

Výskumný
ústav
pôdoznanectva
a ochrany
pôdy
Bratislava

VÚPOP



SSCRI

Soil
Science and
Conservation
Research
Institute
Bratislava

Vedecké práce

Výskumného ústavu pôdoznanectva a ochrany pôdy

2011

33

Proceedings

of Soil Science and Conservation Research Institute

Výskumný
ústav
pôdoznanectva
a ochrany
pôdy
Bratislava

VÚPOP



SSCRI

Soil
Science and
Conservation
Research
Institute
Bratislava

Vedecké práce

Výskumného ústavu pôdoznanectva a ochrany pôdy

2011

33

Proceedings

of Soil Science and Conservation Research Institute

Vedecké práce

Výskumného ústavu pôdoznanectva a ochrany pôdy č. 33

Recenzenti: Ing. Radoslav Bujnovský, CSc.

prof. Ing. Jozef Kobza, CSc.

doc. RNDr. Jaroslava Sobocká, CSc.

Ing. Michal Sviček, CSc.

prof. Ing. Jozef Vilček, PhD.

© Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy Bratislava

ISBN 978-80-89128-91-4

Obsah

BLAAS, G.	Vplyv agroenvironmentálnych platieb na ekonomiku fariem na Slovensku.....	5
FULAJTÁR, E.	Návrh metódy výpočtu faktora erodovateľnosti pôdy (K-faktor) pre poľnohospodárske pôdy Slovenska s využitím údajov Komplexného prieskumu pôd.....	22
FULAJTÁR, E., PÍŠ, V., SVIČEK, M.	Návrh optimálnej metódy hodnotenia vodostálosti pôdných agregátov ako ukazovateľa protieróznej odolnosti pôd.....	42
HALAS, J., NOVÁKOVÁ, M.	Predikcia detailnej priestorovej distribúcie základných pôdných parametrov s využitím experimentálnych údajov a údajov diaľkového prieskumu Zeme.....	61
HOUŠKOVÁ, B.	Retenčná kapacita poľnohospodárskych pôd Slovenska.....	72
HUTÁR, V., BALKOVIČ, J., SAKSA, M.	Využitie Globálneho navigačného systému (GNSS) pre tvorbu digitálneho terénneho modelu (DTM) a komplexných gradientov reliéfu ako prediktorov digitálneho pôdneho mapovania.....	78
KOBZA, J.	Aktuálny obsah arzénu v poľnohospodárskych pôdach Slovenska – jeho zdroje a chovanie.....	86
LISNYAK, A. A., TORMA, S., VILČEK, J.	Metodologické základy hodnotenia ekologického rizika degradácie pôdy.....	95
MAKOVNÍKOVÁ, J., ŠIRÁŇ, M.	Porovnanie modelov objemovej hmotnosti pôdy (KÚ B. Bystrica).....	101
MAKOVNÍKOVÁ, J., ŠIRÁŇ, M.	Determinácia preukazných zmien pôdnej reakcie na pseudogleji.....	109
SKALSKÝ, R., ŠOŠOVIČKOVÁ, L., PÁLKA, B., SOBOCKÁ, J., BALKOVIČ, J.	Aktualizácia pôdných máp v mierke 1:10 000 podľa požiadaviek direktívy INSPIRE.....	116
SOBOCKÁ, J., SAKSA, M.	Pôdne jednotky versus BPEJ vo vzťahu k mimoprodukčným funkciám pôd.....	127
ŠIRÁŇ, M., MAKOVNÍKOVÁ, J.	Priestorová variabilita a vývoj objemovej hmotnosti pôdy na pseudogleji.....	144
ŠIRÁŇ, M., MAKOVNÍKOVÁ, J.	Analýza databáz objemovej hmotnosti pôdy a ich použiteľnosť pri tvorbe modelov.....	151
TAKÁČ, J., ŠIŠKA, B.	Kalibrácia a validácia modelu DAISY pre podmienky Slovenska.....	161
TAKÁČ, J., NOVÁKOVÁ, K., SOBOCKÝ, I.	Simulácia vlhkostného režimu pôdy na Záhorskej nížine.....	173
TARASOVIČOVÁ, Z., BARANČÍKOVÁ, G.	Nový prístup pri tvorbe vstupov uhlíka trvalých trávnych porastov Slovenska pre model RothC.....	184
TARASOVIČOVÁ, Z., SKALSKÝ, R., NOVÁKOVÁ, M.	Priestorový model organického hnojenia na poľnohospodárskych pôdach Slovenska.....	194
VILČEK, J., TOMÁŠ, J., SCHWARCZOVÁ, H.	Rizikové prvky v pôdach východného Slovenska a ich rozpustnosť v extrahovadlách rôznej agresivity.....	203

VPLYV AGROENVIRONMENTÁLNYCH PLATIEB NA EKONOMIKU FARIEM NA SLOVENSKU

ECONOMIC FARM LEVEL IMPACT OF AGRI-ENVIRONMENTAL PAYMENTS IN SLOVAKIA

Gejza BLAAS

*Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava
e-mail: g.blaas@vupop.sk*

Abstrakt

Príspevok sa zaoberá identifikovaním vplyvov agroenvironmentálnych platieb poskytovaných poľnohospodárskym podnikom v období pôsobenia Plánu rozvoja vidieka SR v skrátenom programovacom období 2004–2006 a v prvých dvoch rokoch implementácie Programu rozvoja vidieka SR na roky 2007–2013 na podniky, ktoré boli prijímateľmi agroenvironmentálnej pomoci. Posudzovanie vplyvu sa zameriava najmä na zisťovanie, ako agroenvironmentálne opatrenia pôsobili na vývoj ekonomiky podnikov, ale obsahuje aj poznatky o plnení environmentálnych cieľov opatrení. Objektom výskumu boli vybrané vzorky podnikov, ktorých účtovné data boli k dispozícii v databáze Informačných listov Ministerstva pôdohospodárstva SR za roky 2004–2008. Skúmanie vplyvu sa uskutočnilo porovnávaním dynamiky zmien vybraných ukazovateľov vo vzorke podnikov s výrobným zameraním na zmiešanú rastlinnú a živočíšnu výrobu, ktoré sa zúčastnili na agroenvironmentálnych opatreniach (N=140), so zmenami v podnikoch rovnakého výrobného zamerania, ktoré neboli prijímateľmi agroenvironmentálnej pomoci (N=160). Zistilo sa, testovaním miery asociácie na vzorke viac ako 600 podnikov, že alokácia agroenvironmentálnej podpory na Slovensku je silne vychýlená v prospech oblastí s menej priaznivými výrobnými podmienkami, takže sa potvrdzujú poznatky zahraničných autorov, ktoré hovoria o tom, že tieto podpory nadobúdajú charakter podpory za znevýhodnenie. Agroenvironmentálne podpory sú významnou zložkou finančných výnosov prijímateľov podpory, v podmienkach Slovenska predovšetkým podporujú udržateľnosť extenzívneho hospodárenia na pôde. Podniky zaradené do agroenvironmentálnych schém poskytujú pracovníkom osobný príjem na porovnateľnej úrovni s podnikmi s intenzívnou výrobou a znižujú zamestnanosť v menšej miere ako podniky porovnávanej skupiny. Agroenvironmentálne platby tak prispievajú k udržaniu zamestnanosti na vidieku a sociálnoekonomickej životaschopnosti vidieka.

Kľúčové slová: agroenvironmentálne platby, extenzita výroby, výnosy, zamestnanosť, životaschopnosť vidieka

Abstract

The paper is focusing on identification of the impacts of the agri-environmental payments, which were provided to farm enterprises by the Rural development plan of SR during the con-

tracted period of implementation 2004 – 2006 and during the first two years (2007, 2008) of implementation of the follow-up Rural development program 2007 – 2013, on beneficiary farms' management. The impact assessment is focused first of all on detection of the payments' influence on the evolution of farm economy, but comprises also some pieces of knowledge concerning how this policy has been meeting its environmental objectives. Two samples of farming enterprises were examined, both singled out from the MoA RD SR Farm survey database which provides farm level accountancy data for Slovakia. The period of data analysis comprised the years from 2004 to 2008. Diachronic changes of selected indicators' values within two samples, both comprising farms with mixed crop-livestock type of farming, were compared. The first sample (N=140) comprised farms, which were beneficiaries of agri-environmental payments, the second sample (N=160) served as counterfactual. It has been found, by testing the contingency of variables (N=600), that the allocation of agri-environmental payments in Slovakia is strongly biased in favour of regions with natural handicaps to production. This seems to confirm findings by other authors, who find agri-environmental payments being very close to compensation payments paid in less favoured area regions. Under Slovakian circumstances, agri-environmental payments have become an important part of the overall farm revenue for beneficiaries. They affect, first of all, sustainability of extensive land management. Farming enterprises which have entered an agri-environmental commitment are able to provide their staff with a personal income at comparable level with farms running intensive farming and, as empirical findings show, they are more successful in maintaining employment in comparison with farms out of agri-environmental schemes. Thus, agri-environmental payments assist at maintaining employment in rural areas and at enhancing rural viability.

Keywords: agri-environmental payments, production extensity, revenue, employment, rural viability

ÚVOD

Poľnohospodárske politiky, zamerané na environmentálne ciele, sa hodnotia, tak ako iné verejné politiky, z dvoch hľadísk:

- a) Z hľadiska environmentálnej účinnosti (effectiveness), pod čím sa rozumie miera, s ktorou opatrenie dosahuje zamýšľaný účinok (napr. zmenu správania sa prijímateľov agro-environmentálnych podpôr, zníženie znečistenia vody, zmiernenie erózie) vyjadrený v celi príslušného opatrenia.
- b) Z hľadiska ekonomickej efektívnosti (efficiency), čo vyjadruje pomer medzi dosiahnutým účinkom a vynaloženými finančnými nákladmi - napríklad rozpočtové výdavky na kompenzačné platby a náklady na administráciu týchto platieb pripadajúce na jednotku výsledku (OECD, 2005).

Pre hodnotenie je potrebné, aby boli definované ukazovatele, ktoré vyjadrujú zmenu stavu cieľových hodnôt jednotlivých opatrení, a tiež údaje alebo iné kvalitatívne informácie ich skutočnom stave.

Na hodnotenie účinnosti opatrení Programu rozvoja vidieka 2007 – 2013 vydala Európska komisia podrobnú metodickú príručku, ktorá je spoločným metodickým východiskom pre vykonávanie priebežného hodnotenia (ongoing evaluation) (European Commission – DG AGRI, 2006). Agroenvironmentálne opatrenia sa hodnotia ukazovateľmi výstupu, výsledku a vplyvu. Príručka uvádza súbor hodnotiacich indikátorov a hodnotiacich otázok, ako aj dostupné zdroje údajov.

Praktické skúsenosti realizáciou hodnotenia ukazujú, že najmä hodnotenie vplyvu (t. j. meranie dosiahnutia vlastných environmentálnych cieľov opatrení) je problematické, najmä pre nedostatok monitorovacích dát o skutočných efektoch implementovaných opatrení (KOLEKTÍV, 2010; PURVIS, 2009; OECD, 2005; KLEIJN AND SUTHERLAND, 2003). V doterajších hodnoteniach sa spravidla využívala kombinácia viacerých metód a techník, vrátane štatistických prieskumov, prípadových štúdií a modelových projekcií (KEENLEYSIDE, 2008; SCHWAIGER, 2008). Hodnotenia účinkov agro-environmentálnych opatrení sú preto kapacitne, finančne aj časovo náročné¹.

Efekty vybraných agroenvironmentálnych opatrení súvisiacich s ochranou pôdy PRV 2007 – 2013 na Slovensku ako aj ich efektívnosť kvantitatívne vyhodnotil BUJNOVSKÝ (2010), a to na základe expertného hodnotenia čiastkových environmentálnych efektov jednotlivých opatrení a ich porovnania so sadzbami environmentálnych platieb.

Vzhľadom na existenciu tzv. spojitosti (jointness) (OECD, 2001), splnenie environmentálnych cieľov opatrení (napr. zachovanie biodiverzity alebo rázu krajiny) je podmienené pokračovaním poľnohospodárskej výrobnéj činnosti, k čomu je nevyhnutné, aby si jej vykonávatelia zachovali ekonomickú životaschopnosť. K nej environmentálne platby nesporne prispievajú. Niektorí autori dospeli k záveru, že takto sa agroenvironmentálne platby sa svojou funkciou približujú k platbám za znevýhodnenie (LFA platby). Tieto však majú spravidla nižšie transakčné náklady a efektívnejšie napomáhajú zachovaniu poľnohospodárskeho využitia pôdy (DUPRAZ a iní, 2010).

Podľa článku 39 Nariadenie Rady (EC) č.1968/2005, agroenvironmentálne podpory sú kalkulované na princípe kompenzácie úbytku príjmu alebo zvýšenia nákladov hospodára, ktoré vznikajú v dôsledku plnenia prijatého záväzku. Keďže výška kompenzácie sa obyčajne kalkuluje na priemerné, nie individuálne podmienky pre plnenie kriteriálnych záväzkov, pre časť populácie účastníkov príslušnej agroenvironmentálnej schémy môžu mať platby významný dôchodkový efekt.² Toto predstavuje dôležitý motivačný faktor pre účasť na schéme, pokiaľ je účasť dobrovoľná.

Okrem toho, prirodzeným dôsledkom vyhľadávania dôchodkového efektu opatrení je, že sa ich implementácia sústreďuje do subjektov (oblastí, typov hospodárenia), ktoré dokážu splniť kritériá oprávnenosti s minimálnymi alebo žiadnymi nákladmi, alebo bez straty na príjme, pretože už vo východiskovej situácii (pred uplatnením agroenvironmentálneho opatrenia) kritériá spĺňajú.³

1 Program hodnotenia schémy environmentálneho správčovstva v Anglicku má na obdobie 2005 až 2015 prídelený rozpočet vo výške 4,8 milióna EUR ročne, z čoho je 1,8 mil. EUR určených na monitorovanie a hodnotenie a 3,0 mil. EUR na nadväzujúci výskum (KEELEYSSIDE, 2008).

2 Výška kompenzácie nezohľadňuje individuálne rozdiely medzi farmami v intenzite produkcie, cene výrobných faktorov, štruktúre produkcie a pod.

3 Je to najmä vtedy, keď sa kritériá jednoducho transponujú z vysoko intenzívneho výrobného prostredia do prostredia s podstatne nižšími produkčnými parametrami.

HEINZE A VOELZKOW (1993) už dávnejšie konštatovali sociálno-ekonomické efekty environmentálnych platieb, keď uviedli, že „zelené“ farmy pozitívne vplyvajú na zamestnanosť a život v obciach, pretože platby za nekomoditné výstupy umožňujú zachovať poľnohospodárske aktivity v nepriaznivých výrobných podmienkach. Obdobne BROŽOVÁ (2010) zisťuje, že ekologické farmy sú ekonomicky silné subjekty, 80 % ktorých je ziskových, pričom „veľmi významnú rolu zohrávajú dotácie“ (BROŽOVÁ, 2011). LAPKA A INÍ (2011) konštatujú, že „zelené“ dotácie „prispeli k stabilizácii vidieckeho obyvateľstva, t. j. obyvateľstva pracujúceho v poľnohospodárstve a lesníctve“.

Dôchodkový efekt agroenvironmentálnych platieb ocenili aj krajiny ako Fínsko, Švédsko a Rakúsko, ktoré pri svojom vstupe do EÚ v roku 1995 využili práve agroenvironmentálne platby na kompenzáciu strát na príjmoch roľníkov, spôsobených poklesom poľnohospodárskych cien v dôsledku členstva (MTT a SLI, 2007, cit. podľa DUPRAZ A INÍ, 2010).

V súčasnosti patria agroenvironmentálne platby medzi finančne najsilnejšie opatrenia Plánu rozvoja vidieka SR. V programovacom období 2007 – 2013 sa v indikatívnom finančnom rámci opatrení PRV počíta s alokáciou 278 653 334 EUR, čo je druhá najvyššia alokácia na opatrenie neinvestičného charakteru, po platbách za znevýhodnené prírodné podmienky v horských a ostatných znevýhodnených oblastiach (531 711 266 EUR) (MPRV SR, 2010a).

Plánované výdavky na agroenvironmentálne platby predstavujú v tomto programovom období 14,1 % všetkých výdavkov Európskeho poľnohospodárskeho fondu rozvoja vidieka v Slovenskej republike, v rámci osi 2 PRV „Zlepšenie životného prostredia a krajiny“ tvoria až 27,6 %. Pokiaľ ide o skutočne vyplatené prostriedky, podiel agroenvironmentálnych platieb na podporách II. osi je oveľa vyšší, v roku 2009 tvoril až 32 % (66 439 395 EUR) (MPRV SR, 2010c), a to kvôli relatívne nižšiemu čerpaniu zdrojov pri iných opatreniach.⁴

Agroenvironmentálne platby sa tešia značnému záujmu poľnohospodárov, o čom svedčí aj skutočnosť, že platobná agentúra v roku 2009 obmedzila schvaľovanie podaných žiadostí na rozšírenie záväzku len na niektoré, menej frekventované podopatrenia a v roku 2010 úplne zastavila vydávanie výziev na žiadosti na zaradenie do agroenvironmentálneho opatrenia. V polroku 2010 bolo pod agroenvironmentálnymi opatreniami 384 386 hektárov poľnohospodárskej pôdy a počet podporených fariem dosiahol 1 178 (KOLEKTIV, 2010).

V rozpočtovom roku 2010 tvorili agroenvironmentálne platby (verejné výdavky dosiahli 80 715 331 EUR) približne tretinu sumy priamych platieb vyplatených formou jednotnej platby na plochu (225 200 378 EUR). To vytvára obraz o tom, že agroenvironmentálne platby predstavujú významnú zložku finančných príjmov fariem. Vypuklejšie sa to prejaví, keď porovnáваме absolútne čiastky pripadajúce na jedného žiadateľa, resp. na jeden hektár pôdy.

4 Napríklad na opatrenie NATURA 2000 a smernica o vodách sa za obdobie 2007-2010 vyčerpalo len 2,7 % na tieto roky alokovanej sumy (MPRV SR, 2010a)

Tab. 1 Platby SAPS a agroenvironmentálnej podpory v roku 2010

Opatrenie	Vyplatené v roku 2010 v EUR	Počet žiadateľov 2010	Vyplatené 1 žiadateľovi EUR	Autorizovaná výmera v ha	Vyplatené na 1 ha v EUR
SAPS	225 200 378	15 761	14 288	1 851 878	121,60
Agroenvironmentálna podpora	80 715 331	1178	67 911	384 386	208,12
Prameň: MPRV SR (2010a,b)					

MATERIÁL A METÓDY

Skúmanie sa opiera o kvantitatívnu analýzu údajov z účtovníctva poľnohospodárskych podnikov, ktoré sú obsiahnuté v každoročnom monitoringu ekonomického vývoja podnikov prvovýroby (Databáza Informačných listov MPRV SR). Do pozorovania bol zahrnutý časový rad vybraných údajov za roky 2004 – 2008 zo vzorky podnikov, ktoré poskytli údaje v celom časovom rade. Táto skutočnosť umožnila sledovať vývoj v čase na paneli podnikov, to znamená aj identifikovať vplyvy, ktorými sa prejavila postupná implementácia agroenvironmentálnych opatrení PRV v období 2004 – 2006 a Programu rozvoja vidieka od roku 2007.

Prístup k analýze je založený na predpoklade, že sa efekty AEO prejavujú v priebehu implementácie⁵, ovplyvňujú dynamiku sledovaných indikátorov efektov, a možno ich identifikovať porovnaním priebehu dynamiky týchto ukazovateľov v podnikoch uplatňujúcich AEO a v podnikoch, ktoré tieto opatrenia neuplatňujú.

Hodnotenie vplyvov agroenvironmentálnych opatrení vykonávame en bloc (nerozlišujúc jednotlivé konkrétne opatrenia), pretože okrem opatrenia „podpora ekologického poľnohospodárstva“ nemáme k dispozícii na podnikovej úrovni informácie o rozsahu implementácie (zaradená výmera pôdy) ani o výške vyplatenej podpory v členení podľa jednotlivých agroenvironmentálnych podopatrení.

Analýze sme podrobili vybrané ukazovatele hospodárenia dvoch výberových súborov podnikov s výrobným zameraním „zmiešaná rastlinná a živočíšna výroba“, vybraných vyčerpávacím spôsobom zo základného súboru podnikov zaradených do databázy Informačných listov MP SR. Prvý výberový súbor, označený AEO1 (N=140) reprezentoval podniky uvedeného výrobného zamerania, ktoré aspoň v jednom roku v období 2004 – 2008 realizovali agroenvironmentálny záväzok. Druhý súbor predstavovali podniky rovnakého výrobného zamerania, ale bez agroenvironmentálneho záväzku (AEO2, N=160).

Výberové súbory sme porovnávali v ukazovateľoch, vyjadrujúcich základné ekonomické parametre hospodárenia a čiastočne aj plnenie cieľov agroenvironmentálnych opatrení (bonita pôdy, tržby z vlastných výrobkov a služieb, výnosy, podiel dotácií na výnosoch, náklady, výrobná spotreba, spotreba hnojív a CHOP, zamestnanosť,), ktorú sú uvedené v časti Výsledky a diskusia.

5 Je reálne predpokladať, že s časovým posunom, až po určitom viacročnom období pôsobenia opatrenia.

Porovnávali sme priemerné hodnoty ukazovateľov za obidva výberové súbory (absolútne hodnoty a v prepočte na jednotku plochy), a to ich priebeh v čase. Skúmal sa teda trend vývoja ukazovateľov v časovom rade 2004 – 2008, čo umožnilo identifikovať vplyvy uplatnených agroenvironmentálnych opatrení v súbore AEO1. Tento diachronický prístup bol uprednostnený pred jednoduchou synchronickou komparáciou ukazovateľov v oboch skupinách podnikov, pretože pri nej by sa zisťovali len rozdiely spôsobené najmä odlišnou intenzitou hospodárenia a rozdielnymi prírodnými podmienkami výroby.

Alokácia agroenvironmentálnych platieb na Slovensku je významne vychýlená v prospech hospodáriacich subjektov s nižšou intenzitou výroby a pôsobiacich v oblastiach s nevýhodnejšími prírodnými podmienkami. Priame porovnanie ekonomických údajov podnikov oboch skupín nie je možné, pretože hospodária v „systematicky“ odlišných podmienkach. Preto volíme prístup analyzovania zmien v čase, čo je založené na hypotéze, že pri približne rovnako pôsobiacich činiteľoch vonkajšieho ekonomického prostredia na všetky podniky a nemeniacich sa prírodných podmienkach výroby v individuálnych podnikoch, pozorované zmeny ekonomických ukazovateľov v čase môžu byť spôsobené zmenou inštitucionálneho faktora, t.j. uplatnením agroenvironmentálneho opatrenia.

Vplyvy agroenvironmentálnych opatrení identifikujeme porovnávaním charakteru a veľkosti zmeny priemerných podnikových ekonomických ukazovateľov⁶ v skupine podnikov uplatňujúcich agroenvironmentálne opatrenia so zmenami týchto ukazovateľov v podnikoch bez agroenvironmentu, v rokoch 2004 – 2005 a 2006 – 2008.

Problematiku priestorovej alokácie agro-environmentálnych opatrení podrobnejšie rozoberáme v časti Výsledky a diskusia.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Pre posúdenie priestorovej alokácie sme použili ukazovateľ priemerná cena pôdy hospodáriaceho subjektu (farmy). Tento ukazovateľ, aj keď sa v praktickej agrárnej politike v súčasnosti nevyužíva, poskytuje informáciu o prirodzenej úrodnosti pôdy, intenzite produkcie a sprostredkovane aj o regionálnej alokácii hospodáriaceho subjektu.

Z tabuľky 2 vyplýva, že miera asociácie medzi prírodnými podmienkami hospodárenia, vyjadrenými intervalom cenovej skupiny pôdy⁷ a vstúpením podniku do agroenvironmentálneho záväzku je veľmi vysoká a štatisticky preukázateľná. Vidno, že opatrenia sú alokované v zvýšenej miere v podnikoch hospodáriacich na pôdach nižšej bonity a teda v horších prírodných podmienkach výroby.

6 Hodnoty finančných ukazovateľov uvádzame v slovenských korunách z dôvodu, že euro bolo na Slovensku zavedené až od roku 2009.

7 Zaradenie katastrov podľa skupín ceny pôdy na základe bonitácie pôdneho fondu sa využívalo do roku 2004 na stanovovanie výšky podpory poľnohospodárskych podnikov v znevýhodnených oblastiach (MP SR, 2000; LINKEŠ a iní, 1996)

Tab. 2 Kontingenčný test vzťahu medzi bonitou pôdy a účasťou podniku na agroenvironmentálnom záväzku (údaje z roku 2008)

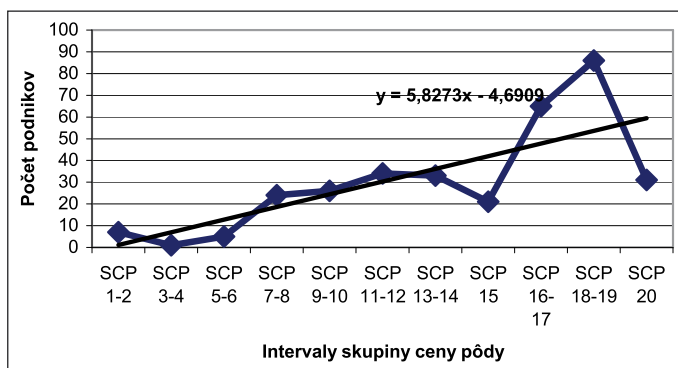
Skupina ceny pôdy	Počet podnikov AEO1	Teoretický počet podnikov AEO1	Znamienkový test	Počet podnikov AEO2	Teoretický počet podnikov AEO2	Znamienkový test	Počet podnikov spolu
1 – 2	17	11	+	7	13	-	24
3 – 4	29	14	+	1	16	-	30
5 – 6	28	16	+	5	17	-	33
7 – 8	84	52	+	24	56	-	108
9 – 10	28	26	+	26	28	-	54
11 - 12	41	36	+	34	39	-	75
13 - 14	32	31	=	33	34	=	65
15	11	15	-	21	17	+	32
16 – 17	15	38	-	65	42	+	80
18 – 19	16	49	-	86	53	+	102
20	3	16	-	31	18	+	34
Spolu	304	304		333	333		637

Chi²=184,947 > 29,29 ; P= 0.001, df=10

Prameň: Vlastný výpočet s použitím údajov Databázy IL MP SR, Radelá s. r. o.

Početnosť podnikov, ktoré nevstúpili do žiadneho agroenvironmentálneho záväzku sa so zlepšujúcou bonitou pôdy znižuje takmer lineárne, ako to dokumentuje graf 1.

Graf 1 Distribúcia podnikov, ktoré nevstúpili do agroenvironmentálneho záväzku podľa priemernej skupiny ceny obhospodarovanej pôdy



Prameň: Vlastný výpočet s použitím údajov Databázy IL MP SR, Radelá s. r. o.

Z uvedeného vyplýva, že na Slovensku je regionálne rozmiestenie agroenvironmentálnych platieb výrazne diferencované v prospech oblastí s menej priaznivými výrobnými podmienkami. Okrem iného to potvrdzuje, že dôchodkový efekt platieb, ako sme ho rozviedli v úvode, je výrazný a funguje ako motivátor vstupu do agroenvironmentálnych záväzkov naj-

mä v oblastiach s extenzívnym hospodárením. Potvrdzujú to aj údaje tabuľky č. 3, v ktorej sa porovnávajú hodnoty vybraných ukazovateľov v prepočte na priemerný podnik oboch porovnávaných skupín.

Priemerné hodnoty ukazovateľov za podnik, pokiaľ ide o výmeru obhospodarovanej plochy, objem tržieb a výnosov tržieb a výnosov demonštrujú rozdiely medzi porovnávanými skupinami. Podniky, ktoré sa nezúčastňujú na agroenvironmentálnych schémach sú v priemere menšie (okrem iného pretože je medzi nimi relatívne vyšší počet podnikov fyzických osôb), avšak vykazujú vyššie podnikové objemy výnosov a tržieb, čo svedčí o vyššej intenzite produkcie. Tieto rozdiely však nie sú štatisticky preukazné. Rozdiely v intenzite sa môžu zdôvodniť aj diferenciáciou oboch skupín čo do bonity pôdy, ktorá sleduje už zistenú všeobecnú tendenciu alokácie agroenvironmentálnych opatrení, ktorú sme rozviedli vyššie.

Tab. 3 Priemerné hodnoty vybraných ukazovateľov na podnik – porovnanie

Ukazovateľ	Rok				
	2004	2005	2006	2007	2008
Plocha LPIS v ha					
AEO1	2007,103	2002,349	1981,132	1979,253	1968,057
AEO2	1767,423	1778,175	1762,848	1746,071	1729,238
Plocha zaradená do EAO v ha					
AEO1	560,875	858,167	1034,593	1031,167	1014,900
Agroenvironmentálne podpory v tis. Sk					
AEO1	*	4190,182	4603,975	4331,330	3988,421
Tržby z vlastných výrobkov a služieb v tis. Sk					
AEO1	47797,191	47186,346	47412,632	50086,713	50284,191
AEO2	63139,006	64939,101	76047,044	65936,108	67471,962
Výnosy spolu v tis. Sk					
AEO1	77267,900	76715,18	79878,450	82858,699	86612,956
AEO2	91023,68	91276,61	91325,590	94014,842	101354,620
Priemerná skupina ceny pôdy					
AEO1			11,2		
AEO2			15,5		
* Nezistený údaj					
Prameň: Vlastný výpočet s použitím Databázy IL MP SR, Radela s. r. o.					

Zaradenie podniku do agroenvironmentálnych schém sa z ekonomického hľadiska najvýraznejšie prejavuje na celkovej výške získavanej neinvestičnej podpory.

Tab. 4 *Neinvestičné dotácie na hektár LPIS plochy v tis. Sk*

Skupina podnikov	Rok				
	2004	2005	2006	2007	2008
AEO1	5,76827	6,25268	*	8,5930	9,52233
AEO2	5,27534	5,05344	*	7,04219	7,76116
· Nezistený údaj					
Prameň: Vlastný výpočet s použitím Databázy IL MP SR, Radelá s.r.o.					

V období po implementácii agroenvironmentálnych opatrení sa v príslušnej skupine podnikov hodnota neinvestičných dotácií zvýšila indexom 1,651, kým v porovnávannej skupine iba indexom 1,4712. Rozdiel v úrovni neinvestičných dotácií bol štatisticky preukazný už na začiatku hodnoteného obdobia a k jeho koncu sa podstatne prehĺbil. Na rozdiel sa podstatou mierou podielali LFA platby, ktoré predstavovali v skupine AEO 1 na začiatku obdobia 1439 Sk na hektár, v skupine AEO 2 len 589 na hektár a na konci obdobia sa zvýšili v AEO 1 na 1638 Sk na hektár a v AEO 2 iba o 6 Sk na 595 Sk na hektár. Zavedenie agroenvironmentálnych opatrení zvýšilo rozdiely vo výške neinvestičných podpôr medzi podnikmi a oblasťami v prospech podnikov a oblastí s vyšším stupňom znevýhodnenia. Ako sme už uviedli, tieto rozdiely sú štatisticky signifikantné. Podstatne vyššia hodnota LFA platieb na hektár v priemere za skupinu AEO1 na konci hodnoteného obdobia je výsledkom skutočnosti, že k agroenvironmentálnym záväzkom pristupovali v hodnotenom období vo zvýšenej intenzite predovšetkým podniky, hospodáriace v regiónoch s nárokom na LFA platby. Toto zistenie podporuje už skôr publikované konštatovania (DUPRAZ A INÍ, 2010), že agroenvironmentálne platby získavajú vlastnosti platieb za znevýhodnenie, resp. ich dopĺňujú alebo nahrádzajú.

Tab. 5 *Porovnanie vývoja vybraných ukazovateľov (v tis. Sk.ha⁻¹ LPIS-plochy)*

Skupina podnikov	Rok				
	2004	2005	2006	2007	2008
Agro-environmentálne dotácie na hektár plochy zaradenej do AEO					
AEO1	.	7,673	4,668	4,302	3,432
Tržby z predaja vlastných výrobkov a služieb					
AEO1	22,96955	22,72984	23,08344	24,4085	24,64413
AEO2	35,05811	35,83958	42,33493	37,05891	38,29127
Tržby z rastlinnej výroby					
AEO1	8,344283	7,963732	8,352014	9,767536	9,693497
AEO2	14,23308	14,51026	15,64728	16,3101	17,92036
Výnosy spolu					
AEO1	37,13208	36,95399	38,88983	40,3792	42,44874
AEO2	50,54115	50,37513	50,8404	52,84036	57,1561

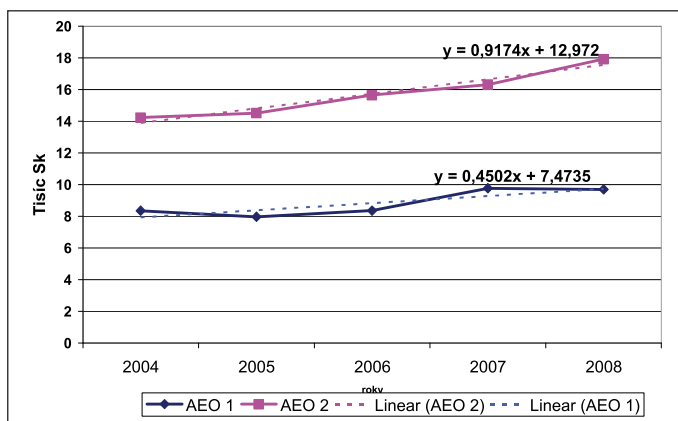
Skupina podnikov	Rok				
	2004	2005	2006	2007	2008
Náklady spolu					
AEO1	36,68896	37,72711	39,18126	39,52864	43,12704
AEO2	48,75262	49,76091	50,94689	52,82369	56,30348
Výrobná spotreba					
AEO1	19,55446	19,80674	20,71435	21,14327	23,37879
AEO2	26,39222	26,87698	27,43391	28,09373	31,20724
Spotreba materiálu a energie					
AEO1	15,63470	15,53050	16,62551	16,91208	18,98365
AEO2	21,63468	22,05087	22,47206	23,19478	25,64506
Spotreba priemyslových hnojív					
AEO1	1,43011	1,41684	1,53562	1,82645	2,62332
AEO2	1,86432	2,01530	2,14591	2,53877	3,93470
Spotreba CHOP					
AEO1	1,80553	1,75767	1,78611	1,87626	2,20864
AEO2	2,57451	2,64948	2,78216	2,77769	3,08132
Zamestnanosť na 100 ha plochy LPIS (priemerný evidenčný počet pracovníkov)					
AEO1	3,83	3,63	3,44	3,23	3,12
AEO2	4,70	4,46	4,22	3,905	3,58
Prameň: Vlastný výpočet, údaje z Databázy IL MP SR, Radela s.r.o.					

Na základe analýzy trendov zmien uvedených ukazovateľov možno konštatovať, že uplatnenie agro-environmentálnych opatrení bolo sprevádzané nasledovnými charakteristikami vývoja ekonomiky podnikov:

1. Výrazný počiatočný rozdiel v intenzite produkcie meranej tržbami na hektár sa medzi podnikmi implementujúcimi agroenvironmentálne opatrenia (AEO1) a podnikmi bez týchto opatrení zachoval a posilnil. Tržby z predaja vlastných výrobkov a služieb, najmä tržby z rastlinnej výroby sa v podnikoch uplatňujúcich agroenvironmentálne opatrenia zvyšovali o niečo menej ako v podnikoch druhej skupiny. Z toho možno usudzovať, že agroenvironmentálne opatrenia majú vplyv na zachovanie úrovne extenzity výroby, čo je v súlade s cieľmi týchto opatrení (Graf 2).

Na druhej strane rozdiel v intenzite produkcie meranej tržbami na hektár bol štatisticky významný už na začiatku sledovaného obdobia, čo dokazuje, že vstup do agroenvironmentálneho záväzku bol silne podmienený úrovňou intenzity produkcie v podniku.

Graf 2 Tržby z rastlinnej výroby na hektár LPIS plochy

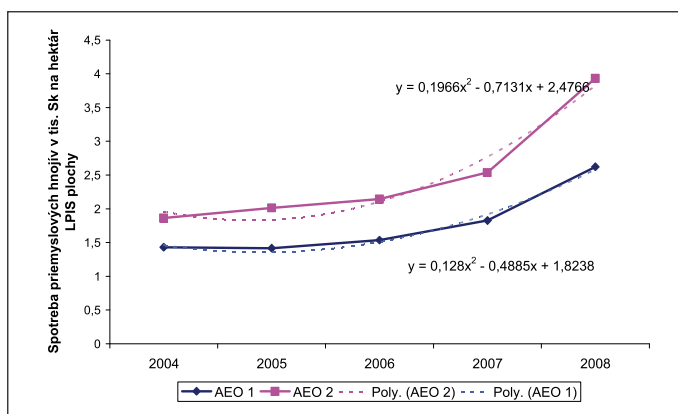


AEO1 – Podnik uplatňujúci agroenvironmentálne opatrenie
 AEO2 – Podnik neuplatňujúci agroenvironmentálne opatrenie
 Prameň: Vlastný výpočet, údaje z Databázy IL MP SR.

2. Rozdielu v intenzite produkcie medzi porovnávanými skupinami pozorovanému na začiatku porovnávaného obdobia zodpovedal aj rozdiel vo výške nákladov. Avšak počas sledovaných rokov tempo rastu nákladov bolo mierne vyššie v podnikoch s agro-environmentálnymi záväzkami, ako v podnikoch bez nich. Spotreba materiálov a energie, ako hlavná intenzifikačná zložka nákladov bola v skupine podnikov AEO1 výrazne nižšia ako v porovnávanej skupine na začiatku sledovaného obdobia, avšak v priebehu hodnoteného obdobia rástla mierne rýchlejšie ako v skupine podnikov, ktoré neuplatňovali agro-environmentálne opatrenia.

Medzi ukazovateľmi zmeny hmotných vstupoch bol najvýraznejšie identifikovateľný vplyv implementácie AEO na ukazovateli spotreba priemyselných hnojív. Rozdiel v spotrebe priemyselných hnojív na hektár medzi oboma skupinami sa po implementácii AEO zvýšil o 20 percentných bodov (Graf 3).

Graf 3 Spotreba priemyselných hnojív

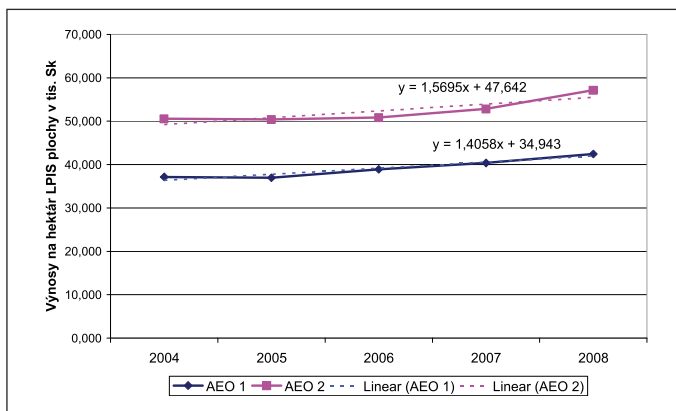


Prameň: Vlastný výpočet, údaje z Databázy IL MP SR.

V spotrebe chemických ochranných prostriedkov je tento trend menej výrazný, čo možno pripísať aj skutočnosti, agro-environmentálne podpory poskytli podnikom finančné zdroje na zabezpečenie a aplikáciu chemických ochranných prostriedkov na plochách, nezarađených do AEO.⁸

3. Rast neinvestičných podpôr v skupine podnikov AEO1 prispel k tomu, že v celkových výnosoch nedošlo k prehĺbeniu rozdielov medzi oboma skupinami podnikov (Graf 4). Agro-environmentálne platby teda prinajmenšom kompenzovali hospodárske straty spojené s nižšou produkciou.

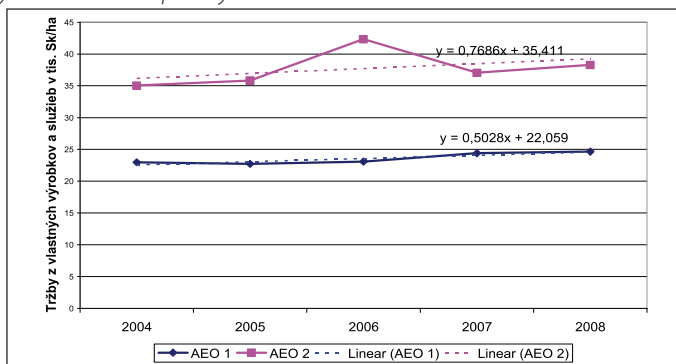
Graf 4 Celkové výnosy na hektár LPIS plochy



Prameň: Vlastný výpočet, údaje z Databázy IL MP SR.

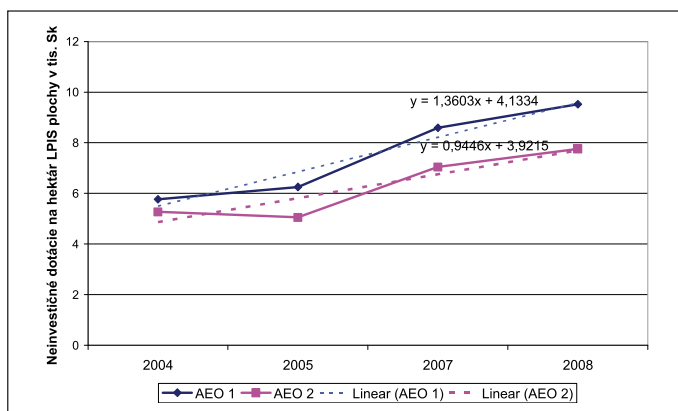
V sledovanom období dosiahli podniky oboch skupín mierny rast výnosov, takmer identický v oboch skupinách podnikov. Kým podniky, ktoré sa nezúčastňovali na agro-environmentálnych schémach, dosahovali tento rast prostredníctvom mierneho zvyšovania intenzity produkcie (Graf 5), podniky, ktoré sa prihlásili do niektorých agro-environmentálnych schém zvyšovali finančný výnos prostredníctvom zvyšujúcich sa neinvestičných dotácií (Graf 6).

Graf 5 Tržby na hektár LPIS plochy



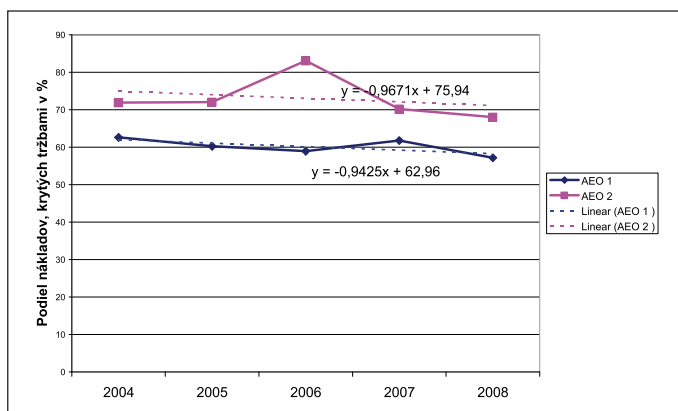
Prameň: Vlastný výpočet, údaje z Databázy IL MP S

⁸ Podiel zaradených plôch na celej LPIS výmere podnikov bol nasledovný: 2004 – 0,80%, 2005- 2,13%, 2006 – 28,24%, 2007 – 29,9%, 2008 – 38 %.

Graf 6 *Neinvestičné dotácie*

Prameň: Vlastný výpočet, údaje z Databázy IL MP SR

Obidve skupiny pritom z hľadiska efektívnosti produkcie stagnovali, respektíve sa tento ukazovateľ (krytie nákladov tržbami) mierne zhoršoval, ako znázorňuje graf 7. Pod tento vývoj sa podpisovala aj dlhodobá sa prehlbujúca cenová disparita medzi nakupovanými vstupmi do poľnohospodárskej výroby a cenami poľnohospodárskych výrobkov platených výrobcami (MP SR, 2009).

Graf 7 *Krytie nákladov tržbami*

Prameň: Vlastný výpočet, údaje z Databázy IL MP SR

Vstup do agroenvironmentálnych záväzkov významne zvýšil podiel neinvestičných dotácií na celkových výnosoch podnikov. Kým v základnom období tvorili v podnikoch, ktoré neskôr začali uplatňovať agroenvironmentálne opatrenia neinvestičné podpory približne šestinou (15%) celkových výnosov, v ďalších rokoch tento podiel stúpol až na 22,5 % (v roku 2008). Rozdiel oproti podnikom, ktoré neuplatňovali tieto opatrenia sa zvýšil z 5 p. b. na 8 p. b. Agroenvironmentálne opatrenia sa takto stali významným faktorom tvorby výnosov v podnikoch.

Samotné agroenvironmentálne podpory tvorili v rokoch 2007 – 2008 z celkových výnosov približne 3 percentá a na neinvestičných dotáciách spolu sa podieľali 14 – 15 percentami (Tab. 5).

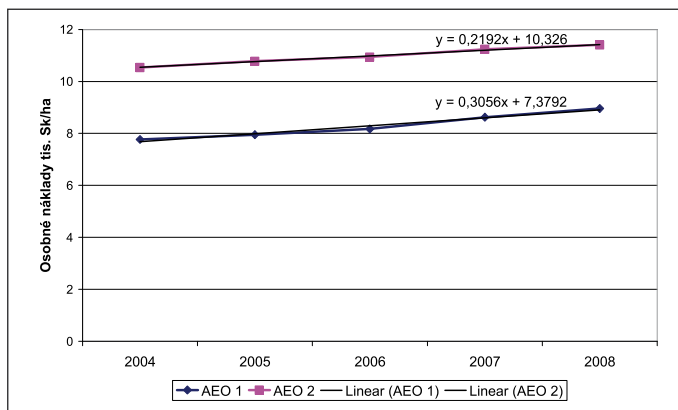
Význam agroenvironmentálnych platieb pre ekonomiku podnikov rásť aj zvyšovaním podielu obhospodarovaných plôch zaradených do agroenvironmentálnych schém. Kým v roku 2004 to bolo 0,4 %, v roku 2006 už 28,2% a v roku 2008 až 38 %. Uvedené priemerné čísla zakrývajú veľké rozdiely medzi individuálnymi podnikmi, ovplyvnené najmä implementovaným opatrením. Rozsah zapojenia sa pohybuje medzi niekoľko hektármi (napr. pri integrovannej produkcii vo vinohradníctve) až po stovky hektárov zahrnujúcich celú vykazovanú výmeru podniku (napr. pri základnej schéme).

Tab. 5 Podiel agroenvironmentálnych platieb na výnosoch a celkových neinvestičných dotáciách (%)

	2004	2005	2006	2007	2008
Podiel agroenvironmentálnych platieb na výnosoch	*	0,44	3,53	3,31	3,19
Podiel agroenvironmentálnych platieb na neinvestičných dotáciách	*	2,61	*	14,98	13,70
Podiel neinvestičných dotácií na výnosoch v podnikoch s AEO	15,53	16,92	*	21,28	22,43
Podiel neinvestičných dotácií na výnosoch v podnikoch bez AEO	10,44	10,03	*	13,33	13,58
Prameň: Vlastný výpočet, údaje z Databázy IL MP SR	*	*	*	*	*
* Údaj nie je k dispozícii					

4. Popri relatívnej stagnácii intenzity produkcie a mierne rastúcich nákladoch sa v podnikoch uplatňujúcich agroenvironmentálne opatrenia relatívne viac zvyšovali osobné výdavky (Graf 8). V období 2004 – 2008 stúpli o 15,5 %, kým v porovnávannej skupine iba o 8 %, to znamená, že rozdiel vo výške osobných výdavkov na hektár, zdôvodniteľný nižšou produkciou, sa pod vplyvom implementácie AEO medzi sledovanými skupinami podnikov znížil. Relatívne vyšší rast osobných výdavkov v podnikoch s agroenvironmentálnymi záväzkami ako v ostatných podnikoch bol nepochybne umožnený vývojom výnosov, na ktorých rásť podiel neinvestičných dotácií.

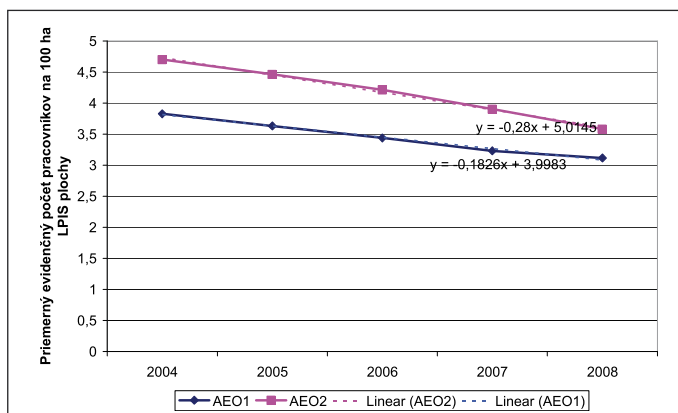
Graf 8 Osobné výdavky



Prameň: Vlastný výpočet, údaje z Databázy IL MP SR

Relatívne vyšší rast osobných výdavkoch v podnikoch poberajúcich agroenvironmentálne platby sa prejavil aj vo vývoji zamestnanosti. Trend poklesu zamestnanosti, vyjadrenej priemerným evidenčným počtom zamestnaných na 100 ha pôdy, prítomný v oboch skupinách podnikoch, sa evidentne v podnikoch, ktoré zaviedli agroenvironmentálne schémy, oslabil. Pokles relatívnej zamestnanosti v podnikoch agroenvironmentálnymi platbami prebiehal pomalšie ako v ostatných podnikoch. Implementácia agroenvironmentálnych platieb mala teda pozitívny vplyv na zamestnanosť (Graf 9).

Graf 9 Relatívna zamestnanosť



Prameň: Vlastný výpočet, údaje z Databázy IL MP SR

ZÁVER

1. Alokácia agroenvironmentálnych opatrení a poskytované agroenvironmentálne podpory prispievajú k sociálno-ekonomickému vyrovnávaniu medzi podnikmi a oblasťami s rozdielnymi prírodnými podmienkami výroby tým, že zabezpečujú zvýšenie výnosov z podnikateľskej činnosti subjektov. Tieto výnosy sú zdrojom dôchodku na úhradu nákladov na prácu a ostatné faktory výroby a umožňujú ekonomickú udržateľnosť podnikov hospodáriacich s nízkou intenzitou.
2. Úroveň výnosov sa zabezpečuje pri stagnujúcej intenzite produkcie a relatívne nižších nákladoch na variabilné vstupy do výroby. Týmto sa naplňajú agroenvironmentálne ciele, zamerané na ochranu životného prostredia pred poškodením v dôsledku poľnohospodárskej činnosti. Prejavuje sa to najmä v miernejšom raste spotreby priemyselných hnojív v porovnaní s farmami neuplatňujúcimi agroenvironmentálne opatrenia.
3. Finančné zdroje tvorené agroenvironmentálnymi podporami umožňujú hospodáriacim subjektom tmiť ekonomické vplyvy pôsobiace na znižovanie zamestnanosti a udržiavať pracovné miesta. Agroenvironmentálne opatrenia tým podporujú sociálnu udržateľnosť vidieka.

LITERATÚRA

- BROŽOVÁ, I. 2010. *Economic profit of organic farmers in the Czech Republic*. Agricultural Economics, vol. 56, 2010, no. 5, p. 243-248. ISSN 0139-570X
- BROŽOVÁ, I. 2011. *The economic performance analysis of organic farms in the Czech Republic*. Agricultural Economics, vol. 57, 2011, no. 5, p. 240-246. ISSN 0139-570X.
- BUJNOVSKÝ, R. 2010. *Hodnotenie efektov, vyplývajúcich z realizácie vybraných agroenvironmentálnych opatrení*. In: Vedecké práce VÚPOP č. 32. Bratislava: VÚPOP, 2010, s. 24–32. ISBN 978-80-89128-82-2.
- DUPRAZ, P., BRINK, A., LATACZ-LOHMANN, U. 2010. *Nature preservation and production*. In: Oskam, A. – Meester, G., Silvis, H. (eds). EU policy for agriculture, food and rural areas. Wageningen: Wageningen Academic Publishers, 2010, p. 351-362.
- European Commission – DG AGRI 2006. *Handbook on Common Monitoring and Evaluation Framework*. Guidance Document. September 2006, Directorate General for Agriculture and Rural Development. Prístupné na: <http://ec.europa.eu/agriculture/rurdev/eval/guidance/document_en.pdf> (Október 2011)
- HEINZE, R. G., WOELZKOW, H. 1993. *Organizational problems of the German Farmers Association and alternative policy options*. Sociologia Ruralis, vol. 33, 1993, no. 1, p. 25-41. ISSN 0038-0199.
- KEENLEYSIDE, C. 2008. *The Evolution of the Principles and Practice of Agri-environment Evaluation*. In: *Using Evaluation to Enhance the Rural Development Value of agri-environmental measures*. Proceedings of the international conference held in Pärnu, Estonia, 17-19. June 2008. Prístupné na: <<http://bmk.agri.ee/pkt/CD/index.php?page=3>> (Október 2011)
- KLEIJN, D., SUTHERLAND, J. W. 2003. *How effective are European Agri-environmental Schemes in Conserving and promoting Biodiversity?* Journal of Applied Ecology, vol. 40, 2003, no. 6, p. 947-969. ISSN 0021-8901.
- KOLEKTÍV, 2010. *Záverečná správa strednodobého hodnotenia PRV SR 2007 – 2013*. Bratislava: Euroconsulting, VÚEPP, 2010. 115 s.
- LAPKA, M., CUDLÍNOVÁ, E., RIKOON, J. S., PĚLUCHA, M., KVETOŇ, V. 2011. *The rural development in the context of agricultural „green“ subsidies: Czech farmers responses*. Agricultural Economics, vol. 57, 2011, no. 6, p. 259-271. ISSN 0139-570X.
- LINKEŠ, V., PESTÚN, V., DŽATKO, M. 1996. *Průručka pre bonitáciu poľnohospodárskych pôd*. Bratislava: VÚPÚ, 1996. 103 s. ISBN 80-85361-19-1.
- MP SR. 2000. *Výnos Ministerstva pôdohospodárstva SR z 18. decembra 2000 č. 3809/2000-100, ktorým sa vyhlasujú katastrálne územia patriace do jednotlivých znevýhodnených oblastí a ustanovuje výška podpory za ich obhospodarovanie*. Vestník Ministerstva pôdohospodárstva SR 2001, čiastka 1.
- MPRV SR 2010a. *Informácia o čerpaní výdavkov Európskeho poľnohospodárskeho fondu rozvoja vidieka v SR za finančný rok 2010, príloha 3*. Materiál na poradu vedenia ministerstva č. 11648/2010-320. MPRV SR Bratislava, 2010.

- Prístupné na <<http://www/mpsr.sk/index.php?navID=1&navID2=1&slD=17&id=4313>> (4. 10. 2011)
- MPRV SR 2010b. *Informácia o plnení príjmov a čerpaní výdavkov Európskeho poľnohospodárskeho záručného fondu Slovensku republikou za finančný rok 2010*. Vlastný materiál s. 15. Materiál na poradu vedenia ministerstva č. 11639/2010-320. MPRV SR Bratislava, 2010 <<http://www/mpsr.sk/index.php?navID=1&navID2=1&slD=17&id=4313>> (4. 10. 2011)
- MPRV SR 2010c. *Správa o poľnohospodárstve a potravinárstve v Slovenskej republike za rok 2009. Zelená správa*. Bratislava: MPRV SR, 2010. 44 s. ISBN 978-80-89088-95-9.
- MTT (Agrifood Research Finland) a SLI (Swedish Institut for Food and Agriculture Economics) 2007. *An evaluation of the impact of Nordic Aid Scheme in northern Finland and Sweden*. November 2007. 161 p. Prístupné na <http://ec.europa.eu/agriculture/eval/reports/nordic> (jún 2009)
- OECD 2001. *Multifunctionality: Towards an analytical fraemwork*. Paris: OECD, 2001, p. 12-13.
- OECD 2005. *Evaluating agro-environmental policies. Design, practice and results*. OECD 2005. 410 p. ISBN 92-64-01010-6.
- PURVIS, G., LOUWAGIE, G., NORTHEY, G., MORTIMER, S., PARK, J., MAUCHLINE, J., FINN, J., PRIMDAHL, J., VEJRE, H., VESTERAGER, J.P, KNICKEL, K., KASPERCZYK, N., BALÁZS, K., VLAHOS, G., CHRISTOPOULOS, S., PELTOLA, J. 2009. *Conceptual development of a harmonised method for tracking change and evaluating policy in the agri-environment: The Agri-environmental Footprint Index*. Environmental Science and Policy, vol. 12, 2009, no. 3, p. 321-337. ISSN 1462-9011.
- SCHWAIGER, E. 2007. *Review of Tools and Methods Available for the Evaluation of Agri-environment Measures (2000 – 2006 and 2007 – 2013)*. In: Using Evaluation to Enhance the Rural Development Value of agri-environmental measures. Proceedings of the international conference held in Pärnu, Estonia, 17.-19. June 2008. Prístupné na: <<http://bmk.agri.ee/pkt/CD/index.php?page=3>> (október 2011)
-

NÁVRH METÓDY VÝPOČTU FAKTORA ERODOVATEĽNOSTI PÔDY (K-FAKTOR) PRE POĽNOHOSPODÁRSKE PÔDY SLOVENSKA S VYUŽITÍM ÚDAJOV KOMPLEXNÉHO PRIESKUMU PÔD

PROPOSAL OF METHOD FOR CALCULATION OF SOIL ERODIBILITY FACTOR (K-FAKTOR) FOR AGRICULTURAL SOILS OF SLOVAKIA USING THE DATA OF GENERAL SOIL SURVEY

Emil FULAJTÁR

*Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava
e.fulajtar@vupop.sk*

Abstrakt

Praktické uplatnenie najzaužívanejšieho modelu pre odhad intenzity erózie pôdy USLE naráža na Slovensku aj vo svete na prekážky spôsobené nedostatkom hodnoverných vstupných údajov. Jedným z hlavných problémov je získanie údajov o erodovateľnosti pôdy (K-faktor). Rozvoj výpočtovej techniky v posledných dvoch desaťročiach priniesol nové možnosti riešenia tohto problému. Jedným z najslubnejších riešení je možnosť využiť pre stanovenie hodnôt K-faktora údaje *komplexného prieskumu pôd* (KPP), avšak využitie týchto údajov sťažuje rozdiel medzi zrnitostnou frakciou používanou v čase KPP na Slovensku a americkou frakciou používanou Wischmeierom a Smithom. Rozdiely sú v tom, že podľa metodiky KPP nebola stanovovaná frakcia *veľmi jemného piesku* (0,05–0,1 mm), ktorá sa pri výpočte K-faktora pripočítava k prachu (0,002–0,05 mm) a frakcia ílu má rozpätie 0–0,001 mm namiesto amerického rozpätia 0–0,002 mm.

Cieľom práce je zhodnotenie metód výpočtu K-faktora umožňujúcich využitie údajov KPP a výber najvhodnejšej metódy. Hodnotenie sa zameralo na dve perspektívne metódy prevzaté z literatúry: univerzálnu metódu výpočtu K-faktora z ľubovoľných zrnitostných frakcií podľa autorov ROMKENS A INÍ (1987), metódu výpočtu z frakcií piesku a prachu podľa VAN DIJKA a KWAADA (1999) a na vlastnú navrhnutú metódu založenú na odhade chýbajúcich vstupných údajov pre pôvodnú Wischmeierovu a Smithovu rovnicu výpočtu K-faktora a jej následnom použití (v zjednodušenej forme zanedbávajúcej štruktúru a priepustnosť). Vybrané metódy boli odskúšané na súbore pôdných vzoriek z okolia Rišňoviec na Nitrianskej pahorkatine (71 vzoriek).

Najpresnejšie výsledky poskytla metóda založená na odhade obsahu chýbajúcich frakcií a následnom použití zjednodušenej Wischmeierovej a Smithovej rovnice. Vzťah hodnôt vypo-

čítaných touto metódou k hodnotám vypočítaným štandardnou Wischmeierovou a Smithovou metódou má veľmi vysokú tesnosť ($R = 0,99$).

Kľúčové slová: protierózna odolnosť, erodovateľnosť pôdy, faktor protieróznej odolnosti pôdy, K-faktor, všeobecná rovnica odnosu pôdy, Wischmeierova rovnica, USLE, erózia pôdy

Abstract

Application of Universal Soil Loss Equation (USLE, WISCHMEIER and SMITH, 1978) which is still the most popular method for soil erosion estimation hinders in Slovakia as well as worldwide the lack of input data. This is especially the case of K-factor. The fast development of information technology in last two decades brought new opportunities how to solve this problem. One of most promising solutions would be using for calculation of K-factor values the data of General Soil Survey (GSS). However, a serious obstacle is the incompatibility of granulometric fractions used for soil texture assessment in Slovakia and USA. The GSS data involves the fractions of clay (0–0,001 mm), silt (0,001–0,05 mm) and fine sand (0,05–0,25 mm), while the American classification involves the fractions of clay (0–0,002 mm), silt (0,002–0,05 mm) and very fine sand (0,05–0,1mm). Thus the fraction of very fine sand (0,05–0,1 mm) needed for K-factor calculation is missing completely in GSS data and fraction of clay is somewhat narrower as the upper limit for clay particles is 0,001 mm instead of 0,002 mm.

This incompatibility of GSS textural data can be overcome by two different approaches. First possibility would be the use of some alternative method for K-factor calculation from textural data expressed in different granulometric fractions than use American textural classification. Such methods were developed because in many cases the textural data are expressed in different granulometric fractions. The second possibility would be to develop a method for estimating missing granulometric fractions of Slovak textural data from available fractions and than original method for K-factor calculation developed by Wischmeier and Smith can be used.

The aim of this study is to develop an approach for calculation of K-factor values from GSS data. This goal involves three tasks:

1. Testing some methods for calculation of K-factor from granulometric fractions different than fractions used by American classification. Two methods were selected for this purpose:
 - a) The universal method for K-factor calculation according to ROMKENS *et al.* (1987) which can use soil texture data of expressed by any available fractionation.
 - b) The method for K-factor calculation silt and sand fractions according to VAN DIJK and KWAAD (1998).
2. Developing the method for estimation of granulometric fractions missing for K-factor calculation from GSS textural data by original Wischmeier-Smith equation for K-factor calculation and than calculation of K-factor by Wischmeier-Smith equation.
3. Comparing these approaches with K-factor calculation by original method of Wischmeier and Smith using measured content of granulometric fractions and proposing most appropriate approach for K-factor calculation from GSS data.

For this study a set of soil samples from Rišňovce, Nitrianska Pahorkatina (in total 71 samples) with available data on very fine sand (0,05 – 0,1 mm) were used in order to allow the use of original Wischmeier-Smith equation for K-factor calculation and to enable the comparison of results obtained by alternative method with results of original Wischmeier-Smith method.

The results showed that best approach is to estimate the missing granulometric fractions and then use the original Wischmeier–Smith method of K-factor calculation. This approach had very high correlation with K-factor values calculated by original Wischmeier-Smith approach from textural data expressed by American granulometric fractionation ($R = 0,99$). Very good correlation were obtained also by method of Van Dijk and Kwaad ($R = 0,95$). compare to the correlation of methods proposed by Romkens et al. was much lower ($R = 0,65$).

Key words: soil erodibility, soil erodibility factor, K-factor, USLE, Universal Soil Loss Equation, soil erosion

ÚVOD

Erodivateľnosť pôdy (respektíve *protierózna odolnosť pôdy*) vyjadruje náchylnosť pôdy na eróziu (respektíve odolnosť voči erózii). Treba pritom rozlišovať, či ide o vodnú, alebo vetrovú eróziu. Keďže sa však pozornosť výskumu zameriava najmä na stanovenie vodnej erózie, pokiaľ sa hovorí o protieróznej odolnosti bez toho aby sa uvádzalo či sa vzťahuje k vodnej alebo vetravej erózii, myslí sa na vodnú eróziu.

Erodivateľnosť pôdy a jej kvantitatívne vyjadrenie bola jedným z hlavných predmetov erózneho výskumu počas dlhých desaťročí. Rôzni autori vypracovali viacero parametrov vyjadrujúcich erodovateľnosť pôdy. Jedným z najstarších a najjednoduchších, pričom však pomerne výstižných vyjadrení erodovateľnosti pôdy je *Bouyoucosov index* (ZACHAR, 1970), ktorý sa vyjadruje ako pomer obsahu piesku a prachu k obsahu ílu:

$$E_p = \frac{\% \text{ piesok} + \% \text{ prach}}{\% \text{ íl}} \quad (1)$$

kde E_p je erodovateľnosť pôdy.

Nevýhodou tohto vyjadrenia je najmä to, že zanedbáva význam pôdnej organickej hmoty. Neskôr boli odvodené ďalšie vzťahy snažiace sa vyjadriť závislosť erodovateľnosti od vlastností pôdy. Každý erózný model si vyžadoval aj primerané vyjadrenie pôdnej erodovateľnosti. Na Slovensku rovnako ako vo svete sa najrozšírenejšou metódou výpočtu intenzity erózie stala *Všeobecná rovnica odnosu pôdy (VROP)* známa aj pod názvom *Wischmeierova rovnica*, alebo pod skratkou USLE z anglického názvu Universal Soil Loss Equation zostavená WISCHMEIEROM a SMITHOM (1978). VROP je empirická rovnica (možno ju považovať aj za empirický model), ktorá vyjadruje vodnú eróziu pôdy ako funkciu erózneho účinnosti (erozivity) zrážok, erodovateľnosti pôdy a vplyvu podmienok prostredia (reliéf, rastlinný kryt, prípadne protierózne opatrenia). Tieto činitele sú vyjadrené pomocou siedmich faktorov – *faktor erozivity dažďa (R- faktor)*, *faktor erodovateľnosti pôdy*

(*K*-faktor), faktor sklonu svahu (*S*-faktor), faktor dĺžky svahu (*L*-faktor), faktor pôdoochrannej účinnosti rastlinného krytu (*C*-faktor) a faktor účinnosti protieróznych opatrení (*P*-faktor).

Vyjadrenie erodovateľnosti pôdy pomocou *K*-faktora je založené na zrnitosti, obsahu humusu, priepustnosti a štruktúre. Podľa definície *K*-faktor predstavuje odnos pôdy pripadajúci na jednotku *R*-faktora zo štandardnej erodomernej plochy so sklonom 9% a dĺžkou 22,13 m, pod nakypreným čiernym úhorom. Inými slovami možno povedať, že *K*-faktor je číslo, ktorým treba vynásobiť *R*-faktor aby sme dostali odnos pôdy zo štandardnej erodomernej plochy ($t \text{ ha}^{-1}$).

Pôvodné matematické vyjadrenie *K*-faktora predstavuje Rovnica 2 (WISCHMEIER a SMITH, 1978):

$$100K = 2,1 M^{1,14} (10^{-4}) (12 - a) + 3,25 (b - 2) + 2,5 (c - 3) \quad (2)$$

kde *M* je zrnitostný parameter, vyjadruje ho rovnica:

$$M = (\% \text{ prach} + \% \text{ veľmi jemný piesok}) (100 - \% \text{ íl}) \quad (3)$$

- a – obsah organickej hmoty (%),
- b – parameter pôdnej štruktúry, určuje ho štvorstupňová stupnica celočíselných kódov:
 - 1 – drobnohrudkovitá štruktúra
 - 2 – hrudkovitá
 - 3 – hrudovitá
 - 4 – polyedrická, prizmatická, doskovitá a masívna,
- c – parameter pôdnej priepustnosti, určuje ho šesťstupňová stupnica celočíselných kódov:
 - 1 – veľmi pomalá priepustnosť
 - 2 – pomalá
 - 3 – stredne pomalá
 - 4 – stredne rýchla
 - 5 – rýchla
 - 6 – veľmi rýchla

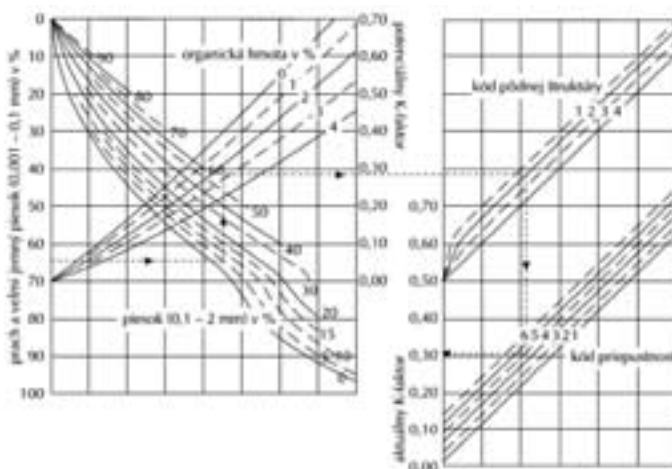
Veľkej obľube sa teší grafické riešenie *K*-faktora. Rovnici 2 zodpovedá nomogram z ktorého možno približné hodnoty *K*-faktora rýchlo a jednoducho odčítať (Obr. 1).

Napriek tomu, že už 2–3 desaťročia sa záujem výskumu sústreďuje na rozpracovávanie fyzikálne založených erózných modelov, ktoré hodnotia erózný proces oveľa komplexnejšie ako VROP, praktické využitie fyzikálne založených modelov viazne najmä kvôli nedostupnosti vstupných údajov, čo je pri týchto modeloch oveľa väčší problém ako v prípade VROP. Preto VROP v praxi stále nachádza široké uplatnenie vďaka svojej relatívnej jednoduchosti a menším nárokom na vstupné údaje. Používa sa najmä ako nástroj protierózneho manažmentu poľnohospodárskych pôd, napríklad na predpovedanie či odhadovanie erózneho ohrozenia (erózneho potenciálu), štúdium priestorovej distribúcie erózie a identifikáciu kriticky ohrozených oblastí a tiež aj na hodnotenie vplyvu rôzneho využitia Zeme a osevného postupu. Uplatňuje sa v najrôznejších mierkach od poľnohospodárskych parciel a elementárnych povodií bez vodného toku o rozlohe niekoľko desiatok ha až niekoľko km^2 (VIGIAK a STERK, 2001, BELYAEV a INÍ, 2005, OZCAN a INÍ, 2008), cez malé povodia o rozlohe niekoľko 100 km^2 (IRVEM a INÍ, 2007, DO VALLE a INÍ, 2010, JAIN a DAS, 2010, AL-ALAWI a ABUJAMOUS, 2009) a stredne veľké povodia dosahujúce niekoľko 1000 km^2 (BENZER, 2010, CHEN a INÍ, 2011) až po veľké územné celky ako sú územia štátov (SMYTH a YOUNG, 1998, PRASUHN a INÍ, 2007, TOSIC a INÍ, 2011) ba aj nadnárodné regióny a kontinenty

(VAN DIJK a KWAAD, 1999, VAN DER KNIJFF A INÍ, 2000). Najmä pri zostavovaní máp veľkých regiónov je VROP doteraz nenahraditeľná, pretože pre fyzikálne podložené modely sa darí získavať vstupné údaje iba pre malé územia. Vzhľadom na to, že VROP sa intenzívne využívaná pre potreby protieróznej ochrany, stále pretrvávajú záujem aj o rozpracovávanie vstupných údajov a mnoho štúdií je venovaných aj problematike K-faktora (ALBALADEJO A INÍ, 1995, DUCHEMIN A INÍ, 2001, PARYSOW A INÍ, 2001, BASKAN A INÍ, 2010).

Hoci ani vstupné údaje pre VROP nie je ľahké spracovať, vzhľadom na to, že tejto problematike bola venovaná značná pozornosť, v súčasnosti sú základné vstupné údaje k dispozícii. Faktor R-faktor sa hodnotí podľa dvoch rôznych autorov, ALENU (1991) a MALÍŠKA (1990). Odhad hodnôt K-faktora spracoval JURÁŇ A INÍ (1990). S a L faktor sa dá stanoviť z digitálneho modelu terénu, prípadne z vrstevníc na topografických mapách, hodnoty C-faktora sú uvedené v metodickej príručke ALENU (1991) a jeho priestorovú diferenciaciu možno odvodiť z máp krajiny pokrývky (FERANEC A INÍ, 1995, 1996) a z údajov o štruktúre osevu (štatistické ročenky SR).

Obr. 1 Nomogram pre stanovenie K-faktora (WISCHMEIER A SMITH, 1978)



Kvalita týchto vstupných údajov však nie je uspokojivá. Aktualizáciu by si žiadali najmä R-faktor a K-faktor, a to už aj z toho dôvodu že autori, ktorí ich stanovili, publikovali iba výsledné hodnoty faktorov bez metodiky. Ďalším dôvodom na aktualizáciu je samotná obsahová úroveň týchto údajov. V prípade R-faktora je hlavným problémom to, že jeho hodnoty vypočítané ALENOM (1991) a MALÍŠKOM (1990) sa navzájom výrazne líšia a vzhľadom na to, že neboli publikované metodické postupy, nie je možné posúdiť, ktoré hodnoty sú bližšie k skutočnosti. V súčasnosti sa však nečrtá žiadna nádej na vyriešenie tohto problému. Na aktualizáciu výpočtu R-faktora nie sú priaznivé vyhliadky najmä v dôsledku vysokej ceny vstupných údajov o intenzitách zážok.

Hodnoty K-faktora stanovené autormi JURÁŇ A INÍ (1990) tiež nie sú dostatočne hodnoverné jednak preto, že autori podobne ako v prípade R-faktora nepublikovali metodiku a taktiež aj

preto, že sú vyjadrené na základe tzv. *hlavných pôdnych jednotiek (HPJ)* používaných v pôdnej bonitácii a nie na základe primárnych pôdnych vlastností ktoré určujú protieróznou odolnosť. HPJ sú kategórie založené na morfogenetickej klasifikácii pôd a sú prispôsobené pre hodnotenie produkčného potenciálu pôd, preto je zrejme, že protieróznou odolnosť odrážajú iba veľmi nepriamo.

Aktualizácia výpočtu K-faktora mala na rozdiel od R-faktora lepšie predpoklady pre realizáciu. Na jeho vyjadrenie je možné využitie údajov *Komplexného prieskumu pôd (KPP)*, ktorý prebiehal v 60. rokoch a je najväčším doteraz jestvujúcim súborom údajov o pôdach Slovenska. Pre využitie údajov KPP sa vytvorili podmienky až v priebehu 90. rokov. Pred tým by spracovanie takéhoto početného údajového súboru predstavovalo technický problém, avšak súčasný rozvoj výpočtovej techniky umožňuje pomerne rýchle spracovanie aj veľmi rozsiahlych údajových súborov.

V 2. polovici 90tych rokov problém spresňovania hodnôt K-faktora vyvstal pri aplikácii VROP pre územie Slovenska (ČURLÍK A INÍ, 1996, ŠŮRI A INÍ, 1997, FULAJTÁR A INÍ, 1999a,b, ŠŮRI A INÍ, 2001a,b, ŠŮRI A INÍ, 2002) a pri spracovávaní metodiky VROP (FULAJTÁR A JANSKÝ, 2001). Rozpracovanie metodiky výpočtu K-faktora v podmienkach Slovenska sa stalo náplňou vecnej etapy *VE 04 Fyzikálna degradácia a relevantné fyzikálne parametre* v rámci čiastkovej úlohy *ČÚ 03 Parametrizácia súčasného stavu poľnohospodárskych pôd ako predpoklad implementácie programu ochrany pôd* vedecko-technického projektu Ministerstva pôdohospodárstva VTP 27-07 Ochrana a efektívne využívanie prírodného zdroja pôdy riešeného v rokoch 1999–2002. V rámci neho bola navrhnutá metodika výpočtu K-faktora upravená tak aby umožňovala využitie údajov KPP (FULAJTÁR, 1999a,b), ktorá bola aj následne odskúšaná na testovacím súbore údajov (FULAJTÁR, 2000a,b). Neskôr sa práce prerušili v dôsledku odchodu autora na pracovný pobyt na medzinárodných organizáciách a pokračovali až po jeho návrate v roku 2008 ako súčasť náplne úlohy *Vývoj funkčných vzťahov parametrov pôdy a krajiny pre tvorbu informačných produktov a expertných systémov* prebiehajúcej v rokoch 2006–2009 v rámci *Kontraktu medzi Ministerstvom pôdohospodárstva a VÚPOPom* na zabezpečenie úloh výskumu a vývoja. Cieľom tejto úlohy bolo zriadenie *pôdneho portálu*. V rámci nej boli práce na výpočte K-faktora úspešne zavŕšené. Bodové hodnoty K-faktora vypočítané z výberových sond KPP boli interpolované a na ich základe bola zostavená mapa K-faktora, ktorej rozlíšenie zodpovedá približne mierke 1:200 000 (STYK A INÍ, 2007, 2008). Výsledky sa stali podkladom pre užívateľskú aplikáciu odhadovania intenzity erózie inštalovanú na pôdnom portáli VÚPOP, ktorá mala slúžiť ako verejne prístupná metodická pomôcka pre pôdohospodárov pomocou ktorej je možné vypočítavanie erózie pôdy pre jednotlivé parcely poľnohospodárskej pôdy na Slovensku. Tieto výsledky sú zobrazené vo forme rastrových máp pre jednotlivé faktory VROP a pre potenciálnu eróziu (pozemky bez porastu) a aktuálnu eróziu (pod najvýznamnejšími poľnohospodárskymi plodinami).

Využitie údajov KPP pre vyjadrenie K-faktora tak výrazne zvýšilo výpovednú hodnotu údajov o erózii pôdy vypočítaných pomocou VROP a vďaka užívateľskej aplikácii na pôdnom portáli sa zvýšilo aj priestorové rozlíšenie hodnotenia intenzity erózie. Použitá metodika však bola v práci autorov STYK A INÍ (2008) publikovaná iba v skratke a prípravná fáza, ktorá predchádzala spracovaniu tejto metodiky do prakticky využiteľnej formy zatiaľ nebola publikovaná vôbec.

V rámci tejto prípravnej fázy bola riešená najmä problematika úpravy vstupných údajov KPP pre potreby výpočtu K-faktora a boli testované viaceré možné postupy ich úpravy. Poznanie súvislostí týkajúcich sa úpravy údajov KPP pre výpočet K-faktora, možných prístupov k ich úprave ako aj oboznámenie sa s metodikou v jej plnom rozsahu je dôležité pre správne chápanie reprezentatívnosti hodnôt K-faktora vypočítaných z údajov KPP. Ucelené spracovanie tejto metodiky a porovnanie možných metód úpravy vstupných údajov je cieľom tohto príspevku.

MATERIÁL A METÓDY

Potenciál a metodologické obmedzenia údajov KPP pre výpočet K-faktora

Databáza KPP obsahuje tri druhy pôdných sond, tzv. *základné, výberové a špeciálne sondy*. Základné sondy, ktorých je približne 160 000 sú najpočetnejšie a popisuje ich najmenší súbor údajov, ktorý zahŕňa morfológický popis pôdneho profilu a z analytických údajov iba pH a obsah zrnitostnej frakcie 0–0,01 mm pre ornícu a podorníče. Výberové sondy, ktorých je vyše 17700 obsahujú morfológický popis pôdneho profilu a kompletný súbor analytických vlastností (zrinitosť a chemické vlastnosti) genetických pôdných horizontov. Špeciálne sondy, ktorých je okolo 1000 obsahujú navyše ešte rozšírený súbor ďalších analytických údajov (fyzikálne vlastnosti, mineralogický rozbor). Takýto početný súbor je veľmi cenným zdrojom vstupných údajov pre tematické aplikácie a účelové interpretácie v najrôznejších oblastiach pôdozvedectva. Hlavnou nevýhodou KPP je, že pokrýva iba poľnohospodárske pôdy Slovenska.

Pre charakterizáciu pôdnej erodovateľnosti sú využiteľné najmä výberové sondy KPP, ktoré predstavujú najpočetnejší súbor údajov o pôdnom kryte Slovenska, pozostávajúci z popisov morfológických vlastností a základných fyzikálnych a chemických analýz. Ich využitie však naráža na dve prekážky. Po prvé, analytická charakterizácia výberových sond nepokrýva všetky činitele potrebné na výpočet K-faktora. Poskytuje údaje o zrinitosti a obsahu humusu a tiež o charaktere štruktúry, chýba však priepustnosť. Druhým problémom je to, že nie všetky činitele, ktoré analytická charakterizácia výberových sond pokrýva, sú v takej forme, ktorá je priamo využiteľná pre výpočet K-faktora. Nevyhovuje vyjadrenie zrinitosti, pretože KPP používa inú zrinitostnú frakcionáciu než akú vyžaduje Wischmeierova a Smithova rovnica pre výpočet K-faktora. Rozdiely sú v tom, že podľa metodiky KPP nebola stanovovaná frakcia *veľmi jemného piesku* (0,05–0,1 mm), ktorá sa pri výpočte K-faktora pripočítava k *prachu* (0,002–0,05 mm) a frakcia *ílu* má rozpätie 0–0,001 mm, zatiaľ čo v americkej klasifikácii je rozpätie ílu 0–0,002 mm.

