosiahnutej úrovni (Obr. 8).

**Obr. 8** Priebeh simulovaných zásob POC (t/ha) počas modelovaného obdobia na poľnohospodárskych pôdach Slovenska



Uvedený trend je charakteristický aj pri vývoji celkových zásob POC (t) v ornici (0–20 cm) na poľnohospodárskych pôdach Slovenska (Obr. 9). Trend je podobný ako pri jednotkových zásobách POC (t·ha<sup>-1</sup>).

**Obr. 9** Vývoj celkových zásob POC (t) v ornici poľnohospodárskych pôd Slovenska



Jednou z hlavných príčin stagnácie až poklesu zásob POC môže byť znižovanie vstupu organického uhlíka, hlavne z organického hnojenia (Tab. 2), ktoré reflektuje postupné znižovanie

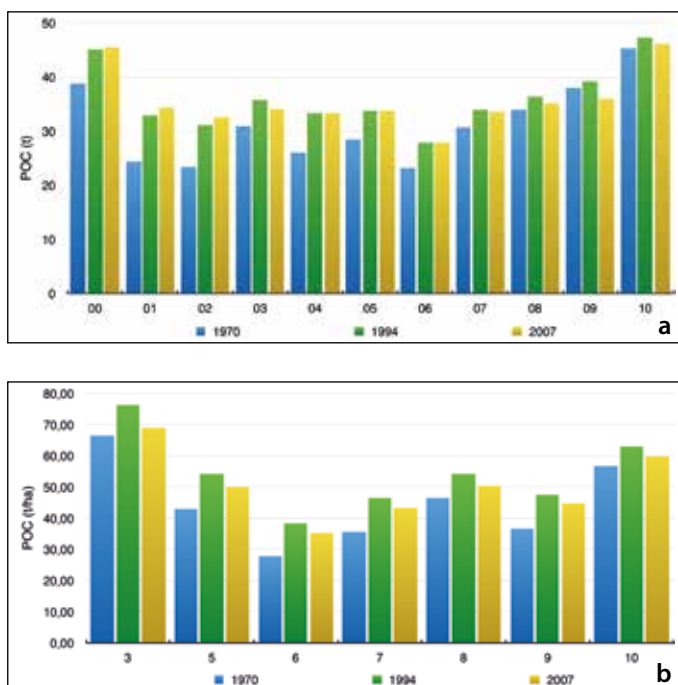
vania stavu hospodárskych zvierat na Slovensku (BIELEK, 2014). Vstup uhlíka ako hlavný faktor zmien v zásobách POC potvrdzujú aj iné práce (SCHULP a VERBURG 2009, VAN WESEMAEL *et al.*, 2010). Podrobnejšie štatistické zhodnotenie vývoja zásob POC a ich environmentálnych aspektov je uvedené v jednej z našich predchádzajúcich prác (BARANČIKOVÁ *et al.*, 2012)

**Tab. 2** Priemerné ročné vstupy uhlíka z rastlinných zvyškov (CRZ) a z maštalného hnoja (CMH) na OP a TTP v rámci Slovenska

	CRZ (t/ha/rok)	CMH (t/ha/rok)	CRZ + CMH (t/ha/rok)
OP			
1970			1,16
1970 – 1994	1,16	0,56	1,72
1995 – 2007	1,33	0,36	1,69
TTP			
1970			1,57
1970 – 1994	2,00	0,6	2,6
1995 – 2007	1,45	0,29	1,74

Pri uvažovaní rozdielov v klimatických podmienkach Slovenska (agroklimatické regióny, DŽATKO, 1989) sú zrejme výrazne rozdiely v počiatkových zásobách POC ako aj rozdielny vývoj zásob POC v uplynulom období (Obr. 10).

**Obr. 10** Vývoj zásob POC (t/ha) podľa agroklimatických regiónov na OP (a) a TTP (b)





Pokiaľ na orných pôdach v teplých a suchých oblastiach (regióny 00–02) bol počas celého modelovaného obdobia pozorovaný nárast zásob POC, znižovanie zásob POC po roku 1994 je charakteristické hlavne pre pôdy Východoslovenskej nížiny (región 03), severu a severovýchodu Slovenska (regióny 06–10), Obr. 10a. Pokles zásob POC po roku 1994 je charakteristický pre TTP všetkých agroklimatických regiónov (obr. 10b), čo je zrejme dôsledok poklesu stavu hospodárskych zvierat na Slovensku (BIELEK, 2014). Podrobnejšie štatistické zhodnotenie vývoja zásob POC v jednotlivých agroklimatických regiónoch je uvedené v práci BARANČIKOVÁ *et al.*, 2013.

### **Perspektívy modelovania zásob POC v regionálnej mierke**

Pri modelovaní zmien v zásobách POC v rámci celého Slovenska bolo modelovanie realizované v pravidelnej sieti vybraných  $10 \times 10$  km buniek vo vrstve pôdy 0–20 cm. Bilancia POC bola obmedzená viacerými a priori rozhodnutiami o výmere poľnohospodárskej pôdy v rámci bunky, pričom v nich neboli uvažované žiadne zmeny krajinej pokrývky počas modelovaného obdobia (BARANČIKOVÁ *et al.*, 2011). Výsledky takéhoto modelovania podávajú iba všeobecný a pomerne hrubý odhad o vývoji a stave zásob POC. Na druhej strane lokálne výsledky na úrovni farmy, aj keď podrobné a spoľahlivé, majú v národnej mierke veľmi obmedzenú využiteľnosť. Domnievame sa, že orientácia na hodnotenie dynamiky a vývoja zásoby POC na regionálnej úrovni by mohla byť optimálna cesta ako sa dopracovať k celoplošným (národným) a zároveň lokálne výpovedným výsledkom.

Naším cieľom je realizovať modelovanie POC v  $1 \times 1$  km sieti pre interval hĺbky 0–30 cm pre každú bunku s výskytom poľnohospodárskej pôdy. Uvažovanie siete  $1 \times 1$  km zároveň zabezpečuje súlad s metodikami harmonizácie údajov o pôde v rámci celého územia EÚ (napr. EIONET).

Pri modelovaní zásob POC v  $1 \times 1$  km sieti je potrebné realizovať tisícky simulácií, čo nie je možné bez automatizácie výpočtov. Časovú náročnosť simulácií modelom RothC sme minimalizovali prostredníctvom automatizácie spracovania vstupov a výstupov modelu pomocou VBA modulov v databázovom prostredí a automatizovaného spúšťania modelu. Tento postup bol validovaný na modelovom území Žitný ostrov (KOCO *et al.*, 2014a).

Vážnym problémom je identifikácia časových a priestorových zmien vo využívaní krajiny, ktoré môžu byť veľmi významné predovšetkým v horských a podhorských oblastiach. Zmeny využívania krajiny majú zásadný vplyv na modelované hodnoty zásob POC. Ukázala to prvotná analýza zmien vo využívaní krajiny, ktorú sme realizovali v regióne Ondavská vrchovina (KOCO *et al.*, 2014b).

Pre modelovanie zásoby POC na regionálnej úrovni (ale nemenej aj na národnej a lokálnej) majú zásadný vplyv údaje o iniciálnej zásobe POC na začiatku simulovaného obdobia. V regióne Ondavská vrchovina sme preto hodnotili neistoty priestorového modelu počiatkovej zásoby POC (SKALSKÝ *et al.*, 2014) a to voči vybraným faktorom jeho tvorby – krajinej pokrývky a obsahu skeletu. Zistili sme, že oba parametre, ktoré sú zaťažené neistotami ich odhadu v priestore alebo aj čase (krajinná pokrývka) vo významnej miere môžu ovplyvniť odhad iniciálneho obsahu POC ale aj výsledky celkovej bilancie POC v území.

## ZÁVER

V práci prezentujeme výsledky viac ročného úsilia pri implementácii a využití procesného modelu dynamiky pôdneho organického uhlíka RothC do hodnotenia a bilancie zásoby pôdneho organického uhlíka v rámci poľnohospodársky využívaného územia Slovenska.

Získané výsledky validácie modelu RothC s rôznymi údajmi a v rôznych prírodných podmienkach naznačujú, že model RothC sa ukazuje ako vhodná voľba pre modelovanie dynamiky POC v poľnohospodárskych pôdach, pretože vhodne odráža rôzne klimatické podmienky a rôzne typy využívania poľnohospodárskej krajiny na Slovensku.

Z výsledkov modelovania dynamiky zásob POC v rokoch 2001 – 2100 na lokálnej úrovni sme zistili, že pokles zásob POC pod vplyvom klimatickej zmeny, možno očakávať najmä po roku 2050. Testovanie vybraných adaptačných opatrení poukazuje na to, že tieto negatívne dopady môžu byť zmiernené zmenou využívania pôdy. Na základe výsledkov modelovania na národnej úrovni môžeme konštatovať, že v období od roku 1970 došlo v priemere k nárastu zásoby POC v orníčnej vrstve pôd avšak boli zistené rozdiely v simulovaných zásobách POC v rámci rôznych klimatických regiónov Slovenska.

Modelovanie na čisto národnej alebo lokálnej úrovni má z hľadiska využiteľnosti výsledkov svoje limity. Ako optimálna cesta k celoplošným (národným) a zároveň lokálne výpovedným výsledkom sa nám javí hodnotenie dynamiky a vývoja zásoby POC na regionálnej úrovni. V súčasnosti sme realizovali už viacero krokov, ktoré môžu viesť k úspešnému modelovaniu dynamiky POC na regionálnej úrovni (spracovanie vstupov v rozlíšení 1 x 1 km pre vybrané územia, automatizácia modelu RothC, analýza vplyvu krajinej pokrývky na výslednú bilanciu POC).

## Podakovanie

Táto práca bola podporovaná Agentúrou na podporu výskumu a vývoja na základe zmluvy č. APVV-0580 – 10 a APVV-0243 – 11.

## LITERATÚRA

- BARANČIKOVÁ, G. 2007. Validácia modelu RothC na vybraných monitorovacích lokalitách. *Vedecké práce VÚPOP* č. 29, s. 9 – 22. ISBN 978 – 80-89128 – 40-2.
- BARANČIKOVÁ, G., ŠOLTÝSOVÁ, B., KOCO, Š. 2010a. Prediction of soil organic carbon stock in conditions of Easter Slovak Lowland. *Agriculture*, vol. 56, no.2, s. 35 – 45.
- BARANČIKOVÁ, G., HALÁS, J., GUTTEKOVÁ, M., MAKOVNÍKOVÁ, J., NOVÁKOVÁ, M., SKALSKÝ, R., TARASOVIČOVÁ, Z. 2010b. Application of RothC model to predict soil organic carbon stock on agricultural soils of Slovakia. *Soil & Water Res.* vol. 5, no. 1, s. 1 – 9.
- BARANČIKOVÁ, G., GUTTEKOVÁ, M., HALAS, J., KOCO, Š., MAKOVNÍKOVÁ, J., NOVÁKOVÁ, M., SKALSKÝ, R., TARASOVIČOVÁ, Z., VILČEK, J. 2011. *Pôdny organický uhlík v poľnohospodárskej krajine – modelovanie zmien v priestore a čase*. Bratislava: Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy. 85 s. ISBN 978 – 80-89128 – 86-0.
- BARANČIKOVÁ, G., MAKOVNÍKOVÁ, J., SKALSKÝ, R., TARASOVIČOVÁ, Z., NOVÁKOVÁ, M., HALAS, J., GUTTEKOVÁ, M., KOCO, Š. 2012. Simulation of Soil Organic Carbon Changes in Slovak Arable Land and their Environmental Aspects. *Soil & Water Research*, vol. 7, no. 2, s. 45 – 51.
- BARANČIKOVÁ, G., MAKOVNÍKOVÁ, J., SKALSKÝ, R., TARASOVIČOVÁ, Z., NOVÁKOVÁ, M., HALAS, J., KOCO, Š., GUTTEKOVÁ,

- M. 2013. Changes in organic carbon pool in agricultural soils and its different development in individual agro-climatic regions of Slovakia. *Agriculture*, vol. 59, no. 1, s. 9–20.
- BARANČÍKOVÁ, G., SKALSKÝ, R., KOCO, Š., HALAS, J., TARASOVIČOVÁ, Z., NOVÁKOVÁ, M. 2014. Farm-level modelling of soil organic carbon sequestration under climate and land use change. In: Halldórsson G., Bampa F., Thorsteinsdóttir A.B., Sigurdsson B.D., Montanarella L. and Arnalds A. (eds). *Soil carbon sequestration for climate food security and ecosystem services. Proceedings of the International Conference 27–29 May 2013, Reykjavík, Iceland*. JRC Scientific and Policy Reports. European Union, s. 100–106, European Union, 2014, JRC 88412. ISBN 978–92-79–35595-0.
- BIELEK, P., JURČOVÁ, O. 2010. *Metodika bilancie pôdnej organickej hmoty a stanovenia potreby organickeho hnojenia poľnohospodárskych pôd*. Bratislava: Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, 2010. 145 s. ISBN 978–80-89128–80-8.
- BIELEK, P. 2014. *Kompendium praktického pôdozvedectva*. Nitra: Slovenská poľnohospodárska univerzita. 244 s. ISBN 978–80-552–1155-8.
- COLEMAN, K., JENKINSON, D.S. 2005. ROTHC-26.3 *A model for the turnover of carbon in soil*. Model description and windows users guide, November 1999 issue (modified April, 2005), 45 p. Available on [http://www.rothamsted.bbsrc.ac.uk/aen/carbon/mod26\\_3\\_win.pdf](http://www.rothamsted.bbsrc.ac.uk/aen/carbon/mod26_3_win.pdf).
- FALLOON, P., SMITH, P. 2002. Simulating SOC changes in long-term experiments with RothC and CENTURY: model evaluation for a regional scale application. *Soil Use and Management*, vol. 18, no. 2, s. 101–111.
- GUO L. B., GIFFORD R. M. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*, vol. 8, s. 345–360.
- GUO L., FALLOON P., ZHOU B., LI, Y., LIN E., ZHANG F. 2007. Application of the RothC model to the results of long-term experiments on typical upland soils in northern China. *Soil Use and Management*, vol. 23, s. 63–70.
- JANZEN, H.H. 2006. The soil carbon dilemma: shall we hoard it or use it. *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 38, s. 419–424.
- JURČOVÁ, O., BIELEK P. 1997. Sources, losses and balance of soil organic matter. Zborník z konferencie: *Humic Substances in Environment 1*, Polish Humic Substances Society, s. 9–12.
- KOCO, Š., SKALSKÝ, R., MAKOVNÍKOVÁ, J., TARASOVIČOVÁ, Z., BARANČÍKOVÁ, G. 2014. Evaluation of approaches focused on modeling of organic carbon stocks using the RothC model. *Geophysical Research Abstracts*, vol. 16, EGU2014–313-1. EGU General Assembly 2014.
- KOCO, Š., SKALSKÝ, R., BARANČÍKOVÁ, G., TARASOVIČOVÁ, Z., MAKOVNÍKOVÁ, J., GUTTEKOVÁ, M., KOLEDÁ, P. 2014. Effect of soil management in agricultural land for the development of soil organic carbon stocks. *Acta Facultatis Studiorum Humanitatis et Naturae Universitatis Prešovensis*. Prírodné vedy, Folia Geographica 24, (in press).
- LEIFELD, J., REISER, R., OBERHOLZER, H.R. 2009. Consequences of conventional versus organic farming on soil carbon: results from a 27 Year field experiment. *Agron. J.*, vol. 101, s. 1204–1218.
- LINKÉŠ, V., GROMOVÁ, A., LUPTÁK, D., PESTŮN, V., POLIAK, P. 1988. Informačný systém o pôde. Bratislava: *Príroda*. 198 s.
- LUDWIG B., SCHULTZ E., RETHEMEYER J., MERBACH, I., FLESSA H. 2007. Predictive modeling of C dynamics in the long-term fertilization experiment at Bad Lauchstadt with the Rothamsted carbon model. *European Journal of Soil Science*, vol. 58, pp. 1155–1163.
- OGLE, M.S., PAUSTIAN, K. 2005. Soil organic carbon as an indicator of environmental quality at the national scale: Inventory monitoring methods and policy relevance. *Canadian Journal of Soil Science*, vol. 85, s. 531–540.
- SCHRUMPF, M., SCHUMACHER, J., SCHONING, I., SCHULZE, E., D. 2008. Monitoring carbon stock changes in European soils: process understanding and sampling strategies. In: Dolman, A.J., Freibauer, A., Valentini, R. (eds) *The Continental-scale Greenhouse Gas Balance of Europe*. Ecological Studies 203. Berlin: Springer, 2008, s. 153–189.
- SCHULP, C.J.E., VERBUNG, P.H. 2009. Effect of land use history and site factors on spatial variation of soil organic carbon across a physiographic region. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 133, s. 86–97.
- SKALSKÝ, R., KOCO, Š., MAKOVNÍKOVÁ, J., KOLEDÁ, P., HALAS, J., TARASOVIČOVÁ, Z., BARANČÍKOVÁ, G. 2014. Hodnotenie nieistoty priestorového modelu počiatkovej zásoby pôdnej organickej hmoty pre potreby modelovania jej dynamiky v regióne Ondavská vrchovina. *Vedecké práce VÚPOP* č. 36 (in press).
- SMITH, P., SMITH, J.U., POWLSON, D.S., MCGILL, W.B., ARAH, J.R.M., CHERTOV, O.G., COLEMAN, K., FRANKO, U., FROLKING, S., JENKINSON, D.S., JENSEN, L.S., KELLY, R.H.M., KLEIN-GUNNEWIEK, H., KOMAROV, A.S., LI, C., MOLINA, J.A.E., MUELLER, T., PARTON, W.J., THORNEY, J.H.M., WHITMORE, A.P. 1997. A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma*, vol. 81, s. 153–225.
- SMITH, J., SMITH, P., WATTENBACH, M., ZAEHLE, S., HIEDERER, R., JONES, R.J.A., MONTANARELLA, L., ROUNSEVELL, M., REGINSTER, I., EWERT, F. 2005. Projected changes in mineral soil carbon of European croplands and grasslands, 1990–2080. *Global Change Biology*, vol. 11, s. 2141–2152.
- SMITH, P., ANDREN, O., BRUSSAARD, L., SMITH, J., SMITH, P., WATTENBACH, M., GOTTSCHALK, P., ROMANENKOV, V.A., ŠEVCOVA, L.K., SIROTENKO, O.D., RUKHOVIČ, D.I., KOROLEVA, P.V., ROMANENKO, I.A., LISOVOJ, N.V. 2007. Projected changes in the organic carbon stocks of cropland mineral soils of European Russia and the Ukraine 1990–2070. *Global Change Biology*, vol. 3, s. 342–354.
- VAN WESEMAEL, B., PAUSTIAN, K., MEERSMANS, J., GOIDTS, E., BARANČÍKOVÁ, G., EASTER, M. 2010. Agricultural management explains historic changes in regional soil carbon stocks. *PNAS*, vol. 107, s. 14926–14930.
- YOKOZAVA, M., SHIRATO, Y., SAKAMOTO, T., YONEMURA, S., NAKAI, M., OHKURA, T. 2010. Use of the RothC model to estimate the carbon sequestration potential of organic matter application in Japanese arable soils. *Soil Science and Plant Nutrition*, vol. 56, s. 168–176.

# DYNAMIKA GEOCHEMICKÝCH PROCESOV V OKOLÍ CIEST PREFEROVANÉHO PRÚDENIA VODY V PÔDE (PP) PRI APLIKÁCIÍ FARBIVA BRILLIANT BLUE (BB)

## DYNAMICS OF GEOCHEMICAL PROCESSES AROUND THE PREFERRED WATER FLOW PATHS IN SOIL (PF) DURING THE BRILLIANT BLUE (BB) APPLICATION

**Juraj Bebej, Marián Homolák, Juraj Gregor**

*Technická univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, Slovenská republika  
Technical University in Zvolen, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, Slovak Republic  
e-mail: juraj.bebej@tuzvo.sk*

### **Abstrakt**

Výsledky geochemického štúdia  $\text{Na}^+$  ako kationovej zložky farbiva Brilliant Blue na experimentálnej študijnej ploche zdokumentovali jeho pohyb a časovo podmienenú distribúciu v pôdnom profile v okolí zón preferovaného prúdenia vody. Tieto skutočnosti viedli k sformovaniu hypotézy o spoločnom pôsobení kationovej a aniónovej zložky farbiva BB na zloženie sorpčného komplexu pôd v okolí ciest PP vody v pôde. Podľa hypotézy kationová zložka farbiva BB vyvoláva mobilizáciu bázičných katiónov (BK) sorpčného komplexu pôd, ktoré následne vstupujú do interakcie s aniónovou zložkou organických molekúl farbiva BB, s ktorými sú ďalej transportované a redistribuované v pôdnom profile. Z uvedených dôvodov sorpčný komplex pôd v okolí ciest PP vody v pôde nepodáva obraz o prirodzených koncentráciách BK v týchto zónach, ale dokumentuje umelo podmienené fantómové javy, vyvolané interakciou farbiva BB so sorpčným komplexom pôd.

**Kľúčové slová:** sorpčný komplex, preferované prúdenie, chemizmus pôdy, Brilliant Blue FCF

### **Abstract**

The results of the geochemical study of  $\text{Na}^+$  as a cationic component of tracer Brilliant Blue tracer (BB) in the experimental study area have documented its both the spatially and the temporally conditional distribution in the soil profile around the zone of the preferred water (PF) flow path. These facts led to the formulation of the hypotheses about the common action of both the cationic and the anionic components of the BB tracers regarding to soil sorption complex around the PF water flow path. On the basis of this hypothesis, the cationic component of the dye BB induces the mobilization of the base cations (BC) of the sorption complex of the soil, which then interacts with the anionic components of organic dye molecules BB,

with which are further transported and redistributed within the soil profile. For these reasons the composition of soil sorption complex around the PF water flow path does not provide the information about the actual movement of BC around the PF water flow path areas, but document the artificially activated “phantom effects” to be induced by interaction of the BB tracer with sorption complex of soils.

**Keywords:** sorption complex, preferential flow, soil chemistry, Brilliant Blue FCF

## ÚVOD

Jednou z mnohých metód štúdia preferovaného prúdenia (PP) vody v pôde so zameraním na predikciu pohybu pevných, kvapalných a plyných fáz v heterogénnom pôdnom prostredí je metóda kvantifikácie PP pomocou farbiva Brilliant Blue FCF (ALLAIRE *et al.* 2009).

Charakteristiky farbiva Brilliant Blue FCF (BB) z pohľadu ich sorpčných vlastností v pôde diskutovali vo svojich prácach viacerí autori (FLURY, FLÜHLER, 1995; PERILLO *et al.* 1998; KETELSEN and MEYER-WINDEL, 1999; GERMÁN-HEINS and FLURY, 2000) s tým, že spomínané farbivo sa významným spôsobom sorbuje na pôdny materiál v dôsledku špecifickej štruktúry molekuly BB pozostávajúcej z polárnych, ako aj nepolárnych častí.

Vizualizácia PP vody v pôde farbivom BB ponúka potenciálne veľké možnosti v oblasti štúdia biologických a chemických procesov odohrávajúcich sa na rozhraniach PP a pôdnej matrice (RITSEMA and DEKKER, 2000, HAGEDORN and BUNT, 2002), ako napr. pohybu katiónov sorpčného komplexu pôd (BOGNER *et al.* 2012) a intenzity procesov zvetrávania minerálneho podielu pôd (JURÁŠOVÁ, 2013) v zónach PP vody. V porovnaní s inými metódami štúdia PP vody (HEIJDEN, 2013) však veľkou neznámou zostáva otázka možného vplyvu aplikovaného farbiva BB na kvalitu údajov a následnú interpretáciu takto získaných výsledkov chemických analýz.

Zámerom predloženej práce je preukázať na vplyv aplikácie farbiva BB pri štúdiu pohybu, dynamiky a konečnej distribúcie vybraných prvkov sorpčného komplexu pôd v pôdnom profile na rozhraní PP a okolitej pôdnej matrice, predovšetkým z pohľadu vplyvu Na<sup>+</sup> ako zložky farbiva BB (5,8 hm.%). Vplyv tohto komponentu farbiva nebol doposiaľ pri pedogeochemických štúdiách zohľadňovaný, aj keď už FLURY, FLÜHLER (1994) uviedli, že soli Na, resp. NH<sub>4</sub> ako zložky BB sú výrazne náchylnejšie na sorpčné procesy v pôde, v zrovnaní s aniónovými zložkami tohto farbiva.

## MATERIÁL A METODIKA

Výskumné práce boli vykonané na lesnej ploche Šachtičky na území horského celku Starohorské vrchy pod Panským dielom, lokalizovanej severne od Banskej Bystrice. V širšom území predmetnej lokality je dominantným pôdnym typom podzol humusovo-železitý (KOLEKTÍV, 2000) vyvinutý na kremencoch a pieskovočoch špaňodolinskeho súvrstvia. V rámci predmet-

ného územia sa však zaznamenal aj mozaikovitý výskyt kambizeme podzolovej, na ktorej bol realizovaný samotný zavlažovací experiment.

Na vizualizáciu transportných ciest vody v pôde bol zrealizovaný terénny indikátorový experiment v zmysle metodiky aplikovanej v práci HOMOLÁKA (2008), podľa postupov FLURY AND FLÜHLER (1994), FLURY *et al.* (1994), FLURY AND FLÜHLER (1995), FORRER (1997). Zavlažovací experiment sa realizoval na ploche s rozmermi 1 x 1 m, s roztokom farbiva BB s koncentráciou 10 g·l<sup>-1</sup> a s intenzitou závlahy 100 mm·h<sup>-1</sup>. Po ukončení aplikácie indikátora sa pristúpilo k odkryvu pôdneho profilu sériou štyroch vertikálnych rezov s tým, že prvý odkryv (REZ I) bol otvorený 2 hodiny po ukončení zavlažovacieho experimentu, REZ II a REZ III boli odkryté po 24 hodinách a REZ IV po 502 hodinách. Z teplotno-zrážkových pomerov na predmetnej lokalite počas realizácie terénnych prác vyplynulo, že distribúcia farbiva v odkryvoch REZ I až REZ III nebola ovplyvnená zrážkovou aktivitou, kým v prípade REZ IV zrážkové procesy, kombinované s efektom potenciálnej evapotranspirácie, mohli v značnej miere ovplyvniť pohyb farbiva v pôdnom profile.

V odkrytých pôdnych rezoch boli vyznačené odberové miesta vzoriek, z ktorých v závislosti od intenzity sfarbenia pôdy farbivom BB, s krokom odberu 3 vzorky/každých 10 cm hĺbky, boli Kopeckého valčekmi s objemom 100 cm<sup>3</sup> odoberané vzorky:

- s označením NF (bez sfarbenia, zo zón nezasiahnutých indikátorovým farbivom),
- s označením SF (z úsekov slabo zasiahnutých frontom indikátorového farbiva),
- IF, predstavujú vzorky zeminy zo zón PP vody.

Takto bolo v rámci štyroch rezov pôdneho profilu v priebehu 20 dní odobratých 120 pôdnych vzoriek. Po ukončení odberových prác na experimentálnej ploche sa uskutočnil odber tzv. referenčných vzoriek z pôdneho rezu nezasiahnutého modrým farbivom, lokalizovaného cca 35 cm od experimentálnej plochy (odber 2 vzoriek/10 cm hĺbky, cca 20 vzoriek/1 m).

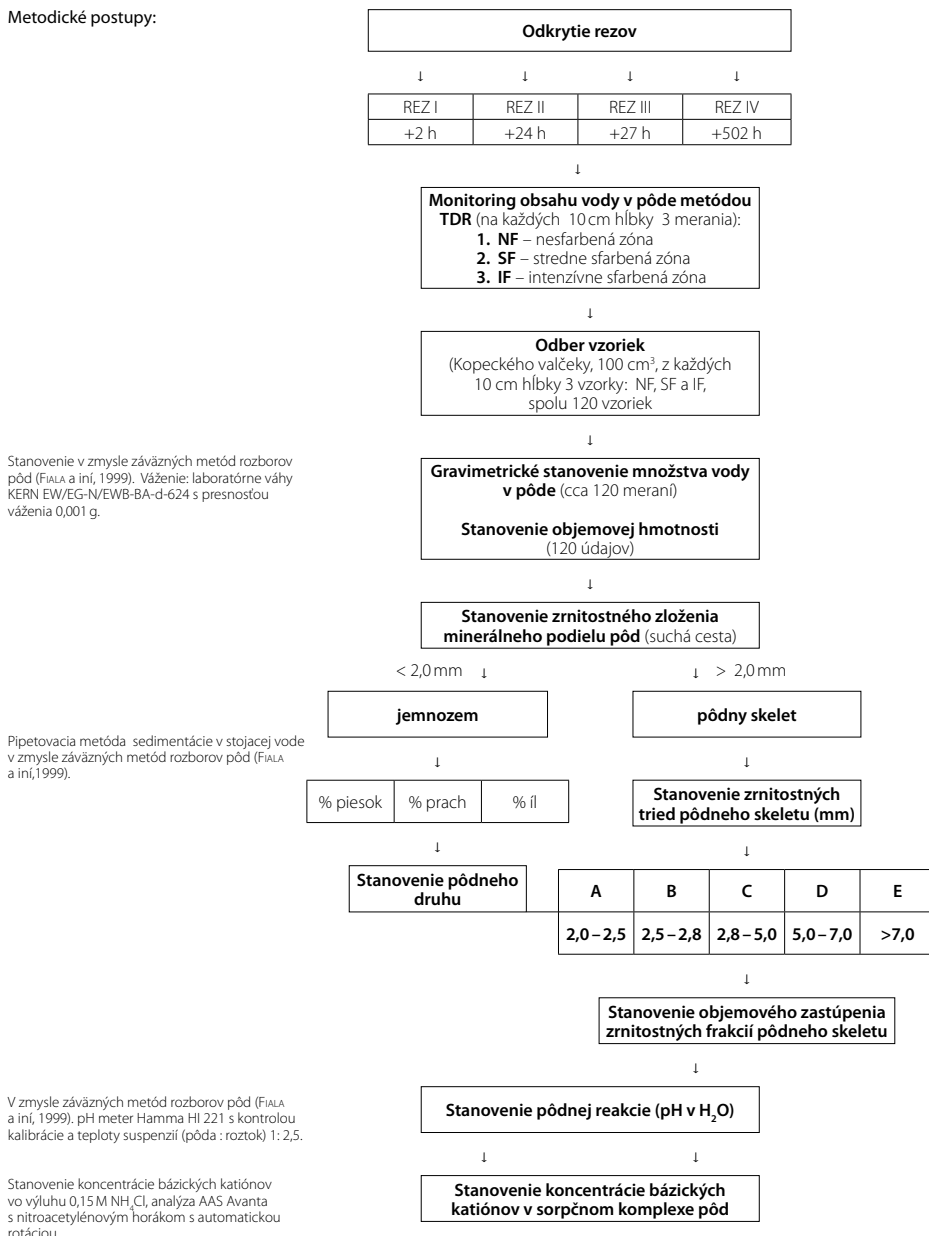
Jednotlivé kroky fyzikálno-chemických rozborov a analýz na experimentálnej ploche, vrátane celkového počtu spracovaných vzoriek sú zdokumentované v tabuľke 1.

Z údajov terénnych a laboratórnych analýz boli vyhotovené parciálne databázy v programe Microsoft Excel. Získané údaje boli štatisticky vyhodnotené metódou jedno a viacfaktorovej analýzy rozptylu ANOVA, resp. boli testované Duncanovým testom v programe Statistica.

Pri vyhodnocovaní distribúcie ciest PP vody v pôde zdokumentovaných farbivom BB sme využili nástroje analýzy obrazu v programe skompilovanom v prostredí R (CAPULIAK *et al.* 2007), ktorý je modifikáciou postupu podľa FORRER (1997). Okrem spomínaného postupu bola pri vyhodnocovaní údajov aplikovaná aj analýza obrazu GeoAnal (BEBEJ *et al.* 2011), pomocou ktorého sa realizovala kvantifikácia jednotlivých odtieňov modrej farby na odlíšenie IF a SF zón preferovaných tokov prúdenia vody v pôde.

**Tabuľka 1** Schéma fyzikálno-chemických rozborov a metodologických postupov aplikovaných na experimentálnej študijnej ploche

Metodické postupy:

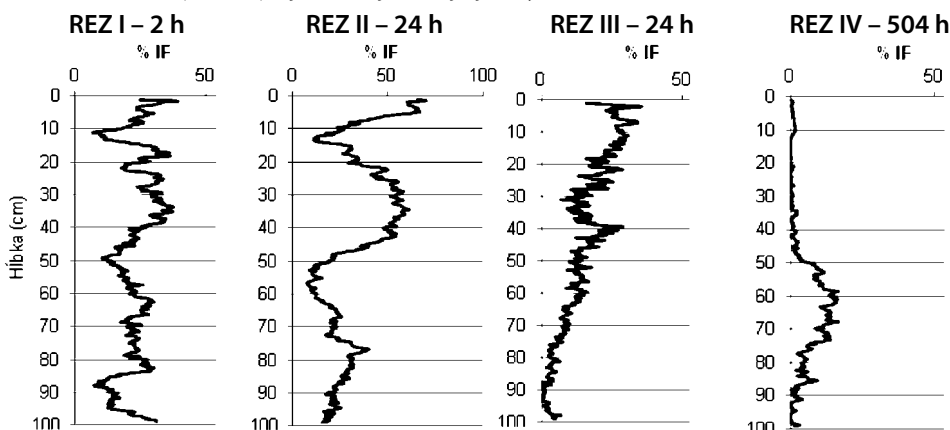


## VÝSLEDKY

Z obrovského množstva spracovaných a štatisticky vyhodnotených údajov o vzťahoch medzi PP vody v pôde a zrnitostným zložením zeminy, obsahom pôdneho skeletu, množstvom vody, intenzitou sfarbenia zón PP a fyzikálno-chemickými charakteristikami, sa sústreďme v tomto príspevku len na tie, ktoré bezprostredne súvisia s témou príspevku.

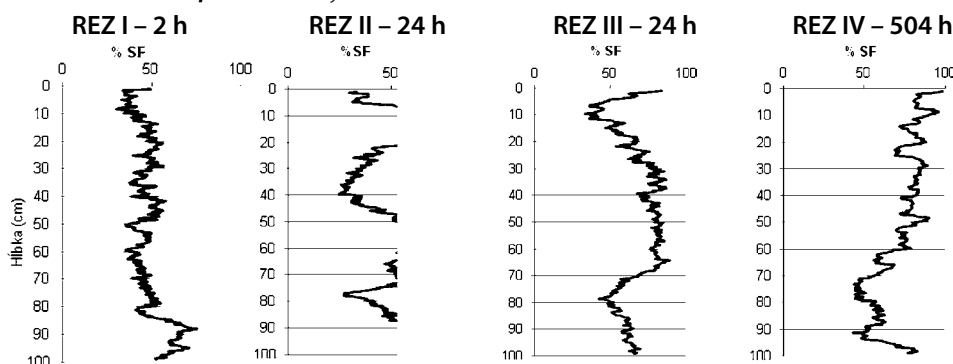
Analýza obrazu zo záznamov tokov PP vody podľa variácií plochy pôdneho profilu zasiahnutej modrým farbivom zdokumentovala, že percentuálny podiel plôch pôdnych profilov zasiahnutých farbivom BB nepredstavujú konštantnú hodnotu, ale že tieto sú funkciou času. Percentuálne zastúpenia plôch s maximálnymi prejavmi PP vody (zodpovedajúce IF zónam) v REZ I manifestujú viac-menej rovnomerne v celom hĺbkovom profile, v REZ II a REZ III (stav po 24 hod.) maximá IF boli zaznamenané vo vrchnej, resp. strednej časti pôdneho profilu, kým v REZ IV zóny IF zóny kulminovali v spodnej časti pôdneho profilu (Obr. 1).

**Obr. 1** Fluktuácia plôch s prejavmi najmodrejšej farby (IF zóna) s hĺbkou v REZ I – REZ IV



Pri SF zónach sa zistilo, že tieto nadobúdali s časom stále významnejšie plošné zastúpenie – na úkor zániku IF a NF zón (Obr. 2).

**Obr. 2** Fluktuácia plôch SF zóny v REZ I – REZ IV

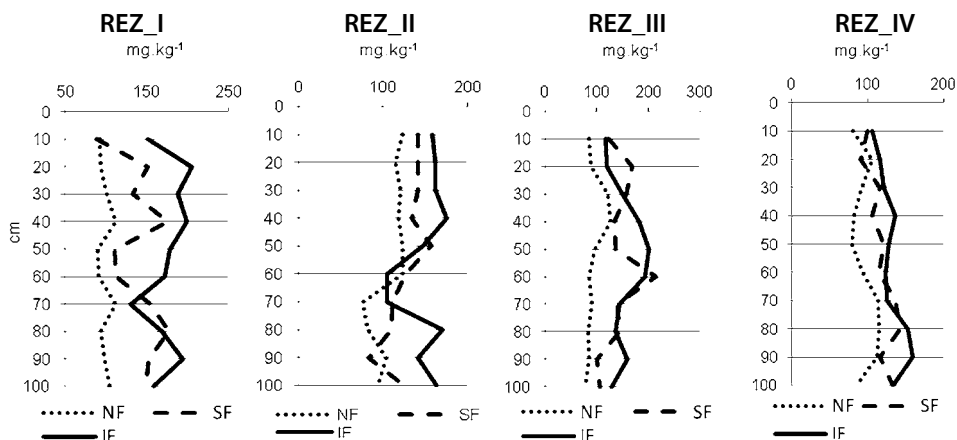




Pri sodíku, ako zložky farbiva BB sa zistilo, že jeho koncentrácia v sorpčnom komplexe pôd je štatisticky veľmi významne prepojená s intenzitou sfarbenia a časom.

Zo štúdia závislosti medzi koncentráciou  $\text{Na}^+$  v sorpčnom komplexe pôd, hĺbkou, intenzitou sfarbenia a časom vyplynulo, že v REZ I (stav po 2 hod.) sa zaznamenali najvýraznejšie rozdiely v koncentráciách  $\text{Na}^+$  medzi NF a IF zónami prakticky v celom hĺbkovom profile (Obr. 3).

**Obr. 3** Koncentrácie  $\text{Na}^+$  v NF, SF a IF zónach v REZ I (a), REZ II (b), REZ III (c) a REZ IV (d)



V rámci **REZ II – REZ III** (stav po 24 hod.) sa maximálne rozdiely v koncentráciách  $\text{Na}^+$  medzi NF a IF zónami prejavili v stredných, resp. spodných častiach profilu. V **REZ IV** však už rozdiely v koncentráciách  $\text{Na}^+$  medzi NF a IF zónami boli minimálne v celom profile (Obr. 4), čo indikuje, že:

- pohyb vody s farbivom BB z povrchových horizontov smerom do hlbších častí pôdneho profilu sa odohrával v časovej postupnosti,
- prvé dávky roztokov s farbivom BB sa pohybovali v pôde striktno len cez makropórové prostredia IF zón bez toho, aby vytvárali vo svojom okolí rozsiahlejšie zóny SF, v dôsledku čoho sú koncentračné gradienty v obsahoch  $\text{Na}^+$  medzi IF a NF maximálne v REZ I,
- časom sa spustili procesy tvorby SF zón na rozhraní IF a NF zóny v dôsledku šírenia sa vlhkovného frontu s modrým farbivom z prostredia makropórov (IF) do okolia (NF), dôsledkom čoho bola tvorba SF zón vznikajúcich na úkor pôvodných NF zón, čo viedlo k postupnej homogenizácii koncentrácií  $\text{Na}^+$  medzi IF, SF a NF,
- odrazom vyššie uvedeného vývoja bola zmena v plošnom rozšírení IF zón podmienená tak postupnou migráciou IF zón do väčších hĺbok pôdneho profilu, ako aj postupnou degradáciou NF zón na úkor novovznikajúcich SF zón,
- pohyb  $\text{Na}^+$  z farbiva BB v pôdnom profile vyvolaný pohybom vody vo vertikálnom, ako aj horizontálnom smere, takto mohol významne ovplyvniť tak mobilizáciu, ako aj pohyb bázických kationov sorpčného komplexu pôd. Podobne aj efekt aniónovej organickej zložky farbiva BB migrujúcej v pôdnom profile (molekuly organického uh-

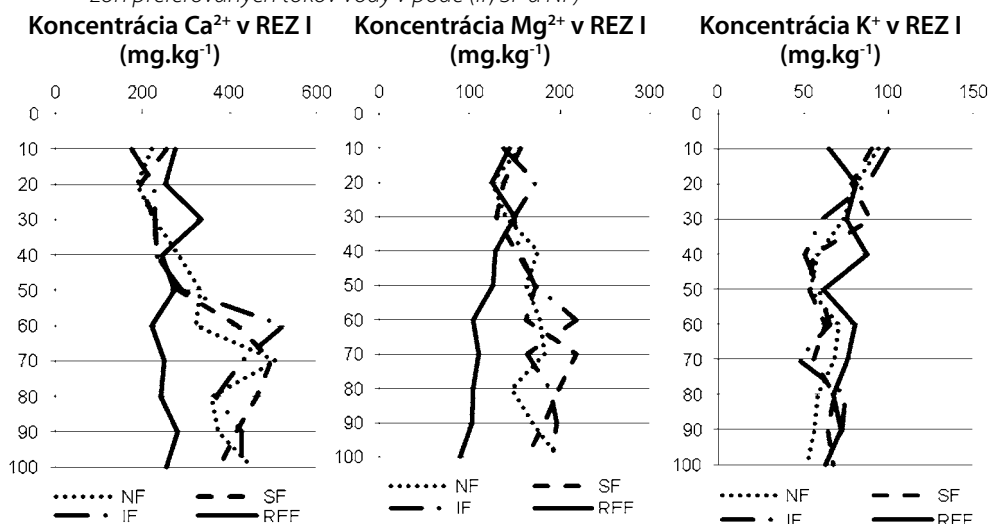
líka farbiva BB a pod.) mohol mať vyvolať sekundárnu mobilizáciu, pohyb a následné vyžrážanie Si, Al a Fe, ktoré na základe teórie podzolizácie bývajú transportované vo forme organicko-minerálnych komplexov (LUNSTRÖM *et al.* 2000, BUURMAN and JONGMANS, 2005).

Vyššie uvedené časovo-priestorové závislosti medzi pohybom vody v pôde, koncentraciami Na<sup>+</sup> v sorpčnom komplexe pôd a intenzitou sfarbenia zón PP vody v pôde takto vyvolali otázky o geochemických dôsledkoch týchto procesov na pohyb a možnú redistribúciu bázických katiónov sorpčného komplexu pôd v zónach PP vody. Tieto sa riešili pomocou údajov získaných z tzv. referenčnej zóny (REF) nedotknutej farbivom BB, ktoré sa porovnávali s údajmi z experimentálnej študijnej plochy. Z takto získaných údajov (Obr. 4) je zrejmé, že na experimentálnej študijnej ploche sa v odkrytých pôdnych profiloch v zrovnaní s REF zaznamenal intenzívny proces mobilizácie a priestorovej redistribúcie bázických katiónov sorpčného komplexu pôd.

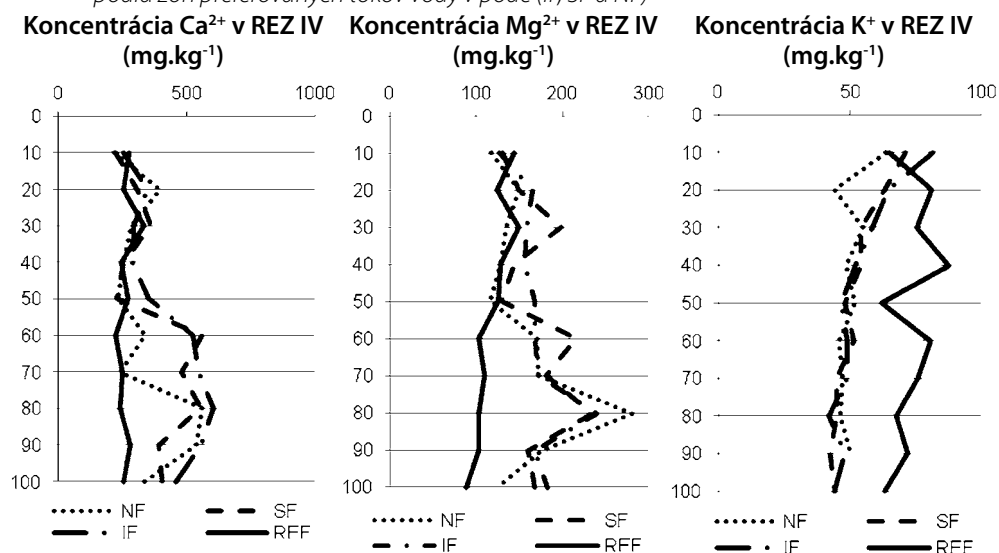
## DISKUSIA A ZÁVER

Výsledky geochemického štúdia sodíka ako katiónovej zložky farbiva BB na experimentálnej študijnej ploche zdokumentovali jeho pohyb a zákonitú distribúciu v pôdnom profile, ktoré sú tesne späté s pohybom aniónovej zložky farbiva BB a z toho vyplývajúcej distribúcie zón sfarbenia NF, IF a NF, ako aj s pohybom vody v pôde.

**Obr. 4a** Porovnanie koncentrácií vybraných katiónov sorpčného komplexu pôd na referenčnej ploche (REF) s koncentraciami identických katiónov na experimentálnej ploche v REZ I podľa zón preferovaných tokov vody v pôde (IF, SF a NF)



**Obr. 4b** Porovnanie koncentrácií vybraných katiónov sorpčného komplexu pôd na referenčnej ploche (REF) s koncentraciami identických katiónov na experimentálnej ploche v REZ IV podľa zón preferovaných tokov vody v pôde (IF, SF a NF)



Zistilo sa, že pohyb Na<sup>+</sup> v pôdnom profile bol časovo a priestorovo spätý s vývojom zón preferovaného prúdenia vody v pôde označených ako NF, SF a IF, a že tieto procesy vyvolali na experimentálnej študijnej ploche mohutnú redistribúciu bázických katiónov sorpčného komplexu pôd. Táto skutočnosť viedla k sformulovaniu hypotézy o spoločnom pôsobení katiónovej (Na<sup>+</sup>) a aniónovej zložky farbiva BB na zloženie sorpčného komplexu pôd, podľa ktorej katiónová zložka farbiva BB vyvolala mobilizáciu bázických katiónov sorpčného komplexu pôd, ktoré následne vstúpili do interakcie a aniónovou zložkou organických molekúl farbiva BB rozpustených vo vode, na ktoré sa tieto naviazali a s ktorými boli ďalej transportované v pôdnom profile. Na základe tejto hypotézy zdokumentovaná distribúcia katiónov sorpčného komplexu pôd v pôdnych profiloch experimentálnej študijnej plochy nepodáva obraz o reálnom pohybe týchto katiónov v okolí ciest PP vody v pôde, ale dokumentuje iba tzv. falošné, resp. „fantómové efekty“ vyvolané iónovo-výmennými reakciami za účasti Na<sup>+</sup>.

Výsledky štúdia taktiež preukázali, že faktor času zohráva pri vyššie spomínaných procesoch kľúčovú úlohu. Vplyv času sa významne prejavuje aj na vývoji jednotlivých typov PP vody v pôdnom profile v zmysle WEILERA a FLÜHLERA (2004) s tým, že tieto nepredstavujú čisté entity, ale že existuje medzi nimi vzájomné prepojenie.

### Podakovanie:

Táto práca bola podporená Agentúrou na podporu výskumu a vývoja na základe zmluvy č. APVV – 0580 – 10. V experimentálnej časti výskumu vznikla táto práca vďaka podpore v rámci operačného programu Výskum a vývoj pre projekt: Centrum excelentnosti pre integrovaný výskum geosféry Zeme, ITMS: 26220120064, spolufinancovaný zo zdrojov Európskeho fondu regionálneho rozvoja.“

## LITERATÚRA

- ALLAIRE, S. A., ROULIER, S., CESSNA, A.J. 2009. Quantifying preferential flow in soils: A review of different techniques. *Journal of Hydrology*, 378, 179–204.
- BUURMAN, P., JONGMANS, A. 2005. Podzolisation and soil organic matter dynamics. *Geoderma* 125, 71–83.
- CAPULIAK, J., HOMOLÁK, M., ASCHENBRENNER, Š., AHMED, Y. A. R., KRÁLOVIČ, R. 2008. Influence of litter on initial water transport in soil under forest stand. In: Šír, M., Tesáň, M., Lichner, L. *Hydrologie malého povodia 2008*, 59–66.
- FORRER, I. 1997. *Solute transport in an unsaturated field soil: Visualization of flow pattern use image analysis*. Dissertation, ETM, No 12476. 128 s.
- FLURY, M., FLÜHLER, H. 1994. Brilliant Blue FCF as a dye tracer for solute transport studies. A toxicological review. *Journal of Environmental Quality*, 23, 1108–1112.
- FLURY, M., FLÜHLER, H., JURY, W. A., LEUENBERGER, J. 1994. Susceptibility of Soils to preferential Flow of Water. *Water Resources Research*, 30, 7, 1945–1954.
- FLURY, M., FLÜHLER, H. 1995. Tracer characteristics of Brilliant Blue FCF. *Soil Science Society of America Journal*, 59, 22–27.
- GERMÁN-HEINS, J., FLURY, M. 2000. Sorption of Brilliant Blue FCF in soils as affected by pH and ionic strength. *Geoderma*, 97, 87–101.
- HAGEDORN, F., BUND, M. 2002. The age of preferential flow paths. *Geoderma*, 208, 119–132.
- HEIJDEN, G. VAN DER, LEGOUT, A., POLLIER, B., BRÉCHET, C., RANGER, J., DAMBRINE, E. 2013. Tracing and modeling preferential flow in a forest soil – Potential impact on nutrient leaching. *Geoderma*, 195–196, 12–22.
- JURÁŠOVÁ, M. 2013. *Weathering of the skeleton as a process affecting material and energy flows and the soil properties*. [Dissertation thesis] (in Slovak). Zvolen : Technical university in Zvolen, Faculty of Forestry, Department of Natural Environment. 139 s. (11112–12369)
- KETELSEN, H., MEYER-WINDEL, S. 1999. Adsorption of Brilliant Blue FCF by soils. *Geoderma*, 90, 131–145.
- KOLEKTÍV. 2000. *Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska*. Bazálna referenčná taxonómia. Bratislava : VÚPOP. 76 s.
- LUNDSTRÖM, U.S., VAN BREEMEN, N., BAIN, D. 2000. The podzolization process. A review. *Geoderma*, 94, 91–107.
- PERILLO, C.A., GUPTA, S.C., NATER, E.A., MONCRIEF, J.F. 1998. Flow velocity effects on the retardation of FD and C Blue No. 1 food dye in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62, 39–45.
- RITSEMA, C.J., DEKKER, L.W. 2000. Preferential flow in water repellent sandy soils: principles and modeling implications. *Journal of Hydrology*, 231–232, 308–319.
- WEILER, M., FLÜHLER, H. 2004. Inferring flow types from dye patterns in macroporous soils. *Geoderma*, 120, 137–153.
-

# POSÚDENIE A RIEŠENIE PROBLEMATIKY STEKUTENIA POPOLOVÍN UKLADANÝCH NA POPOLOVÝCH ODKALISKÁCH

## ASSESSING AND ADDRESSING THE ISSUE OF LIQUEFACTION OF ASH DEPOSITION IN TAILINGS PONDS

**Peter Brunovský**

*Stredoeurópska vysoká škola v Skalici, Ústav ekológie a environmentálnych vied, Kráľovská 386/11, 909 01  
Skalica, Slovenská republika*

*University of Central Europe in Skalica, Department of Ecology and Environmental Sciences, Kráľovská 386/11,  
909 01 Skalica, Slovak Republic*

*e-mail: brunovsky.peter.sevs@gmail.com*

### **Abstrakt**

Popoly z rôznych energetických prevádzok sú ukladané do popolových odkalísk, pričom tieto popoly sú dopravované hydraulicky pomocou technologickej vody. Táto voda po usadení popola je odvádzaná pomocou drenážnych systémov odkaliska alebo iných vhodných zariadení späť do technológie výroby na jej ďalšie využitie. V prípade nedostatočného odvádzania takejto vody dôjde k neúmernému zavodneniu uloženého popola a jeho stekutiu, čím hrozí nebezpečenstvo vzniku pohybu uloženej masy popola a následnej havárie odkaliska. Pri havárii odkaliska stekutý popol vytečie a znehodnotí jeho bezprostredné okolie, čo je považované za ekologickú haváriu. Cieľom príspevku je: a) posúdiť stav popolovej masy uloženej v odkalisku so zreteľom na sledovanie geofyzikálnych vlastností uloženého sedimentu; b) sledovanie stavu hladín vôd v popolovej mase a sledovanie funkčnosti systémov na odvádzanie vôd z odkaliska a c) sledovanie fyzikálnych vlastností uložených popolov a prijatie opatrení na zamedzenie vzniku stekutia popolov.

**Kľúčové slová:** popolový sediment, stekutenie popola, geofyzikálne vlastnosti, bezpečnosť odkaliska, monitoring hladín vôd.

### **Abstract**

Ashes from different energy plants are stored in tailings ponds, ashes are transported hydraulically using process water. This water after ash sedimentation is drained through drainage systems of tailings pond, or other suitable device back into production technology for its further use. In the case of insufficient drainage of the water comes to excessive flooding of the deposited ash and liquefaction, thereby threatening danger of movement imposed on the masses of ash pond and subsequent crash. At crash of the tailings pond the liquefaction ash flows out and destroys its surroundings, what is considered as an ecological disaster. The

aim of this report is: a) to assess the condition of the ash masses stored in tailings pond with regard to the monitoring of geophysical properties of the deposited sediment; b) monitoring water levels in an ash masse and monitoring of the functioning of the water drainage from the tailings pond and c) monitoring the physical properties of the stored ashes and adoption of measures for preventing liquefaction ashes.

**Keywords:** ash sediment, liquefaction of the ash, geophysical properties, safety of the tailings pond, monitoring of the water levels.

## ÚVOD

Popolové odkaliská sú vodné stavby, ktorých je v Slovenskej republike pomerne hojný počet, avšak väčšina ich je už odstavená. Nevyužívajú sa iba na naplavovanie popola, ale tiež na usadzovanie vápenných kalov z chemického priemyslu, z úpravy vôd a rozličných iných kalov vznikajúcich najmä pri ťažbe a spracovaní nerastných surovín. V minulosti sa im, rovnako ako všetkým ostatným environmentálnym záťažiam, nevenovala dostatočná pozornosť a preto viaceré vyzerajú doslova ako mesačná krajina. Po ukončení životnosti ich je možné vcelku úspešne rekultivovať, tak, že obyčajný človek ani nepostrehne, že má pod sebou niečo, čo bolo dávnejšie odpadom. Nanešťastie, existujú tiež odkaliská po ťažbe nerastných surovín, ktoré po upadnutí podniku stratili vlastníka a musia ich udržiavať samosprávy, ktoré na to nemajú ani kvalifikovaných odborníkov ani dostatok finančných prostriedkov. Takéto odkaliská predstavujú trvalú hrozbu, obzvlášť ešte keď obsahujú takmer celú Mendelejevovu tabuľku chemických prvkov (MARUŠIC, 2008).

V príspevku sa zohľadňujú hlavné príčiny pretrhnutia hrádze odkaliska popolčeka v Zemianskych Kostoľanoch a tiež ekologické dôsledky pretrhnutia hrádze. Jedná sa predovšetkým o kontamináciu vôd a poľnohospodárskych pôd. Čo sa týka stekutenia antropogénnych geomateriálov na popolovom odkalisku, sú zhodnotené geologické a hydrogeologické pomery lokality, aktuálny stav odkaliska a závery pre odkaliská. Veľmi nosnou témou je tiež určovanie potenciálu stekutenia zemín. Kľúčový faktor je stupeň bezpečnosti proti stekuteniu.

## MATERIÁL A METÓDY

### Charakteristika objektu skúmania

Elektráreň Nováky so sídlom v Zemianskych Kostoľanoch v okrese Prievidza začali svoje prevádzkovanie od roku 1953. V roku 1965 sa po intenzívnych dažďoch pretrhla 40 metrov vysoká hrádza pôvodného odkaliska a zanechala značné zmeny vo vodách a pôdach v regióne Hornej Nitry. Odhadovaná plocha kontaminovanej, prevažne poľnohospodárskej pôdy, predstavuje zhruba 19 000 ha a rieka Nitra sa zaraďuje medzi najviac znečistené rieky v Strednej Európe. (PEŤKOVÁ *et al.*, 2011)

---

### Pracovné postupy

- vytvorenie spolupráce s manažmentom Elektrárne Nováky a. s. a následné dosiahnutie informácií,
- obhliadka záujmového územia, opísanie prírodných a ekologických činiteľov,
- zhodnotenie dostupných východiskových informácií o technológii výroby energie z hnedého uhlia,
- analýza podzemných a povrchových vôd odkaliska.

### Spôsob získavania údajov a ich zdroje

- priamo v Elektrárni Nováky, na riaditeľstve podniku, oddelení odkalísk a stavieb,
- na Štátnom geologickom ústave Dionýza Štúra,
- na Slovenskej agentúre životného prostredia,
- na Okresnom úrade životného prostredia v Prievidzi,
- na Slovenskom hydrometeorologickom ústave,
- o pretrhnutí hrádze odkaliska popolčeka v Zemianskych Kostolnoch,
- o stekutení antropogénnych geomateriálov na popolovom odkalisku.

### Použité metódy vyhodnotenia a interpretácie výsledkov

- metóda analýzy,
- metóda syntézy, ([www.trilobit.fai.utb.cz](http://www.trilobit.fai.utb.cz))
- metóda indukcie,
- metóda dedukcie ([www.ddp.fmph.uniba.sk](http://www.ddp.fmph.uniba.sk))

## VÝSLEDKY A DISKUSIA

### Hlavné príčiny pretrhnutia hrádze odkaliska popolčeka v Zemianskych Kostolnoch

Vzdušné svahy hrádzí odkaliska popolčeka a to hrádza základnej, tak aj nadvyšovacích popolčekových hrádzí boli projektované za predpokladu, že nimi nebude presakovať voda, teda nebudú vystavené prúdovému tlaku. Za tým účelom bol na návodnej strane základnej hrádze navrhnutý drenážny systém na zachytávanie a odvodňovanie vody. Predpokladalo sa tiež, že popolček bude priepustný.

Predpoklady sa nespĺnili. Voda sa objavila na vzdušnom líci u päty prvej nadvyšovacej hrádzky, tesne nad korunou základnej hlinito-kamenitej hrádzky, kde začala narúšať päť. Vzdušný svah popolčekovej časti hrádze, vystavený prúdovému tlaku vody nevydržal, zosul sa a príľahlá časť zložišťa popolčeka sa preliala cez základnú hrádzu, ktorú znehodnotila. Nastávali ďalšie zosuvy smerom do odkaliska a zvodnený popolček s chemickým kalom sa prelieval cez základnú hrádzu, ktorú späťnou eróziou narúšal. V oslabenom mieste došlo k zosuvu a následne k pretrhnutiu základnej hrádze.