Problém chýbajúcich údajov o priepustnosti nie je vhodné riešiť nejakým umelým spôsobom, napríklad pokúšať sa infiltráciu odvodiť pedotransferovými funkciami. Priepustnosť je premenlivá vlastnosť, čo platí najmä pre orné pôdy, ktoré sú vystavené opakovaným agrotechnickým úkonom. Vnášanie neverohodných vstupných údajov do výpočtu by mohlo skôr znížiť, než zvýšiť presnosť výsledku. Najpriateľnejšie riešenie je priepustnosť vo výpočte zanedbať.

Zanedbanie priepustnosti vychádza z predpokladu, že najdôležitejšími vlastnosťami určujúcimi pôdnu erodovateľnosť sú zrinitosť a obsah humusu, zatiaľ čo štruktúra a priepustnosť majú menší význam. Táto predstava o rozdielnom význame činiteľov zahrnutých do výpočtu

K-faktora sa zakladá na presvedčení, že ide o dva rôzne typy vlastností, medzi ktorými je principiálny rozdiel. Zrinitosť a obsah humusu možno považovať za stále činitele, ktoré sa vzhľadom na časovú mierku ľudského života menia len nepatrne, zatiaľ čo štruktúra a priepustnosť sú premenlivé činitele, ktoré rýchlejšie podliehajú zmenám, najmä sezónnym (a to hlavne u pôd využívaných človekom). Druhotné činitele sú pre hodnotenie protieróznej odolnosti pôd dôležité, ba pravdepodobne dôležitejšie ako prvotné činitele, lebo pôsobia na formovanie odtoku a odnosu priamejšie, ale ich význam pri výpočte K-faktora je paradoxne menší, ako význam prvotných činiteľov, lebo ich vyjadrenie vo Wischmeierovej a Smithovej rovnici pre K-faktor nie je dostatočne rozpracované. Pri vyjadrení zrinitosti a humusu autori používajú percentuálne obsahy, zatiaľ čo štruktúru a priepustnosť vyjadrujú iba triedami, ktoré do vzorca vstupujú ako celočíselné kódy (Rovnica 2). To prezrádza nižšiu úroveň poznania vzťahov štruktúry a priepustnosti k pôdnej erodovateľnosti a slabšiu rozpracovanosť ich kvantitatívneho vyjadrenia. Navyše pri vyjadrení priepustnosti sú celočíselné triedy použité na jej vyjadrenie odvodené z kvalitatívnej klasifikácie priepustnosti, ktorá nie je kvantitatívne určená v pôvodnej metodologickej príručke VROP (WISCHMEIER A SMITH, 1978) ani v neskoršej príručke revidovanej VROP (RVROP), ktorú vydali nasledovníci Wischmeiera (RENARD A INÍ, 1997).

Podobne ako v rovnici, sa rozdiel medzi stálymi a premenlivými činiteľmi prejavuje aj pri výpočte K-faktora grafickou metódou. Výpočet vykonali autori v dvoch krokoch, použijúc na odčítanie hodnôt K-faktora dva nomogramy, prvý pre zrinitosť a humus a druhý pre infiltráciu a štruktúru (Obr. 1). V popise nomogramu uvádzajú, že nomogram vyjadrujúci závislosť erodovateľnosti od zrinitosti a humusu dáva prvotný odhad K-faktora. Tieto hodnoty K-faktora odčítané z prvého nomogramu pre zrinitosť a humus nazvané Wischmeierom a Smithom prvotným odhadom K-faktora možno interpretovať ako *potenciálny K-faktor* a hodnoty získané z druhého nomogramu vyjadrujúceho vplyv štruktúry a priepustnosti ako *aktuálny K-faktor*.

Uvedený rozbor súvislostí medzi jednotlivými činiteľmi, ich rozdelenie na stále a premenlivé a rozlišovanie potenciálnej a aktuálnej erodovateľnosti vedie k záveru, že z hľadiska logiky vyjadrenia K-faktora je vhodné pri zanedbaní priepustnosti zanedbať aj štruktúru. Potom vypočítané hodnoty budú predstavovať potenciálny K-faktor určený iba stálymi činiteľmi.

Zanedbanie štruktúry nemá veľký vplyv na výpočtovú hodnotu výsledkov, pretože vyjadrenie štruktúry v pôvodnom metodologickom koncepte VROP je nejasné. Pokiaľ ide o štruktúru, tá podlieha na orných pôdach extrémnym sezónnym zmenám, od drobnohrudkovitej po sejbe, až po masívnu po žatve. Zohľadnenie tejto dynamiky v metodologickom koncepte VROP nie je primerane zohľadnené.

Problém rozdielov v zrinitostnej frakcionácii používanej v KPP a vyžadovanej pre VROP možno riešiť dvoma spôsobmi. Prvou možnosťou je použiť namiesto pôvodnej Wischmeierovej a Smithovej metódy niektorú z náhradných metód výpočtu K-faktora. Viacerí autori totiž narážali na podobné problémy, keďže frakcionácia zrinitostných klasifikácií sa v rôznych krajinách líši a pre podobné prípady odvodili viacero náhradných rovníc. Druhou možnosťou je odhadnúť na základe obsahov meraných zrinitostných frakcií, ktoré sú dostupné, obsahy chýbajúcich frakcií, ktoré sú pre výpočet K-faktora potrebné a potom použiť na výpočet K-faktora pôvodnú Wischmeierovu a Smithovu rovnicu. V snahe použiť na výpočet K-faktora pre poľnohospodárske

pôdy Slovenska čo najlepšiu metódu bolo rozhodnuté odskúšať viaceré možnosti a na základe výsledkov navrhnúť čo najvýhodnejšiu účelovo zameranú metodiku. Po štúdiu literatúry a oboznámení sa s rôznymi metódami sa pozornosť sústredila an dve najvhodnejšie metódy výpočtu K-faktora náhradnými rovnicami podľa autorov ROMKENS A INÍ (1987) a poľa VAN DIJKA A KWAADA (1998) a na vypracovanie metódy pre odhad obsahu veľmi jemného piesku zo zrnitostných údajov KPP, čo by umožnilo výpočet K-faktora pôvodnou metódou Wischmeiera a Smitha.

Náhradné metódy výpočtu K-faktora

Existujú rôzne metódy výpočtu K-faktora. Mnohé z nich majú regionálnu reprezentatívnosť a často sú zamerané na zvláštne pôdy, pre ktoré nie je vyjadrenie ich erodovateľnosti pomocou pôvodnej Wischmeierovej a Smithovej rovnice pre K-faktor vhodné. Napríklad pre pôdy amerického stredozápadu odvodili YOUNG a MUTCHLER (1977) rovnicu vyjadrujúcu K-faktor na základe zrnitosti, agregátovej stability, objemovej hmotnosti, disperzného pomeru a obsahu napučiacich ílov, pre ílovité pôdy amerického stredozápadu bola odvodená rovnica na základe zrnitosti a obsahu sesquioxidov (ROMKENS A INÍ, 1977), pre vulkanické pôdy Havajských ostrovov odvodili EL-SWAIFY a DANGLER (1976) rovnicu na základe zrnitosti, nasýtenosti sorpčného komplexu a agregátovej stability. Týmito rovnicami sa však netreba v súčasnosti bližšie zaoberať, nie len pre to, že sú odvodené pre zvláštne podmienky v regiónoch veľmi odlišných od Slovenska, ale najmä preto, že vstupné údaje pre tieto rovnice na Slovensku chýbajú rovnako ako pre pôvodnú rovnicu Wischmeiera a Smitha.

Pre účely hodnotenia protieróznej odolnosti pôd Slovenska bolo treba hľadať rovnice, ktoré by mali pokiaľ možno čo najvšeobecnejšiu platnosť a zároveň také, pre ktoré sú postačujúce vstupné údaje z KPP. Boli vybrané dve pomerne vhodné metódy, podľa autorov ROMKENS A INÍ (1987) a VAN DIJKA A KWAADA (1998). Prvá metóda predstavuje sofistikovanejší prístup k problému, druhá naopak veľmi jednoduchý. Ani tieto metódy však nie sú optimálne. Ich hlavným nedostatkom je to, že podobne ako väčšina ostatných metód zanedbávajú vplyv pôdnej organickej hmoty.

Univerzálna metóda pre výpočet K-faktora z ľubovoľnej zrnitostnej frakcionácie podľa autorov ROMKENS A INÍ (1987) umožňuje využitie akýchkoľvek zrnitostných frakcií, pretože je založená na využití priemerov zrnitostných frakcií ako hlavných vstupných údajov. Táto rovnica má tvar:

$$K = 0,0035 + 0,388 \exp \left(-0,5 \left(\frac{\log Dg + 1,519}{0,7584} \right)^2 \right) \quad (4)$$

kde: Dg je geometrický priemer dostupnej zrnitostnej frakcie, ktorý sa určí z rovnice:

$$Dg = \exp \left(0,01 \sum_{i=1}^n f_i (\ln m_i) \right) \quad (5)$$

kde: f_i je zrnitostná frakcia (%)
 m_i – aritmetický priemer intervalov zrnitostnej frakcie
 n – počet zrnitostných frakcií.

Prístup vychádzajúci z prác Romkensa odporúčajú aj nasledovníci Wischmeiera (RENARD A INÍ, 1997), ktorí uvádzajú podobnú rovnicu:

$$K = 7,594 \left\{ 0,0034 + 0,0405 \exp \left(-0,5 \left(\frac{\log Dg + 1,659}{0,7101} \right)^2 \right) \right\} \quad (6)$$

Metóda pre výpočet K-faktora z obsahu prachu a piesku podľa VAN DIJKA a KWAADA (1998) sa snaží o čo najjednoduchšie riešenie problému a odhaduje K-faktor iba na základe obsahu celkového prachu a celkového piesku. Rovnica má tvar:

$$K = 0,00867 P - 0,003 I \quad (7)$$

kde: P je obsah prachu (%)
I – obsah piesku (%)

Takéto riešenie bolo zvolené preto, aby bolo možné K-faktor odhadnúť aj v tých prípadoch kedy je k dispozícii minimum údajov o pôde.

Odhad zrnitostných frakcií potrebných pre pôvodnú Wischmeierovu a Smithovu metódu výpočtu K-faktora

Podľa metodiky KPP boli pri mapovaní poľnohospodárskych pôd Slovenska stanovované zrnitostné frakcie ílu (0–0,001 mm), fyzikálneho ílu (0,001–0,01 mm), prachu (0,01–0,05 mm), jemného piesku (0,05–0,25 mm), stredného piesku (0,25–0,5 mm) a hrubého piesku (0,5–2 mm). Pre výpočet K-faktora sú však potrebné frakcie ílu (0–0,002 mm), prachu (0,002–0,05 mm) a veľmi jemného piesku (0,05–0,1 mm). Vzhľadom na to že zrnitostné zloženie pôdy má určitú vnútornú logiku, možno predpokladať, že obsahy neznámych frakcií je určitým spôsobom možné odhadnúť na základe obsahov známych frakcií. Riešeniu tohto problému špecifického pre Slovensko a Česko sa začala venovať väčšia pozornosť až v posledných rokoch. Odhadom frakcie ílu (0–0,002 mm) z údajov KPP sa zaoberal NĚMEČEK A INÍ (2001). O odhadovaní frakcie veľmi jemného piesku (0,05–0,1 mm) však zatiaľ neboli publikované žiadne práce.

Odhad frakcie 0–0,002 mm pomocou regresnej rovnice Němečka

Pri odhadovaní frakcie ílu (0–0,002 mm) boli využité skúsenosti získané v Česku. NĚMEČEK A INÍ (2001) vyšetril regresnú závislosť obsahu frakcie 0–0,001 mm a 0–0,002 mm, ktoré boli stanovené pre testovací súbor obsahujúci 71 vzoriek. Výsledná regresná rovnica má tvar:

$$F_2 = 1,1503 F_1 + 2,3676 \quad (R^2 = 0,9748) \quad (8)$$

kde: F₂ je obsah zrnitostnej frakcie 0–0,002 mm (%)
F₁ - obsah zrnitostnej frakcie 0–0,001 mm (%)

Od roku 2001, kedy Němeček publikoval Rovnicu 8, bolo v Česku rovnakým spôsobom vyšetovaných niekoľko stoviek ďalších pôdnych vzoriek za účelom zvýšenia presnosti Rovnice 8. V posledných rokoch sa pri mnohých výskumných úlohách stanovujú obe frakcie (0–0,001 mm aj 0–0,002 mm) práve za účelom vytvorenia dostatočne početného súboru potrebného pre čo najpresnejšie vyjadrenie vzťahu obidvoch frakcií. Výsledky potvrdili správnosť Rovnice 8 a napriek niekoľkonásobnému zvýšeniu početnosti porovnávacieho súboru bol rozdiel v korelácii nepatrný (VOPRAVIL A INÍ, 2008).

Odhad frakcie 0,05 – 0,1 mm zo súčtových zrnitostných čiar pomocou grafickej a trigonometrickej metódy

Odhad obsahu veľmi jemného piesku (0,05 – 0,1 mm) na základe frakcií stanovovaných v KPP bol založený na predpoklade o náraste obsahu pôdnych častíc s narastajúcim rozpätím zrnitostnej frakcie. Na vyjadrenie tohto nárastu sa využívajú súčtové zrnitostné čiary. Tie je možné využiť na odčítanie približného obsahu zrnitostných frakcií, ktoré neboli stanovené analyticky. Jednotlivé body predstavujúce na grafe obsahy súčtových zrnitostných frakcií boli spájané úsečkami a hodnoty obsahu frakcie 0,05 – 0,1 mm boli odčítavané z osi grafu. Na tom bola založená grafická metóda odhadu veľmi jemného piesku.

Túto grafickú metódu možno použiť pre spracovanie málopočetného súboru údajov, avšak pre spracovanie početnejších súborov je príliš zdĺhavá. Možno ju však nahradiť matematickým vyjadrením, ktoré sa zakladá na rovnakom predpoklade o náraste obsahu pôdnych častíc s narastajúcim rozpätím zrnitostnej frakcie, a ktoré na vyjadrenie tohto nárastu využíva trigonometrické vzťahy odvodené z grafu súčtových zrnitostných čiar. Približný obsah frakcie 0,05-0,1 mm sa vypočíta pomocou takto odvodeného trigonometrického vzťahu (FULAJTÁR, 1999a,b, 2000a,b).

Použitie pôvodnej Wischmeierovej a Smithovej rovnice pre výpočet K-faktora

Pôvodnú rovnicu Wischmeiera a Smitha pre výpočet K-faktora (Rovnicu 2), je pred použitím treba upraviť. Najprv treba dosadiť parameter M (Rovnica 3) a vyjadriť K , takže rovnica nadobudne tvar, ktorý uvádzajú FULAJTÁR A JANSKÝ (2001):

$$K = 0,0000021 [p(100 - 1)]^{1,14} (12 - a) + 0,0325(b - 2) + 0,025(c - 3) \quad (9)$$

Vzhľadom na to, že štruktúru a priepustnosť treba zanedbať, parametre b a c treba z rovnice vypustiť a výsledný vzorec používaný pri testovaní metód je nasledovný:

$$K = 0,0000021 [p(100 - 1)]^{1,14} (12 - a) \quad (10)$$

Rovnice 2, 9 a 10 dávajú výsledky v tradičných amerických jednotkách. Pre ich prevod do SI sústavy treba výsledky vynásobiť koeficientom 1,3 (VOPRAVIL A INÍ, 2008).

Wischmeierova a Smithova rovnica bola použitá dva krát – pre výpočet K-faktora z odhadnutých obsahov zrnitostných frakcií a pre jeho výpočet zo skutočných, nameraných obsahov zrnitostných frakcií.

Súbor zrnitostných údajov použitý pre odskúšanie navrhnutých metód

Vybrané metódy boli odskúšané na súbore pôdnych vzoriek z okolia Rišňoviec, pre ktoré boli k dispozícii údaje o obsahu veľmi jemného piesku (0,05 – 0,1 mm). Celý súbor obsahoval 9 pôdnych sond, z ktorých 6 je na spraši, 1 na viatych pieskoch, 1 na dvojsubstráte alúvia prekrytého viatym pieskom a 1 na dvojsubstráte neogénu prekrytého viatym pieskom. Pre test sa použili vzorky zo všetkých horizontov, takže celý súbor predstavuje 72 vzoriek. Podľa Novákovéj klasifikácie zrnitosti (BEDRNA A HRAŠKO, 1988) je väčšina vzoriek stredne ťažká (13 hlinitých a 42

piesočnato-hlinitých) a niekoľko je ľahkých (10 hlinito-piesočnatých a 7 piesočnatých). Údaje z ťažkých pôd žiaľ neboli k dispozícii.

Pre odhad frakcie 0,05–0,1 mm trigonometrickou metódou bol súbor upravený tak, že obsahy frakcií 0,05–0,1 mm a 0,1–0,25 mm boli sčítané, čím vznikla frakcia 0,05–0,25 mm, aká sa stanovovala v KPP. Z tejto frakcie potom bola späťne odhadovaná frakcia 0,05–0,1 mm.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Zo zrnitostných údajov testovacieho súboru pôdnych vzoriek z Rišňoviec boli hodnoty K-faktora vypočítané pomocou metód uvedených v metodike:

- Výpočet metódou autorov ROMKENS A INÍ (1987).
- Výpočet metódou VAN DIJKA A KWAADA (1998).
- Výpočet Wischmeierovou a Smithovou metódou z odhadovaných obsahov zrnitostných frakcií.
- Výpočet Wischmeierovou a Smithovou metódou zo skutočných nameraných obsahov zrnitostných frakcií.

Výsledky získané náhradnými metódami boli porovnané s výsledkami vypočítanými pôvodnou Wischmeierovou a Smithovou metódou s použitím skutočných, nameraných hodnôt zrnitostných parametrov a rozdiely boli štatisticky vyhodnotené.

Výpočet K-faktora metódou Romkensa

K-faktor bol vypočítaný pomocou Rovnice 4 a výsledky boli porovnané s výsledkami výpočtu pôvodnou Wischmeierovou a Smithovou metódou (Obr. 2). Regresný vzťah má pomerne nízku koreláciu ($R = 0,65$).

Výpočet K-faktora metódou Van Dijka a Kwaada

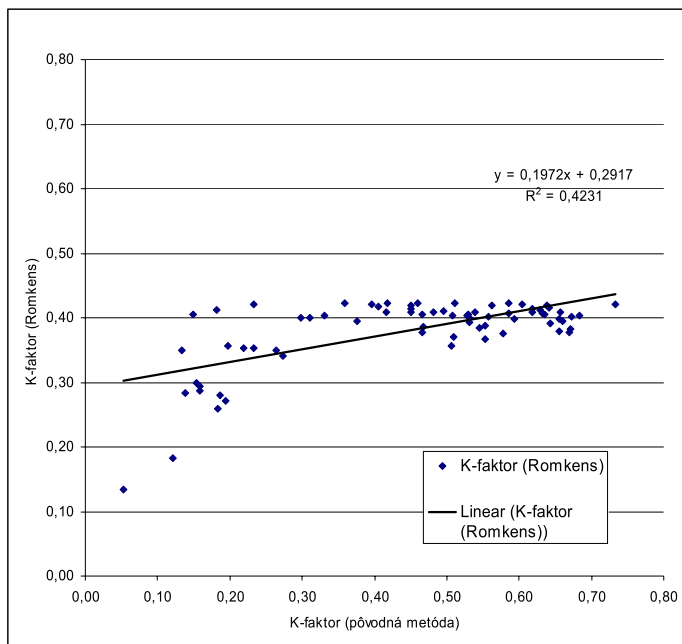
K-faktor bol vypočítaný pomocou Rovnice 6 a výsledky boli porovnané s výsledkami výpočtu pôvodnou Wischmeierovou a Smithovou metódou (Obr. 3). Regresný vzťah má veľmi vysokú koreláciu ($R = 0,95$).

Výpočet pôvodnou Wischmeierovou a Smithovou metódou z odhadovaných obsahov zrnitostných frakcií

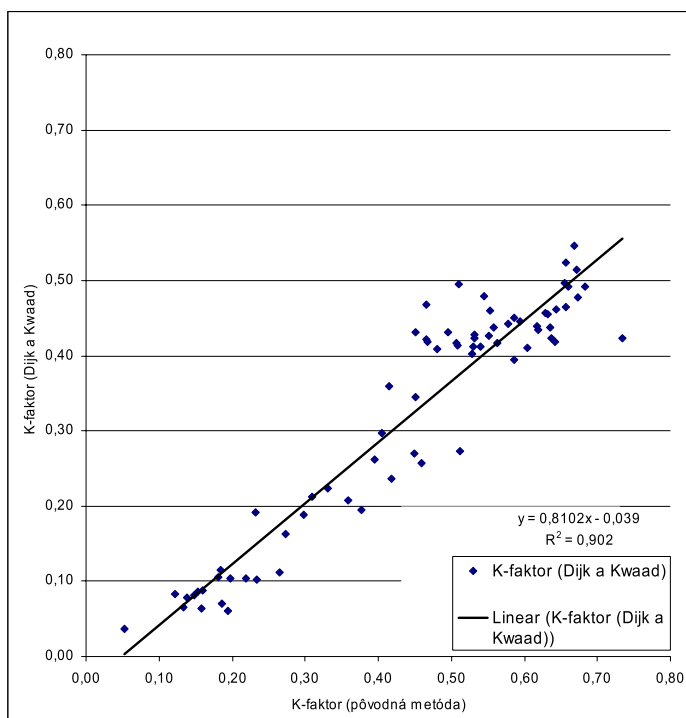
Pri tomto postupe bolo hlavným krokom odhadnutie obsahov frakcie 0,002–0,1 mm. Odhad frakcie 0–0,002 mm nebol odskúšaný preto, že nebol dostupný súbor údajov ktorý by zahrnoval obsahy frakcií 0–0,001 mm aj 0–0,002 mm. Odskúšanie odhadovania tejto frakcie však ani nie je potrebné, keďže vzťah týchto frakcií vyšetril už NĚMEČEK A INÍ (2001) a regresná závislosť ktorú autori zistili má vysokú tesnosť.

Odhad obsahu frakcie 0,002–0,1 mm sa zakladá, ako už bolo povedané v metodike, na postupnom sčítavaní obsahu jednotlivých frakcií od najmenej po najväčšiu. S nárastom rozptatia frakcie rastie jej obsah. Pre ilustráciu tohto nárastu je vhodné uviesť nasledovný príklad

Obr. 2 Vzťah K-faktora vypočítaného metódou autorov ROMKENS A INÍ (1987) a pôvodnou Wischmeierovou a Smithovou metódou



Obr. 3 Vzťah K-faktora vypočítaného s použitím metód Van Dijka a Kwaada (1999) a pôvodnou Wischmeierovou a Smithovou metódou



postupného sčítavania frakcií (Tab.1). V prvom stĺpci sú rozpätia pôvodných zrnitostných frakcií používaných pri analýzach zrnitosti, v druhom sú ich obsahy, v treťom sú rozpätia súčtových frakcií a vo štvrtom narastajúci obsah súčtových frakcií.

Tab. 1 Príklad obsahov podielových a súčtových zrnitostných frakcií

Zrnitostné frakcie (podielové)	Obsah frakcie ako podiel z celkového množstva pôdy	Súčtové zrnitostné frakcie	Obsah frakcie ako podiel z celkového množstva pôdy
0–0,001 mm	20 %	0–0,001 mm	20 %
0,001–0,05 mm	30 %	0–0,05 mm	50 %
0,05–0,25 mm	40 %	0–0,25 mm	90 %
0,25–2 mm	10 %	0–2 mm	100 %

Tento nárast obsahu pôdných častíc s narastajúcim rozpätím frakcie však platí nielen na úrovni súčtu viacerých zrnitostných frakcií ale aj v rámci každej jednotlivkej frakcie. Rozpätia frakcií sú ustálené viac menej na základe zvyku, avšak rovnako dobre je možné rozdeliť pôdne častice do oveľa väčšieho počtu frakcií s oveľa menšími rozpätiami, takže každú frakciu možno chápať ako súčet určitého počtu pomyselných menších frakcií. Na základe tohto predpokladu možno obsah frakcie 0,05–0,1 mm odhadnúť ako proporcionálny podiel z obsahu frakcie 0,05–0,25 mm. Pritom možno použiť dva prístupy – odhad zo zrnitostnej čiary (*grafická metóda*) alebo výpočet pomocou trigonometrických závislostí (*trigonometrická metóda*).

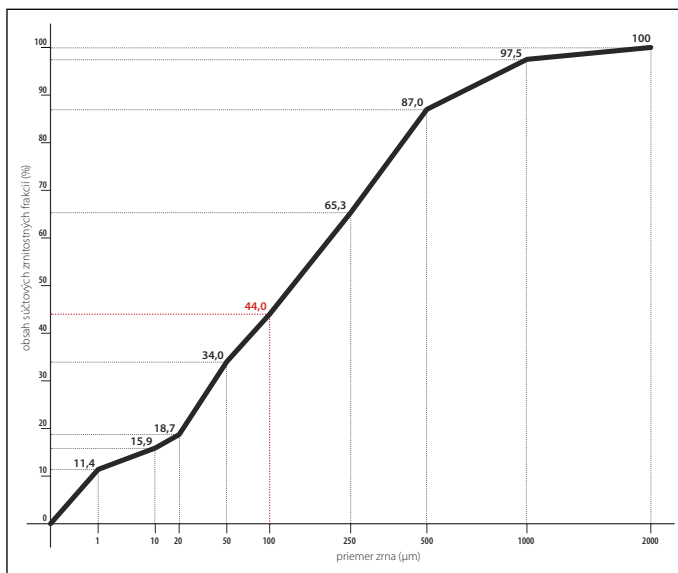
Odhad frakcie veľmi jemného piesku zo zrnitostnej čiary možno predviesť na príklade jednej zo vzoriek testovacieho súboru z Rišňoviec. Za týmto účelom boli vybrané zrnitostné údaje zo Sondy 9, hĺbka 60–70 cm. Táto vzorka predstavuje Bt horizont typickej hnedozeme na starých nivných náplavoch prekrytých pokrovom viateho piesku. Bola vybratá pretože z celého súboru má najvyváženejšie zrnitostné zloženie (Tab. 2).

Tab. 2 Obsah súčtových zrnitostných frakcií Bt-horizontu (60–70 cm) Sondy 9 v Rišňovciach

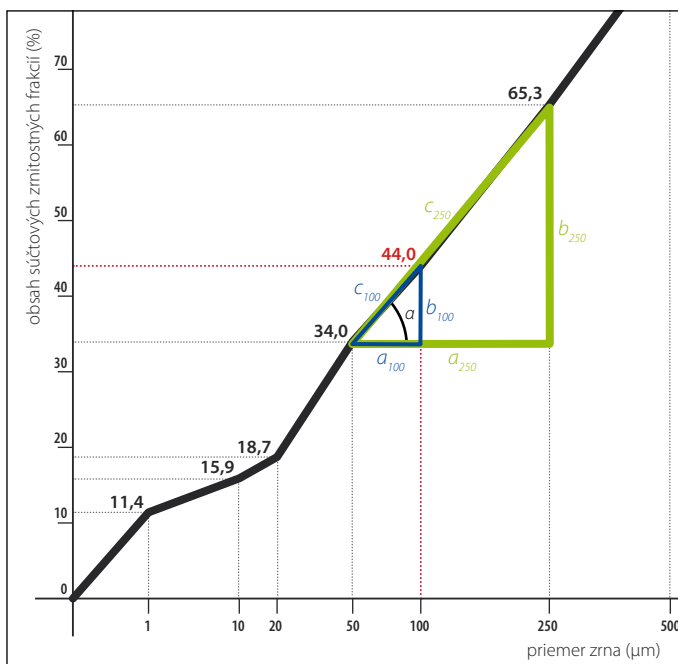
Súčtová frakcia (μm)	0–1	0–10	0–20	0–50	0–250	0–500	0–1000	0–2000
Obsah (%)	11,4	15,9	18,7	34,0	65,3	87,0	97,5	100

Z týchto zrnitostných údajov bola zostrojená súčtová zrnitostná čiara. Pre súčtové zrnitostné čiary sa zvykne používať semilogaritmická súradnicová sústava (FULAJTÁR SEN., 2006). Takáto úprava grafického vyjadrenia zrnitostných frakcií je vhodná vzhľadom na veľké rozpätie zrnitostných frakcií (od 0 do 2000 μm) a nerovnomerné rozdelenie hraničných priemerov zrn od frakcie ílu (0–1 μm) po frakciu veľmi hrubého piesku (1000–2000 μm) čo sa ťažko vyjadruje na lineárnej osi. Logaritmická os x skracujúca vzdialenosti s nárastom hodnôt umožňuje zvýraznenie nižších hodnôt. Ani logaritmická súradnicová sústava však nie je optimálna, pretože nemá nulu a tak sa zrnitostné frakcie zvyknú zobrazovať až od 0,001 čo je hraničná hodnota ílu, takže ílová frakcia je nalepená na os y. To pravda nie je logické. Vhodnejším riešením bolo nahradenie logaritmickej funkcie na osi x mocninovou funkciou $y=x^3$, čím vznikla semimocninová súradnicová sústava, ktorú je možné použiť obdobne ako semilogaritmickú, pričom má

Obr. 4 Súčtová zrnitostná čiara Bt-horizontu (60–70 cm) Sondy 9 testovacieho súboru vzoriek z Rišňoviec (zrnitostné frakcie sú zobrazené na mocnínovej osi x^3)



Obr. 5 Odvodenie trigonometrického vzťahu pre odhad veľmi jemného piesku na príklade vybranej vzorky Bt-horizontu (60–70 cm) Sondy 9 testovacieho súboru vzoriek z Rišňoviec



tú výhodu že začína od nuly. Na takto zostrojenom obrázku (Obr. 4) bola vyskúšaná najprv grafická metóda. Na osi vyjadrujúcej postupný súčet obsahov zrnitostných frakcií možno vizuálne odčítať, že obsah frakcie 0–0,1 mm je približne 44 %. Z toho po odčítaní obsahu ílu možno vypočítať obsah frakcie prachu a veľmi jemného piesku (0,002–0,1 mm). Presnosť odhadu grafickou metódou závisí pochopiteľne od veľkosti obrázku.

Grafická metóda sa však rýchlo ukázala ako veľmi zdĺhavá a pre praktické účely nepoužiteľná, pretože zrnitostné čiary treba konštruovať pre každú pôdnu vzorku osobitne čo pri súboroch s niekoľkými tisícami údajov nie je možné. Súčtová čiara zrnitosti však poslúžila ako grafický podklad na matematické vyjadrenie odhadu frakcie veľmi jemného piesku pomocou trigonometrických závislostí. Za účelom vyjadrenia princípu trigonometrického výpočtu obsahu frakcie veľmi jemného piesku bol urobený výrez z obrázka 4 zameraný na oblasť prachu a veľmi jemného piesku (Obr. 5). Na takto upravenom grafe uvažujeme myslený trojuholník. Odvesnou a_{250} trojuholníka je úsečka predstavujúca rozdiel priemerov pôdnych zŕn 50 μm a 250 μm na osi x. Odvesnou b_{250} je úsečka predstavujúca rozdiel obsahov súčtových frakcií 0–50 μm a 0–250 μm vyjadrený v %. Preponou c_{250} trojuholníka je úsečka spájajúca body na súčtovej zrnitostnej čiare vyjadrujúce obsahy súčtových frakcií 0–50 μm a 0–250 μm . Tento trojuholník nazveme T_{250} . Podobne uvažujeme trojuholník T_{100} ktorého odvesnou a_{100} je úsečka predstavujúca rozdiel priemeru pôdnych zŕn 50 μm a 100 μm na osi x, odvesnou b_{100} je úsečka vyjadrujúca rozdiel medzi obsahmi súčtových frakcií 0–50 μm a 0–100 μm na osi y a preponu c_{100} tvorí úsečka spájajúca body na súčtovej zrnitostnej čiare vyjadrujúcej obsahy súčtových frakcií 0–50 μm a 0–100 μm . Odvesna b_{100} je neznáma. Obidva trojuholníky majú spoločný uhol α zvieraný preponou a odvesnami a . Pomocou tangensu tohto uhla možno vypočítať neznámu odvesnu b_{100} a určiť tak približný obsah frakcie veľmi jemného piesku.

Vyjadrenie obsahu veľmi jemného piesku je nasledovné:

$$\operatorname{tg} \alpha = \frac{b_{250}}{a_{250}} = \frac{b_{100}}{a_{100}} \quad (11)$$

potom:

$$b_{100} = \frac{b_{250}}{a_{250}} a_{100} \quad (12)$$

Vzhľadom na to, že $a_{100} = 50$ a $a_{250} = 200$ možno rovnicu ďalej upraviť do ešte jednoduchšieho tvaru:

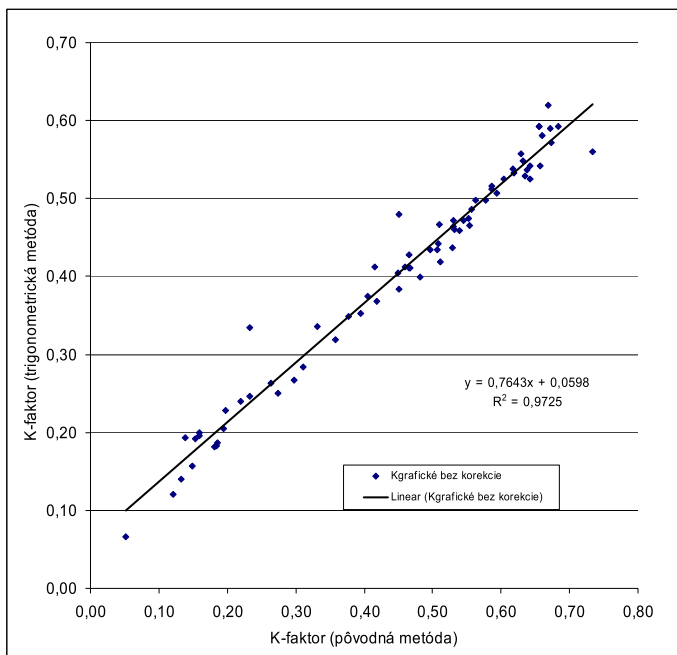
$$b_{100} = \frac{b_{250} \cdot 50}{200} = b_{100} = \frac{b_{250}}{4} \quad (13)$$

Odvedená rovnica dáva ten istý výsledok ako vizuálne odčítanie z grafu avšak presnosť výpočtu je väčšia, pretože pri grafickej metóde je limitovaná rozlišovacou schopnosťou grafu, ktorá závisí od jeho zobrazenia.

Posledným krokom bol výpočet K-faktora pomocou Rovnice 10. Výsledky výpočtov boli porovnané so štandardným výpočtom využívajúcim kompletný súbor analyticky stanovených

zrnitostných frakcií a rozdiely hodnôt boli štatisticky vyhodnotené. Ako vidno z obrázka 6, regresný vzťah má vysokú tesnosť ($R = 0,99$).

Obr. 6. Vzťah K-faktora vypočítaného Wischmeierovou a Smithovou metódou z odhadovaných obsahov zrnitostných frakcií a so skutočnými nameranými obsahov zrnitostných frakcií



ZÁVER

Najpresnejšie výsledky poskytol výpočet pôvodnou Wischmeierovou a Smithovou rovnicou s použitím odhadovaných obsahov chýbajúcich zrnitostných frakcií. Vzťah hodnôt vypočítaných touto metódou k hodnotám vypočítaným s použitím skutočných nameraných obsahov zrnitostných frakcií má veľmi vysokú tesnosť ($R = 0,99$).

Veľmi dobré výsledky však dáva aj metóda VAN DIJKA A KWAADA (1999). Výsledky získané touto metódou majú takmer rovnako tesnú regresnú závislosť ($R = 0,95$). To je dosť prekvapujúce vzhľadom na to, že metóda zanedbáva vplyv pôdnej organickej hmoty. Táto metóda môže byť veľmi užitočná, pretože umožňuje vypočítavať K-faktor zo zrnitostných údajov s rôznou frakcionáciou a vytvára tak predpoklady pre medzinárodné zrovnávanie pôdnej erodovateľnosti z oblastí, ktoré majú rozdielnu pôdoznaleckú tradíciu, prejavujúcu sa rôznymi národnými klasifikáciami a v rámci toho aj rôznou frakcionáciou zrnitosti.

Metóda autorov ROMKENS A INÍ (1987) je najmenej presná ako nasvedčuje oveľa nižšia korelácia ($R = 0,65$) a pre daný účel sa ukazuje ako nevhodná.

Zaujímavým javom je, že presnosť metódy Van Dijka a Kwaada je výrazne vyššia ako presnosť Romkensovej metódy. Je to prípad, kedy zložitejšia metóda dáva horší výsledok ako jed-

noduchšia metóda. Tento jav sa nie zriedka vyskytuje vo vedách o krajine, kde sú vzťahy medzi jednotlivými činiteľmi veľmi komplexné.

Na základe porovnania výsledkov uvedených metód bola pre výpočet K-faktora z údajov KPP odporučená metóda založená na odhade obsahu chýbajúcich zrnitostných frakcií trigonometrickou metódou a následnom použití pôvodnej Wischmeierovej a Smithovej rovnice pre K-faktor. Túto metódu použili STYK A INÍ (2008) pri spracovávaní K-faktora pre erózy modul pôdneho portálu VÚPOP a taktiež ho použili aj SOBOČKÁ A INÍ (2007) pri odhadovaní dynamiky erózie v podmienkach nastávajúcej klimate zmeny.

V budúcnosti bude potrebné problematiku ďalej rozvíjať. Jeden z námetov na ďalší výskum je opätovná verifikácia metód na širšom testovacom súbore, najmä preto, že súbor z Rišňoviec neobsahuje ťažké pôdy. Druhou úlohou bude urobiť matematickú korekciu pre výsledky trigonometrickej metódy. Keďže trigonometrický výpočet frakcie 0,05–0,1 mm je odvodený z interpolovanej zrnitostnej čiary, pričom je známe, že zrnitostná čiara má tvar krivky, výsledok je mierne podhodnotený.

LITERATÚRA

- ALBALADEJO, J., ORTIZ, R., GUILLEN, F., ALVAREZ, J., MARTINEZMENA, M., CASTILLO, V. 1995. *Erodibility of Agricultural Soils in the Semiarid Mediterranean Area of Spain*, Arid Soil Research and Rehabilitation, 9, 3, str. 219-226.
- ALENA F. 1991. *Protierózna ochrana na ornej pôde*, Štátna melioračná správa, Bratislava.
- AL-ALAWI, M. M., ABUJAMOUS, M. A. 2009. *Estimate of soil erosion in Jordan by using GIS*, Geospatial Visual Analytics, NATO Science for Peace and Security Series C - Environmental Security, str. 439-450 DOI: 10. 1007/978-90-481-2899-0_35
- BASKAN, O., CEBEL, H., AKGUL, S. 2010. *Conditional simulation of USLE/RUSLE soil erodibility factor by geostatistics in a Mediterranean Catchment, Turkey*, Environmental Earth Sciences, 60, 6, str. 1179-1187, DOI: 10. 1007/s12665-009-0259-2
- BEDRNA, Z., HRAŠKO, J. 1988. *Aplikované pôdoznanectvo*. Bratislava: Príroda. 1988. 473 s.
- BELYAEV, V. R., GOLOSOV, V. N. IVANOVA, N. N. MARKELOV, M. V. TISHKINA, E. V. 2005. *Human-accelerated soil redistribution within an intensively cultivated dry valley catchment in southern European Russia*, In: Walling, D. E., Horowitz, A. J. Sediment Budgets, IAHS Publication, 291, str. 11-20.
- BENZER, N. 2010. *Using the Geographical Information System and Remote Sensing Techniques for Soil Erosion Assessment*, Polish Journal of Environmental Studies, 19, 5, str. 881-886
- ČURLÍK J., FERANEC J., FULAJTÁR E., ŠURINA B., ŠÚRI M. 1996. *PHARE MERA Land Degradation Mapping*, Final Report, SFRI, Bratislava.
- DO VALLE, R. F., GALBIATTI, J. A., MARTINS, F. M. V., PISSARRA, T. C. T. 2010. *Potential of erosion in Uberaba river watershed*, Engenharia Agricola, 30, 5, str. 897-908.
- DUCHEMIN, M., ROUSSEAU, A. N., LAMONTAGNE, L., VILLENEUVE, J. P. 2001. *Use of geomatics technologies to evaluate the areal distribution of the soil erodibility factor K in the Chaudiere River watershed*. Canadian Journal of Soil Science, 81, 3, str. 423-437.
- EL-SWAIFY, S. A., DANGLER, E. W. 1976. *Erodibilities of selected tropical soils in relation to structural and hydrologic parameters*. In: Soil Erosion: Prediction and control, Soil Conserv. Soc. Am., Ankeny.
- FERANEC, J., OŤAHEL, P., PRAVDA, J. 1996. *Krajinná pokrývka Slovenska. Identifikovaná metódou Corine Land Cover*. Bratislava, Geographica Slovaca, 11. Bratislava: GÚ SAV, 95 s. ISSN 1210-3519.
- FERANEC, J., OŤAHEL, J., ŠÚRI, M. 1995. *The CORINE Land Cover Project in Slovakia*. Ekológia (Bratislava), 14, Supplement 1, p. 49-52.
- FULAJTÁR, E. 1999. *Metodika výpočtu K-faktora z údajov KPP pre parametrizáciu erózy ohrozenosti pôd na Trnavskej pahorkatine*, Priebežná čiastková správa za Vecnú etapu 04 Fyzikálna degradácia a relevantné fyzikálne parametre, Čiastkovej úlohy 03 Parametrizácia súčasného stavu poľnohospodárskych pôd ako predpoklad implementácie programu ochrany pôd, Vedecko-technického projektu 27-07 Ochrana a efektívne využívanie prírodného zdroja pôdy. Bratislava: VÚPOP.
- FULAJTÁR, E. 1999. *Metodické princípy a postupy parametrizácie erodovanosti a erodibility pôd*, In: E. Fulajtár, B. Houšková, VE 04 Fyzikálna degradácia a relevantné fyzikálne parametre, J. Čurlík, ČÚ 03 Parametrizácia súčasného stavu poľnohospodárskych pôd ako predpoklad implementácie programu ochrany pôd, P. Bielek, VTP 27-07 Ochrana a efektívne využívanie prírodného zdroja pôdy. Metodika vedecko-technického projektu, Bratislava: VÚPOP.

- FULAJTÁR, E. 2000. *Odkúšanie metodiky výpočtu K-faktora na testovacím súbore údajov z Rišňoviec*, Priebežná čiastková správa za Vecnú etapu 04 Fyzikálna degradácia a relevantné fyzikálne parametre Čiastkovej úlohy 03 Parametrizácia súčasného stavu poľnohospodárskych pôd ako predpoklad implementácie programu ochrany pôd Vedecko-technického projektu 27-07 Ochrana a efektívne využívanie prírodného zdroja pôdy. Bratislava: VÚPOP.
- FULAJTÁR, E. 2000. *Návrh metodiky stanovenia pôdnej erodovateľnosti*, In: E. Fulajtár, B. Houšková, VE 04 Fyzikálna degradácia a relevantné fyzikálne parametre, J. Čurlík, ČÚ 03 Parametrizácia súčasného stavu poľnohospodárskych pôd ako predpoklad implementácie programu ochrany pôd, P. Bielek, VTP 27-07 Ochrana a efektívne využívanie prírodného zdroja pôdy. Priebežná správa o riešení vedecko-technického projektu, Bratislava: VÚPOP.
- FULAJTÁR E. (sen.), 2006. *Fyzikálne vlastnosti pôdy*, VUPOP, Bratislava.
- FULAJTÁR, E., JANSKÝ, L. 2001. *Vodná erózia pôdy a protierózna ochrana*. Bratislava: VÚPOP, 310 s. ISBN 80-85361-85-X.
- FULAJTÁR E., ŠÚRI M., CEBECAUER T., FERANEC J. 1999 (a): *Mapa potenciálnej erózie Slovenska 1:1 000 000*, In Granec M., Šurina M.: Atlas pôd SR, CD-ROM, VUPOP, Bratislava.
- FULAJTÁR E., ŠÚRI M., CEBECAUER T., FERANEC J. 1999 (b): *Mapa aktuálnej erózie Slovenska 1:1 000 000*, In Granec M., Šurina M.: Atlas pôd SR, CD-ROM, VUPOP, Bratislava.
- CHEN, T., NIU, R., LI, P. 2011. *Regional soil erosion risk mapping using RUSLE, GIS, and remote sensing: a case study in Miyun Watershed, North China*, Environmental Earth Sciences, 63, 3, Str. 533-541, DOI: 10. 1007/s12665-010-0715-z
- IRVEM, A., TOPALOGLU, F., UYGUR, V. 2007. *Estimating spatial distribution of soil loss over Seyhan River Basin in Turkey*, Journal of Hydrology, 336, 1-2, str. 30-37. OI: 10. 1016/j. jhydrol. 2006. 12. 009.
- JAIN, M. K., DAS, D. 2010. *Estimation of Sediment Yield and Areas of Soil Erosion and Deposition for Watershed Prioritization using GIS and Remote Sensing*, Water Resources Management, 24, 10, str. 2091-2112 DOI: 10. 1007/s11269-009-9540-0.
- JURÁŇ C., JURČOVÁ O., MALÍŠEK A. 1990. *Modelovanie poľnohospodárskych sústav vrátane ochrany pôdy proti erózii*, Výskumná správa, VÚPÚ, Bratislava. 22 s., príl.
- MALÍŠEK, A. 1990. *Zhodnotenie faktora eróznej účinnosti privalovej zrážky*, Geografický časopis, roč. 42, č. 4, s. 410-422. ISSN 0016-7193.
- NĚMEČEK, J. A INĚ. 2001. *Taxonomický klasifikačný systém pôd České republiky*, ČZU, Praha.
- OZCAN, A. U., ERPUL, G., BASARAN, M. 2008. *Use of USLE/GIS technology integrated with geostatistics to assess soil erosion risk in different land uses of Indagi Mountain Pass-Cankiri, Turkey*, ENVIRONMENTAL GEOLOGY, 53, 8, str. 1731-1741, DOI: 10. 1007/s00254-007-0779-6.
- PARYSOW, P., WANG, G., GERTNER, G., ANDERSON, A. B. 2001. *Assessing uncertainty of erodibility factor in national cooperative soil surveys: a case study at Fort Hood, Texas*, Journal of Soil and Water Conservation, 56, 3, str. 207-211.
- PRASUHN, V., LINIGER, H., HURNI, H., FRIEDLI, S., 2007. *Map of soil erosion risk in Switzerland*, Agrarforschung, 14, 3, 120-127.
- RENAUD, K. G., FOSTER, G. R., WEESIES, G. A., MCCOOL, D. K., YODER, D. C. 1997. *Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the Revised universal soil loss equation (RUSLE)*, Agriculture Handbook 703, USDA, Washington.
- ROMKENS, M. J., PRASAD, S. N., POESEN, J. 1987. *Soil erodibility and properties*, Transactions of the 13th Congress of the International Society of Soil Science.
- ROMKENS, M. J., ROTH, C. B., NELSON, D. W. 1977. *Erodibility of selected clay subsoils in relation to physical and chemical properties*, Soil Sci. Soc. Am. Journal, vol. 41, p. 954-959. ISSN 0361-5995.
- SMYTH, R. E., YOUNG, M. D. 1998. *Costing soil erosion: A state-wide approach*, Land Degradation & Development, 9, 6, str. 513-527, DOI: 10. 1002/(SICI)1099-145X(199811/12)9:6<513::AID-LDR323>3. 3. CO;2-X.
- SOBOČKA, J., BALKOVIČ, J., BARANČÍKOVÁ, G., DODOK, R., JAĎUĎA, M., SKALSKÝ, R., ŠURINA, B., TARASOVIČOVÁ, Z., VILČEK, J. 2007. *Detekcia a cielená regulácia pôdnych zdrojov SR vo vzťahu ku klimatickej zmene*. Správa pre priebežnú oponentúru úlohy výskumu a vývoja. Bratislava: VÚPOP, 137 s., 6 príl., mapy
- STYK, J., FULAJTÁR, E., PÁLKA, B., GRANEC M. 2007. *ČÚ 09 On-line odhad intenzity erózie*, In: BIELEK, P., Vývoj funkčných vzťahov parametrov pôdy a krajiny pre tvorbu informačných systémov, Priebežná správa, VUPOP? Bratislava.
- STYK, J., FULAJTÁR, E., PÁLKA, B., GRANEC, M. 2008. *Aktualizovaný výpočet faktora erodovateľnosti pôdy (K-faktor) za účelom generovania detailnejšej digitálnej vrstvy*, Vedecké práce VÚPOP, 30, Bratislava.
- ŠÚRI M., CEBECAUER T., HOFIERKA J., FULAJTÁR, E. 2002. *Soil Erosion Assessment of Slovakia at a Regional Scale Using GIS*, Ecology (Bratislava), Vol. 21, No. 4, p. 404-422
- ŠÚRI M., CEBECAUER T., FERANEC J., FULAJTÁR E., 1997. *Soil water erosion risk assessment at regional scale using integrated data analysis*, In: Proceedings of the 12th International Conference on Applied Geological Remote Sensing, Denver, RIM, vol. 1, p.: 315 - 332.
- ŠÚRI M., CEBECAUER T., FULAJTÁR E., HOFIERKA J. 2001 (a). *Potenciálne ohrozenie vodnou eróziou 1:1 000 000*, Atlas krajiny Slovenska, SAV-Esprit, Bratislava.
- Šúri M., Cebecauer T., Fulajtár E., Hofierka J. 2001 (b). *Súčasné ohrozenie vodnou eróziou 1:500 000*, Atlas krajiny Slovenska, SAV-Esprit, Bratislava.
- TOSIC, R. DRAGICEVIC S., KOSTADINOV S. 2011, *Assessment of soil erosion potential by the USLE method: case study, Republic of Srpska – BiH*, Fresenius Environmental Bulletin, 20, 8, str. 1910-1917
- VAN DER KNIJFF, J. M., JONES, R. J. A., MONTANARELLA, L. 2000. *Soil erosion risk assessment in Europe*, European Soil Bureau, European Commission, EUR 19044 EN, 34 str.
- VAN DIJK, P. M., KWAAD, F. J. P. M. 1999. *Estimation of suspended sediment supply to the stream network of the river Rhine*

- under present-day climate and land use. Research report.* Amsterdam: University of Amsterdam, 60 p. ISBN 90-5851-006-9.
- VIGIAK, O., STERK, G., 2001, *Empirical water erosion modelling for soil and water conservation planning at catchment-scale*, Ecosystems and Sustainable Development III, séria Advances in Ecological Sciences, 10 str. 219-228.
- VOPRAVIL, J., JANEČEK, M., TIPPL, M., KHEL, T. 2008. *Mapové vyjádření erodovatelnosti půd České republiky*, Piate pôdoznalecké dni: Pôda – národné bohatstvo, Sielnica, 15. -16. október 2008. Zborník príspevkov. Bratislava: VÚPOP, s. 337-344. ISBN 978-80-89128-49-5.
- WISCHMEIER, W. H., SMITH, D. D. 1978. *Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning*. Agriculture Handbook 537, USDA, Washington.
- YONG, R. A., MUTCHLER, C. K. 1977. *Erodibility of some Minnesota soils*. J. Soil and Water Conservation, vol. 32, p. 180-182. ISSN 0022-4561.
- ZACHAR, D. 1970. *Erózia pôdy*. Bratislava: SAV, 527 s.
-

NÁVRH OPTIMÁLNEJ METÓDY HODNOTENIA VODOSTÁLOSTI PÔDNYCH AGREGÁTOV AKO UKAZOVATEĽA PROTIERÓZNEJ ODOLNOSTI PÔD

PROPOSAL OF AN OPTIMISED METHOD FOR ASSESSMENT OF AGGREGATE STABILITY AS A SOIL ERODIBILITY INDICATOR

Emil FULAJTÁR, Vladimír PÍŠ, Michal SVIČEK

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

Abstrakt

Wišchmeierov a Smithov K-faktor sa stal najobľúbenejším a najrozšírenejším spôsobom vyjadrenia erodovateľnosti pôdy. Tento činiteľ je vyjadrený najmä na základe zrnitosti a obsahu humusu, pri čom sa približne zohľadňuje aj štruktúra a priepustnosť. Okrem neho však možno zvoliť aj úplne iný prístup hodnotenia protieróznej odolnosti, založený na vodostálosti pôdnej štruktúry ktorá má na erodovateľnosť podstatne priamejší vplyv ako zrnitosť a obsah humusu. Prvým krokom k hodnoteniu protieróznej odolnosti pôd na základe vodostálosti agregátov je odskúšanie optimálnej metódy jej merania. Zhodnotenie niekoľkých metód bežne používaných v zahraničí, návrh optimálneho metodického prístupu použiteľného v podmienkach, ktoré sú v pôdoznaleckých laboratóriách na Slovensku a jeho praktické odskúšanie bolo cieľom tohto príspevku. Do hodnotenia boli zahrnuté tri metódy, pôvodná metóda KEMPERA a KOCHA (1966) a dve modifikácie Kemperovej a Kochovej metódy používané vo Francúzsku (LE BISSONNAIS, 1996) a v Rakúsku (MURER A INÍ, 1993). Všetky tri metódy majú spoločný základ vychádzajúc zo systematických výskumov vodostálosti pôdnej štruktúry Kempera a Kocha v 60. rokoch, avšak líšia sa viacerými významnými rozdielmi, najmä prípravou vzorky (veľkosť agregátov vybraných pre preosievanie), spôsobom namáčania agregátov (pomalé namáčanie vo vákuu, v etanole, prostredníctvom filtračného papiera a rýchle namáčanie priamym ponorením do vody) a spôsobom osievania (rozmery oka sita, doba osievania). Na základe zhodnotenia týchto metód bol navrhnutý optimálny postup založený na Murerovej metóde, jednak preto, že VÚPOP disponuje pôdnou osievačkou, akú používal Murer na Federálnom ústave pre výskum pôdy a vodného manažmentu v Petzenkirchene v Rakúsku, a jednak preto, že Murerova metóda je najjednoduchšia. Murerov postup bol kombinovaný s Le Bissonnaisovou metódou, z ktorej bolo prebrané priame namáčanie vzorky. Navrhnutý metodický postup bol úspešne odskúšaný a možno konštatovať, že vznikla veľmi praktická a efektívna metóda vhodná na systematický výskum vodostálosti agregátov v pôdach Slovenska.

Kľúčové slová: vodostálosť agregátov, agregátová stabilita, protierózna odolnosť, erodovateľnosť pôdy, K-faktor, faktor pôdnej erodovateľnosti, erózia pôdy.

Abstract

K-factor of Wischmeier and Smith is a most common measure of soil erodibility. This parameter is based especially on soil texture and organic matter content and to some extent it reflects also soil structure and permeability. Apart of K-factor other approaches to express soil erodibility can be developed. Very promising parameter is aggregate stability. Its effect on soil erodibility is much more direct than that of soil texture and organic matter content. First step towards the soil erodibility assessment on the base of aggregate stability is to develop an effective method for aggregate stability measurements convenient for routine application. Evaluation of several methods commonly used in different countries and presented in literature, proposal of optimized approach applicable under conditions available in Slovak pedological laboratories and testing of this approach on test data set was an objective of this study. Three methods were tested, the original method of KEMPER and KOCH (1966) and two more recent modifications of Kemper-Koch method used in France (LE BISSONNAIS, 1996) and in Austria (MURER *et al.*, 1993). Although all three methods are based on investigations of Kemper and Koch in 60ties, they involve several substantial differences, especially different soil sample preparation (size of aggregates separated for wet sieving), different wetting of aggregates (slow wetting in vacuum, in ethanol or through filter paper, or quick wetting by direct diving into water) and different approach of sieving (aperture size of sieve, duration of the sieving). After the evaluation of these methods an optimized methodical approach was proposed. It is based on method of Murer since at VÚPOP the same brand of wet sieving machine which was used by Murer is available. This approach was combined with Le Bissonnais approach of quick wetting by direct diving of the sample into water. The proposed methodical approach was successfully tested. It can be concluded that the proposed approach is very practical and easily applicable for routine aggregate stability investigation of Slovak soils.

Keywords: aggregate stability, soil erodibility, K-factor, soil erodibility factor, soil erosion.

ÚVOD

Protierózna odolnosť pôd je jedným zo základných činiteľov ovplyvňujúcich eróziu pôdy. Jej určenie sa stalo predmetom záujmu už v počiatočnom štádiu rozvoja erózneho výskumu. Prvé pokusy o kvantitatívne vyjadrenie miery protieróznej odolnosti pôd boli veľmi jednoduché a vychádzali len zo zrnitosti pôdy. Neskôr sa začal brať do úvahy aj obsah humusu a ďalšie činitele. Najväčší úspech v snahe vyjadriť protieróznu odolnosť pôd dosiahli WISCHMEIER a SMITH (1978), ktorí pri rozpracovávaní svojej *všeobecnej rovnice odnosu pôdy (VROP)* nazývanej v slovenskej literatúre aj Wischmeierovou rovnicou alebo skratkou USLE z pôvodného anglického názvu *universal soil loss equation*, vyjadrili protieróznu odolnosť pôd ako funkciu zrnitosti, obsahu humusu, štruktúry a priepustnosti (*K-faktor*). Wischmeierov a Smithov K-faktor sa stal najobľúbenejším a najrozšírenejším spôsobom vyjadrenia protieróznej odolnosti pôd a používa sa až do súčasnosti v mnohých krajinách sveta. Aj na Slovensku je dodnes najbežnejšie používanou mierou protieróznej odolnosti.

Prvé vyjadrenie hodnôt K-faktora pre pôdny kryt Slovenska vychádzalo pôvodne z interpretácie *bonitovaných pôdnoekologických jednotiek (BPEJ)*. Spracovali ho JURÁŇ A INÍ (1990). Neskôr bolo spracované nové vyjadrenie K-faktora založené na využití údajov o zrnitosti pôdy a obsahu organickej hmoty získané v rámci *Komplexného prieskumu pôd (KPP)*, ktoré umožnil nástup výpočtovej techniky (Styk A INÍ, 2008). Podrobnú metodiku tohto prístupu podáva FULAJTÁR (2000, 2011).

Ďalšie spresňovanie hodnôt K-faktora je aj naďalej možné rozvíjať na základe využívania údajov KPP. Okrem toho však možno zvoliť aj úplne iný prístup založený na hodnotení vodostálosti pôdnej štruktúry ktorá má na protieróznu odolnosť pôdy podstatne priamejší vplyv ako zrnitosť a obsah organickej hmoty používané doteraz. Uplatnenie poznatkov o vodostálosti pôdnej štruktúry a vypracovanie metódy hodnotenia erodovateľnosti pôdy pomocou nej však nie je možné bez dlhodobého systematického výskumu. Bude potrebné zamerať sa na nasledujúce úlohy:

- Rozpracovanie metodiky merania vodostálosti agregátov
- Prieskum vodostálosti agregátov pôd Slovenska
- Vyšetrenie korelácie vodostálosti agregátov s odnosom pôdy
- Vyšetrenie korelácie K-faktora s odnosom pôdy
- Vyšetrenia vzájomnej korelácie vodostálosti agregátov a K-faktora.

Vyšetrenie korelácií vodostálosti agregátov s odnosom pôdy a K-faktora s odnosom pôdy si bude vyžadovať experimentálne merania pomocou dažďovej simulácie, ktoré predstavujú terénne práce značného rozsahu a budú si vyžadovať pomerne veľký výskumný projekt. Ostatné tri úlohy (rozpracovanie metodiky merania vodostálosti agregátov, prieskum vodostálosti agregátov slovenských pôd a vyšetrenie vzájomnej korelácie vodostálosti agregátov a K-faktora) sú uskutočniteľné už dnes, pričom si vyžadujú iba terénne práce malého rozsahu (odber vzoriek na meranie vodostálosti agregátov, ktorý by bol reprezentatívny pre pôdny kryt Slovenska). Príležitosť rozpracovať túto problematiku poskytla čiastková úloha *Integrované systémy ochrany a využívania pôdy a vody v poľnohospodárskej krajine (ČÚ 04)*, ktorá je súčasťou *Výskumného zámeru VÚPOP* na rok 2010 v rámci *Inštitucionálneho financovania úloh vedy a výskumu Ministerstva pôdohospodárstva SR*. Výskum vodostálosti agregátov sa stal súčasťou jej náplne.

Prvým výsledkom tejto výskumnej úlohy je návrh optimálnej metódy merania vodostálosti agregátov ako ukazovateľa protieróznej odolnosti pôd Slovenska. Vodostálosť agregátov je možné stanoviť pomerne jednoduchými metódami. Navrhnutie optimálneho postupu si však vyžaduje zhodnotiť existujúce metódy merania vodostálosti agregátov. Návrh optimálnej metódy vychádzal aj zo skúseností získaných z prvých meraní vodostálosti pôdnej štruktúry na Slovensku koncom 90. rokov (NESTROY A INÍ, 2001), pričom ale bolo treba brať do úvahy, že tieto merania boli zamerané na hodnotenie ekologických funkcií a úrodnosti pôd a nie na hodnotenie ich protieróznej odolnosti.

Predložený príspevok podáva hodnotenie vybraných metód merania vodostálosti agregátov, návrh optimálneho metodického postupu za účelom hodnotenia vodostálosti agregátov v pôdach Slovenska ako ukazovateľa protieróznej odolnosti a praktické odskúšanie navrhnutej metódy.

MATERIÁL A METÓDY

Teoretické východiská hodnotenia protieróznej odolnosti pôd na základe vodostálosti pôdnych agregátov

Význam vodostálosti agregátov pre stanovenie protieróznej odolnosti pôd je mimoriadne veľký a dodnes úplne nedocenený. Pre pochopenie výhod takéhoto alternatívneho vyjadrenia erodovateľnosti je potrebné zamyslieť sa nad obsahovou náplňou K-faktora, ktorý je v súčasnosti najrozšírenejším spôsobom jej vyjadrenia. Podľa definície *K-faktor predstavuje odnos pôdy pripadajúci na jednotku R-faktora zo štandardnej erodomernej plochy so sklonom 9 % a dĺžkou 22,13 m, pod nakypreným čiernym úhorom*. Inými slovami možno povedať, že K-faktor je číslo, ktorým treba vynásobiť R-faktor aby sme dostali odnos pôdy zo štandardnej erodomernej plochy ($t\ ha^{-1}$).

Pôvodné matematické vyjadrenie K-faktora predstavuje Rovnica 1 (WISCHMEIER a SMITH, 1978):

$$100K = 2,1M1,14 10^{-4} (12 - a) + 3,25(b - 2) + 2,5(c - 3) \quad (1)$$

kde M je zrnitostný parameter, vyjadruje ho rovnica:

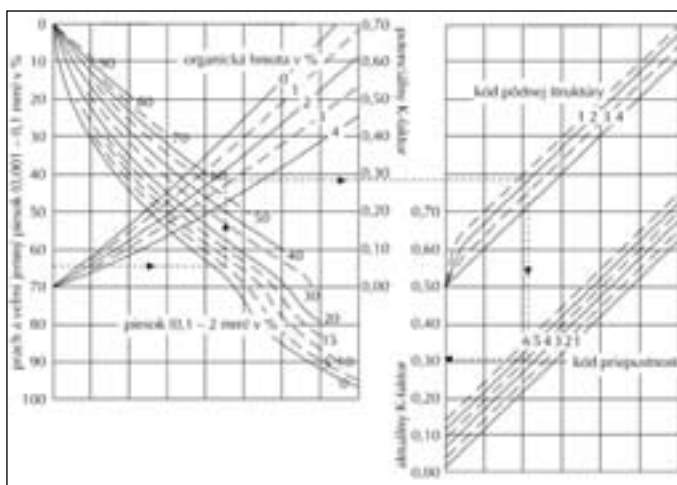
$$M = (\% \text{ prach} + \% \text{ veľmi jemný piesok})(100 - \% \text{ íl}) \quad (2)$$

- a - obsah organickej hmoty (%)
- b - parameter pôdnej štruktúry, určuje ho štvorstupňová stupnica celočíselných kódov:
 - 1 - drobnohrudkovitá štruktúra
 - 2 - hrudkovitá
 - 3 - hrudovitá
 - 4 - polyedrická, prizmatická, doskovitá a masívna
- c - parameter pôdnej priepustnosti, určuje ho šesťstupňová stupnica celočíselných kódov:
 - 1 - veľmi pomalá priepustnosť
 - 2 - pomalá
 - 3 - stredne pomalá
 - 4 - stredne rýchla
 - 5 - rýchla
 - 6 - veľmi rýchla

Veľkej obľube sa teší grafické riešenie K-faktora. Rovnici (1) zodpovedá nomogram z ktorého možno približné hodnoty K-faktora rýchlo a jednoducho odčítať (Obr. 1).

Z uvedeného vyplýva, že K-faktor je určený piatimi veličinami – *obsahom ílu, obsahom prachu a veľmi jemného piesku, obsahom humusu, triedami štruktúry a triedami infiltrácie*. Humus a íl predstavujú lepkavé zložky pôdy a sú činiteľmi určujúcimi jej súdržnosť, vďaka ktorej môže odolávať dažďovým kvapkám a odtekajúcej vode. Sú navzájom viazané fyzikálnymi silami súdržnosti a taktiež sa lepia na častice prachu a piesku, čím vytvárajú pôdne agregáty rôzneho tvaru a veľkosti. Prach a piesok predstavujú nesúdržnú zložku pôdy, pozostávajúcu zo samostatných častíc, ktoré nie sú navzájom spojené silami súdržnosti a ak nie sú zlepené ílom a humusom, sú pripravené k transportu. Nie všetky voľné častice podliehajú odnosu rovnako. Čím sú väčšie a ťažšie, tým väčšiu kinetickú energiu vody si ich odnos vyžaduje. Na základe vyhodnotenia výsledkov meraní intenzity erózie WISCHMEIER a SMITH (1978) dospeli k názoru, že najerodovateľnejšie sú častice prachu a veľmi jemného piesku pretože nie sú lepkavé a zároveň majú malú hmotnosť. Preto vyjadrenie K-faktora sa zakladá na obsahu humusu, ílu, prachu a veľmi jemného piesku. Tieto zložky pôdy predstavujú *prvotné činitele* určujúce erodovateľnosť pôdy,

Obr. 1 Nomogram pre stanovenie K-faktora (WISCHMEIER a SMITH, 1978)



ktoré sa s časom menia len v nepatrnej miere (vzhľadom na časovú mierku ľudského života). Napríklad obsah humusu, alebo jeho kvalita sa môžu pozvoľna meniť, ale trvá to desaťročia, rozpad minerálnych častíc pôdy spôsobený zvetrávaním môže meniť aj zrnitosť pôdy, ale to trvá stáročia a tisícročia.

Okrem uvedených prvotných činiteľov pôsobia na erodovateľnosť pôdy aj ďalšie činitele, ktoré sa s časom menia omnoho výraznejšie. Možno ich považovať za *druhotné činitele*, lebo sú určované prvotnými činiteľmi (zrnitosťou a humusom), vzájomným usporiadaním pôdnych častíc a procesmi, ktoré na prvotné činitele pôsobia. Ich zmeny sú dôsledkom meniacich sa podmienok prostredia. Vplýva na to celý rad najrôznejších činiteľov. Najvýznamnejšími sú sezónne zmeny počasia ako sú zamrzanie – rozmrzanie a navlhčovanie – vysušovanie (kypriace účinky), dážď a odtok (spôsobujúce uliehanie a tvorbu kôr). Významný vplyv má aj činnosť živých organizmov ako sú pohyby pôdnej fauny (kyprenie, tvorba agregátov), rast koreňov (spevňovanie) zošliapavanie veľkými byľožravcami pohybujúcimi sa po povrchu pôdy (rozrušovanie rastlinného krytu a pôdy). Tretou významnou skupinou činiteľov sú ľudské zásahy do pôdy ako je obrábanie, ktoré zahŕňa orbu, bránenie, diskovanie a podmietku (kypriace úkony) ako aj valcovanie a prejazdy poľnej techniky (zhuťňujúce úkony). Toto protichodné pôsobenie kypriacich a spevňujúcich procesov má za následok veľké sezónne zmeny v protieróznej odolnosti pôd s rovnakými prvotnými činiteľmi. Celkový účinok týchto činiteľov je v K-faktore do istej miery vyjadrený pomocou dvoch doplnkových veličín – štruktúry a priepustnosti.

Vychádzajúc z teoretickej koncepcie prvotných a druhotných činiteľov je možné K-faktor počítať v dvoch krokoch – prvý krok zahŕňa len účinky prvotných činiteľov a druhý krok upravuje výsledok prvého kroku na základe vplyvu druhotných činiteľov. Výsledok prvého kroku možno nazvať *potenciálnou erodovateľnosťou pôdy* a výsledok druhého kroku *aktuálnou erodovateľnosťou*.

Tieto dva kroky vidno z Rovnice 1, ktorá obsahuje tri samostatné výrazy aj z nomogramu (Obr. 1). V rovnici zodpovedá prvému kroku výpočtu prvý výraz, ktorý vyjadruje vplyv zni-

tosti a humusu $[2,1M^{1,14} 10^{-4} (12 - a)]$ a druhému kroku druhý a tretí výraz vyjadrujúci štruktúru $[3,25(b - 2)]$ a priepustnosť $[2,5(c - 3)]$. V nomograme sú dva kroky výpočtu ešte jednoznačnejšie vyjadrené tým, že celkový nomogram je zložený z dvoch čiastkových nomogramov, prvý vyjadruje zrnitosť a humus a druhý štruktúru a priepustnosť.

Vyjadrenie erodovateľnosti pôdy pomocou K-faktora má vážne teoretické nedostatky. Prvým z nich je to, že pre prvotné činitele, ktoré tvoria základ vyjadrenia K-faktora (zrnitosť a humus) sa hodnotí iba ich množstvo, ale nie ich vlastnosti. Pôsobenie ílu a humusu totiž nezávisí len od ich množstva, ale aj od ich zloženia, ktoré určuje ich kvalitu z hľadiska tvorby štruktúry (zrelosť humusu t.j. stupeň jeho premeny, mineralogické zloženie ílovej frakcie).

Druhým teoretickým nedostatkom je, že sa zanedbáva účinok viacerých ďalších prvotných činiteľov, ktoré pôsobia na štruktúru popri humuse a ílových časticách. V pôde sa vyskytuje celý rad látok podporujúcich súdržnosť pôdnych častíc, najmä niektoré cementačné látky impregnujúce pôdu, napríklad karbonáty, oxidy a hydroxidy železa, mangánu (prípadne aj hliníka) a kremité gély. Na pôdnu štruktúru a protieróznu odolnosť majú veľký vplyv aj katióny v sorpčnom komplexe. Dvojmocné katióny koloidy koagulujú a štruktúru spevňujú, najmä vápnik, v menšej miere horšík, na druhej strane jednomocné katióny koloidy peptizujú a štruktúru rozrušujú, najmä sodík, v menšej miere aj draslík.

Tretím nedostatkom je, že K-faktor sa zakladá najmä na prvotných činiteľoch (zrnitosť, humus), ktoré však pôsobia do značnej miery nepriamo, sprostredkovane a vyjadrenie druhotných činiteľov je nedostatočné. K faktor síce prihliada na štruktúru a priepustnosť, ale ich vyjadrenie je veľmi zjednodušené a do istej miery nesprávne. Určujú sa iba akési triedy označené celými číslami ktoré v rovnici slúžia ako súčinitele. Pri štruktúre sa rozlišujú štyri triedy, ktoré sa určujú na základe tvaru a veľkosti agregátov, čo je veľmi hmlisté a subjektívne. Nezohľadňuje sa tá vlastnosť štruktúry, ktorá je najdôležitejšia, čiže jej vodostálosť, ktorá predstavuje silu ich vnútornej súdržnosti určujúcu schopnosť odolávať dažďovým kvapkám a povrchovému odtoku. Nelogickosť hodnotenia štruktúry na základe tvaru a veľkosti agregátov vidno už aj z toho, že pôdy s masívnou štruktúrou (čiže bezštruktúrne pôdy) sa hodnotia ako najľahšie erodovateľné. V skutočnosti však silno ujazdené pôdy, ktoré sa javia ako bezštruktúrne, sú veľmi súdržné a erózii odolávajú lepšie ako pôdy s dobre vyvinutou štruktúrou. Oproti tomu pôda skyprená orbou či diskovaním alebo predsejbovou prípravou môže byť hodnotená (hoci ide o umelé zásahy) ako pôda s drobnohrudkovitou štruktúrou, ktorá má najnižšiu erodovateľnosť, pričom však takto spracovaná pôda obsahuje veľké množstvo materiálu voľne prístupného pre odnos a v skutočnosti je oveľa ľahšie erodovateľná ako masívna ujazdená pôda. Svedčia o tom pozorovania v teréne, ktoré ukázali, že vrstvy skyprené podmietkou a osivové lôžka sú ľahko odnesené počas jedinej zrážkovej udalosti, pričom hlbšie uľahnuté vrstvy pôdy, ktoré neboli skyprené, odnosu odolávajú veľmi účinne (Obr. 2, 3). V príručkách WLSCHMEIERA a SMITHA (1978) a ich nasledovníkov (RENARD A INI, 1997) sa o štruktúre nehovorí nič bližšie ohľadom jej pôvodu (neberie sa ohľad na to, či ide o prirodzene sformovanú štruktúru, alebo o umelo vytvorenú v procese agrotechnického spracovania pôdy) ani ohľadom jej sezónnej dynamiky.

Obr. 2 Erodovaná vrstva pôdy skyprená podmietkou



V ľavej hornej časti obrázka vidno diskovaním skyprenú a následne dažďom čiastočne zliatu povrchovú vrstvu pôdy (podmietku) a v pravej dolnej časti erózii dobre odolávajúcu zhtnutú spodnú časť ornice obnaženú po odnesení nakyprenej vrstvy.

Obr. 3 Erodované osivové lôžko



Aj v tomto prípade zhtnutená spodná časť ornice erózii dobre odolala, takže sústredený odtok nevytvoril úzky hlboký výmoľ, ale veľmi širokú (3–4 m) a plytkú (10–12 cm) formu líniovej erózie.

Vzhľadom na tieto nedostatky K-faktora, je žiadúce hľadať aj iné premenné, ktoré by pomohli vyjadriť erodovateľnosť pôdy objektívnejšie. Podstatným činiteľom priamo určujúcim

erodovateľnosť pôdy je jej štruktúra, ktorá určuje celý fyzikálny stav pôdy. Nesie informáciu o účinku prvotných činiteľov ako sú zrnitosť, humus, cementačné látky a jóny, určuje stav druhotných činiteľov a má zásadný vzťah so všetkými čiastkovými procesmi súvisiacimi s eróziou ako je uvoľňovanie pôdných častíc dažďovými kvapkami, odtekajúcou vodou alebo vetrom, tvorba kôr, rýchlosť vsakovania a tvorba povrchového odtoku aj transport uvoľnených pôdných častíc. Vyjadrenie erodovateľnosti pôdy na základe vodostálosti pôdnej štruktúry by preto bolo priamejšie, logicky správnejšie a ak by sa tento prístup rozpracoval, mohol by byť aj presnejší.

Prehľad metód merania vodostálosti pôdných agregátov

Základ metodológie hodnotenia vodostálosti agregátov položil YODER (1936). Jeho metóda spočívala v premývaní pôdy (hrudky o veľkosti 3–5 mm, 50 gramová navážka) cez sústavu šiestich sít naložených na seba, pričom veľkosť oka klesala od najvrchnejšieho sita po najspodnejšie (0,1 mm) takže rozpadávajúce sa agregáty pri premývaní postupne prepadávali z najvrchnejšieho sita na nižšie sitá. Premývanie, ktoré trvalo 30 minút zabezpečoval motor, ktorý dvíhal a spúšťal sústavu sít ponorených vo vode 30 krát za minútu. Po ukončení tejto procedúry boli agregáty z jednotlivých sít vysušené a zvážené. Zrnitostné frakcie menšie ako 0,1 mm boli stanovené sedimentáciou.

Yoderova metóda sa rýchlo ujala a začala sa bežne používať. Mala však dva veľké nedostatky. Prvý spočíval vo vyhodnocovaní výsledkov. Vzhľadom na to, že sa používalo šesť veľkostí tried agregátov, výsledné vyjadrenie vodostálosti bolo ťažkopádne. Štatistické spracovanie výsledkov a porovnávanie jednotlivých pôd si vyžadovalo aby vodostálosť agregátov bola vyjadrená jedným číslom. Tento problém vyriešil VAN BAVEL (1950) tým že navrhol charakterizovať distribúciu agregátov do veľkostných tried pomocou váženého priemeru zrna. Metodiku výpočtu váženého priemeru zrna rozpracovali YOUKER a MCGUINNESS (1956).

Druhým nedostatkom bola prácnosť metódy (manipulácia so šiestimi sitami, váženie celého radu zrnitostných tried, prepočítavanie zastúpenia zrnitostných tried na vážený priemer, atď). BRYANT A INÍ (1948) navrhli zjednodušenie sústavy sít a namiesto šiestich sít použili iba dve (s veľkosťou oka 2 mm a 0,5 mm), pričom počiatočná veľkosť agregátov bola 3–5 mm. Dôvodom použitia dvoch sít a nie jedného bola snaha oddeliť drobný štrk (nad 2 mm). Metóda sa ďalej vyvíjala v rôznych modifikáciách. Viacerí autori používali dve, alebo len jedno sito a testovali koreláciu výsledkov získaných s použitím jedného alebo dvoch sít oproti výsledkom získaným s použitím šiestich sít. Výsledky týchto štúdií vyhodnotili KEMPER a KOCH (1966). Zistili že väčšina autorov uvádza dobrú koreláciu 1sitovej, 2sitovej a 6sitovej metódy a dospeli k záveru, že používanie jedného sita pri hodnotení vodostálosti pôdných agregátov je úplne postačujúce. Detailne túto metodiku rozpracovali a sústredili sa na vyšetrenie vplyvov najrôznejších podmienok a činiteľov na reprezentatívnosť získaných výsledkov, respektíve na veľkosť chyby v závislosti od jednotlivých krokov použitého postupu.

Prácou KEMPERA a KOCHA (1966) sa zavŕšila hlavná etapa vývoja metodiky hodnotenia vodostálosti agregátov. Autori vyhodnotili vplyv celého radu podmienok a modifikácií metodického prístupu na výsledok meraní, čerpajúc poznatky z vlastného výskumu ako aj sumarizujúc údaje z literatúry. Na základe toho navrhli optimálnu metódu meraní a podrobný návod na ich

prevádzanie. Od 60. rokov prešla metodika založená na Kemperovom a Kochovom prístupe ďalším vývojom a v súčasnosti sa používajú v rôznych krajinách viaceré modifikácie založené na Kemperovej a Kochovej metóde.

Pri výbere metodiky pre hodnotenie vodostálosti agregátov slovenských pôd z hľadiska ich protieróznej odolnosti boli zhodnotené tri verzie Kemperovej a Kochovej metódy:

- a) Pôvodná Kemperova a Kochova metóda.
- b) Le Bissonnaisova modifikácia Kemperovej a Kochovej metódy používaná vo Francúzsku.
- c) Murerova modifikácia Kemperovej a Kochovej metódy, používaná v Rakúsku.