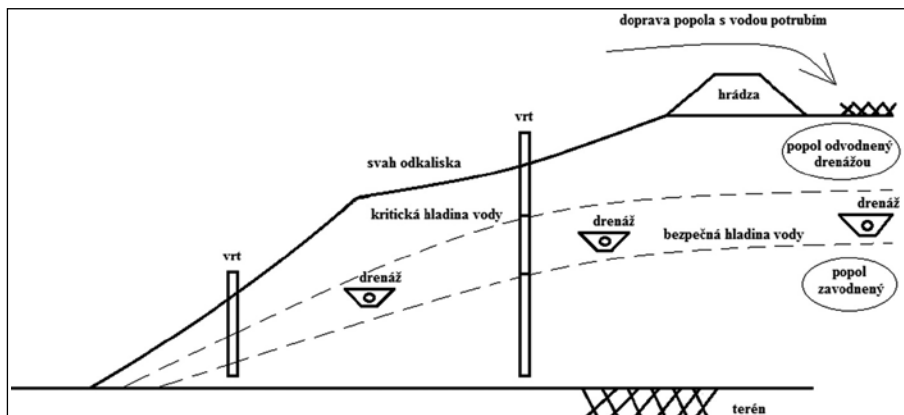
---

Dôvody ku ktorým prišlo k zavodeniu vzdušného svahu hrádze odkaliska boli nasledovné:

- V odkalisku sa vytvárali nepriepustné vrstvy vápenných kalov, ktoré bránili odtoku vody smerom k drenážnemu systému. Prítomnosť týchto nepriepustných polôh bola preukázaná.
- Účinnosť drenážneho systému v poslednom období nebol dostatočný. Drenážny systém preukázateľne zo začiatku fungoval.
- Istý vplyv na zvýšenie hladiny priesakových vôd mali tiež dlhotrvajúce dažde.
- Ku zníženiu stability základnej hrádze mohla prispieť aj tá skutočnosť, že táto časť hrádze spočíva na zosuve, ktorým presakuje voda. Na úpätí základnej hrádze v naviazaní na svah údolia boli zistené pramene, v ktorých bol zistený vyplavený popolček. Okrem toho určitý vplyv na stabilitu základnej hrádze mali s najväčšou pravdepodobnosťou aj hlboké erózne ryhy na jej vzdušnom svahu.

K prehĺbeniu a spresneniu vyššie uvedených záverov by bolo potrebné uskutočniť jednotlivé prieskumné práce (1965).

**Obr. 1** Monitoring hladín vôd v sledovanom odkalisku



## Ekologické dôsledky pretrhnutia hrádze

**Kontaminácia vôd** – došlo k zmenám primárneho hydrochemického stavu podzemných vôd, zvýšeniu celkovej mineralizácie vôd a koncentrácie jednotlivých zložiek vôd spojených s antropogénnou činnosťou a tiež pôsobením reliktovej staršej antropogénnej záťaže nachádzajúcej sa na lokalite. Podzemná voda je v rámci záujmového územia predpolia pôvodného odkaliska charakterizovaná v dôsledku rozličnej intenzity vplyvu antropogénnych činiteľov rôznymi hodnotami celkovej mineralizácie, stupňom ovplyvnenia primárneho chemizmu a prítomnosťou špecifických nežiaducich látok, akými sú anorganické mikrokomponenty: bór, arzén, bárium, molybdén a vanád, s obsahmi meniacimi sa v závislosti od lokalizácie odberných miest.



V severovýchodnej oblasti predpolia aj v juhovýchodnej oblasti predpolia pôvodného odkaliska je intenzita kontaminácie podzemnej vody stopovými kovmi arzénu a molybdénu na základe získaných výsledkov odlišná od hodnôt týchto prvkov od oblasti blízkeho okolia predpolia pôvodného odkaliska, súvisiaceho bezprostredne s telesom odkaliska. Vyššie kvantitatívne a kvalitatívne charakteristiky prítomnosti anorganických mikrokomponentov poukazujú na možné významnejšie ovplyvňovanie kvality podzemnej vody objemom antropogénnych sedimentov zastúpených reliktnými popolčkami, kumulovanými v horninovom prostredí pásma prevzdušnenia a siahajúcim lokálne až po zónu kolísania hladiny podzemnej vody a pásma nasýtenia.

V juhovýchodnej oblasti predpolia odkaliska je najintenzívnejšia kontaminácia podzemnej vody anorganickými kontaminantmi arzénu a molybdénu viazané do blízkosti povrchového kanála, čo spolu so získanými údajmi o smere prúdenia podzemnej vody a zistených hodnotách obsahov anorganických látok vo vode povrchového toku predstavuje možný vplyv povrchových vôd kanála na sledované kvalitatívne parametre podzemnej vody (PRAMUK *et al.*, 2011).

**Kontaminácia poľnohospodárskych pôd** – pôda je v kritických zónach kontaminovaná arzénom (30 až 109 mg/kg), okrem tohto rizikového prvku sú zistené obsahy hlavne kadmia, stroncia, hliníku a železa. Odhadovaná plocha kontaminovanej poľnohospodárskej krajiny je 19 tis. ha, s koeficientom zníženia poľnohospodárskej produkcie 0,8 ([www.sazp.sk](http://www.sazp.sk)).

### **Stekutenie antropogénnych geomateriálov na popolovom odkalisku**

Fenoménom stekutenia geomateriálov (tiež antropogénnych) je prejav štruktúrneho kolapsu materiálu. Kolapsibilita partikulárnych látok sa v súčasnej dobe posudzuje z hľadiska fenomenologicky registrovaných prejavov. Matematické modelovanie jej fyzikálnej podstaty za pomoci konštitučných vzťahov a predpovedanie kolapsu vo výskumnom priestore ešte stále nie je jednoznačné a bez problémov. Analýzou fenoménu stekutenia a metódou literárnej rešerše sa odborníci systematicky zaoberajú od roku 1992. Problematike potenciálu stekutenia (*liquefaction potential*) sa venujú hlavne odborníci zo štátov postihovaných týmto javom u sypkých alebo slabo súdržných zemín (Japonsko, USA, Mexiko, Chile, Taliansko či Juhoafrická republika) u seizmických účinkoch.

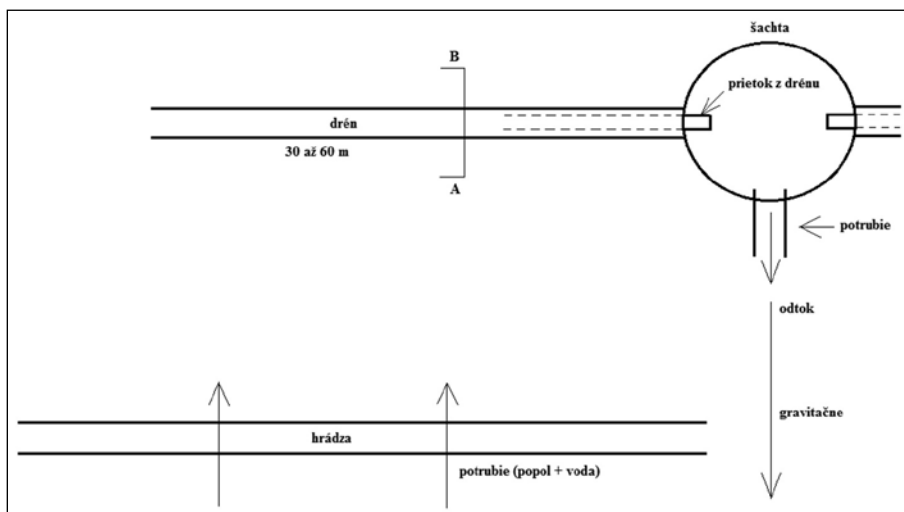
Stekutenie geomateriálov je obtiažny problém. Preverovanie teórií komplexného priebehu tohto javu je možné prostredníctvom laboratórnych či terénnych skúšok. Laboratórne skúmanie náchylnosti geomateriálov k stekutaniu bolo odporúčané už v roku 1993, doteraz však nie je v Slovenskej republike k dispozícii laboratórne zariadenie tzv. dynamický triaxiálny prístroj. Prejavovanie stekutenia zemín pri seizmickom zaťažení u laboratórneho výskumu sú známe z odbornej literatúry. Používajú sa metodické postupy pre skúšky triaxiálne s dynamickými účinkami, cyklické triaxiálne skúšky (štandardné s rotačne symetrickým stavom napätosti a pravý triaxiál) a cyklické skúšky v prístroji pre prostý šmyk (s možnou zmenou šmykového napätia vo dvoch smeroch). Najperspektívnejším spôsobom stanovenia odolnosti zeminy proti stekutaniu (*Cyclic Resistance Ratio*) by bol postup, pri ktorom by sa na neporušených vzorkách

odobraných v teréne, v laboratórnych podmienkach použili cyklické zaťaženia modelujúce seizmické účinky. Štandardné spôsoby odberu vzoriek nedovoľujú odobrať vzorky nesúdržných zemín za účelom opísaných laboratórnych testov. Používajú sa špeciálne technológie odberov vzoriek (zmrazovanie), ktoré prieskumné práce rapídne predražujú. Možnosťou pre stanovenie odolnosti zeminy proti stekuteniu je preto použitie poľných metód tzv. penetračných testov (MASAROVÍČOVÁ, 2009).

### Geologické a hydrogeologické pomery lokality

Z hľadiska geomorfologického členenia spadá lokalita do Fatransko-tatranskej oblasti, na úpätí Malej Magury a Hornonitrianskej kotliny. Oblasť je súčasť masívu Malej Magury a hydrogeologicky sa zaraďuje do regiónu P-Q065 – kryštalikum, mezozoikum a paleogén východnej časti Strážovských vrchov a Rudnianskej kotliny. Kvartér je tvorený fluvialno-deluviálnymi sedimentmi (piesky, štrky) a ílmi. Povrchové a podzemné vody z masívu Malej Magury a okolitého prostredia odtekajú do rieky Nitry a potoka Nitrica (MASAROVÍČOVÁ, 2012).

**Obr. 2** Drenáž – situácia v sledovanom odkalisku



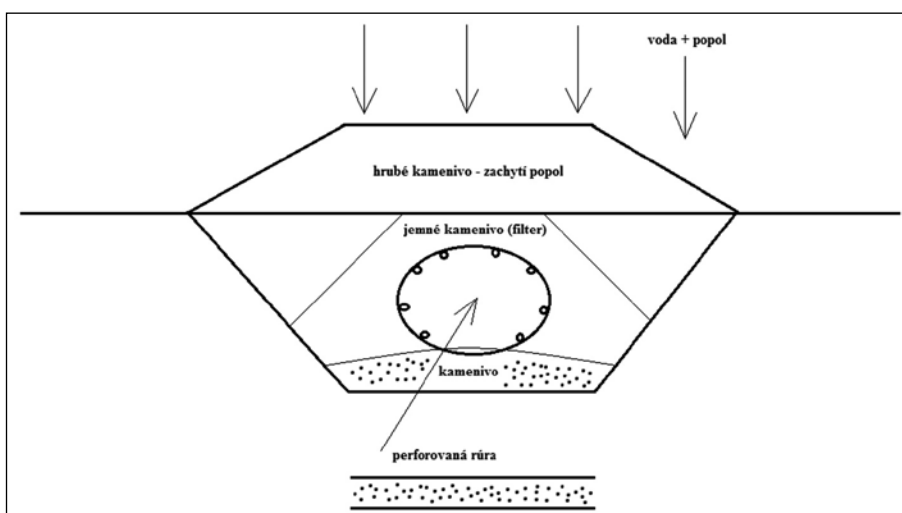
### Aktuálny stav odkaliska

Pôvodné odkalisko v Zemianskych Kostolnoch sa nachádza v pravostrannom bočnom údolí rieky Nitry v mieste rekonštruovaného havarovaného odkaliska. Havária v roku 1965 bola najväčšou katastrofou údolného popolového odkaliska v Československu. Väčšia časť uloženého popola odtiekla do rieky Nitry (~ 3 mil. m<sup>3</sup>). Zanesenie koryta rieky, úhyn rastlínstva a živočíšstva v toku pod odkaliskom (~ 180 km), ohrozenie kvality podzemnej vody a výnosov poľnohospodárskych pozemkov, vyvolanie investícií budovaním nových vodných zdrojov, nadmerná koncentrácia arzénu, poškodenie vodohospodárskych objektov, záplavy pozemkov

kontaminovanou vodou a znemožnenie závlah (vrátane okamžitých) boli priame následky ekologickej havárie. V roku 1970 až 1980 bolo odkalisko rekonštruované a od roku 1982 sa obnovilo plavenie popola, ktoré s technickými prestávkami pokračovalo klasickým spôsobom. Uloženie popolového sedimentu je trvalé.

Pôvodné odkalisko má 2 základné zemné hrádze s drenážnym systémom na odvádzanie vôd. Kóta pôvodného terénu a úroveň päty vonkajšej hrádze je ~240 m n. m., kóta jej koruny je 255 m n. m, sklon vzdušného svahu 1 : 3, sklon návodného svahu 1 : 1,5. Vnútoraná hrádza vzdialená osovo od vonkajšej o 50 m má sklony svahov 1 : 1,5 a kóta koruny je 254 m n. m. Po naplavení po úroveň korún základných hrádzí sa odkalisko budovalo postupným nadvyšovaním z popola. Deliaci hrádza z uloženého sedimentu rozdelila čelnú časť odkaliska do 2 kaziet. Takýto spôsob ukladania popolov zvyšoval komfort plavebného postupu popolovej hydrozmesi a vytváral miesto na kvalitné stavebné práce pri nadvyšovaní. Súčasná (konečná) úroveň hrádzového systému odkaliska je ~315 m n. m. a odkalisko je zrekultivované. Plavenie popolovej hydrozmesi na odkalisko sa definitívne ukončilo dňa 29. 2. 2012. Po demontáži potrubí už ďalšia prevádzka je nemožná. Odkalisko sa primerane monitoruje. (MASAROVIČOVÁ *et al.*, 2013)

**Obr. 3** Drenáž – rez A / B



### Sledovanie stekutenia materiálov odkalísk

V miestach odkalísk sa ukladajú veľké množstvá antropogénnych geomateriálov s významnou anizotropiou filtračných a pevnostných vlastností. Najnebezpečnejším spôsobom poškodenia stability odkaliska je fenomén stekutenia, ako prejav štruktúrneho kolapsu materiálu. Stekutenie môže mať za následok seizmické, dynamické či hydrodynamické zaťaženie. Z pohľadu správania sa sedimentu je bezvýznamné, či stekutenie bolo zapríčinené lokálnou haváriou alebo seizmikou. Rozdiely medzi stekutením iniciovaným zemetrasením (ak veľké

masy stekutejúc súčasne) a stekutením iniciovaným inými príčinami (vadnou drenážou, haváriou potrubných vedení v sedimentovanom kale, zosunutím časti svahu, priesakmi na svahu telesa odkaliska či preliatím jeho koruny) sú dané rozsahom škôd a časovým priebehom havárie. Antropogénne geomateriály (sedimentované popoly) v Zemianskych Kostolnoch je nevyhnutné kontrolovať, lebo dispozícia ich vlastností k náchylnosti na stekutenie je vysoká. Je to v prvom rade vysoká hodnota pórovitosti (viac než 60 %), nízka hodnota objemovej hmotnosti a tiež objemovej tiaže. Absolútne neznámy je vplyv laminovanej textúry na stekutenie. Na re-sedimentovaných a neporušených vzorkách jemnozrnných popolov sa namerala pri určovaní šmykovej pevnosti tiež zdanlivá súdržnosť. Jej vplyv na stabilitu resp. časovú odolnosť voči stekuteniu nemusí však byť výrazný, nakoľko jemnozrnný a slabo súdržný popol stekutia (MASAROVÍČOVÁ, 2009).

**Tab. 1** Porovnanie hodnôt objemovej tiaže popolov v rokoch 1989 až 2012. Zdroj: (MASAROVÍČOVÁ, 2012)

Objemová tiaž popolov pôvodného odkaliska ENO				
Prieskum	M – H, s. r. o Budapešť	STU – SvF KG Bratislava	STU – SvF KG Bratislava	STU – SvF KG Bratislava
Rok realizácie	1989 – 2008	1993	2008	2012
	priemer, interval hodnôt	priemer, interval hodnôt	priemer, interval hodnôt	priemer, interval hodnôt
Objemová tiaž γn [kN.m <sup>-3</sup> ]	11,8 <7,2; 16,5>	11,0 <8,7; 14,2>	12,0 <10,4; 13,6>	12,4 <9,4; 14,6>
počet vzoriek [vz]	199	16	10	9

### Určovanie potenciálu stekutenia zemín

Podľa (STN 73 0036, 1997) „Zníženie pevnosti a/alebo tuhosti spôsobené zvýšením pórového tlaku vody v nasýtených sypkých materiáloch, ktoré nastane pri seizmických pohyboch podložia počas zemetrasenia je také, že môžu vzniknúť významné trvalé deformácie alebo dokonca je splnená podmienka takmer nulového efektívneho napätia v zemine, sa označuje pojmom stekutenie. Hodnotenie náchylnosti na stekutenie sa musí urobiť, ak základová pôda obsahuje rozsiahle vrstvy alebo hrubé šošovky kyprého piesku s alebo bez jemnozrnných prímiesí prachu/ílu pod úrovňou hladiny podzemnej vody a keď táto úroveň je blízko povrchu terénu. Toto hodnotenie sa vykoná pre podmienky otvoreného terénu (pokiaľ ide o povrch terénu a hladinu podzemnej vody) prevládajúce počas životnosti konštrukcie. Prieskum požadovaný pre tento účel musí minimálne zahŕňať poľné skúšky: štandardné penetračné skúšky (SPT) alebo statické penetračné skúšky (CPT), ako aj určovanie kriviek zrnitosti v laboratóriu.“

Pre empirické diagramy stekutenia ilustrujúce korelačný prístup pre rôzne typy poľných meraní je možné seizmické šmykové napätie te odhadnúť z jednoduchého vzťahu:

$$\tau_e = 0,65 \cdot a \cdot s \cdot \sigma_{or}$$

kde  $a$  je pomerné návrhové seizmické zrýchlenie,  $s$  je parameter podložia špecifikovaný v norme,  $\sigma_{or}$  je celkové napätie od tlaku nadložia – geostatický tlak (MASAROVÍČOVÁ, 2009).

## Stupeň bezpečnosti proti stekuteniu $FS_{lig}$ (Factor of Safety to Liquefaction)

Pri výskume piesčitých, resp. prachovo-piesčitých zemín náchylných k stekuteniu v dôsledku seizmického zaťaženia sa v súčasnej dobe používajú 2 typy terénnych skúšok – penetračných testov: SPT (Standard Penetration Test) a CPT (Cone Penetration Test). Štandardná penetračná skúška (SPT) sa zaraduje medzi najstaršie a najrozšírenejšie terénne skúšky v USA, Japonsku a Číne. V európskych štátoch nie sú SPT zavedené a využívajú sa statické (CPT) a dynamické (DP) penetračné skúšky. Metóda statickej penetrácie je modernejšia alternatíva penetračných skúšok. Používa sa na celom svete, odlišnosti metodík a parametrov penetrometrov sú menšie v porovnaní u typov SPT a DP.

Okrem penetračných skúšok sa vyžívajú geofyzikálne in situ merania rýchlosti šírenia šmykových vln ( $V_s$ ). Metodika výskumu problematiky stekutenia v dôsledku seizmickej aktivity sa spracovala na základe veľkého počtu penetračných skúšok piesčitých a prachovo-piesčitých zemín. Program na posúdenie náchylnosti zeminového prostredia (zaťaženého seizmickou aktivitou) k stekuteniu vyrobila americká spoločnosť Civil Tech-Corporation zhodnotením výsledkov terénnych penetračných skúšok. Na stanovenie stupňa bezpečnosti proti stekuteniu je potreba poznať tieto veličiny: CSR (Cyclic Stress Ratio) – zaťaženie seizmickou aktivitou a CRR (Cyclic Resistance Ratio) – odolnosť zeminy voči stekuteniu v dôsledku cyklického zaťažovania. Veľkosť stupňa bezpečnosti proti stekuteniu je možné teda vyjadriť pomerom nasledujúcich dvoch hodnôt:

$$CRR / CSR = FS_{lig} \text{ (MASAROVÍČOVÁ, 2012).}$$

## ZÁVER

Materiál a metódy boli založené na charakteristike objektu skúmania, pracovných postupov, spôsobu získavania údajov a ich zdrojov a použitých metód vyhodnotenia a interpretácie výsledkov.

V kľúčovej časti príspevku bolo poukázané na hlavné príčiny pretrhnutia hrádze odkaliska popolčeka v Zemianskych Kostoľanoch a ekologické dôsledky pretrhnutia hrádze. Na túto problematiku nadväzovalo stekutenie antropogénnych geomateriálov na popolovom odkalisku. Pri tomto odkalisku boli zhodnotené geologické a hydrogeologické pomery lokality, aktuálny stav odkaliska, závery pre odkaliská, určovanie potenciálu stekutenia zemín a stupeň bezpečnosti proti stekuteniu.

Odkaliská nie sú vybudované na tokoch, ale v prípade dlhotrvajúcich, respektíve prívalových dažďov, ktorých vody by neboli bezpečne odvedené z hrádzového systému odkaliska, môže dôjsť k ich porušeniu a deštrukcii s následným zosunom a povodňou z kalu, ktorej následky sú v našich podmienkach nepredstaviteľné. Túto skutočnosť si neuvedomujú niektorí vlastníci odkalísk, ktorí nielenže nerealizujú odporúčania odborníkov, ale v niektorých prípadoch nezabezpečujú výkon technicko-bezpečnostného dohľadu ani v minimálnom rozsahu. Pri budovaní a následnom prevádzkovaní odkalísk by sa mali rešpektovať krajinno-ekologické riziká na elimináciu rizík, pre znečistenie vôd, znečistenie pôdy či dôslednú rekultiváciu odkalísk (KASANA, PANENKA, 2011).

## LITERATÚRA

- Hornonitrianska oblasť* [online]. Znečistenie pôdy [cit. 2014–08-25]. Dostupné na: <http://www.sazp.sk/slovak/periodika/sprava/SPRAVA96/4c.html>
- KASANA, A., PANENKA, P. *Povodne a bezpečnosť vodných stavieb* [online]. Odborný stavebný portál ABS, 2011 [cit. 2014–08-27]. Dostupné na: <http://www.asb.sk/inzinierske-stavby/vodohospodarske-stavby/povodne-abezpecnost-vodnych-stavieb>
- MARUŠIC, M. *Ako narábať s popolom* [online]. Blog SME, 2008 [cit. 2014–08-25]. Dostupné na: <http://marusic.blog.sme.sk/c/149155/Ako-narabat-s-popolom.html>
- MASAROVIČOVÁ, M. et al., *Experimentálny výskum a analýza geotechnických vlastností geomateriálov odkaliska*. Bratislava: Slovenská technická univerzita v Bratislave, Stavebná fakulta, Katedra geotechniky, 2013.
- MASAROVIČOVÁ, M., SLÁVIK, I. *Výskum potenciálu stekutenia antropogénnych geomateriálov*. Bratislava: Slovenská technická univerzita v Bratislave, Stavebná fakulta, Katedra geotechniky, 2009.
- MASAROVIČOVÁ, M. SLÁVIK, I., MARTINKA, L. *Doplnenie databázy geotechnických vlastností geomateriálov odkaliska a experimentálny výskum stekutenia popolového sedimentu*. Bratislava: Slovenská technická univerzita v Bratislave, Stavebná fakulta, Katedra geotechniky, 2012.
- PEŤKOVÁ, K. et al., Chemické a minerálne zloženie elektrárenských popolov (lokalita Zemianske Kostoľany). In: *Mineralia Slovaca*. 2011, vol. 43, no. 4 (2011), s. 377–386. ISSN 0369–2086.
- PRAMUK, V. et al., *Doprieskum odkalísk v ENO – Pôvodné odkalisko*. Bratislava: Slovenské elektrárne a. s., 2011.
- Správa o príčinách pretrhnutia hrádze zložiska popolčeka Elektrárne Nováky*, 1965.
- STN 73 0036:1997, *Seizmické zaťaženia stavebných konštrukcií*.
- Teoretické metódy poznania* [online]. Induktívno-deduktívne metódy [cit. 2015–01-08]. Dostupné na: [http://www.ddp.fmph.uniba.sk/~koubek/DF\\_html/4-7.htm](http://www.ddp.fmph.uniba.sk/~koubek/DF_html/4-7.htm)
- Trilobit: Odborný vedecký časopis Univerzity Tomáše Bati* [online]. [Zlín]: Fakulta aplikované informatiky Univerzity Tomáše Bati ve Zlíne, 2009- [cit. 2015–01-08]. ISSN 1804–1795. Dostupné na: <http://trilobit.fai.utb.cz/vedecke-metody>
-

# THE IMPACT OF APPLICATION OF BIOLOGICAL WASTE FROM PROCESSING OF *JATROPHA CURCAS* L. AND ORGANIC WASTE COMPOST ON SOIL MICROBIAL ACTIVITY, SOIL HYDROPHOBICITY AND LEACHING OF NITRATE NITROGEN FROM ARABLE SOIL

## VLIV APLIKACE BIOLOGICKÉHO ODPADU ZE ZPRACOVÁNÍ *JATROPHA CURCAS* L. A KOMPOSTU NA MIKROBIÁLNÍ AKTIVITU V PŮDĚ, PŮDNÍ HYDROFOBITU A VYPLAVOVÁNÍ MINERÁLNÍHO DUSÍKU Z ORNÉ PŮDY

**Jakub Elbl, Jaroslav Hynšt, Lukáš Plošek, Antonín Kintl, Jaroslav Záhora, Helena Dvořáčková, Anna Foltýnová**

*Department of Agrochemistry, Soil Science, Microbiology and Plant Nutrition, Faculty of Agronomy, Mendel University in Brno, Zemědělská 1, 613 00 Brno 13, Czech Republic  
Ústav agrochémie, půdoznalství, mikrobiologie a výživy rostlin, Agronomická fakulta Mendelovy univerzity v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno, Česká republika  
e-mail: jakub.elbl@mendelu.cz*

### Abstract

This paper deals with possibility of using combined application of biological waste from processing of *Jatropha curcas* L. (JSC) and organic waste compost ( $C_p$ ) to reduce the leaching of nitrate nitrogen and to support the microbial activity in arable soil. To demonstrate the effect of JSC and  $C_p$  application (separately and in mixture) on microbial activity, soil hydrophobicity, leaching of mineral nitrogen and plant production, the pot experiment was performed. Six variants with different doses of JSC and  $C_p$  (50 t/ha; 100 t/ha) and mixture of JSC and  $C_p$  (25 t/ha of JSC + 25 t/ha of  $C_p$ ; 50 t/ha of JSC + 50 t/ha of  $C_p$ ) and one variant (control) without addition of BW or  $C_p$  were prepared. The level of microbial activity was derived from values of basal respiration (BAS), soil hydrophobicity was determined based on the values of saturated hydraulic conductivity ( $K_{sat}$ ) and leaching of nitrate nitrogen ( $NO_3-N$ ) was measured by application of ion exchange resins. The significant differences in the BAS, leaching of  $NO_3-N$  and values of  $K_{sat}$  were found. The variants with addition of one type of organic matter (JSC or  $C_p$ ) showed lower values of  $K_{sat}$ . Conversely, higher values were detected in variants, where mixture of JSC and  $C_p$  was applied. Decreased values of  $K_{sat}$  are indicating increased level of soil hydrophobicity. BAS was measured after termination of the experiment and it was higher about

50% in variants with addition of JSC (100 t/ha) compared to other variants. Moreover, significant differences were found between control and variants with dose of JSC and  $C_p$  (mixture 25 t/ha of JSC + 25 t/ha of  $C_p$ ; 50 t/ha of JSC + 50 t/ha of  $C_p$ ). The significant differences in loss of  $NO_3-N$  were determined between control and both variants with addition of JSC and  $C_p$  mixture. These results point to the different effect of doses of JSC and  $C_p$  on microbial activity in the soil, soil hydrophobicity and leaching of nitrate nitrogen from arable soil.

**Keywords:** organic matter, microbial activity, soil hydrophobicity, arable soil, drought

## Abstrakt

Předkládaná práce se zabývá možností využití kombinované aplikace biologického odpadu ze zpracování *Jatropha curcas* L. (JSC) a kompostu vyrobeného z biologicky rozložitelného komunálního odpadu ( $C_p$ ), pro redukci vyplavování nitrátového dusíku z orné půdy a pro podporu mikrobiální aktivity v půdě. Ke zjištění efektu aplikace JSC a  $C_p$  na mikrobiální aktivitu v půdě, půdní hydrofobicitu a vyplavování nitrátového dusíku byl realizován nádobový experiment. Bylo připraveno šest variant experimentu s rozdílnými dávkami JSC a  $C_p$  (50 t/ha; 100 t/ha) a jejich směsi (25 t JSC/ha + 25 t  $C_p$ /ha; 50 t JSC/ha + 50 t  $C_p$ /ha). Tyto varianty byly doplněny o kontrolu – ornou půdu bez přídatku hnojiv. Úroveň mikrobiální aktivity byla určena na základě hodnoty basální respirace (BAS), úroveň půdní hydrofobicity byla určena na základě hodnot hydraulické vodivosti a vyplavování nitrátového dusíku bylo měřeno za využití aplikace iontoměničových zrn. Mezi jednotlivými variantami experimentu byly nalezeny statisticky průkazné rozdíly v uvedených parametrech (ANOVA,  $P < 0,05$ ). Varianty s přídatkem pouze jednoho druhu organické látky (JSC;  $C_p$ ) vykazovaly nejnižší hodnoty hydraulické vodivosti, naopak kontrola a varianty s přídatkem směsi těchto látek vykazovaly nejvyšší hodnoty. Nízké hodnoty indikují zvýšenou půdní hydrofobicitu. Průkazně nejvyšší hodnota BAS byla nalezena ve variantě s přídatkem 100 t JSC/ha naopak nejnižší ve variantě s přídatkem 50 t  $C_p$ /ha. Dále byly zjištěny průkazné rozdíly v hodnotách úniku nitrátového dusíku, a to mezi kontrolou a variantami s přídatkem směsi JSC a  $C_p$ .

Zjištěné výsledky poukazují na rozdílný vliv testovaných organických látek na mikrobiální aktivitu v půdě, úroveň půdní hydrofobicity a vyplavování minerálního dusíku.

**Klíčová slova:** organická hmota, mikrobiální aktivita, půdní hydrofobicita, orná půda, sucho

## INTRODUCTION

Loss of agriculture land by soil erosion, depletion of soil fertility and soil degradation represent main problem of modern agriculture in both industrialized countries and in developing countries. Basic precautions to reduce these negative phenomena are based on the recovery of natural soil functions. Only healthy soil is resistant to these negative phenomena.

Soil is a living, dynamic ecosystem. Healthy soil is teeming with microscopic and larger organisms that perform many vital functions including converting dead and decaying matter to-



gether with minerals as plant nutrients. Different soil organisms feed on different organic substrates. Their biological activity depends on the organic matter supply (BOT and BENITES, 2005). Retain and increasing the content of soil organic matter (SOM) in agricultural land (arable soil) is essential for achieving sustainable agriculture. WOLF and SNYDER (2003) state that sustainable agriculture is new way of agricultural management and represents a different approach to farming on arable soil (increase in the content of SOM, support microbial activity etc.).

There are several possibilities to improve content of SOM in soil and thus reduce the risk of loss of natural soil properties (soil fertility). The most accessible method is the application of organic waste, which may be of different origin (for example: organic municipal waste, crop residues after harvest, organic waste from biogas or organic waste generated in the production of biofuels) but it should be produced near the farmland where it will be applied. This factor is very important for profitability of SOM application, especially in developing countries where farmers have limited financial resources (WOLF and SNYDER, 2003; HALBERG, 2006). In conditions of central Europe and South Africa, the composting of organic matter can be considered as the cheapest source of quality organic matter (OM) with high potential. Industrial countries in Central Europe use the composting process primarily for liquidation of municipal organic waste and organic waste from agriculture. Conversely, developing countries in South Africa do not have such resources and must search for new possibilities in agriculture. Such an opportunity is cultivation of new species of crops that have important economics and environmental properties (TIGERE *et al.* 2006; HALBERG, 2006; CHATUVERDI *et al.* 2009).

*Jatropha curcas* (Linnaeus) is a multipurpose plant with many attributes and considerable potential. It is a tropical plant that can be grown in low to high rainfall areas and can be used to reclaim land, as a hedge and/or as a commercial crop. *Jatropha curcas* L. (JC) is a multipurpose bush/small tree belonging to the family of *Euphorbiaceae*. It is a plant with many attributes, multiple use and considerable potential. The plant can be used to prevent and/or control erosion, to reclaim land, as a live fence, especially to keep or avoid farm animals and be planted as a commercial crop (OPENSHAW, 2000). JC is a deciduous shrub that grows up to a height of 3–5 metres, and with a productive life of 50 years. It is a multipurpose shrub and is considered to come from Latin America but presently grows throughout the arid, semi-arid tropical and subtropical regions of the world (TIGERE *et al.* 2006).

In South Africa, JC is used for production of wood, oil, green manure. Moreover JC can be used for erosion control and to improve water (rainfall/precipitation) infiltration into soil. Oil is obtained from the seeds of JC by pressing. After this procedure, the farmers have two products: first is high quality oil and second is biological waste, which is known as the jatropha seed cake (JSC) and it represents about 50 percent of the original seed weight. Oil from seeds of JC is basic raw material for the production of biofuels and its production represents an interesting source of finance for poor farmers. BRITTAINE and LUTALADLO (2010) state that JSC makes an excellent organic fertilizer with a high nitrogen content similar to, or better than, chicken manure. JSC represents untreated organic matter. Conversely, organic waste compost ( $C_p$ ) is stabilized and sanitized product.

$C_p$  and products made from it (reclamation substrates) are commonly used to increase

---

soil fertility in the conditions of the Czech Republic.  $C_p$  can be used not only to increase soil fertility but also to stop the leaching of mineral nitrogen. Leaching of mineral nitrogen (consisting of ammonium-N and nitrate-N) from arable soil is a major threat to the drinking water quality of underground reservoirs in the Czech Republic (ELBL *et al.* 2014a).

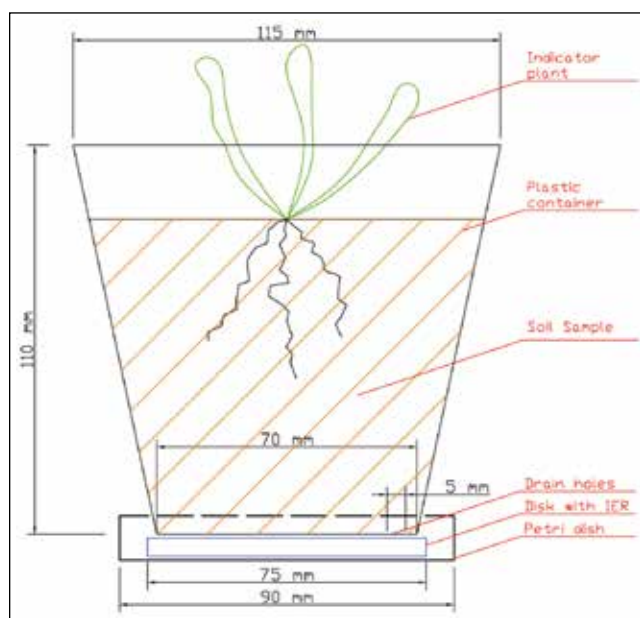
In the present work, the impact of application of biological waste from processing of *Jatropha curcas* L. and organic waste compost on soil microbial activity, soil hydrophobicity and leaching of nitrate nitrogen from arable soil was performed in laboratory experiment. Objectives of this study were: (1) to determine and compare the effect of  $C_p$  and JSC on microbial activity in rhizosphere soil (2) to determine and compare the effect of  $C_p$  and JSC on soil hydrophobicity and leaching of nitrate nitrogen.

## MATERIALS AND METHODS

### Experimental design

The impact of application of JSC and  $C_p$  on soil microbial activity, soil hydrophobicity and leaching of nitrate-N from arable soil was tested by pot experiment. This experiment was carried out at the grow box – phytotron (humidity 72%, 22.5 °C, day period 12 hours, light intensity 350  $\mu\text{mol/m}^2\text{s}$ ) from 1<sup>st</sup> February to 20<sup>th</sup> March 2014 (48 days). Twenty-one experimental containers (height = 110 mm, diameter = 115 mm, (see the Fig. 1) were filled with arable soil with or without addition of  $C_p$ , JSC and mixture of  $C_p$  and JSC. *Lactuca sativa* L. was used as indicator plant (one salad per experimental container).

**Fig. 1** Experimental container



Seven variants of experiment (V1 – V7) with different doses of  $C_p$  and JSC were prepared. Each one was prepared in three repetitions:

- V1 control: variant without addition of fertilizers
- V2 S+J 50t: dose of 30 g of JSC (representing 50 t/ha)
- V3 S+J 100t: dose of 60 g of JSC (representing 100 t/ha)
- V4 S+ $C_p$  50t: dose of 30 g of  $C_p$  (representing 50 t/ha)
- V5 S+ $C_p$  100t: dose of 60 g of  $C_p$  (representing 100 t/ha)
- V6 S+ $C_p$ +J 25t: combined dose of 15 g of  $C_p$  and 15 g of JSC (this combined dose represents 25 t/ha of  $C_p$  and 25 t/ha of JSC in conversion)
- V7 S+ $C_p$ +J 50t: combined dose of 30 g of  $C_p$  and 30 g of JSC (this combined dose representing 50 t/ha of  $C_p$  and 50 t/ha of JSC)

Each experimental pot was filed with 1100 g of arable soil with or without addition of  $C_p$ , JSC or with mixed  $C_p$  and JSC. Soil sampling was carried out on the 25th of November 2013 in accordance with the Czech National Standard ČSN ISO 10 381 – 6.  $C_p$  was obtained from the Central Composting Plant in Brno which is registered for agriculture use in the Czech Republic. Samples of  $C_p$  were taken on 27th of November 2013 in accordance with the Czech National Standard ČSN EN 46 5735.

### Determination of basal respiration

Basal respiration (BAS) was determined by measuring the  $CO_2$  production from soils incubated in serum bottles for 24 h. Field moist soil (15 g) was weighed into each of three 120-ml serum bottles. Bottles were sealed with butyl rubber stoppers and incubated at 25 °C. After 3 and 24 h, a 0.5 ml sample of the internal atmosphere in each bottle was analysed by gas chromatography (Agilent Technologies 7890A GC System equipped with a thermal conductivity detector). Respiration was calculated from the increase in  $CO_2$  during the 21 h incubation period (24 – 3 h). At the end of measurements, the total headspace volume of each replicate bottle was determined by the volume of water required to fill the bottle. The measured amounts of  $CO_2$  were corrected for the gas solved in the liquid phase. The results are expressed per gram of dry soil and hour (ŠIMEK, 2011).

### Determination of hydraulic conductivity

Soil hydrophobicity is affecting infiltration of water into soil and thus the soil water retention. Therefore, saturated hydraulic conductivity ( $K_{sat}$ ) was calculated based on the measured volume of water that infiltrated into the soil – cumulative infiltration, which was measured using Mini-Disk Infiltrometer – MDI (ELBL *et al.*, 2014b). The calculation of  $K_{sat}$  was carried out by Equation (1) modified according ŠINDELÁŘ *et al.* (2008) and LICHNER *et al.* (2007a, 2007b), originally ZHANG (1997).

$$K_{sat} = C_2 / A_2 \quad (1)$$

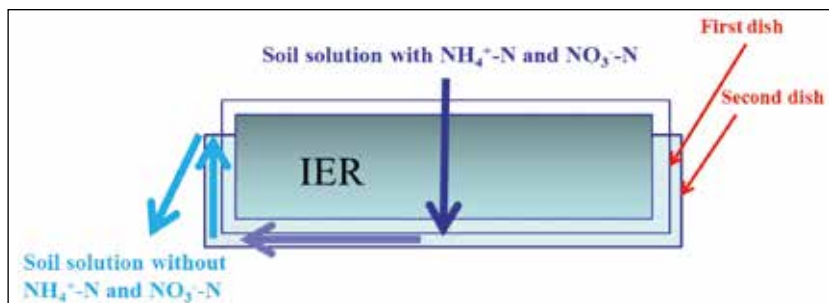
Where:  $C_2$  [ $m \cdot s^{-1}$ ] is the function of the soil water content  $\theta$  and suction ( $h_s$ ) [cm].  $A_2$  is dimensionless coefficient. This parameter was determined by Van Genuchten equations.  $K_{sat}$  is very important parameter for the determination of soil hydrophobicity degree, because high

soil hydrophobicity slows water infiltration – the value of  $K_{sat}$  is lower and conversely (ELBL *et al.*, 2014b).

### Determination of nitrate nitrogen leaching

Measurement of nitrate nitrogen ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) leaching from experimental containers was performed according ELBL *et al.* (2013) and NOVOSADOVÁ *et al.* (2011): nitrate nitrogen leached from the soil was captured by special discs with mixed IER (Ion Exchange Resin, see the Figure 1), which were located under each experimental container. The discs were made from plastic (PVC) tubes. Each disc was 75 mm in diameter and 5 mm thick. From both sides of each disc, nylon mesh was glued (grid size of 0.1 mm). Mixed IER (CER– Cation Exchange Resin and AER– Anion Exchange Resin in ratio 1:1) were then placed into the inner space of annular flat cover. The process of capture of nitrate nitrogen by IER is showed at Figure 2. For the quantification of trapped nitrate-N by the resin (CER and AER), the IER were dried at room temperature. Captured  $\text{NO}_3\text{-N}$  was extracted from resin using 100 ml of 1.7 M NaCl. Released  $\text{NO}_3\text{-N}$  was determined by distillation and titration method according PEOPLES *et al.* (1989). The results obtained from the Ion Exchange Discs were expressed in mg of  $\text{NO}_3\text{-N}$  per  $\text{m}^2$  of soil.

**Fig. 2** Process of nitrate nitrogen capturing from soil solution



### Statistical analysis

Differences in the amount of respiration, hydraulic conductivity and nitrate nitrogen leaching were analysed by one-way analysis of variance (ANOVA) in combination with the Tukey's test. All analyses were performed using Statistica 10 software. The results were processed graphically in the program Microsoft Excel 2010.

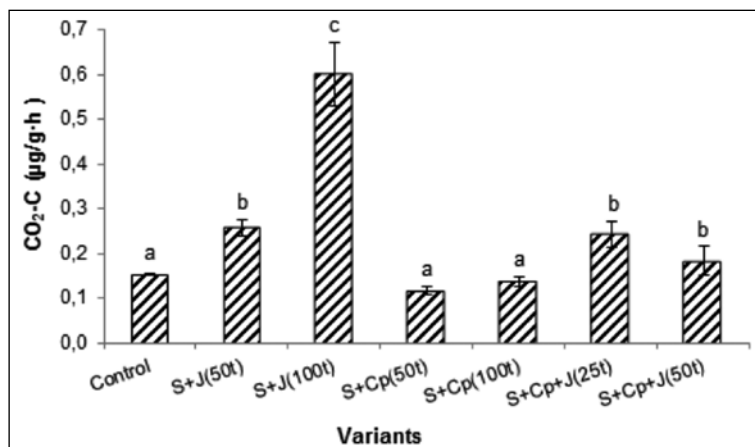
## RESULTS AND DISCUSSION

### Basal respiration

Soil respiration is an important component of terrestrial carbon cycling and can be influ-

enced by many factors that vary spatially (MARTIN and BOLSTAD, 2009). Respiration is probably the process most closely associated with life. Basal respiration (BAS) is the steady rate of respiration in soil, which originates from the turnover of organic matter (predominantly native carbon). The rate of BAS reflects both the amount and the quality of the carbon source (BLOEM and HOPKINS, 2006). Therefore BAS represents the current status of microbial activity in soil.

**Fig. 3** Basal respiration (mean values  $\pm$  standard error,  $n = 3$ , different letters indicate a significant differences at the level 0.05 – ANOVA,  $P < 0.05$ )



BAS was measured in soil samples which were collected from rhizosphere of indicator plant after finishing the experiment. The above Figure 3 shows the measured values of cumulative CO<sub>2</sub> production. The results were expressed in µg of CO<sub>2</sub>-C per g of soil and one hour. The significant highest production of CO<sub>2</sub> was found in variant with application of JSC (S+J 50t) in comparison with other variants. Moreover, the significant highest production of CO<sub>2</sub>-C was found in variants with the application of a mixture of C<sub>p</sub> and JSC (S+C<sub>p</sub>+J 25t; 50t) in comparison to control variant and variant with only C<sub>p</sub> addition.

BLOEM and HOPKINS (2006) state: Soil respiration is a key process for carbon flux to the atmosphere. Soil water content, oxygen concentration and the bioavailability of carbon are the main factors that regulate soil respiration. Consider data which are presented in the Table 1 and 2. These data show differences in chemical composition between C<sub>p</sub> and JSC. JSC contains more saccharides compared to the C<sub>p</sub> which are easily degradable by soil organisms. Therefore, the JSC is useful as a source of energy for soil microorganisms. The application of JSC contributes to the development of microbial activity and subsequently to an increase in production of carbon dioxide (see the Figure 3).

**Tab. 1** Selected parameters of typical organic waste compost which was made from organic waste – wt % on dry basis (ŠREFL, 2012; WEBER et al. 2007)

Parameter	Value (wt %)
Soil moisture	> 40
Total nitrogen (N) content	0.5 – 2.5
Total phosphorus (P) content	0.25 – 2
Total potassium (K) content	0.3 – 2
Total organic carbon (C) content including lignin and humid substances	13 – 20

**Tab. 2** Chemical composition of de-oiled JCL samples – wt % on dry basis (HIDAYAT et al., 2014)

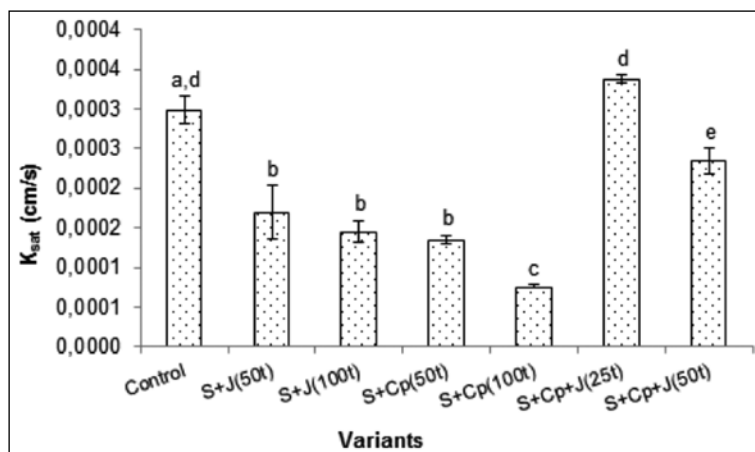
Component	Deoiled seed shell	Deoiled seed cake
Total saccharides (%)	44.21	33.4
• Arabinose	0.66	1.27
• Xylose	12.11	7.34
• Mannose	1.30	0.96
• Galactose	0.97	1.01
• Glucose	28.85	22.60
• Rhamnose	0.31	0.23
Total lignin (%)	44.04	28.84
• Acid insoluble lignin	43.71	28.25
• Acid soluble lignin	0.33	0.59

### Hydraulic conductivity

Soil water repellence (SWR; hydrophobicity) reduces the affinity of soils to water causing they resist wetting for periods ranging from a few seconds to hours, days or weeks. Moreover SWR of soils is a property with major repercussions for plant growth, surface and subsurface hydrology, and for soil erosion (DOERR et al., 1998). SWR affects infiltration as well as soil water retention. Therefore saturated hydraulic conductivity ( $K_{sat}$ ) was used for quantification of soil hydrophobicity degree: high level of SWR slows water infiltration – the value of  $K_{sat}$  is lower and conversely.

The values of  $K_{sat}$  are summarized and presented in the Figure 4. The significant highest values of  $K_{sat}$  were found in variants with reduced dose of mixture of  $C_p$  and JSC or without addition of organic matter (control; S+ $C_p$ +J 25 t and 50 t). These data indicate low level of SWR, despite the fact that the organic matter was applied there.  $C_p$  and JSC contain a lot of organic compounds but in different forms. Mixture of these fertilizers are useful as a source of nutrients for soil microorganisms and subsequently also for plants. Therefore, the application of  $C_p$  and JSC contributes to the development of microbial activity and thus to the development of soil organic – mineral complex. This complex is essential for uptake and utilization of soil water.

**Fig. 4** Impact of BW and  $C_p$  addition on saturated hydraulic conductivity (mean values  $\pm$  standard error,  $n = 3$ , different letters indicate a significant differences at the level 0.05 – ANOVA,  $P < 0.05$ )



The above presented results indicate that the application of a mixture of  $C_p$  and JSC has positive effects on development of optimal degree of SWR. The optimal degree of hydrophobicity is essential for the resistance of the soil aggregates to erosion phenomena. The influence of organic matter content and the type of organic matter in the soil on formation of soil hydrophobicity was confirmed by SOLERA and DOERR (2004) and SCHAUMANN *et al.* (2007).

### Leaching of nitrate nitrogen

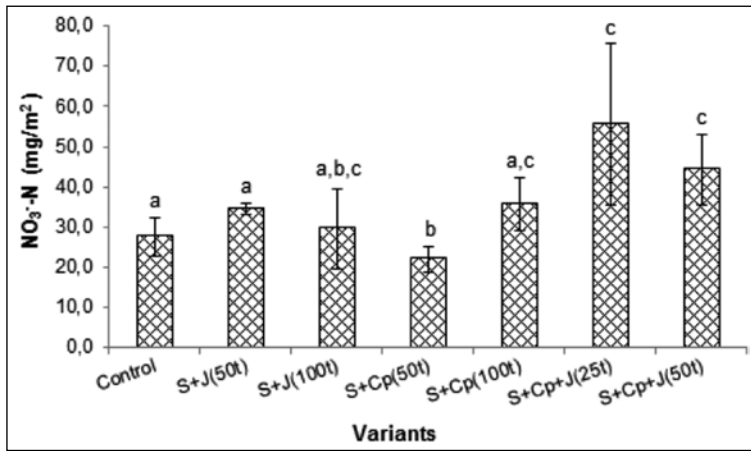
Leaching of  $N_{min}$  from arable soil is one of the key threats to agricultural soil and environment in both industrialized countries and developing countries.

The most dangerous are nitrates. They are very mobile in the soil because of their negative charge. Soil sorption complex shows minimal affinity for negatively charged substances. Therefore, mineral nitrogen from arable land can quickly contaminate for example underground sources of drinking water or surface water (ELBL *et al.* 2014b).

The Figure 5 shows how values of leaching of nitrate-N increase in variants with addition of  $C_p$  and JSC mixture. These data indicate significant differences (ANOVA,  $P < 0.05$ ) in nitrate nitrogen leaching between variants with addition  $C_p$  or JSC and variants where mixture of  $C_p$  and JSC was applied. The highest loss of nitrate-N was found in variant S+  $C_p$ +J 25 t (55.68 mg/m<sup>2</sup>) and the second highest loss was observed again in variant with addition of mixture of  $C_p$  and JCL in variant S+  $C_p$ +J 50 t (44.50 mg/m<sup>2</sup>). These values are significantly (ANOVA,  $P < 0.05$ ) higher in comparison with variants: control; S+J 50 t and S+ $C_p$  50 t. The loss of nitrate-N was caused by processes in rhizosphere which were affected by application of JSC. Brittain and Litaladio (2010) confirm that JSC has positive effect on increase in content of both forms of mineral nitrogen (ammonium and nitrate-N) in soil. Moreover, these authors state that JSC contains more total nitrogen than  $C_p$  and thus JSC represents potential source of excess nitrogen which can be lost from soil. Consider loss of nitrate-N in variants S+J 50 t and S+ $C_p$  50 t. Variant with

addition of  $C_p$  showed lower detection of nitrate-N than variants with JSC addition because more than 85–90% of the total nitrogen content in  $C_p$  is organic while the remaining 10–15% is inorganic and immediately available to the plants (DIAZ *et al.* 2007). This (organic) form of nitrogen is immobile and it may be slowly degraded by soil microorganisms. Conversely, JSC contain nitrogen in forms which may be quickly degraded by soil microorganisms.

**Fig. 5** Leaching of nitrate nitrogen from arable soil (mean values  $\pm$  standard error,  $n = 3$ , different letters indicate a significant differences at the level 0.05 – ANOVA,  $P < 0.05$ )



WOLF and SNYDER (2003) and DIAZ *et al.* (2007) confirmed positive effect of  $C_p$  application on development of microbial communities and retention of mineral nitrogen in soil.

## CONCLUSIONS

This contribution presents the first part of results of a control laboratory experiment. Therefore, these results must be interpreted with caution. The measured values indicate the influence of fertilization on microbial communities in soil, formation of SWR on soil particles and leaching of nitrate nitrogen. Moreover, we assume that the decrease in microbial activity causes a loss of nitrate nitrogen from rhizosphere soil. The authors stress that the experiment was conducted in specific conditions and it should be repeated as a field experiment

## Acknowledgment

This work was supported by the IGA – Internal Grant Agency Faculty of Agronomy MENDELU No. IP 19/2014 and by the National Agency for Agricultural research (NAZV), project: The possibilities for retention of reactive nitrogen from agriculture in the most vulnerable infiltration area of water resources, registration no. QJ 122007.



## REFERENCES

- BOT, A., J. BENITES. *The importance of soil organic matter: key to drought-resistant soil and sustained food production*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2005. 78 s. ISBN 92 – 510-5366 – 9.
- BLOEM, J. and D. W. HOPKINS. *Microbiological methods for assessing soil quality*. Wallingford: CABI Publishing, 2006. 316 s. ISBN 978 – 0-0851 – 99-098 – 9.
- BRITTAINE, R. and N. LUTALADIO. *Jatropha: a smallholder bioenergy crop: the potential for pro-poor development*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2010. 114 s. ISBN 978 – 925-1064 – 382.
- DIAZ, L. F. M. DE BERTOLDI and W. BIDLINGMAIER. *Compost science and technology*. Boston, MA: Elsevier, 2007. 364 s. ISBN 00 – 804-3960 – 8.
- ELBL, J., L. PLOŠEK, A. KINTL, J. ZÁHORA, J. PŘICHYSTALOVÁ, J. HYNŠT. Effect of organic-waste compost addition on leaching of mineral nitrogen from arable land and plant production. *World Academy of Science, Engineering and Technology*, vol. 7, 2013, no. 6, s. 2088 – 2093.
- DOERR, S. H., R. A. SHAKESBY and R. P. D. WALSH. Soil water repellency: its causes, characteristics and hydrogeomorphological significance. *Earth-Science Reviews*, vol. 51, 1998, s. 33 – 65.
- ELBL, J., L. PLOŠEK, A. KINTL, J. PŘICHYSTALOVÁ, J. ZÁHORA and J. K. FRIEDEL. The effect of increased doses of compost on leaching of mineral nitrogen from arable land. *Polish Journal of Environmental*, vol. 23, 2014a, no. 3, s. 697 – 703.
- ELBL, J., L. PLOŠEK, A. KINTL, J. HYNŠT, S. JAVOREKOVÁ, J. ZÁHORA, L. KALHOTKA, O. URBÁNKOVÁ and I. CHAROUSOVÁ. Effects of drought on microbial activity in rhizosphere, soil hydrophobicity and leaching of mineral nitrogen from arable soil depending on method of fertilization. *World Academy of Science, Engineering and Technology*, vol. 8, 2014b, no. 8, s. 741 – 747.
- HALBERG, N. *Global development of organic agriculture: challenges and prospects*. Cambridge, MA: CABI, 2006. 377 s. ISBN 978 – 184-5930 – 783.
- HIDAYAT, H., e. r. p keijsers, U. prijanto, J. E. G. dam, H. J. heeres. Preparation and properties of binderless boards from *Jatropha curcas* L. seed cake. *Industrial Crops and Products*, vol. 52, 2014, s. 245 – 254. DOI: 10.1016/j.indcrop.2013.10.024.
- CHATURVEDI, S., A. KUMAR and B. SINGH. Utilizing Composted *Jatropha* & *Neem* cake and Tobacco Waste to sustain Garlic yields in Indo-Gangetic plains. *Journal of Phytology*, vol. 1, 2009, no. 6, s. 353 – 360.
- LICHNER, L., HALLETT, P. D., FEENEY, D. S., DUGOVÁ, O. ŠÍR, M. TESAŘ, M. 2007a. Field measurement of soil water repellency and its impact on water flow under different vegetation. *Biologia (Section Botany)*, vol. 62, no. 5, s. 537 – 541. DOI: 10.2478/s11756 – 007-0106 – 4
- LICHNER, L., ORFÁNUS, T., NOVÁKOVÁ, K., ŠÍR, M. TESAŘ, M. 2007b. The Impact of vegetation on hydraulic conductivity of sandy soil. *Soil & Water Research*, vol. 2, no. 2, s. 59 – 66.
- MARTIN, J. G. and P. V. BOLSTAD. Variation of soil respiration at three spatial scales: Components within measurements, intra-site variation and patterns on the landscape. *Soil Biology & Biochemistry*, vol. 41, 2009, no. 3, s. 530 – 543.
- NOVOSADOVÁ, I., J. ZÁHORA and D. R. SINOGA. The availability of mineral nitrogen in mediterranean open steppe dominated by *Stipa tenacissima* L. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, vol. 59, 2011, no. 5, s. 187 – 192.
- OPENSHAW, K. A review of *Jatropha curcas*: an oil plant of unfulfilled promise. *Biomass and Bioenergy*, vol. 19, 2000, no. 1, s. 1 – 15. DOI: 10.1016/S0961 – 9534(00)00019 – 2.
- PEOPLES, M. B., A. W. FAIZAH, B. RERKASEM and D. F. HERRIDGE. *Methods for evaluating nitrogen fixation by modulated legumes in the field*. Canberra: Australian Centre for International Agricultural Research, 1989. 81 s. ISBN 09 – 495-1190 – 0.
- ROBINCHAUD, P., S. A. LEWIS and L. E. ASHMUN. *New procedure for sampling infiltration to assess post-fire soil water repellency*. Res. Note. RMRS-RN-33. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Station, 2008. 16 s.
- ŠINDELÁŘ, R., P. KOVAŘÍČEK, M. VLÁŠKOVÁ, J. HŮLA AND M. KROUHLÍK. Measurement of water infiltration into soil using round infiltrometer mini disk. *AgriTech Science*, vol. 2, 2008, no. 3, s. 1 – 6. [In Czech].
- ŠIMEK, M.
- ŠREFL, J. Kompost je energie vrácená do půdy. *Biom.cz* [online], 2012 – 11-12 [cited 2014 – 09-01]. Available from WWW: <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/kompost-je-energie-vracena-do-pudy>.
- TIGERE, T. A., T. C. GATSI, I. I. MUDITA, T. J. CHIKUVIRE, S. Thamangani and Z. Mavunganidze. Potential of *Jatropha Curcas* in improving smallholder farmers' Livelihoods in Zimbabwe: An Exploratory Study of Makosa Ward, Mutoko District. *Journal of Sustainable Development in Africa*, vol. 8, 2006, no. 3, s. 1 – 9.
- WEBER, J., A. KARCZEWSKA, J. DROZD, M. LICZNAR, S. LICZNAR, E. JAMROZ, AND A. KOCOWICZ. Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal solid waste composts. *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 39, 2007, no. 6, s. 1294 – 1302. DOI: 10.1016/j.soilbio.2006.12.005.
- WOLF, B. and G. H SNYDER. *Sustainable soils: the place of organic matter in sustaining soils and their productivity*. New York: Food Products Press, 2003c. 352 s. ISBN 15 – 602-2917 – 9.
- ZHANG, R. Determination of soil sorptivity and hydraulic conductivity from the disk infiltrometer. *Soil Science Society of America*, vol. 61, 1997, no. 4, s. 170 – 174.

# ZRNITOSTNÍ CHARAKTERISTIKA SPRAŠÍ NA ČERNOZEMÍCH OHROŽENÝCH VODNÍ EROZÍ JIHOMORAVSKÉHO KRAJE

## TEXTURE CHARACTERISTICS OF THE CHERNOZEM'S LOESS ENDANGERED BY WATER EROSION IN THE SOUTH-MORAVIAN REGION

**Anna Hammerová, Vítězslav Vlček, Jiří Jandák,  
Beáta Mičulková, Jana Šimečková**

*Ústav agrochemie, půdoznalství, mikrobiologie a výživy rostlin, Agronomická fakulta Mendelovy univerzity v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno, Česká republika*

*Department of Agrochemistry, Soil Science, Microbiology and Plant Nutrition, Faculty of Agronomy, Mendel University in Brno, Zemědělská 1, 613 00 Brno, Czech Republic*  
e-mail: anna.hammerova@mendelu.cz

### **Abstrakt**

Spraším jako vápnitému eolickému sedimentu převážně středně těžkého zrnitostního složení, se již dlouho věnuje pozornost v mnoha ohledech. V rámci pedologie byly například zkoumány jako čtvrtohorní sedimenty či z pohledu matečné horniny. Pro zemědělství jsou tyto pokryvy významné, protože na nich mohou vznikat jedny z nejurodnějších půdních typů (černozemě, hnědozemě). Spraše, jako eolický materiál, vykazují poměrně charakteristické složení zrnitostí, a proto je zrnitostní složení jedna z vlastností, dle které je můžeme třídít a dále popisovat. V příspěvku jsou výsledky podrobného zrnitostního rozboru pozemků na půdním typu černozem v Jihomoravském kraji. Záměrem rozborů bylo zjistit variabilitu zrnitosti sprašového materiálu na svazích ovlivněných vodní erozí.