Pôvodná Kemperova a Kochova metóda

Na práci KEMPERA a KOCHA (1966) je veľmi cenné nie len to, že podáva podrobný metodický návod, ale najmä to, že obsahuje prehľad poznatkov o úlohe jednotlivých pôdnych zložiek pri tvorbe agregátov, o vzťahoch rôznych činiteľov k pôdnym agregátom a o vplyve podmienok za akých sa merania vykonávajú a modifikácií metodického postupu na výsledky meraní. Na základe zistených výsledkov navrhli autori nasledovný postup:

1. Odber vzoriek v období keď je vlhkosť pôdy medzi poľnou kapacitou a bodom vädnutia.
 2. Vysušenie vzoriek pri izbovej teplote.
 3. Separácia pôdnych agregátov o veľkosti 1 – 2 mm osievaním za sucha.
 4. Naváženie 4 g osiatych agregátov s presnosťou 0,01 g. Ak relatívna vlhkosť vzduchu v laboratóriu presahuje 30 % treba pripraviť z každej vzorky dve navážky.
 5. Stanovenie sušiny (pri 105 °C) z jednej navážky agregátov. Ak relatívna vlhkosť vzduchu v laboratóriu nedosahuje 30%, možno stanovenie sušiny zanedbať.
 6. Umiestnenie druhej navážky do sita o priemere 38 mm so štvorcovými otvormi o strane 0,25 mm
 7. Umiestnenie sita s navážkou do vákuového exikátora obsahujúceho vodu a majúceho otvor, cez ktorý je možné podľa potreby dodávať ďalšiu vodu. Sito treba umiestniť na filtračný papier položený na keramickej platni tak aby nebolo ponorené vo vode.
 8. Vloženie tlakomeru do exikátora.
 9. Uzavretie exikátora a vypumpovanie vzduchu. Voda zovrie a vznikne para, ktorá vypudí zvyšky vzduchu. Tlak v exikátore treba udržiavať v rozmedzí 1 – 2 mm ortuťového stĺpca.
 10. Napustiť do exikátora odvdzušnenú vodu tak, aby zaplavila agregáty v site. Príprava odvdzušnenej vody sa urobí vo vákuovom exikátore tak, že sa zníži tlak vzduchu, aby voda 10 minút vrela a potom sa nechá ochladiť na izbovú teplotu.
 11. Premiestnenie sita s agregátmi do premývacieho prístroja.
 12. Premývanie agregátov v 22 – 25 °C teplej destilovanej vode po dobu 5 minút pri 42 cykloch kolísania za minútu.
 13. Vymytie pôdy, ktorá neprešla cez sito do nádoby, zliatie vody, vysušenie vzorky pri 105 °C a odváženie. Táto časť vzorky predstavuje vodostále agregáty.
-

14. Opätovné premývanie (osievanie) vzorky v roztoku kalgonu (hexametafosforečnanu sodného, $(\text{NaPO}_3)_6$) po dobu 5 minút za účelom disperzie. Nastane rozpad agregátov, takže pri osievaní sa oddelí stredný a hrubý piesok (0,25 – 2 mm) od jemnejšej frakcie (0 – 0,25 mm).
15. Ak po premývaní v kalgone vidno, že niektoré agregáty sa nerozpadli a všetka jemná frakcia neprešla cez sito, treba agregáty mechanicky rozdrviť (sklenenou tyčinkou či iným nástrojom) a premyť všetku jemnozeme cez sito.
16. Vymytie piesku do nádoby, zliatie vody, vysušenie pri 105 °C a odváženie.
17. Výpočet ukazovateľa vodostálosti agregátov ako podielu vodostálych agregátov a celkovej jemnozeme (po odčítaní piesku).

Le Bissonnaisova modifikácia Kemperovej a Kochovej metódy

LE BISSONNAIS (1996) preštudoval a zhodnotil existujúce metódy merania vodostálosti agregátov a navrhol metodiku, ktorá sa snaží využiť všetky staršie poznatky, skombinovať existujúce metodické prístupy a zohľadniť rôzne účely merania vodostálosti agregátov. Vychádza pri tom najmä z Kemperovej a Kochovej metódy, presnejšie povedané z jej novejšej varianty (KEMPER a ROSENAU, 1986). Navrhnutá metodika sa výrazne líši od ostatných metód a autor vniesol do problematiky výskumu vodostálosti agregátov nie len nové prvky ale aj celkovú novú koncepciu. Výsledkom nie je jedna metóda ale celý komplex rôznych metodických prístupov zohľadňujúcich komplexnosť procesov deštrukcie pôdnych agregátov pôsobením vody. Metodický postup aj s jeho jednotlivými variantmi je nasledovný:

1. Odber vzoriek treba uskutočniť v čo najkratšom čase v rámci jedného ročného obdobia tak, aby sa podmienky odberu čo najmenej navzájom líšili. Optimálne je obdobie keď sa pripravuje sejba. V každom prípade sa treba vyvarovať obdobia, kedy mrzne, je výrazné sucho, alebo výrazné vlhko. Podmienky vhodné pre odber vzoriek je možné otestovať priamo v teréne. Optimálne je odoberať vzorky vtedy, keď sa hrudy pôdy pod miernym tlakom rozpadajú pod prstami, pričom sa uvoľňuje veľké množstvo prirodzených agregátov.
2. Transport vzoriek do laboratória v pevných nádobách (krabiciach).
3. Vysušenie vzoriek pri izbovej teplote čo najskôr po odbere.
4. Osiatie agregátov o veľkosti 3 – 5 mm.
5. Zahriatie agregátov pri teplote 40 °C po dobu 24 hodín, čím sa zabezpečí tesne pred začiatkom merania vodostálosti agregátov konštantná minimálna vlhkosť.
6. Naváženie 5 g navážky agregátov.
7. Namočenie agregátov je možné urobiť tromi spôsobmi, podľa toho, čo má byť predmetom štúdia:
 - a) Priame rýchle namočenie: ponoriť vzorku do kadičky s destilovanou vodou na 10 minút.
 - b) Pomalé namočenie: nasypať vzorku na filtračný papier, ktorého okraj sa ponorí do destilovanej vody tak aby mohol nasávať vodu v podtlakovej nádobe pri tlaku -0,3 kPa a nechať ju tak 30 minút.
 - c) Namočenie do etanolu: vzorka sa ponorí do kadičky s etanolom na 10 minút,

potom sa kadička trepe (20 krát sa obracia hore dnom) a nechá sa usadiť na 30 minút.

8. Premiestnenie namočenej vzorky do sita s veľkosťou oka 0,05 mm.
9. Vlhké osievanie: Sito s veľkosťou oka 0,05 mm obsahujúce vzorku je 5 krát pohúpané v etanole na Heninovom, alebo Joderovom prístroji. Osievanie sa odporúča robiť v etanole. Ak etanol nie je k dispozícii je možné aj osievanie v destilovanej vode.
10. Časť vzorky ktorá prešla cez sito vysušiť pri teplote 105 °C a odvážiť.
11. Časť vzorky, ktorá cez sito neprešla vysušiť pri teplote 105 °C. Ak osievanie nebolo robené v etanole ale vo vode, treba vzorku najprv ponoriť do etanolu, aby sa agregáty pri vysušení nezlepili.
12. Vysušenú časť vzorky, ktorá neprešla cez sito s veľkosťou oka 0,05 mm opatrne osievať ručne na sústave síť s veľkosťou oka 2, 1, 0,5, 0,2, 0,1 a 0,05 mm. Osievanie treba robiť čo najopatrnejšie, aby sa minimalizovalo mechanické rozrušenie agregátov. Sito s veľkosťou 0,05 by sa použiť nemuselo, lebo táto frakcia bola oddelená už mokrým preosievaním. Používa sa však pre kontrolu, lebo pri suchom osievaní dochádza aj napriek opatrnosti k ďalšiemu rozrušovaniu agregátov. Materiál prepadnutý cez sito s priemerom 0,05 mm preto indikuje mieru chyby.
13. Odvážiť jednotlivé frakcie. Tie predstavujú odstupňovanie rozpadu pôvodných agregátov 3-5 mm veľkých. Agregátová stabilita sa vyjadří pomocou váhového percentuálneho podielu obsahu jednotlivých veľkostných frakcií agregátov po ich osiatí.

Murerova modifikácia Kemperovej a Kochovej metódy

Metodika merania vodostálosti agregátov používaná v Rakúsku (MURER A INÍ, 1993) tiež vychádza z metodiky KEMPERA a KOCHA (1966) a predstavuje jej výrazne zjednodušenú verziu, ktorá sa snaží čo najviac zjednodušiť a zrýchliť pracovný postup pri zachovaní prijateľnej miery presnosti a reprezentatívnosti výsledkov. Táto metodika je zatiaľ jediná, ktorá bola použitá aj na Slovensku (NESTROY A INÍ, 2001). Postup je nasledovný:

1. Odber vzoriek do plastových vreciek štandardným spôsobom ako pri vzorkách na základné analýzy.
 2. Vysušenie vzoriek pri izbovej teplote.
 3. Čiastočné opatrné rozdrvenie vzoriek.
 4. Osiatie agregátov s veľkosťou 1-2 mm.
 5. Naváženie 20–30 g osiatych agregátov.
 6. Umiestnenie agregátov na filtračný papier položený na platničke alebo podstavci v uzatvárateľnej nádobe, na dne ktorej je destilovaná voda. Okraj filtračného papiera je namočený vo vode.
 7. Uzavrieť nádobu a nechať agregáty na filtračnom papieri 22 hodín pomaly sa navlhčiť kapilárnym nasiaknutím.
 8. Otvoriť nádobu, vybrať okraj filtračného papiera z vody a nechať navlhčené agregáty 2 hodiny v otvorenej nádobe aby obschli a dalo sa s nimi lepšie manipulovať.
-

9. Odobratie časti agregátov a stanovenie sušiny.
10. Naváženie 4 g agregátov s presnosťou na 0,01 g a umiestnenie do sita s veľkosťou oka 0,25 mm a priemerom 38 mm.
11. Preosievanie sita so vzorkou v destilovanej vode (s teplotou 22–25 °C) na pôdnej osievačke po dobu 5 minút pri frekvencii 42 kolísaní za minútu. Vzorka sa pri preosievaní nesmie vynárať nad hladinu.
12. Vyplavenie časti vzorky, ktorá neprešla cez sito na navažovacie sklíčko, vysušenie pri 105 °C a odváženie.
13. Opätovné preosievanie vzorky v roztoku pyrofosforečnanu sodného ($\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$), čo spôsobí dispergovanie vzorky a oddelenie piesku od jemnozeme. V prípade že sa časť agregátov nerozpadne, je možné mechanicky ich rozdrviť.
14. Vyplavenie piesku, ktorý ostal v site na navažovacie sklíčko, vysušenie pri 105 °C a odváženie.
15. Výpočet ukazovateľa vodostálosti agregátov ako pomeru vodostálych agregátov a celkovej jemnozeme (po odčítaní piesku).

Pôdna osievačka

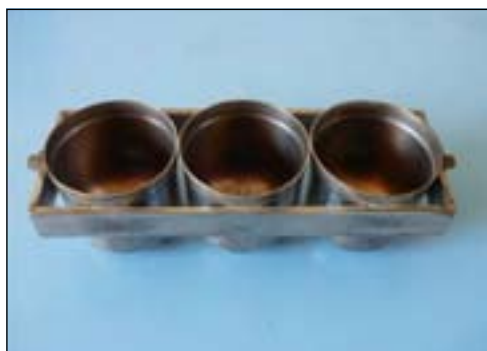
Základom konštrukcie pôdnej osievačky je preklápacie rameno umiestnené na stojane v plechovej schránke. Rameno nesie dve trojité preklápacie nádoby a je napojené na elektromotor poháňajúci preklápanie konštantnou rýchlosťou. Nad preklápacími nádobami sú umiestnené sitá o priemere 38 mm so štvorcovými otvormi o strane 0,25 mm do ktorých sa nasypú vzorky. Sú uchytené vo vrchnáku zakrývajúcom plechovú vaničku tak, aby boli ponorené vo vode nabratej v preklápacích nádobách. Pri preklápaní nádob voda prúdi cez sitá a rozrušuje vzorky, jemnozeme uvoľnená z agregátov je vymývaná do preklápacích nádob. Konštrukciu osievačky znázorňujú obrázky 4 až 9.

Obr. 4 Pôdna osievačka - prístroj na mokré preosievanie agregátov



Obr. 5 Vnútro osievačky



Obr. 6 *Preklápacie rameno poháňané elektromotorom*Obr. 7 *Elektromotor*Obr. 8 *Trojité preklápacie nádoby*Obr. 9 *Sitko*

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Vyhodnotenie uvedených metód

Hodnotené metódy vychádzajú zo spoločných základných princípov, no majú viaceré zásadné črty, ktoré sú veľmi rozdielne. Celkove možno vo všetkých postupoch meraní vodostálosti agregátov rozlíšiť niekoľko základných krokov:

- Odber vzoriek.
- Príprava vzoriek (vysušenie, suché osiatie zvolenej frakcie, namáčanie pred mokrým osievaním).
- Mokré osievanie.
- Spracovanie vodostálych agregátov po mokrom osievaní (oddeľovanie piesku, frakcionácia vodostálych agregátov).
- Záverečné úkony (filtrovanie, sušenie a váženie jednotlivých frakcií).
- Interpretácia výsledkov (vyjadrenie ukazovateľa vodostálosti pŔdnych agregátov, výpočet váženého priemeru zrna, zhodnotenie chyby meraní).

Už odber vzoriek môže mať vplyv na reprezentatívnosť výsledkov. Vzorky treba odoberať

v určitých podmienkach kedy pôda nie je príliš vlhká ani príliš suchá a treba sa predchádzať mechanickému porušeniu prirodzených agregátov pri manipulácii so vzorkami a ich transporte. V tomto kroku sa všetky metódy zhodujú, rozdiel je len v miere zdôraznenia dôležitosti správneho výberu poľných podmienok.

Najdôležitejším predpokladom získania reprezentatívnych výsledkov je príprava vzoriek. Prvým krokom prípravy vzoriek je ich vysušenie. KEMPER A KOCH (1966) ako aj MURER A INÍ (1993) považujú za dostatočnú izbovú teplotu, pričom pre prípad vysokej vzdušnej vlhkosti v laboratóriu odporúčajú stanovenie sušiny. Le Bissonnais suší vzorky pred osievaním pri 40 °C. Kemper a Koch ako aj Murer, volia pre osievanie frakciu 1 – 2 mm, zatiaľ čo Le Bissonnais frakciu 3-5 mm. Najviac pozornosti autori venovali spôsobu namáčania vzoriek, ktoré má byť robené tak, aby pri ňom nedochádzalo k rýchlemu rozpadu agregátov ešte pred tým ako sa začne osievanie vzorky. Tento rozpad agregátov spôsobuje najmä tlak ktorý vyvíja v kapilárnych póroch unikajúci vzduch. Vzduch uniká pod tlakom ktorým naň pôsobí voda nasávaná do pórov kapilárnymi silami. Boli vyvinuté rôzne metodické kroky, ktorými možno tento proces zamedziť. Kemper a Koch namáčajú vzorku cez filtračný papier vo vákuu. Murer tiež používa namáčanie prostredníctvom filtračného papiera, ale pri atmosferickom tlaku. Le Bissonnais používa tri rôzne postupy – namáčanie cez filtračný papier pri miernom podtlaku, namáčanie do etanolu (ktorý má menšie povrchové napätie ako voda) a rýchle namáčanie priamym ponorením do vody.

Mokrú osievanie sa vykonáva pomocou štandardizovaných osievačiek poháňaných elektromotorom. Kemper a Koch aj Murer používali rovnaký postup. Jeho podstatou bolo rozrušenie časti pôdnych agregátov účinkom prúdiacej vody, ktorej prúdenie bolo vyvolané mokrym osievaním, ktoré sa vykonávalo zvislým pohybovaním sita ponoreného pod hladinu. Jemnozemia z rozrušujúcich sa agregátov sa dostávala cez sito do nádoby, v ktorej bolo sito ponorené. Na site ostávali agregáty, ktoré odolali účinku prúdiacej vody a okrem nich aj piesok, ktorého zrná boli príliš veľké, aby prešli cez sito.

Le Bissonnais použil celkom novú koncepciu merania vodostálosti agregátov tým, že proces rozrušovania agregátov neuskutočňoval pomocou osievania, ale spojil ho s namáčaním vzorky. To je veľmi odlišné poňatie postupu práce, pretože prvé dve metódy sa snažia o čo najšetrnejšie namočenie vzorky tak aby minimalizovalo rozrušovanie agregátov v procese namáčania a následne uplatňujú pomerne intenzívne a dlhotrvajúce osievanie, ktorého cieľom je rozrušenie časti agregátov. Le Bissonnais naopak vykonáva osievanie čo najšetrnejšie, aby nespôsobovalo rozrušovanie agregátov, iba oddelenie jemnozemia, ktorá sa rozrušila už počas fázy namáčania. Tento autor preto uplatňuje rôzne spôsoby namáčania vzorky, jemnejšie aj razantnejšie lebo to umožňuje hodnotiť rôzne procesy rozrušovania agregátov. Namáčanie kombinuje dokonca aj s dodatočnými úkonmi pôsobiacimi na vzorku, ktorých cieľom je rozrušovanie agregátov (trepanie vzorky v etanole po jej namočení).

Posledným krokom je vyjadrenie vodostálych agregátov. Možné sú dva veľmi odlišné prístupy. KEMPER A KOCH (1966) aj MURER A INÍ (1993), vyjadrujú vodostálosť ako pomer vodostálych a nestálych agregátov. Tento prístup si vyžaduje zobrať do úvahy, že súčasťou tej časti vzorky, ktorá neprešla cez sito a ktorá predstavuje vodostále agregáty je aj stredný a hrubý piesok

(0,25–2 mm), ktorého zrná sú väčšie ako priemer sita (0,25 mm). Pre vyjadrenie pomeru vodostálych a nestálych agregátov je preto potrebné tento piesok oddeliť. Na to sa používajú disperzné činidlá podobne ako pri analýzach pôdnej zrnitosti. Kemper a Koch používajú na dispergáciu hexametafosforečnan sodný, Murer a iní, pyrofosforečnan sodný, pričom ani jedna metóda roztok nezahrieva. Obidve metódy predpokladajú možné problémy s nedostatočnou dispergáciou agregátov a pre tento prípad odporúčajú mechanické drvenie sklenou tyčinkou, alebo iným nástrojom.

Le Bissonnais vyjadruje vodostálosť agregátov pomocou váhového percentuálneho podielu obsahu jednotlivých veľkostných frakcií agregátov po ich osiatí. Pri tomto postupe je potrebné rozdeliť vodostále agregáty na frakcie. Na to sa používa suché osiavanie. Problém piesku autor nerieši. Zrejme ho zanedbáva z dvoch dôvodov, po prvé, vzhľadom na pôvodnú veľkosť agregátov 3-5 mm je význam piesku pri skreslení výsledkov menší a pieskové zrná možno považovať za prirodzenú súčasť agregátov a po druhé, piesok by musel oddeľovať z každej frakcie samostatne a to by bolo veľmi prácne.

Návrh metodického prístupu optimálneho pre hodnotenie vodostálosti štruktúry pôd Slovenska

Na základe zhodnotenia uvedených metód bol navrhnutý optimálny postup pre účely merania vodostálosti agregátov ako ukazovateľa protieróznej odolnosti pôd Slovenska. Tento účel si vyžaduje merania početných súborov vzoriek (prinajmenšom z niekoľkých stoviek odberových miest) takže metódu merania je potrebné čo najviac zjednodušiť tak, aby bolo možné meranie čo najväčšieho počtu vzoriek za jednotku pracovného času. Navrhnutý postup vychádza z Murerovej metódy z dvoch dôvodov. Po prvé, táto metóda je najjednoduchšia, takže najlepšie spĺňa požiadavku operatívnosti a využiteľnosti pre meranie veľkých sérií vzoriek a po druhé, VÚPOP disponuje rovnakým typom pôdnej osievačky aký používal Murer. Tento postup však bolo treba skombinovať s Le Bissonnaisovou metódou, z ktorej bolo prebrané priame namáčanie vzorky. Le Bissonnaisov spôsob priameho namáčania vzorky je na zamýšľané meranie vodostálosti agregátov pre hodnotenie protieróznej odolnosti najvhodnejšie. Všetky postupy, ktoré sa používajú na zamedzenie rozpadu agregátov vplyvom namáčania (namáčanie vo vákuu, namáčanie prostredníctvom filtračného papiera a namáčanie v etanole) nie sú pre hodnotenie vodostálosti agregátov ako ukazovateľa protieróznej odolnosti potrebné a ani vhodné, pretože navodzujú umelé podmienky, aké sa v prírode v povrchovej vrstve pôdy, ktorá je vystavená eróznym procesom nevyskytujú. Pri privalových dažďoch, ktoré sú hlavnou príčinou vzniku erózie pôdy sa pôdne agregáty na povrchu pôdy nielen že namáčajú rýchlo a priamo, ale sú ešte aj vystavené mechanickým účinkom dopadajúcich kvapiek. Preto je pre hodnotenie vodostálosti agregátov z hľadiska erózie najvhodnejšie rýchle priame namáčanie vzorky. Okrem toho, že najlepšie vystihuje prirodzené podmienky namáčania agregátov v povrchovej vrstve pôdy počas dažďa, je ďalším prínosom aj to, že priame namáčanie výrazne zjednoduší pracovný postup (umožňuje vyhnúť sa použitiu exikátora a manipulácii vo vákuu) a ušetrí čas (napríklad namáčanie vzorky cez filtračný papier podľa Murera, si vyžaduje 22 hodín na namáčanie a 2 hodiny na sušenie).

Navrhnutý postup

Navrhnutý postup je nasledovný:

1. Odber vzoriek v období keď je vlhkosť pôdy medzi poľnou kapacitou a bodom vädnutia.
 2. Vysušenie vzoriek pri izbovej teplote.
 3. Separácia pôdných agregátov o veľkosti 1 – 2 mm osievaním za sucha.
 4. Naváženie 4 g osiatych agregátov s presnosťou 0,01 g. Ak relatívna vlhkosť vzduchu v laboratóriu presahuje 30 % treba pripraviť z každej vzorky dve navážky.
 5. Stanovenie sušiny (pri 105 °C) z jednej navážky agregátov. Ak relatívna vlhkosť vzduchu v laboratóriu nedosahuje 30 %, možno stanovenie sušiny zanedbať.
 6. Umiestnenie druhej navážky do sita.
 7. Priame rýchle namočenie sita so vzorkou do destilovanej vody (s teplotou 22 – 25 °C) v preklápacej nádobe pôdnej osievačky.
 8. Preosievanie sita so vzorkou v destilovanej vode na pôdnej osievačke po dobu 5 minút pri frekvencii 42 kolísaní za minútu. Vzorka sa pri preosievaní nesmie vynárať nad hladinu. Časť vzorky, ktorá prešla cez sito do preklápacej nádoby predstavuje nestále agregáty, ktoré sa pri premývaní rozpadli. Zvyšok vzorky, ktorý ostal v site predstavuje vodostále agregáty, ktoré sa pri premývaní nerozpadli, okrem nich však obsahuje aj zrná stredného a hrubého piesku (0,25 – 2 mm), ktorý tiež neprešiel cez sito, ale nemožno ho považovať za súčasť vodostálych agregátov. Aby sa dal stanoviť obsah vodostálych agregátov, je potrebné piesok oddeliť.
 9. Odstránenie časti vzorky, ktorá prešla cez sito do preklápacej nádoby. Pre kontrolu výsledku merania vodostálosti agregátov je možné pred vyliatím do odpadu túto časť vzorky odfiltrovať, vysušiť pri 105 °C a odvážiť. Nevýhodou spracovania tejto časti vzorky je manipulácia s preklápacími nádobami, ktoré sú trojité a preto prelievanie vzoriek z nich do samostatných nádob na ďalšie spracovanie tak aby sa pri tom nerozliali, alebo nepomiešali si vyžaduje zvýšenú pozornosť. Na tento účel sú vhodné ploché plastické nádoby veľkosti primeranej rozmerom preklápacích nádob.
 10. Preloženie sita so zvyškom vzorky, ktorý neprepadol do preklápacích nádob, do väčšej sklenej misky s roztokom pyrofosforečnanu sodného a rozrušenie zvyšku vzorky priamo v site pomocou dispergácie v roztoku pyrofosforečnanu sodného a mechanicky (miešaním, trením a jemným drvením). Po miešaní a drvení treba sito dôkladne vypláchnuť stričkou do misky tak aby sa všetka jednozeme dostala do misky a v site ostal len piesok.
 11. Odfiltrovanie, vysušenie pri 105 °C a odváženie rozrušenej jemnozeme vyplavenej do sklenej misky.
 12. Vymytie piesku zo sita do sklenej misky, odfiltrovanie, vysušenie pri 105 °C a odváženie.
 13. Výpočet vodostálosti agregátov ako percentuálneho podielu vodostálych agregátov z celkového množstva jemnozeme.
-

$$AS = \frac{A}{V - P} \cdot 100 \quad (3)$$

Kde: AS je ukazovateľ vodostálosti agregátov (%)

A – hmotnosť vodostálych agregátov (g)

V – hmotnosť navážky vzorky (g)

P – hmotnosť piesku (0,25 – 2 mm) (g)

14. Ak je relatívna vlhkosť vzduchu v laboratóriu väčšia ako 30 % a bol stanovený obsah sušiny vo vzorke, je možné urobiť opravu vlhkosti. V takom prípade je v Rovnici 1 použitá namiesto hmotnosti navážky hmotnosť navážky vysušenej pri 105 °C
15. V prípade, že bola odvážená aj časť vzorky predstavujúca nestále agregáty, je možné spraviť kontrolu presnosti merania vodostálosti agregátov, ktoré odhalí možnú chybu pri manipulácii počas merania. Kontrola spočíva v sčítaní jednotlivých zložiek:

$$A + N + P \cong V \quad (4)$$

Kde: N je hmotnosť nestálych agregátov (g)

Požadovaná miera presnosti je otázkou diskusie. Ak je rozdiel medzi súčtom jednotlivých zložiek a navážkou vzorky menší ako 0,1 g, tak je chyba merania pri 4 g navážke vzorky menšia ako 2,5 %.

Odkúšanie metódy

Navrhnutý postup bol odkúšaný v laboratóriu pôdnej fyziky na VÚPOP na testovacom súbore 60 vzoriek pochádzajúcich z orných pôd z rôznych oblastí Slovenska. Skúšobné merania potvrdili že navrhnutý metodický prístup je dostatočne operatívny a efektívny. Počas pracovného dňa môže jeden pracovník spracovať 2 – 3 sady po 6 vzoriek, čiže celkove 12 – 18 vzoriek. V prípade že ide o vzorky ľahkých pôd, výrazne sa skracujú časy potrebné na filtrovanie a odparovanie a v takom prípade je možné spracovať 24 vzoriek za deň. Niektoré kroky si vyžadujú doplňujúci komentár, alebo boli skúšané vo viacerých variantoch a bola vybratá najvýhodnejšia možnosť. Išlo najmä o namáčanie vzorky, oddeľovanie piesku a filtrovanie a odparovanie vzorky.

Namáčanie vzorky

Napriek tomu že ako už bolo zdôvodnené, priame rýchle namáčanie je pre účely hodnotenia protieróznej odolnosti pôdy najvhodnejšie, bolo odkúšané aj namáčanie vzoriek cez filtračný papier. Dôvodom bolo to, že vo svojej počítačovej fáze rozpracovávanie metodiky nadväzovalo na skúsenosti autorov NESTROY A INÍ (2001), ktorí jediní publikovali štúdiu o vodostálosti agregátov na Slovensku. Keďže títo autori použili metódu autorov MURER A INÍ (1993), namáčali vzorky cez filtračný papier, čo bolo plne opodstatnené vzhľadom na to, že cieľom tejto práce bolo štúdium vodostálosti agregátov ako ukazovateľa ekologickej kvality a produkčného potenciálu pôd. Namáčanie vzorky cez filtračný papier sa však neosvedčilo. Pri manipulácii s navlhčenou vzorkou (naberaní agregátov z filtračného papiera, ich vážení a prekladaní do sita) dochádzalo k ich porušovaniu, čím vznikala opakovane systematická metodická chyba. Najvhodnejší postup je namáčanie vzorky priamo v site, takže nie je potrebná žiadna ďalšia priama manipulácia so vzorkou po jej namočení.

Oddelovanie piesku

Dispergácia vzorky za účelom oddelenia piesku od vodostálych agregátov bola robená v hexametáfosforečnane sodnom, ktorý VÚPOP používa pri zrnitostných analýzach. Pri použití studeného roztoku však bola dispergácia úplne nedostatočná. Riešenie by umožnila dispergácia v roztoku zahrievanom na pieskovom kúpeli. Vzhľadom na to, že tento krok si vyžaduje čas a zvyšuje celkový počet operácií je možné nahradiť ho mechanickým drvením a rozotieraním vzorky za predpokladu, že príslušní pracovníci zabezpečia aby bol piesok od jemnozeme oddelený čo najdôkladnejšie. Výsledok možno skontrolovať prehliadkou pieskovej frakcie pomocou lupy a preplachovaním dovtedy, kým voda po premývaní neprestane obsahovať zákal z vyplavenej jemnozeme.

Filtrovanie a odparovanie vzorky

Za účelom zistenia hmotnosti sušiny určitého podielu vzorky (či už vodostálych agregátov, ktoré neprešli cez sito, nesúdržných agregátov, ktoré cez sito prešli, alebo piesku) je potrebné dôkladné vymytie vzorky zo sita, či preklápacej nádoby a následné zbavenie vody. Podľa predbežného predpokladu sa očakávalo, že najvhodnejším spôsobom bude odfiltrovanie pôdy a jej následné vysušenie na filtračnom papieri, avšak vznikla aj obava, že časť najjemnejšieho koloidného materiálu filtračný papier nezachytí. To sa aj potvrdilo a pri niektorých vzorkách časť koloidov pri filtrácii prechádzalo cez filtračný papier, čo sa prejavovalo zákalom odfiltrovanej vody (v prípade niektorých ťažších pôd prechádzala časť ílu farbiac roztok do hneďa až hrdzava a v niektorých humusových horizontoch prechádzal hlavne humus a farbil filtrát do tmavohneda až čierna. V snahe minimalizovať chybu bola vyskúšaná aj možnosť nefiltrovať vzorku ale nechať celú vzorku odpariť v porcelánových miskách. To však značne skomplikovalo manipuláciu so vzorkami, zvýšilo spotrebu energie a predĺžilo čas spracovania vzorky. Od takéhoto postupu bolo preto treba upustiť. Množstvo koloidov, ktoré prechádzali cez filtračný papier bolo veľmi malé napriek tomu, že pri niektorých vzorkách dosť výrazne farbili filtrát, takže bolo rozhodnuté túto chybu zanedbať.

ZÁVER

Zhodnotenie vybraných metód merania vodostálosti pôdnych agregátov umožnilo navrhnúť optimálny postup využiteľný v podmienkach, aké sú dostupné na slovenských pôdoznaleckých pracoviskách hlavných pôdoznaleckých pracovísk Slovenska. Navrhnutý metodický postup bol úspešne odskúšaný a potvrdila sa jeho efektívnosť. Záverom možno navrhnutú metódu odporučiť pre využívanie pri systematickom hodnotení vodostálosti agregátov v pôdach Slovenska. Navrhnutá metodika je tak prvým sľubným krokom k realistickejšiemu a reprezentatívnejšiemu hodnoteniu protieróznej odolnosti pôd Slovenska a tým aj k vytváraniu teoretických predpokladov pre úspešné uplatňovanie komplexnej stratégie protieróznej ochrany.

LITERATÚRA

- BRYANT, J. C., BENDIXEN, T. W., SLATERS, C. S. 1948. *Measurement of the water stability of soils*, Soil Science, vol. 65, 1948, p. 341-345. ISSN 0038-075X.
- FULAJTÁR, E. 2000. *Odkúšanie metodiky výpočtu K-faktora na testovacom súbore údajov z Rišňoviec, Priebežná čiastková správa za Vecnú etapu 04 Fyzikálna degradácia a relevantné fyzikálne parametre Čiastkovej úlohy 03 Parametrizácia súčasného stavu poľnohospodárskych pôd ako predpoklad implementácie programu ochrany pôd Vedecko-technického projektu 27-07 Ochrana a efektívne využívanie prírodného zdroja pôdy*. Bratislava: VÚPOP, 2000.
- FULAJTÁR, E. 2011. *Návrh metódy výpočtu faktora erodovateľnosti pôdy (K-faktor) pre poľnohospodárske pôdy Slovenska s využitím údajov komplexného prieskumu pôd*. BUJNOVSKÝ, R. (zod. red.) Vedecké práce Výskumného ústavu pôdoznanectva a ochrany pôdy, č. 33. Bratislava: VÚPOP, 2011, s.
- JURÁN C., JURČOVÁ O., MALÍŠEK A. 1990. *Modelovanie poľnohospodárskych sústav, vrátane ochrany pôdy proti erózii*. Výskumná správa. Bratislava: VÚPÚ, 1990. 22 s., príl.
- KEMPER W. D., KOCH, E. J. 1966. *Aggregate stability of soils from Western United State and Canada*, Technical bulletin 1355, Agricultural Research Service, US Department of Agriculture, 52p.
- KEMPER W. D., ROSENAU R. C. 1986. *Aggregate stability and size distribution*, In: Klute A. (ed.) *Methods of soil analysis*, Part I, Agronomy monographs 9, American Society of Agronomy, Madison, p. 425-442
- LE BISSONNAIS Y. 1996. *Aggregate stability and assessment of soil crust ability and erodibility: I. Theory and methodology*. European Journal of Soil Science, vol. 47, 1996, p. 425-435. ISSN 1351-0754.
- MURER E., BAUMGARTNER A., EDER G., GERZABEK M., KANDELER E., RAMPAZZO N. 1993. *An improved sieving machine for estimation of soil aggregate stability*. Geoderma, vol. 56, 1993, p. 539-547. ISSN 0016-7061.
- NESTROY O., DZATKO M., HOUSKOVA B., SVÍČEK M. 2001. *Okologické und ökonomische Auswirkungen gros- und kleinparzelliger Landnutzung in der Slowakei und in Österreich (Ekologické a ekonomické dosledky veľko- a maloparcelného využívania pod na Slovensku a v Rakusku)*. JAMBOR, P. (zodp. red.) Vedecké práce Výskumného ústavu pôdoznanectva a ochrany pôdy č. 24. Proceedings. Bratislava: VÚPOP, 2001, p. 55-74. ISBN 80-85361-95-7.
- RENARD K. G., FOSTER G. R., WEESIES G. A., MCCOOL D. K., YODER D. C. 1997. *Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the Revised universal soil loss equation (RUSLE)*, Agriculture Handbook 703. Washington: Government Printing Office, 1997. 404 p. ISBN 0-16-048938-5.
- STYK J., FULAJTÁR E., PÁLKA B., GRANEC M. 2008. *Aktualizovaný výpočet faktora erodovateľnosti pôdy (K-faktor) za účelom generovania detailnejšej digitálnej vrstvy*. BUJNOVSKÝ, R. (zodp. red.) Vedecké práce Výskumného ústavu pôdoznanectva a ochrany pôdy č. 30. Bratislava: VÚPOP, 2008, s. 139-146. ISBN 978-80-89128-51-8.
- VAN BAVEL, C. H. M. 1950. *Mean weight diameter of soil aggregates as a statistical index of aggregation*. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 14, p. 20-23.
- WISCHMEIER W. H., SMITH D. D. 1978. *Predicting rainfall erosion losses – Guide to conservation planning*, Agricultural handbook 537. Washington: United States Department of Agriculture, 1978. 58 p.
- YODER, R. E. 1936. *A direct method of aggregate analysis of soils and study of the physical nature of erosion losses*. Amer. Soc. Agron. Journ., 28, 1936, p. 337-351.
- YOUKER R. E., MCGUINNESS J. L. 1956. *A short method of obtaining mean weight-diameter values of aggregate analyses of soils*. Soil Sci. 83, p. 291-294.
-

PREDIKCIA DETAILNEJ PRIESTOROVEJ DISTRIBÚCIE ZÁKLADNÝCH PÔDNÝCH PARAMETROV S VYUŽITÍM EXPERIMENTÁLNYCH ÚDAJOV A ÚDAJOV DIAĽKOVÉHO PRIESKUMU ZEME

PREDICTION OF DETAIL WITHIN FIELD VARIABILITY OF BASIC SOIL PARAMETERS BASED ON EXPERIMENTAL AND REMOTE SENSING DATA

Ján HALAS¹, Martina NOVÁKOVÁ²

¹Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Regionálne pracovisko Prešov, Raymanova 1, 080 01 Prešov, j.halas@vupop.sk

²Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava

Abstrakt

Nové nároky kladené na priestorové informácie o pôde vyžadujú stále presnejšie a detailnejšie údaje o pôdných parametroch. Údaje DPZ (napr. letecké a družicové snímky) sú v súčasnosti jednými z najvýznamnejších zdrojov údajov o krajine (zemskom povrchu) a ich význam stále narastá. Cieľom príspevku bolo otestovať možnosť spoluvyužitia experimentálnych údajov a údajov diaľkového prieskumu Zeme na predikciu detailnej priestorovej distribúcie vybraných pôdných parametrov (celkového a fyzikálneho ílu, POC-C_{ox} a pôdnej vlhkosti). Modelovým územím riešenia experimentu bola časť hospodárskeho obvodu subjektu Agrodivízia s.r.o. Selice, ktorý je lokalizovaný na Podunajskej nížine. Na báze experimentálnych údajov (obsah celkového a fyzikálneho ílu, POC-C_{ox}, momentálnej vlhkosti pôdy) a údajov DPZ (hodnôt pixlov rastra družicovej snímky) boli odvodené štatisticky hodnoverné regresné modely. Aplikáciou modelov prostredníctvom reklasifikácie rastra družicovej snímky boli následne vytvorené mapy detailnej priestorovej distribúcie analyzovaných pôdných parametrov. Validácia modelov na skupine nezávislých experimentálnych údajov preukázala ich vysokú štatistickú platnosť a spoľahlivosť, čím bola overená a zároveň odobrená aj využiteľnosť údajov DPZ na predikciu detailnej priestorovej distribúcie pôdných parametrov.

Kľúčové slová: priestorová variabilita pôdných parametrov, DPZ

Abstract

At present, there is increasing demands on spatial, detailed, and locally specific data of the Earth's surface, the soil data (soil properties and parameters) including. The aim of this paper was to test the possibility of application of experimental data and remote sensing data to predict the detailed spatial variability of selected soil parameters (total and physical clay, POC-C_{ox} and soil moisture). The experimental area – the farm Agrodivízia Selice, Ltd. is located

at Podunajská nížina lowland. Based on experimental data (total content and physical clay, POC-C_{ox}, the current soil moisture) and remote sensing data (pixel values raster satellite images) statistically reliable regression models have been specified. Consecutively, the maps of the spatial variability of analyzed soil parameters were created on the base of application of regression models by reclassifying raster satellite images. The models validation on a group of independent experimental data showed the high statistical validity and reliability. As well, the validation results confirmed the usefulness of remote sensing data application in prediction of the detailed spatial variability of soil parameters.

Keywords: within field variability of soil parameters, remote sensing

ÚVOD

Nové nároky kladené na priestorové informácie o pôde (napr. presné poľnohospodárstvo, simulačné modelovanie) vyžadujú stále presnejšie a detailnejšie údaje o pôdnych parametroch. Tradičné mapovanie pôdy nie je schopné tieto nároky úplne uspokojiť. Údaje diaľkového prieskumu Zeme – DPZ (napr. letecké a družicové snímky) sú v súčasnosti jednými z najvýznamnejších zdrojov údajov o krajine (zemskom povrchu) a ich význam stále narastá. V prípade poľnohospodárskej krajiny zobrazujú aj priestorovú variabilitu pôdnych podmienok formovanú ako počas historického obdobia, tak aj pod vplyvom ľudských aktivít. Údaje DPZ tiež integrujú požiadavky, ktoré sa dajú len ťažko splniť pomocou tradičných metód mapovania v teréne, ktoré je navyše značne časovo aj finančne náročné. Ku prednostiam údajov DPZ patrí ich vysoká hustota na jednotku plochy ako aj ich získanie pri rovnakých podmienkach na pomerne rozsiahlych výmerách.

Príspevok je zameraný na otestovanie možnosti predikcie detailnej priestorovej distribúcie vybraných pôdnych parametrov (obsahu celkového a fyzikálneho ílu, pôdneho organického uhlíka – POC-C_{ox} a momentálnej vlhkosti pôdy) s využitím experimentálnych údajov a údajov diaľkového prieskumu Zeme.

MATERIÁL A METÓDY

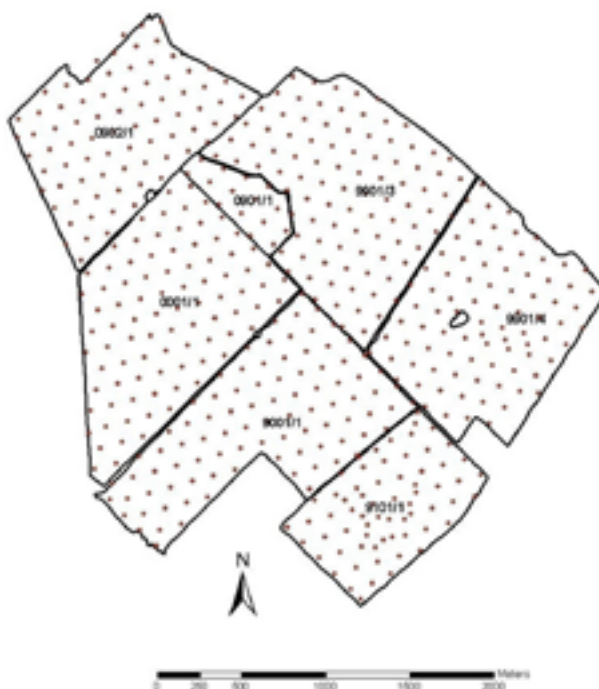
Experiment bol realizovaný v modelovom území poľnohospodárskeho subjektu Agrodívízia s.r.o. Selice (Obr.1).

Územie Selíc je lokalizované na okraji SV časti Podunajskej nížiny v okrese Šaľa. Dominantným faktorom determinujúcim pôdne pomery územia je poloha Selíc na alúviu Váhu. Územie leží na rovine, ale lokálne má značne diferencovaný mikrorelief, v ktorom aj malé výškové rozdiely znamenajú výrazné zmeny v morfológii pôdneho profilu (zastúpené sú fluvizeme a čierne). Predmetom experimentu bolo 6 kultúrnych dielov (KD) ornej pôdy podľa evidencie LPIS – Žihárec 0001/1, Jatov 9901/3 a 9901/4, Šaľa 0902/1 a 0901/1, Palárikovo 9001/1 s výmerou približne 630 ha (Obr.2).

Obr. 1 Lokalizácia modelového územia v rámci SR



Obr. 2 Odborná sieť v rámci kultúrnych dielov (KD) LPIS modelového územia



Predikcia priestorovej distribúcie základných pôdných parametrov (obsahu ílu a piesku, rovnako POC a i.) je jedným z dôležitých krokov v systéme digitálneho mapovania pôd (SANCHEZ, 2009). Pri predikcii ide o kvantitatívny spôsob vytvárania (matematickú tvorbu) priestorových informácií o pôde. Konkrétne ide o predikciu pôdných parametrov na báze experimentálnych údajov v ich medzipriestore, resp. v miestach kde tieto údaje neexistujú. Dôvodom je skutočnosť, že na získavanie základných pôdných údajov s vysokou hustotou už tradičné spôsoby mapovania nepostačujú, resp. sú neekonomické, hoci aj ony sú esenciálne. Na predikciu sa častokrát využívajú geoštatistické metódy napr. kriging, čo však v heterogénnych územiach a pri

zobrazení v lokálnej mierke môže znamenať nedostatočnú identifikáciu skutočnej variability pôdnych parametrov (HALAS, NOVÁKOVÁ, 2010).

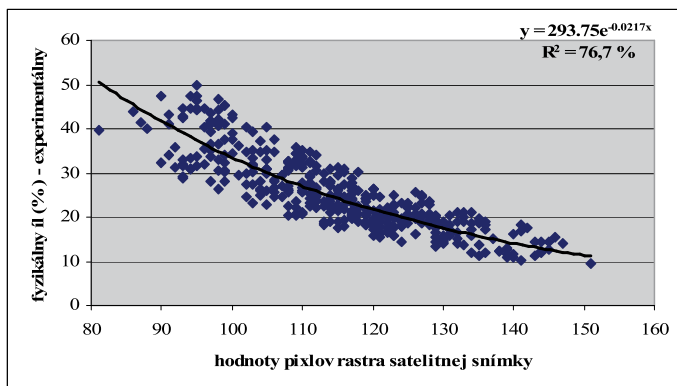
Predikcia priestorovej distribúcie pôdnych parametrov je determinovaná existenciou georeferencovaných experimentálnych údajov. Tieto údaje boli dostupné z odberov pôdnych vzoriek uskutočnených v rámci modelových KD (r.2006) v pravidelnej trojuholníkovej sieti (so stranou 131,5 m – Obr.2) z hĺbky 0 – 0,2 m (POC-C_{ox}, obsah celkového a fyzikálneho ílu). Plocha odberu pripadajúca na jednu priemernú vzorku predstavovala približne 3 m². Hustota odberu vzoriek sa pohybovala na úrovni 1 vzorka na 1,45 ha. Spolu boli odobraté a GPS lokalizované vzorky zo 455 miest. Odber vzoriek na stanovenie momentálnej vlhkosti pôdy bol realizovaný v rámci jedného KD (LPIS – Žihárec 0001/1) z 86 bodov v suchej perióde októbra 2005 (20-21.) z hĺbky 0,05-0,15 m. Na lokalizáciu odberných miest bol použitý prístroj Leica GS20 s DGPS so submetrovou presnosťou. Stanovenie koncentrácie POC-C_{ox} bolo realizované podľa Ťurina v modifikácii Nikitina, stanovenie zrnitostného zloženia pôdy pipetovacou metódou podľa Nováka (FIALA A INÍ, 1999) a stanovenie momentálnej vlhkosti pôdy gravimetricky (FIALA A INÍ, 1999).

Na samotnú predikciu detailnej priestorovej distribúcie pôdnych parametrov bola v experimente spoluvyužitá družicová snímka. Družicové snímky predstavujú georeferencované priestorové údaje s vysokou hustotou informácií na jednotku plochy. Družicové systémy poskytujúce tieto údaje pracujú na princípe prijímania elektromagnetického žiarenia vysielaného Slnkom a odrazeného od zemského povrchu. V experimente bola využitá panchromatická snímka s priestorovým rozlíšením 2,5 m (4 000 údajov na ha) zo satelitného systému Spot 5. Satelitná snímka bola vyhotovená v jarných mesiacoch roku 2007. Dôvodom jej využitia bola skutočnosť, že vegetácia častokrát skresľuje alebo zahľadzuje, či priamo potláča reálne prejavy pôdnej variability.

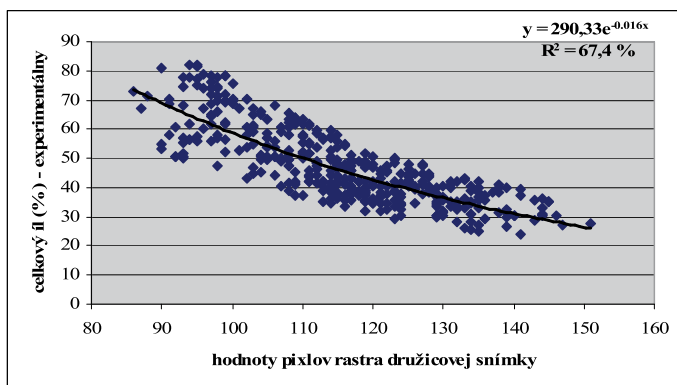
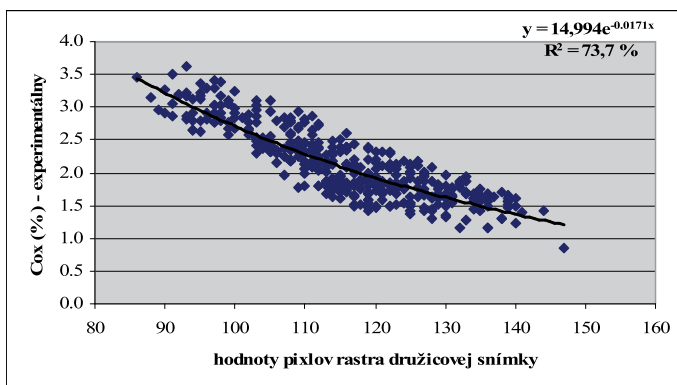
VÝSLEDKY A DISKUSIA

V prvom kroku experimentu boli analyzované vzťahy bodových pôdnych údajov (obsah celkového a fyzikálneho ílu (frakcia < 0,01 mm, resp. < 0,001 mm) b) POC-C_{ox} c) vlhkosti pôdy (momentálnej) a údajov DPZ (hodnôt pixlov rastra družicovej snímky). Údaje hodnôt pixlov rastra snímky boli získané prebratím do bodov lokalizovaných odberov vzoriek s využitím zonálnej štatistiky v prostredí ArcGIS™ Spatial analyst (JOHNSON A INÍ, 2001). Regresná analýza preukázala vo všetkých prípadoch štatisticky významnú závislosť (vysoká vzájomná väzba) k vysvetľujúcej premennej (hodnoty pixlov rastra družicovej snímky). Pri obsahu fyzikálneho ílu (N = 405, R² = 76,7 %, R = 0,87, p < 0,00001) ako aj celkového ílu (N = 405, R² = 67,4 %, R = 0,82, p < 0,00001) a POC-C_{ox} (N = 399, R² = 73,7 %, R = 0,86, p < 0,00001) bola identifikovaná exponenciálna závislosť vzhľadom ku vysvetľujúcej premennej (Obr.3a,b,c). V prípade momentálnej vlhkosti pôdy bola preukázaná lineárna závislosť (N = 81, R² = 58,5 %, R = 0,77 a p < 0,00001) (Obr. 3d).

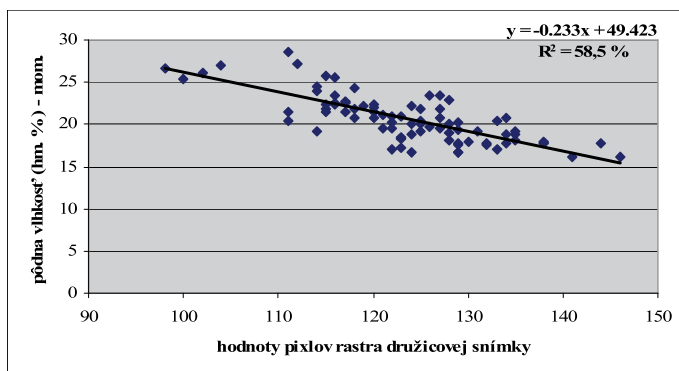
Obr. 3a Regresná analýza obsahu fyzikálneho ílu a hodnôt pixlov rastra družicovej snímky



Obr. 3b Regresná analýza obsahu celkového ílu a hodnôt pixlov rastra družicovej snímky

Obr. 3c Regresná analýza koncentrácie POC-C_{ox} a hodnôt pixlov rastra družicovej snímky

Obr. 3d Regresná analýza momentálnej vlhkosti pôdy a hodnôt pixlov rastra družicovej snímky



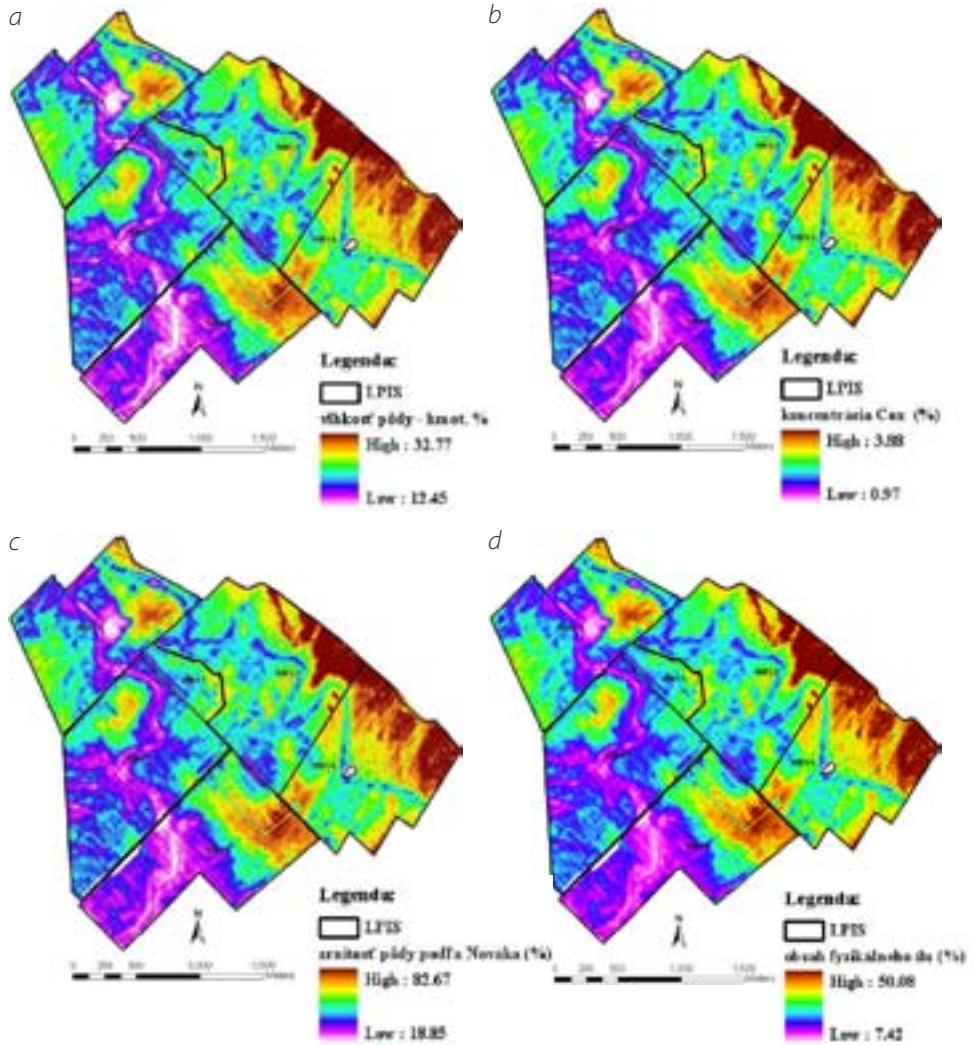
Získané regresné modely boli na základe priaznivých štatistických výsledkov medzi premennými (štatisticky významná závislosť) použité na predikciu priestorovej distribúcie vybraných pôdnych parametrov. Výsledkom aplikácie regresných modelov prostredníctvom reklasifikácie rastra družicovej snímky sú mapy vizuálne identické s originálnou snímku, avšak reprezentujúce už predikovanú kvantifikovanú detailnú priestorovú distribúciu obsahu celkového, resp. fyzikálneho ílu, $POC-C_{ox}$ a momentálnej vlhkosti pôdy. Takáto forma predikcie priestorovej distribúcie pôdnych parametrov umožňuje zistenie ich predpovedaných hodnôt v každej bunke rastra, v našom prípade každých 2,5x2,5 m. Výhodou je rýchla štatisticky hodnoverná predikcia parametrov, ktorú dosiahnuť tradičnými metódami odberov a analýz vzoriek je nemysliteľné ako z hľadiska časového tak aj finančného.

Vizualizácia predikovanej detailnej priestorovej distribúcie vybraných pôdnych parametrov je prezentovaná na obrázkoch. 4 a,b,c,d.

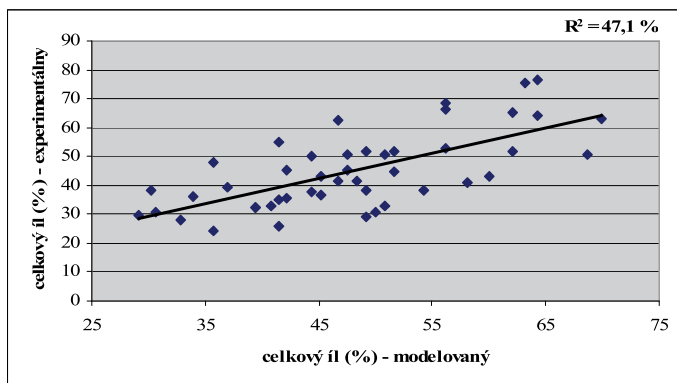
Validácia priestorových modelov bola realizovaná na totožných ako aj nezávislých údajoch. Modely zrnitosti (obsah celkového a fyzikálneho ílu) boli validované na nezávislom súbore dát, ktoré pozostávali z historických údajov subjektívne lokalizovaných sond KPP (r.1964) a súčasných údajov z GPS lokalizovaných vzorkovaných bodov (r. 2010). Zdrojom historických údajov KPP bola budovaná geodatabáza okresu Šaľa (GDPPS) (SAKSA A INÍ, 2010) Prvá validácia regresného modelu obsahu celkového ílu bola realizovaná len v experimentálnom území, kde sa nachádzalo 48 údajov zo sond KPP (základné a výberové) z toho 2 boli pri validácii vylúčené pre extrémne párové hodnoty. Dosiahnuté výsledky regresnej analýzy ($N = 46$, $R^2 = 47,1\%$ $p < 0,00001$) ukazujú, že existuje štatisticky významná závislosť medzi modelovanými a experimentálnymi údajmi (Obr. 5a). V ďalšom kroku bola výmera modelového územia rozšírená viac ako 3,5 krát na 2315 ha, z dôvodu získania väčšieho štatistického súboru údajov na validáciu modelu. Štatistický súbor sa tak rozšíril na 164 sond KPP, z ktorých 144 bolo použitých na validáciu. Dosiahli sa nasledovné výsledky ($N = 144$, $R^2 = 60,6\%$, $p < 0,00001$) (Obr. 5b). Pri validácii regresného modelu obsahu celkového ílu na súčasných GPS lokalizovaných bodoch boli dosiahnuté tieto výsledky ($N = 35$, $R^2 = 71,3\%$, $p < 0,00001$) (Obr. 6). Všetky úrovne validácie modelu obsahu celkového ílu ukazujú, že existuje štatisticky významná závislosť medzi modelovanými a experimentálnymi údajmi. Možno teda konšta-

tovať relatívne vysokú platnosť modelu na predikciu vybraného parametra v modelovom území.

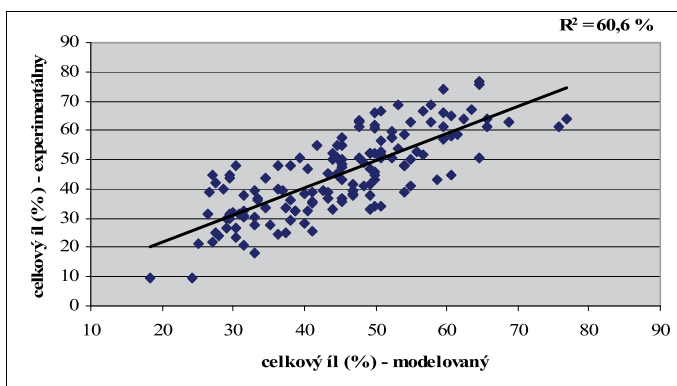
Obr. 4 Vizualizácia predikovanej detailnej priestorovej distribúcie vybraných pôdných parametrov



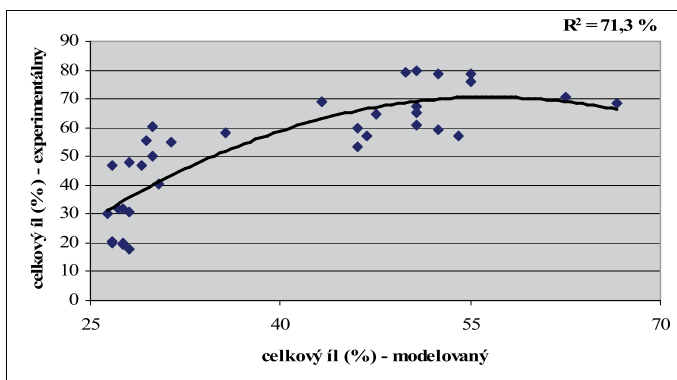
Obr. 5a Validácia modelovaného a experimentálneho obsahu celkového ílu na súbore 46 sond KPP



Obr. 5b Validácia modelovaného a experimentálneho obsahu celkového ílu na súbore 144 sond KPP v širšom území

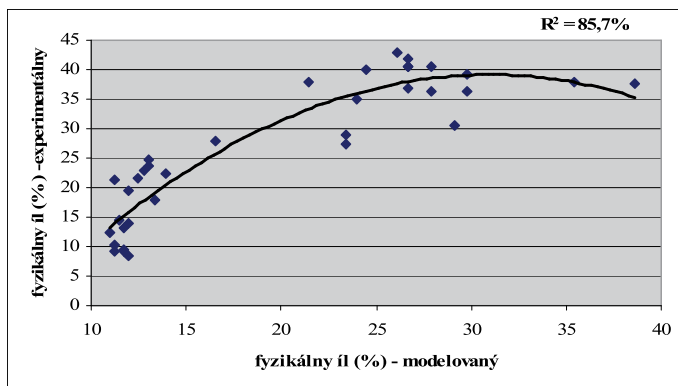


Obr. 6 Validácia modelovaného a experimentálneho obsahu celkového ílu na súbore 35 GPS lokalizovaných sondách



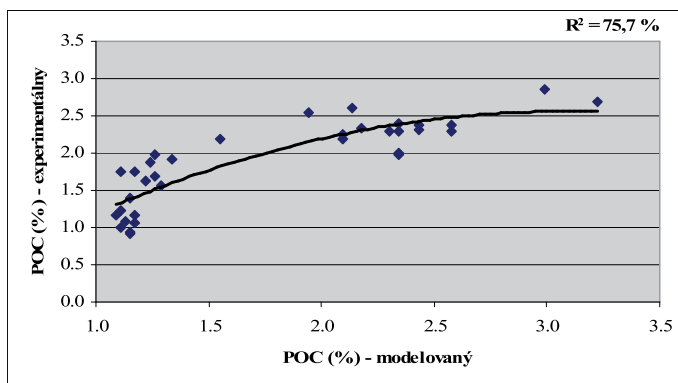
Validácia regresného modelu obsahu fyzikálneho ílu bola realizovaná iba na GPS lokalizovaných bodoch v širšom modelovom území s nasledovnými výsledkami ($N = 35$, $R^2 = 85,7\%$ % polynommická funkcia (Obr. 7), $p < 0,00001$). Aj v tomto prípade konštatujeme existenciu štatisticky významnej závislosti medzi modelovanými a experimentálnymi údajmi, s vysokou platnosťou modelu na predikciu parametra v modelovom území.

Obr. 7 Validácia modelovaného a experimentálneho obsahu fyzikálneho ílu na súbore 35 GPS lokalizovaných sondách



Regresný model priestorovej distribúcie $POC-C_{ox}$ bol validovaný prostredníctvom regrese iba na GPS lokalizovaných bodoch. Validácia bola realizovaná v širšom modelovom území. Dosiahli sa nasledovné výsledky ($N = 35$, $R^2 = 75,7\%$ % polynommická funkcia (Obr. 8), $p < 0,00001$). Opätovne konštatujeme existenciu štatisticky významnej závislosti medzi modelovanými a experimentálnymi údajmi, s vysokou platnosťou modelu na predikciu parametra v modelovom.

Obr. 8 Validácia modelovaného a experimentálneho $POC-C_{ox}$ na súbore 35 GPS lokalizovaných sondách



Validácia vlhkosti nebola realizovaná pre absenciu nezávislých meraných údajov.

Prezentovaný spôsob predikcie detailnej priestorovej distribúcie pôdných parametrov na základe získaných veľmi priaznivých štatistických ukazovateľov vypovedá o správnosti a opodstatnenosti jeho využívania. Napriek dobrým výsledkom, má však aj niekoľko „slabostí“. Jednou z nich je napr. jeho špecifická „výpovednosť“ ohraničená spravidla platnosťou iba pre skúmané územie, aj to len s používanou družicovou snímkou. Identifikácia distribúcie pôdných vlastností je síce možná aj v širšom okolí, ale s obmedzením štatistickej výpovednosti ich absolútnych hodnôt. Určitým limitom predikcie sú aj vyskytujúce sa „anomálie“ napr. na okrajoch a vo vnútri KD vo forme rozptýlenej a skupinovej kríkovej a stromovej vegetácie a stĺpov vysokého napätia ako aj tieňov pochádzajúcich z rôznych zdrojov, ktoré prostredníctvom v rastru predikovaných hodnôt dávajú vysoko extrémne údaje.

Z experimentu vyplýva aj skutočnosť, že údaje DPZ zobrazujúce priestorovú variabilitu krajinných podmienok za určitých okolností veľmi dobre identifikujú aj zmeny pôdnej variability zodpovedajúcej diferencovaným pôdnym vlastnostiam. Tieto skutočnosti je možné veľmi dobre využiť napr. pri cieleňom terénnom prieskume, ale aj pri mapovaní hraníc pôdných areálov o čom už v dávnej minulosti napísali JURÁNI A ŠURINA (1973). Detailné údaje o pôdných parametroch získané prezentovaným prístupom môžu byť využiteľné aj v pôdnokrajinných modeloch (SKALSKÝ A INÍ, 2009).

ZÁVER

Na báze experimentálnych údajov (obsah celkového a fyzikálneho ílu, $POC-C_{ox}$, momentálnej vlhkosti pôdy) a údajov DPZ (hodnôt pixlov rastra družicovej snímky) boli odvodené štatisticky hodnoverné regresné modely. Aplikáciou modelov prostredníctvom reklasifikácie rastra družicovej snímky boli následne vytvorené mapy detailnej priestorovej distribúcie analyzovaných pôdných parametrov. Validácia modelov na skupine nezávislých experimentálnych údajov preukázala ich vysokú štatistickú platnosť a spoľahlivosť na predikciu pôdných parametrov. Na základe dosiahnutých výsledkov konštatujeme, že testovanie využiteľnosti údajov DPZ na predikciu detailnej priestorovej distribúcie pôdných parametrov bolo úspešné, s možnosťou aplikácie použitých metodických prístupov aj v iných regionálnych podmienkach. Domnievame sa, že vizualizované mapy pôdných parametrov zároveň prezentujú svojim spôsobom reálne kvázi homogénne areály, čo by mohlo napomôcť aj pri aktualizácii pôdných máp v lokálnej mierke či cieleňom pôdnom prieskume.

LITERATÚRA

- FIALA K. a iní. 1999. Závazné metódy rozborov pôd. Čiastkový monitorovací systém – Pôda. Bratislava: VÚPOP, 1999. 139 s. ISBN 80-85361-55-8.
- HALAS, J., NOVÁKOVÁ, M. 2010. Priestorová variabilita pôdneho organického uhlíka a analýza trendu hospodárenia s POH. In Bujnovský, R. (ed.) Vedecké práce Výskumného ústavu pôdoznanectva a ochrany pôdy č. 32. Bratislava: VÚPOP, 2010, s. 49-59. ISBN 978-80-89128-82-2.
- HALAS, J., NOVÁKOVÁ M. 2009. Spatial variability of soil organic carbon content (SOC): comparison based on different data sources. In Humic Substances in Ecosystems 8, 13-16 september 2009. p. 21. Dostupné na internete: <<http://www.kpg.fapz.uniag.sk/presentations/abstracts8.pdf>>
- HUTÁR, V., HALAS, J. 2008. *Detekcia vybraných parametrov pôdy na základe interpretácie údajov diaľkoveho prieskumu*

- zeme. In Nováková, M., Sviček, M. (eds.) Environmentálne aspekty analýzy a hodnotenia krajiny: Identifikácia a stanovenie indikátorov (a indexov) na báze prieskumov krajiny a údajov DPZ (Zborník z vedeckého seminára). Bratislava: VÚPOP, 2008, s. 26-29. ISBN 978-80-89128-50-1.
- JONHSTON, K., VER HOEF, J. M., KRIVORUCHKO, K., LUCAS, N. 2001. *Using ArcGISTM Geostatistical Analyst*. Redlands: ESRI, 2001. 300 p.
- JURÁNI, B., ŠURINA, B. *Fotopedológia a jej využitie v podmienkach Slovenska*. In Vedecké práce VÚPVR č. 6. Bratislava: VÚPVR, 1973, s. 130-146.
- SAKSA, M., SKALSKÝ, R., ČURDOVÁ, K., PIVARČEKOVÁ, E., BARTOŠOVIČOVÁ, I. 2009. *Súčasný stav budovania Georeferencovanej databázy poľnohospodárskych pôd Slovenska*. In Bujnovský, R. (ed.) Vedecké práce Výskumného ústavu pôdoznanectva a ochrany pôdy č. 31. Bratislava: VÚPOP, 2009, s. 144–150. ISBN 978-80-89128-59-4.
- SANCHEZ, P. A. 2009. *Digital Soil Map of the World*. Science, vol. 325, 2009, no 5941, p. 680-681. Dostupné na internete: <<http://www.sciencemag.org/content/suppl/2009/08/06/325.5941.680.DC1>>
- SKALSKÝ, R., BALKOVIČ, J., BEZÁK, P., NOVÁKOVÁ, M. 2009. *Budovanie Informačného systému o poľnohospodárskych pôdach Slovenska s využitím simulačných modelov – východiská a perspektívy*. In Bujnovský, R. (ed.) Vedecké práce Výskumného ústavu pôdoznanectva a ochrany pôdy č. 31. Bratislava: VÚPOP, 2009, s. 151–162. ISBN 978-80-89128-59-4.
-

RETENČNÁ KAPACITA POĽNOHOSPODÁRSKÝCH PÔD SLOVENSKA

WATER HOLDING CAPACITY OF AGRICULTURAL SOILS IN SLOVAKIA

Beata HOUSKOVÁ

*Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava,
e-mail: b.houskova@vupop.sk*

ABSTRAKT

Retenčná kapacita pôd (RVK), alebo poľná vodná kapacita (PVK) z hľadiska pôdných vlastností predstavuje dôležitý hydrolimit, ktorý určuje do akej miery je pôda schopná zadržiavať vo svojom profile vodu dlhší čas. Tento stav nie je rovnovážny a je silne závislý od zrnitostného zloženia pôdy. Konečné množstvo zadržanej vody závisí aj od hĺbky pôdy a podložnej horniny. Bonitované pôdno-ekologické jednotky (BPEJ) predstavujú súbor kódov charakterizujúci pôdno-ekologické vlastnosti. BPEJ sú združené do ucelenej databázy a majú aj mapový výstup. Vzhľadom na uvedené a fakt, že BPEJ obsahujú informácie aplikovateľné pri hodnotení RVK, bola databáza BPEJ použitá na vytvorenie databázy RVK pre jednotlivé BPEJ. Retenčná vodná kapacita pôd bola určená na základe pedotransferových pravidiel (nie funkcií) a predstavuje charakteristické hodnoty uvedeného hydrolimitu pre súbor informácií o pôde v každej existujúcej BPEJ. Neznamená to, že reálne hodnoty RVK namerané v teréne sa nemôžu líšiť od charakteristických hodnôt tohto parametra odvodených pomocou pedotransferových pravidiel. Uvedená skutočnosť môže byť odrazom vplyvu vonkajších činiteľov na pôdu, ktoré môžu významne ovplyvňovať hodnotený hydrolimit.

Kľúčové slová: retenčná kapacita pôdy, BPEJ, zrnitosť, hĺbka pôdy, pedotransférové pravidlá

ABSTRACT

Water holding capacity of soils belongs to the important soil properties and determines the extent to which the soil is able to hold water in its profile for longer time. This ability of soil is not stable and depends strongly on textural composition. Total amount of retained water depends also on soil depth and the type of bedrock. Soil ecological units represent a set of codes characterizing the soil and the other environmental properties. They are grouped in a comprehensive database (BPEJ database) and have map output. Given the above and the fact that soil ecological units contain information directly applicable in the evaluation of water holding capacity, they have been used to create a database of water holding capacity for each soil ecological unit. Water holding capacity of soil was determined on the basis of pedotransfer rules and represents typical values of this soil property in individual soil ecological units. The aforesaid does not mean that the real value of water holding capacity is not different from the

characteristic values of this parameter derived using pedotransfer rules. This fact may reflect the impact of external factors on soil, which may significantly affect water holding capacity.

Keywords: water holding capacity of soil, pedo-ecological units, soil texture, soil depth, pedotransfer rules

ÚVOD

Pôdy sú integrálnou súčasťou životného prostredia kde sa jeho biotické a abiotické zložky spájajú priamo cez pôdnu úrodnosť. Jednotlivé zložky životného prostredia na seba vzájomne vplyvávajú. Pôda reaguje s inými zložkami životného prostredia najmä prostredníctvom pôdnych funkcií. Schopnosť pôdy zadržiavať vodu vo svojom profile patrí k najdôležitejším pôdnym funkciám. Vyjadruje sa ako vododržnosť alebo retenčná schopnosť pôdy a je silne závislá na ostatných pôdnych vlastnostiach. Určujú ju najmä zrnitosť, pôdny typ a hĺbka pôdy. Vododržnosť spolu s infiltračnou rýchlosťou určujú odolnosť prostredia voči povrchovému odtoku alebo stagnácii vody na povrchu pôd po privalových, alebo silných dažďoch. Obidve tieto pôdne vlastnosti, či funkcie prispievajú k schopnosti prostredia odolávať, či vysporiadať sa so záplavami aj keď sa vlastne vzájomne ovplyvňujú opačne: vysoká infiltračná rýchlosť (pozorovateľná najmä u piesočnatých pôd) znamená spravidla nízku vododržnosť pôdy a vysoká vododržnosť je zasa typická pre pôdy ťažké s nízkou prirodzenou infiltračnou rýchlosťou. Pôdy teda prispievajú k prevencii a kontrole záplav a to buď priamo cez spomínané vlastnosti a funkcie, ako aj sprostredkované spolupôsobením s ostatnými zložkami a vlastnosťami životného prostredia. Také prostredie, v ktorom chýba rovnováha medzi jeho jednotlivými zložkami vytvára podmienky pre vznik väčšiny prírodných katastrof, napr. erózie, či veľkých povodní, nakoľko negatívne účinky nerovnováhy medzi jednotlivými zložkami životného prostredia sa spočítavajú a ich konečný efekt je omnoho intenzívnejší ako keby pôsobili individuálne.

Riziko vzniku povodní závisí od intenzity zrážok a dĺžky ich trvania na jednej strane a od vlastností, najmä veľkosti povodia na druhej strane. Silné dažde s vysokou intenzitou sú nebezpečnejšie pre malé povodia než pre veľké. Naopak, dažde s nízkou intenzitou, ale väčšou dĺžkou trvania sú nebezpečnejšie pre veľké povodia. Pôdy tu zohrávajú významnú úlohu. Pri krátkodobých intenzívnych dažďoch je dôležitá výška infiltračnej schopnosti pôdy, pri dlhodobých dažďoch sa zasa uplatňuje vysoká retenčná schopnosť pôdy. Pôdy v dnešnej dobe sú do značnej miery ovplyvnené človekom preto aj ich retenčné schopnosti nemusia byť také aké zodpovedajú ich prirodzenému zloženiu a ich prirodzeným vlastnostiam, či už v pozitívnom, alebo negatívnom zmysle. Činnosť človeka, ktorá ovplyvňuje retenčnú kapacitu pôdy, či rýchlosť infiltrácie vody do pôdy, ovplyvňuje aj schopnosť krajiny reagovať na hrozbu povodní. Cieľom správneho využívania krajiny a teda aj jej jednotlivých zložiek by malo byť zachovať ich vzájomnú rovnováhu, ktorá by integrálne prispievala k prospešnému využívaniu pôdnych a vodných zdrojov kde by sa výrazne eliminovalo riziko vzniku povodní a krajina by mala mať vysokú schopnosť rýchlo sa vysporiadať s následkami možných povodní.

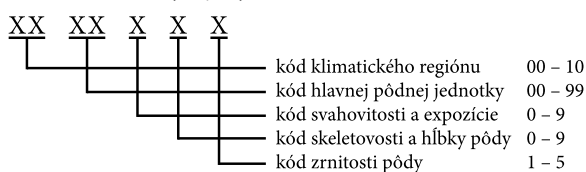
Prirodzená retenčná schopnosť pôdy predstavuje významnú časť mozaiky jednotlivých

zložiek životného prostredia a poukazuje na potenciálne rizikové oblasti z hľadiska možných záplav ako aj na oblasti, kde toto riziko môže byť do určitej miery eliminované vhodných využívaním a hospodárením na pôde. Mapa prirodzenej retenčnej schopnosti pôdy môže slúžiť na prvotné, rýchle vyčlenenie takýchto oblastí.

MATERIÁL A METÓDY

Metóda je založená na hodnotení zrnitosti a hĺbky pôdy. Obidve informácie sa nachádzajú v kóde BPEJ:

Štruktúra kódu BPEJ – 7miestny úplný kód



Konečné vyhodnotenie RVK sa vzťahuje na vyhodnotenie objemu vody, ktorý môže byť zadržaný pôdou s určitou textúrou a hĺbkou v rámci hlavnej pôdnej jednotky (HPJ) danej BPEJ. **Klasifikácia HPJ sa spravila podľa Morfogenetického klasifikačného systému pôd ČSFR (HRAŠKO A INÍ, 1991).**

Vyhodnotenie zrnitosti pôdy

Pri kategorizovaní pôdnej zrnitosti [3] sa použila Nováková klasifikácia podľa obsahu frakcie <0.01 mm:

- Piesočnaté pôdy (P) 0 – 10 % (<0.01 mm)
- Hlinito-piesočnaté pôdy (HP) 10 – 20 % "
- Piesočnato-hlinité pôdy (PH) 20 – 30% "
- Hlinité pôdy (H) 30 – 45 % "
- Ílovito-hlinité pôdy (IH) 60 – 75 % "
- Íly (I) viac ako 75 % "

Pre každý kód pôdnej zrnitosti bola určená charakteristická RVK na základe výsledkov meraní zobrazených retenčnou čiarou tak ako to uvádza KUTÍLEK(1978).

Tab.1 Reprezentatívne hodnoty RVK pre daný pôdny druh v rámci BPEJ

Kód zrnitosti v BPEJ	Pôdny druh	Retenčná kapacita pôdy	RVK (Θ)
1	P, HP	veľmi nízka	10
5	PH	nízka	20
2	H	stredná	35
3	IH	vysoká	40
4	I	veľmi vysoká	45
Vysvetlivky: RVK(Θ) – retenčná vodná kapacita pôdy v objemových %			

Hĺbka pôdy pre BPEJ je rozdelená do troch kategórií:

Tab. 2 Vyhodnotenie hĺbky pôdy

kód	hĺbka	označenie
0	Hlboké pôdy	viac ako 60 cm
1	Stredne hlboké pôdy	30–60 cm
2	Plytké pôdy	menej ako 30 cm

Čím je pôda hlbšia, tým viac vody môže zadržať vo svojom profile. V BPEJ sa hĺbka vyhodnocuje ako kombinácia viacerých kategórií, vid'. Príručka pre používanie máp bonitovaných pôdno–ekologických jednotiek (LINKEŠ A INÍ, 1996)

Konečné vyhodnotenie RVK je teda kombináciou zrnitostného zloženia pôdy a hĺbky pôdy a nemusí zodpovedať vyhodnoteniu RVK, ktoré bolo urobené len podľa zrnitosti v tabuľke 1.

Pedotransférové pravidlo vychádza teda z predpokladu, ktorý potvrdzujú aj priame merania pF hodnôt: čím má pôda vyššie zastúpenie ílovej frakcie oproti prachovej a najmä pieskovej, tým má vyššiu vododržnosť a teda aj vyššiu retenčnú vodnú kapacitu. Podobne je to aj z hĺbkou pôdy: čím je pôda hlbšia, tým viac vody sa môže akumulovať v jej profile. Hlboké pôdy sa spravidla nenachádzajú na strmých svahoch, teda vplyv sklonu svahu sa tu neuvažuje.

V konečnej tabuľke sa hodnotenie RVK udáva pre danú pôdnu zrnitosť, hĺbku a hlavnú pôdnu jednotku (HPJ) v rámci konkrétnej BPEJ.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Výsledky (Tab. 3) konečného hodnotenia RVK ako množstva vody, ktoré je pôda schopná zadržať vo svojom profile sú vyhodnotené v m³ na 1 hektár pôdy do danej hĺbky (viac ako 60 cm, 30–60 cm a menej ako 30 cm).