**Klíčová slova:** spraše, zrnitostní charakteristika, černozemě na spraši

### **Abstract**

Calcareous loess as aeolian sediment predominantly of moderate grain size composition, have long been addressed in many views. In the context of soil science, for example, there were investigated as Quaternary sediments or in terms of parent material. For agriculture, these loess covers are significant, because they may form some of the most fertile soil types (Chernozems, Luvisols). Loess, as aeolian material, shows a rather typical composition of grain size and therefore grain size distribution is one of the properties, by which we can classify and described further herein. In this paper the results of a detailed analysis of particle size distribution of plots on soil type Chernozem in the South-Moravian Region are shown. The aim of the analyses was to determine the variability of particle size distribution of loess material on the slopes affected by water erosion.

**Keywords:** loess, soil texture, Chernozems on loess

---

## ÚVOD

Sprašové sedimenty jsou ve světě pravděpodobně jedny z nejdiskutovanějších geologických útvarů již od začátku jejich výzkumu v 19. století. Problém spraší zajímá nejen geology, ale také pedology, geomorfology, klimatology, archeology aj.

Sprašové sedimenty mají poměrně velké plošné rozšíření. Vyskytují se na všech kontinentech, nejvíce však v Evropě, Asii a Americe. Z geografického rozšíření spraší je patrné, že pokrývají obrovské plochy mírného pásma převážně severní polokoule. V Evropě se pásmo spraší táhne rovinnými a pahorkatinnými oblastmi ze střední a severní Francie, pokračuje v pruhu, který se rozprostíral mezi pleistocenním alpským a severoevropským kontinentálním zaledněním, jižním Ruskem až do Číny. Do této oblasti spadá i Česko a pokračuje do jižního Polska a podunajských oblastí (ŠAJGALÍK, MODLITBA, 1983). Spraše tvoří mocné plošné pokryvy v rovinách nebo závěje v údolích a na úpatích hor. Svým složením a výskytem jsou nezávislé na podloží. Zrnitostně představují typické hlíny (LOŽEK, 1973).

Vznik spraší je poměrně složitý, dva pochody můžeme odvodit přímo z vlastnosti spraše. Zaprvé transport a usazování větrem podmiňují vytřídění zrna a určují úložné poměry i tvar sprašových nakupenin. Ostatní znaky jsou však způsobeny zvláštním, převážně půdotvorným pochodem, označovaným jako zesprašnění (loesifikace), který dává spraši její charakteristickou skladbu. Spraš je proto nejen sedimentem, ale zároveň i půdou, tvořící se souběžně s usazováním prachu. Podmínkou usazování spraše jsou deflační plochy bez uzavřeného prostoru a příznivé sedimentační prostředí (LOŽEK, 1973). Sprašové fáze spadají do stadiálních období, kdy v periglaciální zóně vanuly suché studené větry. Tyto větry vysušovaly zemský povrch, krytý převážně sporou vegetací. Všeobecně přijímaný názor, že emise prachových částic z kontinentálních oblastí byly maximální během period velké aridity, kdy byly povrchy zpevněny solemi a kamennou dlažbou, se opouští. Přechází se tedy k představě, že nejlepší podmínky k uvolňování prachových částic a jejich transportu jsou za semiaridního klimatu (PYE, 1995).

Spraše jako eolické sedimenty mají charakteristické zrnitostní složení. Zrnitostní složení je jedna z vlastností, podle které můžeme sprašové pokryvy třídit a dále popisovat. Jako horniny jsou tvořeny ze tří hlavních součástí: z jílových částic, částic prachu a uhličitanem vápenatým (PELÍŠEK, 1949). Spraš se skládá převážně z velmi jemného křemitého prachu (tvořeného zejména křemenem, slídou, živcem případně další příměsí) o velikosti částic od 0,01 do 0,05 mm. Někteří čeští autoři používají definice Woldstedtovy, podle které je spraš charakterizována částicemi o velikosti 0,02 resp. 0,03–0,06 mm (KUKLA, LOŽEK, 1961). Má nevrstevnatou strukturu a rozpadá se na stěnách ve svíslé hranoly (SVOBODA et al. 1960–61). K vrstevnaté struktuře dochází obvykle při sekundárním přemístění vodou. Mnozí geologové a pedologové tak sice za rozhodující pro jednoznačné určení spraše považují její zrnitostní složení. Jak však uvádí například KARÁSEK (1968) je třeba přihlížet i ke strukturním a fyzikálním vlastnostem, které jsou pro spraš nejvíce charakteristické a někdy přímo určující. Za další základní rozlišovací znak se tak u spraší považuje např. i obsah  $\text{CaCO}_3$ , který by podle PELÍŠKA (1949) měl být 10 a více % nebo typické strukturní vlastnosti pravých spraší (poréznost, nevrstevnatost, svíslá odlučnost). Pro svůj velký obsah karbonátů má spraš velkou, tzv. nepravou kohezi, kterou při provlhčení

ztrácí (na rozdíl od pravé koheze tuhých jíílů, která při provlhlení zůstává zachována). Pro nedostatek jíílnatých částic a pro značnou pórovitost nemůžeme označit spraš jako vaznou zeminu.

Z pohledu pedologie patří půdy na spraších k nejúrodnějším v České republice. Černoze vznikaly pod stepní až lesostepní vegetací v rámci primárního bezlesí. Půdy, které na sprašových pokryvech vznikaly, si rychle osvojil člověk, který svojí činností nedovolil, aby se les rozšířil na jím využívané plochy, a v Atlantiku tak vznikalo bezlesí sekundární.

V příspěvku jsou zveřejněny výsledky podrobných zrnitostních rozborů černoze na spraši se zaměřením na sprašové pokryvy. Záměr rozborů bylo zjistit variabilitu v zrnitosti sprašového materiálu erozních poloh.

## MATERIÁLY A METODY

Bylo vybráno 5 pozemků, na kterých byl předpokládán původní výskyt půdního typu černoze modální na spraši. Pozemky jsou svažité a ohrožené vodní erozí. Nachází se na jižní Moravě v katastrálním území Dambořice (D1, D2), Klobouky u Brna (K1, K2) a Domanín u Bzence (Dom).

Odběry byly prováděny v podzimním období roku 2013.

Pro zrnitostní rozbor byly na každém pozemku odebírány vzorky na temeni kopce (A), na úbočí (B) a na úpatí (C). Sypké vzorky byly odebírány z ornice (v současnosti obvykle hloubka 0–20 cm), podorničí a ze spraše, kde byly vzorky odebírány komorovým vrtákem s hlavou Edelman z hloubky 0–10 cm, 10–20 cm a dále po 20 cm do hloubky 1 m sprašové vrstvy po 20 cm do hloubky 1 m sprašové vrstvy. Pro zrnitostní rozbor bylo tedy zpracováno 90 vzorků spraše.

Pro určení zrnitosti bylo použito sedimentační, pipetovací metody (GEE, BAULDER 1986, HRAŠKO, 1962).

## VÝSLEDKY A DISKUSE

Na všech sledovaných lokalitách se na temeni kopce předpokládal, alespoň z části, zachovaný původní profil. Profil v těchto polohách tak musel splňovat požadavky na půdní typ černoze (NĚMEČEK, 2001), tj. alespoň více než 30 cm černického horizontu „value“ a „chroma“ ve vlhkém stavu < 3,5. V rámci úbočí kopce se pak obvykle vyskytovaly již erodované půdní trosky v různé mocnosti. Obvykle zde však docházelo k mísení ornice s mělce uloženým sprašovým materiálem. Klasifikačně by se v těchto případech pravděpodobně jednalo o regozem karbonátovou. Na úpatí pak bylo různě mocné koluvium, kde se ukládaly erozní splaveniny z vyšších poloh úbočí kopce. Půdním typem těchto poloh by byla koluvizem modální. Jako „typickou“ lokalitu uvádíme příklad Klobouků u Brna č. 2.

### Popis půdního profilu vzorového pozemku Klobouky u Brna 2

#### *Temeno kopce (A)*

Dle struktury můžeme z původního orničního horizontu (0–33 cm) Ap ještě vydělit část,

ve které se v současnosti provádí pouze diskování na hloubku 0–20 cm. V diskovaném horizontu je struktura drobtovitá až slabě polyedrická, se slabým prokořeněním a oživením. V bývalém orníčním horizontu, nyní v hloubce 20–33 cm, je struktura prismatická až hrubě polyedrická, silně vyvinutá. Najdeme zde střední oživení a slabé prokořenění. V hloubce 33–50 cm se nachází černický horizont Ac, který se liší od výše ležícího drobtovitou strukturou. Začínají se vyskytovat pseudomycelia sahající až do dna sondy. Následuje přechodný horizont (50–70 cm), a od 70 cm spraš s okrovou barvou 10YR5/4. Konzistence je suchá, tvrdá.

#### **Úbočí (B)**

Ve středu svahu bylo již podle barvy dobře patrné, že na plochách došlo a v současnosti ještě dochází k vodní erozi, kdy je odnášen původní černický horizont a k jeho zbytkům je postupně přiorávána spraš. I v tomto případě můžeme svrchní epipedon rozdělit na dva: horizont Ap1 do hloubky 20 cm (s agrotechnikou diskováním), a horizont Ap2 dosahuje hloubky 20–32 cm (v minulosti prováděná orba). Vlastnosti těchto horizontů jsou vesměs podobné jako na temeni kopce. Po ostrém přechodu (dán orbou) následuje matečný substrát v našem případě spraš Ck. Výskyt pseudomycelií začíná v hloubce 41 cm. Dno sondy sahá do 60 cm. Výskyt cívčářů jsme zaznamenali v hloubce 54 cm.

#### **Úpatí (C)**

V podsvahových polohách dochází k akumulaci splavovaného materiálu, který pohřbíává původní humusový horizont. Horizont Ap sahá do hloubky 20 cm. Má drobtovitou až slabě polyedrickou strukturu, slabé oživení a střední prokořenění. Pod ním se nachází horizont Azx – vzniklý akumulačním navrstvením materiálu humózních horizontů u koluvizemí. Horizont má dobře vyvinutou polyedrickou strukturu, slabé oživení a střední prokořenění. Až v hloubce 45–80 cm najdeme původní černický horizont s drobtovitou strukturou. Ve všech třech půdních sondách byl obsah karbonátů v celé hloubce profilu.

**Obr. 1** Půdní profil A



**Obr. 2** Půdní profil B



**Obr. 3** Půdní profil C



## Zrnitostní rozbor

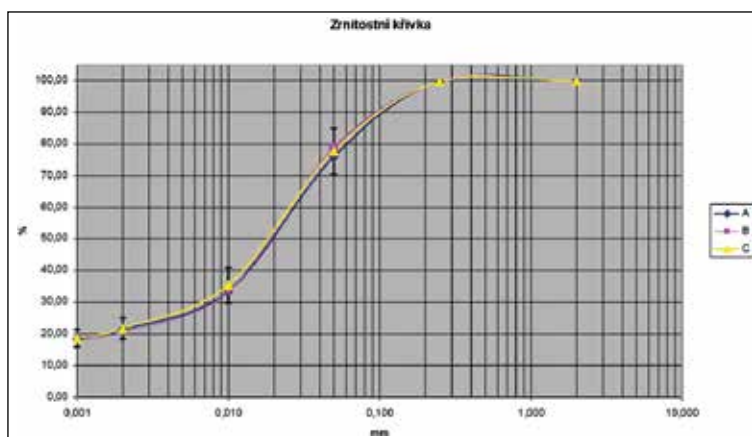
Ornice a podorničí na pozemcích obsahuje 30–42 % procent jílnatých částic. Podle Novákovy zrnitostní klasifikace půdního druhu se tedy vždy jednalo o středně těžkou, hlinitou zeminu. Obsah jílnatých částic je v ornici na temeni v průměru o 1,7 % vyšší než v ornici úpatních poloh. Obsah jílnatých částic v podorničí je zpravidla mírně vyšší na úbočí svahu. Rozdíly však nejsou statisticky průkazné.

Ve spraších je obsah jílnatých částic 23–44 %. Pod 30 % však obsah klesal zřídka.

Variační rozpětí obsahu prachové frakce (0,05–0,01 mm) všech vzorků spraše se pohybovalo v rozmezí 30–55 % s mediánem v hodnotě 43,5 % a průměrem 43,8 %. Dle PELÍŠKA (1949) obsahují střeoevropské spraše 45–60 % prachových částic. Čili více než u poloviny vzorků byl obsah prachových částic menší, než se udává u střeoevropských spraší. Zjištěné výsledky se více blížily hodnotám zjištěným PELÍŠKEM (1949) pro spraše svrateckého úvalu s obsahem prachové frakce 38–52 %. Objektivně posoudit důvody rozdílu v obsahu jednotlivých zrnitostních frakcí ve spraši je velmi obtížné. Mohou být způsobeny kromě měnících se podmínek transportu a sedimentace např. i postupem při odběru vzorků nebo metodikou zrnitostní analýzy (RŮŽIČKOVÁ, 2003).

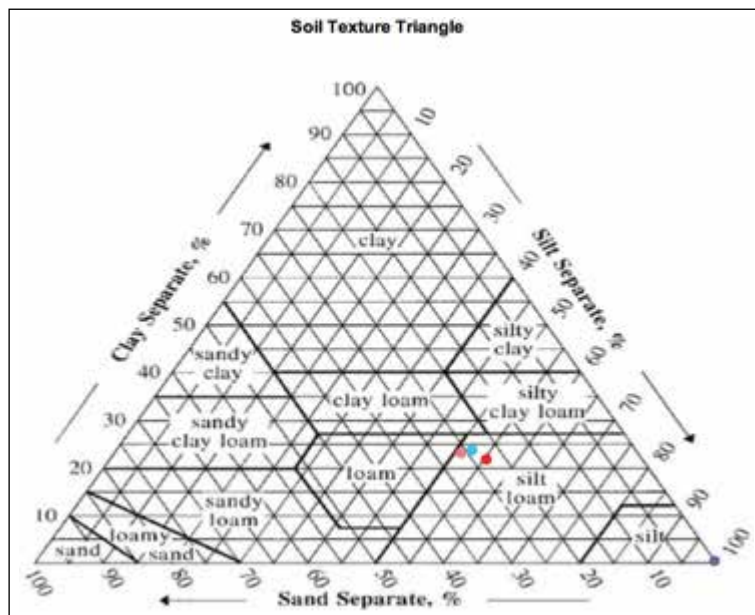
Při zprůměrování hodnot zrnitostních frakcí jednotlivých poloh, má zrnitostní křivka velmi podobný průběh ve všech třech polohách. Zrnitostní křivky mají tvar konvexně-konkávní a odpovídají půdě hlinité. Směrodatná odchylka je nejnižší u velikosti zrn (0,25–2 mm) a to 0,31–0,55. Nejvyšší pak je u obsahu prachových částic, kdy se její hodnoty pohybují v rozmezí 0,69–7,77.

**Graf 1** Zrnitostní křivka spraše v hloubce 1–100 cm a v polohách svahu A, B a C



Ornice, podorničí i spraš všech pozemků patří podle trojúhelníkového diagramu do zrnitostní třídy prachovitá hlína.

**Graf 2** Trojúhelníkový diagram zrnitostních tříd (● ornice, ● podorničí, ● spraš)



## ZÁVĚR

Z hlediska klasifikace může v rámci erozně ohrožených poloh docházet k diferenciaci až na tři odlišné půdní typy. Na temeni, by se u sledovaných lokalit stále ještě jednalo o černoze-mě modální, v subtypu karbonátové. V rámci úbočí kopce, v erozních polohách, by se pak jed-nalo o regozemě karbonátové s proměnlivou kvalitou, nejen co se týče vlastností produkčních, ale i mechanických, fyzikálních, chemických a biologických. Na úpatích, v rámci akumulčních poloh by se pak jednalo o koluvizemě modální resp. karbonátové, opět proměnlivé mocnosti i kvality. V rámci bonitací ZPF je, zejména posledně jmenovaný půdní typ mapovaný jako hlav-ní půdní jednotka č. 77, kdy je zde shrnuto více typů koluvizemí (koluvizem modální (KOm), koluvizem karbonátová (KOc), koluvizem oglejená (KOG), koluvizem arenická (KOr), koluvizem pelická (KOp), regozemě (RG ...), kambizemě (KA ...))

V průměru se v ornici, podorničí i spraši všech pozemků a poloh zrnitostně jedná o půdní druh hlinitý a zrnitostní třídy prachovitá hlína.

Při popisu půdních profilů bylo dobře patrné, že dochází k odnosu materiálu ze svahů a jeho akumulaci při úpatí svahu. Ve středních polohách dochází k priorávání a zúrodňování spraše.

V ornici na temeni kopce je v průměru o 1,7 % vyšší množství jílnatých částic než v ornici úpatních poloh, rozdíl však není statisticky průkazný.

U spraší se podle zrnitostního rozboru ukázalo, že vykazují poměrně velkou homogenitu a do hloubky se dramaticky nemění ani na erozi ohrožených pozemcích. Obsah jednotlivých frakcí se pohybuje vždy v rozpětí několika procent.

### Poděkování

Tento projekt vznikl s podporou projektu IGA AF MENDELU TP7/2014.

### LITERATURA

- GEE G. W., BAUDER J. W. 1986. Particle-size analysis. In Klute, A. (ed.) *Methods of Soil Analysis*. Part 1. Physical and Mineralogical Methods. Agronomy Monograph No. 9 (2ed). Madison: American Society of Agronomy/Soil Science Society of America, 1986, s. 383–411.
- HRAŠKO, J. 1962. *Rozbory pôd*. Bratislava: Slovenské vydavateľstvo poľnohospodárskej literatúry, 1962. 335 s.
- KARÁSEK, J. 1968. *Dosavadní názory na geomorfologický a stratigrafický význam spraší Moravy a přilehlých území*. Brno: Univerzita J.E. Purkyně, 1968. 42 s.
- KUKLA, J. LOŽEK, V. 1961 *Loesses and related deposits. Czwartorzec Europy środkowej i wschodniej*. Warszawa: Wydawnictwa Geologiczne, s.11–28.
- LOŽEK, V. *Příroda ve čtvrtohorách*. Praha: Academia, 1973. 372 s., obr. příl.
- NĚMEČEK, J. 2001 *Taxonomický klasifikační systém půd České republiky*. Praha: Česká zemědělská univerzita. 79 s. ISBN 80–238-8061–6.
- PELÍŠEK, Josef. *Příspěvek ke stratigrafii spraší svrateckého úvalu*. Brno: [s.n.], 1949. 19 s.
- PYE, K. 1995. The nature, origin and accumulation of loess. *Quaternary Sci. Rev.* vol. 14, 1995, no. 7–8, s. 653–667.
- RŮŽIČKOVÁ, E. 2003 *Kvartérní klastické sedimenty České republiky: struktury a textury hlavních genetických typů*. Praha: Česká geologická služba. 68 s., 92 s. obr. příl. ISBN 80–7075-600–4.
- SVOBODA, J.F. et al. 1960–61 *Naučný geologický slovník*. I. a II. díl. Praha: ČSAV.
- ŠAJGALÍK, J., MODLITBA I. 1983. *Spraše Podunajskej nížiny a ich vlastnosti*. Bratislava: Veda, 1983. 204 s., 112 fot. na příl.
-



# PÔDA A NEŠETRITÉ ZA OBCHÁDZANIE S ŇOU – DLHÚ DOBU ZNÁME, ALE V PRAXI ZANEDBÁVANÉ

## SOIL AND INAPPROPRIATE TREATMENT WITH IT – LONG KNOWN BUT NEGLECTED IN PRACTICE

Jozef Hanes

*Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, Katedra pedológie a geológie, Tr. A. Hlinku 2,  
949 76 Nitra, Slovenská republika*

*Slovak University of Agriculture, Department of Soil Science, Tr. Andreja Hlinku 2, 949 76 Nitra, Slovak Republic*

### Abstrakt

Poľnohospodársky pôdny fond plní nenahraditeľnú funkciu zdroja potravín a zároveň je jednou z hlavných zložiek životného prostredia. Preto starostlivosť o pôdu je nevyhnutná. Človek bol a aj v budúcnosti zostane existenčne spätý s pôdou. Žiaľ, vo svojej sústavnej snahe vyťažiť z pôdy maximum, veľmi často zabúda na to, že medzi ním, pôdou a ostatnými zložkami životného prostredia by mal existovať čo najoptimálnejší vzťah. Je to preto, že každé narušenie rovnováhy v prírode sa zákonite obráti len proti nemu.

**Kľúčové slová:** poľnohospodárska pôda, erózia pôdy, utlačanie pôdy

### Abstract

Agricultural soil resource fulfils an indispensable function of food supply and simultaneously is one of the main components of the environment. Therefore, careful treatment of the soil is essential issue. Man was and also will remain in the future existentially linked to the soil. Unfortunately, in his continuing effort to extract the maximum from the soil, often forgets that between him, soil and other environment components should be optimal relationship. It is due to the fact that any disturbance of the nature balance inevitably turns against him.

**Keywords:** agricultural soil, soil erosion, soil compaction

### ÚVOD

Hospodárenie na pôde sa nemôže celkom vyhnúť vplyvom na pôdu a okolité prostredie. Malo by byť však limitované mierou, ktorá by sa nemala prekročiť. Medzi najväčšie problémy pôdy v súčasnosti patrí erózia pôdy, jej utlačanie, ochrana pôdy a vplyv globálnych zmien.

### Erózia pôdy

Jedným z najväčších negatívnych javov poľnohospodárskej výroby je nárast intenzity

---

erózných procesov na pôde. Tomuto problému i napriek tomu, že pretrváva už dlhú dobu, sa v praxi nevenuje dostatočná pozornosť. Z publikovaných údajov vyplýva, že množstvo látok odnesených ročne z polí do vodných tokov a vodných nádrží na Slovensku prevyšuje 5 miliónov ton, z čoho značná časť pripadá na agrochemikálie.

Strata 10 mm vrstvy ornice ( $2-4 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) má za následok pokles úrody o 2–4% a v niektorých pôdach o 30–60%. Ako možno tento proces pri poľnohospodárskom využívaní pôd zintenzívňovať alebo eliminovať vidieť z publikovaných údajov v tabuľke 1.

**Tab. 1** Vplyv rôznych spôsobov využívania pôdy na jej degradáciu

Spôsob využívania pôdy	Ročný zmyv ( $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$ )	Počet rokov nevyhnutných na zmyv 0,18 m vrstvy pôdy
Pôvodný les	0,005	500 000
Kultúrne trávny	0,7	3 200
Kultúrne rastliny – rotácia: Kukurica, pšenica, ďatelinoviny	7	320
Monokultúra pšenice	25	90
Monokultúra kukurice	50	45
Pôdy bez porastu	150	15

Protierózne opatrenia (správne usporiadanie honov, vrstevnicové obrábanie pôdy, minimálne spracovanie pôdy, optimálne striedanie plodín) patria k najefektívnejším ochranným a melioračným opatreniam.

V tejto súvislosti je potrebné zdôrazniť, že monokultúrne pestovanie rastlín zapríčiňuje pôdnu únavu, t. j. jednostranné vyčerpanie pôdy, čo sa negatívne prejavuje na úrodnosti pôdy a jej produkčnej schopnosti. Jej príčiny sú hlavne premnoženie rastlinných chorôb, škodcov a burín, jednostranný rozvoj prikoreňových mikroorganizmov, jednostranné odčerpávanie živín, jednostranné vylučovanie koreňových výlučkov rastlinami a poškodenie fyzikálneho stavu pôdy.

### Utláčanie pôd

Ďalším veľmi vážnym problémom je utláčanie pôd, ktoré negatívne ovplyvňuje pôdnu úrodnosť. Najviac postihuje stredne ťažké a ťažké pôdy. Na základe literárnych zdrojov úrody na takýchto pôdach sú o 10–30% nižšie.

Táto výrazná zmena predovšetkým fyzikálneho stavu pôdy nastáva hlavne v dôsledku vysokej hmotnosti mechanizačných prostriedkov, nedostatočného preorávania pôdy do hĺbky a vynechávania kyprenia podorničia, pestovania monokultúr, nedostatočného hnojenia organickými hnojivami a nedostatočného vápnenia najmä kyslých pôd.

Ako naznačujú publikované výsledky, najčastejší výskyt technogénneho utláčania je v podornici, v hĺbke 0,3–0,4 m a prejavuje sa vysokou objemovou hmotnosťou, nízkou priepustnosťou a prevzdušnosťou, vysokým mechanickým odporom pôdy, plytkým zakoreňovaním rastlín a zníženou využiteľnosťou živín. Uvedené možno dokumentovať výsledkami z publikovaných zdrojov (Tab. 2 a 3).

**Tab. 2** Vplyv rôznych stupňov utlačania pôdy na úrodu a využiteľnosť živín

Stupeň utlačenia	Priemerný kontaktný tlak (KPa)	Pokles úrody t.ha <sup>-1</sup>	Využiteľnosť živín v % v porovnaní s nakyprenou pôdou = 100 %			
			%	N	P	K
1	100	0,16	3,6	81	90	71
2	300	1,11	26,0	70	80	60
3	500	2,21	28,3	61	60	50

**Tab. 3** Zmeny objemovej hmotnosti pôdy v závislosti od nakyprenia, utlačenia a hnojenia

Ornica	Objemová hmotnosť (kg.m <sup>-3</sup> )		
	Hnojivá		
	Žiadne	Organické	Minerálne
nakyprená	980	760	990
utlačená	1 480	980	1 760
rozdiel	500	220	770
% utlačenia	51	29	77

Z publikovaných zdrojov je taktiež zrejmé, že pri objemovej hmotnosti vyššej než 1940 kg.m<sup>-3</sup> už nerastú žiadne kultúrne rastliny. Výrazný pokles úrod pšenice nastáva pri hodnotách 1630 kg.m<sup>-3</sup> a pórovitosti 39%, koreňovej zeleniny a cukrovej repy nad 1450 kg.m<sup>-3</sup> a pórovitosti 46%.

### Ochrana poľnohospodárskeho pôdneho fondu

Okrem zveľaďovania je potrebné zvýšenú pozornosť venovať ochrane poľnohospodárskeho pôdneho fondu. Aj napriek existencii zákonnej normy na ochranu pôdy, ktorá v povinnej histórii je už piata, v praxi nie je dostatočne akceptovaná. Takýto stav vyplýva hlavne z nedostatočného povedomia verejnosti, vrátane poľnohospodárskej, o pôde. V praxi, ale aj na vzdelávacích inštitúciách pretrvávajú pohľad na pôdu ako na takmer nevyčerpatelný prírodný zdroj a bez jeho kvalitatívnej diferenciacie.

Takmer vo všetkých medzinárodných i národných dokumentoch, zaoberajúcich sa ochranou a racionálnym využívaním pôd, sa zdôrazňuje nutnosť vytvárať podmienky pre vzdelávanie, osvetu a zvyšovanie právneho vedomia obyvateľstva. Preto je nevyhnutné takúto povinnosť zabezpečiť na všetkých úrovniach vzdelávania a samozrejme aj v poľnohospodárskej praxi. Len vtedy, ak všetci pochopíme, že ochrana pôdy a jej zveľaďovanie je základnou potrebou celej spoločnosti, dokážeme vynaložiť maximálne úsilie na zachovanie úrodnosti pôdy a jej funkcií, lebo od nej je závislý osud a život celého ľudstva.

Vzhľadom na to, že v tejto veľmi dôležitej oblasti dlhodobo pretrvávajú nedostatky, je potrebný aktívnejší prístup pracovníkov, zaoberajúcich sa výskumom pôdy pri komunikácii s poľnohospodárskou praxou. Oveľa iniciatívnejší prístup ako doteraz musí prejsť Ministerstvo pôdohospodárstva a Ministerstvo školstva SR. Dôležité miesto pri odbornom vzdelávaní, ako aj vo výskume a ochrane pôd, má Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre. Aj napriek

celému radu pozitívnych výsledkov, ktoré táto inštitúcia doteraz v tejto oblasti dosiahla, musím konštatovať, že pri plnení zámerov a odporúčaní EÚ a realizácii prijatých zásad národnej pôdnej politiky sa vyskytujú rezervy. Na ich plnenie je potrebné vytvoriť väčší priestor nielen vo výučbe, ale aj vo výskume pôd a užiť kooperáciu medzi katedrami, fakultami a univerzitami. Pretrvávajúca redukcia výučby pedológie a obmedzovanie výskumu pôd tomu nenasvedčuje.

### **Globálne zmeny a pôda**

Ďalším vážnym problémom, ktorému je potrebné už dnes venovať patričnú pozornosť, sú očakávané globálne zmeny klímy a ich možný dopad na vodný režim a poľnohospodárstvo, ktorého nevyhnutnou súčasťou je pôda. Úlohou odborníkov je už v súčasnosti možné dopady na prírodu analyzovať a hľadať možnosti využitia kladných a znižovania negatívnych účinkov týchto dopadov na pôdu a poľnohospodársku výrobu. Predpokladané otepľovanie a zmeny zrážkových úhrnov výrazne ovplyvnia pôdne vlastnosti, úrodnosť pôdy a regionalizáciu poľnohospodárskej výroby.

Dôležitým fenoménom týchto predpokladaných zmien je sucho. Ako uvádza ZIMA (2004) prírodný jav sucho ovplyvňuje nielen zložky biosféry, ale má výrazný dopad hydrologický, pedologický, rastlinno-produkčný, vplýva na ekonomické, technické, sociálne a demografické ukazovatele. Sucho je determinujúcim faktorom využívania pôdy. To znamená, že zvýšená pozornosť sa musí venovať na zefektívnenie využívania vody vo všetkých oblastiach poľnohospodárskej výroby. Podľa uvedeného autora v budúcnosti je potrebné sa zamerať na širšie využívanie biodiverzity zdrojov. Je zarážajúce, že polovica potravín sa odvíja vo svete iba od štyroch rastlinných druhov: ryža, kukurica, pšenica, zemiak.

### **ZÁVER**

Z uvedeného vyplýva, že aj v tejto oblasti sú veľké možnosti a povinnosti nielen pre biologické, ale aj pôdohospodárske vedy. Objasňovanie otázok udržateľnosti produkcie v podmienkach pôdneho a atmosférického sucha sa stáva čoraz naliehavším práve v súčasnom období, pretože zmena klímy prebieha veľmi intenzívne a má celosvetový rozmer.

### **LITERATÚRA**

ZIMA, M. 2004. Sucho v globálnom rozsahu, možné dopady na rastliny a perspektívy riešenia problematiky sucha. In: *Predpokladaný vplyv sucha na pestovanie poľných plodín*. Zborník referátov a diskusných príspevkov z vedeckej rozpravy XXV. VZ SAPV 30. novembra 2004 vo Výskumnom ústave živočíšnej výroby v Nitre. Nitra: SAPV, s. 9–15. ISBN 80–891625–12–6.

---

# TRVALO UDRŽATEĽNÝ ROZVOJ – ILÚZIE A REALITA

## SUSTAINABLE DEVELOPMENT – ILLUSION AND REALITY

Juraj Hraško

*Prezident Občianskeho združenia pre trvaloudržateľný rozvoj, Urbancova 9, 94901 Nitra, Slovenská republika  
President the Civil Association for Sustainable Development, Urbancova 9, 94901 Nitra, Slovak Republic  
e-mail: hjuraj@stonline.sk*

### Abstrakt

Príspevok prináša pohľad autora na pôdu ako na prírodný útvar a prírodný zdroj v dobe, keď je snaha chápať pôdu len ako tovar. Nakoľko pôda vznikla oživením povrchovej časti Zeme organizmami, môže plnohodnotne ďalej existovať len v jednote s rastlinami, ktoré na nej rastú a ďalšími organizmami, ktoré v pôde a na pôde žijú. Ako priestorovo obmedzený prírodný zdroj, tvorí základnú zložku každého suchozemského ekosystému a spolu s vodou a ovzduším je jedným z troch základných prírodných podmienok všetkého života na Zemi. Súčasný stav využívania pôdneho fondu nášho štátu nie je odrazom vedecky zdôvodneného optimálneho spôsobu jeho využívania, ale je odrazom hlavne vlastníckych vzťahov. Ak platí, že čo je ekologické je aj ekonomické, potom ochranu životného prostredia a prírodných zdrojov a najmä zdrojov pre existenciu života ľudí ako je pôda, treba dostať do pozície strategickej a globálnej ekonomickej kategórie a zamedziť jej zneužívanie ako predmetu individuálneho bohatstva. Veľkou výzvou z pohľadu zabezpečenia potravy pre ľudí je prehodnotenie rentability poľnohospodárskej výroby v rôznych prírodných podmienkach našej planéty a zamedzenie globálnej konkurenčnej konfrontácie výrobcov najmä v menej priaznivých podmienkach.

**Kľúčové slová:** pôda ako prírodný zdroj, ochrana pôdy, udržateľný rozvoj, globálne zmeny

### Abstract

This paper reports on the author's perspective relating the soil as a natural formation and natural resources at the time when the soil is to be understood only as a commodity. As the soil was formed by recovery of the Earth surface layer by organisms, may continue to exist fully only in communion with the plants that grow within it and with other organisms live in the soil and on the soil. As a spatially limited natural resource, it presents as an essential component of any terrestrial ecosystem and with water and the atmosphere is one of three basic natural conditions of the life on Earth. The current state of soil resources use in our state does not reflect of the scientific authorized optimal method of its use, but reflects mainly of ownership. If it is true that what is ecological is also economical, then the protection of the environment and natural resources, in particular resources for the human life existence such as soil, should be put in a position of strategic and global economic category and avoid its misuse as a subject of individual wealth. A major challenge in terms of providing food for people is a profitability of agricultural production in different environmental conditions of

our planet and preventing of a global competitive confrontation of producers especially in less favourable conditions.

**Keywords:** soil as a natural resource, soil protection, sustainable development, global change

## POSTAVENIE PROBLÉMU

O trvalej udržateľnosti sa začalo hovoriť začiatkom sedemdesiatych rokov v súvislosti s poznáním, že nekontrolovateľný rast populácie, výroby, spotreby, znečistenia prostredia a pod. je v prostredí obmedzených zdrojov nemožný.

Ako to už býva, začali sa formulovať definície, vypracúvať stratégie, prijímať zákony, tak medzinárodné, ako aj národné. U nás to bol základný zákon č. 17/1992 Z.z., ktorý trvalo udržateľný rozvoj definuje ako rozvoj, ktorý súčasným i budúcim generáciám zachováva možnosť uspokojovať ich životné potreby. Neskôr bola spracovaná aj pomerne detailná „Národná stratégia trvalo udržateľného rozvoja“. Tak zákon, ako aj stratégia sú poznačené najmä rukopisom ich autorov z radov ochrancov prírody, ktorí hlavný dôraz kladli a naďalej kladú na zachovanie pôvodnej rozmanitosti prírodných ekosystémov, na obnovu kultúrnych pamiatok, na výchovné akcie občanov a najmä mladej generácie pre ich ochranu a pod. Dovoľujem si povedať, že sa akosi pozabudlo na človeka a na uspokojovanie jeho potrieb zabezpečujúcich jeho trvalú udržateľnosť, teda aspoň prežitie ľudskej komunity. Zabudlo sa na staré slovenské príslovie „Nech psom tráva rastie, keď kone podochnú!“

Povedať tieto slová sa mi žiadalo preto, lebo podľa môjho hlbokého presvedčenia hlavnú úlohu ľudskej spoločnosti treba formulovať takto: „Ak sa už človek narodil, má právo žiť ako človek, lebo ako hovorí Písmo, všetci ľudia sú diatky Božie.“

## PODMIENKY PRE ŽIVOT ČLOVEKA

Pre postavenie problému je z vecného hľadiska veľmi dôležité, či naše úvahy orientujeme aj na tú časť ľudstva, ktorá má sotva čo jesť a hladuje, alebo len na tú časť, ktorá už pomaly ani nevie, čo jej z exkluzívnych vecí ešte chýba a nemá záujem dokonca ani na životoch ostatných.

Na obrázku 1 amerického sociológa A. H. MASLOWA (1954) je znázornená pyramída ľudských potrieb, od osobnej, na ktorú je odkázaný každý ľudský jedinec (body needs), cez potreby jedinca ako člena ľudskej komunity (socialization), až na túžby jedinca po seberealizácii (self-fulfillment). Žiaden živý tvor, teda ani človek sa nezaobíde bez jedla, vody a bezpečného úkrytu. Pre trvalo udržateľný rozvoj ľudskej komunity je teda prvoradou úlohou ľuďom zvolených správcov spoločnosti zabezpečiť pre celé ľudstvo aspoň najnutnejšie potreby prežitia, medzi ktoré patrí obživa (jedlo a voda) a bezpečný úkryt (bývanie) a až potom, podľa individuálnych schopností jedinca, resp. podľa miery možností, umožniť časti ľudskej komunity takpovediac nadštandardné uspokojovanie ich individuálnych potrieb.

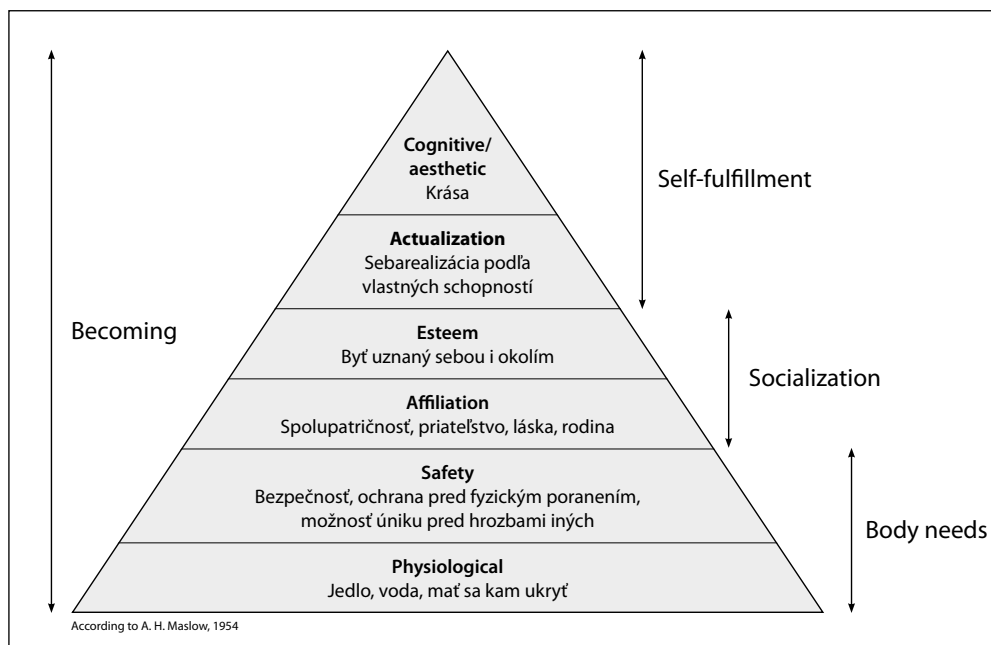
---

Potraviny sa dajú získať len z mora a pestovaním základných potravinových surovín na pôde. More sa znečisťuje, výlov je obmedzený. Hlavným producentom potravín zostáva teda poľnohospodárska výroba, primárne podmienená využitím maximálnej výmery vhodnej pôdy v krajine pre poľnohospodársku výrobu a zachovanie dostatočnej plochy pôdy, na ktorej rastie iné úžitkové rastlinstvo (lesy, lúky).

Potraviny a voda sú teda nenahraditeľnou podmienkou trvalo udržateľného rozvoja ľudskej spoločnosti, ba dokonca podmienkou prežitia človeka.

Predpokladom pre riešenie dostatku potravín je stabilizovaný počet ľudí na Zemi, avšak s vylúčením ich zabíjania vo vojnách, či už lokálnych, občianskych alebo svetových. Na celom svete je dosť múdrych národných vlád i parlamentov, múdrymi ľuďmi máme obsadené medzinárodné organizácie, počnúc Organizáciou spojených národov a jej početných agentúr, máme na svete tisícky humanitárnych organizácií a organizácií ktoré sledujú dodržiavanie ľudských práv, ale ani jedna nerieši dôsledne zabezpečenie práva človeka na potravu. Tisícky medzinárodných dobročinných akcií slúžia viac propagandistickým účelom pre sebauspokojovanie obyvateľov bohatých štátov, a vyhlasovanie vlád bohatých krajín, že sa predsa len niečo robí.

**Obr. 1** Pyramída ľudských potrieb podľa MASLOW (1954)



Málo pozornosti, nevynímajúc ani postoje cirkvi, sa venuje záverom celosvetovej konferencie OSN o dôsledkoch vývoja svetovej populácie, ktorá sa konala v septembri 1994 v Káhire. Tu bol prijatý cieľový program, aby sa svetová populácia do polovice 21. storočia stabilizovala na úrovni, ktorá nepresiahne 9,0 miliárd ľudí, čo je podľa expertov hornou hranicou, ktorú môžu poskytnúť pre ich existenciu všetky prírodné zdroje Zeme.

Chcem poukázať na existujúce prognózy, podľa ktorých by pri takom životnom štandar-

de, aký je dnes v USA vystačili svetové zdroje potravín len pre približne 1,5 až 2,0 mld. ľudí, a pri takom, ako má Slovenská republika len pre 4,5 až 5,0 mld. ľudí, čo nezodpovedá ani polovici súčasnej svetovej populácie. Hovoriť teda o prebytku potravín na Zemi je jednou z lží, ktoré nám servíruje ohlupujúca propaganda.

Expertmi FAO bol ešte v 70. rokoch minulého storočia formulovaný princíp, že sa každý štát musí v svojej praktickej politike snažiť, aby zabezpečil v čo najvyššej miere výživu vlastného obyvateľstva z domácich zdrojov. **Optimálne využitie domáceho pôdneho fondu teda nemôže byť ponechané na živelné pôsobenie momentálnych trhových mechanizmov, lebo sa predpokladá, že ľudstvo bude v budúcnosti čeliť mnohým problémom, z ktorých jeden sa bude určite týkať dostatku pôdy a predovšetkým jej poľnohospodársky využiteľnej časti.**

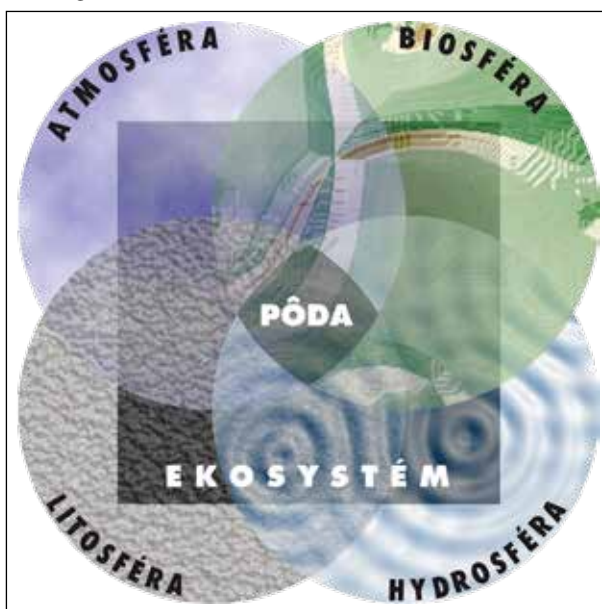
## PÔDA, JEJ VÝZNAM A MIESTO V KRAJINE

Prírodné vedy pomenúvajú tri základné prírodné zdroje, ktoré sú podmienkou pre existenciu tak rastlinnej (bylinnej, lesnej i močiarnaej), ako i živočíšnej ríše, vrátane človeka. Je to pôda, voda a ovzdušie. Pôda vznikla z pôvodnej horniny vplyvom komplexného pôsobenia vonkajších faktorov v priestore a čase a tvorí vlastne základný prvok každého suchozemského ekosystému.

Pôda je vlastne najvrchnejšia oživená vrstva zemskej kôry, ktorá má sústavnú látkovú a energetickú výmenu medzi ostatnými zemskými sférami, ako je atmosféra, geosféra, hydrosféra a biosféra. Tak, ako pôda vznikla oživením povrchovej časti Zeme organizmami, môže plnohodnotne ďalej existovať len v jednote s rastlinami, ktoré na nej rastú a ďalšími organizmami, ktoré v pôde a na pôde žijú (Obr. 2). Tvorí základnú zložku každého suchozemského ekosystému a spolu s vodou a ovzduším je jedným z troch základných prírodných zdrojov. Na základe aspoň týchto letmo vymenovaných schopností pôdy je jasné, že pôdy tvoria pre ľudí najcennejšie bohatstvo, ktoré si zasluhuje od nich aj mimoriadnu pozornosť a ochranu.

Odhaduje sa, že na Zemi je plocha pôdy celkovo v rozlohe 149 miliónov km<sup>2</sup>, avšak vzhľadom na hrúbku jej vrstvy, v ktorej sú rastliny schopné zakoreniť

*Obr. 2 Postavenie pôdy v rámci ekosystému a prieniku geosfér*





a vegetovať je to len 95 milión km<sup>2</sup>, čo je 67% z celkovej plochy. Ostatok plochy Zeme zaberajú ľadovce, púšte, nezvetrané horniny, sídliská, ťažba surovín a dopravné stavby (ROZANOV, 1977).

(Poznámka: Wikipedia, die Freie Enzyklopädie, uvádza v stati „die Oberfläche der Erde“ upravenej 23. decembra 2014 tieto údaje – celková plocha Zeme 510 mil. km<sup>2</sup>, z toho vodné plochy 360,5 mil. km<sup>2</sup> (70,7 %), suchý povrch 149,5 mil. km<sup>2</sup> (29,3 %), z toho sa poľnohospodársky využíva 48 827 330 km<sup>2</sup> (9,6 %) a lesné plochy zaberajú 40 204 320 km<sup>2</sup> (7,9 %).

Funkcie, ktoré plní pôda v prírode, môžeme začleniť do týchto skupín:

### **Prírodné funkcie (pôda ako prírodný zdroj)**

Vegetácia, ktorá rastie na pôde vytvára v procese fotosyntézy organickú hmotu, akumulovaná slnečná energia sa ukladá vo forme pôdneho humusu, čím sa planéta Zem prostredníctvom pôdy energeticky obohacuje. Pôda tvorí životný priestor pre rastliny a pôdne organizmy, pre zvieratá a človeka, je základom života a tvorí centrálnu súčasť látkového kolobehu v prírode, najmä kolobehu vody a živín.

### **Úžitkové funkcie pre človeka**

Hlavnými úžitkovými funkciami pôdy sú z hľadiska potrieb človeka: *i)* je stanovištom poľnohospodárskych a lesných plodín, čo je v plnom súlade s jej prirodzenými funkciami prírodného zdroja; *ii)* je však aj priestorom pre iné hospodárske využitie, ako je budovanie dopravných sietí, zariadení pre zásobovanie, pre uloženie odpadov, tvorí priestor pre bývanie, rekreáciu a odpočinok a *iii)* je priestorom pre dobývanie surovín.

Preto osobitne dôležitá je plocha porastená rastlinstvom, lebo rastliny pútajú v procese fotosyntézy slnečnú energiu a produkujú novú organickú hmotu, ktorá slúži ako zdroj potravy. Časť rastlínstva sa po ich odumretí a premenách akumuluje v pôde vo forme humusu, ktorý zvyšuje energetickú bilanciu našej planéty, čo dodáva pôde široký planetárny a kozmický význam. Chcel by som podčiarknuť, že v princípe nie je žiadny rozdiel v tom, aké rastlinné spoločenstvo púta slnečnú energiu, čo nám dovoľuje formulovať tézu o jednote pôdneho krytu Zeme a odmietnuť tézu o primárnom delení pôd na poľnohospodárske a lesné (HRAŠKO 1985), ktoré označuje len typ súčasného hospodárskeho využitia pôdneho krytu.

Ak sa pozrieme na územie Slovenska, tak súčasný stav využívania pôdneho fondu nášho štátu nie je odrazom vedecky zdôvodneného optimálneho spôsobu jeho využívania, ale je odrazom tých vlastníckych vzťahov, ktoré sa vytvárali už od čias feudalizmu a pôsobia aj a najmä v súčasnosti.

Ak posúdime územie SR z klimatickej vhodnosti, dochádzame k záveru, že z klimatického hľadiska celé územie nášho štátu vyhovuje kritériám pre lesné porasty, ale len čiastočne pre poľnohospodárstvo (v našich geografických podmienkach je tento faktor sprostredkovaný hlavne cez nadmorskú výšku územia, ktorá limituje najmä dĺžku vegetačného obdobia a podmieňuje teploty ovzdušia i pôdy).

Aj z hľadiska reliéfu je celé naše územie rovnako vhodné pre lesné hospodárstvo, okrem

strmých zrázov (ak neberieme do úvahy produkciu), avšak poľnohospodárske využitie je limitované sklonmi do 22–25°, a to najmä z hľadiska rizika novej erózie, čo je kombinované často aj pôdno-substrátovými podmienkami. V prípade, že sa uvažuje poľnohospodárske využitie v kultúre orná pôda, je svahovitosť ešte výraznejším limitujúcim faktorom, a to tak z hľadiska obrábania, ako aj zvýšeného rizika erózie, ktorá má za následok postupné zhoršenie až zničenie pôdy, preto sa odporúča orať maximálne do svahovitosti 10–12°.

Z hľadiska vhodnosti samotnej pôdy (vrátane substrátu) je taktiež celé územie nášho štátu vhodné pre lesné hospodárstvo (s výnimkou vysokohorských štítov, ktoré sú prakticky bez jemnozeme a asi 8500 ha extrémne alkalických pôd, ktoré dreviny neznášajú).

Pre poľnohospodárske využitie sú rozhodujúce a limitujúce najmä hĺbka pôdy, štrkovitosť a kamenitosť (ako stabilné pôdne vlastnosti) a zamokrenie (ako relatívne stabilná vlastnosť). Z hľadiska obrábatelnosti a rizikovosti hospodárenia sa uplatňuje najmä textúra (zrornosť) pôdy (stabilná vlastnosť).

Úžitkové vlastnosti pôdy, tak lesnej ako i poľnohospodársky využívanej, sú okrem produkcie organickej hmoty aj v tom, že tvorí ohromný retenčný priestor pre vodu, ktorý je niekoľko desaťnásobne väčší, ako sú všetky vodné plochy na Zemi s výnimkou svetového oceánu. Preto aj starostlivosť o vodné zdroje začína opatreniami na zadržanie zrážkovej vody na mieste, kde dažďová kvapka dopadla, teda v pôde.

**Súčasne s aplikáciou moderných technológií pestovania je teda pôda pilierom trvalého rozvoja ľudstva. Súčasne, že vraj vyspelá spoločnosť, robí však všetko naopak. Produkčná pôda sa zaberá na subsidiárne účely pre rôzne druhy výstavby, na pestovanie plodín pre iné použitie (napr. energetika), výmera vhodnej pôdy pre výrobu potravín sa sústavne znižuje a jej kvalita sa zhoršuje.**

Súčasná globalizovaná ekonomika v záujme zisku nerešpektuje ani uznesenia takých celosvetových orgánov ako je OSN a jej agentúry. Ešte v roku 1981 bola prijatá Svetová charta o pôde (do slovenčiny preložili HRAŠKO, JAMBOR 1992), ktorá v preambule definuje pôdu takto (citujem):

„Svetová pôdna politika je založená na zásade, že pôda je **obmedzeným prírodným zdrojom**, na ktorý sa kladú stále sa zvyšujúce požiadavky pre výživu, oblečenie a zdroje energie pre stále rastúci počet obyvateľov, zároveň je však dôležitým článkom pre udržanie únosnej ekologickej rovnováhy v prírode. Národná pôdna politika by mala zabezpečovať a maximálne stimulovať využívanie pôdy **v hraniciach štátu** na základe vedecky správnych a rozumných princípov využívania pôdy ako trvalého zdroja bez zníženia jej úrodnosti a bez spôsobenia jej priameho, či nepriameho poškodenia. Znamená to všestrannú podporu zo strany štátu pre zvyšovanie pôdnej úrodnosti, pre predchádzanie procesov erózie a degradácie pôdy a obmedzenia strát najlepšej poľnohospodárskej využiteľnej pôdy pre nepoľnohospodárske účely. Realizácia pôdnej politiky by mala byť braná do úvahy vládou každého štátu pri posudzovaní tak globálnych, ako aj čiastkových projektov štátneho rozvoja“.

Pokračujúci negatívny trend vo vzťahu k pôde viedol svetové spoločenstvo k novej výzve, keď na 68. Valnom zhromaždení OSN bola prijatá rezolúcia, ktorou je budúci 2015 rok vyhlásený za Medzinárodný rok pôdy a 5. december bude každoročne Svetovým dňom pôdy (Uznesenie Valného zhromaždenia OSN z 2. 12. 2013).

Pôda, ako aj voda, sú v svojej podstate nenahraditeľnými prírodnými zdrojmi, ktoré nielen že limitujú a regulujú produkciu potravy i potravín, ale súčasne zabezpečujú v krajine aj jej ekologickú stabilitu a jej trvalú udržateľnosť.

V súčasnej spoločnosti je však o pôdu záujem najmä z hľadiska perspektívneho zisku ľudí, ktorí na pôde nehospodária. Súčasné ekonomické prostredie trhového hospodárstva nedefinuje majiteľa pôdy ako podnikateľa na pôde. Pôda sa stala už len majetkom vhodným pre uloženie bezcenných papierových peňazí a tovarom, na predaji ktorého sa dá vo vhodnej dobe dobre zarobiť. A ako s majetkom s ňou majitelia aj nakladajú. V orgánoch Európskej únie sa v rozpore so zdravým rozumom lobuje už aj za to, aby súkromným majetkom a teda tovarom bola aj voda.

Toto stanovisko otvorene komentuje George Soros v jednom z rozhovorov, keď sa jasne vyjadril „Som presvedčený, že poľnohospodárska pôda sa stane jednou z najlepších investícií našej doby“, ktorému ešte kontroval Barton Biggs, riaditeľ fondu TRAXIS PARTNERS: „Pôda je investíciou, ktorá je teoreticky bezpečná, generuje príjem a navyše predstavuje zaistenie proti inflácii“.

## JE TEDA PÔDA TOVAR ?

Na pôde sú postavené aj obytné domy, priemyselné podniky, vojenské objekty, rekreačné zóny a dopravné líniové stavby, je vykonávaná povrchová ťažba surovín, tvorí priestor pre umelo vybudované vodné plochy (zásobáreň vôd) a aj priestor pre ukladanie rozmanitých odpadov. Využitie pôdy pre tieto účely nie je podmienené jej schopnosťou produkovať úžitkové rastlinstvo, preto je odôvodnená požiadavka, aby sa pre iné ako produkčné účely využívali najmenej produkčné pôdy a nie najúrodnejšie, ak na ne ukáže prstom bohatý dobrodinec. **Produkčnú pôdu treba jednoznačne označiť za prírodné bohatstvo nielen jedinca, ale najmä národa, štátu i celého ľudstva.**

Iný je vzťah k pôde u poľnohospodára, ktorý na nej hospodári a je pre neho základným výrobným prostriedkom a iný u tých, pre ktorých je pôda strategickým tovarom, ktorý sa dá v príhodnú dobu výhodne predať, pričom sa neuvažuje na aké účely sa pôda bude ďalej využívať. Som toho názoru, že vlastníkmí produkčnej pôdy by nemali byť právnické osoby a osoby nevyužívajúce pôdu na poľnohospodárske účely, resp. na pestovanie lesných drevín.

Nazdávam sa, že zásadným problémom zostáva zodpovedanie otázky, resp. jej nastolenie právnikom a zákonodarcom, za akých podmienok a či môže byť prírodný zdroj súkromným majetkom. Osobne, ak už zotrávame na pozícii slobodného podnikania, by som pripustil, aby majiteľmi pôdy boli výlučne osoby ktoré na nej hospodária a pre ktorých je pôda v istom slova zmysle základným výrobným prostriedkom pre ich podnikateľskú činnosť. V takom prípade je majiteľ priamo zainteresovaný na udržiavaní svojho majetku, povedal by som v dobrom kondičnom stave, bol by teda priamo zainteresovaný na všestrannej ochrane a na sústavnom skvalitňovaní pôdneho fondu.

**Súčasná právna pozícia ochrany prírodných zdrojov z hľadiska účinnosti jej realizácie**

---

nezodpovedá potrebám. Doterajší vývoj spoločnosti a jej „ekonomického rozvoja“ je nasmerovaný na drancovanie prírodných zdrojov a nie na ich racionálne využívanie. Preto súčasné prijímané opatrenia sú len kozmetickými úpravami nesprávnej cesty ekonomického vývoja, ktorý bol hrdo nazvaný globalizáciou svetovej ekonomiky.

Existujúca prax potravinárskych obchodných reťazcov je podvod na ľudstve, lebo z titulu lacnejšej ponuky produktov vyrobených v produkčne najvhodnejších podmienkach Zeme, znemožňujú využívanie produkčnej schopnosti celého pôdneho krytu Zeme a tým zabezpečeniu aspoň minimálnej výživy celého ľudstva. Na programe dňa, ktorý podporujú všetky poľnohospodárske vlády sveta, je len zisk nadnárodných obchodných spoločností z predaja týchto produktov solventným zákazníkom v solventných krajinách.

Pokiaľ správcovia spoločnosti (mám na mysli vlády, parlamenty, ale i banky spravujúce ľudmi vytvorené bohatstvo) nedokážu celej ľudskej komunite zabezpečiť aspoň základné podmienky prežitia, obávam sa, že môžeme očakávať výbuch zúfalstva a sociálne búrky s nepredvídateľnými následkami.

## QUO VADIS ĽUDSTVO?

Prelistúvam si v pamäti históriu ľudstva a začínam si klásť otázky – čo bolo príčinou povstania otrokov a čo potom nasledovalo, prečo vznikli sedliacke vzbury a napriek tomu, že boli kruto potlačené, nezostalo pri starých manieroch vtedy vládnucej spoločnosti, ale sa spoločenská situácia podstatne zmenila. Pozorne som hľadal v knihách, prečo keď sedliaci napadli paláce a kaštiele bohatých si odniesli po zmocnení sa okázalých obydlí boháčov nie ich koberce, kryštálové misky a iné drahocennosti, ani si neodniesli luxusné predmety, ale pri každom prepade vyrabovali sýpky a odniesli si len požíveň pre seba a svoje rodiny.

Porovnávam si to s dneškom, pozorne počúvam o čom si ľudia rozprávajú a čo ich na dnešku hnevá. Prekvapujúco, starosti jednoduchých ľudí sú rovnaké ako v minulosti. Málokto závidí zlatom zdobené paláce bánk a bohorovných, túži hlavne po jedle, osobnej bezpečnosti a streche nad hlavou.

V takom svete, kde je hlavným kritériom úspešnosti zisk a bohatstvo jednotlivcov, nemôže byť ochrana prírody a prírodných zdrojov, ktorá je predpokladom trvalo udržateľného rozvoja, odsunutá do altruistickej roviny akademických úvah. Vo vzťahu k ochrane životného prostredia človeka je ochrana prírody v súčasnej dobe sťažená faktom, že rad prírodných zdrojov, ba i príroda ako celok sa stala súkromným majetkom, dôsledkom čoho je, že ak „udelíme“ ktorémukoľvek prírodnému zdroju privilégia súkromného majetku, stáva sa v istom slova zmysle tovarom, ktorý sa môže voľne predávať.

**Ak je hlavnou prekážkou ochrany prírody a prírodných zdrojov existencia vlastníckych vzťahov k objektu ochrany, musí sa táto problematika stať výhradnou agendou národného štátu ako správcu týchto zdrojov.** Už aj preto, aby sa zamedzilo reálne narastajúcim sociálnym nepokojom na vidieku, treba poľnohospodárstvo rehabilitovať, lebo ide o osobitný druh výroby, ktorá síce z jednej strany musí ako každá iná výroba prinášať výrobcovi primeraný zisk,

avšak z druhej strany tým, že pre produkciu využíva krajinný priestor, stáva sa aj dôležitým krajinnotvorným, alebo deštruktívnym prvkom krajiny. Keď priznávame poľnohospodárstvu tak produkčnú, ako i mimoprodukčnú funkciu v krajine, **nemôžeme súhlasiť s jednostrannými návrhmi postaviť poľnohospodársku výrobu v rôznych prírodných podmienkach našej planéty pred globálnu konkurenčnú konfrontáciu.**

Rozpor ekonomika – príroda, resp. zdravé životné prostredie, nespeje k trvalo udržateľnému rozvoju, ale k apokalyptickému vyústeniu. Mnohonásobné zvyšovanie intenzity korigovacieho čerpania prírodných zdrojov je v hlbokom rozpore s racionálnym hospodárením. Čím vyšší hospodársky rast založený na doterajších postupoch zvyšovania výroby, tým je tlak na znečisťovanie prostredia silnejší a tým budú rásť aj potrebné náklady na odstraňovanie škôd. Znečisťovanie životného prostredia **je totiž daň celého ľudstva prírode za blahobyt časti spoločnosti.** Bohaté štáty riešia svoj národný problém znečisťovania prírodného prostredia aj tým, že pod rúškom technickej pomoci podporujú vývoz výrobných činností znečisťujúcich ich prostredie do štátov s menej vyvinutým priemyslom.

Narastajú zjavné, ale aj skryté konflikty a boj o ovládnutie energetických i vodných zdrojov a územia vhodného pre výrobu potravín atď. **Smerovanie ľudskej spoločnosti k vlastnému prežitiu má teda zabezpečiť zameranie environmentálnej politiky. Ak platí, že čo je ekologické je aj ekonomické, potom ochranu životného prostredia a prírodných zdrojov, najmä zdrojov pre existenciu života ľudí, treba dostať do pozície strategickej a globálnej ekonomickej kategórie.**

Ak chceme zvrátiť doterajší vývoj, musí byť agenda environmentálnej politiky a trvalo udržateľného rozvoja postavená do kľúčovej pozície spoločnosti. Jej garantom sa musia stať štátne orgány, ktoré sa však musia stať nezávislými od nadnárodných monopolov a kapitálu. Garantovanie takéhoto vývoja by mali prevziať celosvetovo národné orgány zodpovedné za účelné využívanie prírodných zdrojov o ich ochranu, teda akési transformované ministerstvá životného prostredia, ktoré by plnili funkciu koordinátorov činnosti všetkých ostatných ekonomických rezortov.

Účinná environmentálna politika sa nemôže realizovať v jednom štáte, ale sa musí stať celosvetovou agendou. Netreba však vždy čakať len na Smernicu EU, treba jedným, alebo skupinou štátov takýto vývoj iniciovať. Prvým krokom by mal byť prechod súčasného smerovania „vyrábajúcej spoločnosti“ k spoločnosti „šetriacej“ aby sa predišlo progresívnemu a stále narastajúcemu tlaku na nové suroviny a nezmyselné ničenie prírodných zdrojov.

Už dnes je nadmieru jasné, že sa jedná o riešenie globálnych problémov ľudstva, čo vyžaduje rozsiahlu a angažovanú medzinárodnú spoluprácu a solidaritu. Ak však najmodernejšie technológie nebudú brať ohľad na riešenie globálnych ekologických problémov, ale len na zisk, dá sa očakávať vznik nebezpečenstva pre zánik života na Zemi. **Toto je nielen výzva, ale aj hrozba budúcnosti!**

## LITERATÚRA

- ANONYMUS. 2013. United Nations General Assembly. *World Soil Day and International Year of Soils*. Resolution adopted by the General Assembly on 20 December 2013.
- ANONYMUS. 1981. Svetová charta o pôde (World Soil Chart). In: *Medzinárodné dokumenty o pôde*, Preklad HRAŠKO, J. a JAMBOR, P. Bratislava: VÚPVR, 1992.
- ARNOLD R.W., SZABOLCS I., TARGULJAN V.O. (eds.) 1990. *Global Soil Change*. Report of an IIASA – ISSS – UNEP. Task Force. Laxemburg: IIASA. 110 s.
- EHWALD E. 1996. Einige philosophische Probleme in der Bodenkunde DDR. *Sitz.-Ber. Dt. Akad. Landwirtschafts. – Wiss*, 13, Berlín, H. 8.
- HRAŠKO J. 1985 Teoretické problémy klasifikácie a hodnotenia pôd. *Geogr. čas.* 37, s. 314–324
- HRAŠKO J. 1996 Umweltverträgliche, marktfähige und menschengerechte Zukunftstechnologien. Zb. Sympózium „Eine Welt – eine Zukunft“, Berlín. 1996.
- HRAŠKO, J., JAMBOR, P. (zost.) Dokumenty o pôde. Bratislava: VÚPÚ, 1996. 47 s. ISBN 80 – 85361-18 – 3.
- HRAŠKO, J. 1998. Influence of Socio-economic Changes on Soil Productivity in Slovakia. In: *Advances in Geoecology* 31, Volume 2, s. 927–932. Catena Verlag GmbH,
- MASLOW, A. 1954. *Motivation and personality*. New York: Harper. 236 s.. ISBN 0 – 06-041987 – 3.
- ROZANOV, B.G. 1977. *Soil Cover of the Earth*. Publ. House of the Moscow University.
-

# PÔDNE ANALÝZY SLOVENSKA V CELOEURÓPSKOM PRIESKUME KRAJINNEJ POKRÝVKY A VYUŽITIA KRAJINY LUCAS 2009

## SOIL ANALYSES OF SLOVAKIA WITHIN THE PAN-EUROPEAN SURVEY OF LAND COVER AND LAND USE LUCAS 2009

**Vladimír Hutár, Boris Pálka, Miloš Širáň, Ján Halás,  
Stanislav Torma, Rastislav Dodok**

*Národné poľnohospodárske a potravinárske centrum – Výskumný ústav pôdoznectva a ochrany pôd  
Gagarinova 10, 827 13 Bratislava, Slovenská republika  
National Agricultural and Food Centre – Soil Science and Conservation Research Institute Gagarinova 10,  
827 13 Bratislava, Slovak Republic  
e-mail: v.hutar@vupop.sk*

### **Abstrakt**

Prieskum krajinej pokrývky a využitia krajiny (*Land cover and land use LUCAS*) predstavuje v súčasnosti ucelený postup zberu informácií v celoeurópskom kontexte na základe štandardizovaných postupov a harmonizovaných metódik. Súčasťou zberu informácií o krajine bol v roku 2009 aj odber pôdnych vzoriek pre analýzu hlavných vlastností pôd z povrchového horizontu. 23 členských krajín EÚ zúčastnených na prieskume sa podieľalo na budovaní konzistentných údajov o pôdnom kryte a krajinej pokrývke. Z celkového počtu 200 000 georeferencovaných bodov bola vybraná vzorka 20 000 bodov (268 bodov zo Slovenska) pre analýzu hlavných chemických a fyzikálnych vlastností. Výsledky prieskumu tvoria spojité mapy priestorovej variability obsahu základných a odvodených pôdnych vlastností spolu s štatistickými charakteristikami údajovej bázy pôdneho krytu.

### **Abstract**

Land cover and land use survey (LUCAS) project represents currently the practice of collecting comprehensive information in a European context, according to the standardized procedures and harmonized methodologies. Important part of the land use/cover data sampling in 2009 was the collection of soil samples for analysis of the main characteristics of the top soil horizon. 23 European member states participated in the construction of consistent dataset on soil cover and land use/cover. From the subset of 200 000 georeferenced points represented the general survey, 20 000 points (268 points from Slovakia) were selected for the collection of soil samples for main chemical and physical analysis. The results of survey are represented as continuous maps of spatial variability of main basic and derived soil characteristics together with the statistics information on soil cover.

## ÚVOD

Projekt LUCAS bol spustený v máji roku 2000 na základe rozhodnutia Európskeho parlamentu a Rady Európskej únie za účelom testovania integrácie využitia krajiny a krajinej pokrývky Európy s cieľom harmonizovať nomenklatúru a metódy zberu údajov na európskej úrovni. Slovensko sa zapojilo do etapy prieskumu v roku 2006, s následným opakovaním v roku 2007, 2009 a 2012. Súčasťou zberu informácií o krajine bol v roku 2009 aj odber pôdnej vzorky pre analýzu hlavných vlastností pôdy z povrchového horizontu. Tento pôdny prieskum predstavuje prvý pokus budovania konzistentnej priestorovej databázy pôdneho krytu EÚ (Európskej únie) založenej na štandardizovaných postupoch pôdneho vzorkovania a laboratórnych analýzach vykonaných jedným centrálnym pôdnym laboratóriom. Následný prieskum je plánovaný na rok 2015, pričom hlavným cieľom bude overenie a aplikácia vybraných metód spektrálnych analýz.

Výsledky pôdneho prieskumu na Európskej úrovni sú spracovávané a prezentované najčastejšie metódami digitálneho pôdneho mapovania, ktoré sa vo všeobecnosti zaoberá tvorbou spojených pôdnych máp a pôdnych vlastností s využitím štatistických metód (BALLABOI in TOTH, JONES, MONTANARELLA, 2013). Digitálne pôdne mapovanie ako súčasť pedometrie, ktorá predstavuje širší koncept aplikácie štatistických metód pre kvantitatívne modelovanie pôd za účelom analýzy ich rozšírenia, vlastností a správania, sa orientuje predovšetkým na jej priestorový rámec. Pedometrika predstavuje dynamický a progresívny smer pedológie, za ktorého začiatky možno považovať práce venujúce sa predovšetkým priestorovej variabilite (napr. Webster a Burrough 1972, Hengel 2007) a numerickej taxonómii (napr. DE GRUITER 1977, BURROUGH *et al.* 1997), na Slovensku (napr. HORVÁTHOVÁ, HRAŠKO 1984, SOBOCKÁ *et al.*, BALKOVIČ *et al.* 2013).

## MATERIÁL A METÓDY

Približne 20 000 pôdnych odberových miest bolo vyčlenených v rámci hlavnej mriežky prieskumu LUCAS, pokrývajúcu územie EÚ (územie Bulharska a Rumunska bolo vzorkované v roku 2012). Štandardizovaná metóda odberu pôdnej vzorky (EUROSTAT 2009) zahrňovala odber cca 0,5 kg zeminy z povrchového pôdneho horizontu (0–20 cm). Výsledná databáza obsahuje 19 967 georeferencovaných pôdnych vzoriek (z toho 268 na Slovensku), s nasledovnými atribútmi základných fyzikálnych a chemických analýz:

**Tab. 1** Atribúty základných fyzikálno-chemických parametrov pôdy

Kód	Platnosť	Popis	Jednotka/hodnota
hrubozrnná frakcia	pôdna vzorka	obsah hrubozrnnnej frakcie	v %
íl/prach/piesok	pôdna vzorka	obsah íl/prach/piesok	v %
pH (H <sub>2</sub> O, CaCl <sub>2</sub> )	pôdna vzorka	pH merané v H <sub>2</sub> O, CaCl	–
OC	pôdna vzorka	obsah organického uhlíka	g/kg



Kód	Platnosť	Popis	Jednotka/hodnota
CaCO <sub>3</sub>	pôdna vzorka	obsah CaCO <sub>3</sub>	g/kg
N/P/K	pôdna vzorka	obsah N/P/K	g/kg(N), mg/kg(P,K)
CEC	pôdna vzorka	katiónová výmenná kapacita	cmol(+)/kg

Súčasťou databázy sú aj multispektrálne charakteristiky meranej odrazivosti (nnn,nn;n,nnnnnn) pre jednotlivé pôdne vzorky merané pri vlnových dĺžkach 400 – 2499,5 nm. Analýza vybraných ťažkých kovov ešte nie je v súčasnosti dostupná.

Výsledky priestorovej variability základných fyzikálno-chemických analýz a odvodených pôdnych analýz boli spracovávané s využitím metód digitálneho pôdneho mapovania, pričom na Európskej úrovni existujú spojité mapy priestorovej variability obsahu organického uhlíka v povrchovom horizonte, pH, obsahu karbonátov, obsahu ílu, prachu, piesku, obsahu N a pomeru C:N. Ako odvodené pôdne vlastnosti boli sledované napr. odhady vodnej retencie a pôdnej erodovateľnosti (vypracovaná bola spojená mapa priestorovej variability náchylnosti pôdy na vodnú eróziu – K faktor (TOTH, JONES, MONTANARELLA 2013).

Ako nástroj digitálneho pôdneho mapovania boli najčastejšie použité metódy mapovania založené na krigingových a regresných technikách. Tieto postupy využívajú údajové vstupy odvodené z digitálneho modelu terénu (DMT), údajov diaľkového prieskumu Zeme, alebo iných vhodných tematických vstupov. Uvedené vstupy sa zvyknú označovať aj ako environmentálne premenné, environmentálne kovariáty a pod., pričom z hľadiska digitálneho spracovania ide o rastre s daným rozlíšením. Regresný kriging (ODEH *et al.* 1994, MCBRATNEY *et al.* 2000 a iní) predstavuje práve takúto hybridnú interpolačnú metódu, v ktorej sa kombinuje regresia a kriging. V tomto príspevku bola použitá metóda regresného krigingu s lineárnou regresiou:

$$\hat{m}(s_0) = a + bx(s_0) + \sum_{i=1}^n w_i(s_0) \cdot \hat{\varepsilon}(s_0)$$

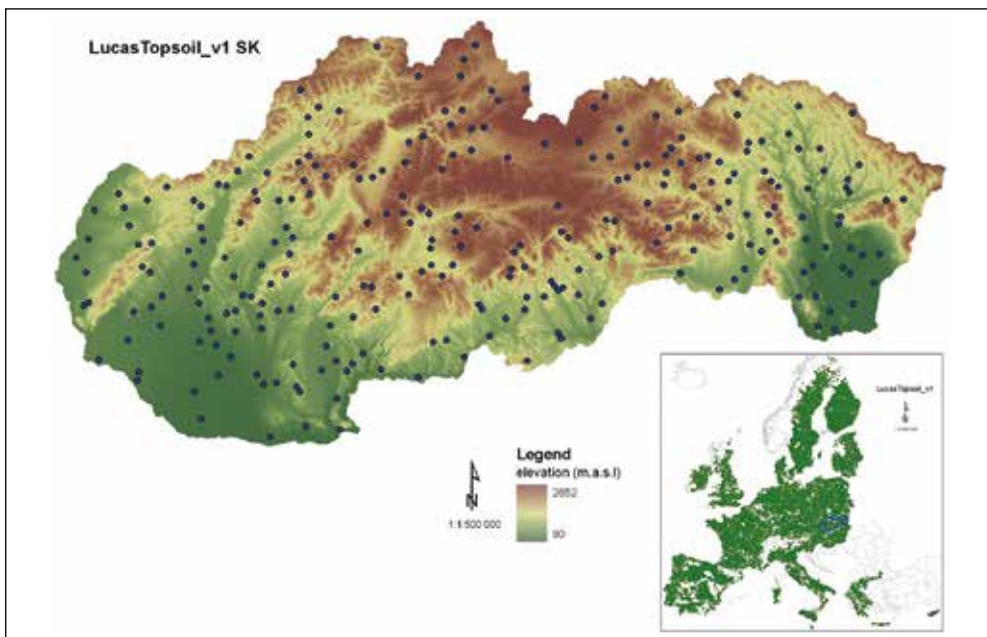
kde  $\hat{m}(s_0)$  je odhad hodnoty mapovanej premennej (pôdnej vlastnosti napr. percentuálny obsah ílu, pH, obsah organického uhlíka a pod.) na neovzorkovanom mieste  $s_0$ ;  $a, b$  sú parametre lineárnej regresie,  $x(s_0)$  je hodnota environmentálnej premennej (GIS prediktora) na mieste  $s_0$ ,  $w_i(s_0)$  je krigingová váha (BURGESS A WEBSTER, 1980),  $\hat{\varepsilon}(s_0)$  je rezídium regresného vzťahu.

## VÝSLEDKY A DISKUSIA

Sada pôdnych odberových miest povrchového A horizontu na Slovensku predstavuje 13,42% podiel z celkovo analyzovaných pôdnych vzoriek odobraných počas jednej vegetačnej sezóny v roku 2009. Vzhľadom na použitú metodiku odberu pôdnych vzoriek (EUROSTAT 2009 in TOTH *et al.* 2013) možno považovať výber pôdnych vzorkovacích miest za reprezentatívny od regionálnej (NUTS 2 (spoločná nomenklatúra územných jednotiek pre štatistické účely –

Slovenský ekvivalent štatistickej územnej jednotky kraj) po vyššie úrovne NUTS 1 a 0. Reprezentatívnosť schémy pôdneho vzorkovania vykazuje mierne skreslenie pri poľnohospodárskom type krajiny (prevažne ornej pôde), ďalej trvalým trávnym plochám (TTP) a lesnej krajine (TOTH, JONES, MONTANARELLA (eds.) 2013). Územie vo vyšších nadmorských výškach (nad 1 000 m n.m.) nemalo byť vzorkované, na Slovensku sa ale nadmorská výška pohybovala od 96 po 1199 m n.m. Priestorovú distribúciu odberových miest prináša obrázok 1:

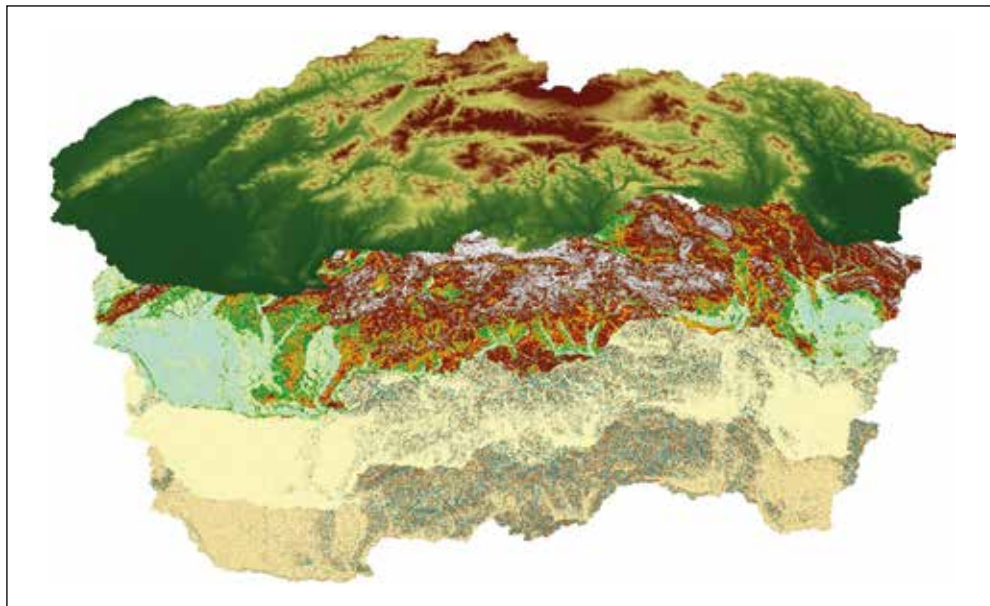
**Obř. 1** Distribúcia odberových miest v rámci Slovenska a základná štatistika pôdnych fyzikálno-chemických analýz



	Min	Max	Arit. priemer	Sm. odch.
hr. frakcia	1	59	10,50	11,26
íl	3	76	25,71	10,44
prach	4	79	51,92	13,99
piesok	2	93	22,33	18,11
pH(H <sub>2</sub> O)	3,21	8,13	6,33	1,16
pH(CaCl)	2,88	7,52	5,71	1,21
OC	1	267,2	28,74	29,93
CaCO <sub>3</sub>	1	425	26,24	63,34
N	0,4	11,1	2,33	1,42
P	10	184,8	35,49	25,85
K	27,3	1161,6	192,8	124,92
CEC	1	84,3	20,00	11,05

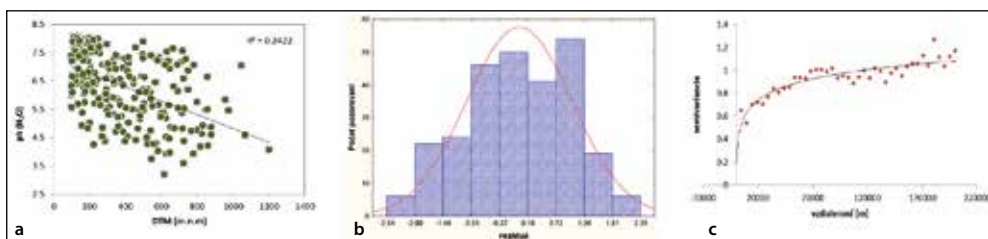
Ako environmentálne premenné boli pre digitálne pôdne mapovanie zvolené rastre odvodené od DMT (produkt fotogrametrického diela vznikajúci za účelom tvorby farebných digitálnych ortofotomáp). Vstupný digitálny terénny model bol prevzorkovaný na veľkosť obrazového elementu 50 m. Počítané boli nasledovné odvodené premenné: i) sklon v stupňoch, ii) horizontálna a vertikálna krivosť.

**Obr. 2** Digitálny terénny model DTM a jeho odvodené charakteristiky sklon, vertikálna a horizontálna krivosť



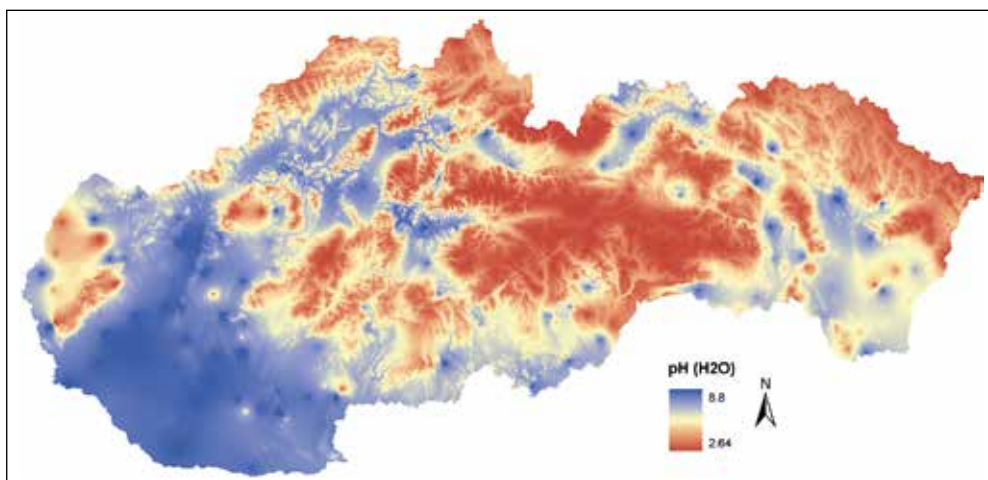
Metódou lineárnej analýzy bol sledovaný vzťah medzi mapovanými premennými (pôdnymi parametrami) a vysvetľujúcimi premennými (environmentálnymi prediktormi), ktoré v tomto prípade predstavuje model nadmorských výšok (DMT) a jeho počítané odvodené charakteristiky sklon, vertikálna a horizontálna krivosť. Ako príklad mapovania pôdnej charakteristiky pomocou regresného krigingu uvádzame príklad závislosti  $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$  povrchového pôdneho horizontu od nadmorskej výšky, kde koreláciu týchto dvoch premenných demonštruje obrázok 3a. Rozdelenie početností (histogram) rezíduí tohto vzťahu prináša obrázok 3b) a priestorovú variabilitu vyjadrenú variogramom obrázok 3c.

**Obr. 3** Štatistické spracovanie mapovanej premennej: a) lineárna regresia, b) sledovanie histogra-  
mu rezíduí regresného vzťahu a c) stanovenie priestorovej variability



Pre modelovanie experimentálneho variogramu bol použitý logaritmický autorizovaný model s jeho nasledovnými hodnotami: nugget (semivariancia, ktorá nie je zachytená hustotou vzorkovacieho poľa, alebo chybová variabilita) 0,2; sill (hodnota maximálnej semivariancie použitá pri obmedzených modeloch) 1,08 a range (vzdialenosť, pri ktorej je dosiahnutá hodnota sill) 200 km.

**Obr. 4** Ukážka priestorovej variability pH ( $H_2O$ ) v A povrchovom horizonte s využitím regresného krígingu

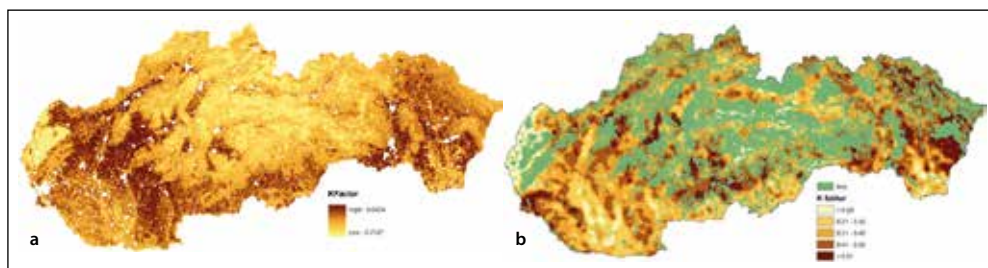


Z uvedených základných pôdnych parametrov a generovaných environmentálnych premenných stojí za povšimnutie ešte vzťah obsahu hrubozrnnej frakcie (skeletu) a sklonu definovaný koeficientom determinácie 33,75 %. Komplexnejší odhad mapovanej premennej ponúka využitie viacnásobnej lineárnej regresie (ODEH *et al.* 1994) ako aj využitie vhodných tematických vstupov (po prevode na kvantitatívne údaje).

Ako príklad odvodeného pôdneho parametra je v tomto príspevku charakterizovaný K-faktor, t.j. faktor pôdnej erodovateľnosti, ktorý vyjadruje náchylnosť pôdy na vodnú eróziu a je ovplyvnený základnými pôdnymi parametrami ako sú zrnitosť, štruktúra pôdy, obsah

organické hmoty, priepustnosť atď. Výpočet K-faktora bol uskutočnený pre každý z bodov pôdneho odberu LUCAS, s následnou priestorovou interpoláciou bez použitia environmentálnych premenných vzhľadom na limitujúcu dostupnosť signifikantných environmentálnych premenných (PANAGOS, MEUSBURGER, ALEWELL, MONTANARELLA 2012). Pozornosť výpočtu K-faktora a jeho priestorovej variabilite sa venovalo aj na VÚPOPe (STYK, FULAJTÁR, PÁLKA, GRANEC 2008), kde boli pre konkrétne výberové pôdne sondy KPP (cca 17 000) vypočítané jeho hodnoty. Následne boli tieto hodnoty interpolované využitím vhodnej metódy (ordinary kriging) do priestoru za účelom vyjadrenia priestorovej variability.

**Obr. 5 a)** priestorová variabilita K-faktora (PANAGOS et al. 2012), **b)** priestorová variabilita K-faktora (STYK et al. 2008)



Ako vidieť z obrázkov, ide o porovnateľné výstupy digitálnej vrstvy erodovateľnosti pôdy, pričom nevýhodou v prvom prípade je limitácia počtu vstupných údajov a v druhom prípade je obmedzenie výpočtu na poľnohospodársku pôdu. Otázne sú aj samotné hodnoty K-faktora, čo môže byť spôsobené rozdielnym algoritmom výpočtu, prípadne použitím rozdielnych jednotiek K-faktora. Pre detailnejšiu analýzu je treba podrobiť obidve digitálne vrstvy hlbšej analýze, zo štatistického hľadiska je hodnota determináčného koeficientu porovnaných vrstiev 17,9%.

## ZÁVER

Štatistický rámcový prieskum využitia krajiny a krajinej pokrývky založený na harmonizovanej nomenklatúre a metódach zberu priestorových informácií spolu s viacstupňovým kontrolným mechanizmom predstavuje v súčasnosti nástroj zberu údajov pre komplexné hodnotenie krajinných charakteristík v priestore Európskej únie po úroveň NUTS 2.

Úloha mikroúdajov krajinej pokrývky a využitia krajiny spolu s doplnkovými informáciami (pôdne charakteristiky rok 2009) v harmonizovanej podobe pre Európsku úniu plní mimoriadnu úlohu pri hodnotení krajiny z hľadiska udržateľnosti, zabezpečení potravy a hodnotení degradačných procesov v krajine (akými sú pôdna erózia, manažment organického uhlíka, retenčné vlastnosti pôdy). Údajová báza LUCAS spolu s ostatnými harmonizovanými údajmi typu CORINE LAND COVER (prieskum krajiny založený na interpretácii satelitných snímok),

FADN (európsky systém účtovníctva v poľnohospodárstve) a ostatných pomocných údajov typu globálny digitálny terénny model (SRTM topografická misia s využitím radaru) sa môžu podieľať na hodnotení systému ekosystémových služieb a účtovníctva v európskej platforme. Predovšetkým úloha vypracovania a stanovenia ekosystémových služieb a účtovníctva, analýza zdrojov krajiny v regionálnom/globálnom koncepte predstavuje v súčasnosti hlavnú úlohu využitia takýchto harmonizovaných údajov. Na druhej strane nevýhodou takýchto nadnárodných prístupov je ich nízka výpovedná hodnota na národnej, detailnej mierke a niekedy aj nesúlads s podrobnejšími, tematicky rozsiahlejšími a komplexnejšími národnými pôdnymi údajmi.

## LITERATÚRA

- BALKOVIČ, J., RAMPÁŠEKOVÁ Z., HUTÁR, V., SOBOCKÁ J., SKALSKÝ, R. 2013. Digital soil mapping from conventional field soil observations. *Soil and Water Research*, 8, (2013), 13–25.
- BURGESS, T.M., WEBSTER, R. 1980. Optimal interpolation and isarithmic mapping of soil properties in the semi-variogram and punctual kriging. *Journal of Soil Science*, vol. 31, 1980, s. 315–331. ISSN 0022–4588.
- BURROUGH, P.A., VAN GAANS, P.F.M., HOOTSMANS, R. 1997. Continuous classification in soil survey: spatial correlation, confusion and boundaries. *Geoderma*, vol. 77, 1997, s. 115–135.
- DE GRUIJTER, J.J. 1977. *Numerical Classification of Soils and its Application in Survey*. Soil Survey Papers No. 12, Wageningen: Netherlands Soil Survey Institute, 1997.
- EUROSTAT. 2009. *Technický referenčný dokument C-1 Inštrukcie pre prieskumíkov*, Všeobecná realizácia, Krajinná pokrývka a využitie, Hydromelioračné systavy, Pôda, Transekt, Fotografie. 67 s.
- HENGL, T. (2007). *A practical guide to geostatistical mapping of environmental variables*. JRC Scientific and Technical Reports EUR 22904 EN. Luxembourg : Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability. 143 s.
- HORVÁTHOVÁ, J., HRAŠKO, J. 1984. Teoreticko-metodologické princípy numerickej taxonómie: I. vstupy a model numerickej taxonómie. *Geogr. Čas.* roč. 36, 1984, č. 3, s. 217–228.
- HUTÁR, V., SVIČEK, M., KOLEDA, P., JANEČKA, P. 2012. Prieskum krajinej pokrývky a využitia krajiny Slovenska v celoeurópskom projekte (LUCAS 2012). Štandardizácia prieskumu a nomenklatúry, kódovanie, transport a správa údajov, kontrola kvality. In Nováková, M., Sviček, M. (eds.) *Environmentálne indexy a indikátory ako nástroje analýzy a hodnotenia stavov a procesov v krajine (zborník z vedeckého seminára)*. Bratislava : VÚPOP, 2012, s. 94–104.
- MATHERON, G. (1963). Principles of geostatistics. *Economic Geology*, vol. 58, no. 8, s. 1246–1266.
- MCBRATNEY, A.B., ODEH, I.O.A., BISHOP, T.F.A., DUNBAR, M.S., SHATAR, T.M. 2000. An overview of pedometric techniques for use in soil survey. *Geoderma*, vol. 97, 2000, 3–4, s. 293–327.
- ODEH, I.O.A., MCBRATNEY, A.B., CHITTLEBOROUGH, D. 1994. Spatial prediction of soil properties from landform attributes derived from a digital elevation model. *Geoderma*, vol. 63, 1994, no. 3–4, s. 197–214.
- PANAGOS, P., MEUSBURGER, K., ALEWELL, C., MONTANARELLA, L. (2012) Soil erodibility estimation using LUCAS point survey data of Europe. *Environmental Modelling and Software*, vol. 30, s. 143–145, doi:10.1016/j.envsoft.2011.11.002
- SOBOCKÁ, J., HUTÁR, V., BALKOVIČ, J. 2013. *Využitie pedometrických metód pri klasifikácii a mapovaní pôd*. Metodická príručka. Bratislava : VÚPOP. 56 s.
- STYK, J., FULAJTÁR, E., PÁLKA, B., GRANEK, M. 2008. Aktualizovaný výpočet faktora erodovateľnosti pôdy (K-faktor) za účelom generovania detailnejšej digitálnej vrstvy. *Vedecké práce Výskumného ústavu pôdozvedectva a ochrany pôdy* č. 30. Bratislava: VÚPOP, s. 139–146.
- TOTH, G., JONES, A., MONTANARELLA, L. (eds.) 2013. LUCAS Topsoil Survey. Methodology, data and results. JRC Technical Reports. Luxembourg. Publications Office of the European Union, EUR 26102. *Scientific and Technical Research series*. ISSN 1831–9424 (online); ISBN 978–92-79–32542-7
- WEBSTER, R., BURROUGH, P.A. 1972. Computer-based soil mapping of small areas from sample data. *J. Soil Sci.* vol. 23, 1972, no. 2, s. 210–234.

# HODNOTENIE PRODUKČNÝCH SLUŽIEB AGROEKOSYSTÉMOV VO VZŤAHU K PRODUKČNÉMU POTENCIÁLU PÔD

## ASSESSING THE AGRO-ECOSYSTEM PRODUCTIVE SERVICES IN RELATION TO SOIL PRODUCTIVITY INDEX

**Radoslava Kanianska**

*Univerzita Mateja Bela v Banskej Bystrici, Fakulta prírodných vied, Katedra životného prostredia, Tajovského 40,  
974 01 Banská Bystrica, Slovenská republika*

*Matej Bel University, Faculty of Natural Sciences, Department of Environment, Tajovského 40,  
974 01 Bratislava, Slovak Republic*

*e-mail: radoslava.kanianska@umb.sk*

### **Abstrakt**

Agroekosystémy zaberajú 49 % územia Slovenska. Ich produkčné služby sú oproti ostatným agroekosystémovým službám oceňované najviac, hlavne čo sa týka úrod pestovaných plodín. Stupeň produkčnej schopnosti pôd vyjadruje jej produkčný potenciál. Cieľom príspevku bolo kvantifikovať ročnú produkciu fytomasy na ornej pôde (úroda, pozberové a koreňové zvyšky) na Slovensku aj v jednotlivých krajoch v roku 2011 a 2012. Zistené množstvo vyprodukovanej fytomasy na Slovensku a v jednotlivých krajoch bolo porovnané s priemerným produkčným potenciálom pôd. Výsledky poukázali na vysokú produkčnú schopnosť orných pôd Slovenska. V roku 2011 bola na ornej pôde v SR vyprodukovaná celková fytomasa (suchá hmota) hlavných skupín poľnohospodárskych plodín v množstve 17 065 001 t, pričom úroda predstavovala 7 306 149 t, pozberové zvyšky 6 533 950 t a koreňové zvyšky 3 224 902 t. V roku 2012, ktorý bol poveternostne nepriaznivejší najmä veľkým suchom v letných mesiacoch, bolo vytvorenejšej fytomasy (14 325 552 t celkovej fytomasy). Porovnaním hektárových úrod s priemerným produkčným potenciálom pôd v jednotlivých krajoch sme zistili rozdiely vo vzťahu výšky produkcie a produkčného potenciálu. Porovnanie 2 rokov ukázalo nato, že v poveternostne priaznivejšom roku 2011 sa najvyššie hektárové úrody dosiahli v krajoch s vysokým produkčným potenciálom. V roku 2012, poveternostne horšom, však boli produkčnejšie kraje s nižším produkčným potenciálom pôd. Na základe získaných výsledkov vyvstáva otázka, či by kódy BPEJ, na základe ktorých sa určuje produkčný potenciál pôd, nemali byť prehodnotené, prípadne doplnené o ďalšie kódy vyjadrujúce napríklad hydrologické pôdne pomery či odzrkadľujúce štruktúru pôdy.

**Kľúčové slová:** agroekosystém, produkčné služby, produkčný potenciál pôd, fytomasa

### **Abstract**

Agro-ecosystems occupy 49 % of Slovakia. Their production services as compared to other agroecosystem services are evaluated most, especially with regard to yield crops. Produ-

ction capacity is expressed by soil productive index. The paper aimed to quantify the annual phytomass production on arable land (yield, harvest and root residues) in Slovakia and in individual regions in 2011 and 2012. Phytomass production in Slovakia and in individual regions was compared with average soil productivity index. The results showed the high productive potential of arable land in Slovakia. In 2011, the arable land in Slovakia produced 17 065 001 t of total phytomass (dry matter), of which 7 306 149 t were yield, 6 533 950 t harvest and 3 224 902 t root residues. In 2012, with less favourable weather (particularly severe drought in the summer months), was produced less total phytomass (14 325 552 t). Comparing yields per hectare with soil productivity index in individual regions, we found differences. Comparing of two years showed that favourable weather in 2011 reflected in the highest yields per hectare achieved in regions with high soil productivity index. In 2012, with worse weather, more productive were regions with lower soil productivity index. Based on these results the question arises whether soil evaluation units should not be revised and supplemented by other codes indicating, for example, soil hydrological properties or soil structure.

**Keywords:** agro-ecosystem, productive services, soil productivity index, phytomass

## ÚVOD

Produkčné služby agroekosystémov boli donedávna považované za hlavné služby, ktoré agroekosystémy ľuďstvu poskytujú. Sú spájané s produkciou fytomasy, ktorej využitie je mnohostranné. Primárne je poskytovanie potravy a krmív. Nezanedbateľná je produkcia vlákien či biopalív. Slovensko je krajina, ktorá má vhodné podmienky pre poľnohospodársku produkciu, o čom svedčí rozloha poľnohospodárskej pôdy, ktorá zaberala v roku 2012 na Slovensku 49 % územia.

Cieľom príspevku bolo zistiť celkovú ročnú produkciu fytomasy z ornej pôdy aj podľa jednotlivých kategórií (úroda, pozberové a koreňové zvyšky) na Slovensku a v jednotlivých krajoch v roku 2011 a 2012. Výpočtami získané údaje o množstve fytomasy v jednotlivých krajoch boli porovnané s priemerným produkčným potenciálom pôd Slovenska a jednotlivých krajoch.

Pod pojmom produkčný potenciál sa všeobecne chápe prirodzená a človekom podmienená schopnosť pôdy prijať, transformovať a odovzdávať rastlinám požadované kvantum energie a látok a vytvoriť vhodné podmienky pre ich rast a produkciu. V nadväznosti na pojem produkčná schopnosť pôd, pod ktorou chápeme súčasný stupeň základného atribútu konkrétnej pôdy, definujeme produkčný potenciál pôd ako optimálne možný stupeň produkčnej schopnosti pôd v konkrétnom priestore a predpokladanom čase, ktorý sa prejaví optimálnou produkciou konkrétnej plodiny resp. kultúry bez vážnejšieho narušenia rovnováhy faktorov a biologickej stability prostredia (VILČEK *et al.* 2000). DŽATKO, 2002, (DŽATKO, ILAVSKÁ, 2005) pojmom produkčný potenciál pôd vyjadruje maximálny stupeň produkčnej schopnosti pôd v konkrétnom priestore a čase, ktorý sa prejaví optimálnou produkciou príslušnej plodiny, resp. kultúry bez vážnejšieho narušenia biologickej rovnováhy a ekologickej stability prostredia. Bodová hodnota produkčného potenciálu sa určuje na základe BPEJ (bonitovaných pôdno-eko-



logických jednotiek) príslušnej pôdy, ktorá sa odvodzuje z hodnotenia klímy, pôdneho typu, pôdotvorného substrátu, zrnitosti, obsahu skeletu, hĺbky pôdy, svahovitosti a expozície svahu (LINKEŠ *et al.* 1996). Aj cena pôdy na Slovensku, tak ako prakticky vo všetkých krajinách sveta, je odvodená od bonity pôdy, ktorej hodnota je založená na produkčnej funkcii pôdy (JURÁNI, 2005).

## MATERIÁL A METÓDY

Pri stanovení produkčných služieb sme sa detailne zamerali na kvantifikáciu celkového množstva ročne vyprodukovanej fytomasy na ornej pôde. Podľa EUROSTATU (2009) celkovú biomasu vyprodukovanú na ornej pôde tvoria:

- nadzemná biomasa tvorená nadzemnými časťami rastlín zberanými vo forme úrod a dostupnými pozberovými zvyškami tvorenými nadzemnými pozberovými zvyškami ostávajúcimi na poli, ktoré sa delia na využité pozberové zvyšky (zväčša niektorých hospodársky významných plodín, najmä obilnín využívaných najmä v živočíšnej výrobe), nevyužité pozberové zvyšky (ostávajúce na poli a pri nesprávnom obhospodarovaní spaľované),
- podzemná biomasa – tvorená koreňmi rastlín predstavuje všetky podzemné koreňové zvyšky, ktoré ostávajú na poli a významne prispievajú k zlepšeniu pôdných vlastností. Množstvo koreňových zvyškov sa dá vypočítať z údajov o pozberových zvyškoch pomocou koeficientov.

Pri výpočte množstva biomasy a jej jednotlivých komponentov sme vychádzali zo vstupných údajov zverejňovaných ŠTATISTICKÝM ÚRADOM SR (2011, 2012) týkajúcich sa:

- výmery zberovej plochy a
- úrody poľnohospodárskych plodín.

Z týchto údajov sme pomocou prepočítavacích koeficientov vypočítali množstvo dostupných, využitých a nevyužitých pozberových zvyškov podľa EUROSTATU (2009), JÖLLI, GILJUM (2005), KANIANSKA (2010), množstvo koreňových zvyškov pomocou koeficientov odvodených podľa JURČOVÁ, TORMA (2001).

Výsledky o množstve vyprodukovanej fytomasy sme porovnali s údajmi o priemernom produkčnom potenciáli pôd SR a jednotlivých krajov podľa LINKEŠ *et al.* (1996).

## VÝSLEDKY A DISKUSIA

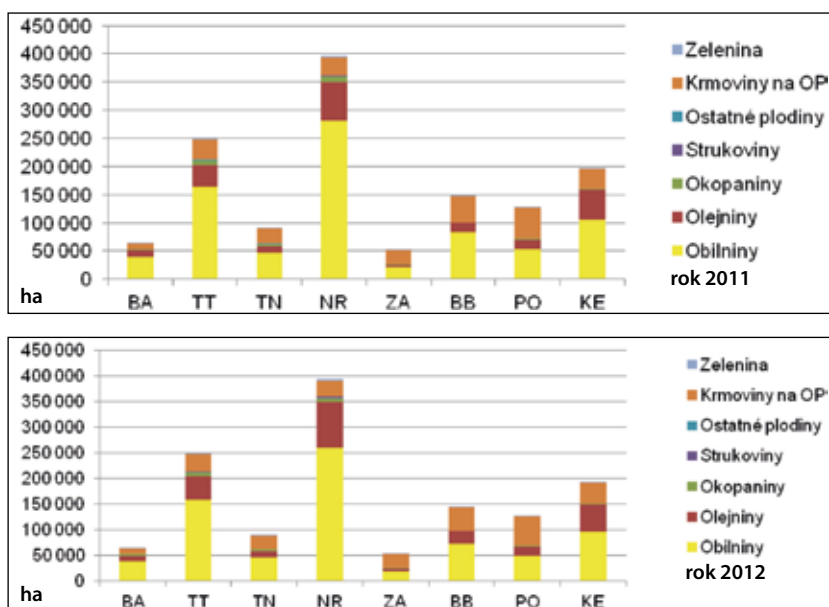
Podľa údajov ÚGKK SR (2012, 2013) výmera poľnohospodárskej pôdy na Slovensku predstavuje takmer 50 % územia. Vyše 28 % z nej tvorí orná pôda (Tab. 1).

---

**Tab. 1** Úhrnné hodnoty druhov pozemkov v SR v roku 2011 a 2012

Druh pozemku	Rok 2011		Rok 2012	
	Rozloha (ha)	% z výmery	Rozloha (ha)	% z výmery
Orná pôda	1 415 653	28,86	1 413 739	28,83
Trvalé trávne porasty	874 224	17,83	871 324	17,77
Ostatná poľnohospodárska pôda	120 935	2,47	120908	2,47
Lesné pozemky	2 012 336	41,04	2 014 059	41,07
Vodné plochy	94 764	1,93	94 764	1,93
Zastavané plochy	231 967	4,73	232 599	4,74
Ostatné plochy	153 733	3,14	156 163	3,18
Celková výmera	4 903 613	100,00	4 903 557	

Štatistický úrad SR sleduje údaje o úrode, zberovej ploche a úrodnosti hlavných skupín poľnohospodárskych plodín pestovaných na ornej pôde, medzi ktoré patria obilniny, olejiny, okopaniny, strukoviny, krmoviny na ornej pôde a zelenina. V roku 2011 celková zberová plocha týchto plodín v SR predstavovala 1 326 321 ha a 1 313 744 ha v roku 2012 (vypočítané podľa ŠÚ SR, 2011, 2012). Za jednotlivé kraje, najväčšia výmera zberovej plochy bola registrovaná v Nitrianskom kraji (viac ako 390 000 ha), najmenšia v Žilinskom kraji (viac ako 52 000 ha). Vo všetkých krajoch dominujú v skladbe plodín obilniny okrem Žilinského a Prešovského, kde sa najviac pestujú krmoviny na ornej pôde (Obr. 1).

**Obr. 1** Zberové plochy hlavných poľnohospodárskych plodín v roku 2011 a 2012

Na základe údajov o úrodách a následných prepočtoch sme zistili, že v roku 2011 bola na ornej pôde v SR vyprodukovaná celková fytohmota v množstve 17 065 001 t, pričom úroda

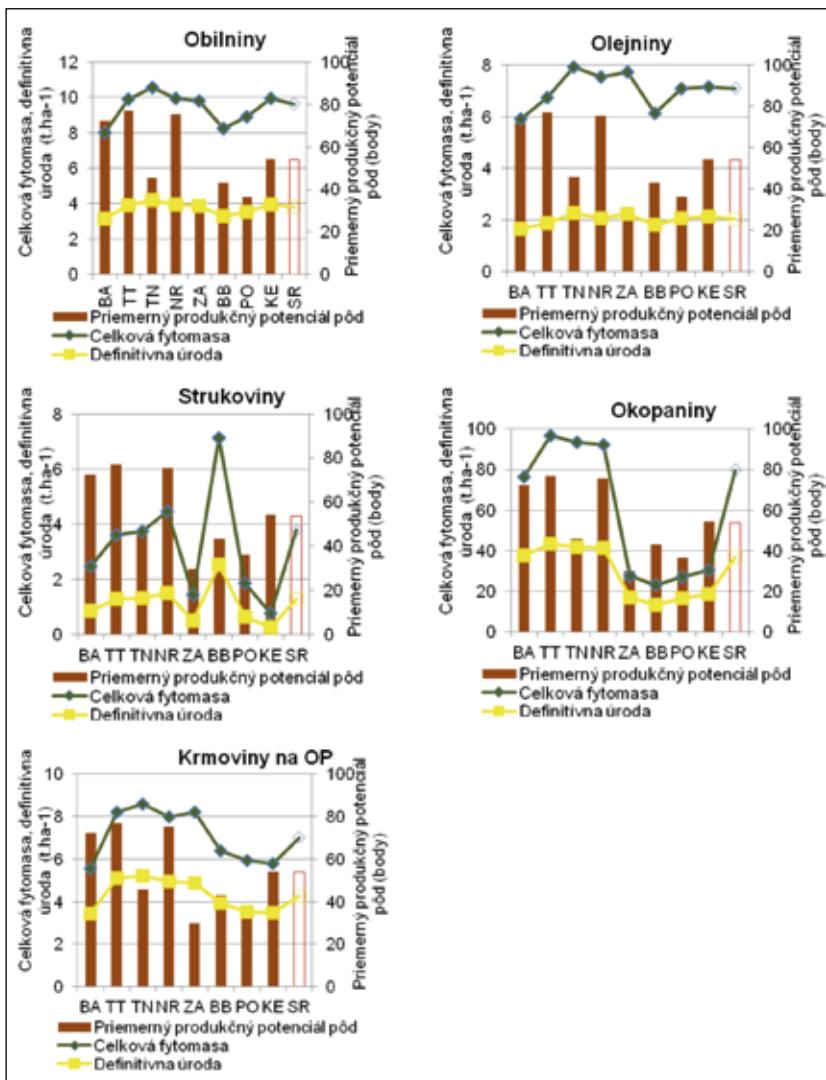
predstavovala 7 306 149 t, pozberové zvyšky 6 533 950 t a koreňové zvyšky 3 224 902 t. V roku 2012, ktorý bol poveternostne nepriaznivejší najmä veľkým suchom v letných mesiacoch, bolo vytvorenej menej, 14 325 552 t celkovej fytomasy, z čoho úroda predstavovala 6 281 166 t, pozberové zvyšky 5 484 873 t a koreňové zvyšky 2 559 513 t.

Ročná variabilita v produkcii fytomasy je odrazom mnohých faktorov. Produkcia je podmienená prirodzenými faktormi ako aj ľudskou činnosťou (MUELLER *et al.* 2010). Výška produkcie fytomasy je závislá od geografickej polohy (klíma, hydrológia, terén), pôdneho typu, systému obhospodarovania, typu pestovanej plodiny (TÓTH *et al.* 2013).

Domnievame sa, že produkčný potenciál pôd by však mal v určitých hraniciach pozitívne korelovať s výškou dosiahnutej produkcie, čo zahŕňa jeho samotná definícia. Priemerná bodová hodnota poľnohospodárskych pôd Slovenska je 53,9 bodov. Najvyššiu bodovú hodnotu má Trnavský kraj (76,9 bodov), nasledujú kraje Nitriansky (75,5), Bratislavský (72,4), Košický (54,2), Trenčiansky (45,7), Banskobystrický (43,2), Prešovský (36,3) a Žilinský (29,9) (VILČEK, 2011).

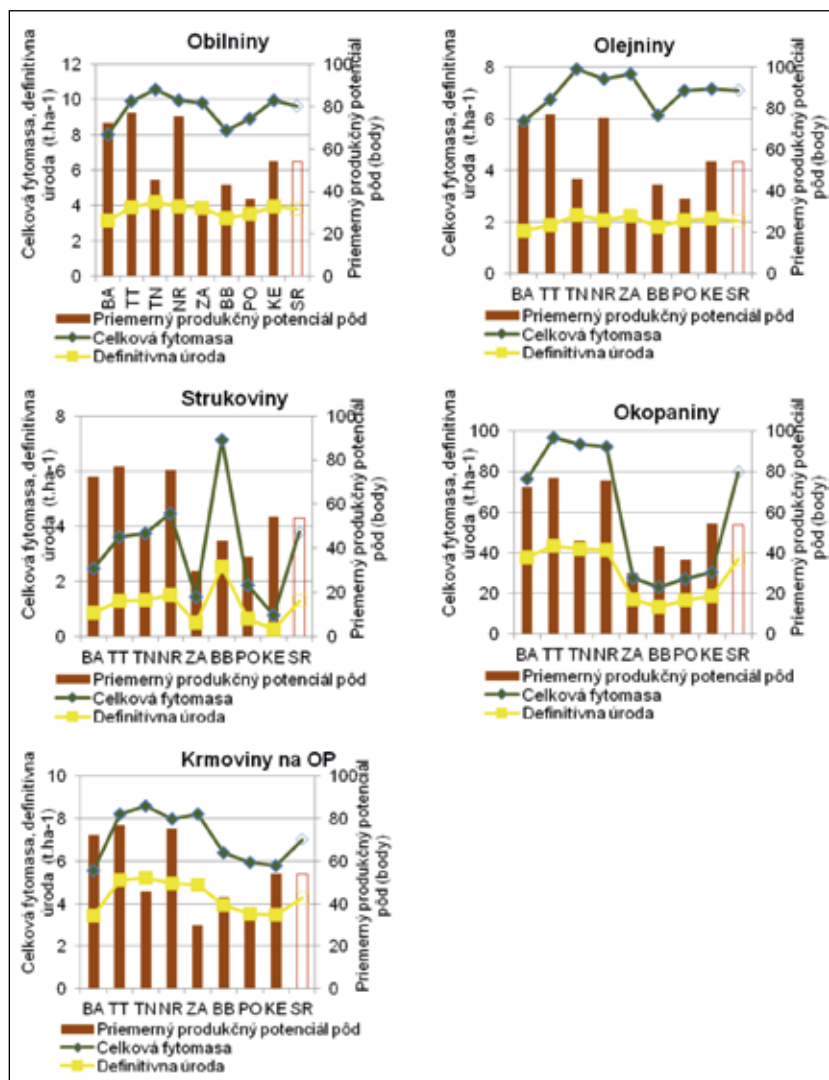
Naše výsledky poukazujú nato, že priemerný produkčný potenciál pôd v jednotlivých krajoch pozitívne nekoreluje s výškou vyprodukovanej fytomasy. Na základe hektárových úrod hlavných skupín poľnohospodárskych plodín (obilniny, olejninu, strukoviny, okopaniny, krmoviny na OP) v jednotlivých krajoch SR boli v poveternostne horšom roku 2012, najvyššie hektárové úrody obilnín, olejnin a krmovín dosiahnuté v Trenčianskom kraji s priemernou hodnotou produkčného potenciálu 45,7. V kraji s najvyšším produkčným potenciálom, v Trnavskom so 76,9 bodmi, bola v tomto roku dosiahnutá najvyššia hektárová úroda len v prípade okopanín. V prípade strukovín bola najvyššia hektárová úroda dosiahnutá v Banskobystrickom kraji s bodovou hodnotou produkčného potenciálu 43,2 (Obr. 2).

**Obr. 2** Hektárové úrody hlavných skupín poľnohospodárskych plodín v SR a krajoch SR vo vzťahu k priemernému produkčnému potenciálu pôd v roku 2012



Iná situácia bola v poveternostne priaznivejšom roku 2011, kedy sa prejavil vplyv vysokého produkčného potenciálu pôd Trnavského kraja pri najvyššej hektárovej úrode všetkých skupín poľnohospodárskych plodín (obilnín, olejní, krmovín aj okopanín) okrem strukovín, u ktorých bola najvyššia hektárová úroda dosiahnutá v Trenčianskom kraji (Obr. 3).

**Obř. 3** Hektárové úrody hlavných skupín poľnohospodárskych plodín v SR a krajoch SR vo vzťahu k priemernému produkčnému potenciálu pôd v roku 2011



## ZÁVER

Výsledky poukázali na vysokú produkčnú schopnosť poľnohospodárskych pôd Slovenska, ktorá ročne predstavovala v roku 2012 viac ako 17 mil. t, pričom úroda predstavovala viac ako 7 mil. t, pozberové zvyšky viac ako 6 mil. t a koreňové zvyšky viac ako 3 mil. t.

Bližšia kategorizácia jednotlivých komponentov vytvára priestor pre ďalšie integrované prepočty zamerané napríklad na zistenie potenciálu využitia biomasy v energetike či pri sekvestrácii uhlíka.

Porovnaním hektárových úrod s produkčným potenciálom pôd sme zistili rozdiely vo vzťahu výšky produkcie a produkčného potenciálu. Porovnanie 2 rokov ukázalo nato, že v poveternostne priaznivom roku sa najvyššie hektárové úrody dosiahli v krajoch s vysokým produkčným potenciálom. V roku poveternostne horšom však boli produkčnejšie kraje s nižším produkčným potenciálom pôd.

Dôvodom nesúlady medzi výškou hektárových úrod a produkčným potenciálom pôd môže byť v praxi prejavovaná vyššia váha iného faktoru nezakomponovaného do kódu BPEJ a následne hodnoty produkčného potenciálu. Vystáva však otázka, či je to len vplyv iného faktoru, ktorý nie je možné do kódu zakomponovať (napr. počasie, obhospodarovanie pôdy), alebo by bolo vhodné prehodnotiť a aktualizovať bonitáciu pôd. Ako píše samotní autori poslednej rebonitácie pôd Slovenska (LINKEŠ *et al.* 1996), bonitácia je nepretržitý proces, pretože sa nemenia len vlastnosti pôd, ale aj kritériá ich hodnotenia. Na reprezentatívne zhodnotenie a posúdenie vzájomných vzťahov vzájomných vzťahov by bol potrebný širší súbor dát a dlhšia časová rada. Napriek tomu už toto porovnanie navodzuje otázku prípadného doplnenia kódu BPEJ o ďalšie charakteristiky, napr. hydrologické vlastnosti (v zahraničnej literatúre často vyjadrovaných ako Soil water index) či charakteristiky odzrkadľujúce štruktúru pôdy.

### Podakovanie

Príspevok vznikol za podpory projektu APVV-0098 – 12: Analýza, modelovanie a hodnotenie agroekosystémových služieb.

### LITERATÚRA

- EUROSTAT. 2009. *Economy-wide Material Flow Accounts: Compilation Guidelines for reporting to the 2009 Eurostat questionnaire*. Luxembourg: European Statistical Office.
- DŽATKO, M., ILAVSKÁ, B. 2005. *Metodická príručka využívanie výsledkov hodnotenia pôd a územia pre projektovanie pozemkových úprav a ochranu poľnohospodárskej pôdy*. Bratislava: VÚPOP, 2005, 48 s.
- DŽATKO, M. 2002. *Hodnotenie produkčného potenciálu poľnohospodárskych pôd a pôdno-ekologických regiónov Slovenska*. Bratislava: VÚPOP, 87 s.
- JÖLLI D, GILJUM S. 2005. *Unused biomass extraction in agriculture, forestry and fishery*. Austria: Sustainable Europe Research Institute, 2005.
- JURÁNI, B. 2005. Ochrana, využívanie pôdy a vplyv človeka. In: Sobocká, J. (ed.) *Štvrté pôdoznalecké dni v SR*. Zborník referátov z vedeckej konferencie pôdozincov SR, Čingov, 14–16.6.2005. Bratislava: SPS a VÚPOP, 2005, s. 178–180. ISBN 80–89128-18–1.
- JURČOVÁ O, TORMA S. 2001. *Metodika bilancie pôdnej organickej hmoty a stanovenia potreby organického hnojenia*. Bratislava: Výskumný ústav pôdnej úrodnosti, 2001. 36 s.
- KANIANSKA, R. 2010. *Metodika výpočtu množstva poľnohospodárskej biomasy*. Banská Bystrica: Slovenská agentúra životného prostredia, 2010. 28 s. ISBN 978–80-89503–12-4.
- LINKEŠ, V., PESTŮN, V., DŽATKO, M. 1996. *Príručka pre používanie máp bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek. Príručka pre bonitáciu poľnohospodárskych pôd*. Bratislava: Výskumný ústav pôdnej úrodnosti, 1996. 103 s. ISBN 80–85361-19–1.
- MUELLER, L., SCHINDLER, U., MIRSCHEL, W. *et al.*, 2010. Assessing the productivity function of soils. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 30 (2010), s. 601–614.
- ŠTATISTICKÝ ÚRAD SR. 2012. *Definitívne údaje o úrode poľnohospodárskych plodín a zeleniny v SR za rok 2012*. Bratislava: ŠÚ SR, 2012. ISBN 978–80-8121–268-0.
- ŠTATISTICKÝ ÚRAD SR. 2011. *Definitívne údaje o úrode poľnohospodárskych plodín a zeleniny v SR za rok 2011*. Bratislava: ŠÚ SR, 2011. ISBN 978–80-8121–162-1.
- TÓTH, G., GARDI, C., BÓDIS, K. *et al.* 2013. Continental-scale assessment of provisioning soil functions in Europe. *Ecological Processes*, 2013, s. 2–18.