Tab. 3 Množstvo vody potenciálne zadržané v pôde vyjadrené ako retenčná vodná kapacita – RVK (m³.ha⁻¹) na základe zrnitosti a hĺbky pôdy pre hlavné pôdne jednotky (HPJ v BPEJ)

Kód zrnitosti	kód hĺbky pôdy	rvk (m ³ .ha ⁻¹)	kód HPJ	Vyhodnotenie RVK
1	0	≥610	01,02,05,06,11,16,17,19,21,22,25,30,35,40,45,53,56,57,58,59,60,63,66,68,82,83,84,89,95,99	N
	1	310–600	01,02,05,06,11,15,19,21,25,35,59,60,61,62,63,66,68,71,74,80,81,82,83,84,86,89,92	VN
	2	≤300	00,14,60,62,66,76,78,79,82,86,90,97	VN

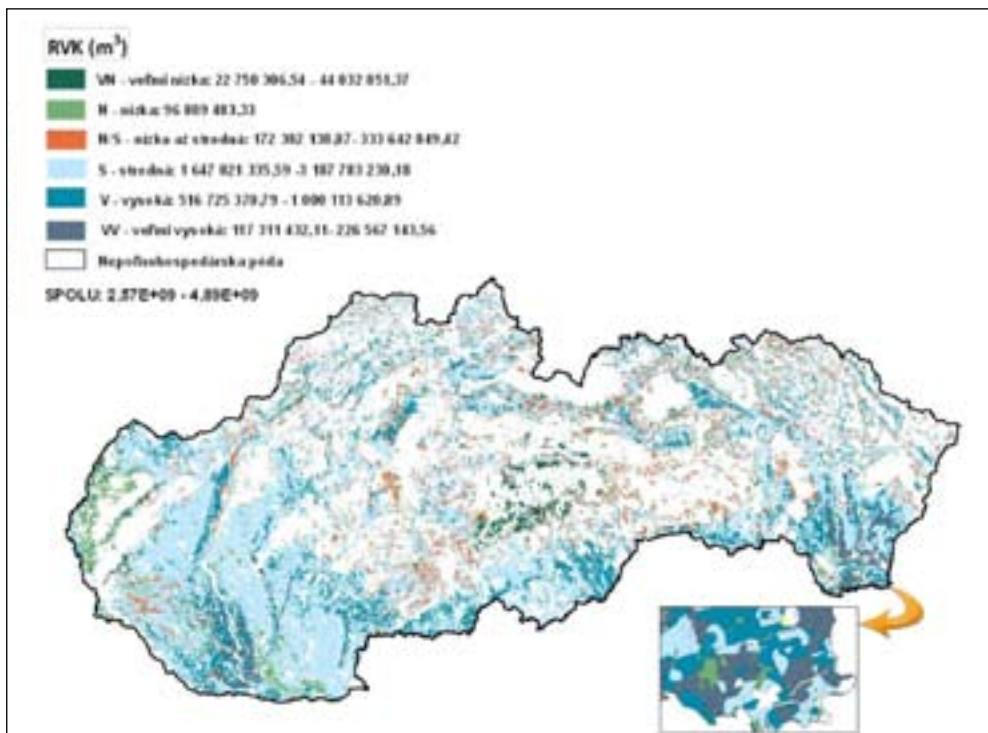
Kód zrnitosti	kód hĺbky pôdy	rvk (m ³ . ha ⁻¹)	kód HPJ	Vyhodnotenie RVK
5	0	≥1220	02,06,08,11,14,15,17,19,22,26,29,30,31,34,36,37,38,39,40,41,43,44,45,47,48,50,52,54,55,56,57,58,60,61,62,63,65,66,67,68,69,70,71,72,73,74,75,79,82,83,84,85,87,88,89,93,94,95,96	S
	1	620 – 1200	02,06,11,15,16,17,19,22,34,36,48,50,57,60,61,63,65,66,68,69,70,71,72,73,75,78,80,81,82,83,84,85,86,87,88,89,92,94,95	N/S
	2	≤600	00,14,32,33,61,62,66,71,72,76,77,78,79,81,82,84,85,89,90,97	VN
2	0	≥2135	00,02,06,08,10,11,12,14,15,17,19,20,22,23,26,28,29,30,31,32,34,36,37,38,39,40,41,42,43,44,45,46,47,48,49,50,51,52,54,55,56,57,58,60,61,62,63,65,66,67,68,69,70,71,72,73,74,75,77,82,83,84,85,87,88,89,92,93,94,95,96,98	S
	1	1085 – 2100	00,02,06,10,11,15,17,19,22,26,29,30,34,36,48,50,51,52,54,55,56,57,59,60,61,62,63,64,65,66,67,68,69,70,71,72,73,74,75,76,78,79,80,81,82,83,84,85,87,88,89,90,92,94,95,99	S
	2	≤1050	00,10,11,14,28,30,32,33,41,57,61,63,65,66,69,71,72,74,76,77,78,79,80,82,84,85,87,88,89,90,92,94,97	N/S
3	0	≥2440	02,03,04,07,09,10,11,12,15,17,18,20,22,23,27,29,30,31,41,42,45,46,47,48,49,50,51,52,53,54,56,57,58,61,64,65,66,67,68,69,70,71,72,73,74,75,78,82,83,84,87,88,89,91,93,94,95,96,98	V
	1	1240 – 2400	03,06,07,10,11,12,18,20,27,29,57,61,63,64,65,67,69,70,71,72,73,75,76,78,80,81,82,83,84,87,88,89,90,91,92,94,95,98	V
	2	≤1200	00,09,32,33,64,70,71,77,78,79,82,84,87,88,89,90,91,93,97	S
4	0	≥2745	03,04,13,24,28,29,31,57,70,72,82,84,88,93,94,95,96,98	VV
	1	1395 – 2700	70,72,84,87,88,92	VV
	2	≤1350	00,78,90,91	V

Vysvetlivky: Kódy zrnitosti, hĺbky a hlavnej pôdnej jednotky (HPJ) sú určené podľa číselníka z Príručky pre používanie máp bonitovaných pôdno – ekologických jednotiek [3]

Faktor zrnitosti rastie s podielom ťlovej frakcie, ktorá priamo úmerne vplýva na veľkosť RVK. Konečné hodnotenie RVK poukazuje na určité zmeny jej hodnoty oproti vyhodnoteniu len podľa zrnitosti, ktoré nastali pri zohľadnení hĺbky pôdy. Týka sa to najmä kategórie hĺbky 2 (plytké pôdy s hĺbkou do 30 cm) a kategórie hĺbky 1 (pôdy s hĺbkou od 30 do 60 cm) nakoľko toto hĺbkové rozpätie udáva značne rozdielne hodnoty RVK pri minimálnej a maximálnej hodnote. Toto hĺbkové rozpätie spôsobuje v niektorých prípadoch prelínanie sa kategórií RVK ale vždy v rámci inej zrnitostnej kategórie.

Výsledky sú zobrazené aj v mapovom výstupe pre poľnohospodárske pôdy Slovenska.

Obr. 1 Retenčná vodná kapacita (RVK) poľnohospodárskych pôd Slovenska v závislosti od zrnitosti, hĺbky a plošného výskytu.



V budúcnosti je možné uvažovať o zobrazení výsledkov aj v novšej klasifikácii pôd Slovenska a WRB.

ZÁVER

Retenčná vodná kapacita pôd predstavuje dôležitý hydrolimit určujúci a ovplyvňujúci mnohé ďalšie pôdne vlastnosti a funkcie a významne prispieva aj k schopnosti životného prostredia vysporiadať sa so záplavami na jednej a suchom na druhej strane. Využitie BPEJ na určenie RVK umožňuje pomerne jednoducho určiť množstvo potenciálne zadržanej vody v poľnohospodárskych pôdach Slovenska. Toto množstvo predstavuje hodnotu v rozpätí od 2,27 až po 4,89 mld. m³ vody. Pôda týmto môže byť právom považovaná za tretí vodný zdroj Zeme, popri moriach a oceánoch, ktoré sú považované za prvý vodný zdroj a jazerách a riekach predstavujúcich druhý vodný zdroj.

LITERATÚRA

1. HRAŠKO, J. A. INÍ. 1991. *Morfogenetický klasifikačný systém pôd ČSFR*. 2. vyd. Bratislava: VÚPÚ, 1991. 106 s. ISBN 80-85361-05-1.
2. KUTÍLEK, M. 1978. *Vodohospodárska pedológia*. 2. vyd. Praha: SNTL/ALFA. 1978. 296 s.
3. LINKEŠ, V. A. INÍ. 1996. *Príručka pre používanie máp bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek*. 3. vyd. Bratislava: VÚPÚ, 1996. 104 s. ISBN 80-85361-19-1.

VYUŽITIE GLOBÁLNEHO NAVIGAČNÉHO SYSTÉMU (GNSS) PRE TVORBU DIGITÁLNEHO TERÉNEHO MODELU (DTM) A KOMPLEXNÝCH GRADIENTOV RELIEFU AKO PREDIKTOROV DIGITÁLNEHO PÔDNEHO MAPOVANIA

GNSS SYSTEM UTILIZATION FOR THE GENERATION OF DIGITAL TERRAIN MODEL (DTM) AND COMPLEX RELIEF GRADIENTS FUNCTION AS PREDICTORS FOR DIGITAL SOIL MAPPING

Vladimír HUTÁR¹, Juraj BALKOVIČ², MARTIN SAKSA¹

¹Výskumný ústav pôdoznavectva a ochrany pôd, v.hutar@vupop.sk

²Katedra pedológie, Prírodovedecká fakulta Univerzity Komenského v Bratislave

Abstrakt

Digitálny model terénu (DTM) predstavuje jeden zo základných digitálnych charakteristík a vstupných údajov pre modelovanie priestorových veličín. Spolu s ostatnými pomocnými údajmi (diaľkového prieskumu zeme) tak napomáha vylepšovať kvalitu, konzistenciu a spoľahlivosť priestorových údajov nielen samotného pôdneho krytu ale aj procesov v ňom prebiehajúcich. Pre účely tvorby DTM s vysokým rozlíšením boli použité metódy pozemných meračských metód využívajúcich technológie globálnych navigačných systémov (GNSS). Vstupné bodové pole bolo budované a optimalizované pre použitie vhodnej interpolačnej metódy (univerzálny kriging) pre tvorbu DTM a odvodených premenných reliéfu ako sú sklon, krivosť, akumulácia odtoku a topografický index vlhkosti. Komplexné gradienty reliéfu v tomto prípade predstavujú výsledky analýzy hlavných komponentov (PCA) vstupných premenných reliéfu. Tieto predstavujú vzájomne nekorelovatelné premenné a tak slúžia ako podklad pre použitie pri následnom digitálnom pôdnom priestorovom modelovaní.

Kľúčové slová: digitálny model terénu (DTM), globálny navigačný systém (GNSS), komplexné gradienty reliéfu, digitálne pôdne mapovanie

Abstract

Digital terrain model (DTM) represents one of the basic digital attribute and input parameter for building spatial models. Together with other auxiliary data (from remote sensing, etc.) it helps to improve the quality, consistency and reliability of spatial information not only for soil cover but also for processes inside the soil. The ground measurement methods with global navigation satellite systems equipment was used to generate high resolution DTM. In-

put point data values created and optimized for utilization of appropriate interpolation method (universal kriging) were used for generation of DMT and derivate variables such as slope, plan curvature, profile curvature, flow accumulation and topographic wetness index. Complex terrain predictors are represented as results from the principal component analysis (PCA) of the DTM and derivate variables of the DTM. These uncorrelated predictors serve as groundwork for the next steps in digital spatial soil computation.

Keywords: digital terrain model (DTM), global navigation satellite system (GNSS), complex relief gradients, digital soil mapping

ÚVOD

Digitálny model terénu (digital elevation model DEM, digital terrain model DTM, digital surface model DSM) predstavuje digitálnu 2D realizáciu 3D reprezentácie zemského povrchu, kde v ortogonálnom systéme rovinných súradníc X,Y nadobúdajú pravidelné výškové hodnoty Z určitú hodnotu. Základnou charakteristikou každého DEM je pravidelnosť a jednotné škálovanie (v pravidelných vzdialenostiach existuje na jednotkovú vzdialenosť v smere osi X a Y jedna hodnota Z) na rozdiel od nepravidelnej trojuholníkovej siete (triangulated irregular network TIN), kde v rovinnom systéme nadobúdajú výškové hodnoty Z danú hodnotu v nepravidelných vzdialenostiach pomocou tvarovo veľmi jednoduchých trojuholníkov. Obidva prístupy (DEM, TIN) sieťového riešenia a následného zobrazenia zemského povrchu majú svoje výhody aj nevýhody, akou je systematickosť a spojitosť pri DEM a zachytenie kostry a línie nespojitosti pri TIN.

Charakteristiky lokalizácie a polohovej presnosti sú nevyhnutné pre voľbu metódy získania výškových údajov pre tvorbu digitálneho zobrazenia zemského povrchu. Pri tvorbe DEM predstavujú tieto metódy najčastejšie fotogrametrické metódy, metódy LIDAR založené na laserovej technológii, radarové metódy a pozemné meračské metódy využívajúce technológie GNSS, prípadne totálne stanice. Výsledkom DTM je raster s charakteristikami rozsahu (extent) pokrytia územia a veľkosti obrazového elementu – rozlíšením (bunka rastra, pixel size).

Z globálnych digitálnych modelov terénu je známa databáza SRTM30 (Shuttle Radar Topographic Mission), ktorá je vylepšenou verziou GTOPO30 (vytvorenou tímom United States Geological Survey, EROS data centrom). SRTM30 pokrýva povrch zeme v rozsahu 60° severnej a južnej zemepisnej šírky (s. a j.z.š). Základné rozlíšenie je 1 arc-s (cca 30 metrov), ktorý však nie je verejne prístupný. Generalizáciou na rozlíšenie 3 arc-s (cca 90-metrov) sa dosiahlo priemerovaním 3x3 obrazového bodu plochy. Prerušenia continuity (0,15%) vzhľadom na tieňový efekt vysokých pohorí pre snímací radarový lúč boli vyplnené údajmi z GTOPO30 (LAGACHERIE a iní, 2007). Ako príklad lokálneho digitálneho modelu terénu prinášame databázu výškopisu (DTM) vytvorenú fotogrametrickou metódou pre tvorbu digitálnych farebných ortofotomáp. Samotná tvorba fotogrametrického diela v tomto prípade zahŕňa i) prednáletovú signalizáciu, stabilizáciu a geodetické zameranie bodov, ii) letecké meračské snímkovanie (LMS) v mierke 1:25 000 – 1:30 000 v závislosti od členitosti terénu s 60% pozdĺžnym a 30% priečnym prekry-

tom a aerotriangulácia digitálnych (zdigitalizovaných) LMS, iii) tvorbu digitálnych ortofotomáp. Účelový výškopis vznikajúci pri fotogrametrickom diele slúži primárne pre potreby ortogonalizácie LMS, pričom jeho charakteristiky sú: raster pokrývajúci územie Slovenskej republiky s veľkosťou obrazového elementu (rozlíšenie) 20m v súradnicovom systéme S-JTSK. Uvedená databáza DTM vzniká na území SR systematicky v epochách od roku 2003, pričom charakteristiky kvality pre jednotlivé verzie sa s nastupujúcimi technológiami neustále vylepšujú. Spracovanie je vykonávané spoluprácou komerčných firiem Eurosense s.r.o a Geodis s.r.o.

MATERIÁL A METÓDY

Študované územie sa nachádza na hranici KÚ Rišňovce a Rumanová s celkovou výmerou asi 37 ha ornej pôdy. Pôdny kryt je tvorený nasledujúcimi jednotkami černoziemí, hnedozemí a regozemí (ČMa/c-sh/ssh-ne2, ČMa/ch-sh-ne2, ČMah-sh/ssh-ne2, HMa-sh/ssi-ne2 (nm2), RMa/c-ssh-ne2 a RMa/c-si/ti-nm2).

Základom tvorby DEM prostredníctvom pozemných meračských metód využívajúcich technológie GNSS tvorí vstupné bodové pole. Meranie bodového poľa nadmorských výšok bolo uskutočnené pomocou GNSS prijímača Leica ATX900 GG s korekciami fázových meraní na presné určovanie polohy v reálnom čase (HUTÁR A INÍ, 2007) so subcentimetrovou presnosťou (RTK) zabezpečenými Slovenským priestorovým observačným systémom (SKPOS). Pre elimináciu nepresností vznikajúcich inklináciou pohybujúcej sa výtyčky bol zvolený dĺžkový interval zaznamenania meranej nadmorskej výšky 5m. Pre urýchlený zber v teréne bola použitá štvorkolka (Obr.1).

Obr. 1 Zber pozemných údajov nadmorskej výšky v kinematickom móde prostredníctvom technológie GNSS a) s využitím štvorkolky b) výsledné vstupné bodové pole záujmového územia



Bodové hodnoty výškopisného poľa boli interpolované do rasteru s rozlíšením 4 m metódou univerzálneho krigingu (WEBSTER a OLIVER, 2006) v prostredí ArcGIS Geostatistical Analyst. Na nezávislé hodnotenie interpolačnej metódy (tzv. pravú validáciu) sa použila množina

pozorovaní, ktoré neboli zahrnuté do samotnej interpolácie. V praxi to znamenalo rozdelenie množiny bodov vzorkovacej siete na tzv. „tréningovú vzorku“, na základe ktorej sa vykonala interpolácia, a „testovaciu vzorku“, ktorá slúži na nezávislé hodnotenie interpolovaného povrchu. Pri nezávislom hodnotení je dôležitý pomer sady tréningovej a testovacej vzorky, pričom objektívne sa volí pomer 50 % na 50 %. Výsledkom validácie je porovnanie meraných hodnôt danej vlastnosti s hodnotami z interpolovanej mapy v miestach merania (odhadované hodnoty) prostredníctvom lineárnej regresie, asociovanej štatistiky a strednej kvadratickej chyby odhadu (RMSE). Štatistické spracovanie kontroly kvality (založené na odchyľkách interpolovaného povrchu a kontrolného bodového poľa) je definované podľa nasledovných parametrov: RMSE (stredná kvadratická chyba) a prah/treshold. Charakteristika RMSE bola použitá ako indikátor pre náhodné chyby, pokiaľ boli systematické chyby odstránené. Vo všeobecnosti tu platí, že hodnota maximalnej odchyľky (diskrepancie) na bode nesmie prevýšiť trojnásobok hodnoty RMSEz (prah/treshold). Absolútne prahy pre hodnotu RMSEz predstavujú približne 1,5 násobok hodnoty veľkosti obrazového elementu (rozlíšenia).

Na základe vrstvy DTM boli v rovnakom rozlíšení vypočítané nasledujúce premenné reliéfu (v prostredí ArcGIS Spatial Analyst): i) sklon v stupňoch (SKLON-SLOPE), ii) horizontálna a vertikálna krivosť (PLANCURV, PROFCURV), iii) akumulácia odtoku s obmedzením na max. 500 m, tzv. flow accumulation (FLW), iv) topografický index vlhkosti (TWI, WILSON A GALLANT, 2000). Vzhľadom na skutočnosť, že všetky analyzované premenné reliéfu sú derivátmi DEM, dá sa očakávať, že môžu byť do značnej miery vzájomne korelované. Pre potreby digitálneho pôdneho mapovania (tvorby najvhodnejších prediktorov priestorovej interpolácie (HENGL A INÍ, 2004)) je však potrebné odstrániť kolinearitu medzi týmito údajmi a extrahovať komplexné reliéfové gradienty. Z tohto dôvodu boli údaje o reliéfe štatisticky spracované metódou analýzy hlavných komponentov (PCA) v programe STATISTICA (STATSOFT INC., 2003).

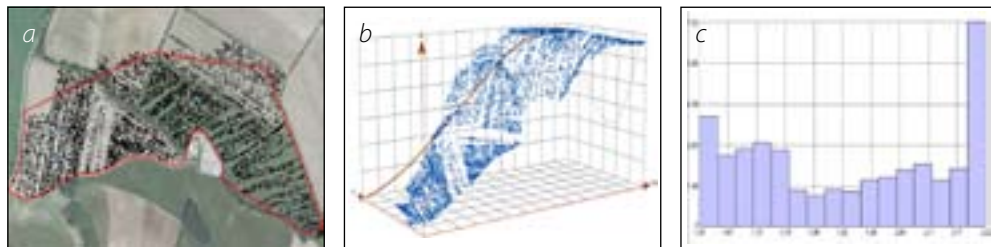
VÝSLEDKY A DISKUSIA

Analýzou a následným ošetrením vstupného bodového poľa bolo možné stanoviť základné predpoklady tvorby digitálneho terénneho modelu geoštatistickými metódami (optimálnou lineárnou interpolačnou metódou, známou ako kriging), ktoré obsahovalo:

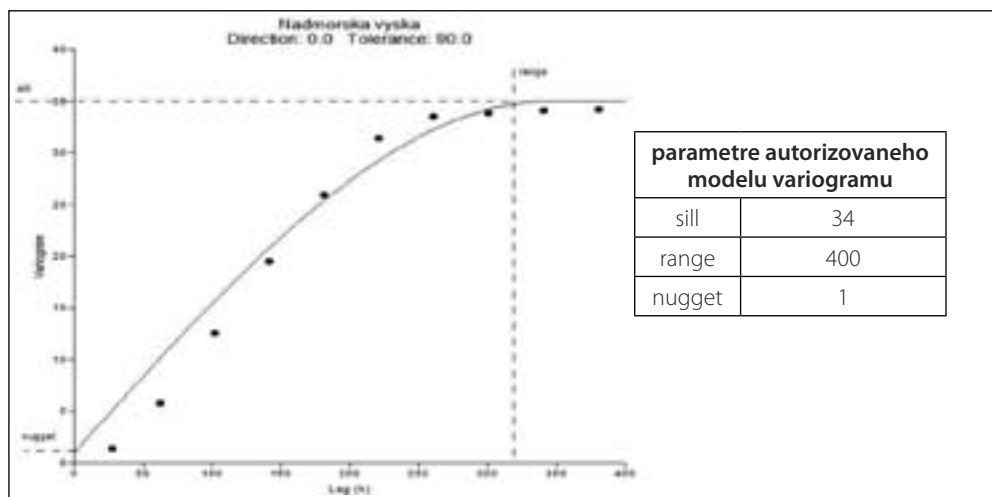
i) rozdelenie zdrojového vstupného bodového poľa na tréningovú a testovaciu vzorku náhodným generátorom v prostredí ArcGIS Geostatistical Analyst (JOHNSTON A INÍ, 2001) pre potreby validácie modelu a tvorby náhodnej schémy vzorkovania ii) stanovenie trendu vo vstupnom bodovom poli pre zabezpečenie stacionarity priemeru a kovariancie iii) sledovanie rozdelenia početností (histogramu) meranej veličiny pre potreby transformácie do normálneho rozdelenia (Obr.2)

Takto ošetreným vstupným dátam bolo možné stanoviť hodnoty priestorovej závislosti (sill, range, nugget) vynesением hodnôt semivariancie voči hodnotám vzdialeností medzi párami bodov, vykreslením tzv. variogramu (WEBSTER A OLIVER, 2006). Stanovenie experimentálneho variogramu je východiskom pre modelovanie variability v hodnotách Z ako funkcie vzdialenosti

Obr. 2 a) tvorba náhodnej schémy vzorkovania, b) stanovenie trendu, c) sledovanie tvaru rozdelenia početností (histogramu) vo vstupnom bodovom poli



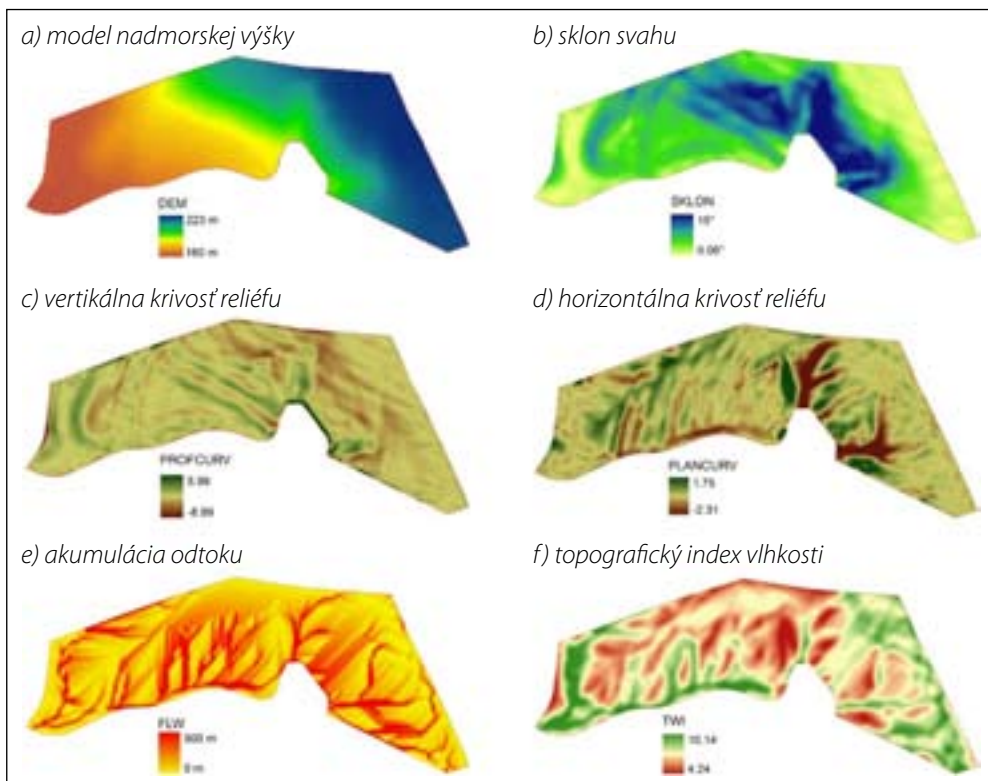
Obr. 3. Grafické znázornenie priestorovej závislosti nadmorských výšok formou variogramu spolu s hodnotami autorizovaného modelu



medzi bodmi a smeru, teda pomáha kvantifikovať, ako sa v priestore mení znak Z v závislosti od vzdialenosti medzi jednotlivými pozorovaniami. Na tento účel sa používajú autorizované modely, napr. lineárny, sférický, exponenciálny, Gaussov a pod., ktoré sa prekladajú experimentálnym variogramom. Pre nami stanovený sférický variogram bolo tak možné stanoviť nasledovné parametre priestorovej závislosti autorizovaného modelu (Obr. 3):

Ako interpolačná metóda bol zvolený univerzálny kriging s následnou tvorbou digitálneho výškového modelu a odvodených premenných reliéfu. Univerzálny kriging bol využitý v dôsledku odstránenia výrazného lokálneho trendu vo výškových údajoch. Samotný kriging tak prebieha na rezíduách po odstránení trendu a samotný trend je pridaný do výsledného rastru po prepočítaní odhadu interpolačnou metódou. Premenné reliéfu predstavujú rastré odvodené od primárneho vstupného podkladu- rastra DTM.

Obr. 4 Model DTM a odvodené premenné reliéfu



Pre extrakciu komplexných reliéfových gradientov z DTM a príslušných premenných reliéfu prostredníctvom analýzy hlavných komponentov PCA bolo potrebné zabezpečiť transformáciu rozdelenia početnosti (histogramu) veličín do rozdelenia blízke normálnemu – jednalo sa o nasledovné odvodené premenné reliéfu: akumulácia odtoku (logaritická transformácia) a sklon (logaritická transformácia). Vzájomnú podobnosť (vyjadrenú korelačnými koeficientmi) medzi jednotlivými odvodenými premennými a výslednými reliéfovými gradientmi a pôvodnými odvodenými premennými uvádzajú tabuľky 2 a 3.

Tab. 2 Korelačný koeficient (product-moment) medzi vstupnými premennými reliéfu odvodenými z DTM ($N=22\,978$, *** $p < 0.01$)

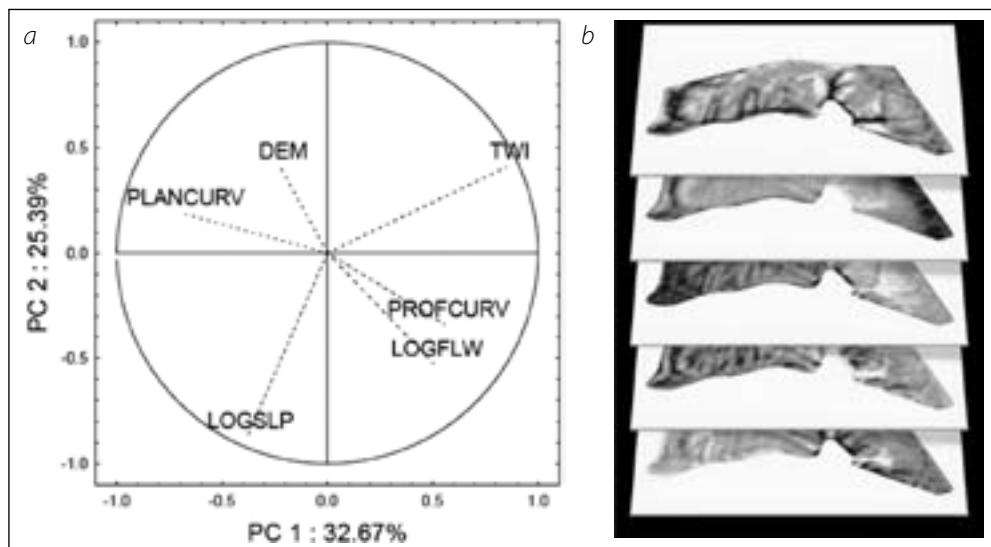
	DEM	LOGFLW	PLANCURV	PROFCURV	LOGSKLON	TWI
DEM	1					
LOGFLW	-0.08***	1				
PLANCURV	-0.01	-0.32***	1			
PROFCURV	-0.30***	0.18***	-0.28***	1		
LOGSKLON	-0.11***	0.28***	-0.01	0.00	1	
TWI	-0.07***	0.30***	-0.41***	0.23***	-0.63***	1

Tab. 3 Korelačný koeficient medzi komplexnými gradientmi reliéfu PC1-6 a vstupnými premennými reliéfu

	PC 1	PC 2	PC 3	PC 4	PC 5	PC 6
DEM	-0.22	0.41	-0.75	-0.34	0.32	-0.03
LOGFLW	0.50	-0.53	-0.42	0.45	0.27	0.12
PLANCURV	-0.69	0.19	0.36	0.36	0.47	-0.07
PROFCURV	0.56	-0.34	0.43	-0.47	0.40	0.00
LOGSLP	-0.38	-0.87	-0.20	-0.06	-0.06	-0.22
TWI_SMTH	0.85	0.41	-0.03	0.22	0.02	-0.24

Komplexné gradienty reliéfu sú v tomto prípade nahradené osami PC analýzy hlavných komponentov. Poloha vstupných premenných v kvadráte gradientov PC1 a PC2 reprezentujúcom až 58 % celkovej variability v matici pôvodných premenných reliéfu sú prezentované formou diagramu PCA na obr. 5 spolu s výslednými rastrami komplexných reliéfových gradientov. Ako vidieť z diagramu PCA (biplot PC1-PC2) a tabuľky 3, je najtesnejšia korelácia medzi osou PC2 (vysvetľujúcou 25,4% celkovej variability) a sklonitosťou, v prípade osi PC1 (vysvetľujúcou 32,7% celkovej variability) je to pozitívna korelácia s akumuláciou odtoku a negatívna korelácia s horizontálnou krivosťou reliéfu.

Obr. 5 a) diagram PCA (biplot PC1-2) s ordináciou vstupných premenných reliéfu, b) výsledné rastry komplexných reliéfových gradientov



ZÁVER

Digitálny model terénu, ako jeden zo základných digitálnych charakteristík a vstupných údajov pre modelovanie priestorových veličín je jedným z najžiadanejších produktov. V závis-

losti od použitia sú relevantné jeho charakteristiky ako je rozsah pokrytia a priestorové rozlíšenie. Pri tvorbe DEM predstavujú použité metódy najčastejšie fotogrametické metódy, metódy LIDAR založené na laserovej technológii, radarové metódy a pozemné meračské metódy využívajúce technológie GNSS, prípadne totálnych staníc. Pre potreby lokálneho využitia je možné budovanie DTM aj svojpomocne, pomocou terénnych meračských metód využívajúcich technológie globálnych polohových systémov GNSS alebo totálnych staníc. Výhodou použitia takýchto metód je pomerne ľahká operatívnosť a použitie predovšetkým na otvorených plochách (poľnohospodárske plochy) s výsledkom lokálneho modelu DTM s vysokým rozlíšením spĺňajúcim požadované kritéria kvality. Výsledný model slúži ako zdroj údajov pre odvodené premenné reliéfu (akými sú sklon, expozícia, krivosť reliéfu a i.). Pre požiadavky priestorového pôdneho modelovania (digital soil mapping) je možné vyextrahovať z takto definovaných a z DTM odvodených charakteristík reliéfu prediktory komplexných gradientov reliéfu. Pomocou využitia metódy analýzy hlavných komponentov (PCA) sú výsledné komplexné gradienty vzájomne ne Korelované a slúžia k výberu najvhodnejšieho prediktora pre účelové priestorové modelovanie.

LITERATÚRA

- BALKOVIČ, J., HUTÁR, V., SOBOCKÁ, J., RAMPAŠEKOVÁ, Z., SKALSKÝ, R., FULAJTÁR, E. 2011. *Digitálne mapovanie pôd vo veľkej mierke pomocou pedometrických metód – príkladová štúdia Rišňovce/Rumanová. Čiastková správa za výskumnú úlohu 03-801-00*. Bratislava: Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, 2011. 25 s.
- HENGL, T., HEUVELINK, G. M. B., STEIN, A. 2004. *A generic framework for spatial prediction of soil variables based on regression-kriging*. Geoderma. 120, 2004, 1-2, p. 75–93. ISSN 0016-7061.
- HUTÁR, V., SCHOLTZ P., HAMLÍKOVÁ, Ľ. 2007. *Priestorové informácie a využitie služby SKPOS pre poľnohospodárske a pôdozvedecké aplikácie*. In Vedecké práce Výskumného ústavu pôdozvedectva a ochrany pôdy č. 29. Bratislava: VÚPOP, 2007, s. 60-66. ISBN 978-80-89128-40-2.
- JOHNSTON, K., VERHOEF, J.M., KRIVORUCHKO, K., LUCAS, N. (2001). *Using ArcGIS Geostatistical Analyst*. Redlans: ESRI, 2001. 316 p. ISBN 978-1-589-48006-3.
- LAGACHERIE, P., MCBRATNEY, A.B., VOLTZ, M. (eds.) 2007. *Digital soil mapping, An Introductory Perspective*. Amsterdam: Elsevier, 2007. 600p. ISBN 0-444-52958-6.
- StatSoft Inc. 2003. *STATISTICA, Version No. 6*. www.StatSoft.com, StatSoft, Inc., Tulsa.
- WEBSTER, R., OLIVER, M. A. 2007. *Geostatistics for Environmental Scientists*. 2. ed. Chichester: John Wiley & Sons, 2007. 315 p. ISBN 978-0-470-02858-2.
- WILSON, J. P., GALLANT, J. C. (eds.) 2000. *Terrain Analysis: Principles and Applications*. New York: John Wiley & Sons, 2000. 479 p. ISBN 978-0-471-32188-0.
- DIGITAL ELEVATION MODEL – from Wikipedia, the free encyclopedia [online].[cit. 2011-10-14]Dostupné na internete: <http://en.wikipedia.org/wiki/Digital_terrain_model>
- Zmluva o poskytnutí služieb SKPOS. Uzavretá v zmysle ust. § 269 ods. 2 Obchodného zákonníka č. SKPOS – 683/2009.

AKTUÁLNY OBSAH ARZÉNU V POĽNOHOSPODÁRSKÝCH PÔDACH SLOVENSKA – JEHO ZDROJE A CHOVANIE

ACTUAL CONTENT OF ARSENIC ON AGRICULTURAL SOILS OF SLOVAKIA – ITS SOURCES AND BEHAVIOUR

Jozef KOBZA

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

Abstrakt

V príspevku je zhodnotený aktuálny obsah arzénu v poľnohospodárskych pôdach Slovenska. Vychádzali sme z podkladov monitoringu pôd Slovenska. Bol stanovený celkový obsah As v lúčavke kráľovskej, v 2M HCl, ako aj bioprístupné formy As v 1M NH₄NO₃. Na základe dosiahnutých výsledkov priemerné hodnoty As v poľnohospodárskych pôdach Slovenska sú podlimitné, lokálne nadlimitné hodnoty boli zistené najmä v regióne Hornonitrianskej kotliny a v oblastiach vplyvu geochemických anomálií.

Kľúčové slová: arzén, poľnohospodárske pôdy Slovenska, kontaminácia, antropogénne a geogénne zdroje arzénu

Abstract

Actual content of arsenic on agricultural soils of Slovakia is evaluated in this contribution. On the basis of soil monitoring system of Slovakia, various forms of arsenic have been determined: in extraction of 2M HCl, total content in aqua regia and finally, bioavailable forms of arsenic in 1M NH₄NO₃ extraction. On the basis of our results it may be said that measured mean values of arsenic are lower than valid hygienic limit for As, higher values of As were determined especially in Hornonitrianska kotlina region as well as on some places of geochemical anomalies occurrence.

Keywords: arsenic, agricultural soils of Slovakia, contamination, anthropogenic and geogenic sources of arsenic

ÚVOD

Arzén patrí medzi prvky s vysokým stupňom potenciálneho ohrozenia, v pôdach sa viaže obvykle vo forme málo rozpustných zlúčenín, v dôsledku čoho dochádza k jeho akumulácii. Zmeny fyzikálnych, chemických alebo biologických vlastností pôdy majú za následok nežia-

duce uvoľňovanie a prienik tohto prvku, predovšetkým do podzemnej vody. Rozpustné zlúčeniny arzenu patria medzi vysoko toxické, poškodzujú enzymatickú rovnováhu a celý nervový systém, respiračný systém, poruchy látkovej výmeny a môžu iniciovať rast niektorých nádorov. Do potravinového reťazca sa As môže dostávať kontaminovanými plodinami, ako aj kontaminovanou vodou (predovšetkým vodné zdroje z oblastí geochemických anomálií). V uvedenom príspevku sme sa preto zamerali na arzén v poľnohospodárskych pôdach Slovenska, na jeho možné zdroje, ako aj jeho chovanie v pôdnom prostredí.

Arzén sa v prírode vyskytuje väčšinou vo forme sulfidov, v malých množstvách je prítomný takmer vo všetkých sulfidických rudách. Je súčasťou rôznych hornín a pôd, ktorých zvetrávaním sa dostáva do podzemných a povrchových vôd. Okrem sulfidov tvorí tiež arzeničnany a jeden známy oxid (Tab.1). Zvetrávaním a oxidáciou rúd obsahujúcich arzén (najčastejšie arzenopyritu FeAsS) sa do vodného prostredia dostávajú arzenité a arzeničné kyslíkaté zlúčeniny: H_3AsO_3^0 , H_2AsO_3^- , HAsO_3^{2-} , AsO_3^{3-} , H_3AsO_4^0 , H_2AsO_4^- , HAsO_4^{2-} , a AsO_4^{3-} .

Tab. 1 Významné minerály arzenu na území SR (ZSOLNAI, 2011)

Názov minerálu	Chemický vzorec	Miesto výskytu v SR	Pôvod
Arzenopyrit	FeAsS	Pezinok, Dobšiná, Rožňava, Jasenie	hydrotermálny, metamorfny
Nikelín	NiAs	Dobšiná, Gelnica	hydrotermálny, magmatický
Geokronit	$5\text{PbS} \cdot \text{AsSbS}_3$	Nižná Slaná, Rožňava	hydrotermálny
Enargit	Cu_3AsS_4	Dobšiná, Novoveská Huta, Mlynky	hydrotermálny
Gersdorfit	NiAsS	Dobšiná, Rožňava, Nižná Slaná	hydrotermálny
Kobaltín	CoAsS	Mútnik pri Hnúšti	hydrotermálny a metamorfny
Auripigment	As_2S_3	Dubník, Tajov, Handlová	hydrotermálny
Realgár	As_4S_4	Dubník, Tajov, Skalka, Červenica	hydrotermálny
Euchroit	$\text{Cu}_2(\text{AsO}_4)(\text{OH}) \cdot 3\text{H}_2\text{O}$	Ľubietová	sekundárny v oxidačnej zóne ložísk Cu
Klinoklas	$\text{Cu}_3(\text{AsO}_4)(\text{OH})_3$	Novoveská Huta	sekundárny na ložiskách Cu
Arzenolit	As_2O_3	Dobšiná, Dubník, Tajov	produkt oxidácie As minerálov.

Okrem rudných minerálov je významným prírodným zdrojom arzenu uhlie, najmä hnedé, ak obsahuje väčšie množstvá zlúčenín tohto prvku. V uhlí Hornonitrianskych ložísk sú to sulfidy arzenu - auripigment a realgár, ktoré sa ako žlté, oranžové a červené povlaky vylúčili už počas neogénu pri vulkanických exhaláciách a hydrotermálnej činnosti na povrchu a v puklinách vrstiev uhlia a hlušiny (Verbich, 1998). V handlovskom uhlí obsah As dosahuje hodnoty 0,007 – 0,169 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ sušiny, v menej kvalitnom nováckom uhlí je to 0,028 – 1,353 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ (ŠIMON, 1997).

Arzén sa vyskytuje aj v niektorých minerálnych prameňoch, napr. prameňa v Gánovciach na východnom Slovensku, jeho voda je nevyhovujúca pre nadlimitný geogénny obsah As 0,1 $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, preto sa neodporúča jej pitie v množstve nad 0,5 l denne. Podľa nariadenia vlády č. 354/2006 Z.z. je limit As v pitnej vode 0,01 $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Podzemné vody však môžu byť znečiste-

né aj výtokmi a priesakmi zo zle zabezpečených skládok odpadov s obsahom arzénu.

Určité množstvá arzénu sa do poľnohospodárskych pôd môžu dostávať vodnými recipientami z okolitých horských oblastí, kde sa vyskytujú tzv. geochemické anomálie. Ich významnejší výskyt bol zistený medzi obcami Nevidzany a Temeš, Chvojnica a Pravenec, medzi Skýcovom a Radobicou, ako aj južne od Prievidze (ČURLÍK, ŠEFČÍK, 1999), ale aj v iných oblastiach Slovenska, najmä v pohoriach tzv. polymetalického zrudnenia (Slovenské rudohorie, Nízke Tatry a pod.).

Hlavným činiteľom určujúcim obsah arzénu v pôde je jeho koncentrácia v podložných horninách a konkrétny pôdny typ a druh, ktorý sa na nich nachádza. V kyslejších a oxidačných podmienkach je As často prítomný vo forme aniónov $H_2AsO_4^-$, ktoré sú schopné sa viazať s prítomnými hydratovanými oxidmi Fe^{3+} a Al^{3+} na veľmi slabo rozpustné arzeničnany železité a hlinité. V zásaditejšom a karbonátovom prostredí rastie podiel aniónu $HAsO_4^{2-}$, rozpustnejšej a mobilnejšej formy arzénu (ZSOLNAI, 2011).

Z antropogénnych zdrojov treba spomenúť hlavne energetiku, najmä spaľovanie uhlia s obsahom arzénu, ktorý sa dostáva do ovzdušia viazaný v časticiach popolčeka v podobe oxidu arzenitého, arzenitanov a arzeničnanov železitých, vápenatých, príp. meďnatých, tiež ako prach z ťažísk a prepravy uhlia. Veľké množstvo arzénu obsahujú aj výluhy z elektrárenského popolčeka. Významnú oblasť zohráva taktiež banská činnosť – zvetrávajúce haldy so zvyškami rúd obsahujúcich arzén, napr. v sedimentoch bane Cígeľ boli zistené hodnoty As 330 mg.kg^{-1} . Arzén v nadlimitných množstvách obsahujú aj mineralizované výtoky zo štôlní, napr. voda z výtoku bane v Lehote pod Vtáčnikom obsahuje As v hodnote $0,025 \text{ mg.dm}^{-3}$, je to však len ojedinelý prípad, vyššie koncentrácie As možno zistiť v bankých vodách v okolí ťažísk arzenových rúd. Významný podiel má aj hutnícky priemysel, hlavne emisie z výroby farebných kovov, spracovanie sulfidových rúd Cu, Pb a Fe, v ktorých As čiastočne nahrádza síru. Pri nedostatočnej činnosti elektrofiltrov môžu zapríčiniť vysoké koncentrácie As v pôdach okolo metalurgických závodov.

Z ďalších antropogénnych zdrojov arzénu dôležitú úlohu zohráva chemický priemysel (výroba As a jeho zlúčenín), metalurgia – výroba farebných kovov prichádza do úvahy na východnom Slovensku (Stredný Spiš, Nižná Slaná). Geochemické anomálie v tejto oblasti predstavujú zároveň aj miesta výskytu a priemyselného spracovania rúd s obsahom arzénu, ktoré sa tu ťažia. Na zvýšene množstvá tohto prvku v pôde a podzemnej vode majú teda vplyv obidva faktory.

V neposlednom rade treba spomenúť aj poľnohospodárstvo, najmä používanie zlúčenín arzénu ako pesticídov, ako aj hnojenie pôdy čistiarenskymi kalmi a dnovými sedimentami, pričom medzná hodnota koncentrácie arzénu je 20 mg As.kg^{-1} sušiny kalov aj sedimentov. Častým zdrojom As sú aj skládky a sedimentačné nádrže – priesaky alebo úniky vôd a odpadov obsahujúcich arzén.

MATERIÁL A METÓDY

Analytické výsledky boli získané z podkladov monitoringu pôd SR. Dosiahli sme tak údaje z celého pôdneho pokryvu poľnohospodárskych pôd Slovenska. Arzén bol stanovený vo výlu-

hu 2M HCl, ako aj vo výluhu lúčavky kráľovskej. Bioprístupné formy As boli stanovené vo výluhu 1M NH₄NO₃ (KOBZA A INÍ, 2011b). Analýzy boli vykonané na pracovisku laboratórnych činností pri VÚPOP v Bratislave.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Aktuálny obsah arzénu v poľnohospodárskych pôdach Slovenska je uvedený v tabuľke 2.

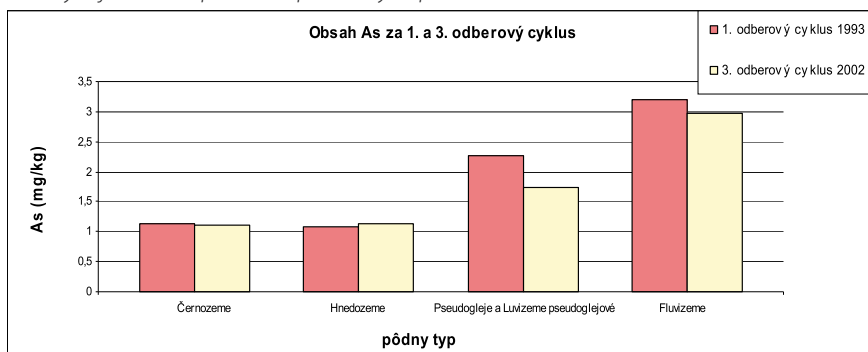
Tab. 2 Základné štatistické ukazovatele obsahu arzénu (mg.kg⁻¹) v poľnohospodárskych pôdach Slovenska

Pôdy	Základné štatistické ukazovatele				
	Xmin.	Xmax.	X	Median	Modus
ČM	0,56	1,64	1,05	1,05	1,00
HM	0,34	2,11	1,10	1,07	1,06
LM + PG	0,32	13,02	1,77	1,39	0,99
FM	0,87	20,27	3,11	2,35	1,51
ČA	0,41	3,87	1,51	1,40	1,50
KM	0,16	21,98	2,03	1,25	1,87
RA	0,04	3,08	0,72	0,61	0,40
RM	0,54	0,90	0,65	0,63	0,60

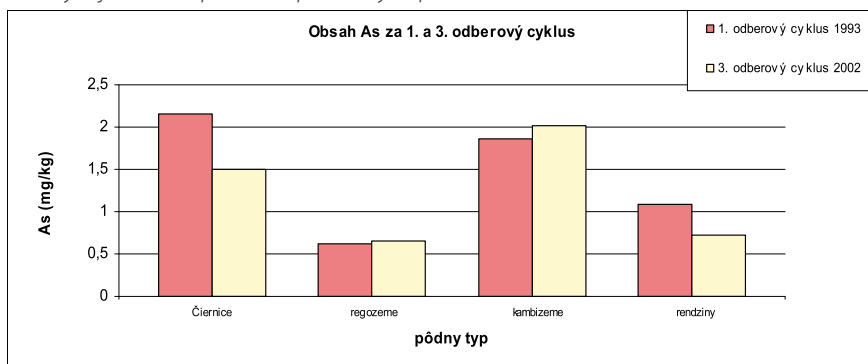
ČM – černoziem, HM – hnedozem, LM – luvizem, PG – pseudoglej, FM – fluvizem, ČA – čiernica, KM – kambizem, RA- rendzina, RM – regozem, Xmin. – minimálna hodnota, Xmax. – maximálna hodnota, X – aritmetický priemer

Priemerné hodnoty As v poľnohospodárskych pôdach Slovenska sú podlimitné. Mierne zvýšené hodnoty As boli zistené vo fluvizemiach, kde môže byť tento prvok kumulovaný z procesu jeho transportu jednak zo zaťažených oblastí, jednak z oblastí výskytu tzv. geochemických anomálií. Na týchto pôdach je preto zreteľná aj výrazná heterogenita arzénu. Je to markantné medzi minimálnou a maximálnou hodnotou obsahu arzénu v pôde. Vysoké max. hodnoty As v kambizemiach pochádzajú z oblastí výskytu geochemických anomálií, kde je tento prvok pomerne početne zastúpený najmä v sulfidickej forme. Je málo pohyblivý, čo napokon dokumentuje aj vývoj tohto prvku v hlavných pôdnych predstaviteľoch poľnohospodárskych pôd Slovenska, kde rozdiely arzénu medzi 1. a 3. odberovým cyklom monitoringu pôd sú prevažne štatisticky nepreukazné (Obr. 1, 2).

Obr. 1 Vývoj arzénu v poľnohospodárskych pôdach Slovenska



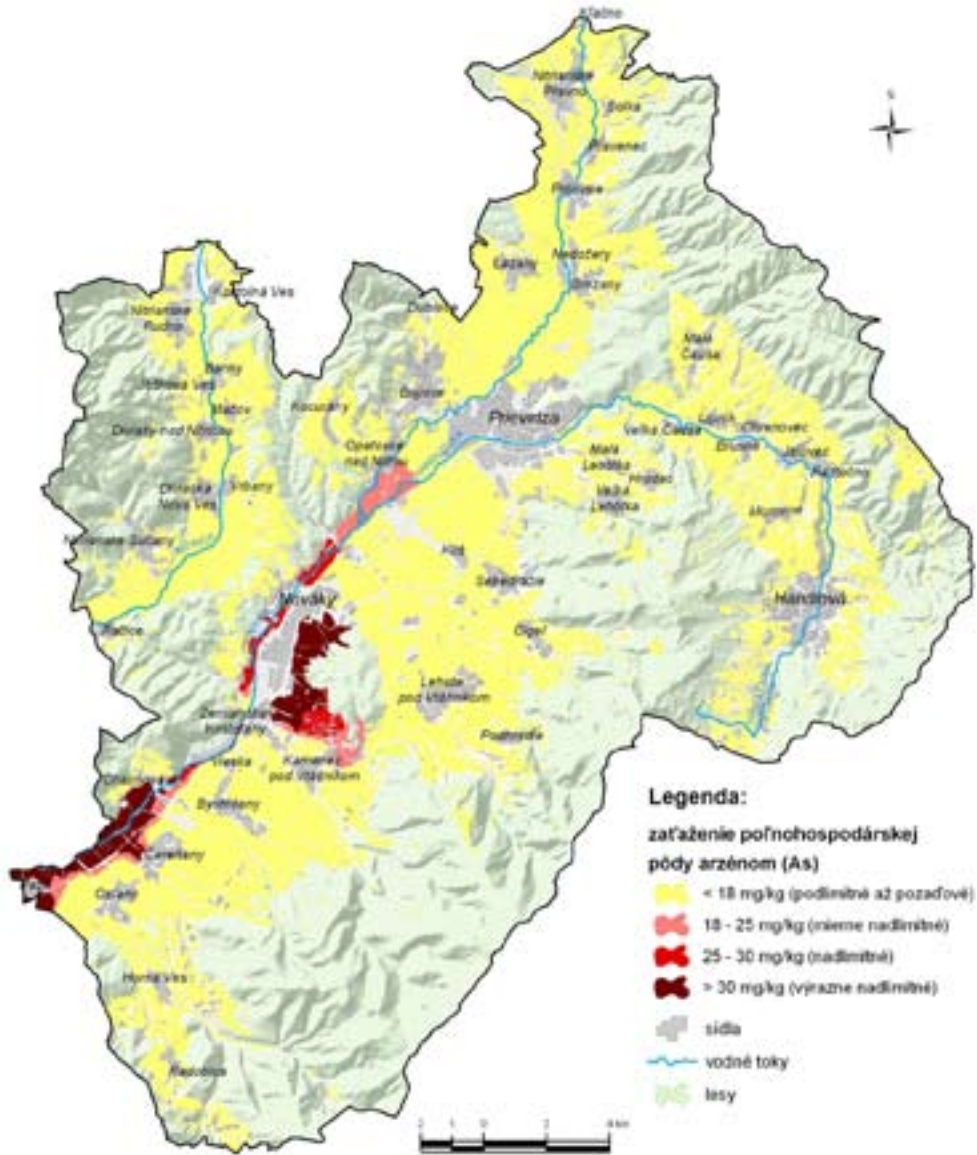
Obr.2 Vývoj arzénu v poľnohospodárskych pôdach Slovenska



Na základe dosiahnutých výsledkov obsahu As v poľnohospodárskych pôdach Slovenska možno konštatovať, že v poslednom období nedošlo k jeho výraznejším zmenám, čo je pre tento prvok charakteristické. V súvislosti so znečistením pôd arzénom sa často spomína región Hornonitrianskej kotliny. Jeho plošnú distribúciu na poľnohospodárskych pôdach uvedeného regiónu uvádzame na mape 1.

Nadlimitné až výrazne nadlimitné hodnoty arzénu boli zistené v okolí Novák a Zemianskych Kostolian, čo indikuje vplyv miestneho priemyslu. Taktiež výrazne nadlimitné hodnoty arzénu boli zistené v nive rieky Nitry. Extrémne vysoké hodnoty arzénu boli zistené v ornici (200 mg.kg^{-1}), ako aj v podornici (246 mg.kg^{-1}), kde sme v hĺbke 40 – 45 cm lokalizovali vrstvu sivého popolčekového odpadu, ktorá tu bola napravená po havárii akumuláčnej nádrže v Zemianskych Kostolnoch v roku 1965. Obsah arzénu (extrakt z lúčavky kráľovskej) v popolčekovej vrstve dosiahol hodnotu až 947 mg.kg^{-1} pri hodnotách $\text{pH}/\text{H}_2\text{O} = 7,73$ a $\text{pH}/\text{KCl} = 7,25$ (KOBZA A INÍ, 2011a).

Mapa 1 Znečistenie poľnohospodárskych pôd arzénom v regióne Hornej Nitry



Obr. 3 Výskyt popolčekovej vrstvy v pôdnom profile po pretrhnutí hrádze v r. 1965



Foto: J. Kobza

Obr. 4 Lokalizácia vrstvy popolčeka pri odbere pôdnych vzoriek



Foto: J. Kobza

Obr. 5 Sivý popolček na povrchu pôdnych agregátov



Foto: J. Kobza

Na obrázku 3 je uvedená sivá popolčeková vrstva naplavená po uvedenej havárii v roku 1965. Táto popolčeková vrstva bola lokalizovaná v teréne pri odbere pôdnych vzoriek (Obr. 4). Sivá popolčeková hmota sa nachádza na povrchu pôdnych agregátov, čo indikuje antropogénny vplyv znečistenia (Obr. 5). Na takto znečistených pozemkoch sa v regióne Hornonitrianskej kotliny často pestujú poľnohospodárske plodiny (Obr. 6).

Okrem celkového obsahu arzenu, významný je aj obsah jeho bioprístupných foriem (vo výluhu 1M NH_4NO_3), ktorý sa tu pohybuje v rozpätí 0,016 – 0,997 mg.kg⁻¹. Maximálne a výrazne nadlimitné hodnoty bioprístupného arzenu v porovnaní s platným hygienickým limitom (0,4 mg.kg⁻¹) uvedeným v zákone č. 220/2004 Z.z., sa nachádza práve v pôdach oblasti vplyvu pretrhnutia hrádze v roku 1965 v alúviu rieky Nitra. Vzniká tu teda reálne riziko transportu As za určitých podmienok z pôdy do poľnohospodárskej produkcie.

Obr. 6 Alúvium rieky Nitry pri Oslanoch s výskytom sivého popolčeka v podornici



Foto: J. Kobza

ZÁVER

Na základe dosiahnutých výsledkov z monitorovania pôd Slovenska možno konštatovať, že priemerný obsah arzénu v poľnohospodárskych pôdach je podlimitný. Zvýšené, ako aj nadlimitné hodnoty sa nachádzajú v pôdach v oblasti vplyvu výskytu tzv. geochemických anomálií, taktiež v oblasti vplyvu priemyselnej činnosti. V tejto súvislosti sa často oprávnene zaraďuje región Hornonitrianskej kotliny medzi zatažené územia najmä spaľovaním fosílnych palív, ale aj vplyvom chemického priemyslu, energetiky, baníctva, dopravy, ktoré sa často spájajú s výskytom arzénu v životnom prostredí, a teda aj v pôde. Tu sme zistili aj najväčšie plochy kontaminovaných pôd arzénom (vyše 2 tis. ha) – KOBZA A INÍ (2011a). Navyše je tu stále markantný vplyv ekologickej havárie z pretrhnutej hrádze popolčekového depónia v roku 1965. Vzhľadom k pomerne nízkej mobilite arzénu v pôdnom prostredí, môže tento prvok v ňom dlhodobo pretrvávať, čo sa potvrdilo aj pri našom doterajšom sledovaní. Bude preto potrebné aj v budúcnosti obsah arzénu (ako aj ďalších rizikových prvkov) v pôde permanentne monitorovať.

LITERATÚRA

- ČURLÍK, J., ŠEFČÍK, P. 1999. *Geochemický atlas Slovenskej republiky. Časť V. Pôdy*. Bratislava: MŽP SR, VÚPOP, 1999. 99 s. ISBN 80-88833-14-0.
- KOBZA, J., BARANČÍKOVÁ, G., HRIVŇÁKOVÁ, K., MAKOVNÍKOVÁ, J., PÁLKA, B., STYK, J., ŠIRÁŇ, M. 2011a. *Komplexné zhodnotenie aktuálneho stavu senzitívneho územia Horná Nitra s dopadom na riešenie pôdoochranných opatrení*. Monografia. Bratislava: VÚPOP, 2011. 98 s. (v tlači)
- KOBZA, J., BARANČÍKOVÁ, G., BEŽÁK, P., BEŽÁKOVÁ, Z., DODOK, R., HRIVŇÁKOVÁ, K., CHLPÍK, J., LIŠTJAK, M., MAKOVNÍKOVÁ, J., MALIŠ, J., PÍŠ, V., SCHLOSSEROVÁ, J., SLÁVIK, O., STYK, J., ŠIRÁŇ, M. 2011b. *Jednotné pracovné postupy rozborov pôd*. Monografia. Bratislava: VÚPOP, 2011. 145 s. ISBN 978-80-89128-89-1.
- Nariadenie vlády SR č. 354, ktorým sa ustanovujú požiadavky na vodu určenú na ľudskú spotrebu a kontrolu kvality vody určenej na ľudskú spotrebu. In: Zbierka zákonov SR č. 354/2006, čiastka 124, s. 2524-2542.
- ŠIMON, L. (ed.) 1997. *Vysvetlivky ku geologickej mape Vtáčnika a Hornonitrianskej kotliny 1:50 000*. Bratislava: GS SR, 1997. 281 s.
- VERBICH, F. 1998. *Hodnotenie geochemických a mineralogických vlastností uhlia ložiska Nováky*. Acta Montanistica Slovaca, roč. 3, 1998, č. 3, 378–383. ISSN 1335-1788.

Zákon č. 220 o ochrane a využívaní pôdohospodárskej 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 z 10. marca 2004. In: Zbierka zákonov SR č. 220/2004, čiastka 96, s. 2278–2315.

ZSOLNAI, S. 2011. *Správanie sa arzénu v pôde s ohľadom na zdroje jeho výskytu*. Diplomová práca. Banská Bystrica: FPV-UMB, 2011. 95 s.

METODOLOGICKÉ ZÁKLADY HODNOTENIA EKOLOGICKÉHO RIZIKA DEGRADÁCIE PÔDY

METHODOLOGICAL BASIS OF THE ENVIRONMENTAL RISK EVALUATION OF SOIL DEGRADATION

Anatolij A. LISNYAK¹, Stanislav TORMA², Jozef VILČEK²

¹Ukrajinský výskumný ústav lesného hospodárstva a agromeliorácie lesa G. N. Vysockého, Puškinská 86, Charkov, Ukrajina, e-mail: laa.79@mail.ru

²Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy, Regionálne pracovisko Prešov, Raymannova 1, 080 01 Prešov

Abstrakt

V práci sú uvedené teoretické základy hodnotenia ekologického rizika degradácie pôdy. Je prezentované, že pre takéto hodnotenie sa ako ideálny javí integrovaný parameter veľkosti rizika ekologického stavu pôdy, ktorý sa vypočítava na základe súboru parametrov, ktoré poskytujú najviac informácií o stave pôdy. Integrovaný indikátor je kalkulovaný pre každý jednotlivý parameter samostatne a potom sa porovnáva so škálou stupňov degradácie pôdy. Bolo navrhnutých päť stupňov rizika degradácie pôd. Predkladaný prístup hodnotenia ekologických rizík degradácie pôd možno využiť pri realizácii opatrení, smerujúcich k ochrane nielen pôdy, ale aj celej prírody.

Kľúčové slová: využitie pôd, integrovaný parameter, degradácia pôd, ekologické riziko degradácie

Abstract

The theoretical positions of the estimation of the ecological risk degradation topsoil are presented. It is shown that the integral factor of the risk size of the soil ecological condition for such estimations is the most acceptable. This factor is calculated from these parameters, which give most information about soil condition. The integrated indicator is calculated for each individual parameter and than is compared with scale of soil degradation degrees. Five degrees of soil risk degradation were suggested. The submitted access of ecological risk evaluation is possible to use at realization of measures that lead not only to the soil conservation, but to the whole nature conservation, as well.

Keywords: land use, integral factor, soil degradation, ecological risk of degradation

ÚVOD

Využívanie krajiny na území Ukrajiny je charakterizované výnimočne vysokou úrovňou poľnohospodárskej činnosti na pôde, pri ktorej môže dôjsť k nezvratnej degradácii pôd

(MEDVEDEV, 2002). Táto sa často môže posudzovať aj ako zánik ekosystému. Čím je vyššia úroveň antropického zaťaženia, tým je vyššie riziko narušenia mechanizmov, ktoré zabezpečujú stabilitu ekosystému, ako aj možnosť ich prechodu do nového stavu, ktorý nie je vhodný pre životné funkcie bioty, vrátane človeka (KOČUROV, 1992).

Riziko degradácie pôdy, následky a prepojenie medzi antropickým zaťažením a stabilitou pôd sú v súčasnosti preskúmané nedostatočne. Vychádzajúc z literárnych údajov (ANDĚL, 1994; MEDVEDEV, 2002; DOBROVOLSKIJ, 2002) o poznatkoch zákonitostí evolúcie prírodných systémov, metodologickým základom ekologickej stratégie v oblasti využívania pôd by sa mala stať minimalizácia rizika degradácie pôdy. Tento prístup sa považuje za oveľa lepší ako „normatívny“ z dôvodu, že berie do úvahy všetky faktory antropického vplyvu vzhľadom na dlhodobé, naoko zanedbateľné, ale potenciálne veľmi nebezpečné procesy.

MATERIÁL A METÓDY

Hlavným cieľom práce je zdôvodnenie teoretických základov a rozpracovanie metodologických prístupov zdokonalenia mechanizmov bezpečného využívania pôd na základe sledovania parametrov rizík degradácie pôd. Metodologický prístup predpokladá využitie výsledkov dlhodobých aj krátkodobých poľných pokusov pri rôznom antropickom zaťažení, sledovaní v rôznych pôdno-ekologických podmienkach, vrátane rôznych typov krajiny, využívania pôd i vegetácie. Ďalej je dôležité zovšeobecnenie údajov získaných v procese sledovania pôdnych procesov a režimov v podmienkach rozličného ekologického stavu pôd, ako aj imitačno-optimalizačná metóda systémovej analýzy.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Termín „ekologické riziko degradácie pôd“, podobne ako aj „klasické ekologické riziko“ (KOČUROV, MIRONJUK, 1992) musí zahŕňať tri základné prvky: a) pravdepodobnosť alebo možnosť neželaného vplyvu, b) hodnotenie možných následkov neželaného vplyvu, c) riadenie rizika. Tieto tri prvky rizika degradácie pôdy boli zjednotené do dvoch štruktúrnych blokov: 1) etapa hodnotenia rizika degradácie pôd, cieľom ktorej bolo stanovenie kvantitatívnych parametrov rizika, zodpovedajúcich rôznym scenárom rozvoja nepriaznivých vplyvov a stratégie ochrany pred nimi a 2) etapa riadenia rizika degradácie pôd, cieľom ktorej bolo stanovenie mier, dovolujúcich znížiť úroveň rizika do prijateľných rozmerov a kontroly následkov ich účinku (Obr. 1).

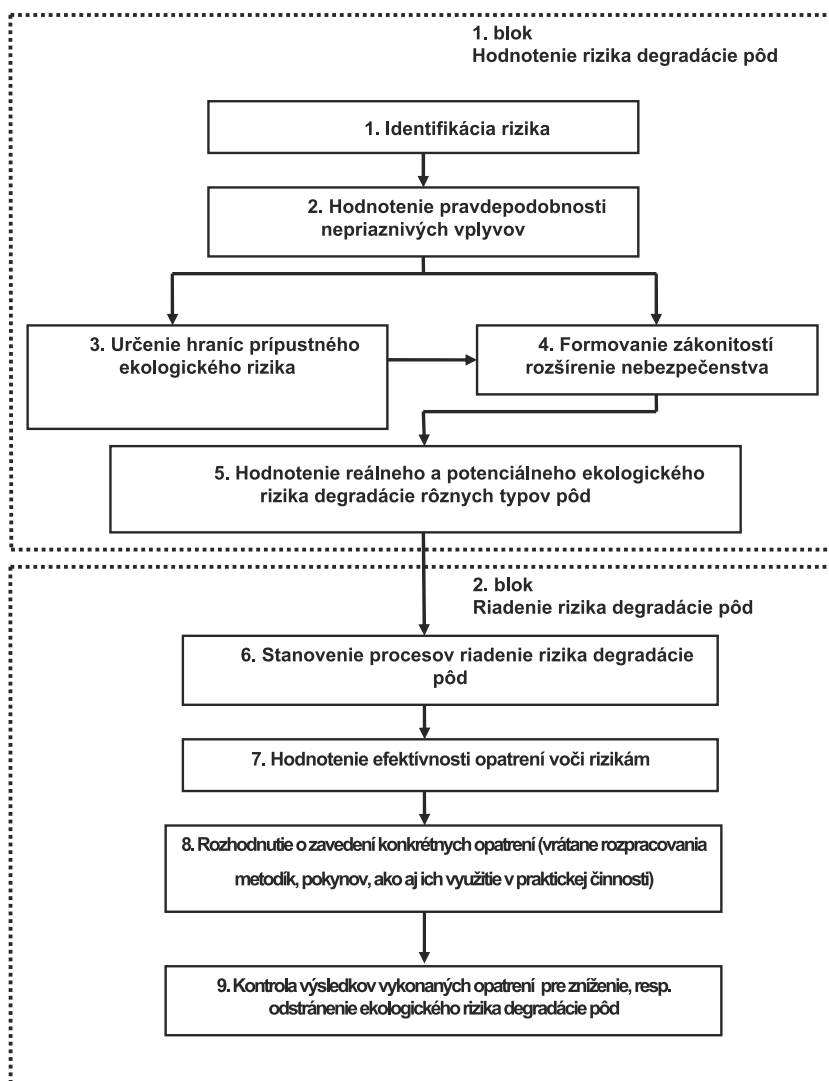
Sledujúc štruktúru prezentovanú na obrázku 1, sme neustále schopní pochopiť, aký problém sa v pôde vyskytol, aký rozmer a intenzitu tento problém získal, aké opatrenie môžeme prijať, nakoľko súrnym a nevyhnutným sa javí odstránenie, resp. obmedzenia problému. Uvedená štruktúra kladie presné požiadavky na charakter a objem informácií, nevyhnutných na zabezpečenie prijatia riešenia. Taktiež dovoľuje posudzovať jednotlivé opatrenia v rámci celého kontextu, tzn. existuje možnosť hodnotiť dôležitosť a prioritu ochranných opatrení v komplexe

s inými opatreniami, ktoré majú vzťah k danému pôdnemu problému, prostredníctvom hodnotenia ich celkového vplyvu na zosilnenie, resp. oslabenie existujúceho ekologického rizika.

Je treba mať na zreteli, že usmerňovanie ekologického rizika degradácie pôd musí byť z metodologickej stránky zabezpečené tvorbou a realizáciou zodpovedajúcich štandardizovaných metodík hodnotenia rôznych jeho prejavov – ekologické riziko znečistenia pôd ťažkými kovmi, ekologické riziko zaplavených území, ekologické riziko zhutnenia pôd a pod.

Pri antropickej činnosti na pôde prebieha narušenie pôdných funkcií a parametrov najčastejšie v nasledovnej postupnosti: funkcie pôdy ako historického média (v ruskej literatúre „informačná funkcia pôdy“) → biochemické, fyzikálno-chemické, chemické → fyzikálne parametre. Skutočnosť, že rôzne ekologické funkcie sú narušované pri rôznych stupňoch vplyvu,

Obr. 1 Schematický blok hodnotenia a riadenia rizika degradácie pôd



je v prvom rade treba brať do úvahy pri hodnotení ekologického rizika degradácie pôdy. Ak chceme zachovať plnohodnotné ekologické funkcie pôdy, hodnotenie ekologického rizika jej degradácie je treba vykonať na základe stupňa narušenia týchto funkcií. Ďalším krokom je využitie nie maximálne prípustnej koncentrácie znečisťujúcej látky v pôde, ale integrovaného indikátora rizika ekologického stavu pôdy, ktorý sa vypočítava na základe súboru parametrov pôdy, ktoré poskytujú najviac informácií o jej stave.

Použitie integrovaného indikátora sa podmieňuje nasledovnými príčinami:

- a) dovoľuje objektívne ohodnotiť stupeň nebezpečenstva znečistenia pôdy celého radu látok rôzneho množstva a toxicity pri jednorazovej činnosti na ekosystém
- b) hodnotenie stupňa nebezpečenstva znečistenia pôdy sa môže vykonávať v kontexte lokálnej ekologickej situácie
- c) integrovaný indikátor kvality pôdy eliminuje možnosť preceneného hodnotenia pri neracionálnom využívaní pôd a nízkej efektívnosti opatrení, smerujúcich k ochrane prírody, tzn. garantuje komplexný prístup.

Integrovaný indikátor musí vystupovať v úlohe konkrétnej hodnoty pri rôznom stupni rizika degradácie pôdy. Predpokladá sa zaviesť nasledovné stupne vyjadrenia ekologického rizika degradácie pôdy: veľmi slabý, slabý (tieto dva stupne zodpovedajú takému stavu pôdy, kedy riziko prakticky neexistuje), stredný (keď je riziko degradácie relatívne vysoké, ale stav pôdy sa dá v plnej miere obnoviť), silný a katastrofický (v prípade týchto dvoch stupňov sa jedná už o výrazné riziko, kedy ani agromelioračné opatrenia nemusia postačovať na obnovu pôdnych vlastností) (Tab. 1).

Ekologické funkcie pôdy nie sú narušené, pokiaľ nenastane odchýlka integrovaného indikátora od pôvodného stavu hodnotených parametrov. Ak odchýlka nastane, každý z hodnotených parametrov je sprevádzaný degradačným procesom (zníženie úrodnosti pôdy, zníženie biologickej aktivity pôdy, zvýšenie plôch zasolenia pôd a pod.)

Integrovaný indikátor je kalkulovaný pre každý jednotlivý parameter samostatne a potom sa porovnáva so škálou stupňov degradácie pôdy (Tab. 1). Vypočítava sa ako percentuálny pomer východiskových hodnôt hodnoteného parametra k aktuálnemu podľa rovnice (1):

$$I = \frac{E \cdot 100}{F} \quad (1),$$

kde I – integrovaný indikátor hodnoteného parametra; E – východisková hodnota hodnoteného parametra;
F – aktuálna hodnota hodnoteného parametra.

Tab. 1 Škála stanovenia hodnoty integrovaného indikátora pri rôznej degradácii pôdy pri rôznych hodnotených parametroch

Hodnotené parametre	Stupeň vyjadrenia rizika pomocou integrovaného indikátora pri rôznej degradácii pôdy				
	Veľmi slabý	Slabý	Stredný	Silný	Katastrofický
Pokles obsahu humusu (% pôvodného stavu)	~0	< 30	30-70	70-90	> 90
Plocha zasolenia pôd (% pôvodného stavu)	~0	< 5	5-20	20-50	> 50
Plocha postihnutá veternou eróziou (% pôvodného stavu)	~0	< 10	10-20	20-40	> 40

Tab. 2 Kvalitatívne ohodnotenie stavu (kvality) pôdy a tomu zodpovedajúce hodnotenie rizika

Úroveň straty ekologickej kvality pôdy	Kvalitatívne príznaky stavu pôdy	Stupeň vyjadrenia rizika	Poškodené vlastnosti (funkcie) pôdy
1	Príznaky degradácie nie sú prítomné	Veľmi slabý (prakticky nebadateľný)	Žiadne
2	Príznaky degradácie sú slabo vyjadrené, procesy degradácia sú v začiatkovom štádiu, prirodzené funkcie pôdy sú prakticky nezmenené	Slabý (málo významný)	Funkcia pôdy ako historického média „informačná funkcia pôdy“
3	Príznaky degradácia sú zrejmé, ale s použitím zodpovedajúcich opatrení je možné stav pôdy úplne obnoviť, prirodzené vlastnosti pôdy sú čiastočne narušené	Stredný (významný)	Biochemické, chemické, fyzikálno-chemické
4	Zmena vlastností a parametrov pôdy je výrazná, prirodzené funkcie sú výrazne negatívne ovplyvnené, zastaviť proces degradácie je problematické, sú potrebné následné investície do agromelioračných opatrení	Silný (neželané riziko)	Biochemické, chemické, fyzikálno-chemické, fyzikálne
5	Pôda úplne stratila minimálne jednu zo svojich funkcií, je možné len ich čiastočné obnovenie prostredníctvom agromelioračných opatrení	Katastrofický (výrazne neželané riziko)	Biochemické, chemické, fyzikálno-chemické, fyzikálne

V tabuľke 2 je uvedený príklad škály hodnotenia rizika degradácie pôdy, ktorá je kalkulovaná na základe existujúcich normatívnych veličín pre každý hodnotený parameter stavu pôdy (na príklade obsahu humusu, plochy zasolenia pôd a plôch postihnutých veternou eróziou). Urobiť také hodnotenie pôd podľa jednotlivých parametrov, je možné synteticky zhodnotiť celkové riziko degradácie pôdy, ktoré je vyjadrené nasledujúcou rovnicou (2):

$$Op = \frac{\sum_{q=1}^n v}{S} \quad (2),$$

kde Op – syntetické hodnotenie rizika degradácie pôdy (%), v – stupeň vyjadrenia rizika jednotlivých parametrov, S – maximálne možná suma stupňov vyjadrenia rizika pre stanovované parametre, q – poradové číslo parametra, n – počet parametrov

Predkladaný prístup hodnotenia ekologických rizík degradácie pôd možno využiť pri realizácii opatrení, smerujúcich k ochrane nielen pôdy, ale aj celej prírody: pri hodnotení vplyvu rizík na životné prostredie, pri bioindikácii a biodiagnostike degradačných zmien v pôde, pri monitoringu pôd, pri ekologickom hodnotení znečistenia pôd, pri tvorbe ekologických máp, pri prognózovaní ekologických vplyvov určitej hospodárskej činnosti na danom území, pri hodnotení rizika katastrof, pri vykonávaní ekologickej expertízy, resp. certifikácii územia a pod.

ZÁVER

Hodnotenie ekologického rizika sa musí vykonávať v kontexte konkrétnej lokálnej ekologickej situácie. Následné riadenie rizika degradácie pôd na základe integrovaného indikátora dovoľuje vytvárať nielen ekologicky účelné, ale aj ekonomicky efektívne programy na ochranu prírody. Takéto hodnotenie ekologického rizika (na objektívnejšom základe) umožňuje pristupovať k problému definície priorít činností smerujúcich k ochrane prírody.

LITERATÚRA

- ANDĚL J. 1994. *Regions of Environmental burden in the Czech Republic – Methods of definition*. In: Acta Universitatis Carolinae, Geographica. 1994. No. 1 (2). p. 111-125. ISSN 0300-5402.
- DOBROVOL'SKIJ, G. V. (red.) 2002. *Degradacija i ochrana pochv*. Moskva: MGU, 2002. 654 s.
- KOČUROV, B. I. 1992. *Ekologicheskij risk i vzniknovenije ostrych ekologicheskich situacij*. In: Izvestija RAN, serija geografija, No. 2 (6), s. 112-122.
- KOČUROV, B. I., MIRONJUK, S. G. 1992. *Podchody k opredeleniju i klassifikacii ekologicheskogo riska*. In: Vestnik MGU, serija 5, geografija, No. 4 (6), s. 24-27.
- MEDVEDEV V. V. 2002. *Monitoring pochv Ukrainy. Konceptija. Predvaritelnyje rezultaty. Zadachi*. Charkov, Antikva, 2002. 428 s.
-

POROVNANIE MODELOV OBJEMOVEJ HMOTNOSTI PÔDY (KÚ B. BYSTRICA)

COMPARISON OF SOIL BULK DENSITY MODELS (REGION BANSKÁ BYSTRICA)

Jarmila MAKOVNÍKOVÁ, Miloš ŠIRÁŇ

Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Regionálne pracovisko Banská Bystrica, Mládežnícka 36, 974 04 Banská Bystrica, e-mail: j.makovnikova@vupop.sk

Abstrakt

Príspevok je zameraný na porovnanie aplikácie statického modelu a dvoch pedotransférových modelov rovnovážnej objemovej hmotnosti pôdy v modelovom území Banská Bystrica. Boli použité údaje z databázy KPP a databázy ČMS – Pôda. Pre verifikáciu modelov bol použitý súbor kľúčových lokalít ČMS-P (15 lokalít). Diferencie analyticky stanovených a modelových hodnôt sa pohybovali od $-0,231$ do $0,472 \text{ g.cm}^{-3}$. Uskutočnili sme porovnanie troch modelov v sieti výberových sond KPP (135 lokalít). Variačné rozpätie modelových hodnôt získaných modelom OHstat je širšie ako variačné rozpätia modelových hodnôt získané pedotransférovými modelmi. Rozdiely modelov sa zvyšujú so stúpajúcou hodnotou obsahu organickej hmoty v pôde.

Kľúčové slová: rovnovážna objemová hmotnosť pôdy, statický model, pedotransférový model

Abstract

Aim this paper was a comparison of application of static model and two pedotransfer models of equilibrium soil bulk density in selected region Banská Bystrica. Two digital databases were use (General Survey of Agricultural Soil –KPP and Partial Monitoring System – Soil – CMS-P). The ČMS-P data were used for model verification (15 key localities). The differences between analytically evaluated soil bulk density and model values move in presented models from -0.231 to 0.472 g.cm^{-3} . We made comparison of three soil bulk density models in site of special KPP localities (135 localities). Range of model values evaluated by static model was wider than ranges by pedotransfer models. Model differences increase with upward content of soil organic matter.

Keywords: equilibrium soil bulk density, static model, pedotransfer model

ÚVOD

Objemová hmotnosť charakterizuje pôdy z hľadiska pórovitosti, odporu pôdy pri raste koreňov rastlín, odporu pôdy pri obrábaní, je to aj veličina potrebná pre bilančné prepočty

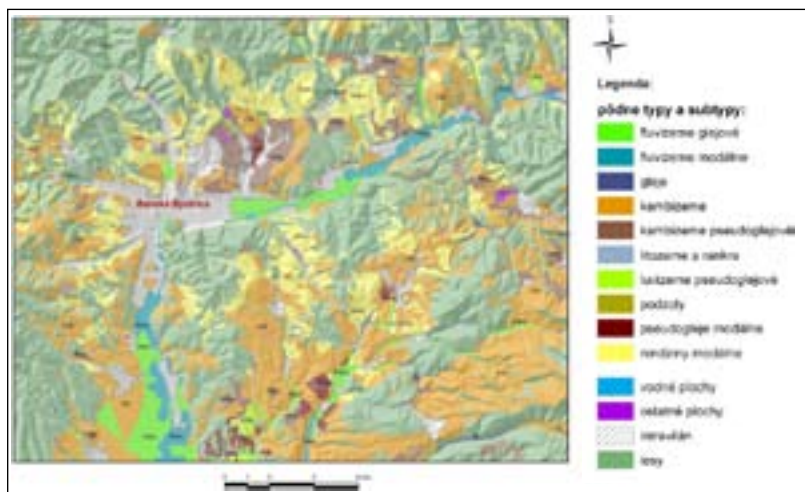
rôznych látok v pôde (zásob humusu, zásob živín, vody a pod.) (FULAJTÁR, 2006). Patrí k dynamic-kým parametrom pôdy, t.j. objemová hmotnosť je variabilná v priestore aj v čase. Variabilita objemovej hmotnosti v kratšom časovom rozpätí je podmienená kultiváciou pôd, zmenou ich vlhkosti, kryogénnymi procesmi, prirodzeným uľahnutím ako aj striedaním plodín. Výsledkom je reverzibilný dej s tendenciou pôdy dosiahnuť ustálený stav – rovnovážnu objemovú hmotnosť (LINKES A INÍ, 1989), je to stav, keď pôda po jarnom rozmrzaní a spracovaní postupne prirodzene uľahne až dosiahne stav, ktorý sa v ďalšom priebehu roka prirodzenými vplyvmi mení len málo a kolíše okolo rovnovážnej hodnoty. Rovnovážna objemová hmotnosť pôdy je priamy indikátor fyzikálneho stavu pôdy.