- ÚRAD GEODÉZIE, KARTOGRAFIE A KATASTRA SR. 2013. *Štatistická ročenka o pôdnom fonde SR podľa údajov katastra nehnuteľností k 1. januáru 2013*. Bratislava: ÚGKK SR, 2013. 130 s. ISBN 978-80-85672-97-8.
- ÚRAD GEODÉZIE, KARTOGRAFIE A KATASTRA SR. 2012. *Štatistická ročenka o pôdnom fonde SR podľa údajov katastra nehnuteľností k 1. januáru 2013*. Bratislava: ÚGKK SR, 2012. 130 s. ISBN 978-80-85672-95-4.
- VILČEK, J. 2011. Potenciály a parametre kvality poľnohospodárskych pôd Slovenska. *Geografický časopis*, 63, (2011), 2, s. 133-154. ISSN 0016-7193.
-

# THE USE OF CATCH CROPS TO REDUCE LOSSES OF MINERAL NITROGEN FROM ARABLE LAND

## VYUŽITÍ KRYČÍCH PLODIN PRO REDUKCI VYPLAVOVÁNÍ MINERÁLNÍHO DUSÍKU Z ORNÉ PŮDY

**Antonín Kintl, Jakub Elbl, Lukáš Plošek, Jaroslav Záhora**

*Department of Agrochemistry, Soil science, Microbiology and Plant Nutrition, Faculty of Agronomy, Mendel University in Brno, Czech Republic*

*Ústav agrochemie, pedologie, mikrobiologie a výživy rostlin, Agronomická fakulta, Mendelova univerzita v Brně, Česká republika*

*e-mail: antonin.kintl@mendelu.cz*

### Abstract

Nitrogen (N) is a key element for all living organisms because it is an essential component of proteins and nucleic acids and therefore crop yield depends on the availability of N in rhizosphere. The most important kind of N in the soil is the mineral nitrogen ( $N_{\min}$ ) which is formed by nitrate and ammonium nitrogen. High quantity of N fertilisers was used in the second half of the twentieth century in order to provide ample food sources and also to influence the environment. Leaching of  $N_{\min}$  from arable land is a serious problem of contemporary agriculture and it is a major threat to the quality of drinking water from underground reservoirs in the Czech Republic.

The aim of this work is to describe the possible influence of catch crops in the crop rotation on mineral nitrogen leaching from arable land. During vegetation-free period (from 2008 to 2009), the short-term field experiment was carried out in the protective zone of underground drinking water source "Kvartér řeky Moravy". Four replicates of  $2 \times 10$  m plots per treatment were arrayed in blocked design. Two variants were prepared: *Triticum aestivum* (winter wheat) – control variant without catch crop and variant *Triticum aestivum* (winter wheat) with the catch crop *Phacelia tancetifolia* (purple tansy) in intermediate period. The leaching of  $N_{\min}$  was measured by application of ion exchange resins placed into soil in the depth of 20 cm and 50 cm. The leaching of  $N_{\min}$  was significantly lower in variant with catch crop, about 40% (in 20 cm) and 15% (in 50 cm) in comparison with the variant without. Based on these results, we conclude catch crops have a prerequisite for reducing losses of  $N_{\min}$  from arable land in vulnerable areas (protective zone of drinking water).

**Keywords:** winter wheat, intercropping, mineral nitrogen, purple tansy

### Abstrakt

Dusík představuje klíčový prvek pro všechny živé organismy na naší planetě, protože je neopodstatitelnou součástí proteinů a nukleových kyselin. Jeho přítomnost a dostupnost v půdě



je proto nezbytná pro dosažení optimálních výnosů zemědělských komodit. Dusík se v půdě nalézá v organické a anorganické formě. Z hlediska výživy rostlin má největší význam anorganická minerální forma dusíku, která je tvořena amonným a nitrátovým dusíkem. V průběhu druhé poloviny 20. století byla za účelem dosažení vysoké zemědělské produkce významně zvýšena aplikace minerálních hnojiv s obsahem dusíku. Naneštěstí tento stav má za následek negativní ovlivnění životního prostředí a v neposlední řadě kontaminaci podzemních zdrojů pitné vody, například v České republice se jedná o závažný problém.

Předkládaná práce si klade za cíl popsat možný vliv krycí plodiny v rámci osevního postupu na omezení vyplavování minerálního dusíku z půdy. V období vegetačního klidu (od roku 2008 do roku 2009) byl realizován krátký polní experiment, a to v oblasti, která slouží jako ochranné pásmo podzemního vodního zdroje „Kvartér řeky Moravy“. Připraveny byly dvě varianty (a) kontrola, t.j. pouze pšenice ozimá (*Triticum aestivum*); (b) krycí plodina svazenka vratičolistá (*Phacelia tancetifolia*) v kombinaci pšenicí ozimou. Experiment byl realizován formou blokového polního experimentu, experimentální plochy měly rozměr 2 x 10 m a každá varianta experimentu měla čtyři opakování. Vyplavování minerálního dusíku bylo měřeno za využití aplikace iontoměničových disků, které byly umístěny přímo do půdního profilu (hloubka 20 a 50 cm). Ztráta minerálního dusíku z orné půdy byla signifikantně snížena zařazením krycí plodiny do osevního postupu, v hloubce 20 cm o 40% a v hloubce 50 cm o 15% v porovnání s kontrolní variantou.

**Klíčová slova:** pšenice ozimá, meziplodina, minerální dusík, svazenka vratičolistá

## INTRODUCTION

In recent years, considerable funds were used to restore landscape, which was damaged by human activities. One of the most important human activities affecting the landscape is the agriculture (ELBL et al., 2014a).

Current agriculture is facing the requirement for maximum efficiency in the use of natural resources and minimizing emissions of nutrients into the environment (BRANT, 2008). Despite many adjustments to agricultural policy, intensification of production in some regions and concurrent abandonment in others remain the major threat to the ecology of agro-ecosystems impairing the state of soil, water and air and reducing biological diversity in agricultural landscapes (STOATE, 2009). Agriculturalists are the principal managers of global useable lands and will shape, perhaps irreversibly, the surface of the Earth in the coming decades (TILMAN, 2002). Leaching of nitrate nitrogen ( $\text{NO}_3^-$ -N) from intensive agro-systems into water sources is a main environmental problem in many countries (DI & CAMERON, 2002). The nitrates are the most dangerous form of mineral nitrogen ( $\text{N}_{\text{min}}$ ) in comparison with ammonium nitrogen ( $\text{NH}_4^+$ -N) because they are very mobile in soil. They have a negative charge and soil sorption complex has minimal affinity for negatively charged particles. Leaching of nitrate nitrogen from arable soil is a major threat to the quality of drinking water from underground reservoirs (ELBL et al. 2014b)

The problem of mineral nitrogen loss from arable soil can be solved by sustainable farming which includes the use of catch crops, mixed culture and increasing application of com-

post and organic manure. The effects of catch crops on soil fertility and leaching of N<sub>min</sub> has been studied (THORUP-KRISTENSEN, 1994 and 2001; WOLF, SNYDER, 2003) but the use of these crops in the crop rotation has not been sufficiently explored and described yet in central Europe. Especially the possibility of catch crop cultivation in the protective zone of drinking water sources has not been adequately studied. MOLINUEVO-SALCES (2013) state that catch crops are grown as supplementary crops after harvest of the main crop with the primary purpose of binding nutrients in the soil, hence diminishing pollution to the aquatic environment. The possibility to use vegetation free period for catch crop cultivation was also confirmed by WOLF, SNYDER (2003). The main benefit of use of catch crop in crop rotation is the retention of N<sub>min</sub> by plant and subsequently prevents its leaching from arable soil. Subsequently, catch crops biomass constitutes a by-product that can be potentially used as a feedstock source for bioenergy production without interfering with the production of food and fodder crops (MOLINUEVO-SALCES, 2013).

The amount of N<sub>min</sub> loss from arable soil (during vegetation free period – from September to April) depends on several factors: soil properties (soil type and texture) and type of major crops (Simmelsgaard, 1998). Efficiency of N<sub>min</sub> retention by different catch crops was tested by Askegaard & Eriksen (2008). These authors found that clover and ryegrass catch crops reduced the losses significantly by approximately 40–80% depending on year and treatment, with ryegrass being more effective than clover. Other authors (THORUP-KRISTENSEN, 1994; Salt *et al.* 1998 and FAGERIA, 2013) point out importance of roots for nitrogen sequestration and improvement of soil properties. Moreover, roots are also responsible for mitigation of greenhouse gas and roots, which are left in the soil after crop harvest, improve soil organic matter content. Soil organic matter is useful as a source of energy for soil microorganisms and subsequently also for plants. Increased organic matter content of soil leads to development of microbial activity and thus to the development of soil organic – mineral complex. This complex is essential for uptake and utilization of soil water and nutrients.

Hypothesis claiming that the cultivation of catch crops during vegetation free period reduces the leaching of mineral nitrogen from arable soil was tested.

## **MATERIALS AND METHODS**

### **Field experiment**

Area of our interest is the agricultural region which is located 8 km north of the city Prostějov. Experimental site is situated near the protective zone of underground drinking water source "Kvartér řeky Moravy". This site is located according QUITT (1975) in the climatic region T2, where annual climatic averages are 350–400 mm of precipitation in growing season and 200–300 mm of precipitation in winter and 8–9 °C mean of annual air temperature. The experiment was based on the black earth, moderate, loess without skeleton (BPEJ – estimated pedologic-ecological unit / farmland classification: 30100).

---

Four replicates of  $2 \times 10$  m plots per treatment were arrayed in blocked design. Two variants were prepared: *Triticum aestivum* (winter wheat) – control variant without catch crop and variant *Triticum aestivum* (winter wheat) with catch crop *Phacelia tanacetifolia* (purple tansy) in intermediate period.

### Determination of mineral nitrogen leaching

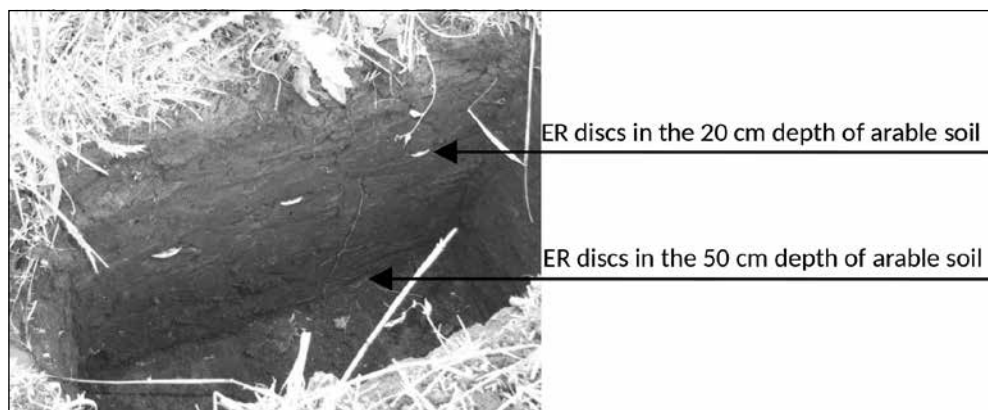
The loss of mineral nitrogen ( $N_{\min}$ ) from arable soil was measured using special discs with ion exchange resins (see the Figure 1) according ELBL *et al.* (2014a):  $N_{\min}$  (consisting of  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  and  $\text{NO}_3^- - \text{N}$ ), which leached from the experimental sites, was captured by resin grains. These grains were placed into special plastic (PVC) discs that were located in the 20 cm and 50 cm depth. Each disc was composed of a plastic ring that was 75 mm wide and 5 mm thick. From both side of each disc, nylon mesh was glued (grid size of 0.1 mm). Resin grains for capture of  $N_{\min}$  are called ion exchange resin (IER). Mixed IER was used for this experiment. This IER consists of cation exchange resin (CER for capturing  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ) and anion exchange resin (AER – for capturing  $\text{NO}_3^- - \text{N}$ ) in ratio 1:1.

**Fig. 1** Plastic disc with IER



Discs with IER represent a cheap and undemanding method that was firstly described by BINKLEY, MATSON (1983). Discs were placed into the soil to different depths (20 and 50 cm) for a certain period. After removal from the soil, the discs were analysed in the laboratory according NOVOSADOVÁ (2011): For the quantification of nitrogen ions trapped by the resin, the IER were dried at room temperature. Absorbed  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  and  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  were eluted from IER using 100 ml 1.7 M NaCl and determined by distillation and titration method (Peoples *et al.* 1989). The results obtained from the discs with IER were expressed in mg of  $N_{\min}$  per  $\text{m}^2$  of soil. Discs were exposed during two vegetation-free periods in 2008 and in 2009.

**Fig. 2** Application of IER discs into soil



## Statistical analysis

Potential differences in values of leached  $N_{min}$  were analysed by one-way analysis of variance (ANOVA,  $P < 0.05$ ) in combination with the Tukey's test. All analyses were performed using Statistica 10 software.

## RESULTS AND DISCUSSION

Arable farming is a major agricultural system in the EU although there are big problems associated with it such as soil erosion, leaching of nutrients, pollution of aquatic systems, etc. (STOATE, 2009). Nitrogen leaching from arable land is said to be a diffuse source of nitrogen and therefore might be difficult to measure it. Nitrate has always been leaching out of soils but in pristine conditions before agriculture was industrialized, there were many spots in the landscape acting as natural retention spots for nitrate e.g. lakes, wetlands and mires. The amount of nitrate that is leached out from an agricultural soil is dependent on abiotic factors such as soil type characteristics, soil water content and precipitation patterns. Nitrate movement in a field is a very complex system but one can see that the rate of flow is higher in a sandy soil versus a clay soil (NANOS, 2011). Balancing the amount of N is needed for optimum plant growth while minimizing the  $NO_3^-$ -N transported to ground and surface waters remains a major challenge for everyone attempting to understand and improve agricultural nutrient use efficiency (DINNES, 2002).

The Table 1 and Table 2 present the values of the capture of two basic forms of  $N_{min}$  leached from the experimental areas. It is a nitrate ( $NO_3^-$ -N) and the ammonium nitrogen ( $NH_4^+$ -N).

**Tab. 1** Detection of nitrate and ammonium nitrogen at a depth of 20 cm

Variants	$NO_3^-$ -N	$NH_4^+$ -N	20 cm (mg/m <sup>2</sup> )
Control 2008	87.97	67.58	
Catch crop 2008	55.23	59.40	
Control 2009	37.74	26.30	
Catch crop 2009	24.35	29.47	

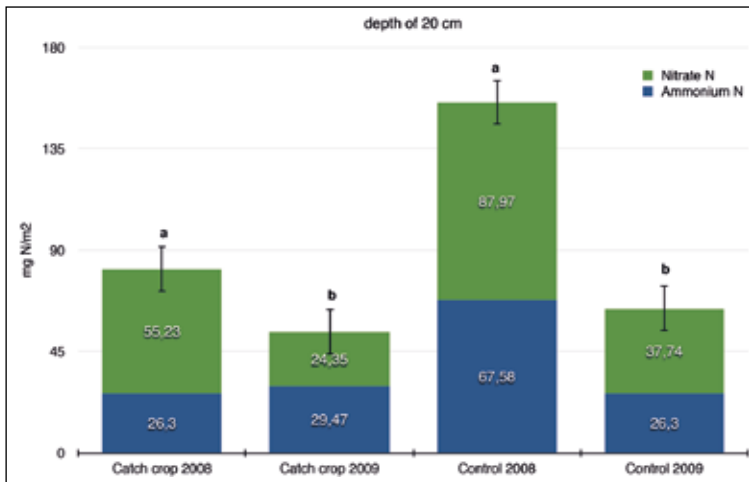
Tab. 2 Detection of nitrate and ammonium nitrogen at a depth of 50 cm

Variants	$NO_3^-$ -N	$NH_4^+$ -N	50 cm (mg/m <sup>2</sup> )
Control 2008	31.39	44.86	
Catch crop 2008	20.26	53.22	
Control 2009	46.50	17.88	
Catch crop 2009	28.71	26.93	

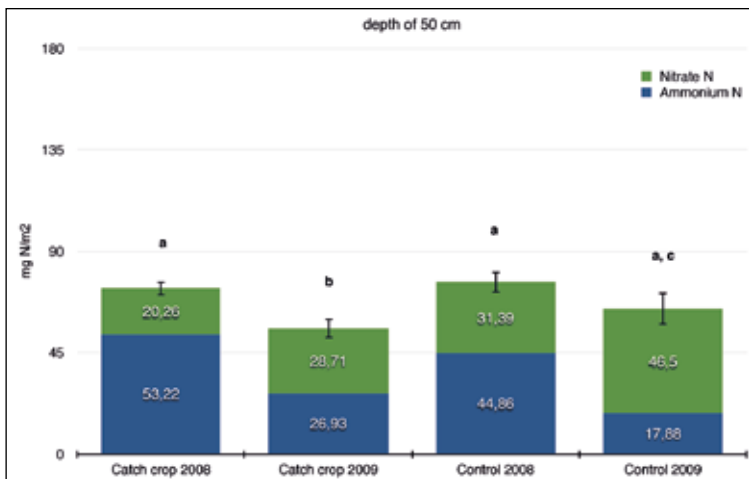
The found values of  $N_{min}$  leaching (Table 1 and 2, Fig. 3 and 4) must be interpreted with caution because they are the first results of long-term experiment. The Figure 1 shows a sig-

nificant difference ( $P < 0.05$ ) in leaching of  $N_{min}$  from the upper part of soil profile (0–20 cm) between the variant with addition of catch crop and without catch crop in crop rotation. The highest loss of  $N_{min}$  was always found in variant without catch crop – control (2008: 155.55  $mg/m^2$ ; 2009: 64.04  $mg/m^2$ ). Moreover in the bottom part of the soil profile (20–50 cm), the significant highest values of  $N_{min}$  leaching were again detected in control variant (2008: 76.25  $mg/m^2$ ; 2009: 64.38  $mg/m^2$ ).

**Fig. 3** The movement of soil mineral nitrogen in the form of ammonia and nitrate nitrogen from the upper soil horizons to depth of 20 cm for the period 2008/2009 (mean values  $\pm$  SD,  $n = 3$ , different letters indicate a significant differences)

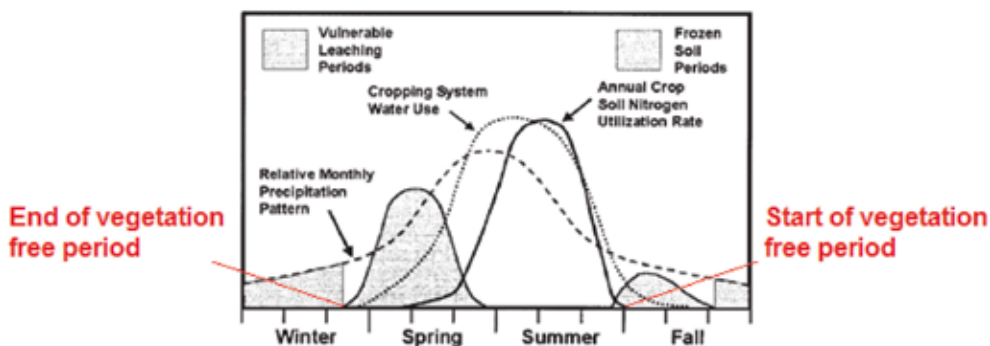


**Fig. 4** The movement of soil mineral nitrogen in the form of ammonia and nitrate nitrogen from the upper soil horizons to depth of 50 cm for the period 2008/2009 (mean values  $\pm$  SD,  $n = 3$ , different letters indicate a significant differences)



The above results of  $N_{\min}$  leaching confirm that loss of  $N_{\min}$  was significantly decreased by cultivation of catch crop (*Phacelia tancetifolia*). Variant with catch crop showed lower amount of  $N_{\min}$  loss in both years (2008 and 2009) compared to control variant without. The sum of captured ammonium and nitrate ions ( $N_{\min}$ ) in ion exchange resins is directly proportional to the ability of retention given key nutrient in its own environment (NOVOSADOVÁ *et al.* 2011). Therefore, we conclude that cultivation of catch crop positively influences development of organic-mineral soil complex, which is necessary for uptake and utilization of nitrogen in soil. This results in decrease in leaching of  $N_{\min}$ , but only during vegetation free period. The potential for retention of  $N_{\min}$  during vegetation free period is shown in the Figure 5.

**Fig. 5** General seasonal patterns for precipitation, N uptake rate by a corn crop, cropping system water use, and periods potentially for nitrate-N leaching from mid-western corn production (DINNES, 2002)



DINNES (2002) draws to the attention to the fact that this period is very risky because unprotected soil is very vulnerable to loss of nitrogenous substances. Consider the Figure 3, cultivation of catch crops represents a suitable method that can complement other measures in order to prevent leaching of  $N_{\min}$ . Positive influence of catch crop cultivation on soil properties, content of soil organic matters in soil and loss of nutrients from soil were confirmed by (THORUP-KRISTENSEN *et al.* 1994 and 2001; BERNTSEN *et al.* 2006 and ASKEGAARD *et al.* 2008).

## CONCLUSION

Cultivation of catch crop(s) represents new opportunity to mitigate the negative influences of extensive agriculture. Our contribution presents first results of field experiment and therefore must be interpreted with caution. The above results indicate that cultivation of catch crop has positive influence on a decrease in leaching of mineral nitrogen and on increase of soil fertility (more nutrients remain in the soil). Based on these results, we conclude that cultivation of *Phacelia tancetifolia* (during vegetation-free period) can be used as a soil-protecting biotechnology in protective zones of drinking water sources.

## Acknowledgment

This work was supported by the IGA - Internal Grant Agency Faculty of Agronomy MENDELU No. IP 19/2014 and by the National Agency for Agricultural research (NAZV), project: The possibilities for retention of reactive nitrogen from agriculture in the most vulnerable infiltration area of water resources, registration no. QJ 122007.

## REFERENCES

- ASKEGAARD M., J. ERIKSEN. Residual effect and leaching of N and K in cropping systems with clover and ryegrass catch crops on a coarse sand. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 123, 2008, no. 1–3, s. 99–108. DOI: 10.1016/j.agee.2007.05.008
- BERNTSEN, J., J. E. OLESEN, B. M. PETERSEN and E. M. HANSEN. Long-term fate of nitrogen uptake in catch crops. *European Journal of Agronomy*, vol. 25, 2006, no. 4, s. 383–390. DOI: 10.1016/j.eja.2006.07.006
- BRANT, V. *Meziplodiny*. České Budějovice: Kurent, 2008. 86 s. ISBN 978–80-87111–10-9.
- Di H. J., K. C. CAMERON. Nitrate leaching and pasture production from different nitrogen sources on a shallow stoney soil under flood-irrigated dairy pasture. *Australian Journal of Soil Research*, vol. 40, 2002, no. 2, s. 317–334. DOI: 10.1071/SR01015.
- DINNES, L. D., D. L. KARLEN, D. B. JAYNES, T. C. KASPAR, J. L. HATFIELD, T. S. COLVIN and C. A. CAMBARDELLA. *Nitrogen management strategies to reduce nitrate leaching in tile-drained Midwestern soils*. Nebraska (USA): USDA Agricultural Research Service/UNL Faculty – Lincoln, Nebraska, 2002. 21 s.
- ELBL, J., L. PLOŠEK, A. KINTL, J. PŘICHYSTALOVÁ, J. ZÁHORA and J. K. FRIEDEL. The effect of increased doses of compost on leaching of mineral nitrogen from arable land. *Polish Journal of Environmental*, vol. 23, 2014a, no. 3, s. 697–703.
- ELBL, J., K. ZÁKOUTSKÁ, J. ZÁHORA, P. OPPELTOVÁ, A. KINTL and L. PLOŠEK. Determination of nitrate nitrogen in surface water: comparison of distillation-titration and spectrophotometric methods. *Ad Alta*, vol. 4, 2014, no. 1, s. 86–89.
- FAGERIA, N. *The role of plant roots in crop production*. Boca Raton: CRC Press, c2013. 451 s. ISBN 978–1-4398–6737-2.
- MOLINUEVO-SALCES, B., S. U. LARSEN, B. K. AHRING and H. UELLEND AHL. Biogas production from catch crops: Evaluation of biomass yield and methane potential of catch crops in organic crop rotations. *Biomass and Bioenergy*, vol. 59, 2013, s. 285–292. DOI: 10.1016/j.biombioe.2013.10.008.
- NANOS, T. *Water balance and nitrate leaching from arable land in a changed climate – A model study*. Upsala: Swedish University of Agricultural Sciences, 2011. 63 s.
- NOVOSADOVÁ, I., J. ZÁHORA and D. R. SINOGA. The availability of mineral nitrogen in mediterranean open steppe dominated by *Stipa tenacissima* L. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, vol. 59, 2011, no. 5, s. 187–192.
- PEOPLES, M. B., A. W. FAIZAH, B. BERKASEM and D. F. HERRIDGE. *Methods for evaluating nitrogen fixation by modulated legumes in the field*. Canberra: Australian Centre for International Agricultural Research, 1989. 81 s. ISBN 0949511–90-0.
- SALT, D. E., R. D. SMITH and I. RASKIN. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, vol. 49, 1998, s. 643–668. DOI: 10.1146/annurev.arplant.49.1.643.
- SIMMELSGAARD, S. E., D. L. DEB, S. K. TYAGI and E. M. HANSEN. The effect of crop, N-level, soil type and drainage on nitrate leaching from Danish soil. *Soil Use and Management*, vol. 14, 1998, no. 1, s. 30–36. DOI: 10.1111/j.1475–2743.1998.tb00607.x.
- STOATE, C., A. BÁLDI, P. BEJA, N. D. BOATMAN, I. HERZON, A. VAN DOORN, G. R. DE SNOO, L. RAKOSY and C. RAMWELL. Ecological impacts of early 21<sup>st</sup> century agricultural change in Europe – A review. *Journal of Environmental Management*, vol. 91, 2009, no. 1, s. 22–46. DOI: 10.1016/j.jenvman.2009.07.005.
- THORUP-KRISTENSEN, K. The effect of nitrogen catch crop species on the nitrogen nutrition of succeeding crops. *Fertilizer Research*, vol. 37, 1994, no. 3, s. 227–234. DOI: 10.1007/BF00748941.
- THORUP-KRISTENSEN, K. Are differences in root growth of nitrogen catch crops important for their ability to reduce soil nitrate-N content, and how can this be measured? *Plant and Soil*, vol. 230, 2001, no. 2, s. 185–195.
- TILMAN, D., K. G. CASSMAN, P. A. MATSON, R. NAYLOR and S. POLASKY. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, vol. 418, 2002, no. 6898, s. 671–677. DOI: 10.1038/nature01014.
- WOLF, B. and G. H. SNYDER. *Sustainable soils: the place of organic matter in sustaining soils and their productivity*. New York: Food Products Press, c2003. 352 s. ISBN 1–560-22917–9.

# AKTUÁLNY STAV A VÝVOJ VLASTNOSTÍ PŮD SLOVENSKA VO VZŤAHU K ICH OCHRANE A ĎALŠIEMU VYUŽÍVANIU

## CURRENT STATUS AND DEVELOPMENT OF SOIL PROPERTIES IN SLOVAKIA IN RELATION TO THEIR CONSERVATION AND FURTHER USE

Jozef Kobza

*Národné poľnohospodárske a potravinárske centrum – Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Bratislava – Regionálne pracovisko, Mládežnícka 36, 974 04 Banská Bystrica, Slovenská republika  
National Agricultural and Food Centre – Soil Science and Conservation Research Institute, Bratislava - Regional working place, Mládežnícka 36, 974 04 Bratislava, Slovak Republic  
e-mail: j.kobza@vupop.sk*

### Abstrakt

V príspevku je hodnotený vývoj vlastností pôd Slovenska podľa konkrétnych ohrození pôd (salinizácia a sodifikácia, kontaminácia pôd, úbytok pôdnej organickej hmoty, kompakcia a erózia). Boli sledované a hodnotené základné vlastnosti pôd – pH, výmenný Al, elektrická vodivosť E<sub>Ce</sub>, obsah výmenného Na v sorpčnom komplexe (ESP), celkový obsah solí, C<sub>ox</sub>, C<sub>HK</sub>/C<sub>FK</sub>, N<sub>t</sub>, fyzikálne vlastnosti – objemová hmotnosť, pórovitosť, ako aj rizikové prvky v zmysle zákona 220/2004 Z.z., resp. Vyhlášky MPRV SR č. 59 z roku 2013. Boli použité jednotné analytické metódy podľa Kolektív (2011). Počas sledovaného obdobia bol zistený úbytok makroelementov (P a K) o 10–30%, taktiež mierny úbytok pôdneho humusu, pričom v poslednom období dochádza k jeho určitej stabilizácii až k miernemu nárastu. Zreteľné sú aj procesy kompakcie a erózie pôd. Nedošlo však k preukaznej zmene v obsahu rizikových prvkov, a to ani v priemyselných oblastiach, kde sa emisná situácia predsa len za posledných 20 rokov zlepšila.

**Kľúčové slová:** monitoring pôd, kontaminácia pôd, acidifikácia, salinizácia a sodifikácia pôd, kompakcia, erózia.

### Abstract

Development of soil properties in Slovakia according to main threats to soil (salinization and sodification, soil contamination, decline in soil organic matter, soil compaction and erosion) is evaluated in this contribution. The basic soil properties (pH, exchangeable Al, electrical conductivity / E<sub>Ce</sub>, exchangeable sodium percentage (ESP), total content of salts, C<sub>ox</sub>, C<sub>HA</sub>/C<sub>FA</sub>, N<sub>t</sub>, physical properties / bulk density, porosity, as well as risk trace elements according to Act 220/2004 Coll, resp. Decree n. 59 from 2013 year have been measured and evaluated. The unified chemical and physical procedures were used according to work by COLLECTIVE (2011). It was determined decrease of available nutrients (P and K) about 10–30%, slight decrease of soil organic matter with its stabilization, resp. slight increase during last period. In addition, the



processes of soil compaction and erosion are significant. On the other hand, the content of risk trace elements in soil is practically without significant change also in industrial areas where emission situation has been improved during last 20 years.

**Keywords:** soil monitoring, soil contamination, acidification, salinization and sodification, decline in soil organic matter, soil compaction, erosion.

## ÚVOD

Pôdy – individuálne jednotky pôdneho pokryvu – sú variabilné polychrónne a polygenetické útvary s veľkou schopnosťou odrazu (v zmysle teórie odrazu). Sú výsledkom dlhodobého vývoja a genézy. Počas tohto vývoja nadobudli určité znaky a vlastnosti, ktoré sú pre konkrétne pôdy viac alebo menej charakteristické, pričom tento ich „prirodzený“ vývoj stále prebieha.

Viac charakteristické znaky a vlastnosti sa dotýkajú tých pôd, ktoré vo svojom vývoji dosiahli štádium klimaxu, ich ďalší vývoj je značne pomalý. V zmysle moderných teórií vývoja otvorených systémov treba klimaxové štádium vo vývoji pôd chápať ako fázu dosiahnutia dynamickej rovnováhy, pri ktorej každý pôdny predstaviteľ získava aj vlastnosť invariantnosti – t. j. stability niektorých vlastností i napriek zmenám, ktorými táto pôda prechádza.

Menej charakteristické znaky a vlastnosti súvisia s recentným až subrecentným vývojom pôd. Za takéto môžeme vo všeobecnosti pokladať iba tie pôdy alebo časti ich profilu, ktoré sú výsledkom pôsobenia takej interakcie pôdnych faktorov, ktorá je v určitej lokalite a časovo nadväzná na súčasnú. Pojem recentná pôda musíme vzťahovať na konkrétnu lokalitu i taxón klasifikácie pôd, pretože rôzne typy pôd reagujú svojím vývojom na meniace sa interakcie pôdotvorných faktorov rôzne.

Okrem prirodzeného vývoja pôd, kedy pôdy nadobúdajú určité vlastnosti, k uvedeným vývojovým tendenciám pristupuje navyše aj vplyv človeka, teda predovšetkým vplyv rôzneho hospodárskeho využívania a technológií, ktorý viac alebo menej rušivo zasahuje do prirodzeného vývoja pôd a zároveň viac alebo menej ovplyvňuje ich vlastnosti. I keď vplyv človeka na pôdu je pomerne starého dáta (prvé poľnohospodárske ekumény vznikli ešte koncom atlantika a začiatkom subboreálu – t. j. asi pred 5000 rokmi), výraznejšie sa začal prejavovať až v poslednom storočí (najmä formou intenzívnej poľnohospodárskej a priemyselnej činnosti). Tento vplyv človeka sa môže prejavovať v kladnom, ale i v negatívnom zmysle a často ovplyvňuje prirodzený vývoj pôd a ich vlastností aspoň v časti ich profilu. Výsledkom takéhoto antropogénneho pôsobenia je často zmena prirodzených vlastností pôd, v ojedinelých prípadoch môže dôjsť i k pretvoreniu pôd. Antropogenizáciou pôd sú výraznejšie ovplyvňované vrchné orníčné a podorníčné vrstvy, spodné si dlho udržiavajú pôvodné vlastnosti podmienené prirodzeným vývojom. Samozrejme umelo vytvorené pôdy a sedimenty človekom predstavujú osobitnú kapitolu.

V súčasnosti si pripomínáme už 20ročné jubileum realizácie komplexného monitoringu pôd na Slovensku. V tomto príspevku sa venujeme vývoju vlastností pôd najmä po roku 1990 na základe dosiahnutých výsledkov celoslovenského monitoringu pôd. Ide už prakticky o obdobie 2 dekád, za ktoré možno pozorovať už určité zmeny vo využívaní pôdneho fondu.

Všeobecne sa znížili úrody poľnohospodárskych plodín (v porovnaní s obdobím pred rokom 1990) pri obmedzení nákladov vstupov do pôdy, narušili sa pôvodné osevné postupy, zvyšuje sa plocha pestovaných plodín v monokultúre, pribúda spustnutých pôd (do 500 tis. ha), ktoré sa v minulosti prevažne poľnohospodársky využívali, pestujú sa energetické dreviny na ornej pôde, budujú sa snečné kolektory, veterné elektrárne, poľnohospodárska pôda, často úrodná sa neustále zaberá (v súčasnosti priemerne u nás do 10 ha denne). Uvedené skutočnosti navyše ovplyvňuje globálna klimatická zmena, čo sa prejavuje v nevyváženom režime sucha a vlhka. Výsledkom takýchto rýchlych zmien hospodárskeho využívania pôdy sa prejavuje vo forme tzv. fenoménov, ktoré môžu byť na prvý pohľad vizuálne pozorovateľné, ale vo väčšej miere sú voľným okom nepozorovateľné a dajú sa identifikovať len laboratórne.

## MATERIÁL A METÓDY

V príspevku sme vychádzali z podkladov permanentného systému monitorovania pôd na Slovensku. Boli sledované a hodnotené základné parametre vlastností pôd, ktoré sa vzťahujú ku konkrétnym ohrozeniam pôdy (acidifikácia, salinizácia a sodifikácia, kontaminácia, úbytok pôdnej organickej hmoty, kompakcia a erózia pôd). Analýzy boli vykonané na pracovisku laboratórnych činností pri VÚPOP v Bratislave podľa jednotných pracovných postupov rozborov pôd (KOLEKTÍV, 2011). Dosažené výsledky boli spracované a vyhodnotené podľa zaužívaných štatistických postupov.

## VÝSLEDKY A DISKUSIA

### Salinizácia a sodifikácia pôd

Salinizácia je proces akumulácie neutrálnych sodných solí v pôde, predovšetkým chloridu sodného ( $\text{NaCl}$ ) a síranu sodného ( $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ). Indikátorom procesu salinizácie je jednak celkový obsah rozpustných solí v pôde a jednak merná elektrická vodivosť nasýteného extraktu pôdy (ECe) (HRAŠKO *et al.* 1962).

Sodifikácia je proces viazania výmenného sodíka na sorpčný komplex pôd. Tento proces je podmienený prítomnosťou alkalických solí v pôde, predovšetkým uhličitanu sodného ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ), hydrogénuhličitanu sodného ( $\text{NaHCO}_3$ ) a kremičitanu sodného ( $\text{Na}_2\text{SiO}_3$ ). Indikátorom procesu sodifikácie je jednak obsah výmenného sodíka v sorpčnom komplexe (ESP) a jednak pôdna reakcia (pH) (SOTÁKOVÁ, 1988, VALLA *et al.* 1983).

Nami doteraz získané poznatky z vývoja vlastností solných pôd potvrdzujú súčasne prebiehajúce procesy salinizácie a sodifikácie pôd, pričom proces sodifikácie je dominantný. Zároveň nami dosiahnuté výsledky meraní dovoľujú konštatovať, že procesy salinizácie a sodifikácie prebiehajú od substrátových horizontov smerom k povrchu pôdy, pričom tento vývoj je zreteľnejší v pôdach so slabým až stredným vývojom solných pôd.

## Kontaminácia pôdy

Tieto sú výsledkom intenzity pôsobenia zdrojov kontaminácie. Môže ísť o antropogénne alebo geogénne zdroje, prípadne i zmiešané. Vysoký obsah rizikových prvkov nemusí ešte spôsobovať zmeny v morfológii pôdneho profilu (dajú sa zistiť len analyticky), avšak v bezprostrednom dosahu zdrojov kontaminácie (priemyselné areály, skládky, odpady, smetiská) môže dôjsť k výraznejším zmenám aj v morfológických vlastnostiach pôd.

Vývoj kontaminácie pôd po roku 1993 je len veľmi pozvoľný bez výraznejších zmien, treba však dodať, že tie pôdy, ktoré boli už v minulosti kontaminované, sú kontaminované aj v súčasnosti. To je zásadný rozdiel od ostatných zložiek prírodného prostredia (napr. ovzdušie, voda), kde je často ich hygienický stav v súčasnosti už vyhovujúci, v pôdach nepriaznivý stav pretrváva oveľa dlhšie. Je preto veľmi dôležité znečisťovaniu pôd predchádzať, pretože ozdravenie pôd je dlhodobý a finančne nákladný proces, nehovoriac o kvalite rastlinnej produkcie. Treba však zdôrazniť, že výrazne prevládajúca časť našich poľnohospodárskych pôd je hygienicky nezávadná (takmer 99 % poľnohospodárskeho pôdneho fondu). Zostávajúca časť kontaminovaných pôd je viazaná prevažne na oblasti priemyselnej činnosti a najmä jej staré záťaže a oblasti vplyvu tzv. geochemických anomálií (najmä niektoré horské a podhorské oblasti prevažne pod extenzívnymi trávnyimi porastmi a lesmi).

Na základe doterajších zistení možno konštatovať, že v priebehu doterajšieho monitorovania nastalo v ornici poľnohospodárskych pôd k miernemu nárastu obsahu kadmia, medi, chrómu a olova. Nebol však zaznamenaný významný štatistický rozdiel pri hodnotení uvedených prvkov. Zaznamenaný bol zvýšený obsah kadmia a olova vo fluvizemiach, čo je spôsobené akumuláciou týchto prvkov vo fluviálnych sedimentoch jednak z okolitého prostredia, ale aj zo vzdialenejších oblastí. Zvýšený bol aj obsah kadmia v rendzinách, pričom k jeho kumulácii napomáha organická hmota a neutrálna pôdna reakcia, pri ktorej je tento prvok menej pohyblivý.

V porovnaní so začiatkom monitorovania pôd na Slovensku (rok 1993) najnovšie zistené hodnoty koncentrácií sledovaných rizikových prvkov v poľnohospodárskych pôdach boli štatisticky nevýznamné. To znamená, že pôdy, ktoré boli kontaminované už v minulosti, sú stále kontaminované aj v súčasnosti, a preto je potrebné ich aj v budúcnosti neustále monitorovať.

## Pôdna organická hmota (POH)

Vývoj obsahu POH je len čiastočne pozorovateľný vizuálne (zvyšujúca sa svetlosť A horizontov), prevažne však ich možno posudzovať laboratórne. Po počiatočnom miernom poklese organického uhlíka (C<sub>ox</sub>) zisťujeme neskôr jeho nárast, a to prakticky na všetkých orných pôdach, čo môže súvisieť s dotačnou politikou štátu na zvyšovanie obsahu organických látok v pôde prostredníctvom kvalitných organických hnojív. Určitý význam tu má aj zatrávňovanie orných pôd. Zmeny v hodnotách celkového obsahu dusíka (Nt) sú zatiaľ minimálne. Na základe nami dosiahnutých výsledkov môžeme konštatovať, že obsah pôdnej organickej hmoty na orných pôdach a pod trávnyimi porastmi sa v súčasnom období udržiava na úrovni charakteristickej pre daný pôdny typ a využitie. Kvalitatívne parametre pôdneho humusu (C<sub>HK</sub>/

$C_{FK}$ ) vykazujú určitú variabilitu v časovej následnosti, ich amplitúdy zatiaľ nevykazujú žiadnu charakteristickú tendenciu. Vývoj hodnôt parametrov chemickej štruktúry najvýznamnejšej zložky pôdneho humusu, humínových kyselín mal značne kolísavý charakter, avšak jednotlivé hodnoty sa udržiavajú na úrovni charakteristickej pre daný pôdny typ.

### Kompakcia pôdy

Z hľadiska pôvodu môže byť kompakcia v zásade primárna (podmienená prirodzenými vlastnosťami pôdy – napr. hlinito-ílovité až ílovité pôdy) a sekundárna (vplyv človeka), najmä prejazdy ťažkých mechanizmov. V praxi sa často vyskytuje ich kombinácia. Čo sa týka sekundárnej kompaktie, tento jav je typický všade tam, kde sa používa ťažká mechanizácia, najmä pri nevhodnej vlhkosti pôdy (optimálna vlhkosť pôdy pre obhospodarovanie sa pohybuje v rozpätí 25 – 30%), prípadne tam, kde sa dlhodobo nemení hĺbka orby, čím vzniká tzv. podorničná podlaha. Na Slovensku evidujeme aktuálne 200 tis. ha zhutnených pôd a 500 tis. ha potenciálne zhutnených pôd. Kompakcia ako primárna, tak aj sekundárna znižuje infiltráciu zrážkovej vody, čo má za následok nielen zvýšenie povrchového odtoku a eróziu pôdy, ale najmä progresívnu tendenciu negatívnej bilancie vody v pôde (Obr. 1).

**Obr. 1** Kompakcia pôd je stále častým javom najmä na orných pôdach



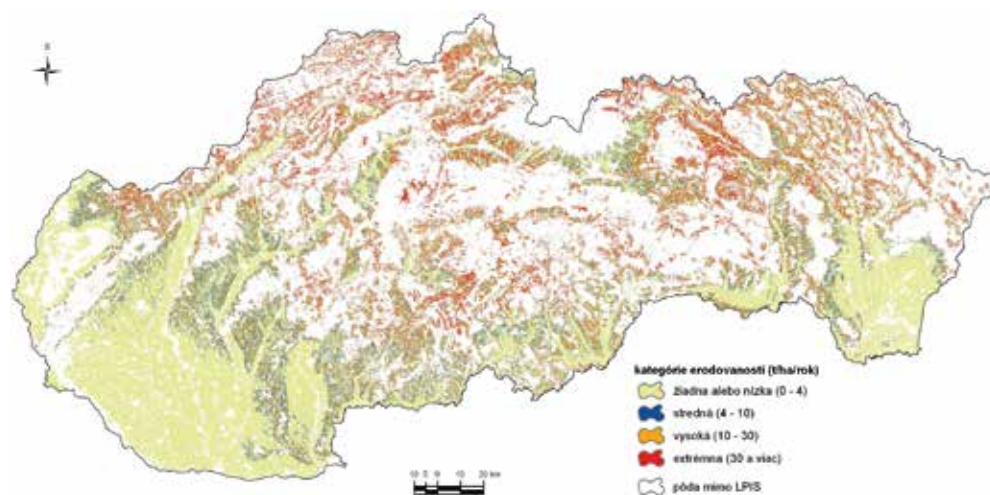
### Erózia pôdy

Erózia je ireverzibilný proces, kedy dochádza k negatívnym zmenám základných pôdnych parametrov, čoho výsledkom je významné zníženie úrodnosti pôdy. Rôzne formy, ako aj intenzita erózie vo forme rôznych rýh a výmoľov je dobre viditeľná, najmä keď je pôda bez porastu. Fenomény, ktoré tu vznikajú, sú na rozdiel od predchádzajúcich fenoménov nevrátneho charakteru. Dochádza k trvalej strate vrchnej kultúrnej vrstvy, na povrch sa dostávajú

spodné, menej úrodné vrstvy. Dochádza taktiež k výraznej strate pôdnej organickej hmoty i k zhoršovaniu fyzikálnych parametrov. Spôsob ochrany spočíva v protieróznej agrotechnike, osevných postupoch, ako aj v protieróznom usporiadaní pôdneho fondu. Intenzitu erózie pôdy sledujeme pravidelne v 5ročných cykloch na 20 vybraných transektoch. Recentná erózia, ktorá prebieha na konkrétnych lokalitách v poslednom období, bola vyhodnotená na základe stanovenia priestorovej aktivity rádioaktívneho izotopu  $^{137}\text{Cs}$  v pôdnych profiloch jednotlivých častí záujmového územia. Aktivita izotopu cézia bola v niektorých prípadoch zaznamenaná až do hĺbky 0,50 m, čo potvrdzuje výraznú akumuláciu pôdnych častíc pretransportovaných vplyvom vodnej erózie po svahu.

Plošné výmery jednotlivých kategórií erodovanosti boli vygenerované aplikovaním erózneho predikčného modelu Univerzálnej rovnice straty pôdnej hmoty – USLE (WISCHMEIER, SMITH, 1978).

**Obr. 2.** Potenciálna vodná erózia na poľnohospodárskej pôde (STYK, PÁLKA, 2013)



**Tab. 1** Výmery kategórií potenciálnej vodnej erózie

Kategórie erodovanosti (strata pôdy)	Výmera v ha	% z PP
Žiadna, alebo nízka (0–4 t/ha/rok)	1 461 430	60,85
Stredná (4–10 t/ha/rok)	247 855	10,32
Vysoká (10–30 t/ha/rok)	355 210	14,79
Extrémna (viac ako 30 t/ha/rok)	337 198	14,04
<b>Spolu</b>	<b>2 401 693</b>	<b>100</b>

Poľnohospodárska pôda potenciálne ohrozená procesmi vodnej erózie predstavuje 39,15% z aktuálnej výmery poľnohospodárskej pôdy Slovenska (Tab. 1, Obr. 2), čo v plošnom vyjadrení činí 940 263 ha. Erózia je proces, ktorý tu s väčšou alebo menšou intenzitou neustále prebieha, a preto ho treba neustále monitorovať.

## ZÁVER

Vývoj vlastností pôd odzrkadľuje jednak ich genézu, ako aj ich spôsob obhospodarovania a využívania. Najmä po 2. svetovej vojne nastal v našich podmienkach silný industrializačný efekt, ako aj postupná intenzifikácia poľnohospodárskej výroby spojená so sceľovaním pozemkov, nastal silný boom vo výrobe a aplikácii priemyselných hnojív a vápenatých hmôt. Obdobie po roku 1990 je charakterizované postupnou konverziou priemyselnej výroby, znižovania emisií, taktiež sa však výrazne znížili dávky priemyselných hnojív i vápenatých hmôt, narušila sa aj koncepcia štruktúry osevu, zvýšili sa plochy monokultúr a pod. Tieto skutočnosti sa prejavili aj pri sledovaní a hodnotení vývoja vlastností pôd: znížil sa obsah prístupných živín v pôde – najmä fosforu a draslíka, na kyslých pôdach v dôsledku chýbajúceho vápnenia dochádza k postupnému zakysľovaniu pôd, neznížil sa však výraznejšie obsah rizikových prvkov v pôdach, a to ani v priemyselných oblastiach, kde sa emisná situácia predsa za posledných 20 rokov zlepšila. To znamená, že tie pôdy, ktoré boli kontaminované už v minulosti, sú kontaminované aj v súčasnosti.

Bolo zistené, že v našich podmienkach súčasne prebieha salinizácia a sodifikácia, pričom sa ukazuje, že proces sodifikácie je výraznejší a dominantný. Z hľadiska rizikovosti vzniku rozširovania a rozvoja solných pôd charakterizovaného chemickým zložením podzemných vôd, je takéto riziko najreálnejšie na dolnej časti Žitného ostrova v úseku Zlatná na Ostrove – Komárno. Svedčia o tom vyššie hodnoty elektrickej vodivosti a vysoká mineralizácia podzemných vôd.

Na väčšine monitorovacích lokalít sme zaznamenali v poslednom období určitú stabilizáciu pôdneho organického uhlíka, pričom nebol zistený trend v znížení kvalitatívnych parametrov (HK/FK,  $Q^4$ ) pôdneho humusu. Vývoj hodnôt parametrov chemickej štruktúry má kolísavý charakter, jednotlivé hodnoty sa udržiavajú na úrovni charakteristickej pre daný pôdny typ, čo znamená, že sú viac limitované genézou pôdy.

Fyzikálna degradácia pôd (kompakcia a erózia pôd) patrí v súčasnosti medzi najintenzívnejšie degradačné procesy (kompakciou je ohrozených takmer 30% poľnohospodárskych, prevažne orných pôd a eróziou pôd je ohrozených takmer 40% poľnohospodárskych pôd), a preto ich bude potrebné i naďalej monitorovať.

Okrem uvedených degradačných procesov v zmysle návrhu EK (VAN-CAMP *et al.* 2004) sledujeme pravidelne aj acidifikáciu pôd a obsah prístupných živín (P, K, Mg), kde najmä pri fosfore a draslíku zisťujeme za posledných 20 rokov úbytok v priemere o 10 až 30 %. V poslednom období (od roku 2010) sme sa začali venovať taktiež problematike vývoja pôd, na ktorých sa pestujú energetické plodiny a dreviny a taktiež spustnutým pôdam. Do okruhu sledovania sme dodatočne zaradili aj rašeliny (slatinného, vrchoviskového, ako aj prechodného typu). Aktuálny stav a vývoj vlastností pôd podľa uvedených ohrození spolu aj s návrhom regulačných opatrení sú detailne rozpracované v novej publikácii Monitoring pôd SR, ktorá vyšla v našom Edičnom stredisku (NPPC – VÚPOP Bratislava) pri príležitosti už 20ročného jubilea realizácie komplexného monitoringu pôd SR práve tohto roku (KOBZA *et al.*, 2014).

## LITERATÚRA

- HRAŠKO, J., ČERVENKA, L., FACEK, Z., KOMÁR, J., NĚMEČEK, J., POSPÍŠIL, F., SIROVÝ, V. 1962. *Rozbory pôd*. Bratislava: SVPL. 342 s.
- KOBZA, J. 2001. Vývoj spustnutých pôd. *Vedecké práce Výskumného ústavu pôdoznanectva a ochrany pôdy* č. 24. Bratislava: VÚPOP, 2001, s. 33–38. ISBN 80–85361-95–7.
- KOBZA, J., BARANČÍKOVÁ, G., ČUMOVÁ, L., DODOK, R., HRIVŇÁKOVÁ, K., MAKOVNÍKOVÁ, J., NÁČINIÁKOVÁ-BEŽÁKOVÁ, Z., PÁLKA, B., PAVLENDÁ, P., SCHLOSSEROVÁ, J., STYK, J., ŠIRÁŇ, M., TÓTHOVÁ, G. 2009. *Monitoring pôd SR. Súčasný stav a vývoj monitorovaných vlastností pôd ako podklad k ich ochrane a ďalšiemu využitiu (2002–2006)*. Bratislava: VÚPOP, 2009. 196 s. ISBN 978–80-89128–54-9.
- KOBZA, J., BARANČÍKOVÁ, G., HRIVŇÁKOVÁ, K., MAKOVNÍKOVÁ, J., NOVÁKOVÁ, K., PÁLKA, B., SCHLOSSEROVÁ, J., STYK, J., ŠIRÁŇ, M. 2010. *Komplexné zhodnotenie aktuálneho stavu senzitivných území vplyvu magnezitových závodov (Jelšava-Lubeník a Hačava) s dopadom na riešenie pôdoochranných opatrení*. Bratislava: VÚPOP, 2010. 94 s. ISBN 978–80-89128–77-8.
- KOBZA, J., BARANČÍKOVÁ, G., HRIVŇÁKOVÁ, K., MAKOVNÍKOVÁ, J., PÁLKA, B., STYK, J., ŠIRÁŇ, M. 2012. *Komplexné zhodnotenie aktuálneho stavu senzitivného územia Horná Nitra s dopadom na riešenie pôdoochranných opatrení*. Bratislava: VÚPOP, 2010. 94 s. ISBN 978–80-89128–77-8.
- KOBZA, J., BARANČÍKOVÁ, G., DODOK, R., HRIVŇÁKOVÁ, K., MAKOVNÍKOVÁ, J., PÁLKA, B., PAVLENDÁ, P., SCHLOSSEROVÁ, J., STYK, J., ŠIRÁŇ, M. 2014. *Monitoring pôd SR. Súčasný stav a vývoj monitorovaných vlastností pôd ako podklad k ich ochrane a ďalšiemu využitiu (2007–2012)*. Bratislava: NPPC-VUPOP, 2014. 252 s. ISBN 978–80-8163–004-0.
- KOLEKTÍV. 2011. *Jednotné pracovné postupy rozborov pôd*. Bratislava: VÚPOP, 2011. 136 s. ISBN 978–80-89128–89-1.
- MPSR. 2004. *Zákon č. 220/2004 Z. z. o ochrane a využívaní poľnohospodárskej pôdy. Príloha č. 2 pod čiastkou 96 zo dňa 28. 04. 2004*
- SOTÁKOVÁ, S. 1988. *Návody na cvičenia z geológie a pôdoznanectva*. Bratislava: Príroda.
- STYK, J., PÁLKA, B. 2013. *Správa o stave životného prostredia SR v roku 2013. Časť Pôda*. Bratislava: MŽP SR a Banská Bystrica: SAŽP, 2013, s. 56–60.
- VALLA, M., KOZÁK, J., DRBAL, J. 1983. *Cvičení z pôdoznanctví*. II. Praha: SPN.
- 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. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. 872 s.
- WISCHMEIER, W.H., SMITH, D.D. 1978. Predicting rainfall erosion losses – Guide to conservation planning. *Agricultural Handbook* 537. Washington: USDA, 1978. 58 s.

# ZAHRNUTIE VYBRANÝCH MIMOPRODUKČNÝCH FUNKCIÍ PÔDY DO HODNOTENIA BONITY PÔD (MODELOVÉ ÚZEMIE K. Ú. OBCE BIELOVCE)

## INCLUSION OF SELECTED NON-PRODUCTIVE FUNCTIONS OF THE SOIL INTO THE EVALUATION OF SOIL QUALITY (MODEL AREA IN CADASTRE OF THE MUNICIPALITY BIELOVCE)

**Marianna Kollárová**

*Univerzita Komenského v Bratislave, Prírodovedecká fakulta, Katedra pedológie, Mlynská dolina, 842 15 Bratislava 4, Slovenská republika*  
*Comenius University in Bratislava, Faculty of Natural Science, Department of Soil Science, Mlynská dolina, 84215 Bratislava 4, Slovak Republic*  
*e-mail: kollarovam@fns.uniba.sk*

### Abstrakt

Súčasnú finančnú ohodnotenie pôd sa odvíja od produkčnej funkcie, teda od systému bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek (BPEJ). Ostatné, ale však rovnako dôležité pôdne funkcie, pri hodnotení nie sú brané do úvahy. Príspevok sa zameriava na jeden z viacerých možných prístupov pre ohodnotenie vybraných štyroch mimoprodukčných funkcií a to: akumulčná, filtračná, transformačná a socioekonomická funkcia. Pre ich vyjadrenie boli použité viaceré publikácie, mapy s potrebnými údajmi z portálu [www.podnemapy.sk](http://www.podnemapy.sk) a výsledky z laboratórneho rozboru vzoriek odobratých na skúmanej lokalite, ktorou bolo katastrálne územie obce Bielovce. Touto metódou boli vybrané mimoprodukčné funkcie ohodnotené na takmer dvanásťnásobok hodnoty produkčnej funkcie. Týmto prístupom chcela autorka poukázať na nesmiernu dôležitosť funkcií, ktoré pôda vykonáva. Táto problematika je veľmi zaujímavá, bolo by potrebné jej venovať väčšiu pozornosť a do prepočtov je možné tvorivo zahrnúť rôzne inovatívne prístupy.

**Kľúčové slová:** produkčná funkcia, hodnotenie mimoprodukčných funkcií pôdy, cena pôdy

### Abstract

Current rating of land evaluation is derived from the production function of the soil, i.e. from the system of soil-ecological taxation units (BPEJ). Other relevantly important soil functions are not considered for soil evaluation system. This work is focused on one of several possible approaches to rate value of four non-productive functions of soil: accumulative, filtration, transforming, and socio-economic functions. Several works maps from [www.podnemapy.sk](http://www.podnemapy.sk), and results from laboratory analyses of field samples taken at the municipality Bielovce were



used. By using this method, the selected non-productive functions were evaluated almost as 12-times of the value of production function. The author emphasizes the importance almost all of functions that soil provides. This theme should be further studied and attention should be paid to various innovative approaches.

**Keywords:** production function, evaluation of non-production function of soil, value of soil

## ÚVOD

Pôda vytvára neobnoviteľný, resp. veľmi pomaly sa obnovujúci prírodný zdroj, ktorý bez pochyb slúži každému z nás, či už si to uvedomujeme, alebo nie. Obyvateľstvu zabezpečuje schopnosť produkovať plodiny, vytvára akumuláciu nádrží, filtruje a zadržiava rizikové prvky a organické polutanty, transformuje organické a anorganické látky na energie, transportuje, hromadí a reguluje biologicky aktívne látky v pôde a to najmä enzýmy, vitamíny a antibiotiká, dokáže regulovať zmeny pôdnej reakcie, asanuje, je zdrojom surovín, vytvára priestor pre ľudské aktivity, tvorí historické médium, spĺňa esteticko-krajinársku funkciu, atď.

Podľa DEMÁ *et al.* (1999) z hodnotenia rozsahu produkčných a ekologických funkcií našich pôd vyplýva, že výmera poľnohospodárskych, orných a lesných pôd na jedného obyvateľa je na hranici dostatočnosti. Každé jej zníženie môže začať ohrozovať ekonomický a eko-sociálny potenciál Slovenska. Za základný princíp trvalo udržateľného vývoja našej pôdy možno považovať udržanie jej súčasnej výmery, resp. zabránenie úbytkom pôdneho pokryvu SR. Každým trvalým záberom pôdy dochádza nielen ku strate produkčnej funkcie, ale aj k obmedzeniu, alebo úplnému zničeniu mimoprodukčných funkcií.

Cieľom príspevku je poukázať a zdôrazniť dôležitosť mimoprodukčných funkcií pôd a pokus o ich hodnotenia na základe monetárnej (peňažnej) funkcie.

## MATERIÁL A METÓDY

Ako záujmové územie bolo vybrané katastrálne územie obce Bielovce, ktorá sa nachádza na juhu levického okresu, 28 km od Levíc a 25 km od Šiah. Obec susedí s katastrom: Ipeľský Sokolec, Šalov a Pástovce a z južnej strany s Maďarskou republikou, kde hranicu medzi nimi tvorí rieka Ipeľ. Rozloha celého k. ú. Bielovce je 1138 ha, z toho lesné pôdy tvoria 13 ha, zastavané plochy 41 ha a vodné a ostatné plochy 16 ha (MEDERLY *et al.* 2008).

Bielovce sú intenzívne využívané ako poľnohospodársko-lesná krajina, pričom v krajine celkovo prevažuje veľkoplošná orná pôda (LAUKO *et al.* 2009). MEDERLY *et al.* (2008) uskutočnil prieskum pôdnych typov v k. ú. obci Bielovce a ich zastúpenie je: regozeme (25,2%), fluvizeme (19,9 %), hnedozeme (19,7 %), černozeme (18,5 %), čiernice (3,1 %), kambizeme (0,6 %), gleje (0,3 %), kultizeme (1,5 %), antrozeme (4,8%) a nevyvinuté a neplodné pôdy (5,5 %).