Najjednoduchšie modely rovnovážneho stavu objemovej hmotnosti pôdy pracujú na princípe objemovej hmotnosti minerálneho podielu pôdy, vychádzajú z textúrneho trojuholníka pre minerálny podiel pôdy (BOUMA, 1989, MAKOVNIKOVÁ, ŠIRÁŇ, 2011) a stanovených kategórií pre pôdne druhy. Modely využívajúce pedotransférové funkcie umožňujú získať z vhodných empirických údajov (napr. údajov o textúre pôdy prípadne o obsahu organickej hmoty v pôde, ktoré patria medzi parametre s vysokou mierou vplyvu na hodnotu objemovej hmotnosti pôdy (KAUR A INÍ, 2002)) hodnotu objemovej hmotnosti pôdy. Rovnovážnu hodnotu objemovej hmotnosti v pravidelnej sieti využíva aj statický model objemovej hmotnosti pôdy na základe jej textúry a obsahu organickej hmoty v pôde (LINKES A INÍ, 1989).

MATERIÁL A METÓDY

Aplikácia modelov pre odhad rovnovážneho stavu objemovej hmotnosti, predstavuje plochu cca 50 000 ha a zahŕňa 49 katastrálnych území (Obr. 1). Na tomto území je lokalizovaných 953 základných sond a 135 výberových sond Komplexného prieskumu pôd.

Obr. 1 Modelové územie



Prevládajúcim pôdnym typom na modelovom území sú kambizeme (12 550 ha) a rendziny (5 600 ha) v menšej miere sú zastúpené kambizeme pseudoglejové (1 935 ha) a fluvizeme glejové (1 485 ha).

Pri aplikácii modelov boli ako vstupné údaje použité údaje z databázy výberových sond KPP (obsah celkového ílu a obsah organickej hmoty v pôde), databázy kľúčových lokalít ČMS - Pôda (objemová hmotnosť, obsah celkového ílu a obsah organickej hmoty v pôde) a údaje z databázy základných sond KPP (obsah celkového ílu doplnené podľa databázy ČMS-P o hodnotu organickej hmoty v pôde). Údaje o výberových sondách sú dnes dostupné v digitálnej podobe v Digitálnej databáze výberových sond KPP (AISOP, LINKEŠ A INÍ, 1988) alebo v aktualizovanej verzii ako KPP-DB 1.0 (SKALSKÝ A BALKOVIČ, 2002).

V databáze KPP bol obsah humusu stanovený výpočtom ($\text{Hum} (\%) = 1,724 * \text{Cox}$) z obsahu oxidovateľného organického uhlíka, ktorý bol meraný po oxidácii jemnozeme chromsírovou zmesou, obsah ílových častíc < 0,01 mm pipetovacou metódou, objemová hmotnosť redukovaná zvážením vysušenej (pri 105 °C do konštantnej hmotnosti) neporušenej vzorky o objeme 100 cm³ odobratej v Kopeckého valčekoch (priemerná hodnota z troch opakovaní). V databáze ČMS-P bol obsah humusu stanovený výpočtom ($\text{Hum} (\%) = 1,724 * \text{Cox}$) z obsahu organického uhlíka (Cox) analyzovaného mokrou cestou podľa Ťurina v modifikácii podľa Nikitina, obsah častíc < 0,01 mm pipetovacou metódou a objemová hmotnosť redukovaná zvážením vysušenej (pri 105 °C do konštantnej hmotnosti) neporušenej vzorky o objeme 100 cm³ odobratej v Kopeckého valčekoch (priemerná hodnota z 5-tich opakovaní) (KOBZA A INÍ, 2002, FIALA A INÍ, 1999).

Použili a porovnali sme tri modely, kde vstupujú ako premenné obsah celkového ílu v % a obsah organickej hmoty v % (resp. prepočet C_{ox} na obsah humusu).

Model 1 – výpočet rovnovážnej hodnoty objemovej hmotnosti (OH_1) na základe pedo-transférovej rovnice s použitím údajov frakcie celkového ílu (MAKOVNÍKOVÁ, ŠÍRÁŇ, 2011):

$$\text{OH}_1 = 1,03888 + 0,0126664 * \text{Ilc} - 0,000104997 * \text{Ilc}^2$$

Model 2 – výpočet rovnovážnej hodnoty objemovej hmotnosti (OH_2) na základe pedo-transférovej rovnice s použitím údajov frakcie celkového ílu a obsahu organickej hmoty (Cox v %) v pôde (MAKOVNÍKOVÁ, ŠÍRÁŇ, 2011):

$$\text{OH}_2 = 1,52644 + 0,0000517149 * \text{Ilc} - 0,107002 * C_{ox}$$

OHstat (statický model), ktorý modeluje rovnovážnu hodnotu objemovej hmotnosti v pravidelnej sieti na základe jej textúry a obsahu organickej hmoty v pôde (MAKOVNÍKOVÁ, ŠÍRÁŇ, 2011)

Jednotlivé modely boli verifikované v sieti kľúčových lokalít ČMS-P. Modelové hodnoty boli spracované v STATGRAPHICS Centurion XVI.1 a vyhodnotené v mapovom prostredí ARC GIS.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

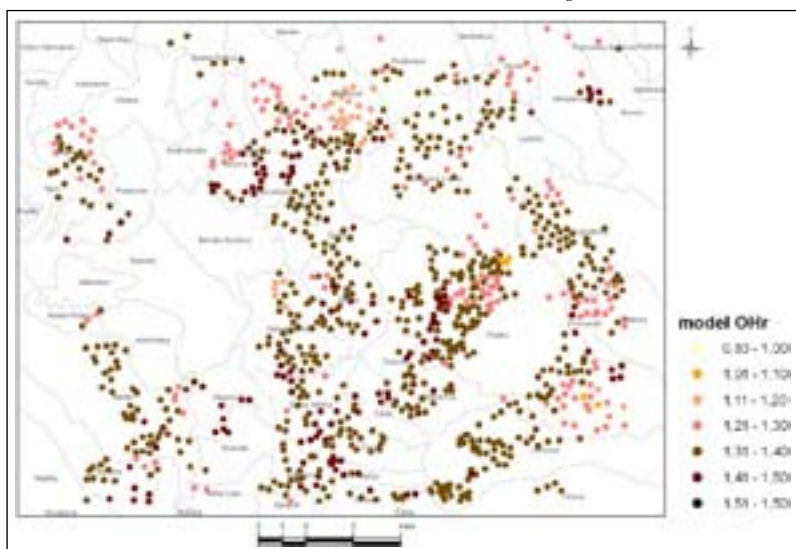
Základné štatistické charakteristiky modelových hodnôt rovnovážnej objemovej hmotnosti pôdy na území Banskej Bystrice s využitím základných sond, výberových sond KPP sú uvedené v tabuľke 1.

Tab. 1 Základné štatistické charakteristiky modelových hodnôt objemovej hmotnosti pôdy a ich diferencíí

Štatistická charakteristika	OHstat	OH ₁	OH ₂
aritmetický priemer	1,291	1,335	1,338
Medián	1,330	1,343	1,349
Minimum	0,400	1,122	0,833
Maximum	1,850	1,421	1,473
smerodajná odchýlka	0,219	0,057	0,078

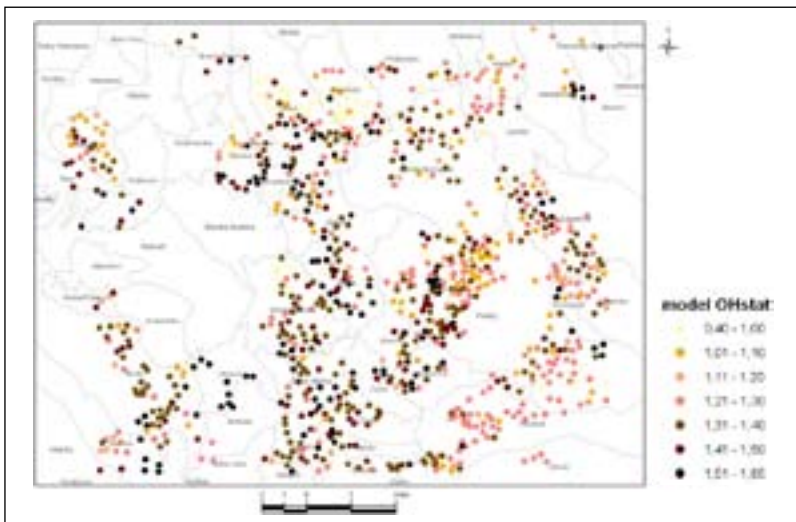
Jeden z modelov rovnovážnej hodnoty objemovej hmotnosti (OH₂) na základe pedo-transférovej rovnice s použitím údajov frakcie celkového ílu obsahu organickej hmoty (C_{ox} v %) v pôde je na obrázku 2.

Obr. 2 Model rovnovážnej hodnoty objemovej hmotnosti (OH₂)



Statický model, ktorý modeluje rovnovážnu hodnotu objemovej hmotnosti v pravidelnej sieti na základe jej textúry a obsahu organickej hmoty v pôde (OHstat) je na obrázku 3.

Obr. 3 Model rovnovážnej hodnoty objemovej hmotnosti na základe jej textúry a obsahu organickej hmoty v pôde (**OHstat**)



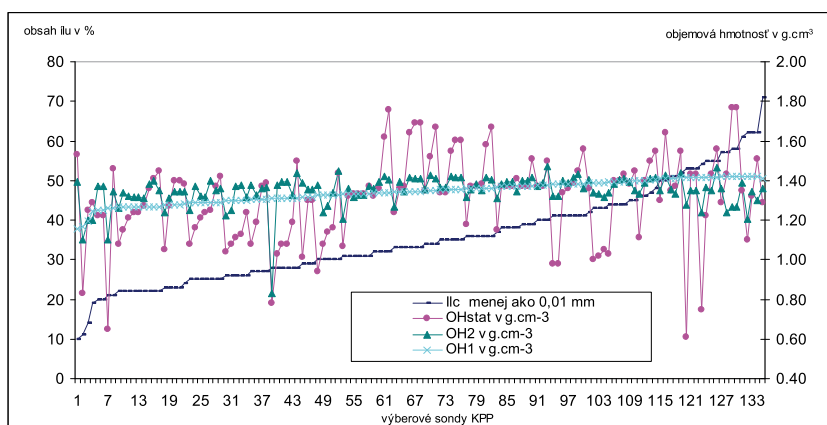
Porovnanie modelových hodnôt sme spravili v sieti výberových sond KPP ($n = 135$), pretože tu sme pracovali s obidvoma pôvodnými vstupnými parametrami (v sieti základných sond KPP bol doplnený obsah organickej hmoty v pôde na základe údajov z ČMS-P a to pre model OHstat a model OH₂). Základné štatistické charakteristiky modelových hodnôt objemovej hmotnosti pôdy, podľa statického modelu a pedotransférového modelu, ako aj ich rozdiely sú v tabuľke 2 a na obrázku 4.

Tab. 2 Základné štatistické charakteristiky modelových hodnôt objemovej hmotnosti pôdy a ich diferencii v sieti výberových sond KPP, $n = 135$

Štatistická charakteristika	OHstat	OH ₁	OH ₂	R ¹	R ²	R ³
aritmetický priemer	1,309	1,340	1,350	-0,330	-0,040	0,008
medián	1,350	1,340	1,360	0,009	-0,030	0,020
smerodajná odchylka	0,215	0,056	0,077	0,209	0,185	0,083
minimum	0,610	1,160	0,830	-0,810	-0,660	-0,48
maximum	1,770	1,420	1,470	0,420	0,500	0,240

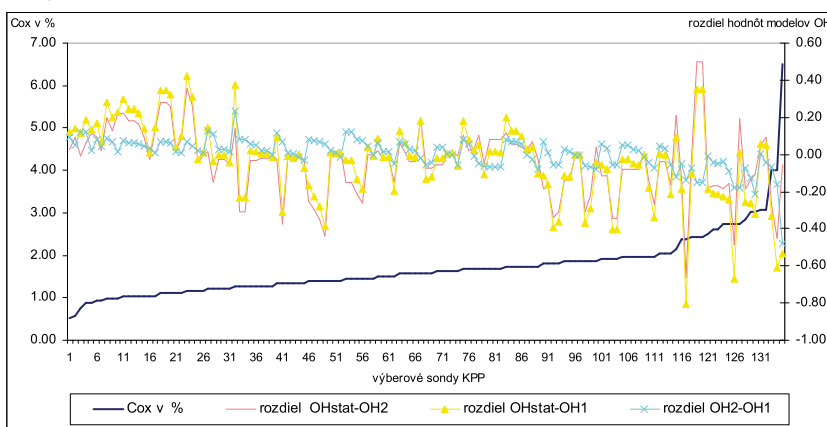
R¹ – rozdiel medzi OHstat a OH₁
R² – rozdiel medzi OHstat a OH₂
R³ – rozdiel medzi OH₂ a OH₁

Obr. 4 Modelová hodnota rovnovážnej objemovej hmotnosti pôdy podľa statického modelu OHstat s modelovou hodnotou podľa pedotransférovej rovnice OH_1 a OH_2 v kontexte s obsahom celkového ílu



Variačné rozpätie modelových hodnôt získaných modelom OHstat je širšie ako variačné rozpätie modelových hodnôt získaných modelom OH_1 a OH_2 . Vzájomná korelácia modelov OHstat a OH_2 , kde vstupuje ako jeden z parametrov obsah organickej hmoty v pôde, je preukazná na hladine významnosti 95 %, modely vzájomne korelujú, hodnota korelačného koeficientu je ($r = 0,59$), $r = 0,30$ pre model OHstat a OH_1 a $r = 0,27$ pre model OH_1 a OH_2 . Rozdiely modelov sa zvyšujú so stúpajúcou hodnotou obsahu organickej hmoty v pôde, na ktorý výraznejšie reaguje statický model (Obr. 5).

Obr. 5 Rozdiely modelov objemovej hmotnosti pôdy v kontexte s obsahom organickej hmoty v pôde



So stúpajúcim obsahom organickej hmoty v pôde sa výraznejšie rozchádzajú (pri použití troch modelov) aj modelové hodnoty rovnovážnej objemovej hmotnosti pôdy.

Pri overení aplikácie modelov sme využili databázu kľúčových lokalít ČMS – pôda, 15 vybraných lokalít. Modelové hodnoty rovnovážnej objemovej hmotnosti ($OHstat$, OH_1 a OH_2) sme porovnali s analyticky stanovenými hodnotami objemovej hmotnosti (OH) (Tab. 3, 4 a Obr. 6).

Tab. 3 Základné štatistické charakteristiky analytických (OH) a modelových hodnôt objemovej hmotnosti pôdy (OHt, OHR, OHstat)

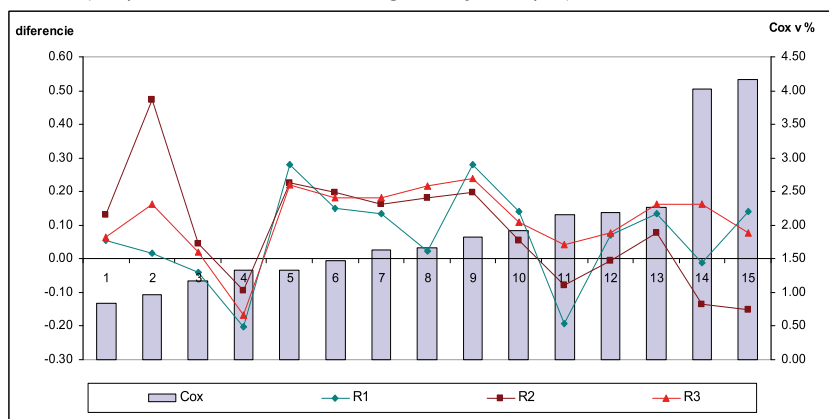
Štatistická charakteristika	OH	OHstat	OH ₁	OH ₂
aritmetický priemer	1,438	1,360	1,352	1,322
minimum	1,160	1,100	1,113	1,088
maximum	1,605	1,760	1,418	1,439

Tab. 4 Základné štatistické charakteristiky diferencií modelových hodnôt objemovej hmotnosti pôdy a analyticky stanovenej objemovej hmotnosti

Štatistická charakteristika	R1	R2	R3
aritmetický priemer	0,065	0,085	0,116
minimum	-0,231	-0,182	-0,166
maximum	0,221	0,472	0,238

R1 – rozdiel medzi OH a OHstat
R2 – rozdiel medzi OH a OH₁
R3 – rozdiel medzi OH a OH₂

Obr. 6 Rozdiely analyticky stanovenej objemovej hmotnosti pôdy a modelov objemovej hmotnosti pôdy v kontexte s obsahom organickej hmoty v pôde



Aritmetický priemer diferencií analyticky stanovenej objemovej hmotnosti pôdy a modelovanej rovnovážnej objemovej hmotnosti pôdy je najnižší v prípade použitia modelu OHstat, modelové hodnoty objemovú hmotnosť mierne znižujú pri nižších obsahoch organickej hmoty v pôde, naopak, pri vysokých hodnotách ju model OH₂ mierne navyšuje.

Aplikácia modelu rovnovážneho stavu objemovej hmotnosti pôdy, transformovaná cez geografický informačný systém (GIS) ArcView umožnila doplnenie databázy v záujmovom území o odhad dôležitej fyzikálnej charakteristiky pôdy. Výber vhodného modelu závisí od dostupnosti vstupných údajov pre dané územie.

ZÁVER

Rovnovážna objemová hmotnosť pôdy je priamy indikátor fyzikálneho stavu pôdy. Stanovenie objemovej hmotnosti má veľký význam pri určovaní stavu zhutnenia pôdy ako jedného z degradačných procesov podľa Zákona č. 220/2004 Z.z. O ochrane a využívaní poľnohospodárskej pôdy, ale i pri spracovaní mapových podkladov zásob pevných látok v pôde ako aj zásob organickej hmoty, ktoré sú požadovanou súčasťou medzinárodných výstupov z informačných databáz o pôde.

Porovnali sme aplikáciu troch modelov objemovej hmotnosti pôdy, ktoré vychádzajú z dostupných empirických údajov o pôde. Rozdiely modelov sa zvyšujú so stúpajúcou hodnotou obsahu organickej hmoty v pôde, na ktorý výraznejšie reaguje statický model. Jednotlivé modely rovnovážneho stavu objemovej hmotnosti pôdy, transformované cez geografický informačný systém (GIS) ArcView umožňujú doplnenie databázy v záujmovom území B. Bystrice o odhad dôležitej fyzikálnej charakteristiky pôdy. Rovnovážna hodnota objemovej hmotnosti pôdy bola doplnená pomocou modelu OH(stat) nakoľko pri porovnaní a verifikácii modelov, rozdiely s analyticky stanovenými hodnotami boli najnižšie práve v prípade modelu OH(stat).

LITERATÚRA

- BOUMA, J. 1989. *Using soil survey data for quantitative land evaluation*. In Stewart, B. A. (ed.) *Advances in Soil Science*. Vol. 9. New York: Springer, 1989, p. 177-213. ISBN 978-03-87967-81-3.
- FIALA, K. a iní 1999. *Závazné metódy analýzy pôd: Čiastkový monitorovací systém pôda*. Bratislava: Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, 1999. 142 s. ISBN 80-85361-55-8.
- FULAJTÁR, E. 2006. *Fyzikálne vlastnosti pôdy*. Bratislava: VÚPOP, 2006. 142 s. ISBN 80-89128-20-3.
- KAUR, R., KUMAR, S., GURUNG, H. P. 2002. *A pedo-transfer function for estimating soil bulk density from basic soil data and its comparison with existing PTFs*. Australian Journal of Soil Research. 1. september, 2002, FindArticles.com. 11 Jan, 2011. Dostupné na internete: <http://findarticles.com/p/articles/mi_hb3364/is_5_40/ai_n31675919/>.
- KOBZA, J., BARANČIKOVÁ, G., ČEPKOVÁ, V., DOŠEKOVÁ, A., FULAJTÁR, E., HOUŠKOVÁ, B., MAKOVNÍKOVÁ, J., MATUŠKOVÁ, L., MEDVEĎ, M., PAVLENDÁ, P., SCHLOSSEROVÁ, J., STYK, J., VOJTÁŠ, J. 2002. *Monitoring pôd SR. Aktuálny stav a vývoj monitorovaných pôd. Výsledky Čiastkového monitorovacieho systému – Pôda za obdobie 1997-2001 (2. cyklus)*. Bratislava: VÚPOP, 2002. 180 s. ISBN 80-89128-04-1.
- LINKEŠ, V., GROMOVÁ, A., LUPTÁK, D., PESTÚN, V., POLIAK, P. 1988. *Informačný systém o pôde*. Bratislava: Príroda, 1988. 198 s.
- LINKEŠ, V., MAKOVNÍKOVÁ, J., KOBZA, J. 1989. *Výpočet rovnovážnej objemovej hmotnosti pôdy z údajov jej textúry a obsahu humusu*. In: Rostlinná výroba, roč. 35, 1989, č. 7, s. 773-780. ISSN 0370-663X.
- SKALSKÝ R., BALKOVIČ, J. 2002. *Digital Database of Selected Soil Profiles of Complex Soil Survey of Slovakia (KPP-DB)*. In Jambor, P. (ed.) *Vedecké práce č. 25*. Bratislava: Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, 2002, s. 129-140. ISBN 80-89128-07-6.
- 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.

DETERMINÁCIA PREUKAZNÝCH ZMIEN PÔDNEJ REAKCIE NA PSEUDOGLEJI

DETERMINATION OF SIGNIFICANT CHANGES OF SOIL REACTION IN THE CASE OF DYSTRIC PLANOSOLS

Jarmila Makovníková, Miloš ŠIRÁŇ

Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Regionálne pracovisko Banská Bystrica, Mládežnícka 36, 974 04 Banská Bystrica, e-mail: j.makovnikova@vupop.sk

Abstrakt

Mapovanie priestorovej variability hodnôt priameho indikátora acidifikácie (pH v H_2O a pH v $CaCl_2$) na kľúčovej lokalite Liesek (PGa – využívaný ako trávny porast) sme uskutočnili na 17 odberových miestach umiestnených vo vzdialenosti 5 m a 10 m od stredu monitorovanej lokality v ôsmich smeroch smerovej ružice svetových strán v hĺbke 0 – 10 cm a 35 – 45 cm. Rozdiely hodnôt jednotlivých odberov od priemernej hodnoty celého súboru v hĺbke 0 – 10 cm sa pohybovali od -0,49 do + 0,83 v prípade pH v H_2O a od -0,62 do +0,34 v prípade pH v $CaCl_2$ a v hĺbke 35 – 45 cm od -0,45 do +0,28 v prípade pH v H_2O a od -0,39 do +0,24 v prípade pH v $CaCl_2$. Na základe obojstranného konfidenčného intervalu pre strednú hodnotu a miery neurčitosti analytického stanovenia hodnôt pH v H_2O a pH v $CaCl_2$ sme stanovili interval preukaznosti zmien indikátorov acidifikácie časových radov na lokalite Liesek. Prekrytím vývojových časových radov s intervalom preukazných zmien sme stanovili vývojové zmeny hodnôt priameho indikátora acidifikácie v čase. V priebehu rokov 1994–2010 v ôsmich rokoch došlo k preukazným zmenám hodnôt aktívnej pôdnej reakcie, pričom v štyroch rokoch 1997, 1999, 2003 a 2005 išlo o negatívne zmeny, zníženie hodnôt pôdnej reakcie.

Kľúčové slová: pseudoglej, priestorová variabilita pôdnej reakcie, indikátor acidifikácie, konfidenčný interval

Abstract

Detail spatial variability mapping of direct indicators of acidification (pH in H_2O and pH in $CaCl_2$) were realized on key monitoring locality Liesek test site (17 samples). Samples were collected in 5 m and 10 m distances from centre of locality in eight direction of cardinal points in depth 0–10 cm and 35–45 cm. Differences between individual soil samples values and arithmetic mean of data file move from -0.49 to +0.83 in the case of active pH value and from -0.62 to +0.34 in the case of exchange pH value (in the depth 0–10 cm). Differences in the depth 35 – 45 cm move from -0.45 to +0.28 in the case of active pH value and from -0.39 to +0.24 in the case of exchange pH value. Spatial variability model of soil reaction (in the depth 0–10 cm) in Surfer 7 were done. On the base of confidence interval and uncertainly rate of pH value measure methodology (pH in H_2O and pH in $CaCl_2$) intervals of significant changes

were determined. Time series of pH value were overlap with intervals of significant changes to determine significant pH value changes. The pH value changes were significant in seven years. Negative changes (decrease of pH value) were observed in 1997, 1999, 2003 and 2005 years.

Keywords: Dystric Planosols, spatial variability of pH value, indicator of acidification, confidence interval

ÚVOD

Pôdna reakcia indikuje acido-bázické reakcie v pôde a je výsledkom celkovej bilancie iónov v pôdnom roztoku. Má výrazný vplyv na rast rastlín, rozpustnosť zlúčenín a mikrobiálnu aktivitu. Optimálna hodnota pôdnej reakcie patrí ku kľúčovým aspektom pri hodnotení kvality pôdy (JOHNSTON, 2004) ako aj pri hodnotení produkčných a environmentálnych funkcií pôdy (MAKOVNIKOVÁ, 2007, MAKOVNIKOVÁ A INÍ, 2007). Acidifikácia (proces okyslenia pôdy) je odrazom pôsobenia vnútorných (pôdnych) a vonkajších faktorov (faktorov stanovišťa) a zároveň je nepriamym indikátorom tých procesov v agroekosystéme, ktoré sú determinované hodnotou pH. Sledovanie acidifikačných tendencií vyplývajúcich zo zmien hodnôt pôdnej reakcie (aktívnej a výmennej) je jednou z úloh monitoringu pôd.

Systém monitorovania pôd je založený na sieti monitorovacích lokalít (základnej sieti a sieti kľúčových lokalít) a zaznamenáva časové zmeny vybraných vlastností pôd. Stred monitorovacej plochy je charakterizovaný pedologickou sondou s jej morfológickým popisom a identifikačným údajmi. Monitorovacie lokality sú geodeticky zamerané v sústave JTSK (KOBZA A INÍ, 2009). Monitoring na kľúčových lokalitách zabezpečuje podrobné kontinuálne sledovanie pôdnych parametrov so zohľadnením priestorovej variability a to na ploche kruhového tvaru o polomere 10 m a celkovej ploche 314 m² v 1-ročných intervaloch v jarnom období. BARRENSTEIN A LEUCHS (1991) pokladajú odberovú plochu do 400 m² za dostatočnú pre charakteristiku kľúčovej lokality. Odber pôdnych vzoriek sa uskutočňuje v sonde umiestnenej v strede monitorovacej lokality a okrem toho zo štyroch separátnych miest, z náhodne určených miest z plochy monitorovacej lokality. V monitoringu pôd je nevyhnutné sledovať tendencie zmien sledovaných parametrov aj so zohľadnením priestorovej heterogenity. Pri analýze časových radov a stanovení preukazných zmien je preto dôležité poznať priestorovú variabilitu konkrétneho parametra a to na konkrétnej lokalite, aby sa rozdiely v priestore nezamieňali za nevratné vývojové zmeny v čase, čím by sa vytvárali neobjektívne informácie o vývoji pôd.

MATERIÁL A METÓDY

Mapovanie priestorovej variability hodnôt pôdnej reakcie ako priameho indikátora acidifikácie (pH v H₂O a pH v CaCl₂) na kľúčovej lokalite Liesek sme uskutočnili na jar v roku 2010 podľa polárneho rastra (ISO/CD 10 381, 1992) na 17 odberových miestach umiestnených vo vzdialenosti 5 m a 10 m od stredu monitorovanej lokality v ôsmich smeroch smerovej ružice

svetových strán v hĺbke 0 – 10 cm a 35 – 45 cm. Na lokalite Liesek sa nachádza stredne ťažká pôda so stredným obsahom humusu. Nachádza sa v Oravskej kotline v Podhoľno-Magurskej oblasti. Na lokalite Liesek je pseudoglej kultizemný, vyvinutý na sprašových hlinách. Lokalita sa využívala ako orná pôda, v období monitorovania došlo k zmene druhu pozemku a od roku 2005 je na lokalite trávny porast. V odobratých vzorkách bola stanovená aktívna pôdna reakcia, výmenná pôdna reakcia (roztokom neutrálnej soli CaCl_2) potenciometricky (FIALA A INÍ, 1999). Štatistické spracovanie a vyhodnotenie výsledkov bolo realizované v programe STATGRAPHIC 5.0, grafické spracovanie v programe Surfer7.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Hodnotenie pôdnej reakcie na kľúčovej lokalite Liesek, pseudoglej využívaný ako trávny porast, z hľadiska zachovania predpokladov štatistického hodnotenia vyhovovalo podmienkam normality rozdelenia (Shapiro-Wilk test), preto sme sledované parametre charakterizovali popisnou štatistikou normálneho rozdelenia (Tab. 1, Tab. 2)

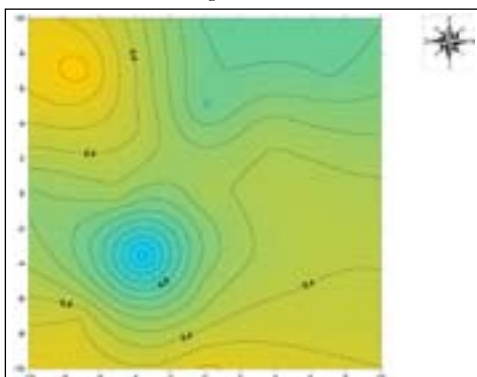
Tab. 1 Popisná štatistika hodnôt pH v H_2O v hĺbke 0 – 10 cm a v hĺbke 35 – 45 cm

štatistické parametre	pH v H_2O v hĺbke 0 10 cm	pH v H_2O v hĺbke 35 – 45 cm
priemer	5,255	4,929
minimum	4,430	4,650
maximum	5,750	5,380
stredná kvadratická odchýlka	0,289	0,199

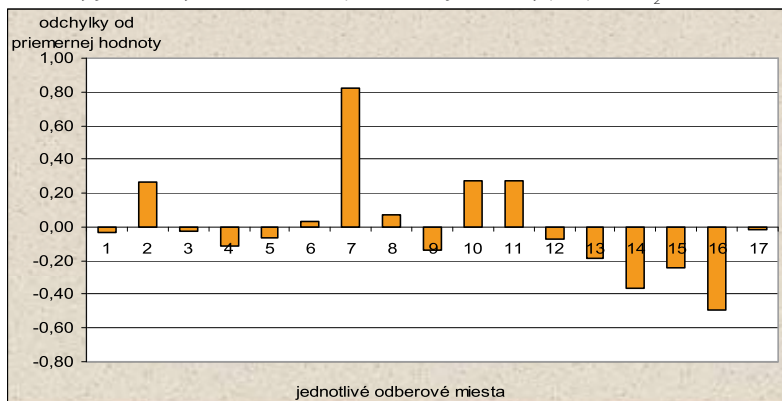
Tab. 2 Popisná štatistika hodnôt pH v CaCl_2 v hĺbke 0 – 10 cm a v hĺbke 35 – 45 cm

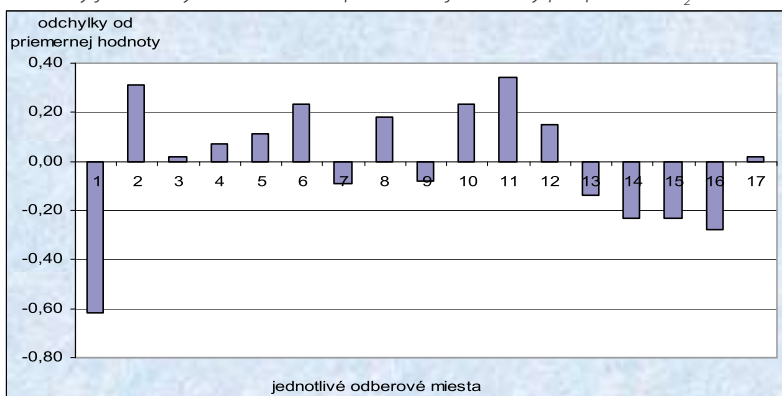
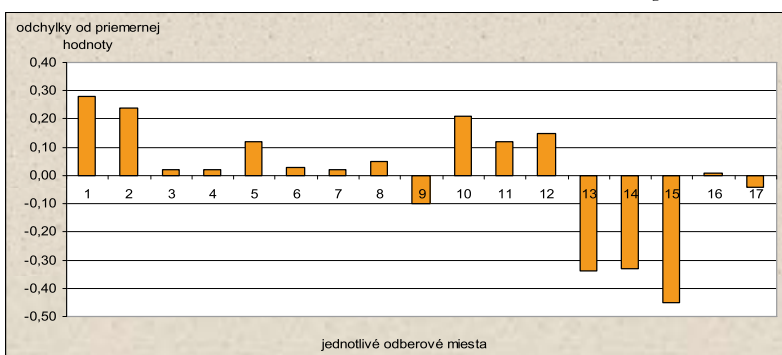
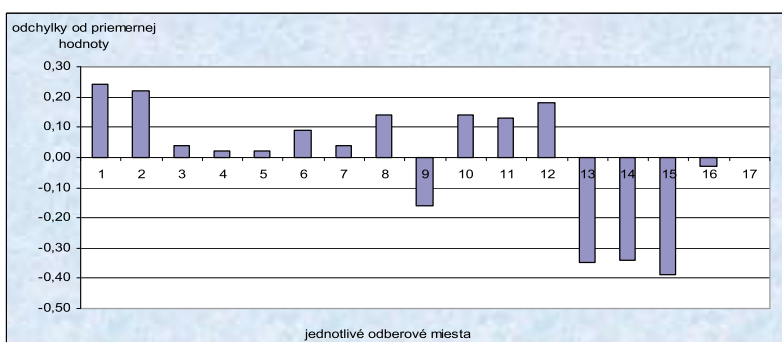
štatistické parametre	pH v CaCl_2 v hĺbke 0 10 cm	pH v CaCl_2 v hĺbke 35 – 45 cm
priemer	4,811	4,241
minimum	4,470	4,000
maximum	5,430	4,630
stredná kvadratická odchýlka	0,242	0,192

Hodnota pôdnej reakcie patrí k parametrom pôdy s nižšou priestorovou variabilitou v porovnaní s obsahom prístupných živín ako aj obsahom organického uhlíka (DEURER, M., BOTTCHEK, J. 2007, PENÍŽEK, V., ROHOŠKOVÁ, M., 2004), zmeny pH v intervale od 0,5 do 1 na transektoch od 0 do 100 m udáva Hédli (HÉDL A INÍ, 2004). Pomocou programu Surfer7, s aplikáciou krígingu s autokoreláciou susedných bodov sme získali priestorový model hodnôt pôdnej reakcie na monitorovacej lokalite v hĺbke 0 - 10 cm (Obr. 1).

Obr. 1 Priestorový model variability pH v H_2O v hĺbke 0 – 10 cm

Rozdiely hodnôt jednotlivých odberov od priemernej hodnoty celého súboru (Obr. 2a, 2b a Obr. 3a, 3b) sa pohybovali od -0,49 do +0,83 v prípade aktívnej pôdnej reakcie a od -0,62 do +0,34 v prípade výmennej pôdnej reakcie v hĺbke 0 - 10 cm. Nižšie rozdiely sme stanovili v hĺbke 35 – 45 cm, a to od -0,45 do +0,28 v prípade aktívnej pôdnej reakcie a od -0,39 do +0,24 v prípade výmennej pôdnej reakcie. Najnižšie hodnoty pôdnej reakcie sú sústredené juhozápadne od stredu monitorovacej lokality.

Obr. 2a Rozdiely jednotlivých odberov od priemernej hodnoty pre pH v H_2O v hĺbke 0 – 10 cm

Obr. 2b Rozdiely jednotlivých odberov od priemernej hodnoty pre pH v CaCl_2 v hĺbke 0 – 10 cmObr. 3a Rozdiely jednotlivých odberov od priemernej hodnoty pre pH v H_2O v hĺbke 35 – 45 cmObr. 3b Rozdiely jednotlivých odberov od priemernej hodnoty pre pH v CaCl_2 v hĺbke 35 – 45 cm

Priestorovú variabilitu hodnôt pôdnej reakcie na monitorovacej lokalite sme využili ako podklad pre vymedzenie intervalu preukazných zmien vývojových časových radov. Obojstranný konfidenčný interval pre aritmetický priemer μ normálneho rozdelenia na hladine pravdepodobnosti 95 % bol stanovený v programe STATGRAPHICS 5.0 podľa vzorca:

$$x - 2\sigma / \sqrt{n} \leq \mu \leq x + 2\sigma / \sqrt{n},$$

kde stredná kvadratická odchýlka odhadu σ je definovaná ako súčet druhej mocniny vychýlenia odhadu a disperzie odhadu a n je počet meraní.

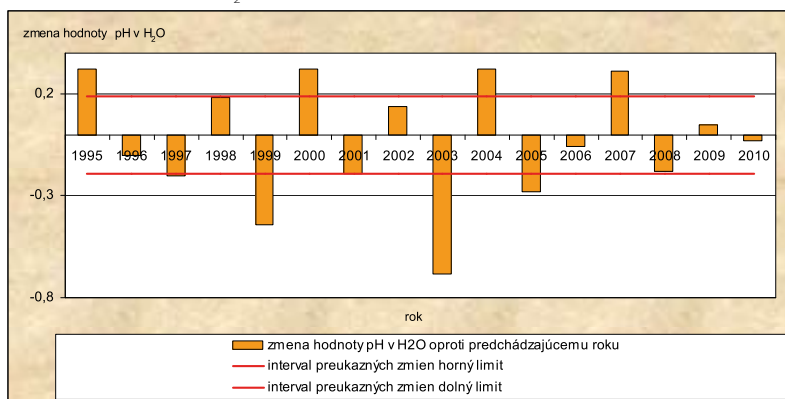
Na základe obojstranného konfidenčného intervalu pre strednú hodnotu a miery neistoty analytického stanovenia hodnôt pH v H₂O a pH v CaCl₂ ($\pm 0,02$ až $\pm 0,05$, FIALA A INÍ, 1999) sme stanovili interval preukaznosti zmien indikátorov acidifikácie časových radov na kľúčovej monitorovacej lokalite Liesek. Konfidenčné intervaly a intervaly preukazných zmien pre jednotlivé parametre a hĺbky sú uvedené v tabuľke 3.

Tab. 3 Konfidenčné intervaly a intervaly preukazných zmien pre pH v H₂O a pH v CaCl₂

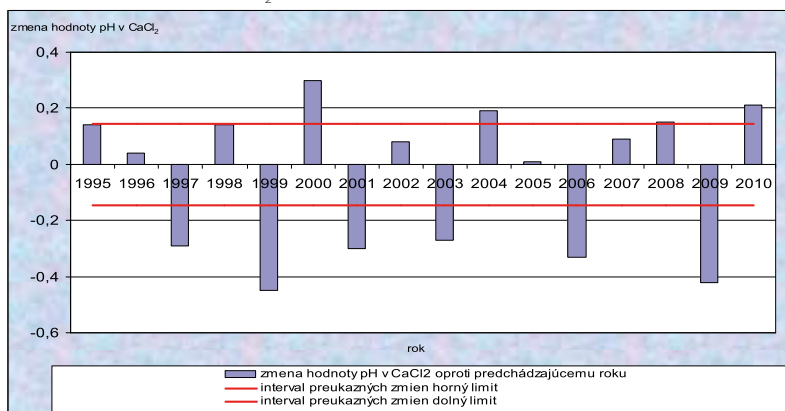
parameter	konfidenčný interval		interval preukazných zmien
pH v H ₂ O v hĺbke 0-10 cm	5,115– 5,395	5,255 \pm 0,140	\pm 0,190
pH v H ₂ O v hĺbke 35-45 cm	4,833 – 5,025	4,929 \pm 0,096	\pm 0,145
pH v CaCl ₂ v hĺbke 0-10 cm	4,694 – 4,928	4,811 \pm 0,117	\pm 0,167
pH v CaCl ₂ v hĺbke 35-45 cm	4,178 – 4,364	4,241 \pm 0,093	\pm 0,143

Prekrytím vývojových časových radov s intervalom preukazných zmien sme stanovili preukazné zmeny hodnôt priameho indikátora acidifikácie v čase (napr. zmena v roku 1996 = hodnota pH v roku 1996 – hodnota pH v roku 1995) na monitorovacej lokalite Liesek v hĺbke 0–10 cm (Obr. 4, Obr. 5).

Obr. 4 Zmeny hodnôt pH v H₂O v čase na monitorovacej lokalite Liesek v hĺbke 0–10 cm



Obr. 5 Zmeny hodnôt pH v CaCl₂ v čase na monitorovacej lokalite Liesek v hĺbke 0–10 cm



V priebehu rokov 1994–2010 v ôsmich rokoch došlo k preukazným zmenám hodnôt aktívnej pôdnej reakcie, pričom v štyroch rokoch 1997, 1999, 2003 a 2005 išlo o negatívne zmeny, zníženie hodnôt pôdnej reakcie.

ZÁVER

V monitoringu pôd je nevyhnutné sledovať tendencie zmien sledovaných parametrov aj so zohľadnením priestorovej heterogenity. Pri analýze časových radov a stanovení preukazných zmien je preto dôležité poznať priestorovú variabilitu konkrétneho parametra a to na konkrétnej lokalite, aby sa rozdiely v priestore nezamieňali za nevratné vývojové zmeny v čase, čím by sa vytvárali neobjektívne informácie o vývoji pôd na kľúčovej lokalite Liesek, ktorá reprezentuje hydromorfné pôdy, v priebehu rokov 1994 – 2010 v ôsmich rokoch došlo k preukazným zmenám hodnôt aktívnej pôdnej reakcie, pričom v štyroch rokoch 1997, 1999, 2003 a 2005 išlo o negatívne zmeny, zníženie hodnôt pôdnej reakcie.

LITERATÚRA

- BARRENSTEIN, A., LEUCHS, W. 1991. *Strategien und Techniken zur Gewinnung von Feststoffproben*. LWA Materialien Band 1/91, Probenahme bei Altlasten, Düsseldorf: Landesamt für Wasser und Abfall, 1991. 36 s.
- DEURER, M., BOTTCHER, J. 2007. *Evaluation of models to upscale the small scale variability of cd sorption in a case study*. In *Geoderma*, vol. 137, 2007, p. 269-278. ISSN 0016-7061.
- FIALA, K. a iní. 1999. *Návrh metódik chemického rozboru pôd pre účely pôdneho monitoringu*. Bratislava: VÚPOP, 1999. 60 s.
- HÉDL, R., PETRÍK, P., BOULÍK, K. 2004. *Acidifikace lesních půd Jeseníků, metodologické a stanovištní vlivy*. In Rohošková, M. (ed.) *Pedologické dny 2004, Sborník z konference na téma Biodiverzita, Roztoky u Křivoklátu*. Praha: ČZU, s.40–42. ISBN 80–213-1248-3.
- JOHNSTON, A.E. *Soil Acidity – Resilience and Thresholds*. In Schjonning, P, Elmholt, S. Christenses, B. T. (eds.) *Managing soil quality*. Wallingford: CABI Publishing, 2004. 344 p. ISBN 85-1996-71-X.
- KOBZA, J., BARANČÍKOVÁ, G., ČUMOVÁ, L., DODOK, R., HRIVŇÁKOVÁ, K., MAKOVNÍKOVÁ, J., NÁČINIÁKOVÁ-BEZÁKOVÁ, Z., PÁLKA, B., PAVLENDÁ, P., STYK, J., ŠIRÁŇ, M., TÓTHOVÁ, G. 2009. *Monitoring pôd SR. Aktuálny stav a vývoj monitorovaných pôd ako podklad k ich ochrane a ďalšiemu využitiu*. Bratislava: VÚPOP, 2009. 200 s. ISBN 978-80-89128-54-9.
- MAKOVNÍKOVÁ, J. 2007. *Využitie indikátorov pri identifikácii rizikových oblastí acidifikácie pôdy*. Bratislava: VÚPOP, 2007. 30 s. ISBN 978-80-89128-37-2.
- MAKOVNÍKOVÁ, J., BARANČÍKOVÁ, G. – PÁLKA, B. 2007. *Approach to the assessment of transport risk of inorganic pollutants based on the immobilisation capability of soil*. In *Plant, Soil and Environment*, vol. 53, 2007, no. 8, p. 365–373. ISSN 1214-1178.
- MAKOVNÍKOVÁ, J., BARANČÍKOVÁ, G. 2009. *Assessment of transport risk of cadmium and lead on the basis of immobilisation capability of soil*. In *Soil and Water Research*, vol. 4, 2009, no.1, p. 10-16. ISSN 1801-5395.
- PENÍŽEK, V., ROHOŠKOVÁ, M. 2004. *Variabilita vybraných půdních vlastností antropozemní výsypky Pokrok*. In Rohošková, M. (ed.) *Pedologické dny 2004, Sborník z konference na téma Biodiverzita, Roztoky u Křivoklátu*. Praha: ČZU, 2004, s.162–164. ISBN 80–213-1248-3.
- ISO CD 10 381, 1992

AKTUALIZÁCIA PÔDNYCH MÁP V MIERKE 1:10 000 PODĽA POŽIADAVIEK DIREKTÍVY INSPIRE

UPDATE OF THE 1:10 000 SCALE SOIL MAPS ACCORDING TO INSPIRE DIRECTIVE REQUIREMENTS

**Rastislav SKALSKÝ¹, Lenka ŠOŠOVIČKOVÁ¹, Boris PÁLKA¹,
Jaroslava SOBOCKÁ¹, Juraj BALKOVIČ^{1,2}**

¹ Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava, e-mail: r.skalsky@vupop.sk,

² Katedra pedológie, Prírodovedecká fakulta Univerzity Komenského, Mlynská dolina, 842 15 Bratislava

Abstrakt

V roku 2007 vstúpila do platnosti direktíva INSPIRE, ktorá upravuje pravidlá zdieľania informácií o životnom prostredí v rámci EÚ. Jednou z jej tém je aj pôda. Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy je tvorcom a správcom informačného systému o pôde na Slovensku. V predkladanom príspevku sa preto v rámci pilotného územia z okolia mesta Bratislava venujeme analýze logickej štruktúry údajov o pôde a použitej klasifikácie pôdy vo výstupoch Komplexného prieskumu poľnohospodárskych pôd (pôdne mapy v mierke 1:10.000) v zmysle požiadaviek INSPIRE (údajová špecifikácia pre údaje o pôde). Z výsledkov vyplynulo, že logická štruktúra údajov o pôde z pilotného územia môže byť vhodne transformovaná tak, aby rešpektovala objekty pre popis pôdy v zmysle stanovených požiadaviek INSPIRE. Klasifikácia pôdy bola porovnaná z medzinárodnou referenčnou klasifikáciou WRB 2006 a z výsledkov vyplynulo, že pomocou jednoduchšej porovnávacej metódy je s určitými limitami možné transformovať pôvodnú klasifikáciu pôdnych jednotiek na jednotky WRB 2006. Na základe dosiahnutých výsledkov konštatujeme, že spôsob organizácie informácie o pôde a jej obsah, ktorý je reprezentovaný pôdnymi mapami v mierke 1:10.000 umožňuje rešpektovať požiadavky direktívy INSPIRE pre harmonizáciu údajov o pôde.

Kľúčové slová: komplexný prieskum poľnohospodárskych pôd, aplikačná schéma pre údaje o pôde, obsahová harmonizácia, klasifikácia pôdy, WRB 2006

Abstract

In 2007 INSPIRE directive scoping the measures for sharing harmonized environmental information in EU has come into force. Part of the directive themes is also soil. Soil Science and Conservation Research Institute is creator and operator of the Soil information system in Slovakia. In the present paper we therefore put attention to analysis of the logical structure of the soil data and soil classification used in outputs of National agricultural soils inventory (1:10.000 scale soil maps) in the pilot area of Bratislava city according to INSPIRE directive requirements (data specification for soil). We have found out that logical structure of the pilot area soil data can be transformed appropriately to meet the definitions of soil description objects as requ-

ired by INSPIRE. Used soil classification was compared to international reference classification WRB 2006 and simple comparison method application to the data resulted with some minor limitations in transformation of original soil classification units into WRB 2006. From the results we have concluded that the logical organization and content of soil information presented by 1:10.000 scale soil maps can respect the requirements of the INSPIRE directive for soil data harmonization.

Keywords: national agricultural soil inventory, application schema for soil data, semantic harmonization, soil classification, WRB 2006

ÚVOD

V roku 2007 vstúpila do platnosti direktíva európskej komisie INSPIRE o budovaní infraštruktúry priestorových údajov. Cieľom direktívy INSPIRE je vytvoriť politické, právne a technické podmienky pre harmonizované zdieľanie údajov o životnom prostredí v rámci členských krajín Európskej Únie (<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2007:108:0001:0014:SK:PDF>). Jednou zo samostatných tém, ktoré sú riešené v rámci INSPIRE je aj téma pôdy.

V súlade s plánovaným harmonogramom implementácie direktívy INSPIRE bol vytvorený a v júni 2011 zverejnený návrh údajovej špecifikácie pre pôdu (*Data Specification – SOIL*). Je to dokument, ktorý popisuje požiadavky na štruktúru a obsah údajov o pôde v zmysle direktívy INSPIRE (http://inspire.jrc.ec.europa.eu/documents/Data_Specifications/INSPIRE_DataSpecification_SO_v2.0.pdf). Údajová špecifikácia pôdy popisuje tzv. aplikačnú schému (*Application Schema*) pre pôdne údaje (ďalej ako aplikačné schéma). Aplikačné schéma je abstraktným vyjadrením tých objektov a ich väzieb, ktoré sa v praxi používajú pre modelovanie pôdy a jej vlastností a tiež na tvorbu a komunikáciu informácií o pôde v informačných systémoch (t.j. pôdne horizonty, pôdne profily, pedóny, polypedóny, pôdne mapovacie jednotky a pod., c.f. napr. LINKEŠ a iní 1988). V rámci navrhutej aplikačnej schémy je identifikovaný minimálny počet objektov a ich vlastností, ktoré umožňujú formálne popísať ľubovoľný pôdny objekt. Súčasťou navrhovanej aplikačnej schémy sú aj odporúčané minimálne súbory popisných atribútov pre jednotlivé pôdne objekty. Aplikačné schéma tak vytvára podmienky pre harmonizáciu národných údajov o pôde a zároveň aj predpoklady pre národnú a nadnárodnú komunikáciu informácie o pôde pomocou webových mapových služieb akým je napr. GS Portál (<http://gssoil-portal.eu/ingrid-portal/portal/main-maps.psm1>).

Slovensko ako členská krajina EÚ je povinná zabezpečiť sprístupnenie svojich informácií o pôde v podobe ako je to dané INSPIRE do roku 2015. Výskumný ústav pôdoznactva a ochrany pôdy je tvorcom a správcom informačného systému o pôde a prevádzkovateľom webovej mapovej služby pre poľnohospodárku pôdy a využívanie krajiny (www.podnemapy.sk) a preto sa problematikou harmonizácie údajov v zmysle direktívy INSPIRE musí pri svojej činnosti zaoberať.

V období od roku 2005, sa okrem iných aktivít Výskumného ústavu pôdoznactva a och-

rany pôdy v Bratislave na budovaní a správe informačného systému o pôde, sa systematicky digitalizujú vybrané výstupy Komplexného prieskumu poľnohospodárskych pôd (KPP) a pripravuje sa ich integrácia do informačného systému o pôde (SAKSA A INÍ, 2009). Údaje KPP – pôdne mapy v mierke 1:10.000 a údaje o pôdných sondách (celkom 160.000 sond) predstavujú základnú bázu údajov o vlastnostiach a rozšírení poľnohospodárskych pôd na Slovensku. Pre tvorbu informácií o pôde majú preto údaje KPP zásadný význam.

Údaje KPP boli vytvorené v období rokov 1961 – 1970 (HRAŠKO a BEDRNA, 1970). Obdobiu vzniku zodpovedá aj charakter údajov, najmä spôsob identifikácie objektov pôdy a ich atribútový popis. V predkladanom článku sa preto venujeme problematike aktualizácie výstupov KPP (pôdných máp v mierke 1:10 000) z pohľadu direktívy INSPIRE. Na príklade pilotného územia z okolia mesta Bratislava prezentujeme analýzu štruktúry údajov a použitej klasifikácie pôdy v pôdných mapách KPP a ich harmonizácie v zmysle vytvorenej údajovej špecifikácie pre údaje o pôde podľa INSPIRE. Voľba pilotného územia rešpektuje pilotný projekt cezhraničnej harmonizácie pôdných máp vo veľkej mierke medzi Rakúskom a Slovenskom, ktorý je riešený v rámci projektu eContentPlus GS Soil (www.gsoil.eu).

MATERIÁL A METÓDY

Požiadavky na harmonizáciu

Aplikačná schéma pre pôdne údaje identifikuje viaceré pôdne objekty: pôdny profil (*soil profile*), pôdna vrstva (*soil layer*), pôdny horizont (*soil horizon*), pôdny komplex (*soil complex*), tematický pôdny objekt (*thematic soil object*), pôdna lokalita (*soil site*) a pôdna sonda (*soil plot*). Zároveň identifikuje vzťahy medzi týmito objektmi.

Pre popis pôdných objektov na pôdných mapách sa v rámci aplikačnej schémy uvažujú objekty pôdny komplex a pôdny profil:

- *Pôdny komplex* predstavuje geometrické vyjadrenie pôdnej mapovacej jednotky na mape (polygón, súbor polygónov). V rámci hraníc pôdneho komplexu sa nachádza jedna alebo viacero pôdných jednotiek, ktorých hranice síce nie sú priamo vyznačené v mape, ale definujú obsah pôdneho komplexu.
- Pôdne jednotky sú v aplikačnej schéme vnímané ako podtyp objektu pôdny profil – tzv. odvodený pôdny profil (*derived soil profile*). *Ovodený pôdny profil* reprezentuje klasifikačnú jednotku pôdy, ktorá nie je priamo pozorovaná v teréne ale predstavuje určité zovšeobecnenie viacerých, reálne pozorovaných pôdných profilov (polypedóny, pôdne typologické jednotky – c.f. SCHELLING 1971, FINKE A INÍ 2001). Je popísaná klasifikáciou pôdy, hĺbkou pôdy a hodnotou retenčnej vodnej kapacity. Vo vzťahu k pôdnemu komplexu je vyjadrený aj rozsah jej odhadovaného plošného zastúpenia v pôdnom komplexe.
- Na úrovni údajov o klasifikácii pôdy, je v aplikačnej schéme okrem pôvodnej (národnej) klasifikácie požadovaná aj medzinárodná *referenčná klasifikácia WRB 2006* (IUSS WORKING GROUP WRB, 2006). Klasifikácia WRB 2006 je medzinárodne akceptovaná klasifikácia pôdy, ktorá klasifikuje pôdy do tzv. referenčných pôdných skupín (*reference*

soil group). Klasifikácia na úrovni referenčnej pôdnej skupiny je ďalej špecifikovaná pomocou tzv. kvalifikátorov (*qualifiers*). Kvalifikátory sa podľa hodnotených vlastností pôdy uvádzajú pred (*prefix qualifiers*) alebo za (*suffix qualifiers*) názvom referenčnej pôdnej skupiny v takom počte, aký je nevyhnutný na identifikáciu všetkých pozorovaných vlastností pôdy, ktoré majú diagnostický význam.

Klasifikácia pôdy vo WRB 2006 je na úrovni referenčnej pôdnej skupiny aj kvalifikátorov morfofenetická. Pôdne profily klasifikuje na základe prítomnosti diagnostických horizontov, diagnostických vlastností a diagnostických pôdotvorných substrátov alebo na základe konkrétnych hodnôt individuálnych vlastností pôdy. Diagnostické horizonty, vlastnosti a substráty sú definované pomocou množiny individuálnych, merateľných vlastností pôdy.

Pôdna mapa KPP

Pôdny prieskum v pilotnom území bol realizovaný v rokoch 1963 – 1964 ako súčasť KPP. Mapovanie pôdy v mierke 1:10.000 prebehlo podľa záväznej metodiky pôdneho prieskumu (NĚMEČEK A INÍ, 1967). Pozorovanie pôdy bolo realizované pomocou kopaných pôdnych sond. Morfológické vlastnosti pôdy a výsledky analytického rozboru pôdy boli zaznamenané v prieskumných správach. Hranice pôdnych mapovacích jednotiek boli medzi pôdnymi sondami interpolované pomocou pozorovaných pôdno-krajinných vzťahov v území a dodatočne overené ďalšími nezaznamenanými pozorovaniami pôdy (vrypy, sondovacia tyč).

Tab. 1 Položky atribútovej tabuľky polygónovej vektorovej vrstvy pôdnych mapovacích jednotiek mapy KPP v mierke 1:10 000

Popisný atribút	Popis
PTYP	kód genetickej pôdnej jednotky, najnižšia taxonomická úroveň použitej klasifikácie pôdy, príklad: CMk, RA, HPg
SUBS	kód triedy pôdotvorného substrátu, kombinácie pôdotvorných substrátov alebo ich zmeny v pôdnom profile, príklad: 19, 24-63, 72/59
DRUH	kód pôdneho druhu pre ornica a podorničie alebo kód komplexu pôdneho druhu pre ornica a/alebo podorničie, príklad: H/H, H/PH, H(PH)/H. PH(HP)/PH(HP)
SKEL	kód triedy obsahu skeletu pre ornica a podorničie alebo kód komplexu tried obsahu skeletu pre ornica a/alebo podorničie, príklad: 0/0, S1/S2, 0/K2
HLBKA	kód triedy hĺbky pôdy, hodnota z intervalu 1 – 4

Každá pôdna mapovacia jednotka je popísaná v legende pôdnej mapy. Areál pôdnej mapovacej jednotky zobrazenej na mape je vytvorený ako prienik areálov čiastkových mapovacích jednotiek: genetickej pôdnej jednotky, pôdotvorného substrátu, pôdneho druhu (kombinácia ornica/podorničie), skeletovitosti pôdy (kombinácia ornica/podorničie) a prieniku priradenej hodnoty hĺbky pôdy. Výsledná pôdna mapovacia jednotka obsahuje jednu (jednoduchá mapovacia jednotka) alebo maximálne dve rôzne pôdne jednotky, ktoré sa líšia na úrovni jednej alebo viacerých čiastkových mapovacích jednotiek (pôdny komplex). Každá pôdna mapovacia jednotka môže obsahovať 0 – 25% nemapovaných pôdnych jednotiek (prímiesi).

Digitálny súbor údajov KPP pre pilotné územie pozostáva z polygónovej vektorovej vrstvy (formát ESRI Shape) geometrie hraníc pôdnych mapovacích jednotiek (vrátane polygónov bez

tematickeho obsahu – urbanizované ťzemia, vodné plochy a toky a lesy). Ťdaje o tematickom obsahu pŔdnych mapovacích jednotiek (ťdaje o pŔde) sť zaznamenané v atribťtovej tabuľke polygŔnovej vektorovej vrstvy v ťtruktťre ako je uvedená v tabuľke. 1.

Geneticko-agronomickĀ klasifikĀcia

Pre mapovanie pŔdy a tvorbu pŔdnych mĀp bola poĹas KPP pouĹivanĀ tzv. Geneticko-agronomickĀ klasifikĀcia pŔdy (NĚMEĹEK A INĹ, 1967). Geneticko-agronomickĀ klasifikĀcia pozostĀva zo ťtyroch taxonomickĹch ťrovnĹ (pŔdny typ, pŔdny subtyp, pŔdna varieta a erŔzna forma). Jednotlivé taxonomickĹ ťrovne popisujť stavbu pŔdneho profilu a vybrané morfologickĹ a analytickĹ vlastnosti pŔdy, ktorĹ sť výsledkom recentnĹch alebo aj reliktnĹch pŔdotvornĹch procesov. IdentifikĀcia pŔdy podĽa Geneticko-agronomickej klasifikĀcie je zaloĹenĀ na prĹtomnosti genetickĹch horizontov v pŔdnom profile a aplikĀcii sťboru diferenciaĹnĹch pravidiel, ktorĹ reflektujť na množstvo konkrĹtnĹch vlastností pŔdy ako napr. hĹbka a intenzita prejavu oxidaĹno-redukĹnĹch procesov, obsah skeletu, textťrna diferencĀcia, nĀznaky genetickĹch horizontov.

GenetickĀ pŔdna jednotka pŔdy podĽa Geneticko-agronomickej klasifikĀcie, definovanĀ na najnižšej taxonomickej ťrovni, mŔĹe byĹ Ĺalej ťpecifikovanĀ pomocou ĹiastkovĹch klasifikĀciĹ pŔdotvornĹho substrĀtu, pŔdneho druhu, obsahu skeletu a hĹbky pŔdy, ktorĹ stoja mimo samotnej klasifikĀcie. Výsledkom pouĹitia ĹiastkovĹch klasifikĀciĹ je tzv. *litogĹnny variant* genetickej pŔdnej jednotky. LitogĹnny variant konkrĹtnej genetickej pŔdnej jednotky je ťroveň klasifikĀcie pŔdy, ktorĀ priamo koreťponduje s pŔdnu mapou – obsahom areĀlov pŔdnych mapovacích jednotiek.

PilotnĹ ťzemie

PilotnĹ ťzemie sa nachĀdza v okolí mesta Bratislava a priamo hraniĹ s ťzemĹm Rakťska a MaĹarska (Obr. 1). Ťzemne je definované mapovĹmi listami kladu ŤMO 1:5.000, na ktorĹ zasahujť administrĀtĹvne jednotky mesta Bratislava (okresy Bratislava I – V).

Obr. 1 LokalizĀcia pilotnĹho ťzemia a krajinnĀ pokrĹvka podĽa CORINE LandCover 2000 (zele-nĀ – les, ŹltĀ – ornĀ pŔda, modrĀ – voda, sivĀ – urb. ťzemia)



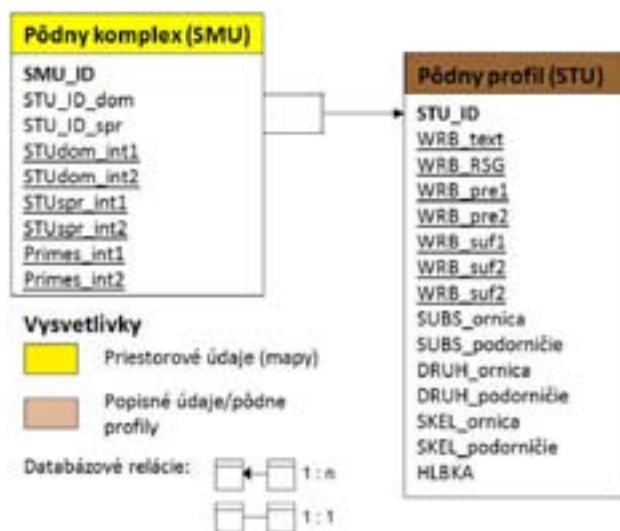
Na stavbe územia sa podieľajú viaceré krajinné jednotky vrátane Malých Karpát, alúvia Moravy a Dunaja, terasové systémy Moravy a Dunaja a pásma podkarpatských zníženín. Charakter pôdneho pokryvu odráža geomorfologické a geologické podmienky pilotného územia. Na alúviu Moravy a Dunaja sa nachádzajú prevažne fluvizeme, čiernice a černoze. Na svahoch Malých Karpát a miestami aj na terasách Moravy sa nachádzajú kambizeme. V miestach výstupu pevných karbonátových hornín sú vyvinuté rendziny. V častiach územia, ktoré je pokryté sprašami (terasový systém Dunaja, nižšie časti svahov Malých Karpát) sa vyskytujú hne dozeme. Na severný okraj pilotného územia zasahujú viate piesky Záhorskej nížiny, na ktorých sú vyvinuté regozeme. V súčasnej krajinej pokrývke pilotného územia prevládajú orné pôdy, lesy a urbanizované územia. V menšej miere sa uplatňujú vodné plochy a vodné toky a lúky a pasienky (Obr. 1).

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Logická štruktúra údajov

Z porovnania popisu údajov pôdnej mapy KPP v mierke 1:10.000 (NĚMEČEK A INÍ, 1967, Tab. 1) a požiadaviek INSPIRE na organizáciu informácie o pôde vyplýva, že logická štruktúra údajov KPP priamo nereflektuje na žiaden z požadovaných typov objektov aplikačnej schémy pre pôdne údaje. V definícii objektov pôdnej mapy KPP chýba explicitné vyjadrenie pôdnej mapovacej jednotky a pôdnej typologickej jednotky (resp. odvodeného pôdneho profilu podľa definície INSPIRE). Oba tieto objekty predstavujú tradične používané úrovne organizácie informácie o pôde v pôdnych mapách alebo geografických databázach (napr. FINKE A INÍ, 2001, LAMBERT A INÍ, 2002).

Obr. 2 Schéma transformovanej logickej štruktúry údajov KPP (podčiarknuté sú atribúty zaradené v zmysle požiadaviek INSPIRE)



Legenda pôdnej mapy KPP vyjadruje obsah pôdnych mapovacích jednotiek prostredníctvom definície obsahu čiastkových mapovacích jednotiek (ako jednoduchých alebo komplexných jednotiek). Legenda pôdnej mapy KPP tak nepoužíva úroveň pôdnej typologickej jednotky ako sprostredkovateľa informácie o pôde medzi súborom všetkých popísaných pôdnych jednotiek a súborom areálov (pôdnych mapovacích jednotiek) zobrazených na pôdnej mape. V metodike KPP je však úroveň pôdnej typologickej jednotky vnímaná v podobe litogénneho variantu genetickej pôdnej jednotky (NĚMEČEK A INÍ, 1967). Tento fakt umožňuje prepracovať logickú štruktúru údajov KPP (Tab. 1) a na v aplikačnej schéme definovať úroveň pôdnej mapovacej aj pôdnej typologickej jednotky, ktoré sú požadované v zmysle INSPIRE (Obr. 2).

Spolu s logickou štruktúrou údajov bol čiastočne prepracovaný a upravený aj obsah pôvodných údajov KPP (Tab. 2). Na základe atribútového popisu bola pre každú pôvodnú pôdnu mapovaciu jednotku určená jedna alebo dve pôdne jednotky definované pôdnou geneticou jednotkou, pôdotvorným substrátom, pôdnym druhom, obsahom skeletu a hĺbkou pôdy. Vznikol tak zoznam pôdnych typologických jednotiek (resp. odvodených pôdnych profilov podľa terminológie INSPIRE). Na základe popisných údajov boli novo vytvorené pôdne typologické jednotky priradené pôvodným pôdnym mapovacím jednotkám ako dominantné alebo aj sprievodné pôdne mapovacie jednotky. Pomocou pravidiel pre vyhraničovanie pôdnych mapovacích jednotiek (NĚMEČEK A INÍ, 1967) boli odhadnuté intervaly plošného zastúpenia (%) dominantnej a sprievodnej pôdnej typologickej jednotky a nemapovanej prímеси v pôdnej mapovacej jednotke. Pôvodná klasifikácia pôdy (GA) bola pomocou súboru expertných pravidiel prevedená na triedy referenčnej klasifikácie WRB 2006 (viď nižšie).

Tab. 2 Položky popisu pôdnych objektov v navrhovanej logickej štruktúre údajov KPP podľa požiadaviek INSPIRE

Popisný atribút	Popis
<i>Pôdny komplex (SMU)</i>	
SMU_ID	jednoznačný identifikátor pôdnej mapovacej jednotky (SMU)
STU_ID_*	identifikátor dominantnej (*_dom) a sprievodnej (*_spr) pôdnej typologickej jednotky (STU), relácia na údaje o odvodenom pôdnom profile, ktorý popisuje obsah SMU
STU*_int*; Primes_int*	horná (*_int1) a dolná (*_int2) hranica intervalu plošného zastúpenia dominantnej a sprievodnej STU a nemapovanej prímеси v SMU
<i>Pôdny profil (STU)</i>	
STU_ID	jednoznačný identifikátor pôdnej typologickej jednotky (STU), resp. odvodeného pôdneho profilu podľa terminológie INSPIRE
WRB_*	klasifikácia genetickej pôdnej jednotky podľa klasifikácie WRB (celý názov pôdnej jednotky a kódy jednotlivých zvolených úrovní)
SUBS_*; DRUH_*; SKEL_*; HLBKA	formálne preorganizované pôvodné údaje KPP pre pôdne mapovacie jednotky o pôdotvornom substráte (SUBS), pôdnom druhu (DRUH), obsahu skeletu (SKEL) a hĺbke pôdy (HLBKA)

Klasifikácia pôdy

Pre potreby komparácie použitej klasifikácie v súbore údajov KPP z pilotného územia (Geneticko-agronomická klasifikácia, NĚMEČEK A INÍ, 1967) s WRB 2006 bol vytvorený súbor jednodu-

chých expertných pravidiel. Pôvodné definície genetických pôdnych horizontov a pôdnych jednotiek podľa Geneticko-agronomickej klasifikácie boli pomocou dichotomického (áno/nie) rozhodovacieho systému porovnané s definíciami diagnostických horizontov, vlastností a substrátov pôdy a definíciami referenčných pôdnych skupín a kvalifikátorov podľa WRB 2006. Pre genetické pôdne jednotky, ktoré boli mapované v rámci pilotného územia tak boli identifikované:

- referenčné pôdne skupiny – *Arenosols*, *Cambisols*, *Fluvisols*, *Histosols*, *Luvisols*, *Phaeozems* a *Regosols*,
- kvalifikátory uvádzané pred názvom referenčnej pôdnej skupiny – *Cutanic*, *Gleyic*, *Haplic*, *Mollic*, *Rendzic*, *Rheic*, *Sapric* a *Stagnic*,
- kvalifikátory uvádzané za názvom referenčnej pôdnej skupiny – *Calcaric*, *Eutric* a *Hyposodic*.

Ukázalo sa však, že informácia na úrovni genetickej pôdnej jednotky podľa Geneticko-agronomickej klasifikácie nie je dostačujúca pre správnu identifikáciu tried podľa WRB 2006. V ďalšom kroku preto boli pre úpravu a doplnenie klasifikácie pôdy na základe genetickej pôdnej jednotky použité aj informácie o litogénnom variante genetickej pôdnej jednotky (t.j. pôdotvornom substráte, pôdnom druhu, obsahu skeletu a hĺbke pôdy) nasledovne:

- Na základe tried pôdotvorných substrátov „karbonátové nívne sedimenty“ a „nekarbonátové nívne sedimenty“ bola identifikovaná referenčná pôdna skupina *Fluvisols* pre tie pôdy v alúviách Dunaja a Moravy, ktoré podľa Geneticko-agronomickej klasifikácie neboli klasifikované ako fluvizeme (černozeze, čiernice a gleje). Na základe triedy pôdotvorných substrátov „pevné karbonátové horniny“ boli vo WRB 2006 odlíšené pôdne jednotky *Rendzic Phaeozems* a *Regosols (Calcaric)*, klasifikované podľa Geneticko-agronomickej klasifikácie ako rendziny.
- Na základe pôdneho druhu (po jeho transformácií do klasifikácie podľa trojuholníka) bola identifikovaná referenčná pôdna skupina *Arenosols* a kvalifikátory *Arenic* a *Siltic* (s prívlastkami *Epi-* a *Endo-*). Pomocou údajov o triede zrnitosti bola spätne prevereaná pôvodná klasifikácia WRB 2006 spracovaná iba podľa údajov o genetickej pôdnej jednotke. Pôdy pôvodne klasifikované ako *Arenosols*, ktoré nespĺňali stanovené kritérium zrnitosti boli preklasifikované na *Regosols*. Pôdy pôvodne klasifikované ako *Cambisols* s piesočnatou a hlinitopiesočnatou zrnitosťou boli preklasifikované na *Brunic Arenosols*.
- Údaj o triede obsahu skeletu v pôde pomohol spresniť a v niektorých prípadoch aj zmeniť pôvodnú klasifikáciu pôdy. Pôdy, ktoré boli klasifikované ako *Arenosols* a mali obsah skeletu v ornici a podorničí v intervale 25–50% alebo vyšší obsah skeletu bol indikovaný hĺbkou pôdy boli klasifikované ako *Regosols*. Kvalifikátor *Skeletalic* (s prívlastkami *Epi-*, *Endo-*) bol pridaný k ostatným referenčným pôdnym skupinám v prípade, že mali obsah skeletu v ornici a/alebo podorničí v intervale 25–50% alebo vyšší obsah skeletu v pôde bol indikovaný hĺbkou pôdy.
- Trieda hĺbky pôdy je podľa metodiky KPP definovaná hĺbkou hranice vrstvy pôdy s obsahom skeletu viac ako 50 %. Bola preto použitá na prehodnotenie obsahu skeletu

v pôdnom profile a niektoré pôdy klasifikované ako *Arenosols* boli preklasifikované na *Regosols*. Kvalifikátor *Skeletal* (s prívlastkami *Epi-*, *Endo-*) bol pridaný k ostatným referenčným pôdnym skupinám v prípade, že vyšší obsah skeletu do 30 alebo 60 cm bol indikovaný hĺbkou pôdy.

Na pôdnej mape pilotného územia je zobrazených celkom 9 pôdných typov podľa Geneticko-agronomickej klasifikácie pôdy. Zoznam týchto pôdných typov a k nim priradená klasifikácia podľa WRB 2006 je uvedená v tabuľke 3.

Tab. 3 Zoznam pôdných typov zobrazených na pôdnej mape záujmového územia a použité referenčné pôdne skupiny a kvalifikátory pre ich komparáciu s WRB 2006

Pôdna jednotka KPP	WRB 2006 (ref. pôdna skupina)	WRB 2006 (kvalifikátor, prefix)	WRB 2006 (kvalifikátor, sufix)
černozem (ČM)	<i>Fluvisols</i> (FM)	<i>Mollic</i> (mo)	<i>Calcaric</i> (ca), <i>Siltic</i> (sl), <i>Skeletal</i> (sk)
drnová pôda (DA)	<i>Arenosols</i> (AR), <i>Regosols</i> (RG)	<i>Brunic</i> (br), <i>Haplic</i> (ha)	<i>Calcaric</i> (ca), <i>Eutric</i> (eu), <i>Arenic</i> (ar), <i>Skeletal</i> (sk)
glej (GL)	<i>Fluvisols</i> (FM)	<i>Gleyic</i> (gl)	<i>Eutric</i> (eu), <i>Siltic</i> (sl)
hnedoziem (HM)	<i>Luvisols</i> (LV), <i>Regosols</i> (RG)	<i>Cutanic</i> (ct), <i>Haplic</i> (ha)	<i>Eutric</i> (eu), <i>Siltic</i> (sl)
hnedá pôda (HP)	<i>Cambisols</i> (CM), <i>Arenosols</i> (AR)	<i>Brunic</i> (br), <i>Haplic</i> (ha), <i>Stagnic</i> (st)	<i>Arenic</i> (ar), <i>Eutric</i> (eu), <i>Skeletal</i> (sk), <i>Siltic</i> (sl)
lužná pôda (LP)	<i>Fluvisols</i> (FL), <i>Phaeozems</i> (PH)	<i>Gleyic</i> (gl), <i>Mollic</i> (mo)	<i>Arenic</i> (ar), <i>Calcaric</i> (ca), <i>Skeletal</i> (sk), <i>Siltic</i> (sl), <i>Hyposodic</i> (ws)
nivná pôda (NP)	<i>Fluvisols</i> (FL)	<i>Gleyic</i> (gl), <i>haplic</i> (ha)	<i>Arenic</i> (ar), <i>Calcaric</i> (ca), <i>Skeletal</i> (sk), <i>Siltic</i> (sl)
rendzina (RA)	<i>Arenosols</i> (AR), <i>Regosols</i> (RG), <i>Phaeozems</i> (PH)	<i>Haplic</i> (ha), <i>Rendzic</i> (rz)	<i>Calcaric</i> (ca), <i>Skeletal</i> (sk)
rašelinová pôda (RŠ)	<i>Histosols</i> (HS)	<i>Rheic</i> (rh), <i>Sapric</i> (sa)	-

Pri komparácii klasifikácie pôdných jednotiek pilotného územia s WRB boli identifikované viaceré problémy. Vzhľadom na absenciu niektorých kritérií pre vyčleňovanie pôdných jednotiek podľa Geneticko-agronomickej klasifikácie pôdy nebolo možné použiť exaktne všetky kritériá WRB 2006 pre klasifikáciu. Napríklad hrúbky genetických/diagnostických horizontov, intenzita a prítomnosť znakov oxidačno-redukčných procesov, textúrna diferenciácia pôdneho profilu, farba pôdy, niektoré analytické kritériá či presný obsah skeletu v pôde sú Geneticko-agronomickou klasifikáciou v rôznej miere generalizované a nie je ich možné extrahovať z klasifikácie pôdných genetických jednotiek (resp. litogénneho variantu). Vzhľadom na chýbajúce informácie o pôde v pôvodnom súbore údajov o pôde pre pilotné územie nebolo možné priradiť viaceré kvalifikátory, ktoré inak mohli viesť k presnejšej klasifikácii pôdy podľa WRB 2006:

- Miesto referenčnej pôdnej skupiny *Chernozems* musela byť vo všetkých prípadoch použitá referenčná pôdna skupina *Phaeozems*, tak aby bolo zabezpečené že vo vý-

slednej klasifikácii budú zabezpečené minimálne kritériá pre klasifikáciu diagnostického *Mollic* horizontu (vplyvom absencie údajov o farbe pôdy).

- Pre hnedé pôdy oglejené bola použitá trieda *Stagnic Cambisols*. Kvôli absencii údajov o intenzite a hĺbke prejavov oxidačno-redukčných procesov nemohla byť pre tieto pôdy uvažovaná referenčná pôdna skupina *Stagnosols*.
- Vzhľadom na absenciu informácií o pôde v pôvodnej klasifikácii pôdy nemohli byť pri komparácii použité kvalifikátory, ktoré vyjadrujú obsah humusu v pôde (*Humic*, *Pachic*), iníciaľne pôdotvorné procesy (*Protic*), vylúhovanie karbonátov (*Calcic*), intenzitu vnútropôdneho zvetrávania a s ním súvisiacu farbu pôdy (*Chromic*), erózne-akumulačné a akumuláciačné procesy v krajine s vplyvom na pôdu (*Colluvic*, *Novic*), ostrú zmenu zrnitosti alebo litologickú diskontinuitu v pôdnom profile (*Abruptic*, *Ruptic*), hĺbku úpôdy po pevnú horninu (*Leptic*), dlhodobá kultiváciu pôdy (*Anthric*) a antropický vplyv na pôdu (*Escalic*, *Technic*, *Toxic*, *Transportic*).
- Aj napriek tomu, že existuje reálny predpoklad toho, že väčšina pôd klasifikovaných podľa Geneticko-agronomickej klasifikácie ako drnové pôdy (DA) sú kyslé, s nenasýteným sorpčným komplexom, informácia sprostredkovaná klasifikáciou genetických pôdnych jednotiek neumožnila priradiť pre tieto pôdy kvalifikátor *Dystric*.

ZÁVER

V príspevku sme sa zaoberali analýzou logickej štruktúry výstupov Komplexného prieskumu poľnohospodárskych pôd (pôdna mapa 1:10.000) a použitej klasifikácie pôdy (Geneticko-agronomická klasifikácia, NĚMEČEK A INÍ, 1967) v kontexte požiadaviek direktívy INSPIRE na organizáciu a obsah harmonizovanej informácie o pôde – dátová špecifikácia pre údaje o pôde podľa INSPIRE (http://inspire.jrc.ec.europa.eu/documents/Data_Specifications/INSPIRE_DataSpecification_SO_v2.0.pdf) a medzinárodná referenčná klasifikácia WRB 2006 (IUSS WORKING GROUP WRB 2006).

Zistili sme, že logická štruktúra údajov KPP nezodpovedá aplikačnej schéme pre pôdne údaje navrhnuté v rámci INSPIRE. Problém je to, že vo výstupoch KPP nie sú explicitne vnímané dve samostatné organizačné úrovne údajov o pôde – pôdna mapovacia jednotka a pôdna typologická jednotka (pôdny komplex a odvodený pôdny profil v terminológii INSPIRE). Avšak vzhľadom na skutočnosť, že na metodologickej úrovni KPP je tento koncept vnímaný aspoň nepriamo prostredníctvom tzv. litogénneho variantu genetickej pôdnej jednotky, ktorý na úrovni klasifikácie pôdy vyjadruje obsah priestorových jednotiek zobrazených na mape, bolo možné logickú štruktúru výstupov KPP transformovať v zmysle požiadaviek. Na úrovni obsahu boli v novovytvorenej logickej schéme údajov KPP doplnené aj niektoré popisné atribúty vyžadované INSPIRE (plošné zastúpenie pôdnych jednotiek v mapovacích jednotkách, klasifikácia pôdy podľa WRB 2006).