Pre vyjadrenie hodnoty produkčnej funkcie bol použitý súčasný systém bonitovaných

pôdno-ekologických jednotiek (BPEJ) a to pomocou stránky [www.podnemapy.sk](http://www.podnemapy.sk) a publikácií DŽATKO *et al.* (2009). Pre vyjadrenie hodnoty mimoprodukčných funkcií a to: akumulačná, filtračná, transformačná a socioekonomická boli použité publikácie BUJNOVSKÉHO *et al.* (2009, 2011), mapy s potrebnými údajmi z portálu [www.podnemapy.sk](http://www.podnemapy.sk) a výsledky z laboratórneho rozboru vzoriek odobratých na skúmanej lokalite. Mimoprodukčné funkcie pôdy boli vyjadrené len pre najviac zastúpené pôdne druhy a to pre regozeme, fluvizeme, hnedozeme a černo-zeme (KOLLÁROVÁ, 2012).

Schopnosť pôdy akumulovať spočíva v zadržiavaní vody, organických látok, humusu, energie a živín. Pre výpočet bola použitá mapa od BUJNOVSKÉHO *et al.* (2011), na ktorej je územie Bieloviec rozčlenené do troch kategórií: pôdy so strednou, s vysokou a s veľmi vysokou schopnosťou akumulácie. Pri hodnotení tejto funkcie má patričný vplyv aj zloženie pôdy a sklon reliéfu.

Filtračná funkcia zabraňuje kontaminácií atmosféry a hydrosféry a tým zabraňuje vstupu kontaminantov do potravinového reťazca. Schopnosť pôdy filtrovať – inaktivovať kontaminanty nie je nevyčerateľná. Môže dôjsť k zaplneniu pôdnych pórov koloidmi, k vyčerpaniu sorpčnej schopnosti, budú sa hromadiť škodliviny a tým vznikne tzv. chemická časovaná bomba (BEDRNA, 2002). Na filtračnej funkcií sa podieľajú adsorpčné, mechanické sily a v neposlednom rade chemické procesy (VILČEK *et al.* 2005). Hodnoty boli vyjadrené zvlášť pre schopnosť pôdy filtrovať anorganické a zvlášť pre organické znečisťujúce látky. Keďže sa obe podieľajú v rovnakom, 50% pomere, ich hodnoty boli sčítané.

Transformačná funkcia spočíva v premene organických a anorganických látok na energiu. Zabezpečuje kolobeh látok a prvkov v prírode prostredníctvom živých organizmov a rôznych chemických procesov (BEDRNA, 2002). Skladá sa z biotickej a abiotickej transformácie, obe prebiehajú paralelne a medziprodukty transformácie sú navzájom previazané. Podľa BUJNOVSKÉHO *et al.* (2011) možno pre stanovenie hodnoty transformačnej funkcie pôd vychádzať z predpokladu, že veľmi vysoká schopnosť pôd transformovať organické polutanty sa rovná hodnote nákladom potrebných na očistenie kontaminovanej pôdy. Zo skúseností z európskych krajín, ktoré majú skúsenosti s dekontamináciou pôd vyplýva, že náklady sú asi 20 € za tonu. Pri predpoklade, že 1 m<sup>3</sup> pôdy sa rovná hmotnosti približne 1,3 t a generalizácii transformačnej funkcie do horizontu 0–10 cm je možné pre jednotlivé kategórie schopnosti pôd transformovať organické polutanty a stanoviť aj celkový rozsah schopnosti pôd vykonávať túto funkciu. Schopnosť transformovať rizikové prvky všetkej poľnohospodárskej pôdy na Slovensku bola ocenená približne na 10,2 mld. €. Jeden meter štvorcový poľnohospodárskej pôdy má vzhľadom na hodnotenú funkciu cenu približne 0,40 € (BUJNOVSKÝ *et al.* 2011). Pre regozeme bola kvôli nízko humóznemu a nevýraznému humusovému horizontu pridelená polovičná hodnota za 1 m<sup>2</sup>.

Socioekonomickú funkciu je možné vyjadriť potenciálmi, ktoré pôda poskytuje: je energetickou zásobárňou, poskytuje obnoviteľné a neobnoviteľné zdroje, vytvára priestor pre ľudské aktivity poľnohospodárstvo a lesné hospodárstvo, rozvoj infraštruktúr, dopravnej siete, športových a rekreačných areálov, vojenských priestorov, tvorí historické médium a v neposlednom rade vytvára obrovskú génovú rezervu, atď.

## VÝSLEDKY A DISKUSIA

Bielovce patria medzi poľnohospodársko-lesnú krajinu, neprebíha tu žiadna ťažba a ani pozemok tu nie je na predaj, preto bola pôda ohodnotená ako zdroj energie prostredníctvom oxidovateľného uhlíka.

Produkčná funkcia bola vypočítaná pre všetky pôdne typy v k.ú obce Bielovce podľa systému BPEJ a má hodnotu 188 448 750 Sk, t.j. zaokrúhlene 6 255 353 € (pri použití kurzu 30,126 Sk = 1 €) (KOLLÁROVÁ, 2010).

Pri ohodnotení akumuláčnej funkcie zohral úlohu sklon terénu, čo súvisí s infiltračnými pomermi a obsahom humusu, pretože na rovine je väčšie množstvo humusu a tým je aj vyššia akumuláčna schopnosť ako na svahu. Akumulačná funkcia bola ohodnotená na 6 203 078 €.

Filtračná funkcia bola vyjadrená zvlášť pre organické a zvlášť pre anorganické kontaminanty. Na procese sa podieľajú v rovnakom 50% pomere, bola ich výsledná hodnota sčítaná a tvorí 5 924 849 €.

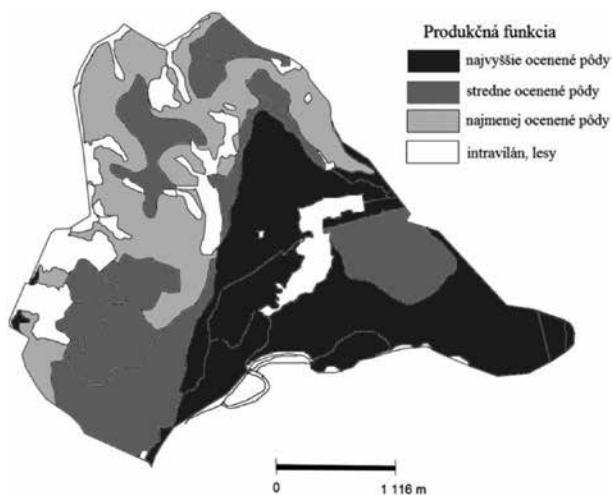
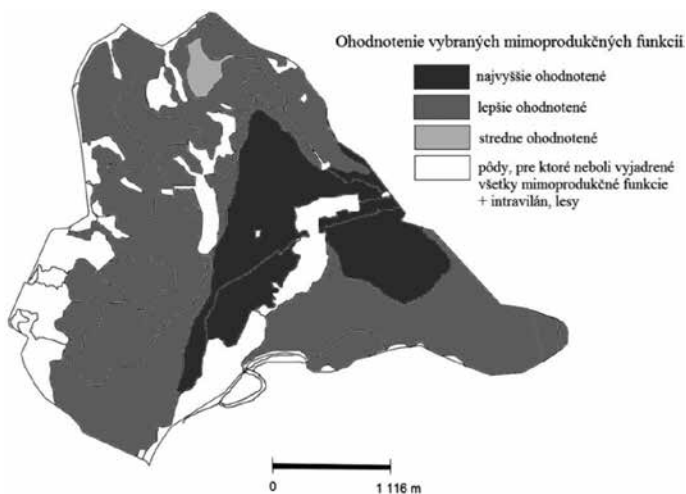
Pre ohodnotenie schopnosti transformovať organické polutanty sa vychádzalo z predpokladov uvedených vyššie. Transformačná schopnosť pôdy bola ohodnotená sumou 0,40 € za m<sup>2</sup> (BUJNOVSKÝ *et al.* 2011). V našom prípade sme použili spomínanú hodnotu pre fluvizeme, hnedozeme a černozeme a pre regozeme bola pridelená nižšia hodnota 0,20 € za m<sup>2</sup> kvôli nízko humóznemu a nevýraznému humusovému horizontu. Konečná hodnota transformačnej funkcie bola 3 483 040 €.

Pre vyjadrenie hodnoty socioeconomickej funkcie bol použitý VILČEKOV prepočet (2006) množstva oxidovateľného uhlíka na objem pôdy a v každom horizonte bolo zistené koľko MG energie sa v najviac zastúpených pôdnych typoch v Bielovciach vyprodukuje. Na vyjadrenie konkrétnej hodnoty bola použitá súčasná cena elektrickej energie pre DD-bežné domácnosti (www.zse.sk). Takto možno vyjadriť hodnotu pôdy Bieloviec ako zdroja energie na 58 348 194 € (KOLLÁROVÁ, 2012). Táto vysoká hodnota odráža aj fakt, že cena elektrickej energie u nás nie je práve najnižšia. Ku konečnej sume by mohla byť pripočítaná aj ročná akumulácia v pôdnom humuse a to je 8,37.10<sup>6</sup> KJ/ha (VILČEK, 2006). Tento údaj však nebol braný do úvahy.

V tabuľke 1 je uvedený prehľadný súhrn všetkých hodnotených funkcií zoradených zosťupne a obrázky 1 a 2 porovnávajú súčasné hodnotenie produkčnej funkcie a ohodnotené vybrané mimoprodukčné funkcie. Pri porovnaní tej istej parcely na obrázkoch 1 a 2 je viditeľný rozdiel maximálne o jeden stupeň, napr. pri produkčnej funkcií je parcela na obr.1 označená ako stredne produkčná a na obrázku 2 je označená ako jedna z najlepšie ohodnotených mimoprodukčných funkcií.

**Tab. 1** Súčet všetkých vyhodnotených funkcií

Funkcia	Cena funkcie na území Bieloviec
Socioekonomická	58 348 193,8 €
Produkčná	6 255 352,519 €
Akumulačná	6 203 078,2 €
Filtračná	5 924 849,4 €
Transformačná	3 483 040 €
<b>Spolu:</b>	<b>80 214 513,919 €</b>

**Obr. 1** Ohodnotenie produkčnej funkcie (KOLLÁROVÁ 2012)**Obr. 2** Ohodnotenie vybraných mimoprodukčných funkcií (KOLLÁROVÁ 2012)

## ZÁVER

Súčasný oceňovanie pôd vychádza z produkčnej funkcie. Na základe bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek je každému homogénnemu územiu s rovnakými vlastnosťami a štruktúrou pridelená určitá suma za m<sup>2</sup>. Podľa BPEJ je cena poľnohospodárskej pôdy v Bielovciach 6 255 353€. Táto hodnota však nie je pravidelne upravovaná o zmeny, ktoré v prírode prebiehajú (napr. procesy erózie, akumulácie atď.) a tiež nie je upravovaná o infláciu.

Pri použití len niektorých vybraných mimoprodukčných funkcií, a to konkrétne akumuláčnej, filtračnej, transformačnej a socioeconomickej bola hodnota územia vypočítaná na 73 959 161 €. Táto hodnota tvorí takmer 13-násobok produkčnej funkcie.

Mimoprodukčné funkcie sú úzko prepojené s produkčnou schopnosťou a ich fungovanie je vzájomne poprepájané. Pri trvalom zastavaní územia sa environmentálne funkcie eliminujú, alebo úplne zničia, čo má samozrejme dopad aj na biodiverzitu, ekológiu a aj na ľudské zdravie.

## Podakovanie

Tento príspevok finančne podporil OP Výskum a vývoj –projekt Centrum excelentnosti integrovanej protipovodňovej ochrany územia, ITMS 26240120004, spolufinancovaný zo zdrojov Európskeho fondu regionálneho rozvoja a Grant Univerzity Komenského UK/73/2014.

## LITERATÚRA

- BEDRNA, Z. 2002. *Environmentálne pôdoznanectvo*. Bratislava: Veda. 352 s.
- BUJNOVSKÝ, R., BALKOVIČ, J., BARANČÍKOVÁ, G., MAKOVNÍKOVÁ, J., VILČEK, J. 2009. *Hodnotenie a oceňovanie ekologických funkcií poľnohospodárskych pôd Slovenska*. Bratislava: Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy. 72 s.
- BUJNOVSKÝ, R., VILČEK, J., BLAAS, G., SKALSKÝ, R., BARANČÍKOVÁ, G., MAKOVNÍKOVÁ, J., BALKOVIČ, J., PÁLKA B. 2011. *Hodnotenie kapacít pôdy a efektov z jej využívania*. Bratislava: Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy. 70 s.
- DEMO, M., BIELEK, P., HRONEC, O. 1999. *Trvalo udržateľný rozvoj*. Nitra: Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre. Bratislava: Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy. 400 s. ISBN 80 – 7137-611 – 6.
- DŽATKO, M., SOBOCKÁ, J. et al. 2009. *Príručka pre používanie máp pôdnoekologických jednotiek*. Inovovaná príručka pre bonitáciu a hodnotenie poľnohospodárskych pôd Slovenska. 4.vydanie. Bratislava: Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy. 101 s. ISBN 978 – 20-89128 – 55-6.
- KOLLÁROVÁ, M. 2010. *Bonitácia pôd, problémy a perspektívy na príklade katastrálneho územia Bielovce*. Bakalárska práca. Bratislava: Prírodovedecká fakulta UK. 51 s.
- KOLLÁROVÁ, M. 2012. *Zahrnutie environmentálnych funkcií pôd do hodnotenia bonity pôd v katastrálnom území obce Bielovce*. Diplomová práca. Bratislava: Prírodovedecká fakulta UK. 85s.
- LAUKO, P., URBAN, J., MEDERLY, P., HALADA, L., KRAUTSCHNEIDER, J., MEDERLYOVÁ, O., VLČKOVÁ, T., PEKÁRNIK, J. 2009. *Projekt pozemkových úprav v k. ú. Bielovce*. Etapa: 1/d). Všeobecné zásady funkčného usporiadania územia v obvode projektu pozemkových úprav. 1.1. Technická správa. január, Levice, Nitra. 79 s.
- MEDERLY, P., HALADA, L., TRNKA, A., KRAUTSCHNEIDER, J., MEDERLYOVÁ, O., CHLPIK, J., VLČKOVÁ, T., PEKÁRIK, J. 2008. *Projekt pozemkových úprav v katastrálnom území Bielovce*. Miestny územný systém ekologickej stability v obvode projektu pozemkových úprav spravidelná správa. REGIOPLÁN Nitra – krajinno-ekologické štúdie a expertízy, Nitra. 97 s.
- VILČEK, J., HRONEC, O., BEDRNA, Z. 2005. *Environmentálna pedológia*. Nitra: Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, Bratislava: Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy. 298 s.
- VILČEK, J. 2006. *Energetický potenciál poľnohospodárskych pôd: kritérium hodnotenia a využívania krajiny*. Bratislava: Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy. 81 s.
- Západoslovenská energetika [Citované: 1.5.2012] [http://www.zse.sk/index.php?www=sp\\_file&id\\_item=862](http://www.zse.sk/index.php?www=sp_file&id_item=862)
- Pôdny portál [Citované: 19.5.2010] <http://www.podnemapy.sk/bpej/viewer.htm>

# VPLYV NAPUSTENIA POLDRA BEŠA NA ZMENY VLASTNOSTÍ PŮDY

## EFFECT OF POLDER BEŠA FILLING ON SOIL PROPERTIES CHANGES

**Dana Kotorová, Božena Šoltysová, Ladislav Kováč,  
Jana Jakobová, Pavol Balla**

*Národné poľnohospodárske a potravinárske centrum – Výskumný ústav agroekológie Michalovce, Špitálska 1273, 071 01 Michalovce, Slovenská republika*

*National Agricultural and Food Centre – Agroecology Research Institute in Michalovce, Spitalska 1273, 071 01 Michalovce, Slovak Republic*

*e-mail:kotorova@minet.sk*

### **Abstrakt**

Suché poldre sa budujú ako ochrana pred povodňami. Napúšťajú sa len pri mimoriadnych povodňových situáciách a po vypustení poldra a vysušení pôdy sa môžu poľnohospodársky využívať. V juhovýchodnej časti Východoslovenskej nížiny pri obci Beša, v povodí rieky Bodrog, bol vybudovaný takýto suchý polder, ktorý výmerou 1 568 ha a retenčnou kapacitou 53 mil. m<sup>3</sup> vody je druhým najväčším suchým poldrom v strednej Európe. Polder bol do prevádzky uvedený v roku 1965 a doteraz bol napustený sedemkrát, naposledy v roku 2010. Výskum sa realizuje na štyroch pôdnych profiloch do hĺbky 0,6 m s diskretizáciou po 0,2 m. Pôda v týchto profiloch je piesočnato-hlinitá až íl. Z vlastností pôdy sa determinuje zrnitostné zloženie, objemová hmotnosť, celková pórovitosť, maximálna kapilárna vodná kapacita, pôdna reakcia, obsah uhlíka. V sledovaných rokoch 2007–2009 a 2012–2013 sa obsah ílovitých častíc nachádzal v intervale 22,28–84,88%, objemová hmotnosť redukovaná v rozpätí 1040–1806 kg.m<sup>-3</sup>, celková pórovitosť 32,79–61,74%, maximálna kapilárna vodná kapacita dosahovala 26,88–55,09% a nekapilárna pórovitosť 1,20–16,08%. Pôdna reakcia sa pohybovala od 3,93 po 5,81, čo zodpovedá extrémne kyslej až slabo kyslej pôdnej reakcii. Obsah organického uhlíka sa nachádzal v intervale 2,72–38,60 g.kg<sup>-1</sup>. Najnižší obsah uhlíka je v profile piesočnato-hlinitej pôdy, najvyšší v ílovito-hlinitej pôde a v íle. V rokoch po zaplavení poldra klesal obsah organického uhlíka v sledovaných pôdnych profiloch. Aj z tohto dôvodu sú nepravidelne zaplavované územia poľnohospodársky znevýhodnené.

**Kľúčové slová:** nepravidelne zaplavované územie, priestorová heterogenita, fyzikálne a chemické indikátory pôdy

### **Abstract**

Dry polders are constructed for prevention after flooding and are filled only at especial flood situations. This soil may be used for agriculture after drying of polder. In to south east part of the East Slovak Lowland, in catchment of Bodrog river, near Beša village the dry polder was constructed. With its area of 1568 ha and the retention capacity of 53 million m<sup>3</sup> of

water is the second largest dry polder in Central Europe. The polder construction was ended in 1965 and so far was filled seven times, most recently in 2010. Four soil profiles into depth 0.6 m, for each 0.2 m, are studied. Soil in these profiles is sandy-loamy till clay. Physic-chemical properties are determined as follows: textural composition, bulk density, total porosity, maximum capillary water capacity, soil reaction, carbon content. In observed years 2007 – 2009 and 2012 – 2013 content of clay particles was determined in range 22.28 – 84.88 %, bulk density in range 1040 – 1806 kg.m<sup>-3</sup>, total porosity 32.79 – 61.74 %, maximum capillary water capacity 26.88 – 55.09 %, non-capillary porosity 1.20 – 16.08 %. Soil reaction was from 3.93 to 5.81 and it was extremely acid till slightly acid soil reaction. Content of organic carbon reached interval 2.72 – 38.60 g.kg<sup>-1</sup>. The lowest carbon content was in profile of sandy-loamy soil and the highest content was in clay-loamy soil and clay. In years after polder filling the content of organic carbon in observed soil profiles was decreased. Also from this reason the non-regularly overflowed areas belongs to agriculturally less favourable areas.

**Keywords:** non-regularly overflowing area, spatial heterogeneity, physical and chemical indicators of soil

## ÚVOD

Výrobné odvetvia, poľnohospodársku rastlinnú výrobu nevynímajúc, významne ovplyvňované priebehom počasia (SOBOCKÁ *et al.* 2010) sú vystavené väčšiemu riziku ako iné odvetvia hospodárstva. Aj preto je tu silnejší tlak na prispôsobenie sa klimatickým zmenám. Na Slovensku je badateľný trend postupného zvyšovania priemerných ročných teplôt vzduchu, ako aj nárast úhrnov atmosférických zrážok a ich nerovnomerné rozdelenie počas roka. Nepriaznivé dôsledky tohto trendu sa prejavujú častejším výskytom lokálnych povodní, čo veľmi úzko súvisí s privalovým charakterom zrážok.

Vodné toky pretekajúce cez nížinnú poľnohospodársky intenzívne využívanú krajinu tak pri záplavách spôsobujú rozsiahle škody. Ak voda zostáva na povrchu pôdy dlhšie, dochádza k zmene vodného i vzdušného režimu pôdy, mení sa jej štruktúra i vlastnosti. Dôsledkom je potom aj zníženie úrodnosti pôdy. Veľmi nebezpečné sú jarné záplavy, kedy sa voda nepriaznivo prejaví na vyvíjajúcom sa poraste.

Ako ochrana pred povodňami v dôsledku „veľkých vôd“ budujú na povrchu pôdy sa veľké akumulčné nádrže, tzv. suché poldre napúšťané len pri mimoriadnych povodňových situáciách. V povodí rieky Bodrog bol v juhovýchodnej časti Východoslovenskej nížiny (VSN) vybudovaný suchý polder pri obci Beša, ktorý je výmerou 1 568,92 ha a kapacitou 53 mil. m<sup>3</sup> vody druhým najväčším suchým poldrom v strednej Európe (ŠÚTOR *et al.* 1995). Polder sa napúšťa len vtedy, keď hrozí nedodržanie dohody s Maďarskom o maximálnom prietoku a hladine rieky Bodrog v Strede nad Bodrogom. Polder sa vypúšťa pri poklese hladiny vody v rieke Laborec a po vysušení pôdy sa predtým zaplavené pozemky môžu obrábať.

Cieľom príspevku je kvantifikovať vplyv napustenia poldra Beša na zrnitostné zloženie a vybrané vlastnosti rôznych pôdných druhov.

## MATERIÁL A METÓDY

Problematika zmien pôdnych vlastností nepravidelne zaplavovaných území sa riešila v suchom poldri Beša nachádzajúcom sa v juhovýchodnej časti Východoslovenskej nížiny. Riešenie sa realizuje prostredníctvom dvoch projektov: v rokoch 2007–2009 to bol projekt APVV-0477–06 „Kvantifikácia mimoprodukčných funkcií pôdy a krajiny v suchom poldri Beša“, od roku 2012 projekt APVV-0163–11 „Analýza vlastností pôdy a vývoja krajiny v nepravidelne zaplavovaných územiach“ nadväzuje na projekt riešený v rokoch 2007–2009. V roku 2010, v dôsledku extrémne vysokých zrážok a nasýtenia pôdneho profilu vodou, sa na Východoslovenskej nížine vyskytli povodne. Z dôvodu mimoriadnej povodňovej situácie na rieke Bodrog bol napustený polder Beša.

Vodná stavba polder Beša je suchá nádrž, ktorá bola vybudovaná ako súčasť komplexu vodohospodárskych stavieb a zariadení na Východoslovenskej nížine pre ochranu proti veľkým vodám. Účelom poldra je znížiť povodňovú vlnu Laborca pod sútokom s Uhom až o  $600 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (VOLOŠ, 2009; KOLESÁROVÁ a MYDLA, 2014). Polder je vybudovaný na pravom brehu Latorice a ľavom brehu Laborca nad jeho zaústením do Latorice v inundačnom priestore pod obcou Beša na ploche 1 568 ha. Maximálna retenčná kapacita poldra je 53 mil.  $\text{m}^3$ . Pre napúšťanie i vypúšťanie poldra slúži iba jeden objekt. Od svojho uvedenia do prevádzky v roku 1965 doteraz bol polder napustený sedemkrát, naposledy počas povodní v roku 2010 (Tab. 1.).

Z klimatického hľadiska polder Beša patrí do klimatického regiónu T03, teda teplého, veľmi suchého, nížinného, kontinentálneho s chladnou zimou (LINKEŠ *et al.* 1996). Tomuto klimatickému zaradeniu zodpovedajú aj priemerné ročné teploty vzduchu v rozmedzí  $9,0$ – $9,4$  °C a za vegetačné obdobie  $16,1$ – $16,5$  °C. Podľa množstva spadnutých zrážok patrí územie poldra Beša do regiónu veľmi suchého. V dlhodobom ročnom priemere úhrn zrážok dosahuje  $572$ – $584$  mm a za vegetačné obdobie  $344$ – $353$  mm. Aj keď na zrážky sú najbohatšie letné mesiace ( $66$ – $82$  mm), z dôvodu vysokých teplôt vzduchu ( $18,5$ – $20,2$  °C) však prevláda výpar nad zrážkami.

**Tab. 1** Napúšťanie poldra Beša (zdroj: SVP š. p.)

Povodňová situácia	Napustené množstvo vody [mil. $\text{m}^3$ ]	Využitie objemu poldra [%]
október 1974	44,0	83,02
január 1979	30,2	56,98
júl 1980	34,5	65,09
marec 1999	30,2	56,98
apríl 2000	41,4	78,11
marec 2006	11,0	20,75
máj 2010	35,0	66,04

Terénny prieskum sa realizoval na štyroch pôdnych profiloch reprezentujúcich najrozšírenejšie pôdne druhy na území poldra. V tabuľke 2 sú uvedené informácie o odberných profiloch. Pôdne vzorky boli odoberané zo štyroch pôdnych sond (1. – 4.) kopaných do hĺbky  $0,0$ – $0,6$  m z každého  $0,2$  m v jarno-letnom období rokov 2012 a 2013. Následne získané výsledky boli po-



rovnávané s výsledkami získanými v rokoch 2007 – 2009. Výsledky prezentované v príspevku sú priemerné z celej hĺbky pôdneho profilu.

**Tab. 2** Odberné pôdne profily v poldri Beša

Číslo sondy	Označenie sondy	Pôdny druh	Popis profilu
1.	4002/1	piesočnato-hlinitá pôda	orná pôda
2.	4204/1	ílovito-hlinitá pôda	typická lúka
3.	1304/1	ílovitá pôda	veľmi podmáčaná lúka
4.	3202/1	íl	podmáčaná lúka

Zrnitostné zloženie bolo stanovené pipetovacou metódou (íl s priemerom < 0,001 mm, jemný a stredný prach s priemerom 0,001 – 0,01 mm, hrubý prach s priemerom 0,01 – 0,05 mm, jemný piesok s priemerom 0,05 – 0,25 mm, stredný piesok s priemerom 0,25 – 2,00 mm). Obsah ílovitých častíc (< 0,01 mm) sa vyjadril súčtom 1. a 2. frakcie, t.j. súčet obsahu ílu a jemného a stredného prachu. Zaradenie pôdy k pôdnemu druhu sa urobilo podľa Novákovej klasifikačnej stupnice (ZAUJEC *et al.* 2009).

Zo základných fyzikálnych vlastností pôdy sa analytickými metódami v odobratých vzorkách stanovila objemová hmotnosť redukovaná, celková pórovitosť, maximálna kapilárna vodná kapacita a nekapilárna pórovitosť (HRIVŇÁKOVÁ, MAKOVNÍKOVÁ *et al.* 2011). Z chemických parametrov pôdy boli potenciometricky sledované hodnoty výmennej pôdnej reakcie (HRIVŇÁKOVÁ, MAKOVNÍKOVÁ *et al.* 2011) a podľa Ťurina obsah pôdneho organického uhlíka (HRAŠKO *et al.* 1962).

## VÝSLEDKY A DISKUSIA

Pre výstavbu veľkých retenčných nádrží sú najvhodnejšie lokality s pôdami vyznačujúcimi sa vysokým obsahom ílovitých častíc v pôdnom profile, čo podmieňuje ich vysoký akumulčný potenciál i retenčnú kapacitu. Výber lokality pre vybudovanie poldra Beša súvisel aj so základnými charakteristikami územia.

Údaje uvedené v tabuľke 3 potvrdzujú vysokú priestorovú variabilitu zrnitostného zloženia a tým aj priestorovú heterogenitu pôdy v záujmovom území. Pôdne profily sa podľa obsahu ílovitých častíc charakterizujú pôdny druh zaraďujú k piesočnato-hlinitej pôde, ílovito-hlinitej pôde, ílovitej pôde a ílu. Najnižší priemerný obsah ílovitých častíc s priemerom menším ako 0,01 mm, len 22,28 %, sa zistil v 1. profile, v ktorom je, podľa Novákovej klasifikačnej stupnice (ZAUJEC *et al.* 2009), piesočnato-hlinitá pôda. Najvyšší obsah ílovitých častíc, v priemere 76,72 %, sa zistil v 4. profile, v ktorom sa nachádzal íl. Na území poldra sa nachádzajú najmä ílovito-hlinité pôdy až íly (KOTOROVÁ *et al.* 2010; 2012; 2014) a hladina podzemnej vody je nízko pod povrchom pôdy. Pre región Východoslovenskej nížiny je charakteristické striedanie rozdielných pôdnych druhov na veľmi krátkych vzdialenostiach (VILČEK, 2005), čo rezultuje do priestorovej heterogenity. Výrazná horizontálna heterogenita sa potvrdila aj našimi terénnymi prieskumami vykonanými v poldri Beša.

Z údajov uvedených v tabuľke 3. vyplýva, že v rokoch 2007 – 2009 (pred napustením poldra) a v rokoch 2012 – 2013 (roky po napustení poldra) zmeny obsahov jednotlivých zrnitostných frakcií v sledovaných pôdnych profiloch neboli významné. Zistené medziročné rozdiely sú skôr dôsledkom priestorovej heterogenity záujmového územia, než vplyvu napustenia poldra. Keďže zrnitostné zloženie pôdy je výsledkom dlhotrvajúceho pôdotvorného procesu, napustenie poldra v roku 2010 tak nemohlo výrazne prispieť k zmenám v zastúpení jednotlivých zrnitostných frakcií. Priemerné rozdiely ako jednotlivých zrnitostných frakcií, tak aj obsahu ílovitých častíc medzi hodnotami z obdobia pred napustením a po napustení poldra v intervale  $\langle -7,49; +7,74 \rangle$  nemožno považovať za významné a podobne ako pri medziročných rozdieloch aj v tomto prípade súvisia s priestorovou heterogenitou (KOTOROVÁ *et al.* 2010; 2012; 2014). Zaradenie pôdy v jednotlivých odberných pôdnych profiloch k pôdnemu druhu sa ani v rokoch po napustení poldra nezmenilo.

**Tab. 3** Priemerné zrnitostné zloženie pôdy v poldri Beša

Pôdny profil/ pôdny druh	Rok	Priemer [mm]					
		<0,001	0,001–0,01	0,01–0,05	0,05–0,25	0,25–2,0	<0,01
1. piesočnato- hlinitá pôda	2007	12,38	11,22	21,04	36,54	18,83	23,59
	2008	10,41	13,10	20,26	38,40	17,84	23,51
	2009	10,34	13,55	24,36	35,81	15,94	23,89
	2012	14,24	10,64	18,91	40,42	15,79	24,88
	2013	12,12	13,27	24,23	34,14	16,24	25,39
	$\bar{x}$	<b>11,90</b>	<b>12,36</b>	<b>21,76</b>	<b>37,06</b>	<b>16,93</b>	<b>24,25</b>
	$\Delta(\bar{x}(2012, 13) - (\bar{x} 2007, 08, 09))$	<b>+2,14</b>	<b>-0,67</b>	<b>-0,32</b>	<b>+0,36</b>	<b>-1,52</b>	<b>+1,47</b>
2. ílovito-hlinitá pôda	2007	27,15	29,00	28,24	13,67	1,93	56,15
	2008	22,97	29,70	23,32	20,74	3,27	52,67
	2009	21,83	31,61	25,94	18,46	2,16	53,44
	2012	26,50	27,41	26,06	16,92	3,11	53,91
	2013	28,62	30,23	27,02	12,91	1,22	58,85
	$\bar{x}$	<b>25,41</b>	<b>29,59</b>	<b>26,12</b>	<b>16,54</b>	<b>2,34</b>	<b>55,00</b>
	$\Delta(\bar{x}(2012, 13) - (\bar{x} 2007, 08, 09))$	<b>+3,58</b>	<b>-1,28</b>	<b>+0,71</b>	<b>-2,71</b>	<b>-0,29</b>	<b>+2,29</b>
3. ílovitá pôda	2007	45,81	27,71	20,19	4,50	1,79	73,52
	2008	45,07	28,77	17,80	5,27	3,09	73,17
	2009	40,42	26,60	19,55	9,56	3,87	67,02
	2012	34,06	33,69	18,81	10,68	2,76	67,75
	2013	41,77	28,85	21,92	5,81	1,65	70,62
	$\bar{x}$	<b>41,43</b>	<b>29,12</b>	<b>19,65</b>	<b>7,16</b>	<b>2,63</b>	<b>70,42</b>
	$\Delta(\bar{x}(2012, 13) - (\bar{x} 2007, 08, 09))$	<b>-5,85</b>	<b>+3,58</b>	<b>+1,19</b>	<b>+1,80</b>	<b>-0,71</b>	<b>-2,05</b>

Pôdny profil/ pôdny druh	Rok	Priemer [mm]					
		<0,001	0,001–0,01	0,01–0,05	0,05–0,25	0,25–2,0	>2,0
4. íl	2007	37,42	38,49	17,07	5,82	1,20	75,91
	2008	44,29	33,15	12,17	9,03	1,36	77,44
	2009	41,70	34,80	17,25	5,43	0,82	76,50
	2012	52,32	25,73	11,03	10,13	0,79	78,05
	2013	45,43	30,26	19,32	3,65	1,34	75,69
	$\bar{x}$	<b>44,23</b>	<b>32,49</b>	<b>15,37</b>	<b>6,81</b>	<b>1,10</b>	<b>76,72</b>
	$\Delta(\bar{x}(2012, 13) - (\bar{x} 2007, 08, 09))$	<b>+7,74</b>	<b>-7,49</b>	<b>-0,32</b>	<b>+0,13</b>	<b>-0,06</b>	<b>+0,25</b>
<b>priemer</b>		<b>30,93</b>	<b>25,74</b>	<b>20,76</b>	<b>16,88</b>	<b>5,69</b>	<b>56,67</b>
<b><math>\Delta(\bar{x}(2012, 13) - (\bar{x} 2007, 08, 09))</math></b>		<b>+1,90</b>	<b>-1,47</b>	<b>+0,31</b>	<b>-0,10</b>	<b>-0,65</b>	<b>+0,43</b>

kde: < 0,001 mm – íl, 0,001 – 0,01 mm – jemný a stredný prach, 0,01 – 0,05 mm – hrubý prach, 0,05 – 0,25 mm – jemný piesok, 0,25 – 2,00 mm – stredný piesok, < 0,01 mm – ílovité častice

Priaznivý fyzikálny stav pôdy je základným predpokladom úrodnej pôdy. Pri nepravidelne zaplavovaných územiach možno predpokladať aj negatívne zmeny fyzikálnych vlastností pôdy, čo súvisí s hladinou vody na povrchu pôdy počas určitého časového obdobia. Suchý polder Beša medzi jeho napusteniami je možné aj poľnohospodársky produkčne využívať, z tohto dôvodu sú potrebné informácie o fyzikálnom stave pôdy v tomto území. Vybrané fyzikálne parametre štyroch pôdnych profilov sledovaných v poldri Beša sú uvedené v tabuľke 4.

Základnou fyzikálnou vlastnosťou pôdy je objemová hmotnosť redukovaná, ktorá najľahšie podlieha ako časovým, tak aj priestorovým zmenám. Objemová hmotnosť sa pohybovala v širokom intervale od 1040 kg.m<sup>-3</sup> po 1806 kg.m<sup>-3</sup>. Objemové zmeny sú najvýraznejšie v profile pôd s vysokým obsahom ílovitých častíc. V takýchto je nižšia objemová hmotnosť, ako v pôde s nižším obsahom ílovitých častíc. V prípade poldra Beša sa toto zistenie GUSPANA *et al.* (1975) a ŠÚTORA *et al.* (2002) potvrdilo sa v profiloch 2, 3 a 4, v ktorých sa nachádza pôda ílivo-hlinitá pôda, ílovitá pôda a íl. Najvyššia objemová hmotnosť, v priemere 1707 kg.m<sup>-3</sup>, sa zistila v piesočnato-hlinitkej pôde nachádzajúcej sa v 1. odbernom profile. Z porovnania priemerných hodnôt objemovej hmotnosti za roky 2007–2009, teda pred opätovným napustením poldra Beša a priemeru za roky 2012–2013 (po napustení poldra) vyplýva zníženie jej hodnôt o 20 kg.m<sup>-3</sup>, čo však nemožno považovať za významné.

**Tab. 4** Priemerné fyzikálne parametre pôdy v poldri Beša

Pôdny profil/ pôdny druh	Rok	$\rho_d$ [kg.m <sup>-3</sup> ]	$P_C$ [%]	$\theta_{MKK}$ [%]	$P_{NK}$ [%]
1. piesočnato- hlinitá pôda	2007	1701	36,80	31,38	5,42
	2008	1744	34,57	32,11	2,47
	2009	1719	34,80	32,55	2,26
	2012	1751	34,27	28,22	6,05
	2013	1619	39,21	32,48	6,74
	$\bar{x}$	<b>1707</b>	<b>35,93</b>	<b>31,35</b>	<b>4,59</b>
	$\Delta(\bar{x}(2012, 13) - (\bar{x} 2007, 08, 09))$	<b>-36</b>	<b>+1,35</b>	<b>-1,66</b>	<b>+3,01</b>

Pôdny profil/ pôdny druh	Rok	$\rho_d$ [kg.m <sup>-3</sup> ]	$P_c$ [%]	$\theta_{MKK}$ [%]	$P_{NK}$ [%]
2. ílovito-hlinitá pôda	2007	1349	49,00	41,23	7,77
	2008	1444	46,84	34,60	12,25
	2009	1263	51,71	41,79	9,93
	2012	1279	51,88	45,00	6,88
	2013	1286	51,59	44,05	7,54
	$\bar{x}$	<b>1324</b>	<b>50,20</b>	<b>41,33</b>	<b>8,87</b>
	$\Delta(\bar{x}(2012, 13) - (\bar{x} 2007, 08, 09))$	<b>-70</b>	<b>+2,55</b>	<b>+5,32</b>	<b>-2,77</b>
3. ílovitá pôda	2007	1296	50,62	44,15	6,47
	2008	1334	51,02	43,84	7,18
	2009	1232	52,87	47,38	5,49
	2012	1354	48,96	43,09	5,88
	2013	1213	54,29	46,26	8,04
	$\bar{x}$	<b>1286</b>	<b>51,55</b>	<b>44,94</b>	<b>6,61</b>
	$\Delta(\bar{x}(2012, 13) - (\bar{x} 2007, 08, 09))$	<b>-4</b>	<b>+0,12</b>	<b>-0,45</b>	<b>+0,58</b>
4. íl	2007	1208	53,68	47,48	6,20
	2008	1228	54,40	49,30	5,12
	2009	1114	58,31	52,33	5,98
	2012	1205	54,77	51,10	3,67
	2013	1218	54,28	49,42	4,87
	$\bar{x}$	<b>1195</b>	<b>55,09</b>	<b>49,93</b>	<b>5,17</b>
	$\Delta(\bar{x}(2012, 13) - (\bar{x} 2007, 08, 09))$	<b>+28</b>	<b>-0,94</b>	<b>+0,56</b>	<b>-1,50</b>
<b>priemer</b>		<b>1376</b>	<b>48,27</b>	<b>41,98</b>	<b>6,29</b>
<b><math>\Delta(\bar{x}(2012, 13) - (\bar{x} 2007, 08, 09))</math></b>		<b>-20</b>	<b>+0,77</b>	<b>+0,94</b>	<b>-0,17</b>

kde:  $\rho_d$  – objemová hmotnosť,  $P_c$  – celková pórovitosť,  $\theta_{MKK}$  – maximálna kapilárna vodná kapacita,  $P_{NK}$  – nekapilárna pórovitosť

S objemovou hmotnosťou korešpondovali hodnoty celkovej pórovitosti, ktorá sa v sledovaných pôdnych profiloch pohybovala v rozpätí 32,79–61,74%. V priemere najvyššia celková pórovitosť bola v profile s ílovitou pôdou a najnižšia v piesočnato-hlinitnej pôde. Pri nižšej celkovej pórovitosti sa znižuje objem pórového priestoru, čo zároveň indikuje pravdepodobnosť zníženia transportnej funkcie i aj retenčnej kapacity pôdy v poldri Beša (KOTOROVÁ *et al.* 2011).

Pre pôdy s vyšším obsahom ílovitých častíc je charakteristický veľmi široký interval hodnôt maximálnej kapilárnej vodnej kapacity. Tento menej stabilný hydrofyzikálny parameter je ovplyvňovaný priestorovou variabilitou a heterogenitou pôdnych pomerov, ktorá spôsobuje široké rozpätie jeho hodnôt. Výsledky uvedené v tabuľke 4 široké rozpätie maximálnej kapilárnej vodnej kapacity v poldri Beša potvrdzujú. Jej hodnoty sa nachádzali v intervale 26,88–55,09%, pričom najnižšie hodnoty (v priemere 31,35%) sa zistili pre piesočnato-hlinitú pôdu v 1. profile a najvyššie (v priemere 49,93%) pre íl vo 4. profile. Celkovo sa maximálna kapilárna vodná kapacita v suchom poldri Beša pohybovala na úrovni charakteristických hodnôt pre pôdy Vý-

chodoslovenskej nížiny tak, ako to publikovali napr. ŠÚTOR *et al.* (2002, 2007), KOTOROVÁ *et al.* (2010), KOTOROVÁ *et al.* (2014) a SEMANCOVÁ *et al.* (2013).

Sledované územie suchého poldra Beša je nepravidelne zaplavované, a preto väčšina odberných profilov na tomto území bola zastúpená trvalými trávnyimi porastmi (profily 2, 3 a 4). Len 1. profil bol umiestnený na ornej pôde. Spôsob využívania pôdy ovplyvňuje aj jej chemické vlastnosti. Hodnoty výmennej pôdnej reakcie v rokoch 2007–2009 a 2012–2013, ktoré sú jedným zo základných chemických indikátorov kvality pôdy, sú uvedené v tabuľke 5. Medzi hodnotenými rokmi boli zistené rozdiely v hodnotách výmennej pôdnej reakcie. Ročníkovú variabilitu hodnôt pôdnej reakcie potvrdila aj FERIANCOVÁ (2003).

V rokoch 2012–2013 došlo k zníženiu hodnoty výmennej pôdnej reakcie v 1. (piesočnato-hlinitá pôda) a 4. (il) pôdnom profile. Zvýšenie pôdnej reakcie sa zistilo v pôdnych profiloch 2 (ilovito-hlinitá pôda) a 3. (ilovitá pôda). Priemerné hodnoty pôdnej reakcie v rokoch 2012–2013, teda po zaplavení suchého poldra Beša, boli porovnateľné s rokmi 2007–2009. Na základe hodnôt výmennej pôdnej reakcie zistenej v jednotlivých hĺbkach monitorovaných profilov (3,93–5,81) boli na území poldra Beša pôdy s extrémne až slabo kyslou pôdnou reakciou (Vyhláška MP SR č. 338/2005 Z. z.). Najvyššie hodnoty výmennej pôdnej reakcie boli zistené v pôde piesočnato-hlinitej a najnižšie boli na íle. Závislosť pôdnej reakcie od stavby pôdneho profilu potvrdili aj GÁBRIŠ *et al.* (1995).

K významným indikátorom pôdnej úrodnosti sa zaraďuje obsah pôdnej organickej hmoty. Keďže polder Beša je nepravidelne zaplavované územie a pôda nie je najvhodnejšia pre poľnohospodárske využívanie, možno túto oblasť považovať za poľnohospodársky znevýhodnenú. V tabuľke 5. je uvedený obsah pôdneho organického uhlíka v rokoch 2007–2009 pred zaplavením poldra Beša a v pokusných rokoch 2012 a 2013.

Nižšie obsahy pôdneho organického uhlíka boli zistené na ornej pôde (1. profil) v porovnaní s trvalými trávnyimi porastmi (profily 2, 3 a 4). Podobne ŠIMANSKÝ *et al.* (2009) zistili nižšie obsahy organického uhlíka na pôdach, ktoré sú intenzívnejšie obhospodarované v porovnaní s prirodzenými trávnatými porastmi.

Analýzami pôdnych vzoriek odobratých v rokoch 2012 a 2013 sa vo všetkých odberných profiloch zistilo zníženie obsahu organického uhlíka v porovnaní s rokmi 2007–2009. Ako už bolo spomenuté, najnižší obsah organického uhlíka bol zistený v piesočnato-hlinitej pôde chudobnej na živiny (1. profil) a najviac organického uhlíka bolo v ilovito-hlinitej pôde (2. profil) a v íle (4. profil). Pokles obsahu pôdneho organického uhlíka po zaplavení poldra Beša môže vyústiť do ďalšieho zhoršenia úrodnosti pôdy v tejto oblasti, pretože v rokoch 2012–2013 poklesol obsah pôdneho organického uhlíka priemerne o  $1,02 \text{ g.kg}^{-1}$  v porovnaní s rokmi 2007–2009. Najnižší priemerný pokles pôdneho organického uhlíka bol zistený v piesočnato-hlinitej pôde ( $-0,76 \text{ g.kg}^{-1}$ ) a najvyšší v ilovitej pôde ( $-1,41 \text{ g.kg}^{-1}$ ).

Obsah pôdneho organického uhlíka v jednotlivých monitorovaných hĺbkach sledovaných štyroch profilov pôdy sa vyskytoval v rozmedzí od  $2,72 \text{ g.kg}^{-1}$  po  $38,60 \text{ g.kg}^{-1}$ , a preto môžeme hovoriť o značnej priestorovej variabilite organického uhlíka v monitorovanej oblasti. Po prepočte pôdneho organického uhlíka na humus môžeme konštatovať, že v oblasti suchého poldra Beša sa nachádzali pôdy slabo až veľmi silne humózne (FECENKO, LOŽEK, 2000).

**Tab. 5** Chemické parametre pôdy v poldri Beša

Pôdny profil/ pôdny druh	Rok	pH/KCl	C <sub>org.</sub> [g.kg <sup>-1</sup> ]
1. piesočnato- hlinitá pôda	2007	5,61	7,06
	2008	5,45	6,78
	2009	5,27	6,40
	2012	5,04	4,67
	2013	5,74	7,30
	$\bar{x}$	<b>5,42</b>	<b>6,44</b>
	$\Delta(\bar{x}(2012, 13) - (\bar{x} 2007, 08, 09))$	<b>-0,05</b>	<b>-0,76</b>
2. ílovito-hlinitá pôda	2007	4,86	20,67
	2008	4,45	18,33
	2009	4,83	22,12
	2012	4,77	19,75
	2013	4,79	19,22
	$\bar{x}$	<b>4,74</b>	<b>20,02</b>
	$\Delta(\bar{x}(2012, 13) - (\bar{x} 2007, 08, 09))$	<b>+0,07</b>	<b>-0,89</b>
3. ílovitá pôda	2007	4,54	16,25
	2008	4,66	15,24
	2009	4,38	17,05
	2012	4,76	12,71
	2013	4,46	16,84
	$\bar{x}$	<b>4,56</b>	<b>15,62</b>
	$\Delta(\bar{x}(2012, 13) - (\bar{x} 2007, 08, 09))$	<b>+0,08</b>	<b>-1,41</b>
4. íl	2007	4,43	24,60
	2008	4,54	14,32
	2009	4,24	24,10
	2012	4,14	20,26
	2013	4,42	19,69
	$\bar{x}$	<b>4,35</b>	<b>20,59</b>
	$\Delta(\bar{x}(2012, 13) - (\bar{x} 2007, 08, 09))$	<b>-0,12</b>	<b>-1,03</b>
<b>priemer</b>		<b>4,77</b>	<b>15,67</b>
<b><math>\Delta (2012, 2013) - (2007, 2008, 09)</math></b>		<b>-0,01</b>	<b>-1,02</b>

## ZÁVER

Výsledky získané pri terénnom prieskume v rokoch 2007 – 2009 a 2012 – 2013 v suchom poldri Beša poukazujú na vysokú plošnú heterogenitu pôdy v tomto území, pretože hodnoty sledovaných fyzikálnych a chemických parametrov pôdy sa vyskytovali v širokom rozmedzí.

V rokoch po napustení poldra nedošlo k významnej zmene v obsahoch ílovitých častíc a pôdne druhy (piesočnato-hlinitá pôda, ílovito-hlinitá pôda, ílovitá pôda, íl) v jednotlivých pokusných profiloch ostali zachované.

Zaplavenie záujmového územia v roku 2010 prispelo k zmenám fyzikálnych vlastností pôdy v poldri Beša, keď v rokoch po zaplavení poldra sa objemová hmotnosť zvýšila a celková pórovitosť sa znížila. Hodnoty maximálnej kapilárnej vodnej kapacity dosahovali hodnoty porovnateľné s údajmi známymi pre ťažké až veľmi ťažké pôdy. Nekapilárna pórovitosť bola nízka.

Napustenie poldra Beša v roku 2010 sa prejavilo na zmenách vybraných chemických vlastností pôdy. V rokoch 2012–2013 bol v monitorovaných profiloch pôdy zistený pokles pôdneho organického uhlíka o 0,76 g.kg<sup>-1</sup> (piesočnato-hlinitá pôda) až 1,41 g.kg<sup>-1</sup> (ílovitá pôda). Hodnoty výmennej pôdnej reakcie v pokusných rokoch 2012–2013 boli porovnateľné s rokmi 2007–2009.

Ďalší vývoj vybraných fyzikálnych a chemických vlastností pôdy v suchom poldri Beša bude predmetom ďalšieho skúmania.

## Podakovanie

Táto práca bola podporovaná bola podporovaná Agentúrou pre podporu výskumu a vývoja na základe zmluvy č. APVV-0163–11.

## LITERATÚRA

- FEČENKO J., LŐŽEK, O. 2000. *Výživa a hnojenie poľných plodín*. 1. vyd. Nitra: SPU Nitra, 2000. 452 s. ISBN 80–7137-777–5.
- FERIANCOVÁ L. 2003. Hodnotenie obsahu živín a pôdnej reakcie v substráte na experimentálnej strešnej záhrade. In: *Acta horticulturae et regiecturae*, roč. 6, 2003, č. 2, s. 44–46.
- GÁBRIS L., RAKOVSKÁ A., HARVAN P. 1995. Zmeny pôdnej reakcie pri aplikácii štandardných a pomaly pôsobiacich dusíkatých priemyselných hnojív. In: *Polnohospodárstvo*, roč. 41, 1995, č. 2, s. 81–88.
- GUSPAN J., FORGÁČ K., ZRUBEC F. 1975. *Zúrodňovanie ťažkých pôd*. 1. vyd. Bratislava: Príroda, 1975. 219 s.
- HRAŠKO, J. et al. 1962. *Rozbory pôd*. 1. vyd. Bratislava: SVPL, 1962. 342 s.
- HRIVŇÁKOVÁ K., MAKOVNÍKOVÁ J. et al. 2011. *Jednotné pracovné postupy rozborov pôd*. 1. vyd. Bratislava: VÚPOP, 2011. 136 s. ISBN 978–80-89128–89-1.
- KOLEŠÁROVÁ E., MYDLA D. 2014. Účel suchých nádrží vo vodnom hospodárstve v nadväznosti na možnosti využívania pôdy v zátope. In: Kotorová, D., Kováč, L., Šoltysová, B. (eds.) 2014. *Faktory ovplyvňujúce využívanie pôdy a krajiny v znevýhodnených oblastiach*. Zborník referátov z vedeckej konferencie s medzinárodnou účasťou. Michalovce: NPPC – Výskumný ústav agroekológie Michalovce, 2014, s. 87–92. ISBN 978–80-971644–0-9.
- KOTOROVÁ D., JAKUBOVÁ J., KOVÁČ L. 2011. Dependence of heavy soil transport function on soil profile depth. In: *Agriculture (Polnohospodárstvo)*, vol. 57, 2011, no. 2, s. 45–52. DOI:10.2478/v10207–011-0005–0.
- KOTOROVÁ D., KOVÁČ L., ŠOLTYSOVÁ B., JAKUBOVÁ J., BALLA P. 2012. Komparácia vlastností pôdnych druhov v suchom poldri Beša. In: *Transport vody, chemikálií a energie v systéme pôda – rastlina – atmosféra*. 20. posterový deň s medzinárodnou účasťou. Bratislava: ÚH SAV, GFÚ SAV, 2011, s. 345–351. ISBN 978–80-89139–28-6.
- KOTOROVÁ D., KOVÁČ L., ŠOLTYSOVÁ B., JAKUBOVÁ J., BALLA P. 2014. Vývoj fyzikálnych vlastností v poldri Beša pred a po jeho napustení. In: Kotorová, D., Kováč, L., Šoltysová, B. (eds.) 2014. *Faktory ovplyvňujúce využívanie pôdy a krajiny v znevýhodnených oblastiach*. Zborník referátov z vedeckej konferencie s medzinárodnou účasťou. Michalovce: NPPC – Výskumný ústav agroekológie Michalovce, 2014, s. 93–98. ISBN 978–80-971644–0-9
- KOTOROVÁ D., MATI R., KOVÁČ L., ŠOLTYSOVÁ B. 2010. Možnosti mimoprodukčného využívania poldra Beša. In: *Folia oecologica* 3, roč. 51, 2010, s. 74–88.
- LINKEŠ V., PESTŮN V., DŽATKO M. 1996. *Príručka pre používanie máp bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek*. 3. vyd. Bratislava: VÚPÚ, 1996. 103 s. ISBN 80–85361-19–1.
- SEMANCOVÁ P., KOTOROVÁ D., FAZEKAŠOVÁ D., MICHAELI E. 2013. Changes of physical properties of soil after overflowing. In: *4<sup>th</sup> International Conference "To Protect of Global Environment for Future Generations"*. Budapest: Óbuda University, 2013, s. 313–320. ISBN 978–615-5018–93-0.

- SOBOCKÁ, J. *et al.* 2010. *Návrh adaptačných opatrení na pôde pre zmiernenie účinkov klimatickej zmeny*. Bratislava: Výskumný ústav pôdoznavectva a ochrany pôdy, 2010. 64 s. ISBN 978–80-89128–64-8.
- ŠIMANSKÝ V., TOBIAŠOVÁ E., JANKOWSKI M., MARKIEWICZ M. 2009. Particle-size distribution and land-use effects on quantity and quality of soil organic matter in selected localities of Slovakia and Poland. In: *Agriculture*, vol. 55, 2009, no. 3, s. 125–132.
- ŠÚTOR J., MATI R., IVANČO J., GOMBOŠ M., KUPČO M., ŠŤASTNÝ P. 1995. *Hydrológia Východoslovenskej nížiny*. Michalovce: Media Group, 1995. 467 s. ISBN 80–88835-00–3.
- ŠÚTOR J., GOMBOŠ M., MATI R., IVANČO J. 2002. *Charakteristiky zóny aerácie ťažkých pôd Východoslovenskej nížiny*. 1. vyd. Bratislava: ÚH SAV, Michalovce: OVÚA, 2002. 216 s. ISBN 80–968480-08–9.
- ŠÚTOR J., GOMBOŠ M., MATI R., TALL A., IVANČO J. 2007. *Voda v zóne aerácie pôd Východoslovenskej nížiny*. Bratislava: ÚH SAV, Michalovce: SCPV – ÚAe, 2007, 280 s. ISBN 80–89139-10–8.
- VILČEK J. 2005. Pedogeografické špecifiká pôd Východoslovenskej nížiny. In: *Realizáciou poznatkov vedy a výskumu k trvalo udržateľnému poľnohospodárstvu*, Michalovce: VÚRV – ÚA, 2005, s. 93–97. ISBN 80–88790-40–9.
- VOLOŠ V. 2009. Polder Beša ako súčasť protipovodňovej ochrany Východoslovenskej nížiny. In: *Mimoprodukčné funkcie pôdy a krajiny na územiach ovplyvňovaných antropogénnou činnosťou*. Vedecká konferencia s medzinárodnou účasťou. Michalovce: CVRV – VÚA Michalovce, 2009, s. 243–250. ISBN 978–80-89417–09-4.
- Vyhláška MP SR č. 338/2005 Z. z., ktorou sa ustanovujú podrobnosti o postupe pre odber pôdnych vzoriek, spôsobe a rozsahu vykonávania agrochemického skúšania pôd, zisťovania pôdnych vlastností lesných pozemkov a o vedení evidencie hnojenia pôdy a stavu výživy rastlín na poľnohospodárskej pôde a na lesných pozemkoch.
- ZAUJEC A., CHLPÍK J., NÁDAŠKÝ J., SZOMBATHOVÁ N., TOBIAŠOVÁ E. 2009. *Pedológia a základy geológie*. 1. vyd. Nitra: Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, 2009. 400 s. ISBN 978–80-552–0207-5.
-



# VPLYV VODNEJ ERÓZIE NA ŠTRUKTÚRU A PŔDNU ORGANICKÚ HMOTU ČERNOZEMÍ

## WATER EROSION IMPACT ON STRUCTURE AND SOIL ORGANIC MATTER IN CHERNOZEM

**Beáta Mičulková, Anna Hammerová, Jiří Jandák,  
Jana Šimečková, Vítězslav Vlček**

*Ústav agrochemie, půdoznalství, mikrobiologie a výživy rostlin, Agronomická fakulta Mendelovy univerzity v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno, Česká republika*

*Department of Agrochemistry, Soil Science, Microbiology and Plant Nutrition, Faculty of Agronomy, Mendel University in Brno, Zemědělská 1, 613 00 Brno, Czech Republic*

*e-mail: beatahrabovska@gmail.com*

### Abstrakt

Pojem štruktúra vznikol z latinského structure a znamená stavbu, spôsob stavby, zloženie. Pre udržanie priaznivého štruktúrneho stavu pôdy je dôležité dodávanie organickej hmoty do pôdy, pretože organická hmota priaznivo ovplyvňuje vývoj štruktúrnych elementov. Štruktúrne agregáty majú význam z hľadiska ochrany pôdy pred vodnou eróziou. Všeobecne štruktúru pôdy definujeme ako vzájomné zoskupenie a priestorové usporiadanie primárnych (minerálnych a organických) častíc pôdy do väčších, sekundárnych častíc nazývaných agregáty. Štruktúra pôdy je daná schopnosťou pôdy vytvárať agregáty zhlukovaním (agregáciou) zŕn rôzneho priemeru (od ílových po piesočnaté), alebo rozpadom (dezagregáciou) veľkých zhlukov na menšie. Veľkosť a stabilita agregátov závisí od povahy a množstva tmeliacich látok, ktorými sú minerálne látky (íl a uhličitan vápenatý), humus a mikroedafón. Čím viac organických a minerálnych štruktúrotvorných látok pôda obsahuje, tým lepšie sú v nej podmienky agregácie. Proces agregácie – vznik pôdnych agregátov je spravidla viacstupňový od mikroagregátov až po makroagregáty. Cieľom príspevku je poukázať na vplyv vodnej erózie na štruktúru pôdy a pôdnu organickú hmotu černozezí na spráši v oblasti južnej Moravy, pretože pôdna organická hmota je dôležitým faktorom pre tvorbu pôdnej štruktúry a stabilných agregátov. Štruktúra bola stanovená modifikovanou metódou podľa Nováka a pôdna organická hmota (Corg) pomocou stanovenia celkového obsahu uhlíku na mokrej ceste metódou Walkley – Black. V stredných (erózných) svahových polohách je štatisticky preukázateľné najnižšie množstvo makroagregátov a taktiež aj nižší obsah pôdnej organickej hmoty.