Z komparácie použitej klasifikácie pôdy (NĚMEČEK A INÍ, 1967) vyplynulo, že pomocou jednoduchého rozhodovacieho mechanizmu (dichotomický áno/nie kľúč) je možné porovnať

definície genetických horizontov a pôdnych jednotiek pôvodnej klasifikácie a klasifikácie WRB 2006. Ukázalo sa, že na správnu komparáciu je nevyhnutné okrem samotnej klasifikácie pôdy (genetická pôdna jednotka) používať aj čiastkové klasifikácie pôdotvorných substrátov, pôdneho druhu, obsahu skeletu a hĺbky pôdy (litogénny variant). Zistili sme tiež, že úroveň generalizácie informácie o pôde vplyvom použitej klasifikácie pôdy znemožňuje uvažovanie niektorých kvalifikátorov pôdy (podľa WRB 2006), ktoré by mohli spresniť informáciu o pôde sprostredkovanú pôdnou klasifikáciou.

Na základe dosiahnutých výsledkov z pilotného územia konštatujeme, že spôsob organizácie informácie o pôde a jej obsah na Slovensku, ktorý je reprezentovaný údajmi KPP (pôdne mapy 1:10.000) umožňuje rešpektovať požiadavky direktívy INSPIRE pre harmonizáciu údajov o pôde.

Podakovanie

Výsledky prezentované v tomto príspevku vznikli v rámci riešenia projektu eContentPlus GS Soil a z prostriedkov MPaRV SR poskytnutých v rámci inštitucionálnej podpory vedy a výskumu v rámci rezortu pôdohospodárstva na roky 2010–2013.

LITERATÚRA

- FINKE, P., HARTWICH, R., DUDAL, R., IBANEZ, J., JAMAGNE, M., KING, D., MONTANARELLA, L., YASSOGLOU, N. 2001. *Georeferenced Soil Database for Europe. Manual of Procedures. Version 1. 1.* European Soil Bureau – Research Report No. 5 (EUR 18092 EN), Luxembourg: Office for Official Publications of the European Community, 2001. 163 p. ISBN 978-92-79-07691-6.
- 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, 1970, s. 13-19.
- IUSS Working Group WRB, 2006. *World reference base for soil resources 2006. 2nd edition.* World Soil Resources Reports No. 103, Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2006. 128 p. ISBN 92-5-105511-4.
- LAMBERT, J. J., DAROUSSIN, J., EIMBERCK, M., LE BAS, C., JAMAGNE, M., KING, D., MONTANARELLA, L. 2002. *Soil Geographical Database for Eurasia & the Mediterranean: Instruction Guide for Elaboration at Scale 1:1.000.000, Version 4. 0.* European Soil Bureau Research Report No. 8, EUR 20422 EN, (2002), Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 64 p.
- LINKEŠ, V., GROMOVÁ, A., LUPTÁK, D., PESTÚN, V., POLIAK, P. 1988. *Informačný systém o pôde*. Bratislava: Príroda, 1988. 198 s.
- NĚMEČEK, J., DAMAŠKA, J., HRAŠKO, J., BEDRNA, Z., ZUSKA, V., TOMÁŠEK, M., KALENDA, M. 1967. *Průzkum zemědělských půd ČSSR. 1. díl: Metodika terénního průzkumu*. Praha: Min. zem. a výž., 2005. 246 s.
- SAKSA, M., SKALSKÝ, R., ČURDOVÁ, K., PIVARČEKOVÁ, E., BARTOŠOVIČOVÁ, I. 2010. *Súčasný stav budovania Georeferencovanej databázy poľnohospodárskych pôd Slovenska*. In Bujnovský, R. (ed.) Vedecké práce Výskumného ústavu pôdoznanectva a ochrany pôdy č. 31, Bratislava: Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy, 2010 s. 144–150. ISBN 978-80-89128-51-8.
- SCHELLING, J. 1970. *Soil genesis, soil classification and soil survey*. Geoderma, vol. 4, no. 3, p. 165- 193. ISSN 0016-7061.

PÔDNE JEDNOTKY VERZUS BPEJ VO VZŤAHU K MIMOPRODUKČNÝM FUNKCIÁM PÔD

SOIL UNITS VERSUS LAND EVALUATION UNITS IN RELATION TO NON-PRODUCTION SOIL FUNCTIONS

Jaroslava SOBOCKÁ, Martin SAKSA

Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava
e-mail: j.sobocka@vupop.sk

Abstrakt

Cieľom príspevku je detailne rozpracovať základný princíp ekologického holistického prístupu hodnotenia pôdných či pôdno-ekologických jednotiek, ktoré by sa stali podkladom pre hodnotenie mimoprodukčných funkcií pôd. Vychádza sa z premisy, že súčasné hodnotiace a užívateľské systémy (BPEJ) sú postavené na parametroch produkčných schopností pôd, čo je v súlade s ich poslaním. Na druhej strane však nemôžu postačovať pre zhodnotenie prirodzených vlastností pôd vo vzťahu k základným ekologickým a z nich odvodených environmentálnym funkciám pôd. Cieľom príspevku nie je revidovať, či zásadným spôsobom meniť súčasnú sústavu databázových a geopriestorových údajov, ale reorganizovať ju do takého usporiadania, ktoré by spĺňalo požiadavky na riešenie multifunkčnosti pôd. To je možné uskutočniť vytvorením sústavy ekologických parametrov pôd, ktoré rešpektujú naše ciele. Koncept implementácie najnovších generalizovaných poznatkov o pôde do súčasnej sústavy BPEJ s cieľom vytvoriť podmienky pre hodnotenie multifunkčnosti pôd je síce možný, ale nie celkom správny. Podrobne sme rozobrali dôvody, pre ktoré sme dospeli k našim záverom a navrhli sme optimálne riešenia.

Kľúčové slová: pôdna jednotka, BPEJ, mimoprodukčné funkcie pôdy

Abstract

The main goal of the paper is a refined elaboration the basic principle of holistic ecological approach assessment of soil or soil-ecological units, which would become the basis for the evaluation of non-production soil functions. It is based on the premise that the current evaluation and user systems (BPEJ) are based on production functions parameters, which is in accordance with their mission, but not sufficient for the intrinsic soil properties assessment related to basic ecological and derived environmental functions. The paper does not focusing on any revision or fundamentally change the current system database, as well as geospatial data, but to reorganize it into such an arrangement that meets the requirements of the soil multifunctionality. That can be done by creating of such parameters that respect our goals. A concept of the latest generalized knowledge implementation into the current system BPEJ is possible but not quite appropriate. We analysed

the reasons in details for which we have come to our conclusions and proposed optimal solutions.

Keywords: soil unit, land evaluation unit, non-production soil functions

ÚVOD

Úvodným ustanovením Zákona 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 je poľnohospodársky pôdny fond hodnotený ako nenahraditeľný prírodný zdroj a nezastupiteľná zložka životného prostredia. Každý je povinný chrániť jeho prirodzené funkcie a vyhnúť sa konaniu, ktoré by viedlo k jeho zhoršeniu. Spôsob využívania poľnohospodárskeho pôdneho fondu musí byť primeraný daným prírodným podmienkam a pri bežnom hospodárení na poľnohospodárskej pôde nesmie ohrozovať ekologickú stabilitu územia.

Všeobecne pôda predstavuje vrchnú vrstvu zvetraného povrchu zemskej kôry, ktorá obsahuje vodu, vzduch a živé organizmy. Rozdelená je do horizontálnych vrstiev, ktoré majú špecifické fyzikálne, chemické a biologické vlastnosti. Jednotlivé vrstvy majú rôzne ekologické funkcie a funkcie týkajúce sa ľudských aktivít. Všetky pôdne funkcie sú nezastupiteľné v sústavnom prírodnom kolobehu látok a energie, čo sa zdôrazňuje len v posledných rokoch. Produkčné funkcia je prakticky totožná s klasicky definovanou schopnosťou pôd poskytovať úrody, rozšírenou do všeobecnej polohy produkovať akúkoľvek biomasu (t.j. nielen pre človeka).

V súčasnosti prakticky na celom svete je bonitné hodnotenie poľnohospodárskej pôdy odvodené od jej produkčnej funkcie a na produkčných parametroch sú postavené všetky hodnotiace systémy (napr. kvalita pôdy). V rámci nových výskumov multifunkčného hodnotenia a využívania pôd (BUJNOVSKÝ, JURÁNI 1999; BUJNOVSKÝ, 2007) sa koncepcia multifunkčnosti pôd dostáva do záujmu vedeckej komunity, ale i odbornej verejnosti. Je založená na plnení ekologických funkcií pôd, ktorých komplexné hodnotenie či monetárne ocenenie je zatiaľ v štádiu vývoja. To znamená, že identifikácia a hodnotenie pôdných, či pôdno-ekologických jednotiek vo vzťahu k mimoprodukčným funkciám pôdy nie je rozpracované na takej úrovni, aby sa komplexne zhodnotili všetky ekologické funkcie pôdy. Prvým pokusom sú práce autorov BUJNOVSKÝ A INÍ (2009), MATI A INÍ (2009).

Treba zdôrazniť, že hodnota potenciálu ekologických funkcií premietnutá do ekonomických (monetárnych) relácií pomôže širokej verejnosti pochopiť hodnotu pôdy ako takej. Je to výzva pre vedeckú komunitu aj preto, že význam pôdy v tomto kontexte sa zvýrazní a podporí tak prepotrebnú ochranu pôdy ako veľmi cenného prírodného zdroja.

MATERIÁL A METÓDY

Základné definovanie pojmov

Základné definovanie pojmov je nevyhnutné ako východiska pre hodnotenie multifunkčnosti pôd vo vzťahu k pôdnym a pôdno-ekologickým jednotkám. Každý názor na pôdu bol

vždy limitovaný vedomostnou úrovňou doby a samozrejme reálnou situáciou, v ktorej vznikol. Historický vývoj definícií odráža nielen úroveň reálneho poznania, no i aktuálne očakávané účinky pôdy pri uspokojovaní potrieb spoločnosti a jej obyvateľov.

Pôda

V čase nástupu veľkého spoznávaní prírody postačila jednoduchá popisná definícia pôdy: „ako vrchná vrstva Zeme schopná niesť rastlinný kryt“. Neskôr, pod vplyvom školy Dokučajeva sa uprednostňovali definície zdôrazňujúce najmä podstatu genézy pôdy „Pôda je povrchová vrstva hornín, ktoré sú premenené pôsobením vody, vzduchu a organizmov. Je to samostatný prírodno-historický útvar so stále sa meniacimi vlastnosťami pôsobením hornín, klímy, rastlinných a živočíšnych organizmov, reliéfu, nadmorskej výšky a veku“. V čase, keď sa boj s hladom začal vnímať ako potenciálne zvládnuteľný prostredníctvom pôdy, sa definície zjednodušovali na „kyprý povrch našej Zeme schopný poskytovať úrodu“. Až v 2. polovici 20. storočia sa definície pôdy začali odvíjať od nej samotnej, keď už nebol zaujímavý len jeden produkt – úroda.

Všeobecne sa odporúča akceptovať definíciu pôdy uvedenú v Odporúčaní Rady Európy R-92-8 o ochrane pôdy BIELEK (2000): „Pôda je integrálnou súčasťou ekosystémov Zeme situovaná medzi povrchom a materskou horninou. Je rozdelená na horizonty so špecifickými fyzikálnymi, chemickými a biologickými charakteristikami a rozdielnymi funkciami. Koncept pôdy tiež zahŕňa aj pórovité sedimentárne horniny a iné permeabilné materiály spolu s vodou, ktorú obsahujú. Takto definovaná pôda môže dosahovať značnej hĺbky, a preto v niektorých kontextoch sa pod pojmom pôda môže rozumieť aj územie“.

V rámci pôdoznaleckých disciplín sa rešpektuje klasická definícia pôdy prezentovaná v Morfogenetickom klasifikačnom systéme pôd SR (KOLEKTÍV, 2000), ktorú cielene vo vzťahu k antropogénnym a socio-ekonomickým aspektom navrhujeme doplniť o antroposféru (noosféru). Domnievame sa, že človek je tiež pôdotvorný činiteľ, hoci trochu iným spôsobom ako atmosféra biosféra, litosféra či hydrosféra. Nový návrh definície pôdy (pedosféry): „Pôda je najvrchnejšia časť zemskej kôry, ktorá vzniká na styku a za pôsobenia biosféry, atmosféry, litosféry, hydrosféry, s ktorými má sústavnú látkovú a energetickú výmenu a môže byť výrazne ovplyvňovaná prvkami antroposféry (noosféry)“.

Pôdna jednotka

Pôdna jednotka (pedon, polypedon) je trojrozmerný výrez telesa pedosféry charakteristický špecifickými pôdnymi vlastnosťami a znakmi. Pôdnu jednotku možno identifikovať a klasifikovať, resp. kategorizovať podľa vopred zadefinovaných klasifikačných kritérií. Množina polypedonov tvorí mapovateľnú pôdnu jednotku. Najčastejšie mapované pôdne jednotky majú chórickú, topickú až regionálnu dimenziu.

Pôdno-ekologická jednotka

Je to pôdna a ekologicky relatívne najhomogénnejší územný celok, ktorý vznikol pôsobením špecifickej a neopakovateľnej kombinácie rovnorodých zložiek prostredia. Pôdno-ekolo-

gické jednotky boli vyčlenené a mapované na základe hodnotenia vlastností klímy (T), genetických vlastností pôd (P), pôdotvorných substrátov (G), zrnitosti pôdy (Z), obsahu skeletu (K), hĺbky pôdy (H), svahovitosti (S) a expozície územia (E) (DŽATKO, 1976).

Funkcia pôdy

Podľa oznámenia Komisie z 22. septembra 2006 s názvom „Tematická stratégia pre ochranu pôdy“ [KOM(2006)231] chce EÚ uplatňovať v stratégii opatrenia na ochranu pôdy z toho aspektu, aby sa zachovala schopnosť pôd plniť svoje funkcie v oblasti životného prostredia, hospodárskej, sociálnej a kultúrnej. Funkcia pôdy je teda jej schopnosť zabezpečovať alebo sa podieľať na ekologických, environmentálnych, sociálnych a sociálno-ekonomických javoch a procesoch. Iná definícia charakterizuje funkciu pôdy ako spoločenské poslanie pôdy, ktoré sa jej prisudzuje s cieľom zabezpečiť materiálne (i nemateriálne) potreby spoločnosti a ktorá sa usmerňuje špecifickým využívaním pôdy a zaobchádzaním s ňou. Funkciu pôdy treba chápať nielen vo vzťahu k biote, ale i vo vzťahu k hornine, vode, atmosfére a ľudskej spoločnosti. Existuje niekoľko interpretácií funkcií, my sa prikláňame k rozdeleniu funkcií na ekologické a environmentálne.

1) Ekologické funkcie:

- Produkcia biomasy, ako základná podmienka života človeka a iných organizmov;
- Filtrácia, neutralizácia (pufrovanie), premena a akumulácia látok v prírode ako súčasť funkčných a regulačných mechanizmov v prírode;
- Udržiavanie ekologického a genetického potenciálu živých organizmov v prírode (biodiverzita druhov a ekosystémov) a asanácia odumretých organizmov.

2) Environmentálne funkcie spojené s ľudskými aktivitami:

- Súčasť priestorovej základne pre socio-ekonomické aktivity (poľnohospodárstvo, lesníctvo, priemysel, doprava, stavebníctvo, turistika a i.) a sociálne istoty obyvateľstva (zamestnanosť, výživa, príjmy);
- Zdroj surovínových materiálov (ako íl, hlina, štrk, piesok, minerály, voda a pod.);
- Kultúrne a prírodné dedičstvo krajiny vrátane paleontologických a archeologických artefaktov.

Postavenie pôdy v prírodnom prostredí – geoekosystéme

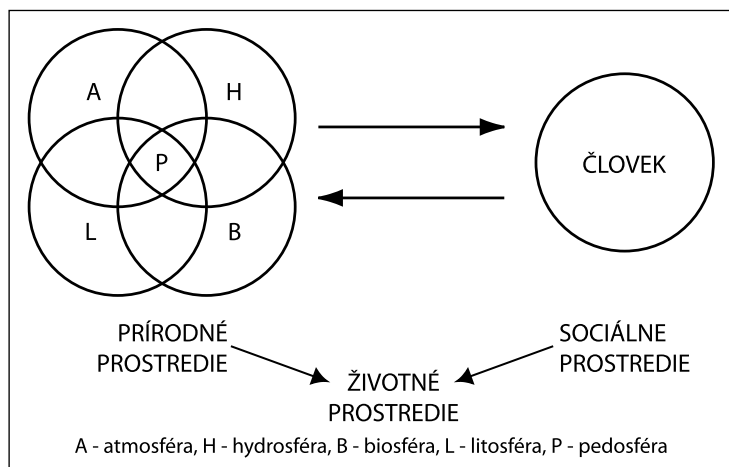
Treba poznamenať, že postavenie pôdy (pedosféry) v prírodnom prostredí (geoekosystéme) je centrálné s rovnomerným zastúpením všetkých zložiek prírody podieľajúcich sa na jej tvorbe. Sú to klimatické faktory (hlavne teplota a zrážky), hydrosféra (povrchové a podpovrchové vody), litosféra (hlavne pôdotvorný substrát) a biota (v prípade poľnohospodárskych pôd biomasa pestovaných plodín). K podmienkam tvorby pôd treba priradiť ešte faktor času (doba pedogenézy), faktor reliéfu, resp. geomorfologických podmienok (hlavne svah a expozícia) a antropogénny faktor (pôsobenie človeka).

Postavenie pôdy v životnom prostredí

V životnom prostredí (environmente) sú významné vzťahy medzi prírodným a sociál-

ným prostredím, ktoré tvoria životné prostredie. Z hľadiska úlohy pôdy vo svojom prostredí sprostredkuje a poskytuje svoje funkcie pre životné prostredie, čo výrazne zvyšuje ich význam a oprávnenosť hodnotenia (Obr. 1).

Obr. 1 Postavenie pôdy v životnom prostredí (GRUNWALD, 2006)



Vymedzenie a výber parametrov (indikátorov) kvality pôdy

Merateľnosť parametrov pôdy a ich zmien je základnou požiadavkou ich výberu (nie každý znak je číselne merateľný - napr. farba, novotvary). Druhou požiadavkou je vzťah parametrov k funkciám pôdy. Požiadavky kladené na základný súbor parametrov (indikátorov) kvality pôdy musia (ŠARAPATKA A INÍ, 2002):

- Zahŕňať procesy v ekosystéme a musia byť použiteľné i pri modelovaní týchto procesov
- Integrovať pôdne fyzikálne, chemické a biologické parametre a procesy
- Byť dostupné pre užívateľov a aplikovateľné v praxi
- Citlivé na zmeny pestovateľských zásahov a klímy
- Parametre kvality pôdy musia byť merateľné v krátkom časovom úseku
- Musia byť súčasťou existujúcich databáz o pôde.

V tabuľke 1 BUJNOVSKÝ, JURÁNI (1999) uvádzajú význam jednotlivých pôdnych parametrov z hľadiska ich použitia pri riešení hodnotenia pôdnych funkcií. Jednotlivé parametre je možné použiť pre modelové riešenia jednotlivých mimoprodukčných funkcií. To indikuje vytvorenie modelov jednotlivých pôdnych funkcií s väzbou na ich georeferencované databázy. Súčasnú databázu (mapy KPP a sústava BPEJ) však majú svoje obmedzenia, ktoré je potrebné brať do úvahy, ak ich chceme použiť ako spoľahlivé a hodnoverné údaje pre riešenie tak náročnej úlohy ako je zhodnotenie mimoprodukčného potenciálu poľnohospodárskych pôd.

Tab. 1 Význam pôdnych parametrov z hľadiska hodnotenia funkcií pôdy (BUJNOVSKÝ, JURÁNI, 1999)

Parameter pôdy	Funkcie pôdy					
	a	b	c	d	e	f
Hĺbka	++	++	+	++	++	+
Svahovitosť	+	++	+	+	-	-
Zrornosť	++	++	++	++	++	++
Organický uhlík (C _{ox})	++	++	++	+	++	++
Sorpčný komplex	++	++	++	+	++	++
pH	++	++	++	++	-	++
Objemová hmotnosť	++	++	++	++	++	++
Obsah prijateľných živín (P, K, Mg)	++	+	+	+	++	++
Ľahko mineralizovateľný dusík	++	-	++	-	-	++
Obsah biopristupných foriem ťažkých kovov	++	+	+	-	-	++
Obsah organických polutantov	++	+	++	-	-	++
Biomasa mikroorganizmov	++	+	++	++	+	-
Mikrobiálna respirácia	++	+	++	++	+	-

a) produkcia biomasy, b) filtračná a akumulácia funkcia, c) transformačná funkcia, d) asanačná funkcia e) pufrčná funkcia, f) prostredie pre organizmy

Klasifikácia pôdnych jednotiek

Pôdoznalecké mapy Komplexného pôdoznaleckého prieskumu poľnohospodárskych pôd z rokov 1961 – 1971, ktoré sa stali podkladom pre mapovanie BPEJ, boli vypracované na vtedajšej úrovni klasifikačného systému a tým aj mapovania pôd. V súčasnosti sú hlavné pôdne jednotky upravené v zmysle nového Morfogenetického klasifikačného systému pôd Slovenska – Bazálnej referenčnej taxonómie (KOLEKTÍV, 2000).

Mapové aj textové výstupy Komplexného prieskumu poľnohospodárskych pôd Slovenska (KPP) (NĚMEČEK A INÍ, 1967; HRAŠKO A BEDRNA, 1970) sú archivované v pôvodnej forme mapových listov a viazaných správ. Hlavnou náplňou riešenia viacerých úloh vo VÚPOP je ich transformácia do digitálnej formy (digitalizácia). Účelom digitalizácie je vytvorenie digitálnej kópie vybraných prvkov odborného obsahu výstupov KPP, ktorá atribútovo a aj logicky plne zodpovedá podkladovým údajom KPP. Pozornosť je zameraná na sprístupnenie základných údajov o vlastnostiach pôd získaných v rámci KPP na lokálnej úrovni (pracovné mapy KPP, základná pôdna mapa, kartogram zrnosti skeletovitosti a zamokrenia a podnikové správy KPP) pre ich účelné využitie prostredníctvom moderných technológií spracovania údajov (GIS, DPZ). Prvé výstupy boli publikované vo viacerých príspevkoch (JAĎUŠA A INÍ, 2006; SAKSA A INÍ, 2010).

Klasifikácia pôdnych jednotiek je nepretržitý proces, ktorý pokračuje ďalšími inovatívnymi návrhmi v pripravovanej novej verzii. Bohužiaľ všetky tieto klasifikačné návrhy nie sú premietnuté do priestorovej databázy. To znamená, že nie sú prezentované vo forme máp, ani v nijakej inej priestorovej forme. Dokončenie digitalizácie pôdnych máp a vlastností bodových pôdnych prieskumov poskytne novú georeferencovanú digitálnu vrstvu, ktorú je možné upravovať a prispôbovať do želaných mapových produktov.

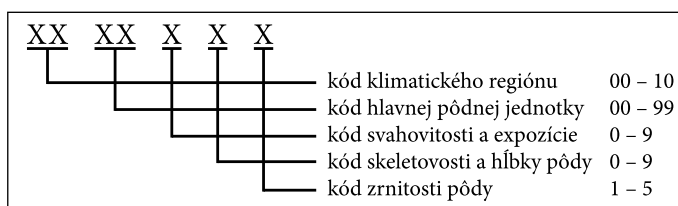
Sústava bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek

Na podkladoch pôdoznaleckého prieskumu (KPP) sa od roku 1972 začalo na celom území poľnohospodársky využívaných pôd mapovanie „pôdnoekologických jednotiek (BPEJ)“, ktoré poskytujú výpovednejšie údaje nielen o vlastnostiach pôdy, ale aj a klíme a reliéfe, ktoré vzájomne podmieňujú svojrázny charakter ekologických vlastností a produkčného potenciálu daného územia (DŽATKO, 1976). Základnou topickou jednotkou sústavy BPEJ je „pôdnoekologická jednotka“. Pôvodným prívlastkom „bonitovaná“ je zvýraznený pôvodný zámer ich vzniku a využitia pre účely bonitácie poľnohospodárskych pôd.

Následne sa vykonával aj výskum produkčných a nákladových parametrov pôd v podobe viacročného sledovania úrod a vstupov na veľmi početnej sieti homogénnych honov, ktoré reprezentujú všetky významné pôdnoekologické jednotky. Finálnym výsledkom týchto prác je neoceniteľný súbor relevantných podkladov pre následné vypracovanie informačných systémov o vlastnostiach, priestorovej štruktúre, produkčnej schopnosti a využívaní poľnohospodárskych pôd Slovenska a sú východiskovým podkladom aj pre nadväzné modelovanie udržateľných sústav využívania pôd (DŽATKO A INÍ, 1976).

Základné vlastnosti všetkých poľnohospodárskych územných celkov (BPEJ) sú podrobnejšie vyjadrené v hierarchii topických a regionálnych jednotiek. Špecifické a neopakovateľné vlastnosti každej BPEJ vyjadrujú príslušné kombinácie 11 klimatických regiónov (T), 100 hlavných pôdnych jednotiek (HPJ), 6 kategórií svahovitosti (S), 4 kategórií expozície (E), 4 kategórií skeletovitosti (kamenitosti a štrkovitosti K), 3 kategórií hĺbky pôdy (H) a 5 kategórií zrnitosti pôd (Z). Kódovanie BPEJ je vyjadrené v 7-miestnom kóde (Obr. 2). Pri ich vyčleňovaní sa striktnie dodržiavala zásada rovnocennosti všetkých hodnotených zložiek prostredia.

Obr. 2 Schématické znázornenie kódu BPEJ



V poslednej vydanéj príručke (DŽATKO, SOBOČKA A KOL., 2009) sa inovácia sústavy hlavných pôdnych jednotiek týkala doplnenia, resp. úpravy (zmeny) názvoslovia niektorých pôdnych jednotiek, avšak pôvodný hodnotový charakter hlavných pôdnych jednotiek (HPJ) bol v plnej miere zachovaný. V zmysle nového klasifikačného systému bola upravená aj charakteristika pôdnych typov a nižších jednotiek.

Sústava BPEJ sa stala podkladom pre nespočetné množstvo prác, ktoré sa zaoberajú produkčným potenciálom pôd (VILČEK A INÍ, 1999), posúdením vhodnosti pestovania plodín (VILČEK, BEDRNA 2007), prvkami degradácie pôd a iné. Novším príkladom je využitie prvkov BPEJ pri riešení energetického potenciálu poľnohospodárskych pôd (VILČEK, 2006), alebo pri návrhoch optimálneho usporiadania a trvalo udržateľného využívania poľnohospodárskeho územia (ČIČOVÁ, 2009).

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Analýza pôdno-ekologickej jednotky vo vzťahu ku geoeosystému

Postavenie pôdnej jednotky (v systéme BPEJ hlavnej pôdnej jednotky) by malo rešpektovať a implicitne obsahovať vplyv alebo vzájomnú interaktivitu medzi jednotlivými geosférami: atmosféra, hydrosféra, litosféra a biosféra. K nim pristupuje faktor času a geomorfologických podmienok, ako aj antropogénny faktor. Pedosféra odráža a dedí prvky okolitého prostredia viac, než ostatné prírodné sféry, je najviac interaktívnym médiom spomedzi všetkých prírodných sfér. Vplyv prírodných zložiek sa odráža v pôdnych typoch a ich charakteristikách, ktoré nesú stopy ovplyvnení nielen všetkých zložiek prírodného, ale i socio-ekonomického prostredia.

Z hľadiska tejto premisy sme analyzovali pôdno-ekologickú jednotku, ktorej definícia sa stala podkladom pre vytvorenie sústavy BPEJ.

- Klimatické podmienky v štruktúre BPEJ sú vyjadrené klimatickými regiónmi. Tieto regióny sú charakterizované sumou priemerných denných teplôt nad 10 °C, dĺžkou obdobia s teplotou vzduchu nad 5 °C, rozdielom potenciálneho výparu a zrážok v letnom vo vegetačnom období a priemernými teplotami. Všetky klimatické parametre sú vybrané cielene, aby účelne charakterizovali klimatické podmienky pre produkčnú funkciu pôdy (vegetačné obdobia).
 - Hydrologické podmienky sú v štruktúre BPEJ reprezentované nepriamo cez charakteristiku hlavnej pôdnej jednotky (pôdne typy ako gleje, glejové subtypy, pseudogleje, pseudoglejové subtypy a organozeme). Samostatný kód, ktorý by vyjadril pôsobenie podpovrchovej, či povrchovej vody (sezónnosť, kolísavosť) nie je.
 - Substrátové podmienky (litosféra) sú v štruktúre BPEJ reprezentované nepriamo cez charakteristiku hlavnej pôdnej jednotky, v ktorých je pôdotvorný substrát priamo zakomponovaný. Samostatná kategorizácia pôdotvorných substrátov nie je vytvorená aj vzhľadom na to, že je menej významná.
 - Biosféra – pôdny rastlinný a živočíšny svet nie je súčasťou hodnotenia BPEJ (na rozdiel od typologicko-pôdneho hodnotenia lesných spoločenstiev). Nepriamo je vyjadrená v charakteristike hlavnej pôdnej jednotky, kedy na základe poznania pôdneho typu môžeme dedukovať obsah pôdnej organickej hmoty (resp. množstvo pôdneho organického uhlíka). Špecifická kategorizácia a kód pre BPEJ nie je.
 - Geomorfologické podmienky v štruktúre BPEJ sú reprezentované dvoma charakteristikami – svahovitosť a expozícia terénu voči svetovým stranám. Sú to charakteristiky, ktoré je potrebné poznať, ak hodnotíme pôdne parametre vo vzťahu k produkcii, ale využiteľné sú aj ako parametre mimoprodukčných funkcií pôd.
 - Parametre skeletovitosti a hĺbky pôdy sú pôdne vlastnosti, ktoré je možné využiť nielen ako parametre pre produkčnú funkciu, ale aj mimoprodukčné funkcie.
 - Podobnú funkciu má aj parameter zrnitosti, ktorý ako významná pôdna charakteristika má svoje opodstatnenie v štruktúre BPEJ. Na rozdiel od kategorizácie zrnitosti KPP (Nováková 7 stupňová kategorizácia) je kategória zrnitosti účelová a zohľadňuje agronomické (produkčné) parametre (5 stupňová kategorizácia).
-

Je zřejmé, že centrálnym konceptom štruktúry BPEJ je hlavná pôdna jednotka a klimatický región (pôdno-klimatická jednotka). Na rozdiel od kategorizácie KPP, ktorá sa pridáva základnej klasifikácie pôdných typov a subtypov, kategorizácia HPJ je účelovo prispôbená produkčným parametrom a „zvyšuje“ produkčné pôdy. Je spracovaná cielene, pričom v hodnotení nezahrňuje kompletne všetky pôdne typy a subtypy, respektíve okrajové pôdy sa uvádzajú v kombináciách. V tomto ohľade má hlavná pôdna jednotka vo vzťahu k hodnoteniu mimoprodukčných funkcií pôd určité obmedzenia. Druhým obmedzením je fakt, že rozsah HPJ je len 100 kódovaných prvkov, čo znemožňuje databázu rozšíriť, resp. spresniť o ďalšie HPJ. Napríklad problémom je začleniť do systému rekultivované antropogénne pôdy, hoci ich výskyt je častý. Tu dochádza ku chybám pri ich presnom zaradení do systému HPJ.

Analýza kategorizácie pôdných jednotiek v sústave pôdno-ekologických jednotiek

Ak porovnáme systém pôdných jednotiek MKSP (Kolektív 2000) s hlavnými pôdnymi jednotkami BPEJ (DŽATKO, SOBOČKA A INÍ, 2009) zistíme niekoľko odlišností.

- Sústava hlavných pôdných jednotiek (HPJ) je vytvorená účelovo a rešpektuje zastúpenie pôdných jednotiek podľa schémy, v ktorej dominujú poľnohospodárske pôdy. To znamená, že pôdy lesných území, či špecifické pôdne typy alebo marginálne pôdy (smonice, slaniská, rankre a iné) sú zastúpené v kombinácii pôdných typov, ktoré tvoria hlavnú pôdnu jednotku.
- Niekoľko najproduktnejších pôdných typov ako sú úrodné fluvizeme, černoze, čiernice a hnedozeme tvoria približne polovicu sústavy HPJ. Sú detailne charakterizované na základe viacerých kritérií ako svahovitost, textúra alebo pôdotvorný substrát. Ich členenie aj v priestorovom vyjadrení je preto detailnejšie v porovnaní s mapami KPP.
- Ostatné HPJ sa nachádzajú v rôznych kombináciách, resp. asociáciách s tým, že ich produkčný potenciál je menej významný a je aj menej charakterizovaný. V porovnaní s mapami KPP ich diferenciacia je slabá a menej rozlíšiteľná.

V poslednom vydaní Príručky pre používanie máp pôdnoekologických jednotiek (DŽATKO, SOBOČKA A INÍ, 2009) sa popis hlavných pôdných jednotiek inovoval v zmysle Morfogenetického klasifikačného systému pôd (2000). Charakteristika názvov bola síce vytvorená nová, avšak pôvodný obsah hlavných pôdných jednotiek zostal zachovaný. Jedinou výhradou HPJ v sústave BPEJ je ich ohraničený počet na 100. Z analýzy tejto databázy vyplýva niekoľko zaujímavých faktov:

- Až 24 kódov BPEJ predstavuje pôdny typ kambizem v rôznych obmenách s ostatnými parametrami.
- Pre luvizeme sú uvedené len 3 kódy BPEJ aj to v kombinácii s ostatnými HPJ, hoci v teréne predstavujú dobre rozlíšiteľné plochy.
- Z pôdných jednotiek nie sú v sústave BPEJ zastúpené pararendziny, ktoré predstavujú nemalý podiel PPF a ktoré sa zamieňajú s rendzinami (viac skeletnatými pôdami).
- Chýbajú andozemné subtypy kambizemí, ktoré sa síce vyskytujú na menšej ploche hlavne v TTP, avšak existujú aj v PPF.

- Ako kultizeme sú registrované len hlboko kultivované pôdy (kód 30) a rigolované pôdy viníc (kód 74), hoci v praxi ich nachádzame oveľa viac.
- Antrozeme sú pôdnym typom doteraz málo známym. Patria k nim plochy rekultivované pre rôzne využitie (poľnohospodárske pôdy, rekultivácia skládok odpadov, rekultivácia záhrad, remediácia kontaminovaných pôd a iné). Tento pôdny typ v systéme absentuje, čo spôsobuje problémy ich zaradenia do sústavy BPEJ.

Na základe uvedených faktov môžeme konštatovať, že zoskupenie a kategorizácia pôdnych jednotiek v BPEJ je účelová s cieľom zvýrazniť produkčnú funkciu pôd. V plnej miere spĺňa požiadavky na hodnotenie produkčnej funkcie pôd. Takto bolo možné vytvoriť typologické-produkčné skupiny pôd, ktoré pomerne presne a spoľahlivo charakterizujú produkčný potenciál poľnohospodárskych pôd SR. Je to príklad dobre spracovaného systému hodnotenia produkčnej funkcie pôd.

Na druhej strane treba konštatovať, že možnosti hodnotenia mimoprodukčných schopností (potenciálu) poľnohospodárskych pôd sú obmedzené a limitované v dôsledku skreslenia základnej schémy kategorizácie HPJ i nerovnomerne štruktúrovanej pôdno-ekologickej jednotky. Z práce VILČEK A INÍ (2010) sa dozvedáme, že pre stanovenie indexu environmentálneho potenciálu pôd (IEPP) bolo z celej schémy BPEJ použitých len časť charakteristík, pomocou ktorých sa indikovali mimoprodukčné potenciály poľnohospodárskych pôd. Aké parametre sa použili pre riešenie mimoprodukčných funkcií v tejto práci:

1. Pre vyjadrenie schopnosti pôd akumulovať vodu boli ako primárne indikátory použité poľná vodná kapacita a hĺbka pôdy a ako sekundárne indikátory zrnitostné zloženie, obsah organického uhlíka a objemová hmotnosť pôd.
2. Pre schopnosť pôd imobilizovať rizikové prvky sa vytvoril algoritmus, ktorý ako primárne indikátory riešil mobilný a celkový obsah rizikových prvkov a ako sekundárne parametre pH, obsah a kvalita organickej hmoty, hrúbka humusového horizontu, celková pórovitosť a obsah častíc menších ako 0,01 mm. Boli zahrnuté aj indikátory prostredia (ročný úhrn atmosférických zrážok, vstupy rizikových prvkov do pôdy a manažment pôdy).
3. Pre schopnosť pôdy imobilizovať organické polutanty bol zvolený minimálny súbor indikátorov: množstvo a kvalita pôdnej organickej hmoty, hrúbka humusového horizontu, obsah ílu a hĺbka pôdy. Indikátorom prostredia bol ročný úhrn atmosférických zrážok. Podobné indikátory boli zvolené aj pre schopnosť pôd transformovať organické polutanty.

MATI A INÍ (2009) pre hodnotenie vodoretenčných schopností pôd vychádzali zo zrnitostného zloženia pôd a riešili vzťah medzi objemovou vlhkosťou pôdy a hydrolimitmi: poľná vodná kapacita, bod zníženej dostupnosti a bod vädnutia.

Všeobecne možno konštatovať, že pre hodnotenie mimoprodukčných vlastností sa vyžadujú podrobnejšie databázy, než môže sústava BPEJ poskytnúť. Avšak aj napriek tomu jednotlivé funkcie pôd možno vzťahovať na kategorizáciu pôdnych jednotiek, pôdnej zrnitosti, klimatických faktorov, hoci ich usporiadanie nie je úplne v súlade s holistickým chápaním pôdno-ekologickej jednotky, t. j. také, ktoré neskreslene berie do úvahy všetky vlastnosti a okolnosti daného systému či procesu.

Výhodou BPEJ systému je fakt, že bola vytvorená podrobná vektorová digitalizovaná databáza na celom území poľnohospodárskych pôd, to znamená, že všetky riešenia možno vzťahovať na ich priestorovú distribúciu. Z nej možno extrahovať niektoré prvky databázy ako je pôdny typ, klimatické parametre textúra a doplniť inými detailnejšími databázami.

Domnievame sa, že v budúcnosti sa dobrou alternatívou javí možnosť využiť digitalizované časti pôvodného komplexného prieskumu pôd (ktoré sú už hotové na prevažnom území SR). Tento systém bude obohatený o pôvodné bodové databázy komplexného prieskumu poľnohospodárskych pôd už v digitalizovanej a georeferencovanej podobe. Hlavným nedostatkom databázy KPP je fakt, že nie je aktualizovaná pôdnymi prieskumami do súčasnej podoby a mapové prvky je potrebné upraviť v zmysle platného klasifikačného systému pôd SR. Na druhej strane sú pre budúcnosť navždy zachované výstupy pôvodných pôdných prieskumov a mapovania KPP. Vytvorením novej georeferencovanej vrstvy, vybudovanej na aktualizácii a spresnení prvkov KPP, sa naskytujú neobmedzené možnosti vytvárania nových líniových a prvkov máp podľa vlastnej potreby (napr. priestorové jednotky určitej mimoprodukčnej funkcie pôd). Tieto nebudú skreslené zásahmi, ktoré boli potrebné urobiť pri vytváraní sústavy BPEJ. Databáza KPP v sebe implikuje prvky základných pôdných predstaviteľov, pôdnu textúru, pôdotvorné substráty, hĺbky pôdy, skeletovitosti a iných prvkov bez skreslenia pôvodných hraníc. Všetky prvky georeferencovanej databázy môžu byť podkladom pre modelovanie, či expertnej analýzy.

Priestorová diferenciácia máp KPP a BPEJ

Sústava BPEJ je síce založená na podkladoch máp KPP, avšak v bonitačnom hodnotení vytvorený nový systém hodnotenia pôd založený na definovaných produkčných parametroch. Tieto parametre boli východiskom pre špecifickú kategorizáciu a kódovanie pôdno-ekologických jednotiek. Jednotky sa pôvodne vytvorili v päťmiestnom kóde, ktorý bol neskôr rozšírený na 7-miestny kód, ktorý obsahuje tieto parametre: klimatický región, hlavná pôdna jednotka, hĺbka pôdy, skeletovitosť, expozícia, svahovitosť a textúra. Hĺbka pôd + skeletovitosť a expozícia + svahovitosť sú znázornené v dvojmiestnych kódoch, ktoré je možné dekódovať.

Sumárne každá pôdno-ekologická jednotka je založená na parametroch, ktorých hranice v geografickom priestorovom vyjadrení nemôžu byť identické. Všeobecne platí, čím viac parametrov v sebe pôdno-ekologická jednotka akumuluje, tým je väčšia pravdepodobnosť, že hranice budú skreslené. Všetky hranice BPEJ na mapách predstavujú diskkrétne ohraničené polygóny s určitým percentom pedodiverzity.

Treba poznamenať, aj samotná pôdna jednotka v akomkoľvek mapovom vyjadrení nie je ohraničená diskkrétne, v prírode existuje prirodzené postupné vyznievanie jednej jednotky a nástup ďalšej (prechodné subtypy pôdných jednotiek). To znamená, že pôdna jednotka býva málokedy homogénna. Rieši sa to tým, že sa pripúšťa určité percento akcesorických pôdných jednotiek. V tomto zmysle chápeme aj digitalizované diskkrétne ohraničené polygóny BPEJ, ktorých konštrukcia musí spĺňať kódované kritériá s určitým prípustným percentom heterogenity (obyčajne cca 15 %). Z tohto hľadiska je mylná predstava, že hranice KPP a BPEJ musia byť identické.

Digitalizácia máp BPEJ bola dokončená ešte v minulom storočí, zatiaľ čo digitalizácia zák-

ladných pôdnych jednotiek, od ktorých sa odvíjala bonitácia poľnohospodárskych pôd, vzhľadom na vysokú časovú náročnosť pokračuje doteraz. Predpokladá sa, že finálne práce budú dokončené v blízkej dobe.

Jednoduchým naložením už zdigitalizovaných vrstiev KPP (napr. pôdny typ a pôdny druh) a vrstiev BPEJ zistíme, že tieto vrstvy nemusia byť identické a v podstate ani nebývajú. Tento fakt však nemá byť prekvapujúci a možno ho veľmi jednoducho vysvetliť. Hoci mapy KPP sa stali podkladom pre vytvorenie máp BPEJ, ich ďalšie rozpracovanie na základe iných, hlavne produkčných kritérií, sústavu pedologických jednotiek niekde detailizovali viac, inde boli prijaté širšie generalizačné postupy. Okrem toho je potrebné zdôrazniť neustále prebiehajúcu aktualizáciu BPEJ na základe početných pôdnych prieskumov v priebehu niekoľkých desaťročí. Aktualizácia zahrňuje v sebe nielen zmeny pôdnych vlastností ako je skeletovitosť, hĺbka pôdy, ale aj zmeny pôdnych typov (napr. pre erodovaných územiach).

Na obrázkoch 3, 4, 5 sme na príklade katastra Selice zisťovali prekrytie digitalizovanej vrstvy KPP (pôvodné materiály) s vektorizovanou vrstvou BPEJ. Uvedomujeme si, že materiály KPP sú zastarané a nemôžu spĺňať požiadavky na súčasný stav pôd (nie sú aktualizované a neprešli korekciou v zmysle najnovšieho klasifikačného systému pôd). V katastri Selice je jeden klimatický región (00), pôdy sú rovnako hlboké, bez skeletu, roviny bez expozície. To znamená, že bolo možné porovnávať pôdne typy a pôdne druhy bez ovplyvňovania ostatných parametrov pôdy.

Porovnaním pôdnych typov s HPJ a pôdnych druhov s kategorizáciou uvedenou v BPEJ sa potvrdili naše predpoklady, že hranice sa síce prelínajú, ale nie všade, nakoľko rešpektujú vlastné kritériá ich tvorby. Z porovnania hraníc pôdnych jednotiek oboch systémov sme zistili (Obr. 3), že línie BPEJ sú len čiastočne odlišné, ale v podstate sú súhlasné s hranicami KPP. Hranice pôdnych druhov (Obr. 4) sú odlišnejšie, nakoľko tieto rešpektujú inú kategorizáciu pôdnej textúry než v systéme BPEJ. Celkovo počet areálov BPEJ je viac, línie mapových prvkov sú rozpracované detailnejšie rešpektujúc podrobnejšie kritériálne znaky. Uplatnením oboch parametrov v kombinácii (Obr. 5) vznikla diverzifikovaná mapa odlišná od súčasnej podoby BPEJ.

Východiská pri tvorbe podkladov multifunkčného hodnotenia pôd

Pre hodnotenie mimoprodukčných potenciálov poľnohospodárskych pôd nemožno úplne akceptovať vrstvu BPEJ, ale niektoré jej časti áno. Samozrejme pokiaľ budú v zhode s parametrami indikujúcimi jednotlivé mimoprodukčné funkcie. Veľkou výhodou sústavy BPEJ je fakt, že všetky pôdne jednotky sú v aktívnej vektorovej podobe a možno ich jednoducho využiť pre modelové operácie.

Pre hodnotenie mimoprodukčných funkcií pôd je potrebné využiť aj iné dostupné a spoľahlivé databázy a pokúsiť sa vytvoriť samostatné modely, ktoré by riešili interaktívne pôsobenie vybraných primárnych a sekundárnych indikátorov (parametrov). Pre priestorové znázornenie je možné použiť sústavu BPEJ a novšie v budúcnosti prístupná databáza aktualizovaných pôdnych jednotiek.

Na tomto základe bude možné pre každú mimoprodukčnú funkciu pôd, vybudovať systém hodnotenia špecificky kódovaný a geopriestorovo vyjadrený na mapách. To znamená tak

ako bola vytvorená bonitovaná pôdno-ekologická jednotka pre produkčnú funkciu poľnohospodárskych pôd, je možné vytvoriť špecificky kódované priestorové jednotky zobrazujúce tú ktorú mimoprodukčnú funkciu pôd.

Z tohto hľadiska sa bude možné oprieť o základné pôdne jednotky (pôdne typy, pôdne subtypy, pôdotvorný substrát, a iné), ktoré boli mapované v základnom pôdnom prieskume a neskreslene (hoci zatiaľ v pôvodnej podobe) podávajú základné informácie o primárnych vlastnostiach pôd. Každú databázu bude potrebné doplniť hodnovernými bodovými údajmi o rôznych iných nameraných vlastnostiach alebo vlastnostiach získaných nepriamymi spôsobmi (napr. pedotransférové funkcie).

ZÁVER

Príspevok sa zaoberá teoretickými problémami hodnotenia pôdných a pôdno-ekologických jednotiek vo vzťahu k mimoprodukčným funkciám pôd s cieľom zhodnotiť súčasný prístup k interpretácii mimoprodukčných funkcií pôd a navrhnúť postupy, ktoré by optimalizovali využitie súčasných podkladových materiálov pre tvorbu modelov mimoprodukčných funkcií.

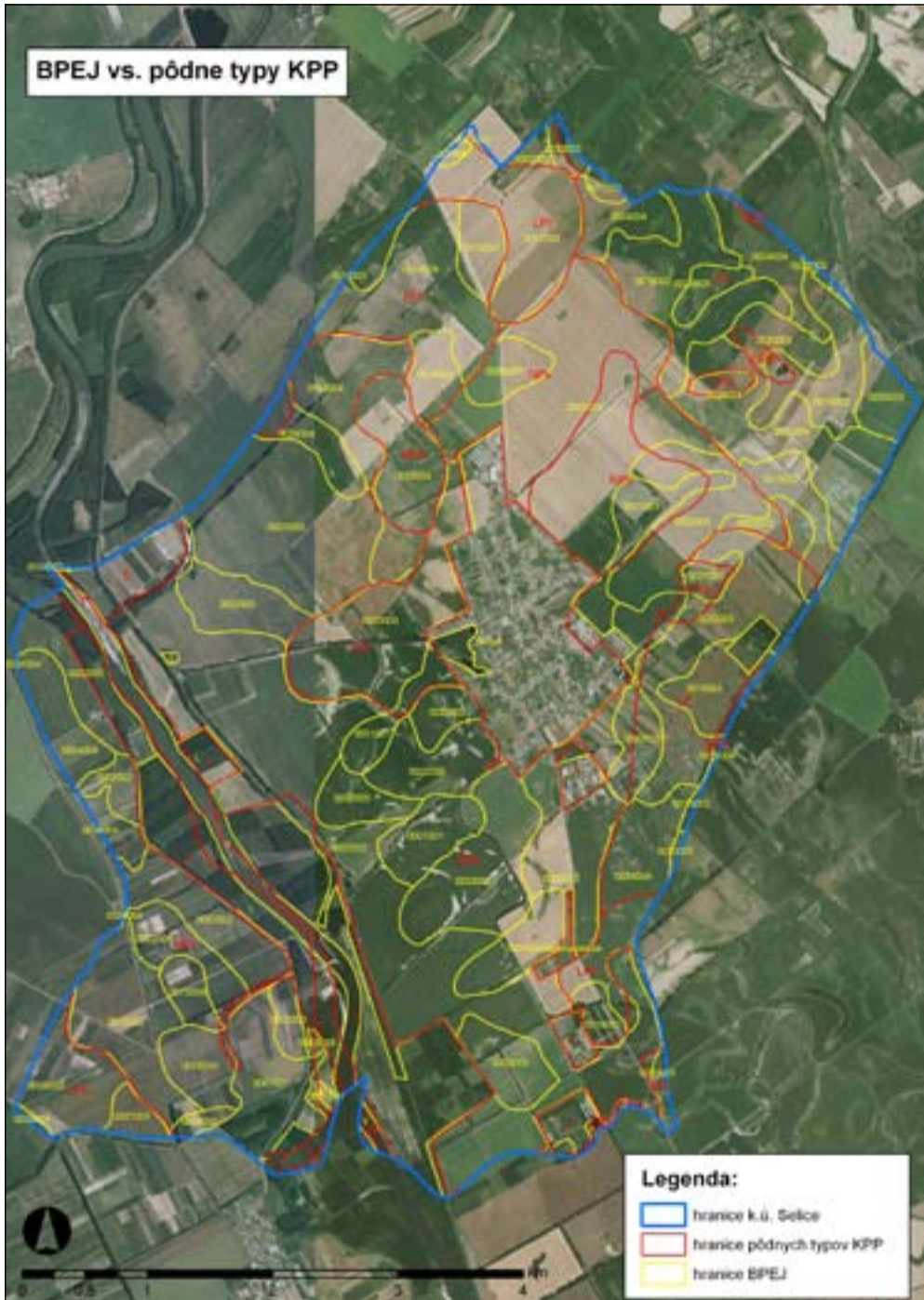
Na základe analýzy pôdných jednotiek v sústave BPEJ sme zistili, že tento systém nespĺňa požiadavky na hodnotenie produkčnej funkcie v požadovanej presnosti. Otázkou je, či v zmysle holistických princípov hodnotenia pôdno-ekologickej jednotky je tento systém postačujúci pre hodnotenie mimoprodukčných funkcií pôd. Databázy pre modely mimoprodukčných funkcií sú oveľa náročnejšie a sofistikovanejšie. Z tohto pohľadu sa črtá možnosť dopracovať a aktualizovať mapové prvky digitalizovanej vrstvy KPP a využiť ich nielen pre hodnotenie mimoprodukčného potenciálu pôd, ale bude môcť poskytovať aj iné možnosti ich využívania (modelové procesy, simulácie, pedostransferne funkcie a pod.).

LITERATÚRA

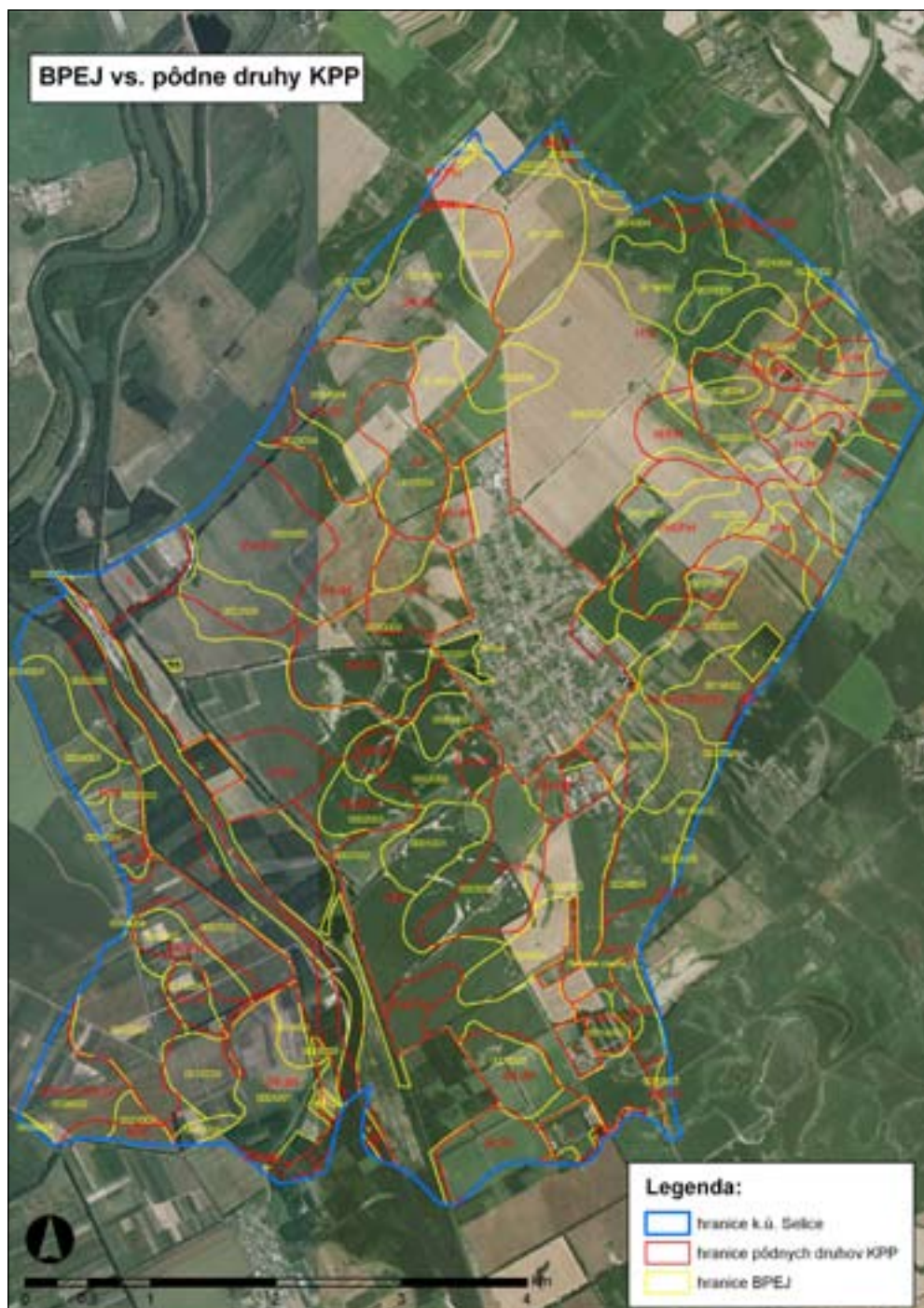
- BIELEK, P. 2000. *Multifunkčné a medziodvetvové priority v SR vo vzťahu k medzinárodnému spoločenstvu*. In PEDOFÓRUM 2000. Zbor. príspevkov. Bratislava: VÚPOP, 2000, s. 12-21. ISBN 80-85361-80-9.
- BUJNOVSKÝ, R. 2007. *Celospoločenské aspekty ochrany poľnohospodárskych pôd*. Bratislava: VÚPOP, 2007, 24 s. ISBN 80-89128-28-0.
- BUJNOVSKÝ, R., JURÁNI, B. 1999. *Kvalita pôdy – jej vymedzenie a hodnotenie*. Bratislava: VÚPOP, 1999. 42 s. ISBN 80-85361-49-3.
- BUJNOVSKÝ, R., BALKOVIČ, J., BARANČIKOVÁ, G., MAKOVNÍKOVÁ, J., VILČEK, J. 2009. *Hodnotenie a oceňovanie ekologických funkcií poľnohospodárskych pôd Slovenska*. Bratislava: VÚPOP, 2009, 72 s., ISBN 978-80-89128-56-3
- ČIČOVÁ, T. 2009. *Uplatnenie výsledkov bonitácie pôdy pri riešení trvalo udržateľného využitia poľnohospodárskych pôd*. Dizertačná práca. Nitra: SPU, Katedra krajinného plánovania a pozemkových úprav, FZKI, 2009. 151 s.
- DŽÁTKO, M. a iní. 1976. *Charakteristika bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek SSR*. Bratislava: Ministerstvo poľnohospodárstva a výživy SSR, Príroda, 1976. 102 s.
- DŽÁTKO, M., SOBČKÁ, J. a iní. 2009. *Príručka pre používanie pôdnoekologických jednotiek*. Bratislava: VÚPOP, 102 s. ISBN 978-80-89128-55-6.
- GRUNWALD, S. 2006. *Environmental Soil-Landscape Modeling. Geographic Information Technologies and Pedometrics*. Boca Raton: Taylor&Francis group, 2006. 488 p.
- HRAŠKO, J., BEDRNA, Z. 1970. *Soil Mapping on the Territory of Slovakia*. Vedecké práce Laboratória pôdoznavectva č. 4. Bratislava: Príroda, 1970, s. 13-17.
- JAĎUĎA, M., SOBČKÁ, J., SKALSKÝ, R. 2006. *Middle-scale Maps Compilation using ArcGIS Desktop and their Application in ArcIMS*. Vedecké práce VÚPOP č. 28. Bratislava: VÚPOP, 2006, s. 40-48.

- Kolektív, 2000. *Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. Bazálna referenčná taxonómia*. Bratislava: VÚPOP, SPS, 2000. 76 s. ISBN 80-85361-70-1.
- MATI, R., KOTOROVÁ, D., NAŠČÁKOVÁ, J. *Vyhodnotenie a ocenenie vodoretenčných schopností pôd Východoslovenskej nížiny*. Agriculture (Poľnohospodárstvo), vol. 55, 2009, no. 4, p. 189-196. ISSN 0551-3677.
- NĚMEČEK, J., DAMAŠKA, J., HRAŠKO, J., BEDRNA, ZUSKA, V., TOMÁŠEK, M., KALENDA, M. 1967. *Průzkum zemědělských půd ČSSR (Souborná metodika) 1. Díl: Metodika terénního průzkumu, sestavování půdních map a geneticko-agronomické klasifikace půd*. Praha: Ministerstvo zemědělství a výživy, 1967. 246 s.
- SAKSA, M., SKALSKÝ, R., PIVARČEKOVÁ, E., ČURDOVÁ, K., BARTOŠOVIČOVÁ, I. 2010. *Georeferencovaná databáza poľnohospodárskych pôd Slovenska – stav budovania a perspektívy*. In Zbor. abstraktov z konf.: Nové trendy v diagnostike, klasifikácii a mapovaní pôd, Rožňava, 29.9-1.10.2010. Bratislava: VÚPOP, 2010, s. 76. ISBN 978-80-89128-79-2.
- SKALSKÝ, R. 2005a. *Organizácia práce na tvorbe GDPPS a digitálny dátový archív GDPPS*. Realizačný výstup z čiastkovej činnosti „Tvorba a publikácia informácií o pôde a krajine – budovanie pôdoznaleckého údajovo – znalostného systému“, Manuskript, VÚPOP, Bratislava, 20 s.
- SKALSKÝ, R. 2005b. *Metodika digitalizácie údajov o sondách z podkladových materiálov KPP a kontrola integrity údajov o sondách*. Realizačný výstup z čiastkovej činnosti „Tvorba a publikácia informácií o pôde a krajine – budovanie pôdoznaleckého údajovo – znalostného systému“. Manuskript. Bratislava: VÚPOP, 2005. 72 s.
- ŠARAPATKA, B., DLAPA, P., BEDRNA, Z. 2002. *Kvalita a degradace půdy*. Olomouc: Univerzita Palackého, 2002, 246 s. ISBN 80-244-0584-9.
- VILČEK, J. 2006. *Energetický potenciál poľnohospodárskych pôd – kritérium hodnotenia a využívania pôdy*. Bratislava: VÚPOP, 2006. 82 s. ISBN 80-89128-25-4.
- VILČEK, J. a iní. 1999. *Pôdnoekologické parametre usporiadania a využívania poľnohospodárskej krajiny (záverečná správa za VTP)*. Bratislava: VÚPOP, 1999. 133s.
- VILČEK, J., Bedrna, Z. 2007. *Vhodnosť poľnohospodárskych pôd a krajiny Slovenska na pestovanie rastlín*. Bratislava: VÚPOP, 2007. 244 s. ISBN 978-80-89128-36-5.
- VILČEK, J., BUJNOVSKÝ, R., KOCO, Š. 2010. *Index environmentálneho potenciálu poľnohospodárskych pôd*. Bratislava: VÚPOP, 2010. 43 s. ISBN 978-80-89128-70-9.
-

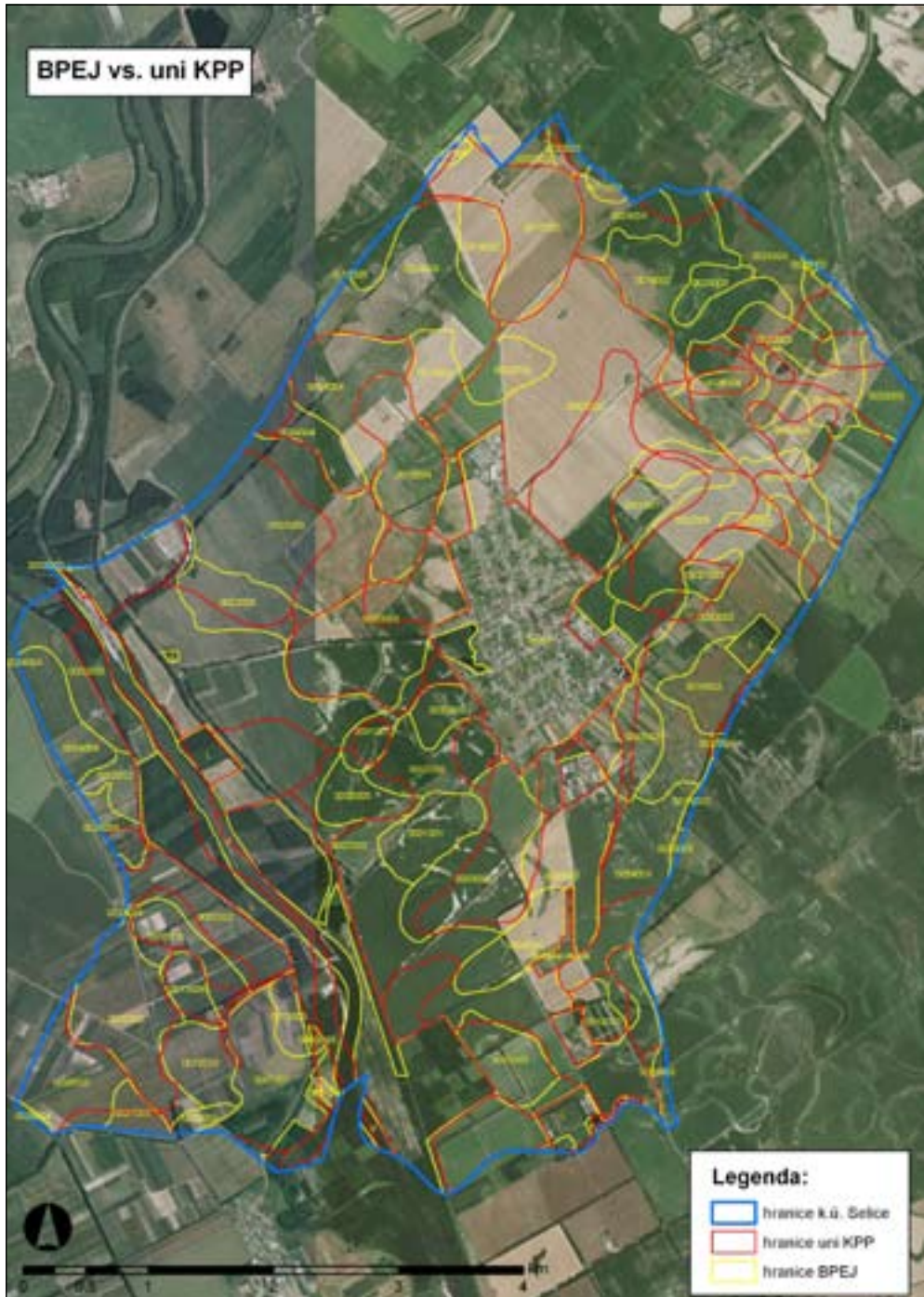
Obr. 3 Porovnanie pôdnych typov podľa máp KPP a BPEJ (Selice)



Obr. 4 Porovnanie pôdnych druhov podľa máp KPP a BPEJ (Selice)



Obr. 5 Porovnanie kombinácie pôdneho typu a pôdneho druhu mapy KPP s mapou BPEJ (Selice)



PRIESTOROVÁ VARIABILITA A VÝVOJ OBJEMOVEJ HMOTNOSTI PÔDY NA PSEUDOGLEJI

SPATIAL VARIABILITY AND DEVELOPMENT OF SOIL BULK DENSITY IN STAGNOSOL

Miloš ŠIRÁŇ, Jarmila MAKOVNÍKOVÁ

Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy, Regionálne pracovisko Banská Bystrica, Mládežnícka 36, 974 04 Banská Bystrica, e-mail: m.siran@vupop.sk

Abstrakt

Podrobné mapovanie priestorovej variability hodnôt priameho indikátora kompaktie pôd (objemová hmotnosť redukovaná) na kľúčovej lokalite Liesek (pseudoglej modálny PGm – využívaná ako trvalý trávny porast, ktorá je súčasťou siete monitoringu pôd SR) sme uskutočnili na 17 miestach umiestnených v strede a vo vzdialenosti 5 m a 10 m od stredu lokality v 8 smeroch smerovej ružice svetových strán v hĺbke 0–10 cm a 35–45 cm. Odchýlky hodnôt od priemernej hodnoty celého súboru sa pohybovali od -0,104 do +0,102 v hĺbke 0–10 cm a od -0,048 do +0,071 v hĺbke 35–45 cm. Priestorová variabilita objemovej hmotnosti vyjadrená variačným koeficientom bola vypočítaná 5,1 % v hĺbke 0–10 cm a 2,0 % v hĺbke 35–45 cm. V programe Surfer7 bol vytvorený priestorový model variability indikátorov kompaktie pôdy na monitorovacej lokalite v jednotlivých hodnotených hĺbkach. Na základe obojstranného konfidenčného intervalu pre strednú hodnotu a miery neurčitosti analytického stanovenia hodnôt objemovej hmotnosti bol stanovený interval preukaznosti zmien indikátorov kompaktie pôdy na sledovanej lokalite. Rozdiely hodnôt objemovej hmotnosti pôdy medzi jednotlivými odberovými cyklami sme prekryli týmto intervalom, pričom sme získali informáciu, ktoré z týchto rozdielov môžeme považovať za preukazné. Výsledky ukazujú, že v priebehu rokov 1995–2010 došlo k preukazným zmenám objemovej hmotnosti v 5 prípadoch z 10 v hĺbke 0–10 cm (z toho 2 negatívne zmeny – zhoršenie fyzikálneho stavu pôdy medzi odbermi v čase) a v 10 prípadoch zo 12 v hĺbke 35–45 cm (z toho 5 negatívnych).

Kľúčové slová: priestorová variabilita objemovej hmotnosti pôdy, indikátor kompaktie pôd, konfidenčný interval

Abstract

Detail spatial variability mapping of direct indicators of soil compaction (bulk density) on key monitoring locality Liesek were realized. 17 samples were sampled in centre and in 5 m and 10 m distance from centre of locality in eight directions of cardinal points in depths 0–10 cm and 35–45 cm. Differences between individual soil sample values and arithmetic mean of data file ranged from -0,104 to +0,102 in depth 0–10 cm and -0.048 to +0.071 in depth 35–45 cm. Spatial variability of bulk density values defined by variation coefficient was

5.1 % in depth 0–10 cm and 2.0 % in 35–45 cm. Spatial variability model of soil compaction in both depths was done in Surfer7. On the base of confidence interval and uncertainly rate of bulk density measure methodology the intervals of significant changes were determined. Differences of bulk density values between single sampling were overlap by the intervals of significant changes to obtain significant bulk density value changes in time. The bulk density value changes were significant in five years from ten in topsoil and in ten years from twelve in subsoil within year range 1995–2010. Negative changes (soil bulk density increase) were observed in two cases in topsoil and in five cases within subsoil.

Keywords: spatial variability of bulk density, indicator of soil compaction, confidence interval

ÚVOD

Kompakcia pôd patrí podľa zákona č. 220/2004 Z.z. k degradačným procesom. Každý vlastník poľnohospodárskej pôdy je preto povinný vykonávať vhodné agrotechnické opatrenia zamerané na zachovanie kvality pôdy a ochranu pred jej poškodením a degradáciou. Kompakcia pôdy je síce vratným procesom, no pri vynaložení nemalých nákladov. Degradáčny proces kompaktácie pôd je determinovaný priamymi a nepriamymi indikátormi (KOBZA A INÍ, 2009). Priamym indikátorom stavu kompaktácie pôdy je objemová hmotnosť pôdy redukovaná. Jej hodnota ukazuje na mieru a rozsah uľahnutia pôdy. Hodnota objemovej hmotnosti pôdy je potrebná pri hodnotení produkčných i environmentálnych funkcií pôdy (MAKOVNÍKOVÁ, PÁLKA; ŠIRÁŇ, 2005; BARANČÍKOVÁ A INÍ, 2008). Kompakcia pôdy je sledovaná v rámci monitoringu pôd.

Systém monitorovania pôd v SR je založený na sieti monitorovacích lokalít (základnej sieti s 5-ročným cyklom odberu a sieti kľúčových lokalít s 1-ročným cyklom) a zaznamenáva časové zmeny vybraných vlastností pôd. No pri hodnotení kompaktácie pôd nemožno nevziať do úvahy aj priestorovú variabilitu objemovej hmotnosti pôdy, ktorá sa podľa doterajších sledovaní značne mení už i na neporovnateľne menšej ploche ako je plocha lokality (kruhový tvar o polomere 10 m, plocha 314 m² - BARRENSTEIN, LEUCHS, 1991 pokladajú odberovú plochu do 400 m² za dostatočnú pre charakteristiku lokality). Vyplýva to hlavne z pôvodu vzniku zhutňovania (v prípade sekundárnej kompaktácie dochádza k zhutňovaniu len v kolajach poľnohospodárskych mechanizmov, prípadne v ich bezprostrednom okolí a v závislosti od prejazdenej plochy), ako aj z princípu odberu neporušených pôdnych vzoriek, nakoľko nemožno odoberať stále na tom istom mieste z dôvodu deštrukcie pôdnej štruktúry. Cieľom tohto príspevku je zhodnotiť vývoj objemovej hmotnosti, prípadne stavu kompaktácie na konkrétnej lokalite na pseudogleji so zohľadnením jej priestorovej heterogenity, čo je potrebné poznať, aby sa rozdiely v priestore nezamieňali za nevratné vývojové zmeny v čase, čím by sa vytvárali neobjektívne informácie o vývoji pôd.

Pseudogleje sú v SR druhý najrozšírenejší pôdny typ v rámci skupiny hydromorfných pôd. Z hľadiska kompaktácie patria k problémovým pôdam, keď vo všetkých sledovaných odberových cykloch boli zaznamenané najvyššie hodnoty objemovej hmotnosti v porovnaní s ostat-

nými pôdnymi typmi, pričom tieto maximami a v rámci podornice aj priemerami prekračovali limity zhutnenia v prípade stredne ťažkých ako aj ťažkých pôd. Riziko kompakcie (vyjadrené ako % zhutnených lokalít zo všetkých sledovaných v rámci daného pôdneho typu, príp. druhu) v jednotlivých odberových cykloch sa pohybovalo v rozmedzí 27 – 50 % pre ornice a 73 – 100 % pre podornice stredne ťažkých i ťažkých pseudoglejov.

MATERIÁL A METÓDY

Lokalita Liesek, pseudoglej modálny vyvinutý na flyši, využívaný ako trvalý trávny porast, sa nachádza na riečnych terasách rieky Oravice v oblasti Oravskej vrchoviny. Je to stredne ťažká, hlinitá pôda so stredným obsahom humusu a s kyslou pôdnou reakciou. Trávny porast je v priebehu roka obhospodarovaný kombinovane – na jar kosený (výroba sena, príp. senáže), neskôr spásaný.

Mapovanie priestorovej variability hodnôt priameho indikátora kompakcie (objemová hmotnosť pôdy redukovaná) na kľúčovej lokalite Liesek sme uskutočnili na jar v roku 2010 podľa polárneho rastra (ISO/CD 10 381, 1992) na 17 odberových miestach umiestnených vo vzdialenosti 5 m a 10 m od stredu monitorovanej lokality v ôsmich smeroch smerovej ružice svetových strán v hĺbke 0 – 10 cm a 35 – 45 cm. V odobratých neporušených vzorkách o objeme 100 cm³ bola stanovená objemová hmotnosť pôdy redukovaná gravimetrickou metódou (FIALA A INÍ, 1999).

VÝSLEDKY A DISKUSIA

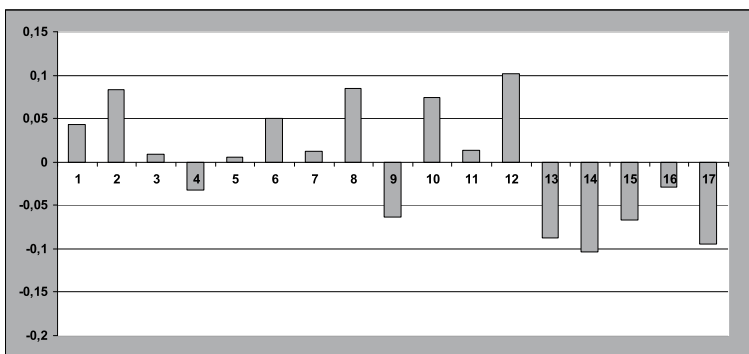
Údaje objemovej hmotnosti pôdy (OH) získané podrobným odberom za účelom zistenia priestorovej variability lokality boli štatisticky spracované v rámci ornice i podornice a sú uvedené v tabuľke 1. Z hľadiska jednotlivých častí pôdneho profilu nižšia objemová hmotnosť je v prípade kyprenej ornice, kým v podornici už i minimálna hodnota prekračuje limit zhutnenia pre tento pôdny druh. V hlbších vrstvách je nižšia variabilita jej hodnôt (menší rozptyl i variačný koeficient). V roku 2005 (ŠIRÁŇ, 2005) boli testované 2 spôsoby odberu – zo stredu lokality (plocha 1 m², 4 vzorky z ornice a 7 z podornice) oproti celej lokalite (náhodný výber z 314 m², 5 z ornice, 5 z podornice) na troch odlišných pôdnych druhoch (ľahká, stredne ťažká a ťažká pôda). Rozdiely v hodnotách OH medzi orniciou a podornicou korigovali s výsledkami predmetného podrobného odberu vo všetkých prípadoch (2 spôsoby odberu, 3 pôdne druhy). Podobnosť bola i v prípade variability OH, keď vyššia variabilita bola bez ohľadu na spôsob odberu a pôdny druh v ornici v porovnaní s podornicou, aj napriek tomu, že na lokalite Liesek bol viac ako 9 rokov trávny porast a teda nedochádzalo ku kypreniu ornice, kým na daných lokalitách sa pestovali jednoročné plodiny, pod ktoré sa každoročne oralo. Vysvetlením by mohla byť intenzívnejšia aktivita dažďoviek, ktorej výsledok sme mohli vidieť v čase odberu vzoriek. V prípade testovania 2 spôsobov odberu je pozoruhodnosťou tiež vyššia variabilita OH v rámci

podornice pri odbere z centra lokality o ploche 1 m² v porovnaní z odberom z celej plochy z 5 miest (o 1 % vyššie variačné koeficienty), pričom, ak porovnáваме výsledky na úrovni stredne ťažkej pôdy, na lokalite Liesek so 17 odbermi bol variačný koeficient 2 %, na lokalite s 5 odbermi 3 % a pri odbere zo stredy lokality 4 %, čo ukazuje na značnú premenlivosť tohto parametra už i na malých vzdialenostiach.

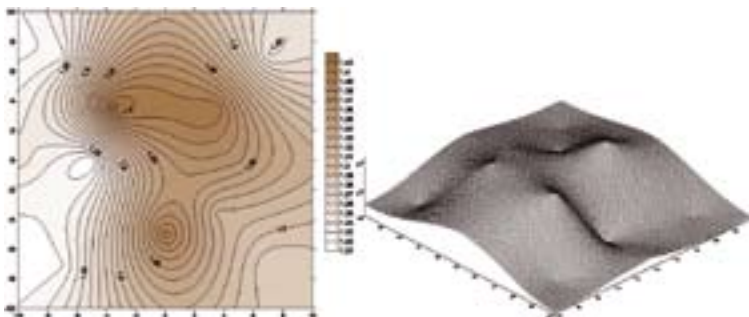
Tab. 1 Popisná štatistika hodnôt OH v hĺbkach 0–10 a 35–45 cm

Štatistické parametre	OH v hĺbke 0 – 10 cm	OH v hĺbke 35 – 45 cm
priemer	1,312	1,534
minimum	1,209	1,486
maximum	1,415	1,605
stredná kvadratická odchýlka	0,067	0,031
variačný koeficient v %	5,138	2,005

Obr. 1 Odchýlky objemovej hmotnosti pôdy od jej priemernej hodnoty na jednotlivých odberných miestach v rámci lokality – ornica



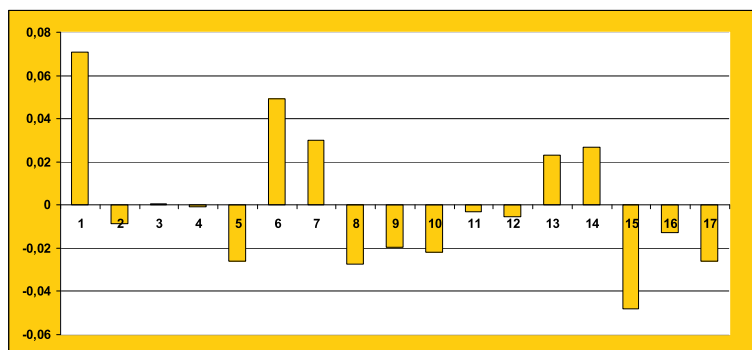
Obr. 2 Priestorový model objemovej hmotnosti pôdy na lokalite – ornica



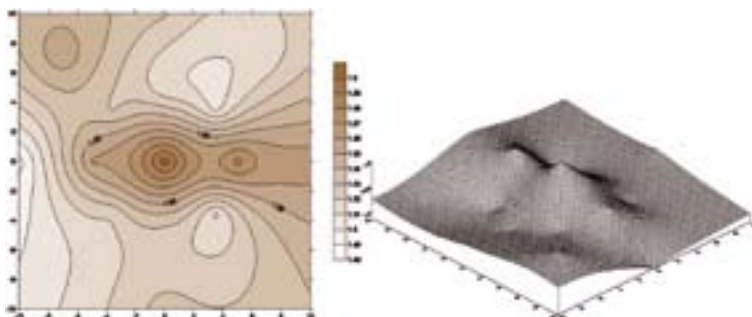
Odchýlky objemovej hmotnosti pôdy od priemernej hodnoty celého súboru (Obr. 1) sa v ornici pohybovali od -0,104 do +0,102. Na obrázku 2 je zobrazený priestorový model OH pôdy (plošný aj 3D) vytvorený metódou krígingu použitím nameraných hodnôt.

Nižšie rozdiely hodnôt od priemeru boli zaznamenané v podornici (Obr. 3), a to od -0,048 do +0,071 a podobne na ďalšom obrázku je vytvorený priestorový model pre túto hĺbku (Obr. 4).

Obr. 3 Odchýlky objemovej hmotnosti pôdy od priemernej hodnoty na jednotlivých odberných miestach v rámci lokality – podornica



Obr. 4 Priestorový model objemovej hmotnosti pôdy na lokalite – podornica



Priestorová variabilita priameho indikátora kompaktie pôd na monitorovacej lokalite bola využitá ako podklad pre vymedzenie intervalu preukazných zmien vývojových časových radov. V programe Statgraphics 5.0 bol stanovený obojstranný konfidenčný interval pre aritmetický priemer normálneho rozdelenia na hladine pravdepodobnosti 95 % podľa vzorca:

$$x - 2\sigma/\sqrt{n} \leq \mu \leq x + 2\sigma/\sqrt{n}$$

kde stredná kvadratická odchýlka odhadu σ je definovaná ako súčet druhej mocniny vychýlenia odhadu a disperzie odhadu a n je počet meraní. Konfidenčné intervaly pre jednotlivé hĺbky sú v tabuľke 2.

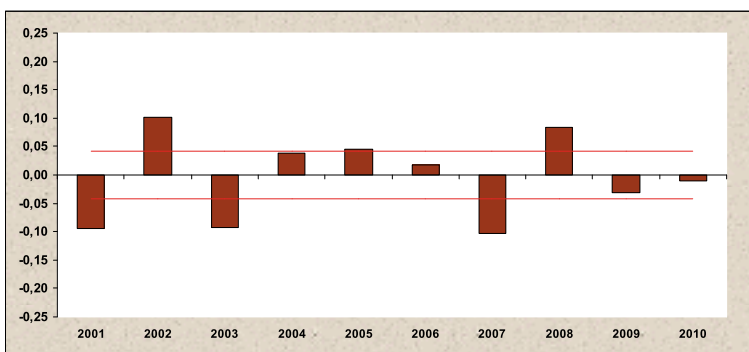
Interval preukaznosti zmien objemovej hmotnosti pre časové rady sme vytvorili na základe obojstranného konfidenčného intervalu pre strednú hodnotu v daných hĺbkach (plošná variabilita) a miery neurčitosti analytického stanovenia hodnôt objemovej hmotnosti redukovanej. Tento interval je väčší v ornici aj napriek tomu, že je tu trávny porast a pôda nebola dlhodobo oraná.

Tab. 2 Konfidenčné intervaly pre objemovú hmotnosť pôdy (OH) v hĺbkach 0–10 a 35–45 cm

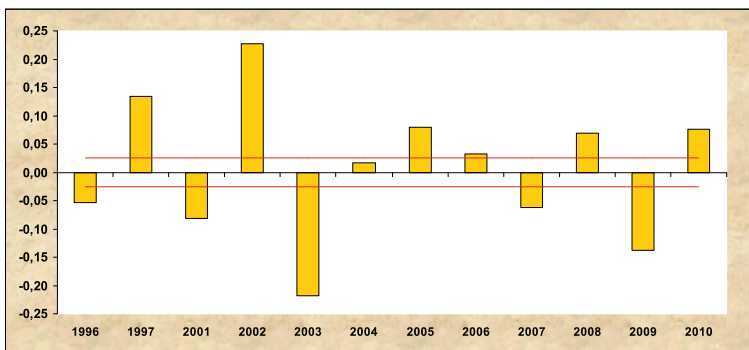
Parameter	Konfidenčný interval		Interval preukazných zmien
OH v hĺbke 0–10 cm	1,280–1,344	1,312±0,032	±0,042
OH v hĺbke 35–45 cm	1,519–1,549	1,534±0,015	±0,025

Prekrytím zmien objemovej hmotnosti v časových radoch (rozdiely OH medzi odberovými cyklami) s daným intervalom preukaznosti zmien sme získali preukazné zmeny hodnôt priameho faktora kompaktácie v čase na monitorovacej lokalite Liesek (Obr. 5–6). Z uvedených grafov možno vidieť, že k preukazným zmenám menej často dochádza v ornici (v 5 z 10 prípadov) v porovnaní s podornicou (v 10 z 12 prípadov). Z toho negatívne zmeny (zhoršenie fyzikálneho stavu pôdy v čase – medzi odberovými cyklami) boli zaznamenané v dvoch prípadoch v rámci ornice a v 5 prípadoch v rámci podornice. Výrazné zmeny v hodnotách OH ukazujú na pôdu ako živý, dynamický a zložitý systém, ku ktorým dochádza aj bez prispenia človeka.

Obr. 5 Priebeh zmien OH vo vzťahu k intervalu preukaznosti v hĺbke 0–10 cm



Obr. 6 Priebeh zmien OH vo vzťahu k intervalu preukaznosti v hĺbke 35–45 cm



ZÁVER

V príspevku sme sa pokúsili určiť reálne hranice preukaznosti časových zmien priameho indikátora kompaktie objemovej hmotnosti na konkrétnej lokalite i v rámci jednotlivých častí pôdneho profilu so zohľadnením priestorovej variability na ploche. Tieto hranice však bude nutné overiť, resp. doplniť pre prípad pestovania jednoročných plodín na lokalite predovšetkým v rámci ornice.

V priebehu obdobia 1995 - 2010 došlo v ornici k 5 prípadom preukaznej zmeny z toho k 2 negatívnym (zvýšenie objemovej hmotnosti pôdy), kým v podornici je stav podstatne horší, keď bolo zaznamenaných až 5 negatívnych prípadov z desiatich.

LITERATÚRA

- BARANČÍKOVÁ, B., MAKOVNÍKOVÁ, J., ŠIRÁŇ, M. 2008. *Identifikácia senzitívnych oblastí na základe monitorovania zmien pôdnej reakcie, obsahu organickej hmoty a kompaktie*. In Kobza, J. (ed.) Zborník príspevkov "Pôda – národné bohatstvo". Piate pôdoznalecké dni v Sielnici, Bratislava: VÚPOP, 2008, s. 113-120. ISBN 978-80-89128-49-5.
- BARRENSTEIN, A., LEUCHS, W. 1991. *Strategien und Techniken zur Gewinnung von Feststoffproben*. LWA Materialien Band 1/91, Probenahme bei Altlasten, Düsseldorf: Landesamt für Wasser und Abfall, 1991, 36 s.
- FIALA, K. a iní. 1999. *Návrh metodík chemického rozboru pôd pre účely pôdneho monitoringu*. Bratislava: VÚPOP, 1999, 60 s.
- KOBZA, J., BARANČÍKOVÁ, G., ČUMOVÁ, L., DODOK, R., HRIVŇÁKOVÁ, K., MAKOVNÍKOVÁ, J., NÁČINIÁKOVÁ-BEZÁKOVÁ, Z., PÁLKA, B., PAVLENDÁ, P., SCHLOSSEROVÁ, J., STYK, J., ŠIRÁŇ, M., TOTHOVÁ, G. 2009. *Monitoring pôd SR – aktuálny stav a vývoj monitorovaných pôd ako podklad k ich ochrane a ďalšiemu využívaniu. Výsledky Čiastkového monitorovacieho systému – Pôda za obdobie 2002 – 2006 (3. cyklus)*. Bratislava: VÚPOP, 2009, 200 s. ISBN 978-80-89128-54-9.
- MAKOVNÍKOVÁ, J., PÁLKA, B., ŠIRÁŇ, M. 2005. *Modelovanie objemovej hmotnosti s využitím údajov z databáz KPP a ČMS-P, potenciálne zhutnenie a acidifikácia*. In Sobočká, J. (ed.) Štvrté pôdoznalecké dni v SR. Zborník referátov z vedeckej konferencie pôdoznalcov SR (CD ROM), Čingov, 14.-16.6.2005. Bratislava: VÚPOP – SPS, 2005, s. 220-225. ISBN 80-89128-18-1.
- ŠIRÁŇ, M. 2005. *Spatial variability of some physical properties on arable soils of different texture with regard to soil compaction*. In: Bujnovský, R., Tekeľová, Z. (zodp. red.) Vedecké práce VÚPOP č. 27. Bratislava: VÚPOP, 2005, s. 139-146. ISBN 80-89128-17-3.

ANALÝZA DATABÁZ OBJEMOVEJ HMOTNOSTI PÔDY A ICH POUŽITEĽNOSŤ PRI TVORBE MODELOV

ANALYSE OF BULK DENSITY DATABASES AND THEIR USEABILITY BY MODELLING

Miloš ŠIRÁŇ, Jarmila MAKOVNÍKOVÁ

*Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Regionálne pracovisko Banská Bystrica, Mládežnícka 36,
974 04 Banská Bystrica, e-mail: m.siran@vupop.sk*

Abstrakt

Cieľom je analýza dvoch existujúcich databáz objemovej hmotnosti (databáza KPP a databáza ČMS-P) a posúdenie ich použiteľnosti pri tvorbe modelu. Model objemovej hmotnosti umožní v databázach doplniť chýbajúce hodnoty objemovej hmotnosti pôdy na základe iných dostupných údajov. Regresná analýza jednotlivých databáz determinuje vzťah hodnôt objemovej hmotnosti pôdy a existujúcich vstupných údajov. Databáza KPP je pre účel modelovania vhodnejšia v porovnaní s databázou ČMS-P. Regresné koeficienty sú vyššie v databáze KPP. V rámci databázy ČMS-P bol zhodnotený priebeh objemovej hmotnosti na 7 vybraných lokalitách (rôzne pôdne typy a druhy, rôzne poľnohospodárske plodiny, oševné postupy, technológie pestovania, 2 hĺbky odberu – ornica 0–10cm a podornica 30–40cm, hodnotené 9ročné obdobie, každoročný odber v mesiaci jún). Napriek rovnakému termínu odberu v jednotlivých rokoch bola vyššia variabilita údajov objemovej hmotnosti v kyprenej ornici oproti podornici na všetkých lokalitách (s výnimkou hlinitej čiernice - pravdepodobne vplyv vysokej hladiny podzemnej vody). Príčinou väčšej variability môže byť odber neporušených vzoriek pred dosiahnutím rovnovážneho stavu objemovej hmotnosti.

Kľúčové slová: databáza objemovej hmotnosti pôdy, rovnovážny stav objemovej hmotnosti pôdy, modelovanie

Abstract

The goal of this article is analyse of two existing bulk density databases and the evaluation of their possibility by modelling. The bulk density model enables to supplement the missing values of soil bulk density on the base of other available data included in the same database. The regression analyse of the single database determines the relation of soil bulk density values and other existing input data. The KPP database is more suitable for purpose of bulk density model. The regression coefficients of KPP database are higher than the regression coefficients in the ČMS-P database. In case of the ČMS-P database the soil bulk density development on 7 selected monitoring localities was evaluated (different soil type and texture, different agriculture crop and soil management, 2 sampling depths – top soil 0–10 cm and subsoil 30–40 cm, evaluated 9 years, yearly sampling in month June). The higher variability of

bulk density values was in spite of the same sampling time in single years in ploughed topsoil compared with subsoil on the all localities (except for loamy Endofluvic Chernozem - probably influence of the high water table). The higher variability can be caused by the bulk density sampling before reaching of its equilibrium state.

Keywords: database of bulk density, equilibrium state of bulk density, modelling

ÚVOD

Objemová hmotnosť pôdy (OH) je významná pôdna vlastnosť, ktorá charakterizuje hlavne fyzikálny stav pôdy. Je priamym indikátorom stavu kompaktie pôdy, ktorá sa radí celosvetovo k hlavným degradačným procesom (jej kritické hodnoty sú zakotvené v zákone 220/2004 o ochrane pôdy). Jej stav však nepriamo ovplyvňuje aj ostatné biologické i chemické vlastnosti pôdy. Hodnota objemovej hmotnosti pôdy je potrebná i pri hodnotení produkčných i environmentálnych funkcií pôdy (MAKOVNÍKOVÁ, PÁLKA, ŠIRÁŇ, 2005; BARANČIKOVÁ, MAKOVNÍKOVÁ, ŠIRÁŇ, 2008). Je tiež súčasťou mnohých matematicko-fyzikálnych vzťahov, ako je napr. výpočet pórovitosti, zásob pôdnej vody, množstva látok v pôde (humus, karbonáty, soli, prístupné živinyÉ). OH pôdy je právom súčasťou monitoringu pôd u nás i vo svete.

Objemová hmotnosť pôdy je však aj značne dynamická vlastnosť meniac sa v priestore (vertikálne v smere do hĺbky pôdneho profilu i horizontálne) a v čase (FULAJTÁR, 2006). Závisí od mnohých faktorov tak antropogénneho pôvodu, zahrňujúce kyprenie príp. zhutňovanie v závislosti od spôsobu obhospodarovania (TTP, príp. orná pôda s konvenčnou, minimalizačnou alebo bezorbovou technológiou), ako aj prirodzených faktorov vyplývajúcich z variability jednotlivých vlastností pôdy (obsah humusu, zrnitostných frakcií, stupeň prekorenenia, zmršťovanie a napučovanie, zamrzanie a rozmrzanie a i.) a poveternostných podmienok. K najväčším zmenám v hodnotách OH však dochádza v povrchových vrstvách, pričom najintenzívnejšie je to v kyprenej ornici. Najradikálnejšie zmeny sa dosahujú pri hĺbkovom kyprení a podrývaní (0,5-0,8 m), čo je skôr výnimočné riešenie nadmerného zhutnenia. Interval hodnôt OH v našich pôdach sa pohybuje v rozpätí 1,0–1,7 g.cm⁻³. Napriek značnému kolísaniu jej hodnôt hlavne na orných pôdach má tendenciu dosahovať v priebehu roku pomerne stabilnú hodnotu tzv. rovnovážnu objemovú hmotnosť, t.j. stav, keď pôda po jarnom rozmrznutí a spracovaní postupne prirodzene uľahne až dosiahne stav keď sa tento proces končí a ďalej sa už významne nemení (FULAJTÁR, 2006). Termín jeho dosiahnutia v rámci roku závisí od použitej technológie obrábania, od druhu pestovaných plodín (podľa termínu sejby - oziminy na jeseň, jarné plodiny v marci a apríli, kukurica siata, príp. slnečnica a okopaniny v máji), od veľkosti kontaktných tlakov poľnohospodárskych mechanizmov, od dodržania optimálnych podmienok pri obrábaní a od uplatňovania ďalších preventívnych opatrení (KOBZA a iní, 2005). Termín odberu neporušených pôdnych vzoriek je potrebné starostlivo zvážiť, aby bol charakterizovaný ten stav pôdy, ktorý chceme hodnotiť.

Cieľom je uskutočniť analýzu dvoch existujúcich databáz objemovej hmotnosti a posúdiť ich použiteľnosť pri tvorbe modelov.

MATERIÁL A METÓDY

Zdrojom údajov pre náš zámer boli dve databázy – databáza KPP a databáza ČMS-P.

KPP (Komplexný prieskum poľnohospodárskych pôd bývalého Československa) prebehol v rokoch 1961 – 1970. Základom pôdneho prieskumu boli základné sondy, ktoré slúžili na definovanie priestorových jednotiek pôdy so zohľadnením štruktúry pôdneho krytu v pôdnych mapách (M 1:10 000 a M 1:50 000) a výberové sondy určené na podrobnejšiu analytickú charakteristiku vlastností typických pôd (NĚMEČEK A INÍ, 1967). V databáze KPP bol obsah humusu stanovený výpočtom ($\text{Hum} (\%) = 1,724 * \text{Cox}$) z obsahu oxidovateľného organického uhlíka, ktorý bol meraný po oxidácii jemnozeme chromsírovou zmesou, obsah ílových častíc < 0,01 mm pipetovacou metódou, objemová hmotnosť redukovaná zvážením vysušenej (pri 105 °C do konštantnej hmotnosti) neporušenej vzorky o objeme 100 cm³ odobratej v Kopeckého valčekoch (priemerná hodnota z troch opakovaní).

Údaje o výberových sondách sú dnes dostupné v digitálnej podobe v Digitálnej databáze výberových sond KPP (AISOP, LINKEŠ A INÍ, 1988) alebo v aktualizovanej verzii ako KPP-DB 1.0 (SKALSKÝ A BALKOVIČ, 2002). Od roku 1993 je na Slovensku v prevádzke Čiastkový monitorovací systém pôd (ČMS-P), ktorý je súčasťou monitoringu stavu životného prostredia Slovenska (KOBZA A INÍ, 2009, BIELEK A INÍ, 2005).

Databáza ČMS-P (Čiastkový monitorovací systém – pôda). Na poľnohospodárskej pôde sa v pravidelných 5ročných intervaloch sleduje vývoj vlastností pôdy na celkom 318 lokalitách. Na 21 lokalitách (tzv. kľúčové lokality) sa vybrané vlastnosti pôd sledujú v ročných intervaloch (KOBZA A INÍ, 2009). Pri výbere lokalít sa zohľadnil ekologický princíp (zastúpenie všetkých hlavných pôdnych predstaviteľov, geologických substrátov, klimatických regiónov, kontaminovaných i relatívne čistých oblastí) (KOBZA A INÍ, 2009). Odobrané vzorky sú analyzované prostredníctvom záväzných analytických metód (FIALA A INÍ, 1999). V databáze ČMS-P bol obsah humusu stanovený výpočtom ($\text{Hum} (\%) = 1,724 * \text{Cox}$) z obsahu organického uhlíka (Cox) analyzovaného mokrou cestou podľa Ťurina v modifikácii podľa Nikitina, obsah častíc < 0,01 mm pipetovacou metódou a objemová hmotnosť redukovaná zvážením vysušenej (pri 105 °C do konštantnej hmotnosti) neporušenej vzorky o objeme 100 cm³ odobratej v Kopeckého valčekoch (priemerná hodnota z 3 opakovaní v základnej sieti a 5tich opakovaní v sieti kľúčových lokalít).

Digitálna databáza ČMS-P obsahuje bloky údajov (základných údajov, údaje o lokalizácii a identifikácii monitorovacej lokality, klasifikácia pôdy a bloky analytických údajov, vrátane bloku o fyzikálnych vlastnostiach pôdy a bloku o organickej hmote v pôde.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Základné štatistické parametre súboru vzoriek z databázy KPP (n = 111), z hĺbky 0 – 10 cm sú v tabuľke 1.

Tab. 1 Základné štatistické charakteristiky súboru vzoriek z databázy KPP (n = 111)

Parameter	objem. hmotnosť g.cm ⁻³	íl častice <0,001mm	prach častice 0,001-0,05 mm	piesok častice >0,05mm	Cox %
aritmetický priemer	1,33	20,52	52,34	26,53	1,96
smerodajná odchýlka	0,18	14,56	14,34	20,89	1,32
variačný koeficient v %	13,88	70,94	27,41	78,75	67,24
minimum	0,96	2,00	10,40	0,20	0,35
maximum	1,83	81,02	81,30	87,80	6,21
rozptyl	1,01	79,02	70,90	87,60	5,84

Súbor vzoriek KPP sa vyznačuje veľmi vysokou mierou variability jednotlivých parametrov, ktorá klesá v poradí piesok > íl > organická hmota v pôde > prach > objemová hmotnosť. Hodnoty objemovej hmotnosti v jednotlivých textúrnych skupinách pôd (triedenie podľa Nováka) sú uvedené v tabuľke 2.

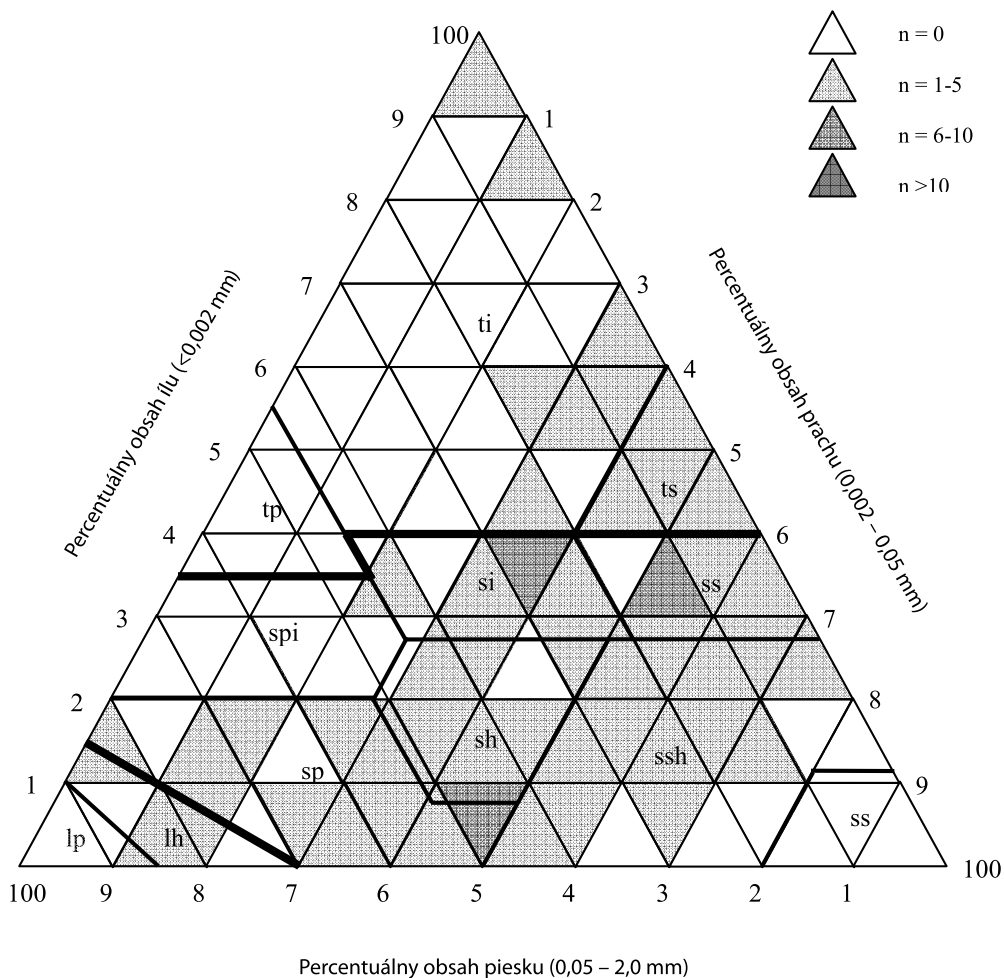
Tab. 2 Hodnoty objemovej hmotnosti v textúrnych skupinách pôd (triedenie podľa Nováka) – databáza KPP

skupina	aritmetický priemer	minimum	maximum
piesočnatá	–	1,57	1,57
hlinitopiesočnatá	1,16	0,97	1,30
piesočnatohlinitá	1,30	1,02	1,55
hlinitá	1,36	0,96	1,60
ílovitohlinitá	1,39	1,17	1,62
ílovitá až íl	1,40	1,20	1,83

V skupine piesočnatých pôd nie je možné stanoviť priemernú hodnotu pre nedostatočný počet údajov. Priemerné hodnoty objemovej hmotnosti klesajú v poradí ílovitá až íl > ílovitohlinitá > hlinitá > piesočnatohlinitá > hlinitopiesočnatá. Zastúpenie jednotlivých kategórií v súbore vzoriek KPP podľa textúrneho trojuholníka je na obrázku 1.

V tabuľke 3 sú uvedené jednoduché regresné vzťahy analyticky stanovenej hodnoty objemovej hmotnosti ako závisle premennej a piesku, ílu, prachu, súčtu ílu a prachu, celkového ílu a organickej hmoty v pôde ako nezávisle premenných. Uvedené regresie sú pri počte vzoriek n = 111 preukazné na hladine preukaznosti 95%, pri regresnom koeficiente vyššom ako 0,25. Najvyššie hodnoty regresného koeficientu sú v prípade organickej hmoty v pôde, celkového ílu a súčtu ílu a prachu.

Obr. 1 Zastúpenie jednotlivých kategórií v súbore vzoriek KPP podľa textúrneho trojuholníka



Tab. 3 Jednoduché regresné vzťahy medzi objemovou hmotnosťou a pôdnymi vlastnosťami v databáze KPP

závislá premenná	nezávislá premenná	regresia	Regresný koeficient
objemová hmotnosť	íl	lineárna	0,26
	piesok	exponenciálna	0,33
	prach	reciproká	-0,22
	(íl + prach)	exponenciálna	0,39
	celkový íl <math><0,01\text{ mm}</math>	exponenciálna	0,39
	Cox	exponenciálna	-0,57

Základné štatistické parametre súboru vzoriek z databázy ČMS-P z hĺbky 0–10 cm sú v tabuľke 4.

Tab. 4 Základné štatistické charakteristiky súboru vzoriek z databázy ČMS-P ($n = 165$)

Parameter	objem. hmotnosť g.cm ⁻³	íl častice <0,001mm	prach častice 0,001-0,05 mm	piesok častice >0,05mm	Cox %
aritmetický priemer	1,31	18,16	54,63	27,20	1,63
smerodajná odchýlka	0,13	7,98	14,19	16,69	0,65
variačný koeficient v %	10,42	43,95	25,99	61,36	40,0
minimum	0,96	2,07	1,72	6,23	0,61
maximum	1,72	52,53	81,25	96,21	4,54
rozptyl	0,76	50,46	79,53	89,98	3,93

Súbor vzoriek ČMS-P sa podobne ako súbor vzoriek z KPP vyznačuje vysokou mierou variability jednotlivých parametrov, ktorá klesá v poradí piesok > íl > organická hmota v pôde > prach > objemová hmotnosť. Hodnoty objemovej hmotnosti v jednotlivých textúrnych skupinách pôd (triedenie podľa Nováka) sú uvedené v tabuľke 5.

Tab. 5 Hodnoty objemovej hmotnosti v textúrnych skupinách pôd (triedenie podľa Nováka) – databáza ČMS-P

skupina	aritmetický priemer	minimum	maximum
piesočnatá	1,47	1,24	1,59
hlinitiesočnatá	1,45	1,27	1,72
piesočnatohlinitá	1,32	1,16	1,63
hlinitá	1,31	1,02	1,61
ílovitohlinitá	1,29	0,96	1,55
ílovitá až íl	1,23	0,97	1,43

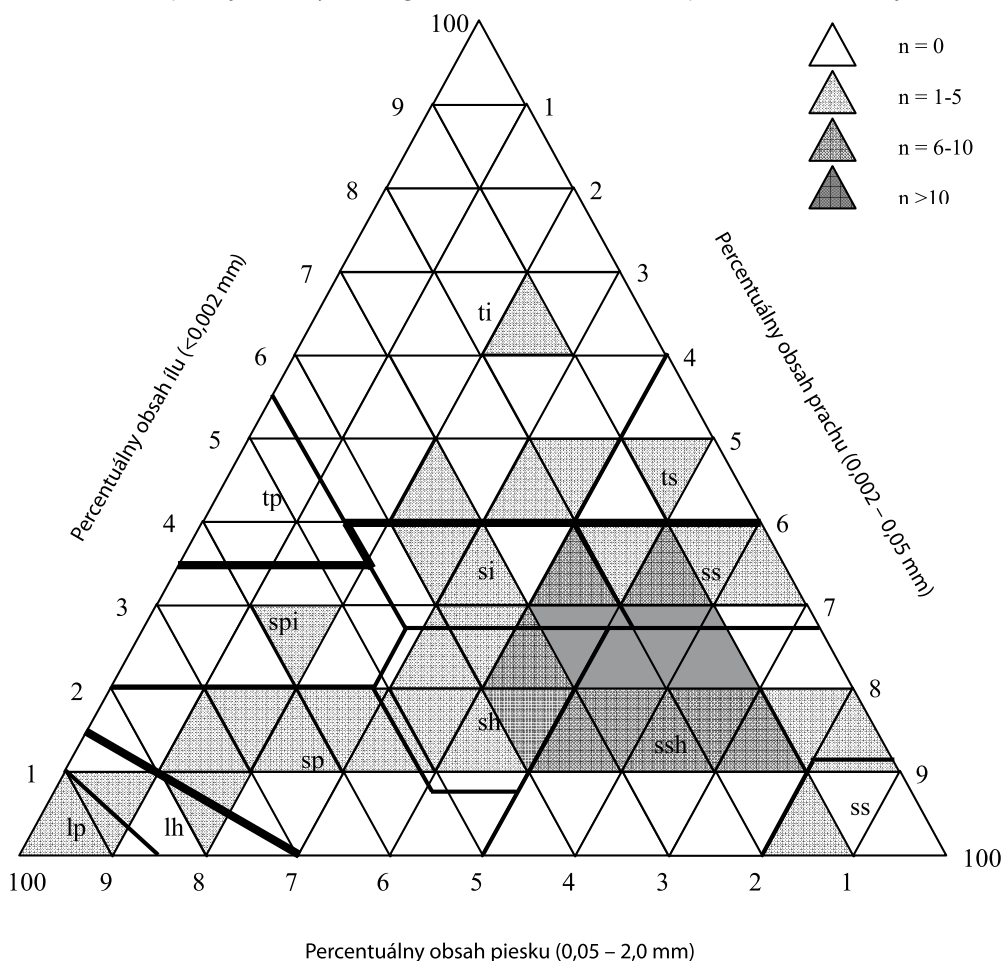
Zastúpenie jednotlivých kategórií v súbore vzoriek ČMS-P podľa textúrneho trojuholníka je na obrázku 2.

Tab. 6 Jednoduché regresné vzťahy medzi objemovou hmotnosťou a pôdnymi vlastnosťami v databáze ČMS-P

závislá premenná	nezávislá premenná	regresia	Regresný koeficient
objemová hmotnosť	íl	lineárna	0,10
	piesok	lineárna	0,21
	prach	lineárna	-0,21
	(íl + prach)	exponenciálna	0,23
	celkový íl <0,01 mm	lineárna	0,20
	Cox	reciproká	0,17

V tabuľke 6 sú uvedené jednoduché regresné vzťahy analyticky stanovenej hodnoty objemovej hmotnosti ako závisle premennej a piesku, ílu, prachu, súčtu ílu a prachu, celkového ílu a organickej hmoty v pôde ako nezávisle premenných. Uvedené regresie sú pri počte vzoriek

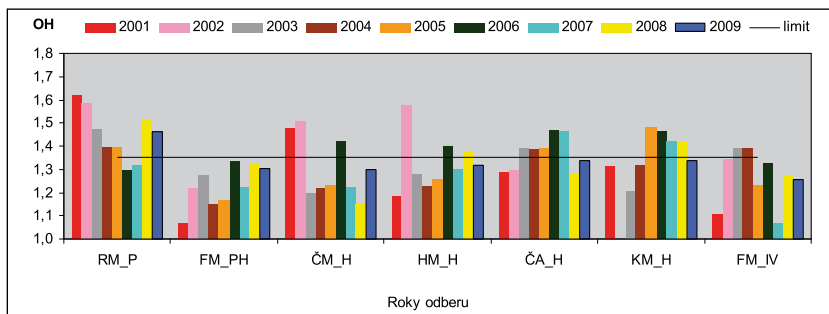
Obr. 2 Zastúpenie jednotlivých kategórií v súbore vzoriek ČMS-P podľa textúrneho trojuholníka



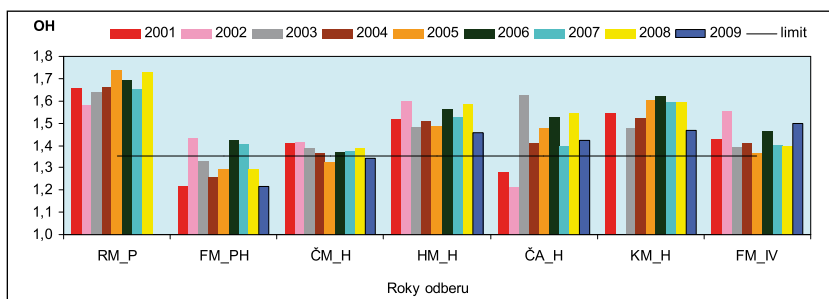
$n = 165$ preukazné na hladine preukaznosti 95 %, pri $r > 0,20$. Najvyššie hodnoty regresného koeficientu sú v prípade súčtu ílu a prachu v pôde, no v porovnaní so situáciou v KPP sú v prípade údajov z ČMS-P regresné koeficienty nižšie.

Tento stav ukazuje na určitú nekonzistentnosť získaných údajov objemovej hmotnosti pre potreby modelovania. Vysvetlením môže byť ten fakt, že lokality ČMS-P, na ktorých sa monitoruje objemová hmotnosť pôdy, sa využívajú ako orné pôdy, pričom tu dochádza k striedaniu rôznych plodín a teda i technológii pestovania podľa konkrétnych oševných postupov, čo vedie k väčšej variabilite údajov medzi jednotlivými rokmi odberu. V tomto zmysle boli vybrané viaceré lokality na rôznych pôdnych typoch ako aj druhoch, na ktorých bol zhodnotený priebeh objemovej hmotnosti pôdy počas 9ročného obdobia (2001 – 2009) tak v rámci kyprej ornice (Obr. 3), ako aj podornice (Obr. 4).

Obr. 3 *Priebeh objemovej hmotnosti pôdy (OH) na vybraných pôdnych typoch príp. druhoch – ornica (0–10 cm)*



Obr. 4 *Priebeh objemovej hmotnosti pôdy (OH) na vybraných pôdnych typoch príp. druhoch – podornica (30–40 cm)*



Na obrázkoch 3 a 4 vidieť, že hodnoty OH značne kolíšu v oboch sledovaných hĺbkach i napriek tomu, že odbery sa konajú každý rok v tom istom termíne počas júna. Príčinou väčšej variability môže byť odber neporušených vzoriek pred dosiahnutím rovnovážneho stavu objemovej hmotnosti v prípade jarných plodín (čiastočne, rovnovážny stav OH v druhej polovici júna) a v prípade kukurice a slnečnice (rovnovážny stav OH v júli). Výnimkou je len lokalita na hlinitej čiernici, kde je predpoklad väčšieho vplyvu vysokej hladiny podzemnej vody, následne vyššej pôdnej vlhkosti, ktorá urýchľuje proces postupného uľahnutia. Z tabuľky 7 vyplýva, že k väčším medziročným zmenám dochádza v ornici, čo sa prejavilo na vyšších hodnotách variačných koeficientov oproti stavu v hlbších vrstvách.

Tab. 7 Základné štatistické parametre charakterizujúce priebeh objem. hmotnosti na vybraných pôdnych typoch, príp. druhoch

Časť pôdy	ornica 0 – 10 cm				podornica 30 – 40 cm			
Parameter	φ	min	max	v %	φ	min	max	v %
RM_P	1,45	1,29	1,62	7,7	1,67	1,58	1,74	3,1
FM_PH	1,23	1,07	1,33	7,3	1,32	1,21	1,43	6,5
ČM_H	1,30	1,15	1,51	10,1	1,38	1,33	1,42	2,2
HM_H	1,32	1,18	1,57	8,7	1,52	1,46	1,60	3,2
ČA_H	1,37	1,28	1,47	5,2	1,43	1,21	1,63	9,0
KM_H	1,37	1,20	1,48	6,8	1,55	1,47	1,62	3,8
FM_IV	1,26	1,07	1,39	9,1	1,44	1,37	1,55	4,1

Vysvetlivky: *pôdne typy* RM – regozem, FM – fluvizem, ČM – černozem, HM - hneдозem, ČA – čiernica, KM – kambizem, *pôdne druhy* P - piesčitá, PH - piesčito-hlinitá, H - hlinitá, IV - ílovitá, φ – arit. priemer, min (max) – minimum (maximum), v % - variačný koeficient

Na základe analýzy dvoch databáz OH a výsledkov z konkrétnych monitorovacích lokalít je predpoklad, že čiastočnú elimináciu tejto zvýšenej variability OH by bolo možné doceliť dodržaním optimálneho termínu odberu neporušených vzoriek pôdy, t. j. získaním rovnovážneho stavu objemovej hmotnosti v kyprenej vrstve. Podľa FULAJTÁRA (2006) sa treba riadiť predovšetkým druhom pestovanej plodiny, pričom pri ozimínach sa dosahuje rovnovážna objemová hmotnosť v apríli až máji, pri jarných plodinách v druhej polovici júna a pri slnečnici príp. kukurici v júli, nakoľko termíny sejby daných troch skupín plodín sú značne rozdielne (oziminy na jeseň, jarné plodiny v marci a apríli, kukurica siata, príp. slnečnica a okopaniny v máji).

ZÁVER

V príspevku sme sa pokúsili uskutočniť analýzu dvoch existujúcich databáz objemovej hmotnosti a posúdiť ich možnosť pri tvorbe modelu. Model objemovej hmotnosti umožní v databázach doplniť chýbajúce hodnoty objemovej hmotnosti pôdy na základe iných dostupných údajov, ktoré preukazne korelujú s jej hodnotami.

Vhodnejšou v tomto zmysle sa v danom čase javí databáza KPP, do ktorej boli cielene dopĺňané hodnoty rovnovážnej objemovej hmotnosti pôdy. V rámci monitoringu pôd SR je reálna možnosť zdokonalenia jestvujúcej databázy. Bude však potrebné spresniť metodiku odberu neporušených vzoriek pre ďalší odberový cyklus (doplniť najmä vhodné termíny odberu v zmysle získania rovnovážnej objemovej hmotnosti), aby ju bolo možné použiť pre účel modelovania.

LITERATÚRA

BARANČIKOVÁ B., MAKOVNÍKOVÁ J., ŠIRÁŇ M. 2008. *Identifikácia senzitívnych oblastí na základe monitorovania zmien pôdnej reakcie, obsahu organickej hmoty a kompaktie*. In KOBZA, J. (ed.) Zborník príspevkov "Pôda – národné bohatstvo". Piate pôdoznalecké dni v Sielnici. Bratislava: VÚPOP, 2008, s. 113-120. ISBN 978-80-80-89128-49-5.

- BIELEK, P., ČURLÍK, P., FULAJTÁR, E., HOUŠKOVÁ, B., ILAVSKÁ, B., KOBZA, J. 2005. *Soil Survey and Managing of Soil Data in Slovakia*. In Jones, R.J.A., Houšková, B., Bullock, P., Montanarella, L. (eds.) *Soil Resources of Europe*. European Soil Bureau Research Report No. 9. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2005, p. 317-329. EUR 20559 EN.
- FIALA, K. A INÍ. 1999. *Návrh metodík chemického rozboru pôd pre účely pôdneho monitoringu*. Bratislava: VÚPOP, 1999. 60 s.
- FULAJTÁR E., sen. 2006. *Fyzikálne vlastnosti pôdy*. Bratislava: VÚPOP, 2006. 142 s. ISBN 80-89128-20-3.
- KOBZA, J., BARANČÍKOVÁ, G., MAKOVNÍKOVÁ, J., STYK, J., ŠIRÁŇ, M., VOJTÁŠ, J. 2005. *Návrh regulačných pôdoochranných opatrení z výsledkov monitoringu pôd SR*. Bratislava: VÚPOP, 2005. 24 s. ISBN 80-89128-21-1
- KOBZA J., BARANČÍKOVÁ G., ČUMOVÁ L., DODOK R., HRIVŇÁKOVÁ K., MAKOVNÍKOVÁ J., NÁČINIÁKOVÁ-BEZÁKOVÁ Z., PÁLKA B., PAVLENDÁ P., SCHLOSSEROVÁ J., STYK J., ŠIRÁŇ M., TOTHOVÁ G. 2009. *Monitoring pôd SR – aktuálny stav a vývoj monitorovaných pôd ako podklad k ich ochrane a ďalšiemu využívaniu. Výsledky Čiastkového monitorovacieho systému – Pôda za obdobie 2002 – 2006 (3. cyklus)*. Bratislava: VÚPOP, 2009. 200 s. ISBN 978-80-89128-54-9.
- LINKÉŠ, V., GROMOVÁ, A., LUPTÁK, D., PESTŮN, V., POLIAK, P. 1988. *Informačný systém o pôde*. Bratislava: Príroda, 1988. 198 s.
- MAKOVNÍKOVÁ J., PÁLKA B., ŠIRÁŇ M. 2005. *Modelovanie objemovej hmotnosti s využitím údajov z databáz KPP a ČMS-P, potenciálne zhutnenie a acidifikácia v záujmovom území*. In SOBOCKÁ, J. (ed.) *Štvrté pôdoznalecké dni v SR*. Zborník referátov z vedeckej konferencie pôdoznalcov SR (CD ROM), Čingov, 14. – 16.6.2005. Bratislava: VÚPOP – SPS, 2005, s. 220-225. ISBN 80-89128-18-1.
- NĚMEČEK, J., DAMAŠKA, J., HRAŠKO, J., BEDRNA, ZUSKA, V., TOMÁŠEK, M., KALENDA, M. 1967. *Průzkum zemědělských půd ČSSR (Souborná metodika) 1. Díl: Metodika terénního průzkumu, sestavování půdních map a geneticko-agronomické klasifikace půd*. Praha: Ministerstvo zemědělství a výživy, 1967. 246 s.
- SKALSKÝ R., BALKOVIČ, J. 2002. *Digital Database of Selected Soil Profiles of Complex Soil Survey of Slovakia (KPP-DB)*. In Jambor, P. (ed.) *Vedecké práce č.25*. Bratislava: VÚPOP, 2002, s. 129-140. ISBN 80-89128-07-6.
- ŠIRÁŇ M. 2005. *Spatial variability of some physical properties on arable soils of different texture with regard to soil compaction*. Bujnovský, R., Tekeľová, Z. (eds.) *Vedecké práce č. 27*. Bratislava: VÚPOP, 2005, s. 139-146 ISBN 80-89128-17-3.
- Zákon č. 220/2004 Zb. o ochrane a využívaní poľnohospodárskej pôdy a o zmene a doplnení niektorých zákonov.*

KALIBRÁCIA A VALIDÁCIA MODELU DAISY PRE PODMIENKY SLOVENSKA

CALIBRATION AND VALIDATION OF DAISY MODEL IN CONDITIONS OF THE SLOVAK REPUBLIC

Jozef TAKÁČ¹, Bernard ŠIŠKA²

¹Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava, e-mail: j.takac@vupop.sk

²Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, Trieda A. Hlinku 2, 949 76 Nitra

Abstrakt

Kalibrácia agroekologického simulačného modelu DAISY bola založená na experimentálnych údajoch z VPS VÚZH v Moste pri Bratislave. Kalibrované boli plodinové moduly jarného jačmeňa (*Hordeum vulgare subsp. distichon* L.), ozimnej pšenice (*Triticum aestivum* L.), kukurice (*Zea mays* L.) a cukrovej repy (*Beta vulgaris* L.). Pre kalibráciu boli použité údaje z poľných pokusov z obdobia 1981 – 1987. Validácia bola vykonaná na základe údajov z poľných pokusov z obdobia 1999 – 2002. Simulované úrody plodín boli overené tiež na základe údajov o úrodách z poľného stacionárneho pokusu z obdobia 1973 – 2006. Vyhodnotenie zhody medzi simulovanými a pozorovanými údajmi boli urobené pomocou štatistických nástrojov. Na základe porovnania meranej a simulovanej tvorby sušiny, príjmu dusíka plodinami a obsahu anorganického dusíka v pôde možno považovať celkové fungovanie modelu v podmienkach Slovenska za uspokojivé.

Kľúčové slová: model DAISY, kalibrácia, validácia, úrody, príjem dusíka

Abstract

Calibration of the agroecological simulation model DAISY was based on experimental results from the Experimental station in Most near Bratislava. Crop modules of spring barley (*Hordeum vulgare subsp. distichon* L.), winter wheat (*Triticum aestivum* L.), maize (*Zea mays* L.) and sugar beet (*Beta vulgaris* L.) were calibrated. Experimental data from the years 1981 – 1987 were used for calibration. Validation was done on the experimental data from the field experiments carried out during the years 1999 – 2002. Simulated crop yields of spring barley, winter wheat; maize and sugar beet were validated also using the crop yield data from the field stationary experiment from the period 1973 – 2006. Evaluation of agreement between simulated and observed data was done using statistical tools. Root mean square error and normalised root mean square error were calculated as objective measures. Comparisons of measured and simulated dry matter production, crop nitrogen uptake and soil inorganic nitrogen content showed that the overall performance of the model under Slovak conditions is satisfactory.

Keywords: DAISY model, calibration, validation, crop yields, nitrogen uptake

ÚVOD

Matematické modelovanie umožňuje v ľubovoľných časových radoch získavať kontinuálny rad kvantitatívnych údajov, dovoľuje vykonávať experimenty, ktoré sa v prírodných podmienkach nedajú uskutočniť a tak dáva možnosť získavať informácie o javoch a procesoch prebiehajúcich v prírodných systémoch. Vďaka týmto možnostiam sa matematické modelovanie čoraz viac podieľa na vyhodnocovaní procesov prebiehajúcich v agroekosystéme a stáva sa cenným nástrojom pre hodnotenie vplyvu rozličných spôsobov hospodárenia na úrody a životné prostredie. V zahraničí sa niektoré modely simulujúce rastlinnú produkciu a jej vplyv na prírodné prostredie účinne využívajú pri regulačných politických rozhodnutiach a v legislatívnom procese.

Na Výskumnom ústave závlahového hospodárstva a jeho následníckych inštitúciách sa od roku 1992 využíva dánsky agroekologický simulačný model DAISY (HANSEN A INÍ, 1990). DAISY je jednorozmerný model, ktorý na základe informácie o spôsobe hospodárenia a údajov o počasí simuluje rast plodiny, vodný režim, tepelný režim, bilanciu organickej hmoty a dynamiku dusíka (HANSEN A INÍ, 1990). Model DAISY bol testovaný vo viacerých medzinárodných porovnávacích štúdiách (VEERECKEN A INÍ, 1991, DE WILLINGEN, 1991, DIEKKRÜGER A INÍ, 1995, SMITH A INÍ a ďalší). Testy ukázali dobrú zhodu medzi meranými a simulovanými výsledkami.

Použitie každého modelu v odlišných klimatických a pôdnych podmienkach ako bol pôvodne vyvinutý a kalibrovaný si často vyžaduje kalibráciu jeho parametrov. Kým vodný režim je pomerne dobre popísaný a väčšina známych modelov ho simuluje veľmi dobre, rast plodín a procesy týkajúce sa transformácie a transportu organickej hmoty a dusíka sú komplexnejšie a náročnejšie na parametrizáciu. V tomto príspevku je prezentovaný postup kalibrácie plodínových parametrov modelu DAISY pre naše podmienky s využitím všetkých dostupných experimentálnych údajov.

MATERIÁL A METÓDY

Model DAISY je otvorený systém a má hierarchickú štruktúru. Systém vstupných údajov je veľmi flexibilný, dovoľuje ukladanie vstupných údajov a úplných alebo čiastkových parametrizácií vybraných procesov v oddelených súboroch. Uložená informácia môže byť vložená do simulácie jednoduchým odkazom na príslušný knižničný súbor. Samotný model DAISY je zložený z niekoľkých vzájomne prepojených modelov.

Model vodnej bilancie vyhodnocuje vodnú bilanciu povrchu a pôdy. Atmosféra a hladina podzemnej vody vytvárajú okrajové podmienky uvažovaného systému. Simulácia pohybu vody v pôde je založená na numerickom riešení Richardovej rovnice.

Plodínový model je zrejme najkomplexnejšou časťou modelu DAISY. Hlavné procesy rastu rastliny, ktoré model simuluje, sú fotosyntéza, respirácia, rozdelenie asimilátov, odumieranie listov a koreňov, stresové faktory a štruktúra porastu. Fotosyntéza je počítaná ako funkcia LAI, globálneho žiarenia, teploty vzduchu a vodného a dusíkového stresu. Plodínový model rozli-

šuje listy, steblá, korene a zásobné orgány rastliny. Rýchlosť vývinu plodiny je daná ako funkcia teploty a dĺžky dňa.

Dusík je v modelovanom systéme prítomný vo forme NH_4 , NO_3 a ako organický dusík. Výmena medzi uvažovanými formami a straty zo systému sú v modeli simulované procesmi imobilizácie pôdneho minerálneho dusíka pôdnymi mikroorganizmami, mineralizáciou organickej hmoty, nitrifikáciou NH_4 , denitrifikáciou NO_3 , odberu minerálneho dusíka plodinou a vyplavovaním NH_4 a NO_3 . Uvažovanými zdrojmi dusíka v systéme sú aj hnojenie a atmosférická depozícia.

Manažérsky model umožňuje budovanie komplexných scenárov hospodárenia. Model rozpoznáva dva typy aktivít, a to priamu akciu a podmienené rozhodnutie. Priama akcia je jednoduchá aktivita ako je orba, sejba alebo zber. Podmienené rozhodnutie reguluje vykonanie aktivít ako je hnojenie, závlaha alebo zber.

Minimálne požiadavky na meteorologické údaje sú priemerná denná teplota vzduchu a denné úhrny globálneho žiarenia a atmosférických zrážok. Ak má model k dispozícii údaje aj o rýchlosti vetra a tlaku pár alebo relatívnej vlhkosti vzduchu je výpočet potenciálnej evapotranspirácie ET_0 založený na Penman-Montheithovom vzorci podľa odporúčania FAO (ALLEN A INÍ, 1998). Ak sú dostupné len základné požadované meteorologické údaje, je výpočet ET_0 založený na jednoduchšej empirickej rovnici MAKKINKA (1957). Z pôdných údajov model vyžaduje zrnitostné zloženie, objemovú hmotnosť, obsah humusu, pomer C:N, parametre retenčnej čia-ry a hydraulickú vodivosť. Podrobne je model DAISY vrátane teoretických východísk, syntaxu a programového riešenia popísaný v prácach autorov modelu (HANSEN A INÍ, 1990, HANSEN, 2000, ABRAHAMSEN A HANSEN, 2000).

Plodinové parametre ozimnej pšenice, jarného jačmeňa, kukurice a cukrovej repy boli optimalizované na základe experimentálnych údajov z poľného pokusu na VPS v Moste pri Bratislave (RÚČKA, 1989). Na kalibráciu modelu boli použité experimentálne údaje z rokov 1981–1987. Plodiny boli zavlažované. V pokuse boli štyri varianty hnojenia so stupňovanými dávkami anorganického dusíka. Cukrová repa bola vo všetkých variantoch hnojená maštalným hnojom v množstve $40 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ v jeseni. K dispozícii boli experimentálne údaje: sušina nadzemnej časti, množstvo prijatého dusíka nadzemnou časťou a celkový obsah dusičnanov a amónnych iónov v pôde.

Na overenie kalibrácie boli využité výsledky z troch pokusov projektu Biotechnológie založených na VPS v Moste pri Bratislave v rokoch 1999–2002. Plodiny v týchto pokusoch boli pestované v blokoch pod závlahou a bez závlahy. V tomto pokuse bolo šesť variantov hnojenia so zaoraním slamy upravenej rôznymi hnojivami (BÍŽIK A INÍ, 2002). Zo všetkých pokusov boli k dispozícii údaje o úrode, príjme N plodinou a obsahu anorganického N v pôde. Na overenie simulácií úrod boli využité aj údaje o úrodách z poľného stacionárneho pokusu na VPS Most pri Bratislave z rokov 1973–2006. V pokuse bolo počas celého obdobia sedem variantov hnojenia s rôznymi dávkami N, P a K v blokoch pod závlahou a bez závlahy.

Pri kalibrácii modelu bol použitý bežný postup, ktorý je často aplikovaný pri kalibrácii modelov. V prvej fáze kalibrácie sme postupne zosúladiť fenologický vývin s pozorovanými termínmi z experimentov. V ďalšej etape sme upravili prerozdelenie asimilátov medzi listy, steblá

a zásobné orgány. Na záver sme spresnili funkcie odberu N listami, stebkami a zásobnými orgánmi.

Pri vyhodnotení výsledkov kalibrácie a verifikácie boli využité štandardné matematicko-štatistické metódy. Pre merané aj simulované údaje boli vypočítané základné štatistické charakteristiky ako sú aritmetický priemer \bar{x} , medián \tilde{x} , percentily, kvartily, stredná kvadratická chyba σ a normovaná stredná kvadratická chyba σ_N .

VÝSLEDKY A DISKUSIA

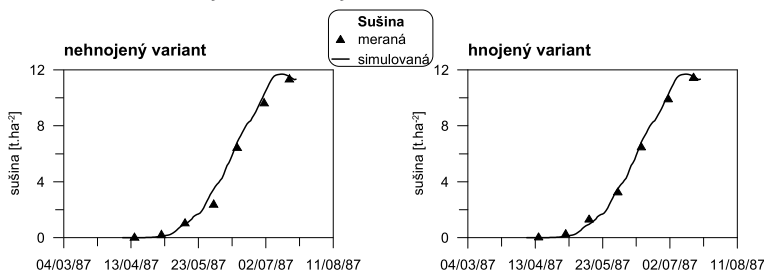
Po úvodnom zosúladení vývinu plodín s pozorovanými fenologickými údajmi boli upravené parametre rozdelenia asimilátov a tvorby sušiny tak, aby sa simulované krivky akumulácie sušiny čo najviac priblížili k pozorovaným údajom na všetkých variantoch (Obr. 1 až 3). Po dosiahnutí prijateľnej zhody simulovanej dynamiky tvorby sušiny s experimentálnymi údajmi sa spresnili potenciálne a kritické hodnoty koncentrácie dusíka v jednotlivých častiach plodín (Obr. 4 až 6). Ako vidieť, simulované krivky tvorby sušiny a príjmu dusíka pomerne dobre vystihujú experimentálne údaje. Nezanedbateľným faktom je, že sa podarilo dosiahnuť aj pomerne dobrú zhodu medzi simulovaným a meraným obsahom anorganického dusíka v pôde (Obr. 7 až 9).

Dobrá zhoda medzi meranými a simulovanými údajmi v procese kalibrácie nemusí vždy znamenať správnosť kalibrácie a jej platnosť pre iné súbory údajov. Zhodu medzi meranými a simulovanými údajmi na malých súboroch možno totiž dosiahnuť viacerými kombináciami parametrov. Tiež treba mať na zreteli, že parametrizácia pre určitú odrodu môže byť špecifická vzhľadom na klimatické a pôdne podmienky a nemusí vystihovať iné odrody danej plodiny vo všetkých parametroch, čo môže byť pri riešení väčšiny projektov nežiaduce. Preto bolo potrebné overiť kalibráciu na čo najrozsiahljšom súbore údajov, aby sa prípadné nedostatky prejavili v širšom spektre klimatických podmienok a pestovaných odrôd.

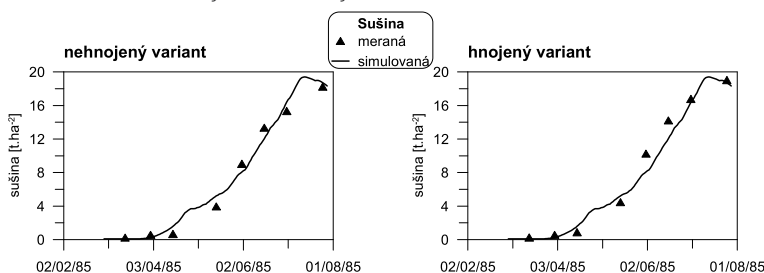
Výsledky verifikácie sú zhrnuté v tabuľkách 1–4. Ako vidieť v tabuľkách 1 a 2, priemer simulovaných úrod sušiny jarného jačmeňa a ozimnej pšenice je vyšší ako priemer meraných úrod a naopak, priemer simulovaných úrod kukurice a cukrovej repy je nižší ako priemer meraných úrod. Výnimkou je len úroda slamy jarného jačmeňa zo stacionárneho pokusu z obdobia 1973–2006 (Tab. 2). Rozdiely medzi priemerami simulovaných a meraných úrod sú do 10 %. Relatívne najväčší rozdiel priemerov je v prípade ozimnej pšenice z pokusu Biotechnológie. V tomto prípade sa jedná o malý počet vzoriek len z jedného roku pokusu.

V jednotlivých simuláciách boli rozdiely medzi simulovanými a meranými úrodami zrna a slamy jarného jačmeňa v rozpätí od 0,1 t.ha⁻¹ do 2,2 t.ha⁻¹, ozimnej pšenice v rozpätí od 0,1 t.ha⁻¹ do 3,5 t.ha⁻¹ a kukurice v rozpätí od 0,1 t.ha⁻¹ do 2,6 t.ha⁻¹. Maximálny rozdiel medzi meranou a simulovanou úrodou sušiny buliev cukrovej repy bol 4 t.ha⁻¹. V 90 % simulácií bol rozdiel medzi simulovanými a meranými hospodárskymi úrodami jarného jačmeňa menší ako 1,3 t.ha⁻¹, ozimnej pšenice menší ako 1,5 t.ha⁻¹, kukurice menší ako 1,4 t.ha⁻¹ a cukrovej repy menší ako 3,0 t.ha⁻¹.

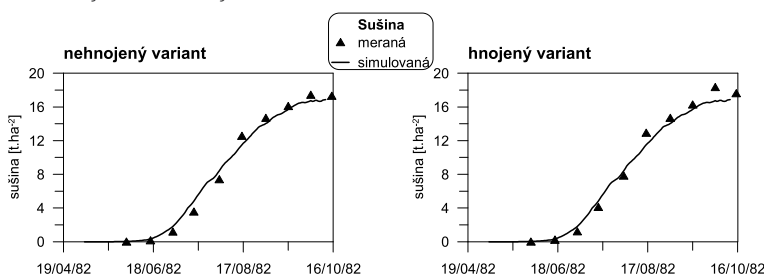
Obr. 1 Experimentálna a simulovaná dynamika tvorby nadzemnej sušiny jarného jačmeňa v roku 1987 na nehnojenom a hnojenom variante



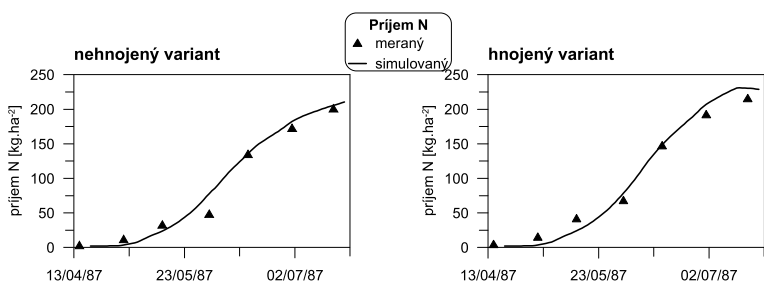
Obr. 2 Experimentálna a simulovaná dynamika tvorby nadzemnej sušiny ozimnej pšenice v roku 1985 na nehnojenom a hnojenom variante



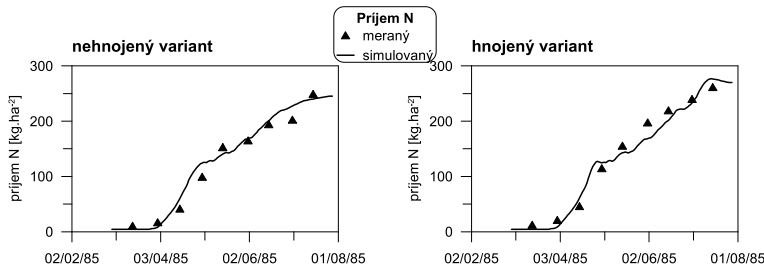
Obr. 3 Experimentálna a simulovaná dynamika tvorby nadzemnej sušiny kukurice v roku 1982 na nehnojenom a hnojenom variante



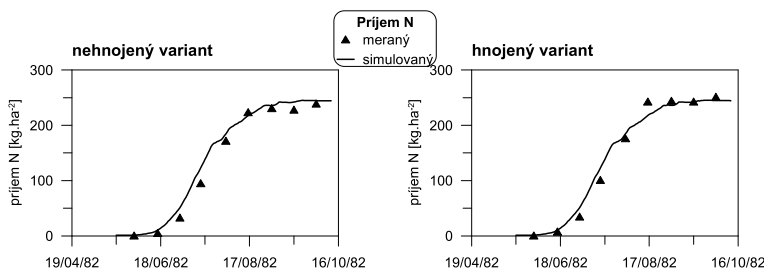
Obr. 4 Experimentálna a simulovaná dynamika príjmu dusíka nadzemnou časťou jarného jačmeňa v roku 1987 na nehnojenom a hnojenom variante



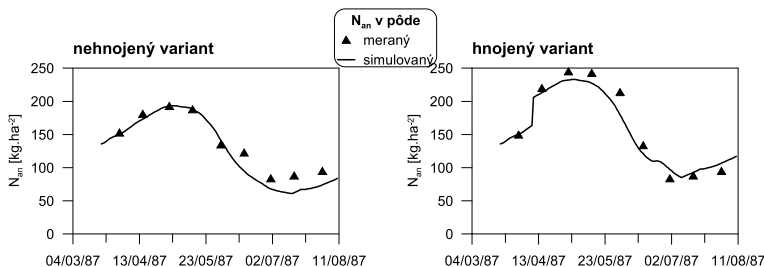
Obr. 5 Experimentálna a simulovaná dynamika príjmu dusíka nadzemnou časťou ozimnej pšenice v roku 1985 na nehnojennom a hnojenom variante



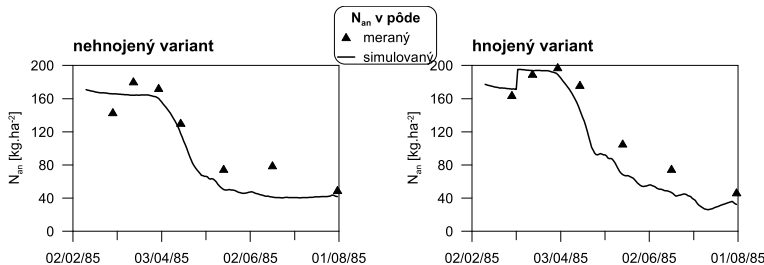
Obr. 6 Experimentálna a simulovaná dynamika príjmu dusíka nadzemnou časťou kukurice v roku 1982 na nehnojennom a hnojenom variante



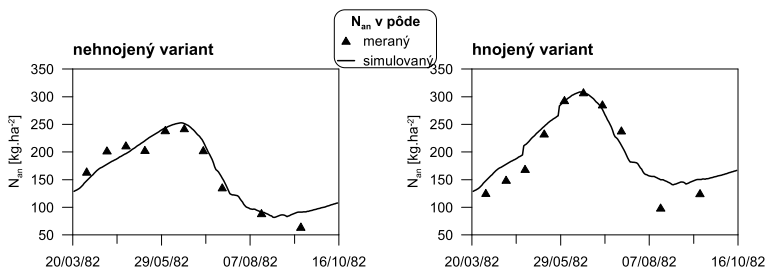
Obr. 7 Meraný a simulovaný obsah anorganického dusíka v pôde do hĺbky 80 cm pod jarným jačmeňom v roku 1987 na nehnojennom a hnojenom variante



Obr. 8 Meraný a simulovaný obsah anorganického dusíka v pôde do hĺbky 80 cm pod ozimnou pšenicou v roku 1985 na nehnojennom a hnojenom variante



Obr. 9 Meraný a simulovaný obsah anorganického dusíka v pôde do hĺbky 80 cm pod kukuricou v roku 1982 na nehnojennom a hnojenom variante



Tab. Porovnanie meraných a simulovaných úrod [t sušiny.ha⁻¹] z pokusu Biotechnológie v rokoch 1999–2002 (n – počet údajov, \bar{x}_m – aritmetický priemer meraných úrod, \bar{x}_s – aritmetický priemer simulovaných úrod, σ – stredná kvadratická chyba, σ_N – normovaná stredná kvadratická chyba)

Plodina		n	\bar{x}_m	\bar{x}_s	σ	σ_N
Jarný jačmeň	zrno	24	4.35	4.51	0.652	0.150
	slama	24	4.24	4.38	0.762	0.180
	spolu	24	8.59	8.89	1.313	0.153
Ozimná pšenica	zrno	6	6.92	7.78	1.012	0.146
	slama	6	7.00	7.67	0.979	0.140
	spolu	6	13.92	15.45	1.766	0.127
Kukurica	zrno	30	8.20	8.00	0.783	0.095
	slama	30	7.19	6.64	0.876	0.122
	spolu	30	15.39	14.64	1.227	0.080
Cukrová repa	buľvy	12	13.38	12.90	1.049	0.078
	skrojky ¹	8	3.47	3.40	0.539	0.155
	spolu	8	17.80	16.29	1.420	0.080

¹ – v simuláciách sú len listy

Tab. 2 Porovnanie meraných a simulovaných úrod [$t \cdot ha^{-1}$] zo stacionárneho pokusu v rokoch 1973–2006 (n – počet údajov, \bar{x}_m – aritmetický priemer meraných úrod, \bar{x}_s – aritmetický priemer simulovaných úrod, σ – stredná kvadratická chyba, σ_N – normovaná stredná kvadratická chyba)

Plodina		n	\bar{x}_m	\bar{x}_s	σ	σ_N
Jarný jačmeň	zrno	98	4.95	5.13	0.759	0.153
	slama	98	4.70	4.46	0.968	0.206
Ozimná pšenica	zrno	98	6.36	6.38	0.924	0.145
	slama	98	6.70	7.01	1.014	0.151
Kukurica	zrno	98	7.95	7.50	0.834	0.105
	slama	98	6.94	6.46	0.985	0.142
Cukrová repa	buľvy	56	14.51	13.81	1.792	0.123
	skrojky ¹	56	3.19	2.86	0.533	0.167

¹ – v simuláciách sú len listy

Tab. 3 Porovnanie meraného a simulovaného príjmu N [$kg \cdot ha^{-1}$] z pokusu Biotechnológie v rokoch 1999–2002 (n – počet údajov, \bar{x}_m – aritmetický priemer, \bar{x}_s – aritmetický priemer, σ – stredná kvadratická chyba, σ_N – normovaná stredná kvadratická chyba)

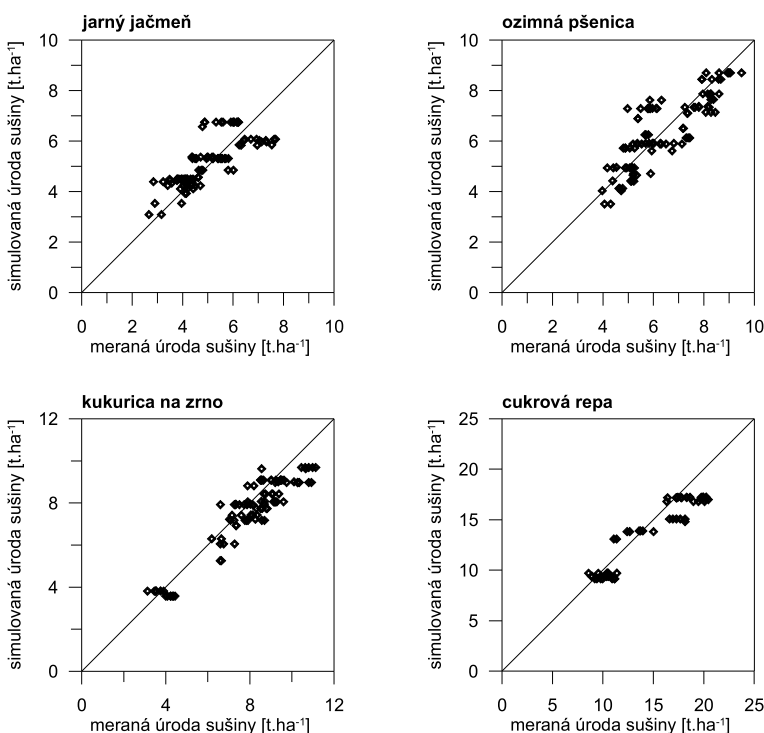
Plodina		n	\bar{x}_m	\bar{x}_s	σ	σ_N
Jarný jačmeň	zrno	24	87.90	99.58	15.060	0.171
	slama	24	35.76	36.13	6.453	0.180
	spolu	24	123.66	135.71	17.240	0.139
Ozimná pšenica	zrno	6	157.94	140.47	21.242	0.134
	slama	6	29.64	31.93	7.273	0.245
	spolu	6	187.58	172.40	22.300	0.119
Kukurica	zrno	18	125.68	118.33	15.017	0.119
	slama	18	79.69	78.32	18.506	0.232
	spolu	18	205.37	196.65	25.478	0.124
Cukrová repa	buľvy	12	103.52	116.43	20.536	0.198
	skrojky ¹	8	91.91	82.00	17.496	0.190
	spolu	8	206.96	198.43	17.225	0.083

¹ – v simuláciách sú len listy

Tab. 4 Porovnanie meraného a simulovaného obsahu anorganického dusíka v pôde [$kg \cdot ha^{-1}$] z pokusu Biotechnológie v rokoch 1999–2002 (n – počet údajov, \bar{x}_m – aritmetický priemer, \bar{x}_s – aritmetický priemer, σ – stredná kvadratická chyba, σ_N – normovaná stredná kvadratická chyba)

Plodina	n	\bar{x}_m	\bar{x}_s	σ	σ_N
Jarný jačmeň	72	99.29	100.77	22.960	0.231
Ozimná pšenica	18	31.05	27.83	7.640	0.246
Kukurica	114	152.77	146.10	30.714	0.201
Cukrová repa	60	165.10	162.96	36.984	0.224

Obr. 10 Porovnanie meraných a simulovaných hospodárskych úrod jarného jačmeňa, ozimnej pšenice, kukurice a cukrovej repy z poľného stacionárneho pokusu za obdobie 1973–2006

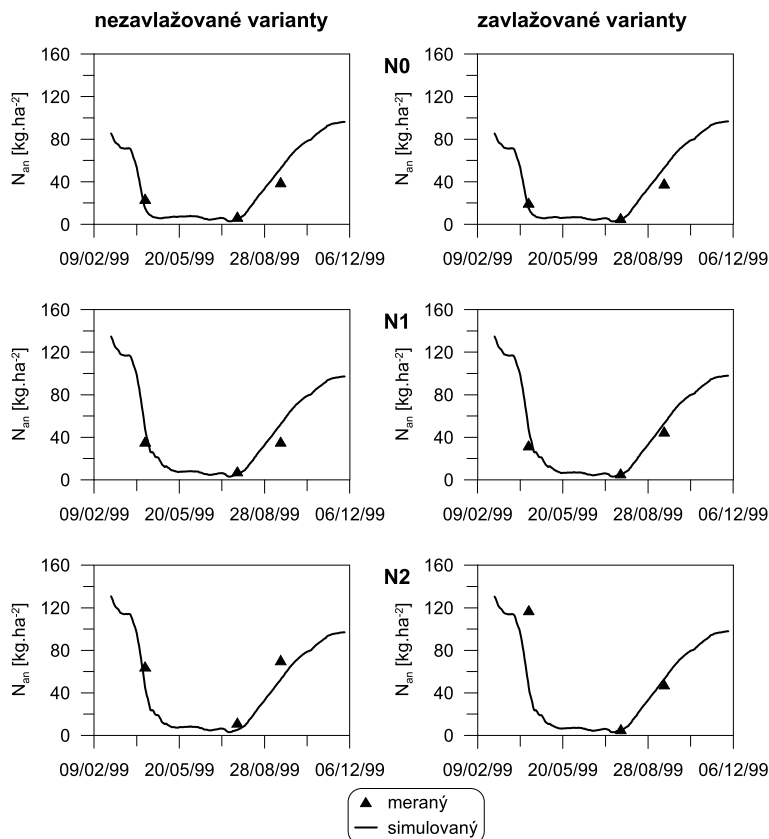


Merané a simulované hospodárske úrody v sušine sú graficky porovnané na obrázku 10. Je prirodzené, že pri verifikácii nebola dosiahnutá taká zhoda medzi simulovanými a meranými hospodárskymi úrodami ako pri kalibrácii. Na pokuse Biotechnológie boli pestované iné odrody plodín ako tie, ktoré boli použité pri kalibrácii. Podobne, aj v poľnom stacionárnom pokuse sa v priebehu obdobia 1973–2006 viackrát zmenili odrody pestovaných plodín. Na základe normovanej strednej kvadratickej chyby však možno konštatovať, že medzi simulovanými a meranými výsledkami úrod sušiny zrna a slamy, resp. v prípade cukrovej repy buliev a listov, bola dosiahnutá prijateľná zhoda, keď všetky hodnoty tejto štatistickej charakteristiky uvedené v tabuľkách 1 a 2 sú menšie ako 0,25. V niektorých prípadoch z pokusu Biotechnológie je dokonca hodnota normovanej strednej kvadratickej chyby menšia ako 0,1.

Podobné konštatovanie ako pre úrody platí aj pre príjem dusíka plodinou. Hodnoty normovanej strednej kvadratickej chyby poukazujú na prijateľnú zhodu medzi meranými a simulovanými hodnotami príjmu N plodinou (Tab. 3). Podľa priemerných hodnôt bol simulovaný vyšší príjem dusíka jarným jačmeňom v porovnaní s meranými údajmi, naopak, pre ostatné plodiny bol simulovaný príjem N nižší ako meraný. Maximálne rozdiely medzi simulovaným a meraným príjmom N boli u jarného jačmeňa a ozimnej pšenice 40 kg N.ha⁻¹, u kukurice 50 kg N.ha⁻¹ a u cukrovej repy len 30 kg N.ha⁻¹. V 90 % simulácií bol rozdiel medzi simulovaným a meraným príjmom N jarným jačmeňom menší ako 28 kg N.ha⁻¹, ozimnou

pšenicom menší ako $33 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$, kukuricou menší ako $40 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ a cukrovou repou menší ako $23 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Obr. 11 Meraný a simulovaný obsah anorganického dusíka v pôde pod ozimnou pšenicom v roku 1999 v hĺbke 0-90 cm (varianty hnojenia: N0 – bez hnojenia, N1 – $70 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ v minerálnej forme v jeseni na slamu, N2 – $70 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ v jeseni v hnojovici na slamu)



Ako vidieť v tabuľke 4, prijateľná zhoda bola dosiahnutá aj medzi simulovaným a meraným obsahom anorganického dusíka v pôde. Priemery simulovaného obsahu anorganického dusíka v pôde sú blízke meraným u všetkých plodín. Najlepšia zhoda medzi simulovanými a meranými hodnotami bola zistená v pokuse s ozimnou pšenicom (Obr. 11), keď maximálny rozdiel medzi simulovanými a meranými údajmi bol $25 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ a v 90 % údajov bol tento rozdiel do $11 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$. Napriek tomu bola normovaná stredná kvadratická chyba v dôsledku malého rozsahu súboru pomerne vysoká.

Niektoré rozdiely medzi simulovanými a experimentálnymi údajmi mohli byť zapríčinené nehomogenitou experimentálnych údajov. Za povšimnutie stojí, že pozorovaný pokles obsahu anorganického dusíka v pôde počas vegetačného obdobia v roku 1981 bol vyšší ako pozorovaný príjem dusíka cukrovou repou. Pritom je potrebné zdôrazniť, že vlhkosť pôdy bola nízka počas väčšiny vegetačného obdobia, takže nemohli nastať významnejšie straty dusíka

v dôsledku vyplavenia do nižších vrstiev pôdneho profilu alebo denitrifikácie. Podobne bol prudký pokles obsahu anorganického dusíka pozorovaný počas zimy 1984-1985 (viac ako 300 kg.ha⁻¹).

ZÁVER

Na základe porovnaní meraných a simulovaných hodnôt tvorby sušiny, príjmu dusíka a obsahu anorganického dusíka v pôde možno považovať celkové fungovanie modelu DAISY v slovenských podmienkach za uspokojujúce.

Model DAISY je vhodný na vedecké účely pri hodnotení vplyvov spôsobu hospodárenia na poľnohospodársku produkciu a na poľnohospodársku krajinu s použitím rôznych reálnych i umelých scenárov klimatických, hydrologických a pôdnych podmienok. Zaujímavými scenármi by mohli byť

- optimalizácia hnojenia maštalným hnojom za účelom získať vyšší úžitok z organického dusíka,
- jarná a jesenná aplikácia rôznych druhov organických hnojív a rôzne alternatívy osevných plôch jarných a ozimných plodín,
- optimalizácia využitia dusíka s použitím rozličných osevných postupov, resp. fixácie dusíka v rozličných osevných postupoch,
- riziká vyplavovania dusíka v rozdielnych hydrologických a pôdnych podmienkach,
- dôsledky zmeny klímy na rastlinnú produkciu a poľnohospodársku krajinu.

LITERATÚRA

- ABRAHAMSEN, P., HANSEN, S. 2000. *Daisy: An Open Soil, Crop, Atmosphere System Model*. In Environmental Modelling & Software, vol. 15, 2000, no. 3, p. 313-330. ISSN 1364-8152.
- ALLEN, R. G., PEREIRA, L. S., RAES, D., SMITH, M. 1998. *Crop Evapotranspiration. Guidelines for Computing Crop Water Requirements*. FAO Irrigation and Drainage Paper 56. Rome: FAO, 1998. 326 p. ISBN 92-5-104219-5.
- BÍŽIK, J., ZÁPOTOČNÝ, V., MALÁ, Š., ĐURIGA, K., MUČHA, V. 2002. *Racionálne využívanie závlahovej vody a zdrojov živín v intenzívnom poľnohospodárstve. Záverečná správa výskumnej úlohy. Subprojekt 05*. Bratislava: SVP, š. p. Hydromelióracie, 2002. 47 s., 57 tab., 16 obr., 16 príl.
- DE WILLINGEN, P. 1991. *Nitrogen turnover in the soil-crop system; comparison of fourteen simulation models*. Fert. Res., vol. 27, 1991, p. 141-149.
- DIEKKRÜGER, B., SÖNDGERATH, D., KERSEBAUM, K. C., MCVOY, C. W. 1995. *Validity of agroecosystem models: a comparison of results of different models applied to the same data set*. In Ecol. Model., vol. 81, 1995, no. 1-3, p. 3-29. ISSN 0304-3800.
- HANSEN, S. 2000. *Daisy, a Flexible Soil - Plant - Atmosphere System Model*. Equation Section 1. Copenhagen: The Royal Veterinary and Agricultural University, 2000, p. 1-47. ISBN 87-503-8790-1.
- HANSEN, S., JENSEN, H. E., NIELSEN, N. E., SVENDSEN, H. 1990. *DAISY - A Soil Plant System Model. Danish Simulation Model for Transformation and Transport of Energy and Matter in the Soil-Plant-Atmosphere System*. Copenhagen: National Agency for Environmental Protection, 1990. 272 p. ISBN 87-503-8790-1.
- MAKKINK, G. F. 1957. *Testing the Penman Formula by Means of Lysimeters*. In: Journal Institution of Water Engineers, 1957, vol. 11, p. 277-288.
- RÚČKA, M. 1989. *Optimalizácia výživy pestovaných plodín pomocou diagnostiky pôdy a diagnostiky rastlín. Záverečná správa*. Bratislava: VÚZH, 1989. 89 s.
- 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., KLEIN-GUNNEWIEK, H., KOMAROV, A. S., LI, C., MOLINA, J. A. E., MUELLER, T., PARTON, W. J., THORNLEY, 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, 1997, no. 1-2, p. 153-225. ISSN 0016-7061.

VEERECKEN, H., JANSEN, E. J., HACK-TEN BROEKE, M. J. D., SCHERTS, M., ENGELKE, R., FABREWICH, F., HANSEN, S. 1991. *Comparison of simulation results of five nitrogen models using different data sets*. In: Soil and Groundwater Research Report II: Nitrate in soils. Brussels: Commission of the European Communities, 1991, p. 321-338.

SIMULÁCIA VHLKOSTNÉHO REŽIMU PÔDY NA ZÁHORSKEJ NÍŽINE

SIMULATION OF SOIL MOISTURE DYNAMICS AT ZÁHORSKÁ LOWLAND

Jozef TAKÁČ, Katarína NOVÁKOVÁ, Igor SOBOCKÝ

Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava, e-mail: j.takac@vupop.sk

Abstrakt

Vodný režim pôdy na štyroch lokalitách Záhorskej nížiny počas dvoch rokov bol simulovaný agroekologickým modelom DAISY. V modeli DAISY je pohyb vody v pôde riešený podľa Richardovej rovnice. Výsledky simulácií boli porovnané s meranými údajmi vlhkosti pôdy. Na vybraných lokalitách bola meraná vlhkosť pôdy a hĺbky hladiny podzemnej vody v dvojtýždňových intervaloch. Štatistické porovnanie výsledkov simulácií vodného režimu pôdy ukázalo, že model DAISY simuluje vodný režim pôdy na vybraných lokalitách uspokojujúco.

Kľúčové slová: vlhkosť pôdy, Záhorská nížina, model DAISY, podzemná voda, zrážky

Abstract

Soil water dynamics was simulated by agroecological model DAISY at four sites situated at Záhorská lowland during two years. The DAISY model applies the physically based Richard's equation to simulate water movement within the soil. Simulated results were compared with measured soil moisture data to test the performance of the model. Soil moisture and groundwater table was measured at all sites at two-week interval. The statistical comparison of the results of simulations with measured soil moisture data showed that the performance of the DAISY model is satisfactory.

Keywords: soil moisture, Záhorská lowland, model DAISY, ground water table, precipitation

ÚVOD

Vodný režim pôdy sa významne podieľa na produkčnej schopnosti pôdy. Je ovplyvňovaný rôznymi faktormi, z ktorých najdôležitejšie sú: hydrofyzikálne vlastnosti pôdy, podzemná voda, klimatické podmienky, reliéf, vegetácia a vplyv človeka. Dôležitou súčasťou vodného režimu pôdy je zmena obsahu vody v pôde. Preto sa často nazýva režim vlhkosti pôdy alebo vlhkosť režim pôdy. Zásoba vody v nenasýtenej oblasti pôdy (časť pôdy medzi povrchom pôdy a hladinou podzemnej vody) sa niekedy označuje ako III. vodný zdroj, pričom I. vodný zdroj sú povrchové vody a II. vodný zdroj sú podzemné vody (VELEBNÝ A INÍ, 2000).

Voda v nenasýtenej oblasti pôdy má obnoviteľný charakter v súvislosti s cykličnosťou

zložiek hydrologického cyklu. Tento zdroj počas celého vegetačného obdobia kontinuálne zásobuje vodou vegetačný kryt. Poznanie dynamiky zásob vody v nenasýtenej zóne pôdy je potrebné pre hodnotenie zásobovania rastlinného krytu vodou, hodnotenie retenčných vlastností jednotlivých horizontov, pre stanovenie smeru pohybu vody v nenasýtenej oblasti pôdy ako časti hydrologického cyklu, pre ochranu podzemných vôd proti znečisteniu prienikom znečisťujúcich látok z pôdneho profilu a pre zefektívnenie závlah poľnohospodársky využívaných plôch (ŠŤOTOR, 2000). Aby bolo možné hodnotiť vodný režim pôdy počas hydrologického roku, je potrebné poznať priebeh zásoby vody v jednotlivých horizontoch pôdy. Zásoby vody v pôde sa počítajú z vlhkostného režimu pôdy, t. j. z priebehu vlhkostí určených v jednotlivých pôdnych horizontoch (ŠŤOTOR 2000, ŠTEKAUEROVÁ A NAGY, 2003).