**Kľúčové slová:** pôda, černozezí, vodná erózia, štruktúra pôdy, pôdna organická hmota, makroagregáty

### Abstract

The term „structure“ comes from the Latin word and means the building, construction method, composition. Maintaining a good structural condition of the soil is important to supply organic matter to the soil because organic matter positively affects the development of struc-

tural elements. Structural aggregates are important for the protection of soil from water erosion. Soil structure is defined as the clustering and arrangement of primary particles (mineral and organic matter) into larger, secondary particles called aggregates. Soil texture is determined by the ability of soil aggregates to create aggregation of grains of different diameters (from the clay over sand) or disaggregation large clumps into smaller. The size and stability of the aggregates depend on the nature and quantities of cementing substances, which are minerals (clay and calcareous carbonate), and soil organic matter and micro-edaphone. The more organic and mineral soil contains a structure-forming substances; the better it is in conditions of aggregation. Aggregation process – the formation of soil aggregates is usually multilevel from micro-aggregates to macro-aggregates. The aim of this paper is to highlight the impact of water erosion on soil structure and soil organic matter Chernozems on loess in South Moravia, because soil organic matter is an important factor for the formation of soil structure and stable aggregates. The structure was determined by the modified method of Novák and soil organic matter (Corg) by determining the total carbon content in wet road method Walkley – Black. In the middle (erosion) slope is statistically proven lowest amount of macro-aggregates and also lower levels of soil organic matter.

**Keywords:** soil, Chernozem, water erosion, soil structure, soil organic matter, macro-aggregates

## ÚVOD

PŔdna ťtruktúra je dŔležitou pŔdnu vlastnoťou. ťtruktúrotvorný proces je neoddeliteľnou súčasťou pŔdotvorného procesu, preto podlieha jeho zákonitostiam a zmenám, a to tak v prirodzených, ako aj v kultúrnych podmienkach (HRAŠKO *et al.* 1988). PŔdnu ťtruktúru definujeme ako vzájomné usporiadanie prvotných minerálnych a organických častíc pŔdy do väčších útvarov (agregátov) rôzneho tvaru a veľkosti (FULAJTÁR, 2006). Podľa BADALÍKOVEJ a PROCHÁZKOVEJ (2002) ťtruktúra úzko súvisí s pŔdnu úrodnosťou a je daná stavom celkového súboru pŔdnych častíc a ich agregátov. Je podmienená schopnosťou spájať častice tuhej fázy alebo desagregovať väčšie celky pŔdnej hmoty a tým vytvárať ťtruktúrne agregáty.

Základnou jednotkou pŔdnej ťtruktúry je pŔdny agregát (ped). Primárne pedy sú relatívne stále agregáty, ktoré sú navzájom od seba oddelené pŔrmi alebo oslabenými miestami vo vzájomných väzbách. Sú to najjednoduchšie formy existencie pŔdneho materiálu. Ďalej sa už prirodzene nedelia na menšie pŔdne jednotky. Naopak, môžu sa ďalej zoskupovať do väčších jednotiek – agregátov vyšších rádov (BEDRNA, 1989).

PŔdna ťtruktúra môže byť vytvorená dvomi základnými procesmi. Prvý proces je drobenie pŔdy na rôzne agregáty prostredníctvom vysušovania, činnosťou mrazu, koreňovým systémom rastlín, živočíchmi, strojmi či náradím. Druhým procesom je vytváranie agregátov tmeliacimi látkami z elementárnych častíc pŔdy (VILČEK *et al.* 2005).

Najvýhodnejšie agregáty pre priaznivú pórovitosť sú agregáty o veľkosti 1 až 10 mm (BEDRNA, 1984, VILČEK *et al.*, 2005). Pre kvalitu pŔdy sú najvhodnejšie guľovité, hrudkovité a polyedrické ťtruktúrne agregáty (VILČEK *et al.* 2005).

Od prirodzených štruktúrnych agregátov treba rozlišovať sekundárne vytvorené hrudky, tzv. pseudoagregáty, rôznej veľkosti alebo úlomky, ktoré sa tvoria blízko povrchu pôdy vplyvom vysušovania, kultivácie alebo vplyvom tlaku. Tieto majú v procesoch navlhčovania a vysušovania malú stabilitu a podliehajú značným vnútroobjemovým zmenám (BEDRNA, 1989). Za sucha sú pseudoagregáty značne pevné, pod tlakom sa nedrobia, nie sú ani vodostále a účinkom vody sa rýchlo rozplávajú na elementárne častice (FULAJTĀR, 2006).

Pevnosť väzby agregátov určuje ich stabilitu. Pôda s nestabilnou štruktúrou ľahko podlieha negatívnym vplyvom, dochádza k rozpadu štruktúry a pôda sa tak stáva bezštruktúrna (VOPRAVIL *et al.* 2010). Najstálejšie štruktúrne agregáty vznikajú na povrchu ílových nerastov bezprostrednou adsorpciou humusových látok (BEDRNA, 1968). Rozpad pôdnej štruktúry má negatívne dopady na kvalitu pôdy a biotu tým, že znižuje vsakovanie vody a priepustnosť pôdy pre vodu, obmedzuje prúdenie a množstvo vzduchu v pôde, znižuje sa množstvo dážďoviek a zooedafónu, zmenšuje koreňovú sústavu rastlín a počet aeróbnych mikroorganizmov, uľahčuje pôsobenie veternej a vodnej erózie pôdy, zväčšuje povrchový odtok vody, zvyšuje mazľavosť a lepivosť pôdy, sťažuje mechanické obrábanie pôdy (BEDRNA, 2002, VLČEK *et al.* 2005). Dážďovky sú považované za prospešné pre kvalitu pôdnej štruktúry. Dôležitým aspektom kvality pôdnej štruktúry je stabilita agregátov (MARINISSEN, 1994).

Humusové látky spolu s tmeliacimi (napr. nesilikátové zlúčeniny železa, hliníka a soli vápnika) tvoria pružný, rôzne porózny a vo vode sa nerozplývajúci cement pôdnych agregátov (DEMO *et al.* 1995, BEDRNA *et al.* 1968).

Vo väčšine pôd je organická hmota hlavným činiteľom tvorby a stabilizácie hrudiek a guľovitých štruktúrnych agregátov. Organická hmota poskytuje energiu a substrát, ktoré využívajú na svoju aktivitu baktérie, huby a pôdne živočíchy (ZAUJEC *et al.* 2009). Tvorba štruktúrnych agregátov znamená ochranu humusu pred mineralizáciou (SOTÁKOVĀ, 1982).

V horizontoch akumulácie organickej hmoty, v ktorých neprebíha proces rozrušenia minerálnej časti pôdy, majú guľatú formu štruktúry. Ak prebiehajú deštrukčno-degradačné procesy, štruktúrne agregáty sú ostrohranné (orechovitá polyedrická štruktúra) (HRAŠKO *et al.* 1988).

Mechanické sily sú pôvodne prírodného a antropogénneho pôvodu. Mráz, dažďové kvapky a extrémne vysušovanie pôdy spôsobuje drobenie pôdnych agregátov a uvoľňovanie z nich jednotlivé zrná (VLČEK *et al.* 2005). Mechanické rozrušovanie štruktúry sa prejavuje v povrchovej vrstve (BEDRNA *et al.* 1968). Jedná sa o reverzibilný proces a tak sa v stabilizovanom ekosystéme opäť vytvoria z jednotlivých zrn pôdne agregáty. Pri antropogénnom pôsobení mechanických síl obrábacích strojov (nadmerné kyprenie, orba, plečkovanie, valcovanie), chôdzou ľudí a zvierat, a dlhodobom zavlažovaní postrekom sa ničí trvalejšie pôdna štruktúra (BEDRNA *et al.* 1968, VLČEK *et al.* 2005).

## MATERIÁL A METÓDY

V rámci terénneho prieskumu, ktorý sa uskutočnil na jar v roku 2013 boli vytipované štyri svahovité pozemky s ornou pôdou – černoze modálne karbonátové na spraši (NĚMEČEK

et al. 2011), na ktorých bola erózia buď priamo viditeľná alebo bola vysoká pravdepodobnosť jej výskytu.

Odber vzoriek prebehol na konci leta v roku 2013 na dvoch svahoch pri obci Dambořice a na dvoch svahoch pri obci Klobouky u Brna.

Na každom svahu boli vybrané tri miesta odberov. Prvé miesto bolo v hornej časti svahu (miesto pravdepodobného zachovania pôvodného profilu), druhé miesto v strednej časti svahu (miesto predpokladaného odnosu materiálu) a tretie miesto bolo v spodnej časti svahu (miesto pravdepodobnej akumulácie materiálu). Sondy boli vykopané tak, že ich čelo smerovalo proti svahu a ich hĺbka bola cca 45–150 cm. Porušené vzorky boli odoberané z ornice a podornice.

Odobrané porušené vzorky boli vysušené na vzduchu. Štruktúra pôdy bola stanovená modifikovanou metódou podľa NOVÁKA (1932). Následne bol stanovený koeficient stability podľa FULAJTÁRA (2006). Pôdna organická hmota bola stanovená metódou oxidimetrického stanovenia podľa WALKLEY – BLACKA (1934). Organický uhlík humusových látok sa zoxiduje chromsírovou zmesou pri zvýšenej teplote (120 °C) a oxidačne redukčnou titráciou Mohrovou soľou sa stanoví nezreagovaný zvyšok chrómsírovej zmesi.

Pre štatistické vyhodnotenie obsahu humusu bola použitá jednofaktorová analýza rozptylu (ANOVA).

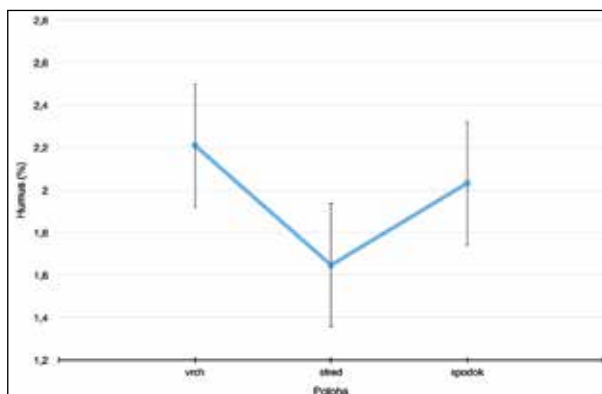
## VÝSLEDKY A DISKUSIA

Vo vrcholovej polohe ornice je najvyšší obsah humusu 2,69% a najnižší 1,95%. Priemerná hodnota dosahuje 2,21%. V strednej časti svahu je najvyšší obsah humusu 1,95% a najnižší 1,41%. Priemerná hodnota dosahuje 1,65%. V spodnej časti svahu je najvyšší obsah humusu 2,19% a najnižší 1,82%. Priemerná hodnota dosahuje 2,03%.

Najvyšší obsah humusu bol na vrchole svahu Klobouky u Brna 2, ktorý dosahuje hodnoty 2,69%. Najnižšia hodnota v ornici bola zistená v strednej časti svahu lokality Dambořice 2. Dosahuje hodnoty 1,41%.

**Tab. 1** Výsledky jednofaktorovej analýzy rozptylu obsahu humusu pre ornicu

Číslo buňky	Tukeyho HSD test, premenná Humus. Približné pravdepodobnosti pre post hoc testy. Chyba: medziskup. PČ = 0,06382, sv = 9,0000			
	Poloha	{1} 2,2104	{2} 1,6470	{3} 2,0326
1	vrch		<b>0,028571</b>	0,597987
2	stred	<b>0,028571</b>		0,132673
3	spodok	0,597987	0,132673	

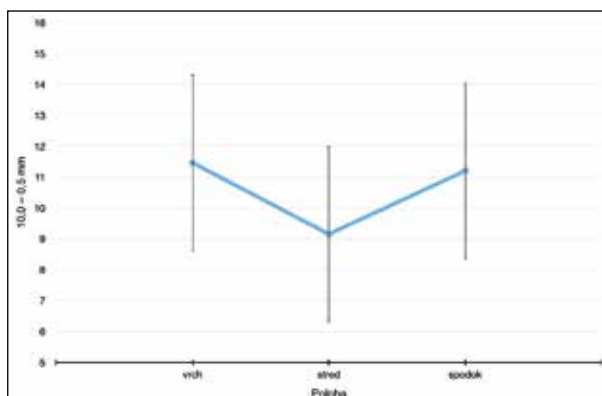
**Obr. 1** Štatistické vyhodnotenie obsahu humusu pre orniciu

Poloha; Priemery MNC  
 Súčasný efekt:  $F(2, 9) = 5,1995$ ,  $p=0,03156$   
 Dekompozícia efektívnej hypotézy  
 Vertikálne stĺpce označujú 0,95 intervaly spoľahlivosti.

Zo štatistického vyhodnotenia pomocou Tukeyovho testu sa zistil štatisticky významný rozdiel medzi obsahom humusu v ornici vrcholu a stredu svahu sledovaných pozemkov.

**Tab. 2** Výsledky jednofaktorovej analýzy rozptylu pôdnych agregátov o veľkosti 10–0,5 mm pre orniciu

Číslo buňky	Tukeyho HSD test, premenná 10,0 – 0,5 mm. Približné pravdepodobnosti pre post hoc testy. Chyba: medziskup. $PC = 22,826$ , $sv = 33,000$			
	Poloha	{1} 11,461	{2} 9,1529	{3} 11,202
1	vrch		0,471289	0,990392
2	stred	0,471289		0,551036
3	spodok	0,990392	0,551036	

**Obr. 2** Štatistické vyhodnotenie pôdnych agregátov s veľkosťou 0,5–10 mm pre orniciu

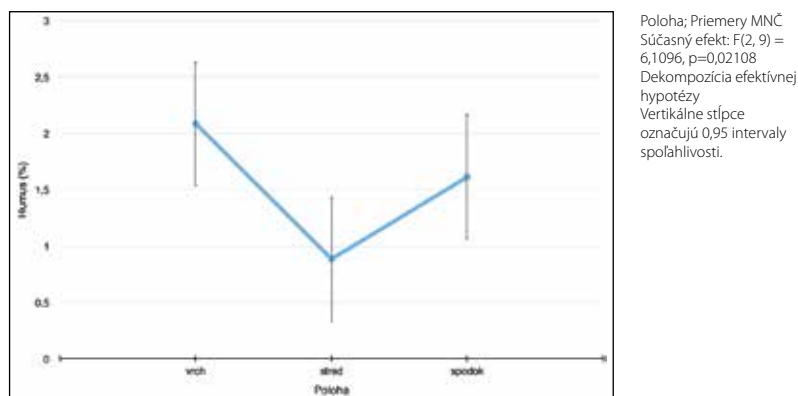
Poloha; Priemery MNC  
 Súčasný efekt:  $F(2, 33) = 0,84057$ ,  $p=0,44049$   
 Dekompozícia efektívnej hypotézy  
 Vertikálne stĺpce označujú 0,95 intervaly spoľahlivosti.

Podľa štatistického vyhodnotenia nie je medzi makroagregátmi veľkosti 0,5–10 mm u ornice štatisticky preukázateľný rozdiel.

**Tab. 3** Výsledky jednofaktorovej analýzy rozptylu obsahu humusu pre podornicu

Číslo buňky	Tukeyho HSD test, premenná Humus. Približné pravdepodobnosti pre post hoc testy. Chyba: medziskup. PČ = 0,23908, sv = 9,0000			
	Poloha	{1} 2,0859	{2} 0,88635	{3} 1,6137
1	vrch		<b>0,017602</b>	0,397340
2	stred	<b>0,017602</b>		0,144080
3	spodok	0,397340	0,144080	

Zo štatistického vyhodnotenia sa zistil štatisticky významný rozdiel medzi obsahom humusu v podornici vrcholu a stredu svahu sledovaných pozemkov.

**Obr. 3** Štatistické vyhodnotenie obsahu humusu pre podornicu

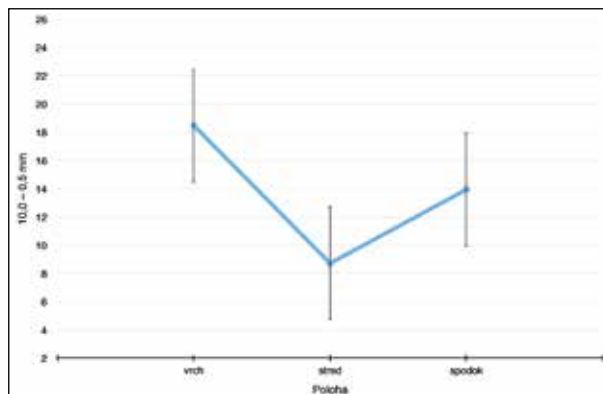
Vo vrcholovej polohe podornice je najvyšší obsah humusu 2,88% a najnižší 1,51%. Priemerná hodnota dosahuje 2,09%. V strednej časti svahu je najvyšší obsah humusu 1,52% a najnižší 0,31%. Priemerná hodnota dosahuje 0,86%. V spodnej časti svahu je najvyšší obsah humusu 1,71% a najnižší 1,49%. Priemerná hodnota dosahuje 1,61%.

Najvyšší obsah humusu v podornici je na vrchole svahu Klobouky u Brna 2, ktorý dosahuje hodnoty 2,88%. Najnižšia hodnota v podornici bola zistená v strednej časti svahu lokality Klobouky u Brna 1. Dosahuje hodnoty 0,31%.

**Tab. 4** Výsledky jednofaktorovej analýzy rozptylu pôdnych agregátov s veľkosťou 10–0,5 mm pre podornicu

Číslo buňky	Tukeyho HSD test, premenná 10,0 – 0,5 mm. Približné pravdepodobnosti pre post hoc testy. Chyba: medziskup. PČ = 43,727, sv = 33,000			
	Poloha	{1} 18,485	{2} 8,7326	{3} 13,962
1	vrch		<b>0,002881</b>	0,229723
2	stred	<b>0,002881</b>		0,144372
3	spodok	0,229723	0,144372	

**Obr. 4** Štatistické vyhodnotenie pôdnych agregátov s veľkosťou 10–0,5 mm pre podornicu



Poloha; Priemery MNC  
Súčasný efekt:  $F(2, 33) = 6,5368$ ,  $p=0,00406$   
Dekompozícia efektívnej hypotézy  
Vertikálne stĺpce označujú 0,95 intervaly spoľahlivosti.

Zo štatistického vyhodnotenia vyplýva, že medzi makroagregátmi o veľkosti 10,0–0,5 mm je štatisticky preukázateľný rozdiel medzi vrcholom a strednou polohou svahu v podornici.

Zistenia zo štatistického spracovania potvrdzuje aj stanovenie vodostálosti štruktúry podľa FULAJTÁRA (2006), ktorý stanovuje  $K_v$  (koeficient stability) podľa:

$$K_v = A / B$$

kde:  $K_v$  je koeficient stability, A je hmotnosť vodostálych agregátov rozmerov 0,25–10 mm, B je hmotnosť agregátov menších ako 0,25 mm, pričom platí, že čím je hodnota  $K_v$  vyššia, tým je štruktúra stabilnejšia.

**Tab. 5** Hodnotenie štruktúrneho zloženia pôdy (FULAJTÁR, 2006)

Obsah agregátov 0,25 mm – 10 mm v % ( $K_v$ )	Stav štruktúrnosti a vodostálosti pôdnych agregátov
≥ 70	Výborný
70–55	Dobry
55–40	Uspokojivý
40–20	Neuspokojivý
≤ 20	Nevyhovujúci

**Tab. 6** Výsledky  $K_v$  sledovaných pozemkov

	Dambořice 1		Dambořice 2		Klobouky u Brna 1		Klobouky u Brna 2	
	$K_v$	v %	$K_v$	v %	$K_v$	v %	$K_v$	v %
OR A	0,14	15	0,16	16	0,33	33	0,49	49
OR B	0,17	18	0,15	15	0,21	21	0,29	29
OR C	0,16	17	0,17	17	0,33	33	0,31	31

	Dambořice 1		Dambořice 2		Klobouky u Brna 1		Klobouky u Brna 2	
	$K_v$	v %	$K_v$	v %	$K_v$	v %	$K_v$	v %
PODOR A	0,23	23	0,24	24	0,43	43	0,70	70
PODOR B	0,35	36	0,16	16	0,07	7	0,19	19
PODOR C	0,26	26	0,32	32	0,33	33	0,42	42

( $K_v$  – koeficient stability, OR – ornica, PODOR – podornica, A vrch svahu, B stred svahu, C spodok svahu)

U oboch lokalít pri obci Dambořice je koeficient stability vyšší v podornici vo vrchnej, strednej aj spodnej časti svahu. Výnimku tvoria obe lokality pri obci Klobouky u Brna, kde v strednej časti svahu je v podornici nižší koeficient stability z dôvodu dlhodobejšieho priorávania spráše, ktorá je bezštruktúrna. Na základe parametra  $K_v$  je možné ako najpriaznivejšiu štruktúru hodnotiť na lokalite pri obci Klobouky u Brna 2, kde bol v ornici vrcholovej časti svahu  $K_v$  40%. V podornici  $K_v$  dosiahol 70 %, čo je podľa FULAJTÁRA (2006) výborný stav pôdnej štruktúry.

Základným krokom bolo stanovenie normality dát. Pre tento test sme zvolili Shapiro – Wilkúv W test, ktorý sa využíva pre testovanie súborov menších ako 50 premenných ( $n < 50$ ).

Tento test ukázal, že ani jedna sledovaná premenná nemá normálne rozdelenie ( $p < 0,05$ ). Na základe tohto výsledku sme zvolili pre koreláciu neparametrickú štatistiku Spearmanov koeficient R.

**Tab. 7** Korelácia obsahu humusu s veľkosťou agregátov 10–0,5 mm v ornici

Premenná	Spearmanove korelácie ChD vynechané párovo Označené korelácie sú významné na hl. $p < 0,05000$	
	10,0–0,5 mm	Humus
10,0–0,5 mm	1	0,609513
Humus	0,609513	1

**Tab. 8** Korelácia obsahu humusu s veľkosťou agregátov 10–0,5 mm v podornici

Premenná	Spearmanove korelácie ChD vynechané párovo Označené korelácie sú významné na hl. $p < 0,05000$	
	Humus	10,0–0,5 mm
Humus	1	0,429901
10,0–0,5 mm	0,429901	1

Na základe korelácie môžeme zhodnotiť, že existuje kladná závislosť medzi obsahom humusu a prítomnosťou makroagregátov pôdy 10–0,5 mm v ornici aj podornici. Väčšia závislosť bola u ornice.

## ZÁVER

Pre vytváranie priaznivých podmienok pestovania rastlín je dôležitá pôdna štruktúra.



Štruktúrne pôdy sú schopné prijímať zrážkovú vodu, zabraňujú rozplavovaniu agregátov pôdy vo vode. Z priložených zistení je možné zhodnotiť, že stav štruktúry pôdy černozeu na spraši na vybraných svahovitých lokalitách južnej Moravy nie je príliš priaznivý.

Negatívny vplyv procesov vodnej erózie na pôdu sa prejavuje v kvantitatívnych zmenách obsahu humusu, ktorý sa určitou mierou podieľa na pôdnej úrodnosti. Zo štatistického vyhodnotenia pomocou Tukeyovho testu sa zistil štatisticky významný rozdiel medzi obsahom humusu v ornici aj podornici na vrchole a strede svahu sledovaných pozemkov. Došlo k priestorovej zmene obsahu humusu – znížil sa v erózných častiach svahov. Ornica mala síce v priemere viac obsahu humusu (1,96 %) ako podornica (1,53 %), ale priemerný koeficient stability pôdnej štruktúry v ornici, ktorý bol 25 % poukazuje na fakt, že štruktúra podornice, ktorej priemerný koeficient stability bol 31 %, bola stabilnejšia. Ornicu je na sledovaných lokalitách možné charakterizovať ako nestabilnú so súčasne vysokou náchylnosťou na eróziu pôdy.

Korelačnou analýzou sme dokázali závislosť makroagregátov o veľkosti 10–0,5 mm na obsahu humusu v ornici aj podornici sledovaných pozemkov.

### Podakovanie:

Tento projekt vznikol s podporou projektu IGA AF MENDELU TP7/2014.

### LITERATÚRA

- BADALÍKOVĀ B., PROCHÁZKOVĀ B. 2002. Desagregace půdnlí hmoty vlivem různého hospodaření se slámou. In *Zborník Pedologické dny*. Praha: ČZU, s. 147–149. ISBN 80–213-1052–9.
- BEDRNA, Z. 2002. *Environmentálne pôdoznanectvo*. Bratislava: Veda. 352 s. ISBN 80–224-0660–0.
- BEDRNA, Z. 1989. *Pôdne režimy*. Bratislava: Veda. 221 s.
- BEDRNA, Z. 1984. *Pôda*. Bratislava: Príroda. 209 s.
- BEDRNA, Z., HRAŠKO J., SOTÁKOVĀ, S. 1968. *Polnohospodárske pôdoznanectvo*. Bratislava: Slovenské vydavateľstvo pôdohospodárskej literatúry. 363 s.
- DEMO, M., KOLLÁR B., HRAŠKO, J. 1995. *Obrábanie pôdy*. Nitra: VŠP. 309 s. ISBN 80–7137-255–2.
- FULAJTÁR, E. 2006. *Fyzikálne vlastnosti pôdy*. Bratislava: Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy, 2006. 142 s. ISBN 80–89128-20–3.
- HRAŠKO, J., BEDRNA, Z. 1988. *Aplikované pôdoznanectvo*. Bratislava: Príroda. 473 s.
- MARINISSEN, J.C.Y. 1994. Earthworm populations and stability of soil structure in a silt loam soil of a recently reclaimed polder in the Netherlands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 51 (1–2): 75–87. ISSN 0167–8809
- NĚMEČEK, J. 2011. *Taxonomický klasifikační systém půd České republiky*. 2. uprav. vyd. Praha: Česká zemědělská univerzita. 94 s. ISBN 978–80-213–2155-7.
- NOVÁK, V. 1932. Příspěvky k studiu struktury. I. *Věstník ČAZ*. VIII, s. 756–761.
- SOTÁKOVĀ, S. 1982. *Organická hmota a úrodnosť pôdy*. Bratislava: Príroda. 234 s.
- VLČEK, J., HRONEC, O., BEDRNA, Z. 2005. *Environmentálna pedológia*. Nitra: Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre. 298 s. ISBN 80–8069-501–6.
- VOPRAVIL, J. et al. 2010. *Půda a její hodnocení v ČR*. 2. vyd. Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy. 148 s. ISBN 978–80-87361–05-41.
- ZAUJEC, A. et al. 2009. *Pedológia a základy geológie*. Nitra: Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre. 399 s. ISBN 978–80-552–0207-5.
- WALKLEY, A., BLACK T.A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37: 29–38. V modifikaci Novák a Pelíšek. In: ZBĪRAL, J., HONSA, I., MALÝ, S. 1997. *Jednotné pracovnlí postupy*. Brno: ÚKZÚZ. 150 s.

# HODNOTENIE NEISTOTY PRIESTOROVÉHO MODELU POČIATOČNEJ ZÁSOPY PÔDNEJ ORGANICKEJ HMOTY PRE POTREBY MODELOVANIA JEJ DYNAMIKY V REGIÓNE ONDAVSKÁ VRCHOVINA

## UNCERTAINTY ASSESSMENT OF THE INITIAL SOIL ORGANIC CARBON STOCK MODEL FOR THE SOIL ORGANIC CARBON DYNAMICS MODELLING IN ONDAVSKÁ VRCHOVINA REGION

**Rastislav Skalský, Štefan Koco, Jarmila Makovníková, Peter Koleda, Ján Halas, Zuzana Tarasovičová, Gabriela Barančíková**

*Národné poľnohospodárske a potravinárske centrum – Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy,  
Gagarinova 10, 827 13 Bratislava, Slovenská republika  
National Agricultural and Food Centre – Research Institute for Soil Science and Conservation, Gagarinova 10,  
827 13 Bratislava, Slovak Republic  
e-mail: r.skalsky@vupop.sk*

### Abstrakt

V príspevku sa venujeme analýze vplyvu vybraných faktorov v rámci Ondavskej vrchoviny – krajinej pokrývky a obsahu skeletu v pôde, ktoré vo významnej miere môžu ovplyvniť odhad iniciálneho obsahu pôdnej organickej hmoty. Pre potreby hodnotenia sme vytvorili súbor teoretických scenárov, ktoré porovnávame s odhadom, ktorý bol spracovaný na podklade kompletného súboru historických údajov o pôde aj krajinej pokrývke okolo roku 1970 (Komplexný prieskum poľnohospodárskych pôd) a súboru údajov, kde časť vstupov pochádza z údajov po roku 1970 (pôda, Bonitované pôdno-ekologické jednotky) a časť z aktuálnych údajov (krajinná pokrývka, rok 2012). Na vybranom regióne tak simulujeme reálnu situáciu v dostupnosti údajov o pôde a krajine na národnej úrovni. Domnievame sa, že najmä v územiach, kde došlo k výraznejším zmenám v krajinej pokrývke (najmä prechod medzi poľnohospodárskym a nepoľnohospodárskym využitím) medzi rokmi 1970 a 2012 môže mať použitie vzájomne nekorešpondujúcich údajov o krajinej pokrývke a pôde zásadný vplyv na výsledné odhady. Z údajov o pôde sa sústreďujeme najmä na obsah skeletu v povrchovej vrstve pôdy, ktorý bol počas obdobia od roku 1970 dodnes aktualizovaný a z hľadiska mapovania pôd predstavuje charakteristiku pôdy zaťaženú veľkými neistotami.

**Kľúčové slová:** zmeny krajinej pokrývky, obsah skeletu v pôde

### Abstract

In the paper we deal with impact of land cover change and topsoil stone content on

spatial estimations of initial soil organic carbon content in Ondavská vrchovina region. We designed set of theoretical scenarios, combining various assumptions on agricultural land extent and topsoil stone content. We compared soil organic carbon stock values calculated based on theoretical scenarios with the values calculated from historical data (around 1970) on soil (National soil survey data) and land cover and values estimated from combination of more up-to-date soil (Land-evaluation units maps) and land cover data (around 2012). This way we simulated the current state in soil and land cover data availability at national scale. We hypothesise that in the areas, where significant land cover change occurred between 1970 and 2012 (particularly the agricultural land conversions to other land cover types) could inconsistency in the input data result in higher uncertainty of final soil organic carbon stock estimations. Soil parameter we pursue the most is topsoil stone content. This soil parameter was continuously up dated since 1970 (in land evaluation maps) and as such, topsoil stone content is subject of high spatial uncertainty.

**Keywords:** land cover change, stoniness in soil

## ÚVOD

Pôdna organická hmota je významným prvkom globálneho kolobehu uhlíka. Kolobeh uhlíka ako taký má zásadný vplyv na charakter a priebeh globálnych zmien klímy. Pôdny organický uhlík (POC) predstavuje podstatnú zložku pôdnej organickej hmoty a v kolobehu uhlíka môže predstavovať zásobáreň alebo zdroj atmosférického CO<sub>2</sub> (napr. ESWARAN *et al.* 1995, SMITH *et al.* 2007). Stav POC je výsledkom viacerých faktorov. Okrem prírodných faktorov ako charakter klímy a vlastností pôdy je POC výsledkom vplyvu človeka prostredníctvom zmien krajiny pokrývky a využívania krajiny (napr. JANZEN 2006, DAWSON a SMITH 2007). Aj preto sa v rámci medzinárodného panelu pre klimatickú zmenu (IPCC) pozornosť venuje vykazovaniu bilancie uhlíka aj v samostatných sektoroch, ktoré sa dotýkajú zmien krajiny pokrývky a využívania krajiny (LULUCF, AFOLU).

Jedným z možných spôsobov, ako bilancovať zásoby POC v rôznych časových úsekoch vo vybranom území je modelovanie. Modelovanie je efektívny nástroj, ktorý umožňuje kombinovať existujúce údaje o vlastnostiach klímy, pôdy a vplyvu človeka a odhadnúť výsledné hodnoty zásoby POC na konci bilancovaného obdobia (PELTONIEMI *et al.* 2007, SMITH *et al.* 1997, TIKTAK *et al.* 1995). Model RothC (COLEMAN a JENKINSON 2005) je jedným z najpoužívanejších modelov pre bilanciu POC a jeho vhodnosť pre podmienky Slovenska bola dokázaná viacerými prácami (BARANČIKOVÁ *et al.* 2010, 2011, 2012, 2013). Modelovanie vývoja zásob POC modelom RothC sa odvíja od hodnôt počítateľnej zásoby POC, ktorá je odhadovaná pre dané územie, resp. jeho menšie časti s homogénnymi prírodnými a socioekonomickými podmienkami z pohľadu modelu (simulačné jednotky). Pre potreby bilancie POC v rámci zvoleného územia má význam hodnotenie celkovej zásoby POC, ktorá predstavuje celkové množstvo POC, ktoré sa v danom území, objeme pôdy (vrstva pôdy) a čase nachádza. Táto hodnota je potom vzťahovaná k hodnote získanej na konci bilancovaného obdobia. Celková zásoba POC

je okrem odhadu samotnej zásoby POC pre rôzne kombinácie prírodných a socioekonomických faktorov do veľkej miery určená tým, ako reálne je vyjadrený rozsah hodnoteného územia prostredníctvom údajov o krajinej pokrývke príslušných k jednotlivým úsekom bilančného obdobia.

V predkladanom príspevku na príklade vybraného regiónu (Ondavská vrchovina) hodnotíme vplyv použitia rôznych vstupov na výsledok rekonštrukcie počiatočnej zásoby POC k roku 1970, v ktorom bol na Slovensku ukončený posledný celoplošný prieskum poľnohospodárskych pôd (KPP, HRAŠKO a BEDRNA 1970). Zameriavame sa na vplyv použitia alternatívnych údajov o pôde pre priestorový odhad koncentrácie POC v povrchovej vrstve pôdy (mapu KPP a z nej odvodenú, čiastočne aktualizovanú mapu BPEJ) a vplyv alternatívnych údajov o krajinej pokrývke (historické údaje okolo roku 1970 a údaje LPIS z roku 2012). Snažíme sa tak reflektovať na situáciu v dostupnosti údajov o poľnohospodárskej pôde a krajinej pokrývke v národnej mierke a možný vplyv ich použitia na výsledky bilancie POC v danom území.

## MATERIÁL A METÓDY

### Údaje o krajinej pokrývke

Údaje o krajinej pokrývke okolo roku 1970 (ďalej ako LC 1970) boli pre potrebu tejto analýzy získané kombinovanou interpretáciou pôdných máp KPP v mierke 1:10 000 a vojenských topografických máp v mierke 1:10 000 s polohopisom okolo roku 1965. Výsledná vrstva (ďalej ako LC1970) obsahovala polygóny s určením typu krajinej pokrývky. Samostatne sme interpretovali triedy orná pôda (ďalej ako OP) a trvalé trávne porasty (TTP), ktorých súčet predstavuje poľnohospodársku pôdu (ďalej ako PP). Údaje registra poľnohospodárskej pôdy (LPIS) reprezentujú celoplošne dostupné aktuálne údaje o krajinej pokrývke v rámci poľnohospodársky využívaného územia Slovenska. Údaje LPIS sú dostupné od roku 2003. Pre našu štúdiu sme použili údaje za rok 2012 (ďalej ako LC2012), ktoré sme interpretovali na triedy orná pôda (OP), trvalé trávne porasty (TTP) a nezaradená pôda, pričom poľnohospodárska pôda (PP) predstavuje súčet OP a TTP.

### Údaje o pôde

Ako zdroj údajov o obsahu POC v pôde bola použitá databáza profilových údajov z výberových sond KPP (ďalej ako AISOP, LINKEŠ *et al.* 1988). AISOP obsahuje údaje o koncentrácii oxidovateľného organického uhlíka v genetických vrstvách pôdneho profilu (Cox, %). Z týchto údajov bola vyrátaná priemerná koncentrácia POC pre vrstvu 0–30 cm. Údaje boli interpolované do priestoru pomocou metódy Theisenových polygónov, pred priestorovou interpoláciou boli stratifikované podľa pôdneho typu a krajinej pokrývky (OP, TTP), tak aby sme zabezpečili prepojenie interpolovaných údajov na pôdnu mapu a mapu krajinej pokrývky. Údaje AISOP o obsahu ílu v ornici poľnohospodárskych pôd boli spracované v podobe priestorového modelu s rozlíšením 20×20 m (BALKOVIČ *et al.* 2010). Túto vrstvu sme použili ako zdroj priesto-

rových údajov o obsahu ílu. Pôdna mapa Komplexného prieskumu poľnohospodárskych pôd (ďalej ako KPP) vznikla v roku 1970 a použili sme ju ako zdroj údajov o rozšírení pôdných typov v záujmovom území a zdroj údajov o skeletovitosti pôdy. Mapy bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek v mierke 1:5 000 (ďalej ako BPEJ) boli čiastočne odvodené z údajov KPP a od obdobia svojho vzniku (okolo roku 1975) boli kontinuálne aktualizované. Mapy BPEJ predstavujú dnes celoplošne dostupný zdroj údajov o rozšírení pôd v rámci poľnohospodárskych pôd Slovenska. Mapy BPEJ sme použili ako alternatívu údajov KPP.

### Analyza neistoty údajov o POC

Pre potreby analýzy neistoty spojennej s použitím rôznych zdrojov údajov o pôde a krajinskej pokrývke sme spracovali priestorové modely zásob POC v rozlíšení 1 × 1 km (simulačné jednotky pre modelovanie zásob POC v regióne Ondavská vrchovina) podľa viacerých scenárov (Tab. 1).

**Tab. 1** Scenáre zásoby POC použité pre analýzu neistoty v záujmovom území

Scenár	Pôda 1 × 1 km	Krajinná pokrývka 1x 1 km
Teoretické scenáre (celkom 176)	koncentrácia Cox pre areály KPP z AISOP, íl interpretovaný pre rozsah KPP/LC1970, 4 teoretické úrovne skeletovitosti (0, 17, 37 a 75%), všetko samostatne pre OP a TTP	výmera PP podľa LC1970, 10 teoretických úrovní pomeru OP aTTP od 0: 10 až po 10:0
KPP_LC1970	koncentrácia Cox pre areály KPP z AISOP, íl interpretovaný pre rozsah KPP/LC1970, skeletovitosť podľa KPP, všetko samostatne pre OP a TTP	výmera PP podľa LC1970, pomer OP a TTP podľa LC1970
BPEJ_LC2012	koncentrácia Cox pre areály BPEJ z AISOP, íl interpretovaný pre rozsah BPEJ/LC2012, skeletovitosť podľa BPEJ, všetko samostatne pre OP a TTP	výmera PP podľa LC2012, pomer OP a TTP podľa LC2012

Zásobu POC pre každý 1 × 1 km štvorec sme vypočítali samostatne pre OP a TTP podľa vzorca

$$POC_{i,j} = BD_{i,j} * COX_{i,j} * h \quad (1)$$

alebo v prípade, že sme uvažovali obsah skeletu v pôde podľa vzorca

$$POC\_RED_{i,j} = (1 - SKE_{i,j}/100) * (BD_{i,j} * COX_{i,j} * h) \quad (2)$$

kde i je identifikácia 1 × 1 km štvorca (n = 2148), j je trieda krajinskej pokrývky (OP, TTP), POC je zásoba POC vo vrstve 0–30 cm (t/ha), POC\_RED je zásoba POC vo vrstve 0–30 cm redukovaná o obsah skeletu, BD je objemová hmotnosť pôdy (g/cm<sup>3</sup>), COX koncentrácia POC (%) vo vrstve 0–30 cm a SKE je obsah skeletu (%) v ornici. Objemovú hmotnosť pôdy sme vypočítali z údajov o koncentrácii POC (%) a obsahu ílu (%) pomocou regionálnej pedotransférovej funkcie (MAKOVNÍKOVÁ a ŠIRÁŇ 2011). Celkovú zásobu POC pre štvorec 1 × 1 km sme vypočítali ako

$$ZAS = POCOP * VYMOP + POCTTP * VYMTTP \quad (3)$$

alebo v prípade, že sme uvažovali obsah skeletu podľa vzorca

$$ZAS\_RED = POC\_REDOP * VYMOP + POC\_REDTTP * VYMTTP \quad (4)$$

ZAS je celková zásoba POC (t) v štvorci  $1 \times 1$  km, ZAS\_RED je celková zásoba POC (t) redukovaná o obsah skeletu a VYM je výmera (ha) OP alebo TTP v rámci štvorca  $1 \times 1$  km.

Celkové zásoby POC vypočítané pre teoretické scenáre sme použili na analýzu početnosti odhadovaných hodnôt. Údaje sme priestorovo agregovali do korešpondujúcich  $10 \times 10$  km štvorcov. Pre každý štvorec  $10 \times 10$  km sme vyjadrili minimálnu, maximálnu hodnotu, medián a 10 %, 25 %, 75 % a 90 % kvantily celkovej zásoby POC (t). Pre potreby vzájomného porovnania s teoretickými scenármi sme aj údaje o celkovej zásobe POC pre scenáre KPP\_LC1970 a BPEJ\_LC2012 agregovali do štvorcov  $10 \times 10$  km.

## VÝSLEDKY A DISKUSIA

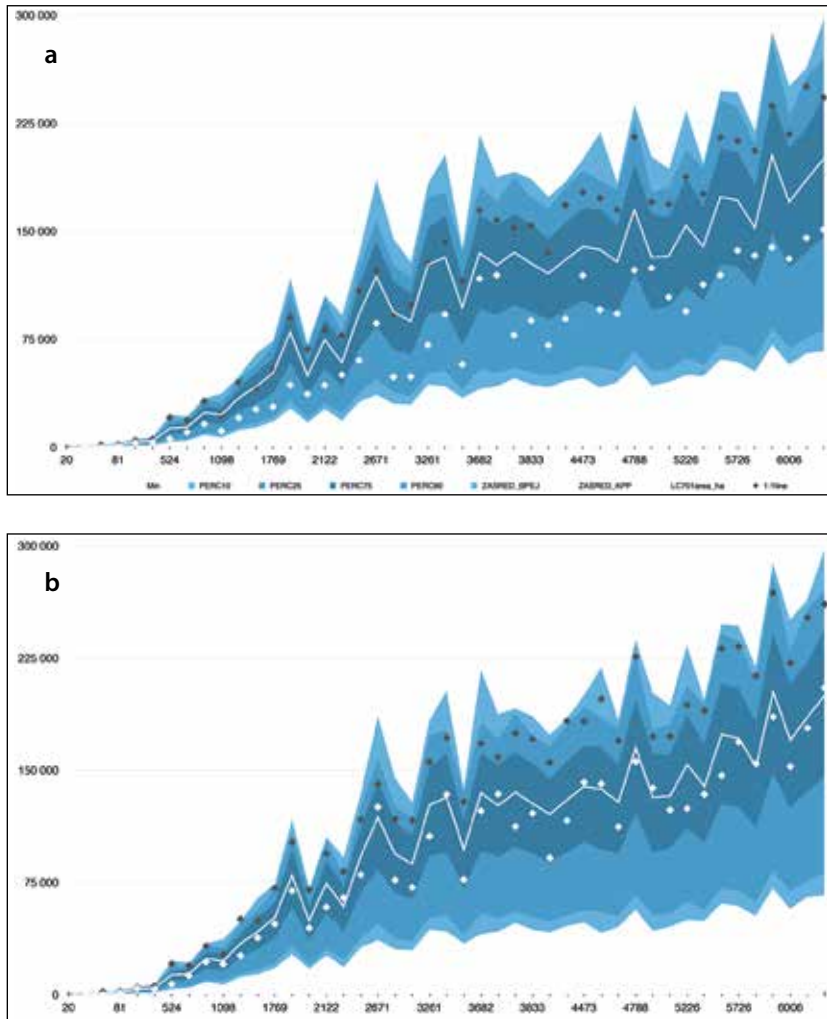
Celková minimálna zásoba POC vypočítaná pre celé záujmové územie z teoretických scenárov bola 1 475 867 t, maximálna zásoba POC 6 442 410 t, celková zásoba POC pre scenár KPP\_LC1970 bola 5 775 548 t (resp. redukovaná o skelet 5 314 691 t) a celková zásoba pre scenár BPEJ\_LC2012 bola 4 048 421 t (resp. redukovaná o skelet 3 145 528). Rozdiely v získaných hodnotách sú značné. V prípade porovnania scenára KPP\_LC1970 a BPEJ\_LC2012 predstavujú až takmer 1 000 000 t POC, čo môže znamenať značné rozdiely vo vykazovaných hodnotách.

Na obrázku 1 je graficky zobrazené porovnanie hodnôt celkovej zásoby POC vypočítané pre  $10 \times 10$  km štvorce s rôznou celkovou výmerou PP (podľa LC1970). Zobrazené sú výsledky teoretických scenárov a scenárov KPP\_LC1970 a BPEJ\_LC2012 (redukované aj neredukované o obsah skeletu). V oboch prípadoch (redukované, neredukované celkové zásoby POC) sú hodnoty pre scenár BPEJ\_LC2012 nižšie ako hodnoty pre scenár KPP\_LC1970. V porovnaní s teoretickými scenármi majú hodnoty pre scenár KPP\_LC1970 trend pohybovať sa v oblasti vyšších hodnôt (75 % – 90 % kvantil). Hodnoty pre scenár BPEJ\_LC2012 sa v porovnaní s teoretickými scenármi pohybujú v oblasti nižších hodnôt (25 % kvantil – medián). V oboch prípadoch (KPP\_LC1970, BPEJ\_2012) odhadované hodnoty celkovej zásoby POC nedosahujú extrémne hodnoty teoretických scenárov. Pozorovaný trend je konštantný v rámci celého spektra narastajúcej výmery PP v rámci  $10 \times 10$  km štvorcov.

Rozdiely v odhadovaných celkových zásobách POC pre  $1 \times 1$  km štvorce vypočítané pre scenáre KPP\_LC1970 a BPEJ\_LC2012 sú zrejme aj pri porovnaní ich priestorového rozloženia (Obr. 2a, b). Relatívna odchýlka vypočítaných hodnôt (%) vztahovaná na scenár KPP\_LC1970 sa pohybuje na väčšine záujmového územia v rozsahu 10 – 100 %. Výskyt negatívnej odchýlky je menej významný a domnievame sa, že sa vyskytuje v marginálnych oblastiach so zanedbateľnou výmerou PP. Rozdiely medzi oboma scenármi sú výraznejšie pri uvažovaní pôdneho skeletu pri výpočte celkovej zásoby POC (Obr. 2 b).

Pokúsili sme sa tento stav vysvetliť, preto sme analyzovali aj ďalšie charakteristiky odhadované v rámci scenárov KPP\_LC1970 a BPEJ\_LC2012 pre štvorce  $1 \times 1$  km (Obr. 2c-e). Porovnanie hodnôt koncentrácie POC a ich priestorovej distribúcie (Obr. 2c) poukazuje na to, že počiatkové hodnoty, ktoré sme použili pre výpočet celkovej zásoby POC sa významne nelíšia. Naopak porovnanie hodnôt obsahu skeletu v ornici (Obr. 2d) a porovnanie hodnôt výmery

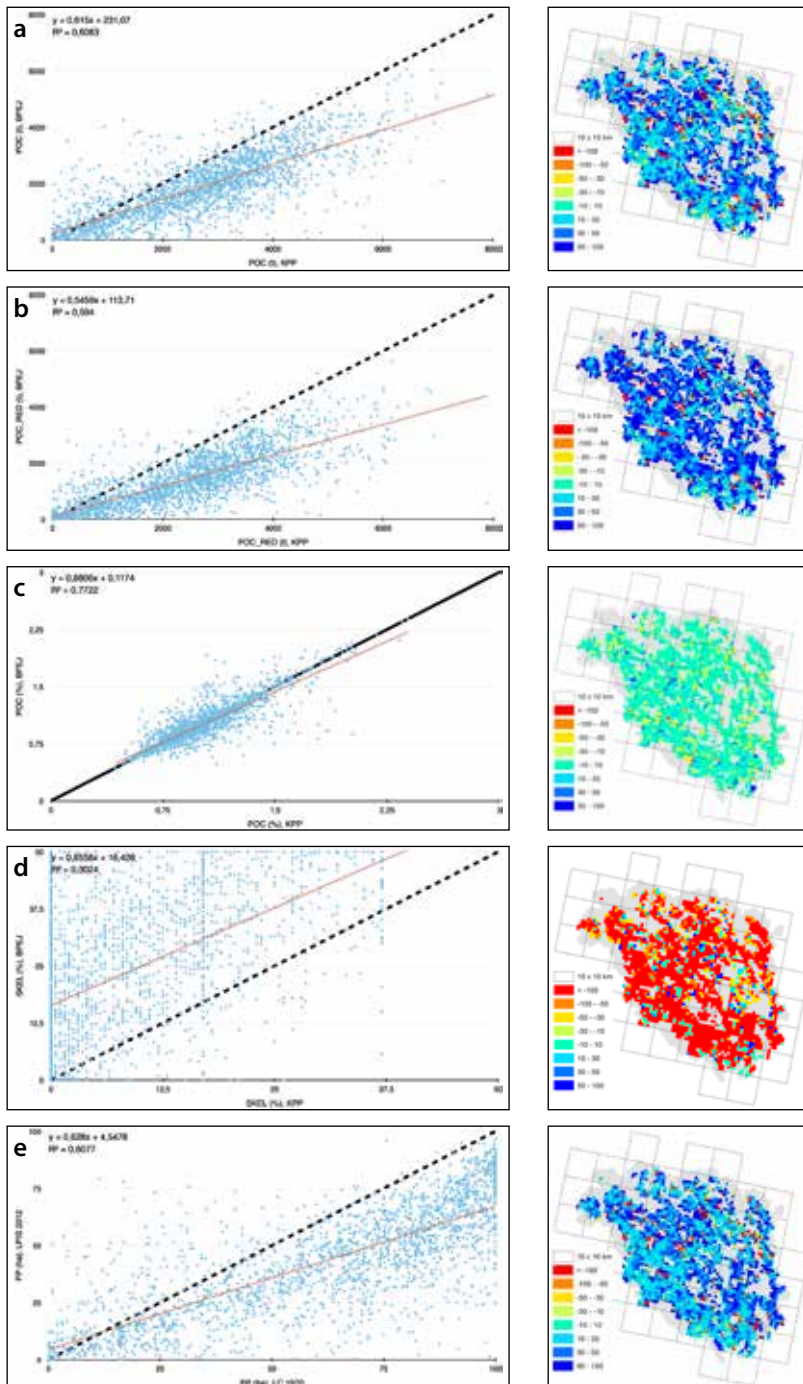
**Obr. 1** Celková zásoba POC (t) vo vrstve 0–30 cm pre 10 × 10 km štvorce – teoretické scenáre (minimum, maximum, 10 %, 25 %, 75 % a 90 % kvantil ako plochy, medián – biela čiara), scenár KPP\_LC1970 (čierne kosoštvorce) a scenár BPEJ\_LPIS2012 (biele kosoštvorce) samostatne pre zásoby POC redukované o obsah skeletu (a) a zásoby POC bez uvažovania skeletu (b).



PP (Obr. 2e) poukazuje na výrazné rozdiely. V oboch prípadoch ide o rozdiely v neprospech scenáru BPEJ\_LC2012. Na významnej výmere územia sa v rámci scenára BPEJ\_LC2012 uvažuje s viac ako dvojnásobným obsahom skeletu v porovnaní so scenárom KPP\_LC1970. Z grafu (Obr. 2d) je tiež zrejmé, že pre väčšinu štvorcov je obsah skeletu odhadovaný v rámci scenára BPEJ\_LC2012 vyšší ako je odhadovaný pre scenár KPP\_LC\_2012. Domnievame sa, že údaje BPEJ obsah skeletu v záujmovom území nadhodnocujú a nezodpovedajú úplne realite.

Opačná situácia je pri porovnaní výmery PP. Ako ukazuje graf (Obr. 2e) výmera PP je v rámci scenára KPP\_LC1970 takmer pre všetky štvorce 1 × 1 km vyššia ako výmera odhadovaná pri scenári BPEJ\_LC2012. Predpokladáme, že je to spôsobené najmä vzájomnou priestorovou ne-

**Obr. 3** Vzájomné porovnanie vybraných hodnôt scenárov KPP\_LC1970 a BPEJ\_LC2012 ( $1 \times 1$  km) a k nim korešpondujúce priestorové vyjadrenie relatívnych odchýlok vztahovaných k scenáru KPP\_LC1970 – ZAS (a), ZAS\_RED (b), COX (c), SKE (d) a VYM (e)





konzistenciou údajov LC1970 a údajov LC2012, pretože LC2012 vďaka použitým podkladom reflektuje iba na tú pôdu, ktorá je poľnohospodársky využívaná, pričom LC1970 zahŕňa aj výmeru iných tried krajinej pokrývky (napr. medze, remízky, okraje vodných tokov a pod.). Dôvodom rozdielov výmer PP môže byť aj neuvažovanie nezaradenej pôdy LPIS v rámci LC2012 ako súčasti PP. Ukázalo sa, že v prípade nami zvolených vstupov pre výpočet celkovej zásoby POC majú odhadované údaje o výmere PP a o obsahu skeletu zásadný dopad na výsledné hodnoty POC.

## ZÁVER

Pre poľnohospodárske pôdy v záujmovom území Ondavskej vrchoviny sme pre alternatívne scenáre odhadli celkovú zásobu POC. Maximálna hodnota odhadnutá na základe teoretického scenára bola 6 442 410 t POC, minimálna hodnota 1 475 867 POC pre 30 cm hĺbku pôdy. Rozdiel v celkovej zásobe POC v záujmovom území, ktorý bol vyjadrený pre dva rôzne scenáre definované pomocou rozdielnych vstupov o pôde a o krajinej pokrývke predstavoval takmer 1 000 000 t POC. Takýto rozdiel môže významne ovplyvniť výsledky bilancie POC v záujmovom území čo môže teoreticky znamenať značné rozdiely vo vykazovaných hodnotách pre IPPC, resp. iné záväzky Slovenska v rámci vykazovania stavu prvkov životného prostredia.

Zistili sme, že v záujmovom území za rozdiely v zásobách POC zodpovedali najmä odhadované hodnoty obsahu skeletu v pôde a odhadovaná výmera poľnohospodárskej pôdy v rámci zvoleného priestorového elementu (štvorec 1 × 1 km). Na väčšine územia boli hodnoty obsahu skeletu odhadnuté z údajov BPEJ viac ako dvojnásobne vyššie ako hodnoty odhadnuté z údajov KPP, čo malo aj vplyv na zníženie hodnôt odhadovanej zásoby POC. Údaj BPEJ pritom predstavujú všeobecne používaný zdroj údajov o priestorovom rozšírení pôd a ich vlastností v národnej mierke. Rovnako sme na veľkej časti záujmového územia pozorovali aj veľké rozdiely vo výmerách poľnohospodárskej pôdy, ktorá bola odhadnutá z historických údajov (k roku 1970) a z aktuálnych údajov registra poľnohospodárskej pôdy LPIS. Pritom v súčasnosti nie je celoplošne dostupná iná údajová vrstva o krajinej pokrývke ako LPIS.

Na základe získaných výsledkov sme zistili, že odhad celkovej zásoby POC v rámci zvoleného územia môže byť významne ovplyvnený použitými vstupmi pre jeho priestorovú analýzu. Pri riešení akéhokoľvek problému zameraného na bilanciu pôdnej organickej hmoty musí byť preto zvýšená pozornosť venovaná údajom o pôde a krajinej pokrývke.

## Podakovanie

Táto práca bola podporovaná Agentúrou na podporu výskumu a vývoja na základe zmluvy č. APVV-0243 – 11.

## LITERATÚRA

- BALKOVIČ, J., SKALSKÝ, R., NOVÁKOVÁ, M. 2010. Priestorový model distribúcie piesku a ílu v ornici poľnohospodárskych pôd Slovenska. In: Bujnovský, R. (ed.) *Výskumné práce Výskumného ústavu pôdoznanectva a ochrany pôdy* č. 32. Bratislava: VÚPOP, s. 5–13.
- BARANČIKOVÁ, G., HALÁS, J., GUTTEKOVÁ, M., MAKOVNÍKOVÁ, J., NOVÁKOVÁ, M., SKALSKÝ, R., TARASOVIČOVÁ, Z. 2010. Application of RothC model to predict soil organic carbon stock on agricultural soils of Slovakia. *Soil & Water Res.* vol. 5, no. 1, s. 1–9.
- BARANČIKOVÁ, G., GUTTEKOVÁ, M., HALÁS, J., KOCO, Š., MAKOVNÍKOVÁ, J., NOVÁKOVÁ, M., SKALSKÝ, R., TARASOVIČOVÁ, Z., VILČEK, J. 2011. *Pôdny organický uhlík v poľnohospodárskej krajine – modelovanie zmien v priestore a čase*. Bratislava: Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy. 85 s. ISBN 978–80-89128–86-0.
- BARANČIKOVÁ, G., MAKOVNÍKOVÁ, J., SKALSKÝ, R., TARASOVIČOVÁ, Z., NOVÁKOVÁ, M., HALÁS, J., GUTTEKOVÁ, M., KOCO, Š. 2012. Simulation of Soil Organic Carbon Changes in Slovak Arable Land and their Environmental Aspects. *Soil & Water Research*, vol. 7, no. 2, s. 45–51.
- BARANČIKOVÁ, G., MAKOVNÍKOVÁ, J., SKALSKÝ, R., TARASOVIČOVÁ, Z., NOVÁKOVÁ, M., HALÁS, J., KOCO, Š., GUTTEKOVÁ, M. 2013. Changes in organic carbon pool in agricultural soils and its different development in individual agroclimatic regions of Slovakia. *Agriculture*, vol. 59, no. 1, s. 9–20.
- COLEMAN, K., JENKINSON, D.S. 2005. *ROTHC-26.3 A model for the turnover of carbon in soil. Model description and windows users guide*. November 1999 issue (modified April, 2005), 45 s, [http://www.rothamsted.bbsrc.ac.uk/aen/carbon/mod26\\_3\\_win.pdf](http://www.rothamsted.bbsrc.ac.uk/aen/carbon/mod26_3_win.pdf)
- DAWSON, J.J.C., SMITH, P. 2007. Carbon losses from soil and its consequences for land-use management. *Science of the Total Environment*, vol. 382, no. 2–3, s. 165–190.
- ESWARAN, H., BERG, VAN DEN, P., REICH, P., KIMBLE, J. 1995. Global soil carbon resources. In: Lal, R., Kimble, J.M., Levine, E., Stewart, B.A. (eds.) *Soils and Global Changes*. Boca Raton, FL: CRC/Lewis Publishers, s. 25–43.
- HRAŠKO, J., BEDRNA, Z. 1970. Soil mapping on the territory of Slovakia. In: Hraško, J. (ed.) *Vedecké práce výskumného ústavu pôdoznanectva a výživy rastlín v Bratislave* č. 4. Bratislava: Príroda, s. 13–19.
- JANZEN, H. 2006. The soil carbon dilemma: Shall we hoard it or use it? *Soil Biology and Biochemistry*, 38, 419–424.
- LINKEŠ, V., GROMOVÁ, A., LUPTÁK, D., PESTŮN, V., POLIAK, P. 1988. *Informačný systém o pôde*. Bratislava: Príroda. 198 s.
- MAKOVNÍKOVÁ, J., ŠIRÁŇ, M. 2011. *Modelovanie rovnovážnej objemovej hmotnosti pôdy*. Bratislava: Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy. 36 s. ISBN 978–80-89128–85-3
- PELTONIEMI, M., THURING, E., OGLE, L., PALOSUO, T., SCHRUMP, M., WUTZLER, T., BUTTERBACH-BAHL, K., CHERTOV, O., KOMAROV, A., MIKHAILOV, A., GÄRDENES, A., PERRY, C., LISKI, J., SMITH, P., MÄKUPÄÄ, R. 2007. Models in country scale carbon accounting of forest soils. *Silva Fenn.* vol. 41, s. 575–602.
- SMITH, J., SMITH, P., WATTENBACH, M., GOTTSCHALK, P., ROMANENKOV, V.A., ŠEVCOVA, L.K., SIROTENKO, O.D., RUKHOVIČ, D.I., KOROLEVA, P.V., ROMANENKO, I.A., LISOVOJ, N.V. 2007. Projected changes in the organic carbon stocks of cropland mineral soils of European Russia and the Ukraine 1990–2070. *Global Change Biology*, vol.13, s. 342–354.
- SMITH, P., SMITH, J. U., POWLSON, D. S., MCGILL, W. B., ARAH, J. R. M., CHERTOV, O. G., COLEMAN, K., FRANKO, U., FROLKING, S., JENKINSON, D. S., JENSEN, L. S., KELLY, R. H.M., KLEIN-GUNNWIERS, H., KOMAROV, A. S., LI, C., MOLINA, J. A. E., MUELER, T., PARTON, W.J., THORNEY, J.H.M., WHITMORE, A.P. 1997. A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma*, vol. 81, s. 153–225.
- TIKTAK, A., VAN GRINSVEN, H.J.M. 1995. Review of sixteen forst-soil-atmosphere models. *Ecological Modelling*, vol. 83, s. 35–53.

# VÝVOJOVÝ TREND VLASTNOSTÍ ÍLOVITO-HLINITEJ PŮDY PRI KONVENČNOM OBRÁBANÍ

## DEVELOPMENT TREND OF CLAY-LOAM SOIL PROPERTIES UNDER CONVENTIONAL TILLAGE

Božena Šoltysová, Dana Kotorová

*Národné poľnohospodárske a potravinárske centrum – Výskumný ústav agroekológie Michalovce, Špitálska 1273, 071 01 Michalovce, Slovenská republika*

*National Agricultural and Food Centre – Agroecology Research Institute in Michalovce, Špitálska 1273, 071 01 Michalovce, Slovak Republic*

*e-mail: soltysova@minet.sk*

### Abstrakt

Zmeny pôdnych vlastností sú najlepšie pozorované v dlhšom časovom rade. Časové rady poskytujú najobjektívnejší pohľad na hodnotenie vývoja určitej pôdnej vlastnosti vplyvom určitého faktora. V rokoch 1981 – 2013 sa v ornici fluvizeme glejovej sledovali zmeny vybraných pôdnych indikátorov pri konvenčnej príprave pôdy spojenej s orbou. Poľný pokus bol založený NPPC – Výskumným ústavom agroekológie Michalovce na experimentálnom pracovisku v Milhostove, nachádzajúcom sa v centrálnej časti Východoslovenskej nížiny, v nadmorskej výške 101 m. Fluvizem glejová v Milhostove je pôda ťažká, ílovito-hlinitá. Na sledovanom I. hone bol priemerný obsah ílovitých častíc 50,1 %. Pôdne vzorky pre stanovenie organického uhlíka boli odoberané v jesennom období po zbere plodiny z hĺbky 0,0–0,3 m. Neporušené pôdne vzorky pre stanovenie objemovej hmotnosti a celkovej pórovitosti sa odoberali v jarom období z hĺbky 0,3 m. Vývoj vybraných pôdnych parametrov v časovom rade bol posúdený trendovou analýzou. Obsah pôdneho organického uhlíka sa v 33-ročnom časovom období vyskytoval v rozpätí 1,22 – 1,60 %. Najnižší obsah pôdneho organického uhlíka bol zistený v rokoch 1996 a 1998 (1,22 %) a najvyšší v roku 2013 (1,60 %). Z hodnotenia trendu vývoja obsahov pôdneho organického uhlíka bol v sledovanom časovom období zistený jeho mierny nárast o 0,08 %. Objemová hmotnosť dosahovala hodnoty 1245 – 1594 kg.m<sup>-3</sup>, s najvyššou hodnotou v roku 2001 a najnižšou v roku 1989. Hodnotenie trendu vývoja objemovej hmotnosti v 33-ročnom časovom rade poukazuje na jej zvýšenie o 158,8 kg.m<sup>-3</sup>. Celková pórovitosť sa nachádzala v intervale od 39,23 % (v roku 2001) do 52,54 % (v roku 1989). V hodnotenom 33ročnom časovom rade sa zistilo zníženie celkovej pórovitosti o 6,06 %. Priebeh hodnôt pôdneho organického uhlíka, objemovej hmotnosti i celkovej pórovitosti kopíroval trendovú čiaru stúpajúcim a klesajúcim spôsobom.

**Kľúčové slová:** fluvizem glejová, konvenčná agrotechnika, parametre pôdy, trendová analýza

## Abstract

Changes of soil properties are best observed in a long time series. The time series provide the most objective view of the evaluation of the development of certain soil properties based influence certain factors. In the topsoil Gleyic Fluvisols studies the changes selected soil indicators in conventional soil preparation associated with the tillage between years 1981 and 2013. The field experiment was established National Agricultural and Food Centre – Agroecology Research Institute in Michalovce in the experimental work in Milhostov located in the central part of the East Slovak Lowland, at an altitude 101 m. Gleyic Fluvisols in Milhostov is the heavy soil, clay-loam. In the study of I. plot was the average content of 50.1 % clay particles. Soil samples for the determination of organic carbon were taken in the autumn after harvest of crops from a depth of 0 to 0.3 m. Undisturbed soil samples for the determination of bulk density and total porosity were taken in the spring period from the depth of 0.3 m. Development of selected soil parameters in the time series was evaluated by trend analysis. Content of soil organic carbon in the 33year time period occurs in the range from 1.22 to 1.60 %. Lowest content of soil organic carbon was found in 1996 and 1998 (1.22 %) and the highest in 2013 (1.60 %). The assessment of the development trend of soil organic carbon content in the time period was found its slight increase by 0.08 %. Bulk density reached values of 1245–1594 kg m<sup>-3</sup>, with the highest values in year 2001 and the lowest in year 1989. Evaluation of the development trend of bulk density in the 33-year time series points to increase by 158.8 kg m<sup>-3</sup>. The total porosity was situated in the interval from 39.23 % (in year 2001) to 52.54 % (in year 1989). In the evaluated 33year time series was found to reduce of the total porosity by 6.06 %. The course of values of soil organic carbon, bulk density and total porosity approximating the trend line and was moderately increasing and decreasing.

**Keywords:** Gleyic Fluvisols, conventional tillage, soil parameters, trend analysis

## ÚVOD

Vlastnosti pôdy sú ovplyvňované mnohými faktormi, ku ktorým patrí priebeh pôdotvorného procesu, poveternostné podmienky a spôsob hospodárenia na pôde. Pre podmienky Slovenska, teda aj pre Východoslovenskú nížinu, je príznačná konvenčná príprava pôdy pred sejbou poľných plodín spojená s orbou, ktorá ovplyvňuje pôdne vlastnosti. Vlastnosti pôdy ovplyvňuje aj výber osevného postupu a realizované hnojenie plodín (VJATRÁKOVÁ *et al.* 2002; ŠOLTYSOVÁ *et al.* 2004).

Úrodnosť pôdy je odrazom fyzikálnych, chemických a biologických vlastností pôdy a procesov prebiehajúcich v nej. Posúdiť vplyv realizovaného hospodárenia na pôde na vlastnosti pôdy umožňujú viacročné časové rady. Časové rady poskytujú objektívnejší pohľad na hodnotenie vývoja určitej pôdnej vlastnosti. Podľa CHAJDIKA (2005) časový rad predstavuje množinu hodnôt hodnoteného parametra, ktorá je usporiadaná v čase. Pri modelovaní časového radu sa využíva trendová zložka, ktorá poukazuje na smerovanie vývoja hodnoteného ukazovateľa v čase.

Cieľom práce je poukázať na zmeny vybraných fyzikálnych a chemických vlastností ťažkej fluvizeme glejovej v dlhom časovom rade.

## MATERIÁL A METÓDY

V rokoch 1981 – 2013 sa v ornici fluvizeme glejovej sledovali zmeny vybraných pôdnych indikátorov pri konvenčnej príprave pôdy spojenej s orbou. Poľný pokus bol založený NPPC – Výskumným ústavom agroekológie Michalovce na experimentálnom pracovisku v Milhostove, nachádzajúcom sa v centrálnej časti Východoslovenskej nížiny, v nadmorskej výške 101 m, v klimatickom regióne T3. Fluvizem glejová (KOLEKTÍV, 2000) v Milhostove je pôda ťažká, ílovito-hlinitá.

Osevný postup v rokoch 1981 – 2013 na I. hone bol nasledovný: slnečnica ročná – repa cukrová – jačmeň jarný – ďatelina lúčna I. úžitkový rok – ďatelina lúčna II. úžitkový rok – pšenica ozimná – repa cukrová – jačmeň jarný – ďatelina lúčna I. – ďatelina lúčna II. – pšenica ozimná – repa cukrová – bôb obyčajný – pšenica ozimná – repa cukrová – jačmeň jarný – ďatelina lúčna I. – ďatelina lúčna II. – ďatelina lúčna – kukurica siata na zrno – bôb obyčajný – pšenica ozimná – sója fazuľová – pšenica ozimná – kukurica siata na zrno – jačmeň jarný – sója fazuľová – pšenica ozimná – kukurica siata na zrno – jačmeň jarný – sója fazuľová – pšenica ozimná – kukurica siata na zrno. Priemerný obsah ílovitých častíc na I. hone stanovený pipetovacou metódou bol 50,1 %. Podľa Novákovej klasifikačnej stupnice (ZAUJEC *et al.*, 2009) je pôda ílovito-hlinitá.

Pôdne vzorky pre stanovenie organického uhlíka boli odoberané v jesennom období po zbere plodiny z hĺbky 0,0 – 0,3 m. Pôdne vzorky pre stanovenie objemovej hmotnosti a celkovej pórovitosti sa odoberali v jarnom období z hĺbky 0,3 m vo forme neporušených Kopeckého fyzikálnych valčekov v prirodzených podmienkach bez závlahy.

Vývoj vybraných pôdnych parametrov v časovom rade bol posúdený trendovou analýzou. Použil sa lineárny trend, pri ktorom koeficienty boli odhadnuté lineárnou rovnicou  $y = a \cdot x + b$  (CHAJDIÁK, 2005), na základe ktorej sa dá predpokladať hlavný trend vývoja vybraných charakteristík fluvizeme glejovej.

Sledoval sa trend určujúci hlavný smer vývoja organického uhlíka (HRAŠKO *et al.* 1962) a objemovej hmotnosti a celkovej pórovitosti (HRIVŇÁKOVÁ, MAKOVNÍKOVÁ *et al.* 2011) v 33-ročnom časovom rade. Časové rady organického uhlíka, objemovej hmotnosti a celkovej pórovitosti boli zobrazené spojnicovými grafmi.

## VÝSLEDKY A DISKUSIA

V tabuľke 1. sú uvedené zmeny pôdneho organického uhlíka, objemovej hmotnosti a celkovej pórovitosti v ornici fluvizeme glejovej v rokoch 1981 – 2013. Pôdne parametre v uvedenom 33ročnom časovom rade boli posúdené lineárnou trendovou analýzou.

Na množstvo pôdnej organickej hmoty má vplyv nielen spôsob hospodárenia na pôde,

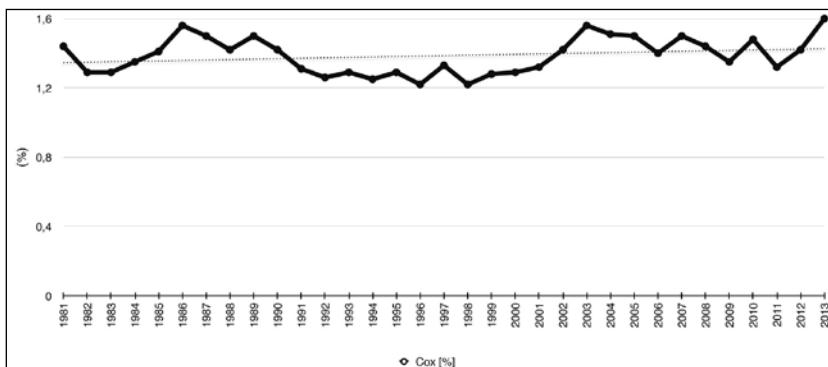
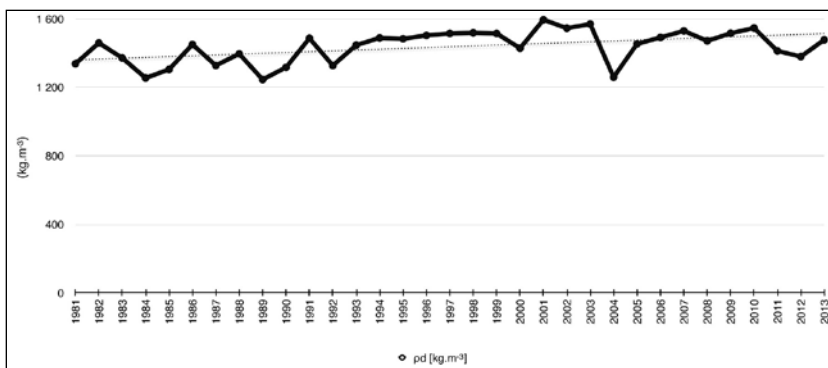
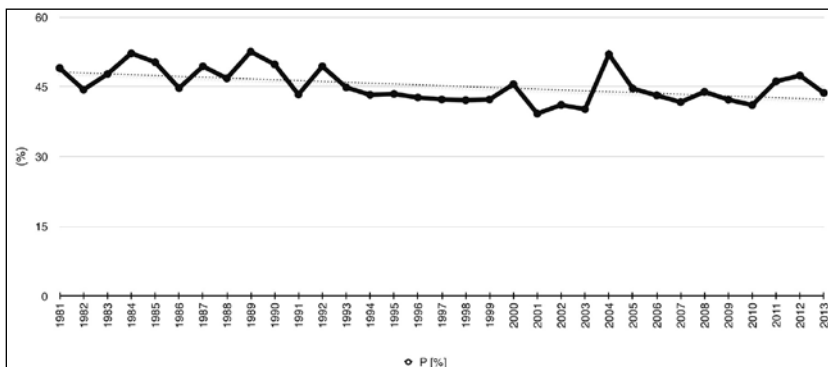
ale najmä zloženie osevného postupu, ktorý má byť biologicky vyvážený. Trvanie rastlinného krytu počas roka je významným opatrením znižujúcim straty pôdy, a teda aj organickej hmoty eróziou (BUJNOVSKÝ, 2001).

Z hľadiska zachovania pôdnej úrodnosti je dôležité udržať vyrovnanú bilanciu pôdnej organickej hmoty, teda dosiahnuť, aby straty pôdnej organickej hmoty boli plne nahradzované vstupmi čerstvej organickej hmoty do pôdy (TORMA, HALAS, 2004; ŠOLTYSOVÁ, DANILOVIČ, 2008). Obsah pôdneho organického uhlíka sa v 33ročnom časovom období vyskytoval v rozpätí 1,22 – 1,60 %. Po prepočte organického uhlíka na humus sme zistili, že monitorované fluvizeme glejové mali strednú zásobu humusu (FECENKO, LOŽEK, 2000).

**Tab. 1** Zmeny vybraných parametrov v ornici fluvizeme glejovej

<b>rok</b>	<b>1981</b>	<b>1982</b>	<b>1983</b>	<b>1984</b>	<b>1985</b>	<b>1986</b>	<b>1987</b>	<b>1988</b>	<b>1989</b>	<b>1990</b>	<b>1991</b>
<b>C<sub>ox</sub> [%]</b>	1,44	1,29	1,29	1,35	1,41	1,56	1,50	1,42	1,50	1,42	1,31
<b>ρ<sub>d</sub> [kg.m<sup>-3</sup>]</b>	1 337	1 459	1 371	1 254	1 304	1 450	1 327	1 395	1 245	1 316	1 486
<b>P [%]</b>	49,03	44,38	47,73	52,19	50,29	44,72	49,41	46,82	52,54	49,83	43,35
<b>rok</b>	<b>1992</b>	<b>1993</b>	<b>1994</b>	<b>1995</b>	<b>1996</b>	<b>1997</b>	<b>1998</b>	<b>1999</b>	<b>2000</b>	<b>2001</b>	<b>2002</b>
<b>C<sub>ox</sub> [%]</b>	1,26	1,29	1,25	1,29	1,22	1,33	1,22	1,28	1,29	1,32	1,42
<b>ρ<sub>d</sub> [kg.m<sup>-3</sup>]</b>	1 327	1 446	1 488	1 483	1 503	1 514	1 518	1 514	1 428	1 594	1 545
<b>P [%]</b>	49,41	44,87	43,27	43,46	42,70	42,28	42,13	42,28	45,56	39,23	41,10
<b>rok</b>	<b>2003</b>	<b>2004</b>	<b>2005</b>	<b>2006</b>	<b>2007</b>	<b>2008</b>	<b>2009</b>	<b>2010</b>	<b>2011</b>	<b>2012</b>	<b>2013</b>
<b>C<sub>ox</sub> [%]</b>	1,56	1,51	1,50	1,40	1,50	1,44	1,35	1,48	1,32	1,42	1,60
<b>ρ<sub>d</sub> [kg.m<sup>-3</sup>]</b>	1 569	1 259	1 453	1 491	1 529	1 471	1 515	1 546	1 412	1 379	1 477
<b>P [%]</b>	40,18	52,00	44,61	43,16	41,71	43,92	42,24	41,06	46,17	47,43	43,69
kde: C <sub>ox</sub> – pôdny organický uhlík, ρ <sub>d</sub> – objemová hmotnosť, P – celková pórovitosť											

Najnižší obsah pôdneho organického uhlíka bol zistený v rokoch 1996 a 1998 (1,22 %) a najvyšší v roku 2013 (1,60 %). Z hodnotenia trendu vývoja obsahov pôdneho organického uhlíka bol zistený jeho mierny nárast v sledovanom časovom období. V rokoch 1981 – 1990 obsah organického uhlíka kolísal v rozmedzí 1,29 – 1,56 % s priemernou hodnotou 1,42 %. V období rokov 1991 – 2001 došlo k poklesu pôdneho organického uhlíka (priemerný obsah 1,28 %), čo súviselo s absenciou organického hnojenia a pestovaním plodín, ktorých koreňové a pozberové zvyšky sú slabým, prípadne len stredne výdatným zdrojom uhlíka (JURČOVÁ, BIELEK, 1997). Len pravidelná aplikácia organických hnojív zvyšuje obsah organickej hmoty v pôde (NEDVĚD *et al.* 2008). Od roku 2002 sa obsah organického uhlíka v pôde mierne zvýšil (v rokoch 2002 – 2013 priemerný obsah 1,46 %), čo pri stále pretrvávajúcej absencii organickej výživy súviselo so zaorávaním slamy pestovaných plodín.

**Obr. 1** Trend vývoja pôdneho organického uhlíka na fluvizemi glejovej v hĺbke 0,0–0,3 m**Obr. 2.** Trend vývoja objemovej hmotnosti na fluvizemi glejovej v hĺbke 0,0–0,3 m**Obr. 3.** Trend vývoja pórovitosti na fluvizemi glejovej v hĺbke 0,0–0,3 m

Zmeny pôdneho organického uhlíka ornice fluvizeme glejovej v 33ročnom časovom rade sa posudzovali trendovou analýzou, ktorej časový priebeh je znázornený na obrázku 1. Trendo-

vá analýza za tridsaťtri rokov pokusu pri konvenčnom obrábaní pôdy poukazuje na zvýšenie obsahu pôdneho organického uhlíka o 0,08 %. Priebeh pôdneho organického uhlíka kopíroval trendovú čiaru stúpajúcim a klesajúcim spôsobom. Časový trend vývoja pôdneho organického uhlíka naznačuje, že pôdny organický uhlík bol štatisticky významne ovplyvnený rokom.

Najľahšie ovplyvniteľnou základnou vlastnosťou pôdy je objemová hmotnosť. Viacerí autori, ako napr. ŠÚTOR *et al.* (2007), ELDER, LAL (2008), GLAB, KLUIG (2008), KOTOROVÁ *et al.* (2010, 2011), poukazujú na zmeny objemovej hmotnosti i pôdnej pórovitosti vplyvom obrábania pôdy. Hodnotia aj zmeny v dlhšom časovom horizonte.

V nami sledovanom pokuse v 33ročnom časovom rade objemová hmotnosť dosahovala hodnoty 1245–1594 kg.m<sup>-3</sup>, s najvyššou hodnotou v roku 2001 a najnižšou v roku 1989 (Tab. 1). Trend vývoja objemovej hmotnosti pri konvenčnej agrotechnike v 33ročnom časovom rade poukazuje na jej zvýšenie o 158,8 kg.m<sup>-3</sup> (obrázok 2). Priebeh hodnôt v podstate kopíruje lineárnu trendovú čiaru s medziročným zvýšením, resp. znížením jej hodnôt. V takom dlhom časovom rade môže zvýšenie objemovej hmotnosti súvisieť s aktuálnym vplyvom ako poveternostných podmienok, tak aj so spôsobom obrábania a pestovanými poľnými plodinami.

Celková pórovitosť je v tesnej negatívnej korelácii s objemovou hmotnosťou. V našom pokuse sa hodnoty tohto pôdneho indikátora nachádzali v intervale od 39,23 % (v roku 2001) do 52,54 % (v roku 1989). Časový priebeh celkovej pórovitosti je znázornený na obrázku 2. Lineárnou trendovou analýzou sa v hodnotenom 33-ročnom časovom rade zistilo zníženie celkovej pórovitosti o 6,06 %. Podobne ako pri objemovej hmotnosti, aj priebeh celkovej pórovitosti kopíroval lineárnu trendovú čiaru stúpajúcim a klesajúcim spôsobom, ale s opačným priebehom ako pri objemovej hmotnosti (obrázok 3). Podobné informácie o časovom priebehu celkovej pórovitosti v časovom rade publikovali KOTOROVÁ *et al.* (2010) pre ťažké ílovito-hlinité pôdy.

## ZÁVER

V rokoch 1981–2013 pri konvenčnom obrábaní pôdy sa v ornici fluvizeme glejovej obsah pôdneho organického uhlíka vyskytoval v rozpätí 1,22–1,60 %. Najnižší obsah organického uhlíka bol zistený v rokoch 1996 a 1998 (1,22 %) a najvyšší v roku 2013 (1,60 %).

Časový priebeh pôdneho organického uhlíka v 33ročnom časovom rade kopíruje trendovú čiaru a z uvedenej analýzy vyplýva nevýznamné zvýšenie obsahu pôdneho organického uhlíka o 0,08 % pri konvenčnej agrotechnike.

Objemová hmotnosť dosahovala hodnoty 1245–1594 kg.m<sup>-3</sup>, s najvyššou hodnotou v roku 2001 a najnižšou v roku 1989. Hodnotenie trendu vývoja objemovej hmotnosti v 33-ročnom časovom rade poukazuje na jej zvýšenie o 158,8 kg.m<sup>-3</sup>.

Celková pórovitosť sa nachádzala v intervale od 39,23 % (v roku 2001) do 52,54 % (v roku 1989). V hodnotenom 33ročnom časovom rade sa zistilo zníženie celkovej pórovitosti o 6,06 %.

Priebeh pôdneho organického uhlíka, objemovej hmotnosti a celkovej pórovitosti kopíroval trendovú čiaru stúpajúcim a klesajúcim spôsobom.



## LITERATÚRA

- BUJNOVSKÝ, R. 2001. Ako možno zlepšovať nepriaznivú bilanciu uhlíka v pôde? In: *Naše pole*, roč. 5, 2001, č. 2, s. 26 – 27.
- ELDER, J. W., LAL, R. 2008. Tillage effects on soil properties of agricultural organic soils of north central Ohio. In: *Soil Tillage Res.* vol. 98, 2008, no. 2, s. 208 – 210.
- GLĄB, T. – KULIG, B. Effect of mulch and tillage system on soil porosity under wheat (*Triticum aestivum*). *Soil Tillage Res.* vol. 99, 2008, s. 169 – 178.
- CHAJDIAK, J. 2005. *Štatistické úlohy a ich riešenie v Exceli*. Bratislava: Statis, 2005. 268 s. ISBN 80 – 85659-39 – 5.
- FEČENKO, J., LOŽEK, O. 2000. *Výživa a hnojenie poľných plodín*. Nitra: SPU Nitra, 2000. 452 s. ISBN 80 – 7137-777 – 5.
- HRAŠKO, J. et al. 1962. *Rozbory pôd*. Bratislava: SVPL, 1962. 342 s.
- HRIVNÁKOVÁ, K., MAKOVNÍKOVÁ, J. et al. 2011. *Jednotné pracovné postupy rozborov pôd*. 1. vyd. Bratislava: VÚPOP, 2011. 136 s. ISBN 978 – 80-89128 – 89-1.
- JURČOVÁ, O., BIELEK, P. 1997. *Metodika bilancie pôdnej organickej hmoty a stanovenia potreby organického hnojenia*. Bratislava: VÚPÚ, 1997. 500 s. ISBN 80 – 85361-26 – 4
- KOLEKTÍV. 2000. *Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. Bazálna referenčná taxonómia*. 1. vyd. Bratislava: Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy v Bratislave, 2000. 76 s. ISBN 80 – 85361-70 – 1.
- KOTOROVÁ, D., ŠOLTYSOVÁ, B., MATI, R. 2010. *Vlastnosti fluvizemí na Východoslovenskej nížine pri ich rozdielnom obrábaní*. Michalovce: CVRV – Výskumný ústav agroekológie, 2010. 160 s. ISBN 978 – 80-89417 – 25-4.
- KOTOROVÁ, D., HNÁT, A., DANILOVIČ, M., ŠARIKOVÁ, D., BALLA, P. 2011. Soil tillage in relation to soil properties and yields of crop. *Agriculture (Poľnohospodárstvo)*, vol. 56, 2010, no. 3, s. 67 – 75.
- NEDVĚD, V., BALÍK, J., ČERNÝ, J., KULHÁNEK, M., BALÍKOVÁ, M. 2008. The changes of soil nitrogen and carbon contents in a long-term field experiment under different systems of nitrogen fertilization. *Plant Soil Environ.* vol. 54, 2008, no. 11, s. 463 – 470.
- ŠOLTYSOVÁ, B., DANILOVIČ, M. 2008. The balance of organic carbon in the different crop sequences and tillage. *Agriculture (Poľnohospodárstvo)*, roč. 54, 2008, č. 4, s. 165 – 173.
- ŠOLTYSOVÁ, B., MATI, R., KOTOROVÁ, D. 2004. Stav chemických vlastností pôd na Východoslovenskej nížine. In: *Tretie pôdoznalecké dni v Slovenskej republike*. Zborník referátov z medzinárodnej konferencie v Mojmírovciach. [CD-ROM]. Bratislava: SPS, VÚPOP, 2004, s. 323 – 327. ISBN 80 – 89128-11 – 4.
- ŠÚTOR, J., GOMBOŠ, M., MATI, R., TALL, A., IVANČO, J. 2007. *Voda v zóne aerácie pôd Východoslovenskej nížiny*. Bratislava: ÚH SAV, Michalovce: SCPV – ÚAe, 2007. 280 s. ISBN 80 – 89139-10 – 8.
- TORMA, S., HALAS, J. 2004. Úbytok organickej hmoty v pôde ako prejav chemickej degradácie pôdy. In: *Tretie pôdoznalecké dni v SR*. Zborník referátov z vedeckej konferencie. Mojmírovce pri Nitre. Bratislava: VÚPOP, SPS, 2004, s. 355 – 360. ISBN 80 – 89128-11 – 4.
- VJATRÁKOVÁ, J., ŠTEVLÍKOVÁ, T., JAVOREKOVÁ, S. 2002. Zmeny pôdnej organickej hmoty a biomasy mikroorganizmov v pôde pri alternatívnom spôsobe obhospodarovania. *Agriculture (Poľnohospodárstvo)*, roč. 48, 2002, č. 9, s. 482 – 491.
- ZAUJEC, A., CHLPÍK, J., NÁDAŠSKÝ, J., SZOMBATHOVÁ, N., TOBIAŠOVÁ, E. 2009. *Pedológia a základy geológie*. 1. vyd. Nitra: Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, 2009. 400 s. ISBN 978 – 80-552 – 0207-5.

# VPLYV CHEMICKÉHO ZLOŽENIA RASTLINNÝCH ZVÝŠKOV NA OBSAH A STABILITU UHLÍKA V HNEDOZEMI PO ROKU INKUBÁCIE

## INFLUENCE OF CHEMICAL COMPOSITION OF PLANT RESIDUES ON CONTENT AND STABILITY OF CARBON IN HAPLIC LUVISOL AFTER 1 YEAR OF INCUBATION

**Erika Tobiášová, Miroslav Špaňo**

*Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, Katedra pedológie a geológie, Tr. A. Hlinku 2, 949 76 Nitra, Slovenská republika*

*Slovak University of Agriculture, Department of Soil Science, Tr. A. Hlinku 2, 949 76 Nitra, Slovak Republic  
e-mail: erika.tobiasova@uniag.sk*

### **Abstrakt**

Vplyv chemického zloženia rôznych skupín plodín (obilniny, okopaniny, olejninny, strukoviny, viacročné krmoviny) a v rámci týchto skupín rôznych druhov rastlinných zvyškov na množstvo a stabilitu uhlíka, bol hodnotený v laboratórnom pokuse s hnedozemou po roku inkubácie. Rastlinný materiál bol posekaný na 0,5 cm kúsky a premiešaný so zeminou v reálnych pomeroch nadzemnej a koreňovej hmoty. Počas celého obdobia bola udržiavaná konštantná teplota 25 °C a pôdna vlhkosť 60 % poľnej vodnej kapacity. Labilný uhlík (CL) a index zmien uhlíka (CMI) sú vhodnými parametrami aj pre hodnotenie zmien v stabilite uhlíka v laboratórnych pokusoch. Obsahy CL sú citlivým ukazovateľom zmien v obsahu organickej hmoty v pôde vo vzťahu ku kvalite jej zdrojov aj po roku ich rozkladu. Najväčším zdrojom CL po roku inkubácie boli obilniny, predovšetkým kukurica. Celkovo bol podiel CL z celkového organického uhlíka (TOC) najvyšší vo variantoch s obilninami, čo sa prejavilo aj na hodnote CMI. Chemické zloženie rastlinných zvyškov sa prejavilo na stabilite uhlíka v pôde aj po roku ich rozkladu.

**Kľúčové slová:** labilný uhlík, hnedozem, rastlinné zvyšky

### **Abstract**

Influence of chemical composition of various groups of crops (cereals, root crops, oilseeds, leguminous, forage) and within these groups, different species of plant residues on the amount and stability of carbon, were evaluated in laboratory experiment with Haplic Luvisol after 1 year of incubation. The plant material was cut into 0.5 cm pieces and mixed with the soil in the real ratios of aboveground and root mass. During the whole period was maintained constant temperature of 25 °C and soil moisture of 60% of field water capacity. Labile carbon (CL) and carbon management index (CMI) are suitable parameters for the assessment of changes in the stability of carbon in laboratory experiments. CL content is sensitive indicator of

changes in the content of soil organic matter in relation to the quality of its resources also after 1 year of their decomposition. The largest sources of CL, after year of incubation, were cereals, mainly maize. Overall, the proportion of CL from total organic carbon (TOC) was the highest in variants with cereals, which is reflected also in the value of CMI. The chemical composition of plant residues is reflected in the stability of carbon in the soil also after a year of their incubation.

**Keywords:** labile carbon, Haplic Luvisol, plant residues

## ÚVOD

V súčasnosti veľmi rozšírené odstraňovanie pozberových zvyškov z poľa má za následok množstvo negatívnych javov (PRASAD *et al.* 1999), čo vyústilo do podpory ich zapracovania do pôdy, čím sa chráni v pôde organická hmota aj živiny (NASER *et al.* 2007). Celkovo sa rastlinné zvyšky dostávajúce do pôdy vyznačujú rôznou kvalitou. Ich labilita závisí od chemickej rekalcitrancie a od fyzikálnej ochrany pred rozkladnou činnosťou mikroorganizmov (SILVERIA *et al.* 2008). Práve časová a priestorová variabilita rekalcitrantového uhlíka sťažuje detekciu zmien prostredníctvom TOC v krátkom čase (BLAIR *et al.* 1995). Labilný pôdny uhlík, ktorého kolobeh je rýchlejší, reaguje však na zmeny rýchlejšie ako TOC (BLAIR *et al.* 1995; HAYNES, 2005), preto sa javí citlivejším indikátorom vplyvu obhospodarovania pôdy na jej kvalitu (BLAIR *et al.* 1995; RUDRAPPA *et al.* 2006; TOBIAŠOVÁ, 2014; TOBIAŠOVÁ, 2013). Zmeny v jeho obsahu boli pozorované v prirodzených ekosystémoch (TOBIAŠOVÁ, 2010), na ornej pôde s rôznymi spôsobmi obrábania či osevnými postupmi (TOBIAŠOVÁ *et al.* 2008), ako aj v samotných frakciách pôdnych agregátov (TOBIAŠOVÁ, 2011). Cieľom tejto práce bolo zistiť, či je možné využitie labilného uhlíka a jeho parametrov aj v laboratórnom pokuse a či sa prejaví vplyv chemického zloženia rastlinných zvyškov na stabilite uhlíka aj po roku ich rozkladu.

## MATERIÁL A METÓDY

Na založenie modelového laboratórneho pokusu bola z pôdneho typu hnedozem odobratá zemina do hĺbky 0,3 m. Pôda bola vysušená pri laboratórnej teplote. Rastlinné zvyšky boli zastúpené 16 druhmi plodín s rôznym chemickým zložením (Tab. 1). Plocha odberu koreňových aj pozberových zvyškov bola podmienená spôsobom pestovania danej plodiny (počtom jedincov na hektár, resp. šírkou riadkov). Koreňové zvyšky sa odoberali z hĺbky 0,0–0,3 m spolu so zeminou, ktorá sa odstraňovala vodou cez sadu sít s priemerom 1,0–0,5–0,25 mm. Z vyplavenej vzorky koreňov sa cudzie prímеси oddeľovali najprv opakovanou dekantáciou a nakoniec ručnou separáciou (JURČOVÁ, 2000). Takto získaný rastlinný materiál bol na vzduchu vysušený a posekaný na 0,5 cm kúsky. Podiel koreňovej a nadzemnej časti bol adekvátny ich skutočným úrodám nadzemnej a koreňovej hmoty, teda celkovo 20 g rastlinného materiálu a 200 g zeminy bolo po dokonalom premiešaní plnené do PVC nádob. Nádoba mala kruhový

prierez a jej výška bola 0,1 m. Dno bolo ukončené sieťkou, na ktorej bol filtračný papier. Nádoby s pokusnými hmotami (zemina + rastlinné zvyšky) laboratórneho pokusu boli umiestnené v inkubačnej miestnosti pri konštantnej teplote 25°C a optimálnej vlhkosti 60 % poľnej vodnej kapacity (PVK).

Počas pokusu bola vlhkosť znižovaná, pretože dochádzalo k rozkladu rastlinného materiálu a k úbytku hmoty. Vlhkosť bola upravovaná dovažovaním na príslušnú hmotnosť nádoby s náplňou s korekciou na úbytok hmoty a odobranú pôdnu vzorku, ktorá bola vypočítaná ešte pred začiatkom experimentu na základe stanovenej PVK. Používala sa destilovaná voda, ktorá sa aplikovala stričkou a dovažovaním na analytických váhach.

**Tab. 1** Látkové zloženie vybraných rastlinných zvyškov (%) (TOBIÁŠOVÁ, 2001)

Pozberové zvyšky	Vodorozpuštné cukry	Škrob	Proteíny	Celulóza	Hemicelulóza	Lignín
Kukurica siata	6,20	4,41	8,76	35,53	27,10	18,02
Pšenica letná f. jarná	2,65	2,53	8,15	33,68	19,72	36,22
Raž siata f. ozimná	2,42	2,59	4,55	35,37	19,96	35,14
Tritikale	6,05	6,36	6,06	36,02	26,10	19,42
Ovos siaty	2,94	5,35	5,75	40,85	26,64	18,56
Slnečnica ročná	3,17	4,52	7,57	35,56	22,83	26,35
Kapusta repková pravá	1,01	3,79	5,86	34,53	21,94	32,86
Horčica biela	1,16	5,13	6,80	31,64	23,26	32,01
Mak siaty	1,88	4,29	9,01	33,71	19,06	32,03
Ľan siaty	1,47	4,47	8,94	15,32	17,06	45,50
Luľok zemiakový	1,87	4,35	14,03	27,62	23,04	29,05
Repa cukrová	4,61	5,12	14,85	21,31	22,92	31,19
Hrach siaty	1,52	4,80	10,47	24,07	15,89	43,32
Sója fazuľová	1,87	3,62	18,61	24,14	18,49	33,31
Ďatelina lúčna	1,64	7,21	12,88	26,38	16,81	22,15
Trávy	2,97	4,90	7,60	36,04	29,75	18,89

Po ukončení experimentu (po roku) bol stanovený celkový organický uhlík (TOC) metódou spaľovania za mokra (ORLOV a GRIŠINA, 1981), labilný uhlík (CL) oxidáciou KMnO<sub>4</sub> (LOGINOV *et al.* 1987) a boli vypočítané zvyšné parametre uhlíka (BLAIR *et al.* 1995). Chemické zloženie rastlinných zvyškov bolo stanovené metódou BELOSERSKI a PROSKURYAKOV (1956).

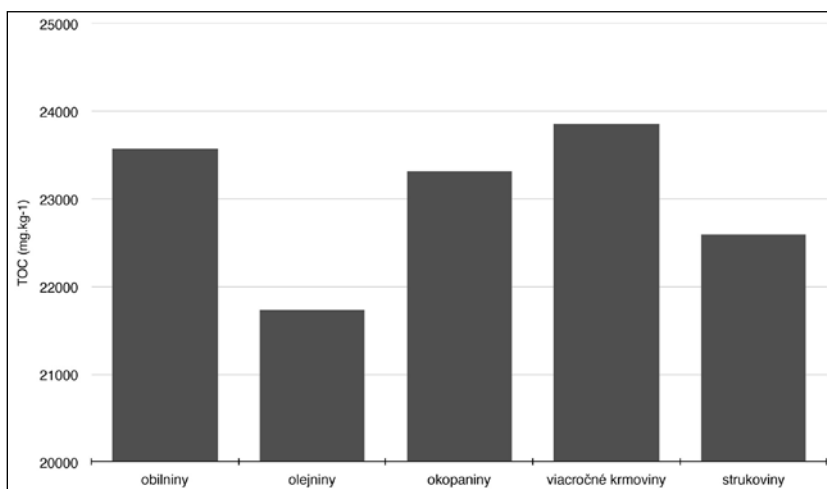
## VÝSLEDKY A DISKUSIA

Bilancia pôdnej organickej hmoty (SOM) na ornej pôde sa robí prostredníctvom celkového organického uhlíka (TOC). Takéto informácie však nie sú postačujúce vzhľadom na kvalitu jednotlivých rastlinných zvyškov. V ich chemickom zložení prevládajú ľahšie či ťažšie rozložiteľné organické látky. Zmeny v SOM, sledované prostredníctvom TOC, sa prejavujú až po viacerých

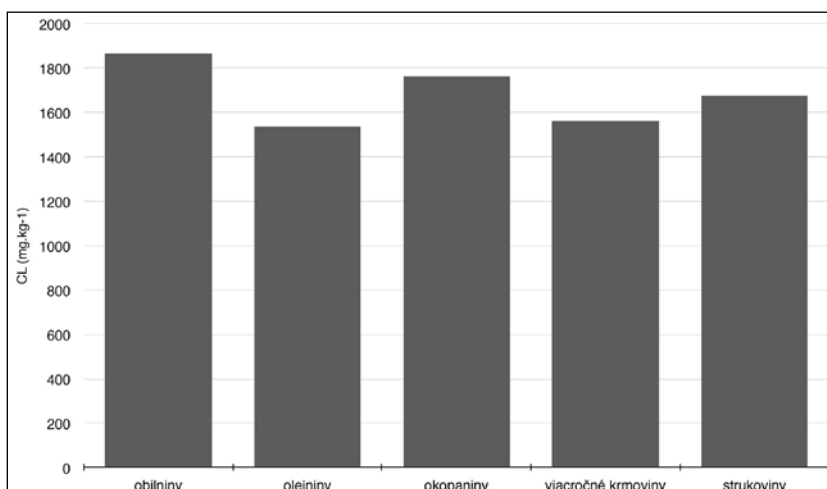
rokoch, ale my musíme na meniace sa podmienky reagovať takmer okamžite. Preto je veľmi dôležitým parametrom obsah labilného uhlíka (CL), resp. jeho podiel z TOC.

Výsledky, získané v inkubačnom pokuse, poukazujú na rozložiteľnosť jednotlivých pozbe-rových zvyškov, nie na ich celkové zdroje v poľných podmienkach. Po roku inkubácie boli na hnedozemi v priemere najvyššie obsahy TOC predovšetkým vo variantoch s viacročnými krmovinami (Obr. 1), ale takmer najnižšie obsahy labilného uhlíka (CL) (Obr. 2), teda podiel CL z TOC bol najnižší (Obr. 3).

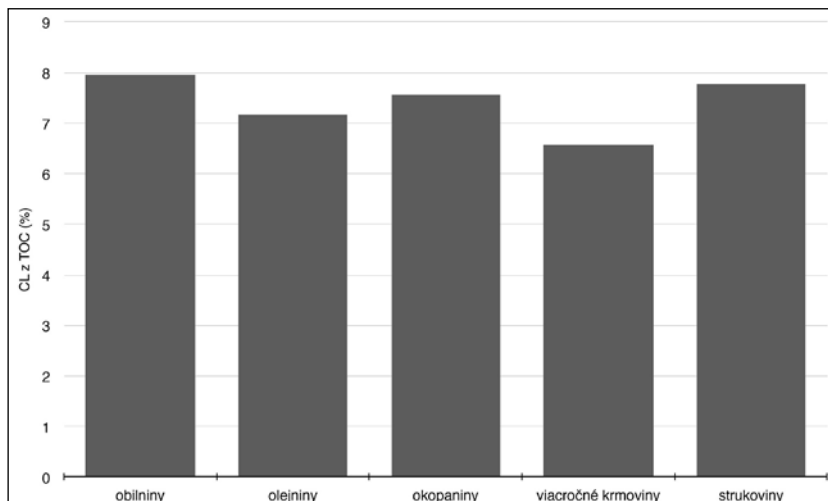
**Obr. 1.** *Obsah celkového organického uhlíka (TOC) v mg.kg<sup>-1</sup> vo variantoch s hnedozemou v priemere za jednotlivé skupiny plodín*



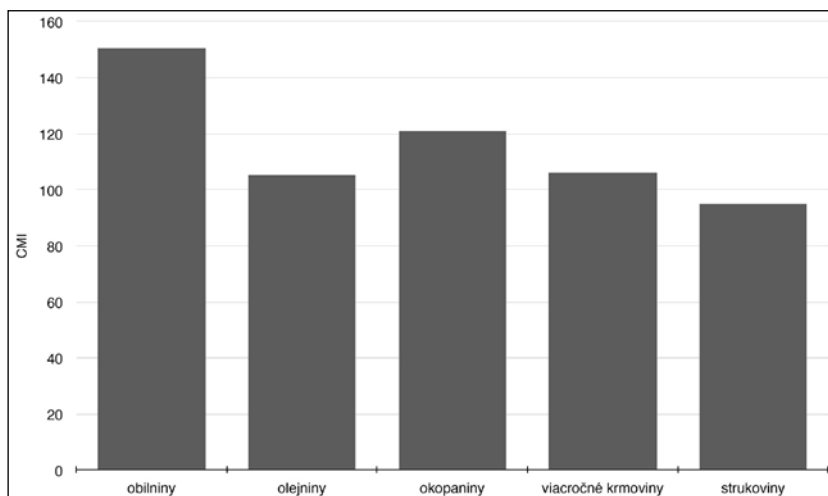
**Obr. 2.** *Obsah labilného uhlíka (CL) v mg.kg-1 vo variantoch s hnedozemou v priemere za jednotlivé skupiny plodín*



**Obr. 3.** Podiel labilného uhlíka z celkového organického uhlíka (CL z TOC) v % vo variantoch s hne-  
dozemou v priemere za jednotlivé skupiny plodín



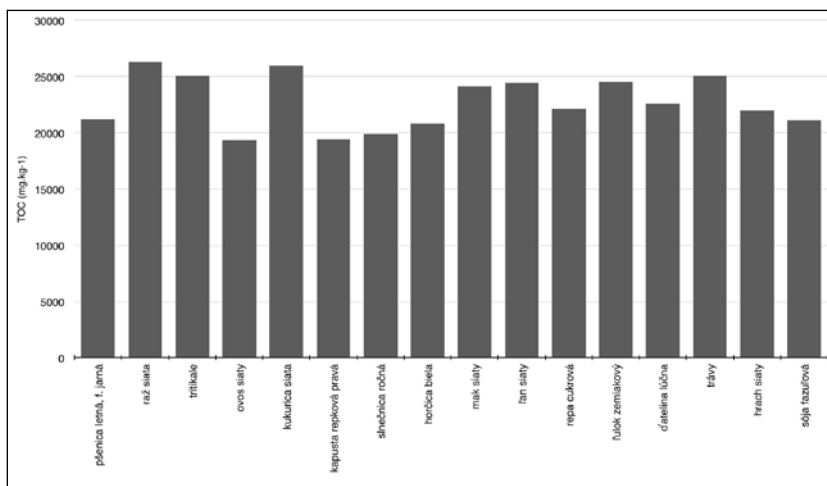
**Obr. 4.** Index zmien uhlíka (CMI) vo variantoch s hne-  
dozemou v priemere za jednotlivé skupiny  
plodín



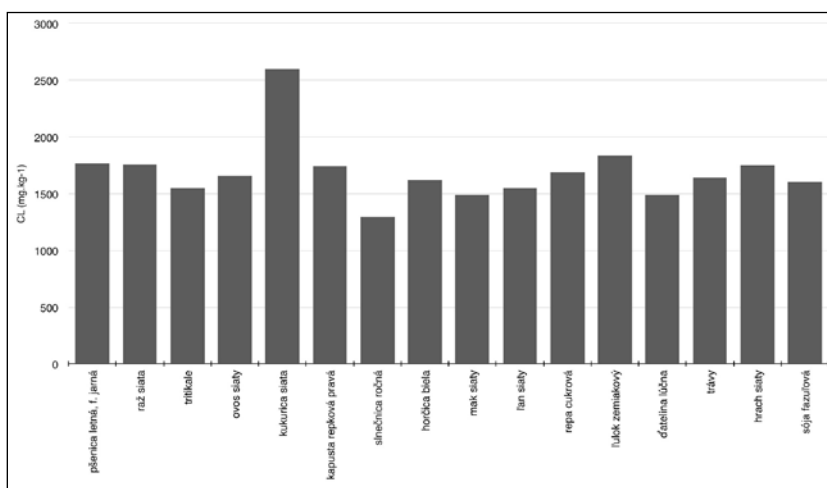
V prípade obilnín bol tento podiel najvyšší, čo sa prejavilo aj na najvyššom indexe zmien uhlíka (CMI) (Obr. 4). V chemickom zložení obilnín dominujú skôr stredne ťažko rozložiteľné látky ako celulóza a hemicelulóza, kým v prípade viacročných krmovín majú vyššie zastúpenie ľahko rozložiteľné látky, najmä škrob a proteíny. SOON a ARSHAD (2002) uvádzajú, že k zvýšeniu obsahu uhlíka nedôjde, ak v chemickom zložení rastlinných zvyškov majú vyššie zastúpenie ľahko rozložiteľné organické látky. Tiež obsah lignínu je v priemere vyšší v obilninách ako vo viacročných krmovinách. V prípade rastlinných zvyškov viacročných krmovín bude aj intenzita

rozkladu, vzhľadom na ich chemické zloženie, rýchlejšia v prvých fázach, kým pri obilninách sa zvyšuje neskôr, keď už sú všetky tieto ľahko rozložiteľné zdroje vyčerpané a odstránená fyzikálna bariéra štruktúrnych látok, teda pôdne organizmy využívajú uhlík už z celulózy a hemice-lulózy, preto sú ku koncu experimentu vyššie aj obsahy CL vo variantoch so zvyškami obilnín. K uvedenému prispieva tiež fakt, že v chemickom zložení viacročných krmovín je pomer C:(Ca+Mg) podstatne užší ako v prípade zvyškov obilnín, čo je tiež určujúcim faktorom stabilizácie vznikajúcich organických látok.

**Obr. 5.** Obsah celkového organického uhlíka (TOC) v  $\text{mg.kg}^{-1}$  vo variantoch s hnedozemou



**Obr. 6.** Obsah labilného uhlíka (CL) v  $\text{mg.kg}^{-1}$  vo variantoch s hnedozemou



V rámci obilnín boli po roku inkubácie najvyššie obsahy TOC vo variantoch s ražou a kukuricou (obr. 5), ale v prípade CL boli jednoznačne najvyššie obsahy vo variantoch s kukuricou

(obr. 6). V chemickom zložení rastlinných zvyškov raže je pomer C:(Ca+Mg) porovnateľný s kukuricou a celkovo ide o najširšie pomery spomedzi sledovaných plodín. Naopak, pomer lignínu k dusíku je vo zvyškoch raže najširší a kukurice najužší spomedzi všetkých sledovaných plodín, teda nielen v rámci obilnín, čo poukazuje na výrazné rozdiely v tejto skupine plodín. Podľa GREGORICH *et al.* (2005) majú všetky obilniny vyšší obsah lignínu ako kukurica. Vo variantoch s kukuricou boli po roku zaznamenané najvyššie obsahy CL spomedzi všetkých variantov. Zlá rozložiteľnosť zvyškov kukurice v praxi určite nie je výsledkom ich chemického zloženia, pretože ľahko rozložiteľné látky majú vysoké zastúpenie a naopak obsah lignínu je najnižší spomedzi sledovaných plodín. V inkubačnom pokuse síce neboli do pôdy zapravované mleté rastlinné zvyšky, ale ani ich veľkosť nebola totožná s veľkosťou, v akej sa zapravujú v reálnych poľných podmienkach. Rozdiely v obsahu uhlíka v závislosti od druhu a množstva pozberových zvyškov zaznamenali aj ROBINSON *et al.* (1996).

Celkovo je v porovnaní so zvyškami ostaných plodín slama obilnín bohatá na vodorozpustné cukry, ale limitujúcim faktorom jej rozkladu je v konečnom dôsledku pomer C:N, čo sťažuje jej rozklad v pôde. Podobným širokým pomerom sa však vyznačujú aj zvyšky olejní, avšak ich vstupy do pôdy nie sú také výrazné, ako keď zaorieme práve slamu obilnín, ktorej zaoranie často vedie až k imobilizácii pôdneho dusíka (CAYUELA *et al.* 2009). Napriek uvedenému je slama dôležitou súčasťou vstupov organickej hmoty, ktoré sú v prirodzených ekosystémoch jej primárnym zdrojom a nemožno ju v žiadnom prípade zaraďovať medzi odpadové produkty ani na ornej pôde.

## ZÁVER

Z uvedeného vyplýva, že obsahy labilného uhlíka sú citlivejším ukazovateľom zmien v obsahu organickej hmoty v pôde vo vzťahu k charakteru jej zdrojov ako obsahy celkového organického uhlíka. Chemické zloženie rastlinných zvyškov sa odrazilo aj po roku ich rozkladu na stabilite uhlíka v pôde. Využitie labilného uhlíka a jeho parametrov našlo svoje uplatnenie aj v laboratórnom pokuse.

## Podakovanie

Práca vznikla za finančnej podpory projektu VEGA 1/0124/13 „Fyzikálna stabilizácia organickej hmoty v pôdach rôznych ekosystémov“.

## LITERATÚRA

- BELOZERSKI, A.N., PROSKURYAKOV, N.I. 1956. *Praktikum der biochemie der pflanzen*. Berlin: Deutcher verlag der Wissenschaften. 350 s.
- BLAIR, G.J., LEFOR, R.D.B., LISE, L. 1995. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation and the development of a carbon management index for agricultural system. *Aust. j. Agric. Res.* vol. 46, s. 1459–1466. ISSN 0004–9409.
-



- CAYUELA, M.L., SINICCO, T., MONDINI, C. 2009. Mineralization dynamics and biochemical properties during initial decomposition of plant and animal residues in soil. *Appl. Soil Ecol.* vol. 41, s. 118–127. ISSN 0929–1393.
- GREGORICH, E.G., ROCHETTE, P., VANDENBYGAART, A.J., ANGERS, D.A. 2005. Greenhouse gas contributions of agricultural soils and potential mitigation practices in Eastern Canada. *Soil Till. Res.* vol. 83, s. 53–72. ISSN 0167–1987.
- HAYNES, R.J. 2005. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an overview. *Adv. Agron.* vol. 85, s. 221–268. ISSN 0065–2113.
- JURČOVÁ, O. 2000. Limity štruktúry oševného postupu z hľadiska ochrany pôdnej organickej hmoty. In *Polnohospodárstvo*, roč. 46, č. 12, s. 889–905. ISSN 0551–3677.
- LOGINOV, W., WISNIEWSKI, W., GONET, S.S., CIESCINSKA, B. 1987. Fractionation of organic carbon based on susceptibility to oxidation. *Pol. J. Soil Sci.* vol. 20, s. 47–52. ISSN 0079–2985.
- NASER, H.M., NAGATA, O., TAMURA, S., HATANO, R. 2007. Methane emissions from five paddy fields with different amounts of rice straw application in central Hokkaido, Japan. *Soil Sci. Plant Nutr.* vol. 53, s. 95–101. ISSN 1747–0765.
- ORLOV, D.S., GRIŠINA, L.A. 1981. *Praktikum po chimiji gumusa*. Moskva: IMU. 272 s.
- PRASAD, R., GANGAIAH, B., AIPE, K.C. 1999. Effect of crop residue management in a rice-wheat cropping system on growth and yield of crops and on soil fertility. *Exp. Agr.* vol. 35, s. 427–435. ISSN 0014–479.
- ROBINSON, C.A., CRUSE, R.M., GHAFARZADEH, M. 1996. Cropping system and nitrogen effects on Mollisol organic carbon. *Soil Sci.* vol. 60, s. 264–269. ISSN 0038–075X.
- RUDRAPPA, L., PURAKAYASTHA, T.J., SINGH, D., BHADRARAY, S. 2006. Long-term manuring and fertilization effects on soil organic carbon pools in a Typic Haplustept of semi-arid sub-tropical India. *Soil Till. Res.* vol. 88, s. 180–192. ISSN 0167–1987.
- SILVERIA, M.L., COMERFORD, N.M., REDDY, K.R., COOPER, W.T., EL-RIFAI, H. 2008. Characterization of soil organic carbon pools by acid hydrolysis. *Geoderma*, vol. 144, s. 405–414. ISSN 0016–7061.
- SOON, Y.K., ARSHAD, M.A. 2002. Comparison of the decomposition and N and P mineralization of canola, pea and wheat residues. *Biol. Fertil. Soils*, vol. 36, s. 10–17. ISSN 0178–2762.
- TOBIAŠOVÁ, E. 2001. *Transformácia pozberových zvyškov v rôznych pôdnych typoch: dizertačná práca*. Nitra: SPU. s. 115
- TOBIAŠOVÁ, E. 2010. *Pôdna organická hmota ako indikátor kvality ekosystémov*. Nitra: SPU. 107 s. ISBN 978–80–552–0459–8.
- TOBIAŠOVÁ, E. 2011. The effect of organic matter on the structure of soils of different land use. *Soil Till. Res.* vol. 114, s. 183–192. ISSN 0167–1987.
- TOBIAŠOVÁ, E. 2014. *Stabilita pôdnej organickej hmoty*. Nitra: SPU. 92 s. ISBN 978–80–552–1178–7.
- TOBIAŠOVÁ, E., DEBSKA, B., BANACH-SZOTT, M. 2013. Stability of organic matter of Haplic Chernozem and Haplic Luvisol of different ecosystems. *J. Cent. Eur. Agric.* vol. 14, no. 4, s. 1541–1549. ISSN 1332–9049.
- TOBIAŠOVÁ, E., TÓTH, T., ŠIMANSKÝ, V. 2008. Determination of changes in soil organic matter content through carbon and nitrogen labile fractions. *Chemické listy*, roč. 102, s. 491–492. ISSN 0009–2770.
-

# **Vedecké práce**

## **Výskumného ústavu pôdoznanectva a ochrany pôdy č. 36**

© Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy Bratislava

Zodpovedný redaktor: doc. RNDr. Jaroslava Sobocká, CSc

Recenzenti: doc. RNDr. Jaroslava Sobocká, CSc.

RNDr. Beata Houšková, CSc.

Grafická úprava: Ing. Karol Végh

Vydal: NPPC – VÚPOP

Tlač: Edičné stredisko NPPC – VÚPOP

Gagarinova 10, Bratislava

Počet strán: 168

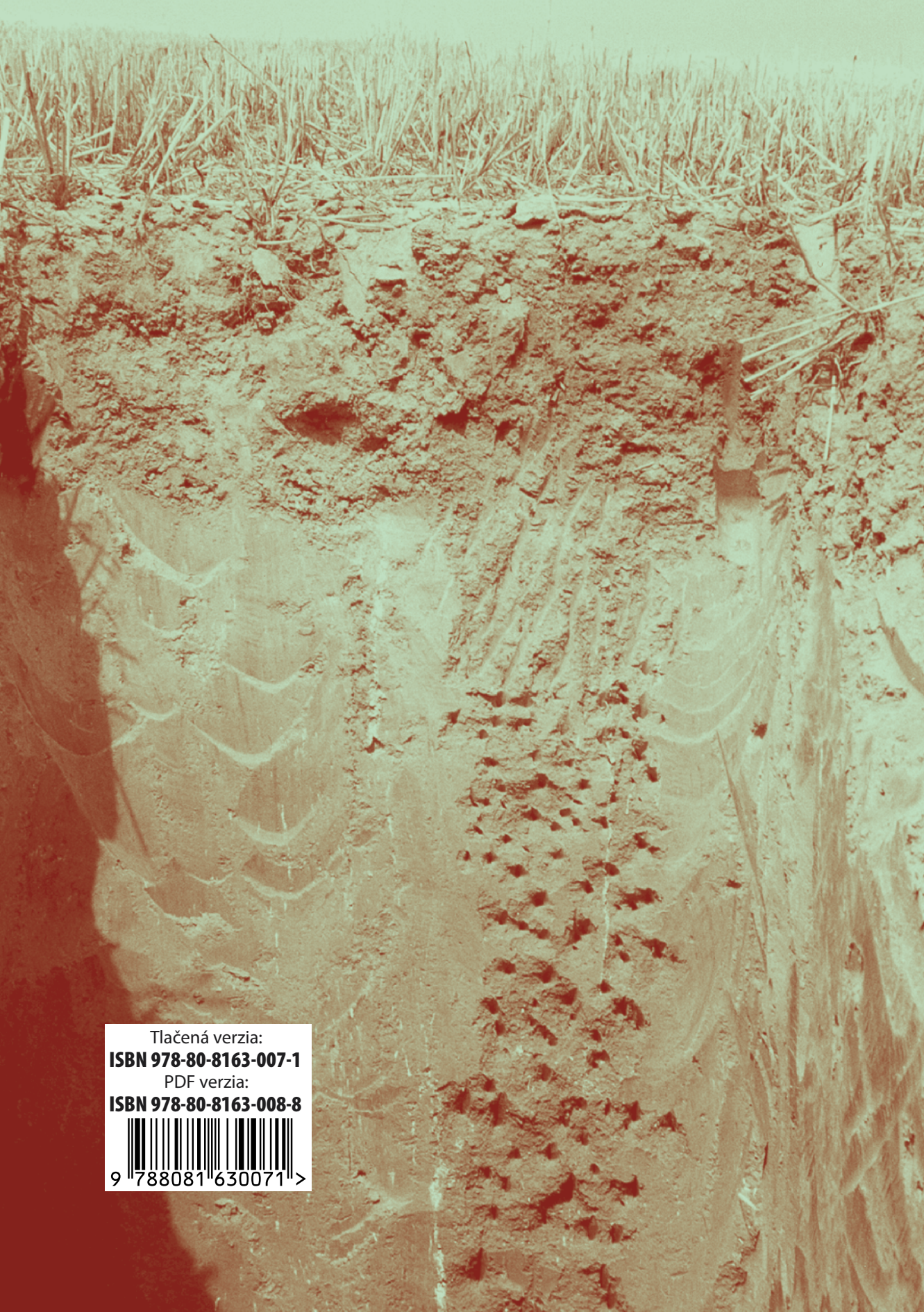
Náklad: 100 ks

**ISBN 978-80-8163-007-1 (viazané vydanie)**

**ISBN 978-80-8163-008-8 (PDF vydanie)**

Texty neprešli jazykovou úpravou.

---



Tlačená verzia:

**ISBN 978-80-8163-007-1**

PDF verzia:

**ISBN 978-80-8163-008-8**



9 788081 630071 >