Získať vlhkosti pôdy v jednotlivých pôdnych horizontoch možno dvomi spôsobmi: priamym meraním vlhkosti pôdy vhodnými metódami alebo simuláciou na matematickom modeli vodného režimu pôd. V súčasnosti je simulácia na matematickom modeli veľmi využívaná, vzhľadom na to, že metódy priameho merania vlhkosti pôdy sú náročné na čas, pracovníkov a sú veľmi drahé (BENETIN a iní, 1985, MAJERČÁK A NOVÁK, 1992, MAJERČÁK A NOVÁK, 1994, ŠIMŮNEK A INÍ, 1997, TAKÁČ, 1999, VOGEL A INÍ, 2000). Aj napriek časovej, prístrojovej a personálnej náročnosti priamych meraní je úspešné matematické modelovanie nemožné bez priameho monitoringu, ktorý je potrebný k verifikácii modelu (ŠTEKAUEROVÁ A ŠŤOTOR, 2000).

Modely zamerané na vodnú bilanciu a vodný režim pôdy boli používané u nás už od osemdesiatych rokov minulého storočia. Sú to napr. DAIR, MOVOREP, GLOBAL a HYDRUS. Mnohé ďalšie modely majú aj širšie uplatnenie. Simulujú produkciu biomasy, ako aj procesy transportu a transformácie živín, organickej hmoty a chemikálií. Z množstva rastových modelov sa u nás uplatnili napr. DSSAT4 a DAISY. IGÁZ A INÍ (2008) porovnali simuláciu vlhkostného režimu pôdy modelmi DSSAT4 a GLOBAL s viacročnými meraniami vlhkosti pôdy na lokalite Kolíňany pri Nitre. Bola zistená vyhovujúca zhoda s meraniami s presnosťou 75,0–85,7 % modelu GLOBAL a 77,1–83,3 % modelu DSSAT4.

Článok bol spracovaný vďaka výsledkom získaným v rámci riešenia projektu APVV–0271–07 Diagnostika a prognóza zásob vody v pôde s aspektom na optimálne zabezpečenie porastu vodou.

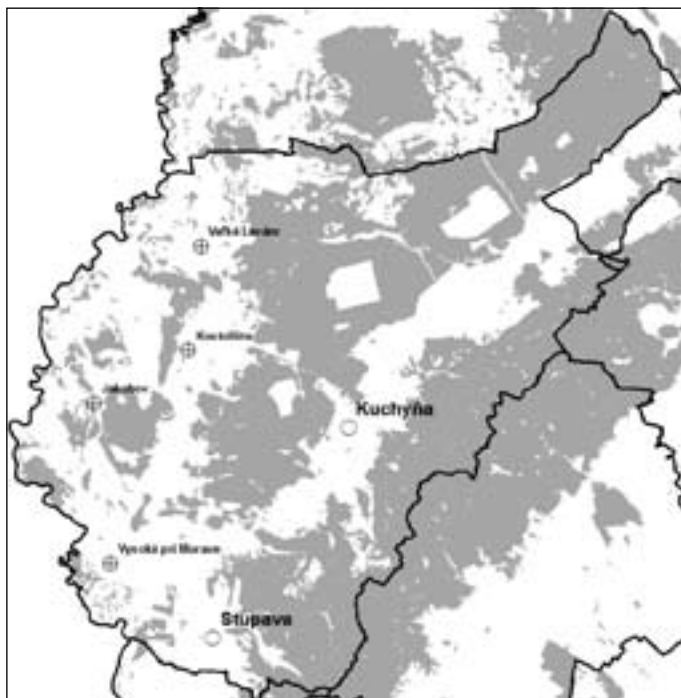
MATERIÁL A METÓDY

Experimentálne údaje

Na území Záhorskej nížiny boli na základe zrnitostného zloženia pôdy vybrané štyri lokality (Obr. 1):

1. Veľké Leváre, piesočnatá pôda, regozem kultizemná silikátová;
 2. Kostolište, hliniopiesočnatá pôda, čiernica kultizemná;
 3. Jakubov, piesočnatohlinitá pôda, čiernica kultizemná glejová;
 4. Vysoká pri Morave, hlinitá pôda, fluvizem kultizemná glejová.
-

Obr. 1 Poloha vybraných lokalít a meteorologických staníc



Tab. 1 Priemerná hĺbka hladiny podzemnej vody [cm] na vybraných lokalitách v rokoch 2009 a 2010

Lokalita	Velké Leváre	Jakubov	Vysoká pri Morave	Kostolište
2009	127	122	149	132
2010	103	81	101	89

Boli stanovené základné hydroopedologické charakteristiky pôdy: zrnitostné zloženie, retenčné krivky a nasýtená hydraulická vodivosť pôdy. V dvojtýždňových intervaloch bola mieraná vlhkosť pôdy, použitá bola neutrónová metóda. Vlhkosť sa merala v 10 cm intervaloch až po hĺbku hladiny podzemnej vody. Hĺbka hladiny podzemnej vody sa merala vo vybudovaných sondách na každom stanovišti. Rok 2009 bol zrážkovo normálny, rok 2010 bol veľmi vlhký, pričom letný polrok bol mimoriadne vlhký, čo sa prejavilo aj na hladine podzemnej vody. Priemerná hladina podzemnej vody bola v roku 2010 vyššie ako v roku 2009 (Tab. 1), pričom koncom mája došlo aj k zaplaveniu stanovišť na lokalitách Velké Leváre a Jakubov.

Model DAISY

Na simulácie vodného režimu pôdy na vybraných lokalitách bol využitý agroekologický model DAISY. DAISY je jednorozmerný model agroekosystému, ktorý na základe informácie o spôsobe hospodárenia a denných údajov o počasi simuluje rast plodiny, vodný režim, teplotný režim, dynamiku dusíka a bilanciu organickej hmoty v poľnohospodárskych pôdach.

V rámci hydrologického cyklu sú modelované procesy akumulácie a topenia snehovej pokrývky, intercepcia, výpar z porastu, infiltrácia, výtopa, povrchový odtok, prúdenie vody v pôdnej matici a v makropóroch. V rámci rastlinnej produkcie je simulovaný rast a vývoj rastliny vrátane akumulácie sušiny a dusíka v rôznych častiach rastliny. Model umožňuje budovanie komplexných scenárov hospodárenia (HANSEN A INÍ, 1990, HANSEN, 2000, ABRAHAMSEN A HANSEN, 2000). Model DAISY bol testovaný vo viacerých medzinárodných porovnávacích štúdiách (DIEKKRÜGER A INÍ, 1995, SMITH A INÍ, 1997 a iní).

Plodinové parametre boli pre slovenské podmienky optimalizované a overené na základe údajov z poľných pokusov na VPS VÚZH v Moste pri Bratislave v rámci riešenia viacerých medzinárodných projektov (DHI A INÍ, 1995, HEIDMANN A INÍ, 2008).

Vstupné údaje, vyžadované modelom, zahŕňujú klimatické, pôdne a plodinové údaje, ako aj informáciu o spôsobe hospodárenia. Z meteorologických premenných sa požadujú denné údaje o globálnom žiarení, teplote vzduchu a zrážkach. V takom prípade je potenciálna evapotranspirácia Makkinkovou metódou. Ak sú k dispozícii aj údaje o vlhkosti vzduchu a rýchlosti vetra je potenciálna evapotranspirácia počítaná podľa Penman-Monteitha.

Z pôdnych charakteristík si model vyžaduje pre každý pôdny horizont hodnoty retenčnej čiary popisujúcej vzťah medzi vodným potenciálom pôdy a jej objemovou vlhkosťou, ďalej hodnoty nasýtenej hydraulikkej vodivosti, objemovej hmotnosti, ako aj údaje o zrnitostnom zložení, obsahu humusu a dusíka. Prúdenie vody v nenasýtenej zóne sa počíta podľa Richardovej rovnice. Modelovanie príjmu vody koreňmi rastlín je založené na princípe ustáleného radiálneho prúdenia ku koreňom závislom na hustote a polomere koreňov, vlhkosti pôdy pri povrchu koreňov a vodnom potenciáli pôdy a pri povrchu koreňov.

Nastavenie simulácií

Vo vykonaných simuláciách boli použité denné údaje teploty vzduchu, vlhkosti vzduchu, slnečného svitu, rýchlosti vetra a zrážkových úhrnov z meteorologických staníc Stupava pre lokalitu Vysoká pri Morave a z meteorologickej stanice Kuchyňa pre ostatné lokality. Globálne žiarenie bolo vypočítané z denných hodnôt trvania slnečného svitu podľa Ångstromovho vzorca (ALLEN A INÍ, 1998). Hladina podzemnej vody bola zadaná podľa výsledkov jej merania. Základné klimatické charakteristiky z vybraných meteorologických staníc v hodnotených rokoch sú uvedené v tabuľke 2.

Tab. 2 Priemerná teplota vzduchu T [°C] a zrážkové úhrny Z [mm] za rok a letný polrok (LP) v rokoch 2009 a 2010 na meteorologických staniciach Stupava a Kuchyňa

stanica	rok	T [°C]		Z [mm]	
		LP	rok	LP	rok
Stupava	2009	17,3	10,3	384	785
	2010	16,2	9,5	645	823
Kuchyňa	2009	17,7	10,5	405	824
	2010	16,4	9,5	758	955

Jednotlivé pôdne horizonty boli charakterizované retenčnými krivkami, hydraulickou vodivostou, objemovou hmotnosťou a zrnitosťou podľa výsledkov experimentálnych stanovení (Tab. 3). Obsah humusu v pôde bol odhadnutý podľa najbližších sond z databázy KPP (SKALSKÝ A BALKOVIČ, 2002).

Tab. 3 Parametre retenčnej krivky

Lokalita	Horizont [cm]	θ_r [cm ³ .cm ⁻³]	θ_s [cm ³ .cm ⁻³]	α [cm ⁻¹]	n [-]
Veľké Leváre	0 – 30	0,0588	0,3893	0,1011	1,4632
	30 – 60	0,0509	0,4125	0,3088	1,4398
	60 – 90	0,0511	0,3316	0,0595	1,7204
	> 90	0,0329	0,3552	0,1704	1,7147
Jakubov	0 – 20	0,0	0,4774	0,0280	1,0842
	30 – 50	0,0	0,4367	0,0447	1,0901
	50 – 70	0,0	0,4705	0,0226	1,0608
	70 – 90	0,0	0,4741	0,206	1,0877
	> 90	0,0	0,4837	0,1216	1,1281
Kostolište	0 – 30	0,1391	0,3778	0,0293	1,3812
	30 – 60	0,1342	0,4127	0,0854	1,2823
	60 – 90	0,0166	0,4415	0,1974	1,1042
	> 90	0,0	0,4061	0,0747	1,1321
Vysoká pri Morave	0 – 40	0,0	0,3698	0,0230	1,0816
	40 – 60	0,0316	0,4234	0,2564	1,0932
	60 – 90	0,0	0,4586	0,219	1,0677
	> 90	0,0815	0,3722	0,0350	1,5794

θ^r – reziduálna vlhkosť pôdy [cm³.cm⁻³], θ_s – vlhkosť pôdy pri plnej vodnej kapacite [cm³.cm⁻³], α [cm⁻¹], n [-] – tvarové parametre retenčnej čiary

V lokalite Vysoká pri Morave boli modelovanými plodinami v roku 2009 repka olejná a v roku 2010 ozimná pšenica a v lokalite Jakubov kukurica v roku 2009 a jačmeň jarný v roku 2010. Kukurica bola modelovou plodinou aj v lokalitách Veľké Leváre a Kostolište, pretože plodinová knižnica modelu neobsahuje kalibrované plodinové parametre pre plodiny pestované na týchto lokalitách.

Štatistické vyhodnotenie

Pri vyhodnotení výsledkov simulácií boli využité štandardné matematicko-štatistické metódy. Vyhodnotenie zhody medzi simulovanými a meranými údajmi bolo založené na výpočte strednej kvadratickej chyby δ , normovanej strednej kvadratickej chyby δ_N a indexu zhody d .

Stredná kvadratická chyba δ vyjadrujúca priemernú veľkosť odchýlky medzi simulovanými a meranými hodnotami je definovaná vzťahom

$$\delta = \left[\sum_{i=1}^n (x_s - x_m)^2 / n \right]^{0,5}$$

kde x_s je simulovaná hodnota, x_m je meraná hodnota a n je počet meraní. Stredná kvadratická chyba δ je pomerne citlivá na extrémne hodnoty a preto je vhodným štatistickým ukazovateľom hodnotenia spoľahlivosti matematických modelov.

Normovaná stredná kvadratická chyba δ_N označovaná aj ako koeficient variácie strednej kvadratickej chyby, vyjadruje vzťah strednej kvadratickej chyby k aritmetickému priemeru meraných hodnôt

$$\delta_N = \delta / \bar{x}_m$$

Hodnota $\delta_N \leq 0.25$ je považovaná za prijateľnú zhodu medzi meranými údajmi a simulovanými hodnotami (HEIDMANN a iní, 2008).

Index zhody d (WILLMOTT, 1981) sa vypočíta ako

$$d = 1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^n (x_s - x_m)^2}{\sum_{i=1}^n (|x_s - x_m| + |x_m - x_m|)^2} \right]$$

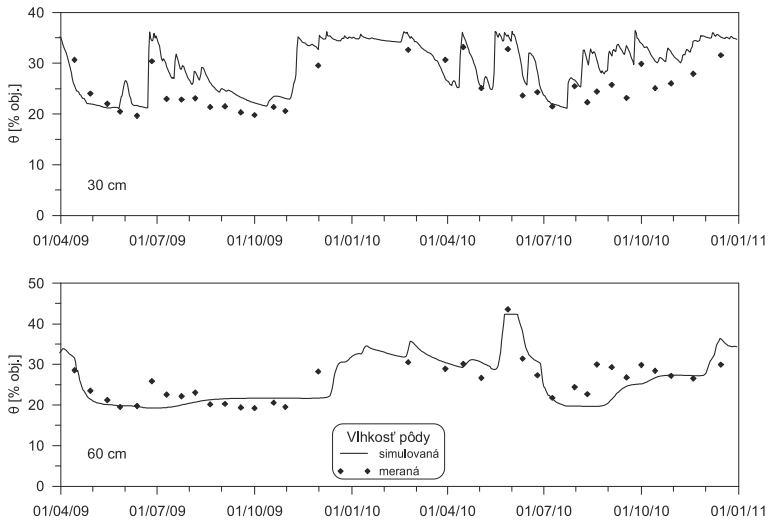
Index zhody d je pomerne robustnou mierou zhody zahrňujúcou systémové aj náhodné chyby vhodnou aj pre vzájomné porovnávanie modelov. Hodnoty d sú z intervalu $[0, 1]$ a vyššie hodnoty naznačujú lepšiu zhodu simulovaných hodnôt s meranými údajmi.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

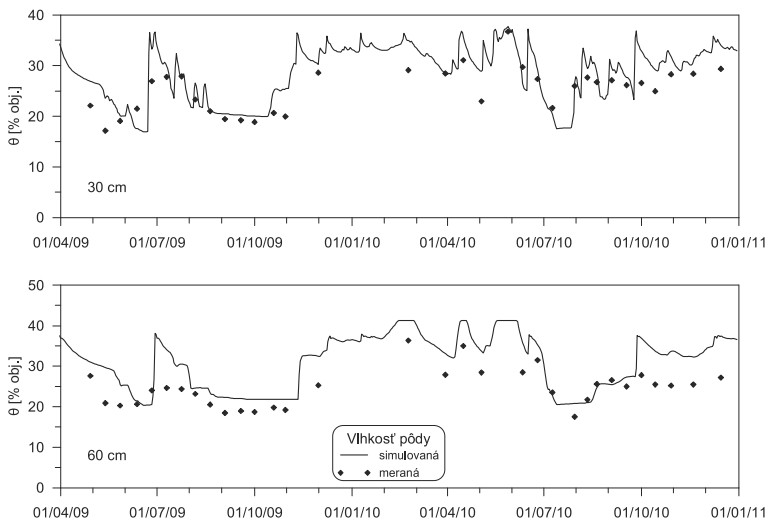
Priebehy simulovanej vlhkosti pôdy a merané údaje vlhkosti pôdy vo vybraných hĺbkach pôdneho profilu na jednotlivých lokalitách sú znázornené na obr. 2 až 5. Porovnanie meraných a simulovaných hodnôt vlhkosti pôdy je uvedené v tabuľkách 4 a 5.

Ako vidieť z obrázkov 2 až 5, vo väčšine horizontov simulovaná vlhkosť pôdy dobre vystihuje namerané hodnoty. Podľa hodnoty r^2 (Tab. 4 a 5) je stupeň závislosti medzi simulovanými a meranými vlhkosťami pôdy, resp. integrálneho obsahu vody v pôde vysoký až veľmi tesný. S výnimkou lokality Kostolište hodnota r^2 s hĺbkou stúpa.

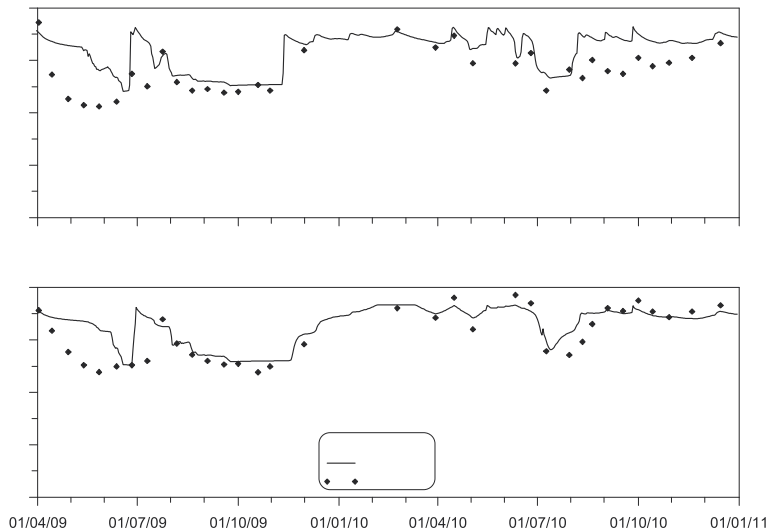
Obr. 2 *Priebeh simulovanej a meranej vlhkosti pôdy vo vybraných hĺbkach pôdneho profilu na lokalite Vysoká pri Morave v hĺbke 30 a 60 cm*



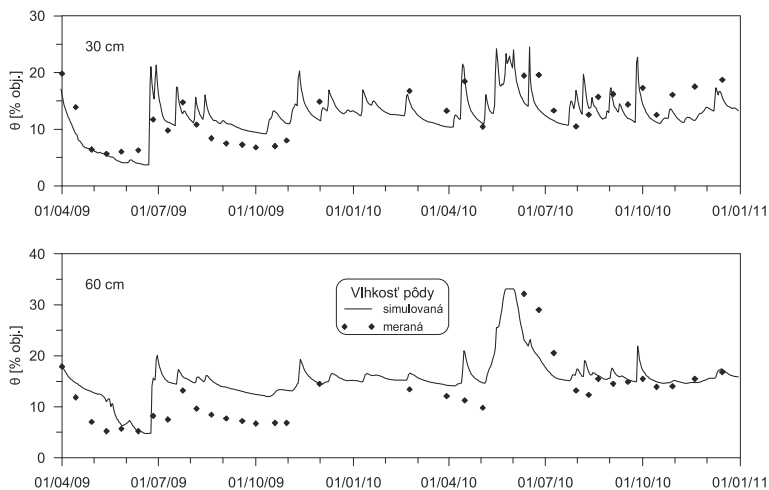
Obr. 3 *Priebeh simulovanej a meranej vlhkosti pôdy vo vybraných hĺbkach pôdneho profilu na lokalite Kostolište v hĺbke 30 a 60 cm*



Obr. 4 *Priebeh simulovanej a meranej vlhkosti pôdy vo vybraných hĺbkach pôdneho profilu na lokalite Jakobov v hĺbke 30 a 60 cm*



Obr. 5 *Priebeh simulovanej a meranej vlhkosti pôdy vo vybraných hĺbkach pôdneho profilu na lokalite Veľké Leváre v hĺbke 30 a 60 cm*



Tab. 4 Vybrané štatistické charakteristiky porovnania simulovaných a meraných hodnôt vlhkosti pôdy na vybraných lokalitách v hĺbkach 30, 60 a 100 cm

lokalita	hĺbka cm]	n	r	δ	δ_N	d
Jakubov	30	34	0.67	4.76	0.1707	0.7022
	60	34	0.78	3.59	0.1170	0.8273
	100	22	0.84	2.29	0.0614	0.9049
Kostolište	30	33	0.86	3.62	0.1446	0.8536
	60	32	0.84	5.73	0.1792	0.7739
	100	26	0.81	2.38	0.0695	0.8392
Veľké Leváre	30	34	0.65	3.59	0.2898	0.7798
	60	34	0.73	5.56	0.2635	0.6819
	100	32	0.97	1.75	0.0691	0.9793
Vysoká pri Morave	30	34	0.73	4.71	0.1885	0.7564
	60	34	0.77	3.67	0.1437	0.8852
	100	29	0.92	3.02	0.1357	0.9252

n – počet meraní, r – korelačný koeficient, δ – stredná kvadratická chyba, δ_N – normovaná stredná kvadratická chyba, d – index zhody

Tab. 5 Vybrané štatistické charakteristiky porovnania simulovaných a meraných hodnôt integrálneho obsahu vody v horizonte 0 – 60 cm na vybraných lokalitách

lokalita	n	r	δ	δ_N	d
Jakubov	34	0.84	18.27	0.1109	0.8881
Kostolište	33	0.92	18.22	0.1305	0.8867
Veľké Leváre	33	0.89	17.04	0.2607	0.8703
Vysoká pri Morave	34	0.90	15.24	0.1014	0.9180

n – počet meraní, r – korelačný koeficient, δ – stredná kvadratická chyba, δ_N – normovaná stredná kvadratická chyba, d – index zhody

Priemerný simulovaný integrálny obsah vody v horizonte 0-60 cm bol vyšší ako meraný na lokalite Vysoká pri Morave o 9,4 mm, na Lokalite Veľké Leváre o 11,9 mm a na lokalite Kostolište o 12,8 mm. Na lokalite Jakubov bol priemerný simulovaný integrálny obsah vody v horizonte 0–60 cm nižší o 8,1 mm ako meraný, pričom v horizonte 0–30 cm bol tento rozdiel menší ako 1 mm.

Hodnoty δ_N v jednotlivých hĺbkach, ako aj pre horizont 0–60 cm, sú na troch lokalitách menšie ako 0,25, len na lokalite Veľké Leváre prekročujú túto hodnotu prijateľnej zhody. Hodnoty indexu zhody d sa na jednotlivých lokalitách pohybujú od 0,68 do 0,98, čo sú hodnoty naznačujúce vysoký stupeň zhody medzi simulovanými a meranými vlhkosťami pôdy.

Jednou z príčin nadhodnotenia simulovanej vlhkosti pôdy na lokalite Veľké Leváre môže byť aj skutočnosť, že v danej lokalite je vybudovaná drenáž. Táto drenáž nebola simulovaná, nakoľko neboli známe jej parametre.

Základnou príjmovou zložkou vo vodnej bilancii sú atmosférické zrážky a v prípade prítomnosti hladiny podzemnej vody aj kapilárny prítok z tejto hladiny. Vzhľadom na priestorovú

a časovú variabilitu zrážkových udalostí hlavne v letnom období, kedy sa zrážky vyskytujú najčastejšie vo forme prehánok, a vzhľadom na vzdialenosť meteorologických staníc, z ktorých boli použité meteorologické údaje, je veľmi pravdepodobné, že väčšie odchýlky medzi simulovanými a meranými hodnotami vlhkosti pôdy v niektorých termínoch boli spôsobené rozdielmi medzi reálnymi zrážkovými úhrnmi a úhrnmi použitými ako vstupné hodnoty do modelu.

Schopnosť matematického modelu simulovať procesy závisí od toho, ako kvalitné a presné sú vstupné údaje do modelu. Pri overovaní fungovania modelu na experimentálnych plochách na VPS VÚZH v Moste pri Bratislave na štyroch experimentálnych osevných postupoch v období 1987–1992, kde boli dlhodobo podrobne sledované pôdne charakteristiky a zrážky boli merané priamo na pokusnej stanici, bola korelačná závislosť medzi simulovanými a meranými hodnotami vlhkosti pôdy veľmi tesná a normovaná stredná kvadratická chyba neprekročila hodnotu 0.025.

ZÁVER

Štatistické porovnanie výsledkov simulácií s meranými údajmi ukázalo, že model DAISY dobre simuluje chod vlhkosti pôdy na vybraných lokalitách Záhorskej nížiny, ktoré sa odlišujú zrnitostným zložením pôdy a ktoré sú ovplyvňované hladinou podzemnej vody.

Schopnosť matematického modelu simulovať procesy nezávisí len od toho, ako dobre sú procesy popísané matematickými rovnicami, ale tiež od toho, ako kvalitné a presné sú vstupné údaje do modelu. Presnejšie výsledky je možné dosiahnuť kalibráciou na konkrétne pôdne podmienky, spresnením aproximácie retenčných kriviek a priamym meraním meteorologických parametrov, najmä zrážok na jednotlivých lokalitách.

LITERATÚRA

- ABRAHAMSEN, P., HANSEN, S. 2000. *Daisy: An Open Soil – Crop - Atmosphere System Model*. In Environmental Modelling & Software, vol. 15. 2000, no. 3, p. 313-330. ISSN 1364-8152.
- ALLEN, R. G., PEREIRA, L. S., RAES, D., SMITH, M. 1998. *Crop Evapotranspiration. Guidelines for Computing Crop Water Requirements*. FAO Irrigation and Drainage Paper 56. Rome: FAO, 1998. 326 p. ISBN 92-5-104219-5.
- BENETIN, J., ŠOLTÉSZ, A., ŠTEKAUEROVÁ, V. 1985. *Metodika stanovenia kvantitatívnych charakteristík dynamiky zásob vody v pôde pomocou bilančného matematického modelu. Záverečná správa*. Bratislava: ÚH SAV, 1985. 90 s.
- DIEKKRÜGER, B., SÖNDGERATH, D., KERSEBAUM, K. C., MCVOY, C. W. 1995. *Validity of agroecosystem models: a comparison of results of different models applied to the same data set*. In Ecological Modelling, vol. 81, 1995, p. 3-29. ISSN 0304-3800.
- DHI, DHV, TNO, VKI, KRÜGER AND KVL, 1995. *PHARE Project Danubian Lowland - Ground Water Model (PHARE/EC/WAT/1). Final Report*. Prepared by a consultant group for the Ministry of the Environment, Slovak Republic and for the Commission of the European Communities. Bratislava: ME SR, 1995. Vol. 1, 65 p., Vol. 2, 439 p. Vol. 3, 297 p.
- HANSEN, S. 2000. *Daisy, a Flexible Soil – Plant - Atmosphere System Model*. Equation Section 1. Copenhagen: The Royal Veterinary and Agricultural University. 2000, p. 1–47. ISBN 87-503-8790-1.
- HANSEN, S., JENSEN, H.E., NIELSEN, N.E., SVENDSEN, H. 1990. *DAISY – A Soil Plant System Model. Danish Simulation Model for Transformation and Transport of Energy and Matter in the Soil-Plant-Atmosphere System*. Copenhagen: National Agency for Environmental Protection, 1990. 272 p. ISBN 87-503-8790-1.
- HEIDMANN, T., TOFTENG, C., ABRAHAMSEN, P., PLAUBORG, F., HANSEN, S., BATTILANI, A., COUTINHO, J., DOLEŽAL, F., MAZURCZYK, W., RIUZ, J.D.R., TAKÁČ, J., VACEK, J. 2008. *Calibration Procedure for a Potato Crop Growth Model Using Information from across Europe*. Ecological Modelling, vol. 211, 2008, no. 1-2, p. 209-223. ISSN 0304-3800.
- IGAZ, D., BÁREK, V., HALAJ, P., TAKÁČ, J., ČIMO, J. 2008. *A comparison of measured soil moisture with simulated results obtained by selected models*. Cereal Research Communications, vol. 36, 2008, p. 1619-1622. ISSN 0133-3720.

- MAJERČÁK, J., NOVÁK, V. 1992. *Simulation of the soil water dynamics in root zone during the vegetation period. I. Simulation model. J. Hydrol. Hydromech.*, vol. 40, 1992, p. 299-315. ISSN 0042-790X.
- MAJERČÁK, J., NOVÁK, V. 1994. *GLOBAL, one-dimensional variable saturated flow model, including root water uptake, evapotranspiration structure, corn yield, interception of precipitations and winter regime calculation*. Research Report. Bratislava: Institute of Hydrology, Slovak Academy of Sciences, 1994. 75 p.
- SKALSKÝ, R., BALKOVIČ, J. 2002. *Digital Database of Selected Soil Profiles of Complex Soil Survey of Slovakia (KPP-DB)*. In Jambor, P. (ed.) *Vedecké práce Výskumného ústavu pôdozvedectva a ochrany pôdy č.25*. Bratislava: VÚPOP, 2002, s. 129-140. ISBN 80-89128-07-6.
- 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., KLEIN-GUNNEWIEK, H., KOMAROV, A.S., LI, C., MOLINA, J.A.E., MUELLER, T., PARTON, W.J., THORNLEY, 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, 1997, no. 1-2, p. 153-225. ISSN 0016-7061.
- ŠIMŮNEK, J., HUANG, S., ŠEJNA, J., VAN GENUCHTEN, M.T., MAJERČÁK, J., NOVÁK, V., ŠÚTOR, J. 1997. *The HYDRUS – ET software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat and multiple solutes in variably saturated media. Version 1.1*. Bratislava: Institute of Hydrology, Slovak Academy of Sciences, 1997. 184 p.
- ŠTEKAUEROVÁ, V., NAGY, V. 2003. *Hodnotenie vodného režimu zóny aerácie pôdy v lokalitách Žitného ostrova*. *Acta Hydrologica Slovaca*, roč. 4, 2003, č. 1, s. 65-73. ISSN 1335-6291.
- ŠTEKAUEROVÁ, V., ŠÚTOR, J. 2000. *Úloha monitoringu pri numerickej simulácii vodného režimu zóny aerácie pôdy*. *Acta Hydrologica Slovaca*, roč. 1, 2000, č. 2, s. 203-212. ISSN 1335-6291.
- ŠÚTOR, J. 2000. *Hodnotenie a interpretácia obsahu vody v zóne aerácie pôdy s využitím monitoringu*. *Acta Hydrologica Slovaca*, roč. 1, 2000, č. 1, s.143-153. ISSN 1335-6291.
- TAKÁČ, J. 1999. *Trend vývoja vodného režimu pôd pre modelové podmienky Žitného ostrova*. *Vedecké práce Výskumného ústavu závlahového hospodárstva v Bratislave*, 24. Bratislava: SEMISOFT, 1999, s. 189-202. ISBN 80-85755-06-8.
- VELEBNÝ, V., NOVÁK, V., SKALOVÁ, J., ŠTEKAUEROVÁ, V., MAJERČÁK, J. 2000. *Vodný režim pôdy*. Bratislava: Slovenská technická univerzita, Stavebná fakulta, 2000. 208 s. ISBN 80-227-1373-2.
- VOGEL, T., GERKE, H.H., ZHANG, R., VAN GENUCHTEN, M.T. 2000. *Modeling flow and transport in a two-dimensional dual-permeability system with spatially variable hydraulic properties. J. Hydrol.*, vol. 238, 2000, no. 1-2, p. 78-89. ISSN 0022-1694.
- Willmott, C. J. 1981. *On the Validation of Models*. *Physical Geography*, vol. 2, 1981, no. 2, p. 184-194. ISSN 0272-3646.

NOVÝ PRÍSTUP PRI TVORBE VSTUPOV UHLÍKA TRVALÝCH TRÁVNÝCH PORASTOV SLOVENSKA PRE RothC MODEL

NEW APPROACH OF CARBON INPUTS PREPARATION OF SLOVAKIA GRASSLAND FOR ROTH C MODEL

Zuzana TARASOVIČOVÁ¹, Gabriela BARANČIKOVÁ²

¹Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava, e-mail: z.tarasovicova@vupop.sk

²Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Regionálne pracovisko Prešov, Raymanova 1, 080 01 Prešov

Abstrakt

Trvalé trávne porasty (TTP) predstavujú jeden z najrozšírenejších ekosystémov Slovenska. Ich spôsob využívania ovplyvňuje zásoby organickej hmoty v pôde. V súčasnosti sa na odhadovanie zásob organického uhlíka v pôde veľmi často používajú simulačné modely. Medzi jeden z najznámejších a najviac využívaných patrí aj model RothC, ktorý sa na Slovensku používa aj na modelovanie zásob pôdneho organického uhlíka na TTP. V predloženom príspevku popisujeme inovatívny postup prípravy geograficky reprezentovaných vstupov uhlíka pre model RothC. V tomto prístupe bol pri vstupe uhlíka rastlinných zvyškov použitý prepočítací koeficient pre dočasné lúky v 4. roku pestovania, ktorý je ovplyvnený výškou dosahovaných úrod dočasných lúk v 4. roku. Na rozdiel od predchádzajúceho prístupu, kde sme uvažovali s aplikáciou maštalného hnoja na pasienky, v tomto prístupe berieme do úvahy ako zdroj uhlíka exkrementy pasúcich sa zvierat. Prezentované výsledky geografickej databázy vstupov uhlíka rastlinných zvyškov a pasúcich sa zvierat, ktoré sú jednými z najdôležitejších vstupov do modelu RothC dobre reprezentujú požiadavky modelovania pôdneho organického uhlíka na trvalých trávnych porastoch Slovenska.

Kľúčové slová: model RothC, modelovanie zásob pôdneho organického uhlíka, trvalé trávne porasty Slovenska (TTP)

Abstract

The grasslands represent one of the most widespread ecosystem in Slovakia. The land use of grasslands impacts on the supply of soil organic matter. At present the simulation models referring to estimation of soil organic carbon stocks (SOC) are used. RothC model belongs to one of the most well-known models which is using also for the prediction of SOC in Slovakia grassland. In this article a new approach for preparation of carbon input of grassland for RothC model is shown. In this approach for calculation of carbon input from plant residues coefficient for temporary meadows in 4th year was applied. Unlike of previous approach, where applica-

tion of manure was under consideration, in new approach as carbon source excreta of grazing animals was taken into account. Obtained results, of carbon input geographic database from plant residues and grazing animals, well represent the requirements for modelling of soil organic carbon in permanent grasslands in Slovakia.

Keywords: RothC model, modelling of soil organic carbon stock, permanent grassland of Slovakia

ÚVOD

Pôdna organická hmota (ďalej ako POH) zohráva významnú úlohu v kolobehu látok a energie v agroekosystéme. Základným zdrojom POH sú koreňové a pozberové zvyšky, vegetácia, odumreté organizmy, produkty ich metabolizmu a organické hnojivá. POH predstavuje hlavný zdroj organického uhlíka v biosfére a v závislosti od podmienok ho môže eliminovať alebo sekvestrovať v pôdnom prostredí.

Zásoby organického uhlíka v pôde sú podstatne ovplyvňované vlastnosťami pôdy ako je zrnitosť, pH a vodná bilancia pôdy a tiež aj inými environmentálnymi faktormi napr. klímou a antropogénnou činnosťou človeka v krajine (napr. JONES A INÍ, 2005). V porovnaní s ornými pôdami trvalé trávne porasty (TTP) disponujú podstatne vyššou zásobou organického uhlíka.

V našich podmienkach sú trvalé trávne porasty jedným z najrozšírenejších ekosystémov. Na Slovensku TTP predstavujú okolo 36,1 % poľnohospodárskej pôdy. Sú to viac-menej komplexné rastlinné spoločenstvá, ktoré sa vyznačujú veľkou botanickou, anatomickou, morfológickou a fyzikálno-chemickou rozmanitosťou. TTP sú zložené z troch hlavných agrobotanických druhov, t.j. trávy, ďatelinoviny a byliny. Spôsob využívania TTP ovplyvňuje dynamiku vývoja zásob organickej hmoty v pôde. Najstarším spôsobom využívania TTP je pasenie hospodárskych zvierat (hovädzieho dobytku, oviec), ktoré tu existuje po stáročia ako uvádza GOLECKÝ (2009).

Zmeny v manažmente poľnohospodárskej výroby môžu potenciálne zvyšovať stupeň akumulácie pôdneho organického uhlíka (ďalej ako POC) tzv. sekvestráciu CO₂ z atmosféry a to buď zvyšovaním vstupov organickej hmoty do pôdy alebo znižovaním rozkladu POH (FOLLEN, 2001). Rozoranie trvalých trávnych porastov môže spôsobiť pokles pôdneho organického uhlíka až o 59 % GUO A GIFFORD (2002). Konvenčný spôsob obrábania pôdy (hlboká orba) spôsobuje zintenzívnenie procesu mineralizácie POH a tým dochádza k znižovaniu zásob uhlíka v pôde.

Podľa KRAJČOVIČA A ONDRAŠEKA (2007) so zvyšujúcou sa nadmorskou výškou na prírodných a poloprírodných trávnych porastoch sa zvyšuje tvorba POH. Tým sa zvýrazňujú mimoprodukčné funkcie TTP, ktoré zabezpečujú stabilitu otvorenej horskej poľnohospodárskej krajiny, ale aj vplyv na nižšie položené územia z hľadísk vodohospodárskych a environmentálnych.

Jeden zo spôsobov zisťovania dynamiky vývoja zásob organického uhlíka v pôde je modelovanie založené na princípe pôda-rastlina-atmosféra. V súčasnosti medzi najznámejšie a najpoužívanejšie modely pre modelovanie zásob uhlíka v pôde patria modely CENTURY, RothC a DAISY.

Model RothC, ktorý sa využíva aj pri modelovaní zásob POC na poľnohospodárskych pô-

dach Slovenska bol pôvodne vyvinutý a parametrizovaný na modelovanie kolobehu organického uhlíka na orných pôdach Rothamstedských dlhotrvajúcich poľných experimentov a neskôr bol rozšírený na modelovanie kolobehu POC aj na TTP (COLEMAN, JENKINSON, 2005). Model RothC bol použitý vo viacerých regionálnych štúdiách v rôznych častiach sveta (FALLON A SMITH, 2003, SMITH A INÍ, 2005, CERRI A INÍ, 2007, EASTER A INÍ, 2007, VAN WESEMAEL A INÍ, 2010). Na Slovensku bol model RothC validovaný na úrovni bodov (BARANČIKOVÁ A POSPÍŠILOVÁ 2006, BARANČIKOVÁ, 2007), na úrovni honov (BARANČIKOVÁ A HALAS, 2008) a aj na úrovni krajiny (BARANČIKOVÁ A INÍ, 2010a) a použitý na predpovedanie zásob POC na jednotlivých farmách (BARANČIKOVÁ A INÍ, 2010b, BARANČIKOVÁ, 2011a), ale aj celej poľnohospodárskej pôde Slovenska (BARANČIKOVÁ A INÍ, 2011b).

Výsledky modelovania vo všeobecnosti sú podstatnou mierou ovplyvnené výberom správnych vstupných údajov. Problematika prípravy vstupov uhlíka pre model RothC na úrovni Slovenska je rozpracovaná v príspevku TARASOVIČOVÁ A INÍ (2009) a tiež v publikáciách BARANČIKOVÁ A INÍ (2011b).

Cieľom tohto článku je prezentovať nový prístup v tvorbe vstupných údajov organického uhlíka trvalých trávnych porastov pre aplikáciu modelu RothC v priestore. Dôraz pri tvorbe vstupov C bol kladený na využitie maximálneho množstva všetkých dostupných údajov či už štatistických alebo teoretických.

MATERIÁL A MÉTODY

Model a jeho požiadavky na vstupné údaje

Model RothC-26.3 (COLEMAN A JENKINSON, 2005) bol použitý aj pre modelovanie zásob pôdneho organického uhlíka v poľnohospodárskych pôdach Slovenska. Základné vstupné údaje modelu RothC:

- klimatické údaje (mesačné zrážky v mm, mesačná evapotranspirácia v mm a priemerná mesačná teplota vzduchu v °C),
- pôdne údaje (obsah ílu v %, obsah pôdneho organického uhlíka v % a objemová hmotnosť v g/cm³),
- údajové vstupy o organickom uhlíku (mesačné vstupy uhlíka z rastlinných zvyškov a organického hnojenia v t/ha) a pôdny pokryv.

V závislosti od požiadaviek modelu RothC boli vstupy o využívaní trvalých trávnych porastov organizované v podobe priestorových simulačných jednotiek (polygóny), ktorých rozsah pokrýva záujmové územie trvalých trávnych porastov Slovenska. Priestorové jednotky musia reprezentovať s ohľadom na požadované vstupy vnútorne homogénne priestorové jednotky.

Zdroje údajov

Priestorové údaje

Základným zdrojom priestorových údajov je LPIS (Land parcel identification system) (PPA, 2004), ktorý obsahuje informácie o krajinej pokrývke a využívaní krajiny Slovenska. LPIS za-

hŕňa geografické údaje o priestorovej distribúcii poľnohospodársky využívaných parciel s informáciou o type využívania a pod.

Štatistické údaje

Štatistické údaje o úrodách trvalých trávnych porastov a stavoch hospodárskych zvierat na úrovni krajov a okresov za obdobie 1970-2010 predstavujú základný zdroj údajov, ktorý je podkladom pre rozpracovanie nového prístupu vstupov uhlíka v oblasti spôsobu využívania trvalých trávnych porastov.

Spracovanie údajov

Priestorový rámec

Ako základný priestorový rámec pre tvorbu inovovaných vstupov o uhlíku trvalých trávnych porastov pre model RothC bol použitý grid s priestorovým rozlíšením 10 x 10 km, ktorý je harmonizovaný s celoeurópskym geografickým gridom (http://eusoiils.jrc.ec.europa.eu/library/reference_grids/reference_grids.cfm).

Na základe prieniku geografických vrstiev LPIS a gridu s priestorovým rozlíšením 10x10 km bola pre každú bunku základného priestorového rámca vyjadrená výmera triedy využívania krajiny pokrývky (orná pôda, trvalý trávny porast) a tiež jej percentuálne zastúpenie (BARANČIKOVÁ A INÍ, 2011b).

Databáza geografických vstupov o využívaní trvalých trávnych porastov bola vytvorená pre všetky bunky základného priestorového rámca (288 buniek), ktoré mali minimálne zastúpenie TTP na úrovni 40 %.

Viac informácií o tom prečo bol zvolený uvedený priestorový rámec s rozlíšením 10x10 km je v publikácii BARANČIKOVÁ A INÍ (2011b).

Analýza štatistických údajov

Na základe analýzy okresných štatistických údajov o stavoch hospodárskych zvierat (ďalej ako HZ) sme obdobie 1970 až 2010 rozdelili na nasledujúce časové etapy: 1970–1974, 1975–1979, 1980–1984, 1985–1990, 1991–1994, 1995–2000, 2001–2005, 2006–2010. Rozdelenie modelovacieho obdobia súviselo s vývojovým trendom stavov HZ, ktorý sa v priebehu rokov menil, t. j. mierne stúpala a následne klesala až do súčasnosti. Pre každý okres boli vypočítané priemerné stavy hospodárskych zvierat (hovädzí dobytok, ovce a kozy) za jednotlivé časové etapy. Chýbajúce štatistické údaje pre niektoré časové etapy v prípade niekoľkých okresoch (Galanta, Považská Bystrica, Stará Ľubovňa, Spišská Nová Ves) boli doplnené štatistickými údajmi z predošlej alebo nasledujúcej časovej etapy v závislosti od vývojového trendu stavov HZ v okresoch.

Na rozdiel od predchádzajúceho prístupu, kde sme uvažovali s aplikáciou maštalného hnoja na pasienky (TARASOVIČOVÁ A INÍ, 2009), v tomto prístupe berieme do úvahy ako zdroj uhlíka exkrementy pasúcich sa zvierat. Percento pasúcich sa zvierat zo skupiny hovädzieho dobytku (ďalej ako HD) sme stanovili na základe analýzy štatistických údajov jednotlivých kategórií HD za vybrané roky, z ktorých boli vyjadrené percentuálne zastúpenia. Z hľadiska percentuálne-

ho zastúpenia vybraných kategórií potenciálne pasúcich sa zvierat (výkrmový dobytok, kravy) bolo na základe dostupných údajov (ŠÚ SR, 2008 alebo 2009) rozhodnuté, že z celkového počtu HD sa v jednotlivých časových etapách pasie 70 % všetkých HD. V prípade oviec a kôz uvažujeme s pasením všetkých zvierat, t. j. 100 % zvierat.

Príprava vstupov organického uhlíka z pasenia zvierat

Pasenie hospodárskych zvierat je jeden z najstarších a prirodzených spôsobov výživy prežúvavcov. Pasienkové obdobie hospodárskych zvierat môže byť ovplyvnené počasím, a preto veľmi často dochádza k posunu v začiatku a konci pasenia. Pri príprave vstupov uhlíka z exkrementov hospodárskych zvierat v priebehu pasenia pre model RothC sme zvolili pasienkové obdobie zo začiatkom 1.4. a ukončením 31. októbra daného roka, čo predstavuje 214 dní pasenia.

Z priemernej dennej produkcie exkrementov u jednotlivých druhov zvierat (45 kg – HD, 2,2 kg ovce a 2,7 kg kozy), tak ako ich uvádza BRESTENSKÝ A INÍ (2002) a priemerných okresných štatistických stavov hospodárskych zvierat (70 % HD a 100 % ovce a kozy) za jednotlivé časové etapy bola vypočítaná produkcia exkrementov za deň a následne produkcia exkrementov za celé pasienkové obdobie (1.4. – 31.10.) v tonách pre každý z okresov.

Následne z LPIS údajov sme vypočítali výmeru TTP v jednotlivých okresoch Slovenska. Množstvo resp. dávka vyprodukovaných exkrementov pripadajúca na 1 hektár TTP v okrese bola vypočítaná ako podiel celkového množstva vyprodukovaných exkrementov v tonách za pasienkové obdobie (1.4. až 31.10.) a výmery trvalých trávnych porastov v hektároch.

Príprava vstupov organického uhlíka z rastlinných zvyškov

Vstupy organického uhlíka z rastlinných zvyškov do pôdy u trvalých trávnych porastov vychádzali v prvom rade z priemerných krajských a okresných štatistických úrod za jednotlivé časové etapy a tiež z použitého prepočítavacieho koeficientu uhlíka pre konkrétnu plodinu. Vzhľadom k tomu, že BIELEK, JURČOVÁ (2010) neuvádza prepočítavací koeficient pre trvalé trávne porasty, rozhodli sme sa použiť prepočítací koeficient pre dočasné lúky v 4. roku pestovania, ktorý je ovplyvnený výškou dosahovaných úrod dočasných lúk v 4. roku.

Výpočet vstupov organického uhlíka z rastlinných zvyškov a pasenia zvierat

Pre vyjadrenie vstupov C z pasenia hospodárskych zvierat sme použili dávky vyprodukovaných exkrementov pripadajúcich na 1 hektár TTP a prepočítavací koeficient (C_H), ktorý bol vypočítaný podľa vzťahu (1) (BIELEK, JURČOVÁ, 2010), kde OL je obsah organických látok v exkrementoch hospodárskych zvierat uvedený v percentách.

$$C_H = \frac{OL \cdot 0,52}{100} \quad (1)$$

Na základe uvedeného vzťahu boli vypočítané prepočítavacie koeficienty z pasenia C_H (hovädzí dobytok 0,078, ovce a kozy 0,13).

Vstup uhlíka z exkrementov hospodárskych zvierat (Q_H v t C.ha⁻¹) sa vypočíta na základe množstva vyprodukovaných exkrementov (D_H v t C.ha⁻¹) a hodnoty prepočítavacieho koefi-

cientu (C_H), ktorý predstavuje množstvo uhlíka na jednu tonu exkrementov hospodárskych zvierat podľa vzťahu (2) (BIELEK A JURČOVÁ, 2010):

$$Q_H = D_H \cdot C_H \quad (2)$$

Vstup uhlíka rastlinných zvyškov sa vypočíta podľa vzťahu (3) na základe úrody hlavného produktu (u) v $t \cdot ha^{-1}$ a hodnoty prepočítavacieho koeficientu (K_C) pre dané rozpätie úrod podľa BIELEKA A JURČOVEJ (2010).

$$Q_R = u \cdot K_C \quad (3)$$

Vypočítané vstupy C z rastlinných zvyškov boli rozpočítané na jednotlivé mesiace v priebehu roka podľa toho ako to uvádza BARANČIKOVÁ A INÍ (2011). V prípade vstupov C z pasenia hospodárskych zvierat boli vstupy rozpočítané iba na pasienkové obdobie (apríl – október).

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Vstup uhlíka z rastlinných zvyškov a pasenia hospodárskych zvierat

Pre časové obdobie rokov 1970 až 2010 a model RothC bola vytvorená nová databáza mesačných vstupov uhlíka z rastlinných zvyškov a pasenia hospodárskych zvierat ($t \cdot ha^{-1}$). Databáza obsahuje špecifické údaje pre jednotlivé kraje a okresy (staré a nové administratívne členenie) v priestorovom rozlíšení 10×10 km. Obrázok 1 znázorňuje priemerné mesačné vstupy uhlíka z rastlinných zvyškov (a) a pasenia hospodárskych zvierat (b) v $t \cdot ha^{-1}$ pre trvalé trávne porasty za už spomínané modelovacie obdobie.

Priemerné mesačné vstupy C z rastlinných zvyškov pre TTP za časové obdobie 1970 až 2010 sa pohybujú od $0,1136$ do $0,173$ $t \cdot ha^{-1}$ (Obr. 1a). Vstupy C z pasenia hospodárskych zvierat (Obr. 1b) varíujú od $0,020$ až do $0,414$ $t \cdot ha^{-1}$.

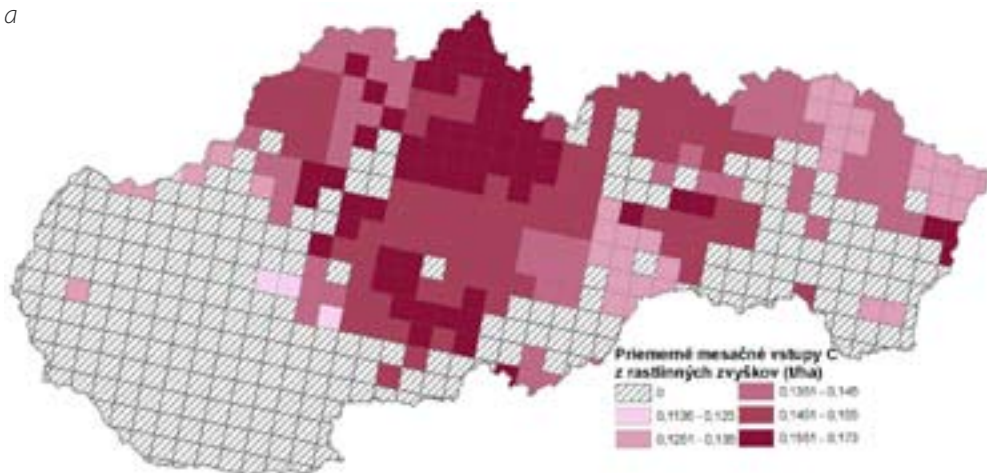
Porovnanie vstupov uhlíka

Obr. 2a porovnáva vstupy uhlíka z rastlinných zvyškov spracované starým TARASOVIČOVÁ A INÍ (2009) a novým prístupom. Ako vidieť z obrázku 2a vo všetkých gridoch s priestorovým rozlíšením 10×10 km došlo k zvýšeniu vstupov uhlíka z rastlinných zvyškov a rozdiely medzi vstupmi C z rastlinných zvyškov sa pohybujú od $-0,0396$ až do $-0,0605$ $t \cdot ha^{-1}$. Najvýraznejšie sa zvýšili vstupy uhlíka z rastlinných zvyškov v okresoch Tvrdošín, Liptovský Mikuláš, Martin, Turčianske Teplice, Prievidza a Sobrance.

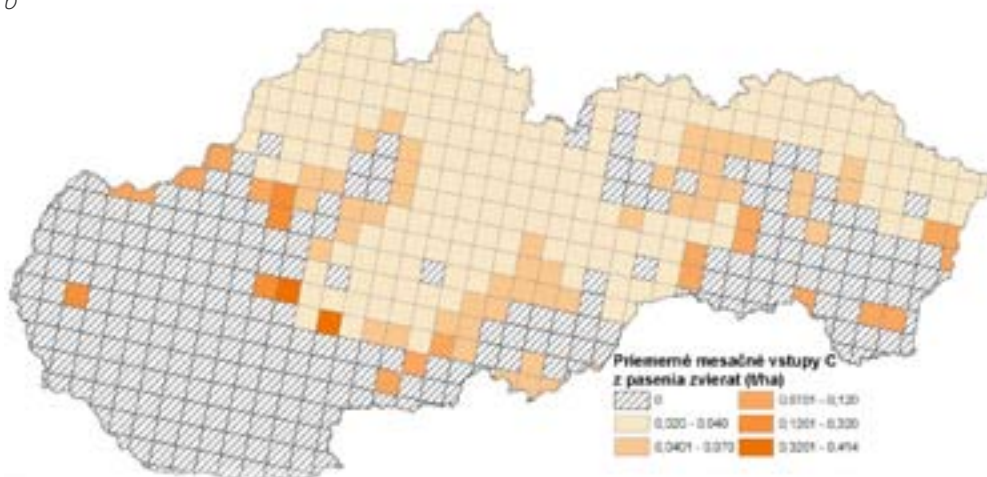
Pri porovnávaní vstupov C z maštalného hnoja (MH) a pasenia HZ sme zistili, že nie vo všetkých gridoch základného priestorového rámca došlo k zvýšeniu vstupov C (Obr. 2b). Rozdiely medzi vstupmi C spracovanými starou (TARASOVIČOVÁ A INÍ, 2009) a novou metodikou sa pohybujú od $-0,376$ do $0,02306$ $t \cdot ha^{-1}$. K miernemu poklesu (asi $0,02306$ $t \cdot ha^{-1}$) vstupov uhlíka

Obr. 1 Priemerné mesačné vstupy uhlíka ($t \cdot ha^{-1}$) za časové obdobie 1970–2010:
a.) rastlinné zvyšky, b.) pasenie hospodárskych zvierat

a



b

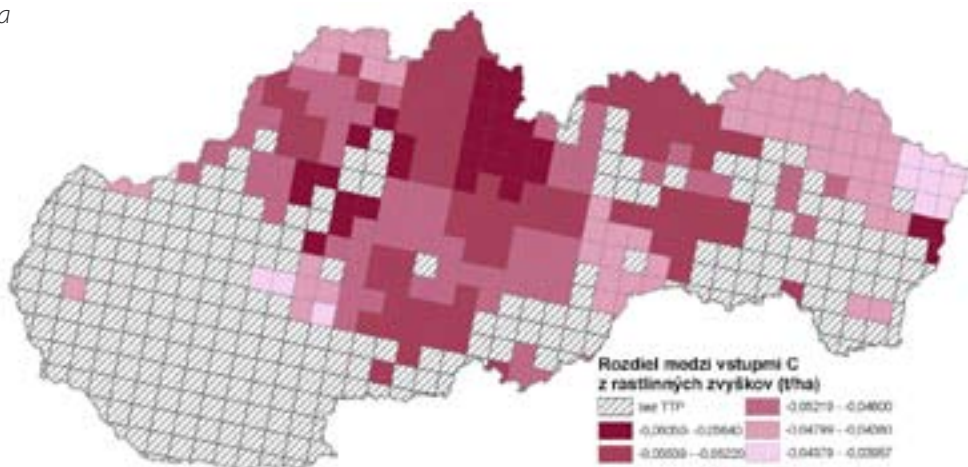


pripravovaných novým spôsobom došlo prevažne v okresoch stredného Slovenska (Obr. 2b).

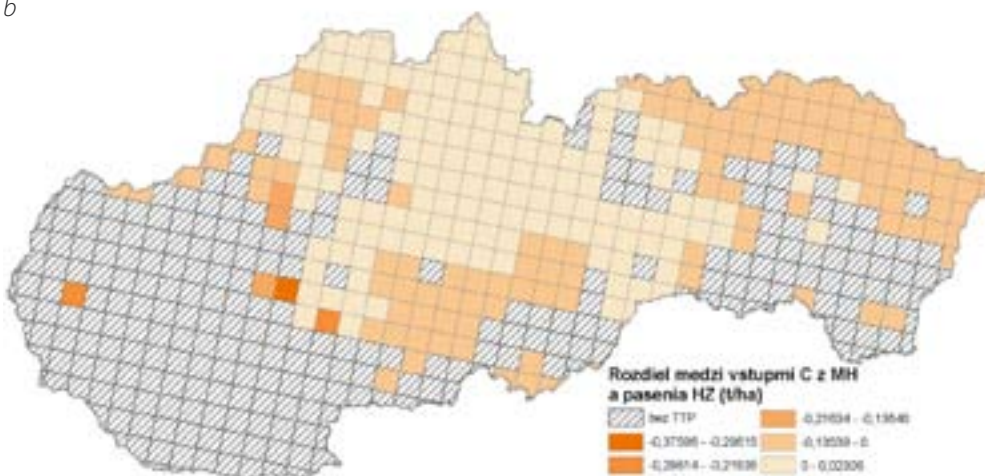
Vstupy uhlíka z rastlinných zvyškov a exkrementov hospodárskych zvierat vypočítané novým spôsobom predstavujú reálnejšie vstupné údaje pre modelovanie zásob POC v trvalých trávnych porastoch Slovenska. Realnosť novovytvorených vstupov uhlíka z rastlinných zvyškov spočíva v použití prepočítavacie koeficientu pre dočasné lúky v 4. roku pestovania. V starom spôsobe prípravy vstupov uhlíka z rastlinných zvyškov sme používali prepočítavací koeficient vyjadrený z prepočítavacích koeficientov štyroch ozimných plodín (pšenica, raž, jačmeň, tritikale) (viac info BARANČIKOVÁ A INÍ, 2011b). Nový prístup v príprave vstupov uhlíka z pasenia hospodárskych zvierat považujeme za reálnejší, pretože pasenie hospodárskych zvierat je jedným z najstarších spôsobov využívania trvalých trávnych porastov (GOLECKÝ, 2009). Hnojenie trvalých trávnych porastov maštalným hnojom sa realizuje iba výnimočne, pretože následne je dôležité maštalný hnoj zapracovať do pôdy, aby nedochádzalo k stratám živín.

Obr. 2 Porovnanie vstupov uhlíka ($t \cdot ha^{-1}$): a.) rastlinné zvyšky, b.) organické hnojenie a pasenie HZ

a



b



ZÁVER

Na základe požiadaviek modelu RothC-26.3 bola novým spôsobom rozpracovaná problematika vstupných priestorových údajov o využívaní trvalých trávnych porastov v priestorovom rozlíšení 10x10 km, ktoré poslúžia k predpovedaniu vývoja zásob pôdneho organického uhlíka na trvalých trávnych porastoch Slovenska.

Organizácia geografickej vstupnej databázy o využívaní trvalých trávnych porastov pre model RothC dobre reprezentuje požiadavky modelovania pôdneho organického uhlíka.

Prezentované výsledky v tomto článku predstavujú nový reálnejší prístup v príprave vstupov uhlíka pre priestorové modelovanie zásob pôdneho organického uhlíka trvalých trávnych porastov na úrovni Slovenska.

Podakovanie

Táto práca bola podporená Agentúrou na podporu výskumu a vývoja na základe zmluvy č. APVV-0333-06.

LITERATÚRA

- BARANČIKOVÁ, G., POSPÍŠILOVÁ, L. 2006. *Simulácia stavu pôdneho organického uhlíka na dlhotrvajúcom experimente za použitia modelu RothC.26-3*. In Šarapatka B., Bednář M. (eds.) Pedogeneza a kvalitatívni zmeny pôd v podmienkach prírodných a antropicky ovplyvnených území. Olomouc : Univerzita Palackého, 2006, s. 97-102.
- BARANČIKOVÁ, G. 2007. *Validácia modelu RothC na vybraných monitorovacích lokalitách pôd Slovenska*. In Vedecké práce 29. Bratislava : VÚPOP, 2007, s. 9-22. ISBN 978-80-89128-40-2. Dostupné na internete: < http://www.vupop.sk/dokumenty/publikacie/vedecke_prace/VP29.pdf > September 2011 [cit. 2011-09-28].
- BARANČIKOVÁ, G., HALÁS, J. 2008. *Climate changes and its potential impact on soil organic carbon stock of selected Slovak agriculture farms*. Eurosoil, 2008. Book of Abstract. Blum, W.H., Gerzabek, M.H. VODRAZKA, M. (eds.) Vienna : University of Natural Resources and Applied Life Sciences, 2008, p. 324. ISBN 978-3-902382-05-04.
- BARANČIKOVÁ, G., ŠOLTÝSOVÁ, B., KOCO, Š. 2010a. *Prediction of soil organic carbon stocks in conditions of Eastern Slovak Lowland*. In Agriculture, vol. 56, 2010, no. 2, p. 35-43. ISSN 1338-4376. Dostupné na internete: <<http://www.agriculture.sk/index.php?id=170>> September 2011 [cit. 2011-09-30].
- BARAČIKOVÁ, G., HALAS, J., GUTTEKOVÁ, M., MAKOVNÍKOVÁ, J., NOVÁKOVÁ, M., SKALSKÝ, R. A TARASOVIČOVÁ, Z. 2010b. *Application of RothC Model to Predict Soil Organic Carbon Stock on Agricultural Soils of Slovakia*. In Soil & Water Research, vol. 5, 2010, no. 1, p. 1-9. ISSN 1801-5395.
- BARANČIKOVÁ, G., HALAS, J., KOCO, Š., GUTTEKOVÁ, M. 2011A. *Influence of soil protection system on development of organic carbon stock*. Soil Science Agrochemistry and Ecology, vol. 45, 2011, no.1-4, p. 27-31.
- BARANČIKOVÁ, G., GUTTEKOVÁ, M., HALAS, J., KOCO, Š., MAKOVNÍKOVÁ, J. - NOVÁKOVÁ, M., SKALSKÝ, R., TARASOVIČOVÁ, Z. 2011B. *Pôdny organický uhlík v poľnohospodárskej krajine, modelovanie zmien v priestore a čase*. Bratislava : VÚPOP, 2011. 86 s. ISBN 987-80-89128-86-0.
- BRESTENSKÝ, V., BAUMGARTNER, L., BENKOVÁ, J., BOTTO, L., BROUČEK, J., BUCHOVÁ, B., BULLA, J. - DEMO, P., FOLTYS, V., GALLO, M., GRAUFENAU, P., HAULÍK, A. - HETÉNYI a iní. 2002. *Spríevodca chovateľa hospodárskych zvierat*. Nitra : Výskumný ústav živočíšnej výroby, 2002. 231 s. Dostupné na internete: <<http://www.cvzv.sk/ziv/spriev.pdf>>, júl [cit. 2011-07-20].
- CERRI, C. E. P., EASTER, M., PAUSTIAN, K., KILLIAN, K., COLEMAN, K., BERNOUX, M., FALLON, P., POWLSON, D. S., BATJES, N. H., MILNE, E., CERRI, C. C. 2007. *Predicted soil organic stock and changes in the Brazilian Amazon between 2000 and 2030*. In Agriculture, Ecosystems & Environment, vol. 122, 2007, no.1, p. 58-72. ISSN 0167-8809.
- COLLEMAN, K., JENKINSON, D. S. 2005. *RothC.26-3. A Model for the Turnover of Carbon in Soil. Model Description and Users Guide*. Rothamsted: IACR, 2005, 46 p. Available on internet: <http://www.rothamsted.bbsrc.ac.uk/aen/carbon/mod26_3win.pdf>, April 2009 [cit. 2009-04-27].
- EASTER, M., PAUSTIAN, K., KILLIAN, K. et al. 2007. *The GEFSOC soil carbon modelling system: A tool for conducting regional-scale soil carbon inventories and assessing the impacts of land use change on soil carbon*. In Agriculture, Ecosystems & Environment, vol. 122, 2007, no.1, p. 13-25. ISSN 0167-8809.
- FALLON, P., SMITH, P. 2003. *Accounting for changes in soil carbon under the Kyoto Protocol: need for improved long-term data sets to reduce uncertainty in model projections*. In Soil and Use Management, vol. 19, 2003, no. 3, p. 265-269. ISSN 1475-2743.
- FOLLETT, R. F. 2001. *Soil management concepts and carbon sequestration in cropland soils*. In Soil Tillage Research, vol. 61, 2001, no. 1-2, p. 77-92. ISSN 0167-1987.
- GOLECKÝ, J. 2009. *Využívanie trvalých trávnych porastov pasením*. In Poľnohospodársky Poradenský Systém, 2009. Dostupné na internete:<http://www.agroporadenstvo.sk/rv/krmoviny/ttp_pase_nie.htm>, September 2011 [cit. 2011-09-30].
- GUO, L. B., GIFFORD, R. M. 2002. *Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis*. In Global Change Biology, vol. 8, 2002, no. 4, p. 345-360. ISSN 1365-2486.
- JONES, R. J. A., HIEDERER, R., RUSCO, E., MONTANARELLA, L. 2005. *Estimating organic carbon in the soils of Europe for policy support*. European Journal of Soil Science, vol. 56, 2005, no. 5, p. 655-671. ISSN 1351-0754.
- BIELEK, P., JURČOVÁ, O. 2010. *Metodika bilancie pôdnej organickej hmoty a stanovenie potreby organického hnojiva poľnohospodárskych pôd*. Bratislava: VÚPOP, 2010. 145 s. ISBN 978-80-89128-80-8.
- KRAJČOVIČ, V., ONDRAŠEK, Ľ. 2007. *Príspevok k problematike uhlíkového komplexu v pôdach prírodných, poloprárodných a dočasných trávnych porastov*. In Sobocká, J. (zost.) Funkcia uhlíka v pôde pri ochrane pôdy a produkcii biomasy. Zborník referátov a diskusných príspevkov z vedeckej rozpravy XXX. valného zhromaždenia SAPV, konaného 5. júna 2007 v SCPV v Nitre. Nitra: SAPV, 2007, s. 62-69. ISBN 978-80-89162-29-1.
- PPA. 2004. *Príručka na vyplnenie žiadosti o priamu podporu v poľnohospodárstve. Integrovaný administratívny a kontrolný systém*. Bratislava: PPA, 2004, 51 s. Dostupné na internete: <<http://www.apa.sk/index.php?navID=26>>, April 2009 [cit 2009-04-27].

- 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*. In *Global Change Biology*, vol. 11, 2005, no. 12, p. 2141-2152. doi: 10.1111/j.1365-2486.2005.001075.x
- TARASOVIČOVÁ, Z., NOVÁKOVÁ, M., SKALSKÝ, R., BALKOVIČ, J. 2009. *Database of geographical inputs on weather, soil, land use and land management for the soil organic carbon stock modeling in the territory of agricultural soils of Slovakia*. In *Proceedings of the International Conference of ESSC: Protection of the ecological and productivity functions of soils in a Pan European context*, Průhonice, June 23-25th 2009. p. 59-65 [CD-ROM]
- VAN WESEMAEL, B., PAUSTIAN, K.– MEERSMANS, J., GOIDTS, E., BARANČÍKOVÁ, G., EASTER, M. 2010. *Agricultural management explains historic changes in regional soil carbon stocks*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, vol. 107, 2010, no. 33, p. 14926-14930.
-

PRIESTOROVÝ MODEL ORGANICKÉHO HNOJENIA NA POĽNOHOSPODÁRSKÝCH PÔDACH SLOVENSKA

SPATIAL MODEL OF ORGANIC FERTILIZATION AT AGRICULTURAL SOILS OF SLOVAKIA

Zuzana TARASOVIČOVÁ, Rastislav SKALSKÝ, Martina NOVÁKOVÁ

*Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava,
e-mail: z.tarasovicova@vupop.sk*

Abstrakt

Príspevok sa venuje problematike prípravy priestorového modelu organického hnojenia pre poľnohospodársky využívané územie Slovenska v priestorovom rozlíšení 1×1 km. V predloženom článku popisujeme metodický postup prípravy geograficky reprezentovaných údajov o hnojení poľnohospodárskych pôd. Na základe kvalitatívneho zloženia vyprodukovaných exkrementov hospodárskych zvierat boli základné priestorové jednotky rozdelené do 3 skupín – produkcia maštalného hnoja od hovädzieho dobytku, produkcia hnojovice od ošípaných a produkcia maštalného hnoja od oviec a kôz. Celkové množstvo vyprodukovaných exkrementov a následne hnojív bolo vypočítané zo stavov hospodárskych zvierat, produkcie exkrementov v kilogramoch na kus a deň, spotreby podstielky (kg. ks⁻¹.deň⁻¹) a potreby technickej vody (kg). Modelované dávky maštalného hnoja hovädzieho dobytku sa pohybovali od 0,105 do 40 t.ha⁻¹. Dávka hnojovice ošípaných sa prevažne pohybovala do 20 t.ha⁻¹ a maximálne množstvo maštalného hnoja oviec a kôz je do 30,66 t.ha⁻¹.

Kľúčové slová: Veterinárny GIS, priestorová alokácia štatistických údajov, hospodárske zvieratá, dávky maštalného hnoja, dávky hnojovice

Abstract

The paper presents preparation of the spatial model of organic manure for agricultural soils of Slovakia in the spatial resolution of 1×1 km. In the paper the methodological procedure for preparation geographically represented data on manure application to agricultural soils is described. Based on qualitative parameters of the produced excrements the spatial elements of the 1×1 km resolution grid were divided into three separate groups – manure produced from cattle, slurry produced from pigs, and manure produced from sheeps and goats. The total amount of excrements and resulting organic manure application rate were calculated from livestock population in the 1×1 km spatial element, daily production of excrements (kg.head.⁻¹day⁻¹), daily consumption of bedding (kg.head.⁻¹day⁻¹) and technological water consumption (kg.day⁻¹). The modeled amount of manure coming from cattle

are from 0,105 to 40 t.ha⁻¹. The amount of modeled slurry of pig production oscillates around 20 t.ha⁻¹; and the maximum amount of manure coming from sheeps and goats is 30,66 t.ha⁻¹.

Keywords: Veterinary GIS, statistical data spatial allocation, livestock, manure application rates, slurry application rates

ÚVOD

Modely systému pôda-rastlina-atmosféra predstavujú nástroj na modelovania a analýzu rôznych procesov prebiehajúcich v poľnohospodársky využívannej krajine (zmena zásob organického uhlíka v priebehu rokov, cyklus dusíka v pôde, produkcia biomasy a pod., napr. VOSSEN A RIJKS, 1995; TAKÁČ 2002; NOVÁKOVÁ A SKALSKÝ, 2006; BALKOVIČ A INÍ, 2006; LEIP A INÍ, 2008). Najdôležitejším predpokladom pre samotnú aplikáciu modelov sú čo najkvalitnejšie údajové vstupy o krajine (klimatické údaje, pôdne údaje a údaje o spôsobe hospodárenia na pôde), ktoré čo najlepšie zachytávajú realitu daného územia.

Poznanie spôsobu využívania poľnohospodárskej krajiny tvorí základný predpoklad pre správnu identifikáciu hospodárenia na poľnohospodárskej pôde pre potreby modelovania. Model hospodárenia na pôde sa skladá z viacerých čiastkových modelov, napr. model priestorovej distribúcie plodín, model striedania plodín, model vstupov živín (organického a anorganického hnojenia) a vody do pôdy a kalendár agrotechnických opatrení (spracovanie resp. obrábanie pôdy, načasovanie závlah). Všetky tieto čiastkové modely medzi sebou úzko súvisia a navzájom na seba nadväzujú. Problematike tvorby modelu o hospodárení na poľnohospodárskej pôde na národnej úrovni venuje príspevok TARASOVIČOVÁ A INÍ (2009). V tejto práci prezentovaný model priestorovej distribúcie poľnohospodárskych plodín predstavuje základ pre rozpracovanie modelu aplikácie anorganických a organických hnojív.

Jeden z veľmi dôležitých intenzifikačných faktorov, ktorý v spojení s ostatnými faktormi ovplyvňuje výšku úrod pestovaných plodín je hnojenie poľnohospodárskych plodín, či už organické alebo anorganické (FECENKO A LOŽEK, 2000). Napríklad pre územie Slovenska bol pre potreby modelu RothC (modelovanie zásob organického uhlíka) zo štatistických údajov o celkovej spotrebe maštalného hnoja v tonách za jednotlivé okresy Slovenska v základnej priestorovej jednotke s rozlíšením 10x10 km vytvorený priestorový model organického hnojenia (dávka maštalného hnoja v t/ha) (TARASOVIČOVÁ A INÍ, 2009). V súčasnosti bola lepšie rozpracovaná problematika vstupov organického C z ekrementov pasúcich sa hospodárskych zvierat pre trvalé trvalé porasty a potreby modelu RothC v priestorovom rozlíšení 10x10 km (TARASOVIČOVÁ A BARANČIKOVÁ, 2011 – toto číslo).

Cieľom tohto príspevku je prezentovať tvorbu priestorového modelu organického hnojenia v priestorovom rozlíšení 1x1 km s využitím všetkých dostupných zdrojov informácií, či už geografických (Veterinárny GIS, LPIS), štatistických (stavy hospodárskych zvierat) alebo publikovaných expertných poznatkov (ŠKARDA, 1982; FECENKO A LOŽEK, 2000).

MATERIÁL A MÉTODY

Zdroje údajov

Základné údaje, ktoré boli použité pri tvorbe priestorového modelu hnojenia poľnohospodárskych plodín s rozlíšením 1×1 km pre Slovensko možno rozdeliť na:

- a) *geografické údaje* – Veterinárny GIS (ďalej ako V-GIS) bol vytvorený na základe spolupráce Výskumného ústavu pôdoznalectva a ochrany pôdy (VÚPOP), Ministerstva pôdohospodárstva (MPSR), Štátnej veterinárnej a potravinovej správy (ŠVPS) a Štátneho plemenárskeho ústavu (ŠPÚ SR) v priebehu rokov 2005 a 2006. Cieľom bolo umožniť prostredníctvom internetu vyhľadávanie a prezeranie údajov o lokalizácií fariem živočíšnej výroby (bodové údaje) s prislúchajúcimi údajmi z Centrálnej evidencie hospodárskych zvierat spravovanej ŠPÚ SR (ďalej ako CEHZ). V-GIS obsahuje georeferencované údaje o jednotlivých farmách živočíšnej výroby (viac ako 29 000 fariem). Každá z fariem má priradené údaje: súradnice x, y, informáciu o druhu a počte hospodárskych zvierat (ďalej ako HZ; hovädzí dobytok, ošípané, ovce, kozy). Údaje o farmách neustále aktualizuje. Pre vytvorenie modelu priestorového hnojenia boli použité údaje z V-GIS-u a rokov 2008 a 2009 (http://www.podnemapy.sk/portal/verejnost/hosp_zvierata/zvierata.aspx). Ďalším zdrojom geografických údajov sú LPIS údaje (PPA, 2004).
- b) *štatistické údaje* – stavy hospodárskych zvierat za okresy Slovenska, ktoré každoročne vydáva Štatistický úrad (napr. ŠÚ SR, 2009). Pre prácu boli použité štatistické údaje za roky 2008 a 2009.

Priestorový rámec

Ako základný priestorový rámec pre reprezentáciu údajov o zaťažení poľnohospodárskej pôdy hospodárskymi zvieratami bol použitý grid s priestorovým rozlíšením 1×1 km, ktorý bol harmonizovaný s celoeurópskym geografickým gridom (<http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eea-reference-grids>), ktorý predstavuje základný priestorový rámec pre tvorbu modelu priestorového hnojenia plodín. Každá bunka základného priestorového rámca predstavuje základnú priestorovú jednotku, v rámci ktorej bola vykonaná analýza fariem hospodárskych zvierat a pomocou ktorej sú reprezentované výstupy analýz.

Analýza štruktúry fariem

Ako základný zdroj údajov pre analýzu fariem bol použitý V-GIS za roky 2008 a 2009. Z geografickej databázy V-GIS boli odstránené všetky farmy s nesprávnou lokalizáciou, t. j. farmy ležiace mimo územia SR. V prostredí GIS boli bodové údaje za farmy (V-GIS) spojené s bunkami základného priestorového rámca 1×1 km. V bunkách základného priestorového rámca boli spočítané sumy jednotlivých HZ (hovädzí dobytok, ošípané, ovce a kozy) v rokoch 2008 a 2009. Následne boli vypočítané kumulatívne sumy HZ za analyzované obdobie. Na odstránenie výrazných rozdielov medzi kumulatívnymi sumami HZ susediacich buniek základného priestorového rámca s rozlíšením 1×1 km sme v prostredí GIS použili nástroj najbližšieho suseda na štvorci o veľkosti

5×5 buniek. Týmto sme zabezpečili rovnomernejšiu distribúciu HZ v susediach bunkách s rozlíšením 1×1 km a zároveň zabezpečili predpoklad lokálneho vplyvu chovaných HZ (vyvážanie exkrementov, pasenie), ktoré podľa nás nepresahuje vzdialenosť 5 km.

Z kumulatívnych súm HZ v základnej priestorovej jednotke boli vypočítané frekvencie zastúpenia jednotlivých druhov HZ pomocou vzťahu (1):

$$F_{zj} = \left(\frac{\sum_{2008}^{2009} HZ_{zj}}{\sum_{2008}^{2009} HZ_j} \right) \cdot 100 \quad (1),$$

kde F_{zj} – frekvencia hospodárskych zvierat (z) v základnej priestorovej jednotke (j),
 HZ_{zj} – počet hospodárskych zvierat (ks) (z) v základnej priestorovej jednotke (j),
 HZ_j – celkový počet hospodárskych zvierat (ks) v základnej priestorovej jednotke (j).

Priestorové rozdelenie štatistických údajov

Každý základnej priestorovej jednotke bola priradená príslušnosť k okresu na základe dominantnej výmery okresu v bunke základného priestorového rámca 1×1 km.

Štatistické údaje o stavoch HZ boli predpripravené, tak aby boli v súlade s údajmi z V-GIS-u, t.j. za obdobie rokov 2008 a 2009 boli vypočítané kumulatívne sumy HZ, z ktorých boli vyjadrené percentuálne podiely hospodárskych zvierat (P_z) podľa vzorca (2):

$$P_z = \left(\frac{\sum_{2008}^{2009} HZ_z}{\sum_{2008}^{2009} HZ} \right) \cdot 100 \quad (2),$$

kde HZ_z – počet hospodárskych zvierat (ks) (z) v okrese,
 HZ – celkový počet hospodárskych zvierat (ks) v okrese.

Podľa príslušnosti bunky základného priestorového rámca k okresu bola každej bunke s rozlíšením 1×1 km priradená okresná štruktúra HZ (P_z).

Priestorové rozdelenie štatistik o stavoch HZ sme vykonali prostredníctvom vzťahov (3), (4) a (5):

$$Fr_{zj} = \frac{F_{zj} \cdot w_i}{F_z} \quad (3),$$

$$CS_{zj} = Fr_{zj} \cdot P_z \quad (4),$$

$$P_{zj} = \frac{CS_{zj}}{w_i} \quad (5),$$

kde Fr_{zj} – váhová frekvencia HZ (z) v základnej priestorovej jednotke
 w_i – váhový koeficient, ktorý bol vypočítaný ako podiel výmery poľnohospodárskej pôdy v základnej priestorovej jednotke k celkovej výmere poľnohospodárskej pôdy v okrese,
 F_z – okresná frekvencia HZ z VGIS údajov,
 CS_{zj} – podiel HZ (z) v základnej priestorovej jednotke (j),
 P_z – okresný podiel HZ zo štatistických údajov,
 P_{zj} – rozdelené štatistické podiely HZ (z) v základnej priestorovej jednotke (j).

Váhový koeficient (w_i) pre priestorovú alokáciu štatistických údajov o HZ sme vypočítali ako podiel celkovej výmery poľnohospodárskej pôdy v gride s rozlíšením 1×1 km a celkovej výmery poľnohospodárskej pôdy v okrese.

Na základe priestorovo rozdelených štatistických podielov (P_{zj}) boli vypočítané konkrétne počty zvierat pripadajúce pre každú bunku základného priestorového rámca.

KVALITA A KVANTITA VYPRODUKOVANÝCH EXKREMENTOV A ORGANICKÝCH HNOJÍV

Pre určenie kvality vyprodukovaných exkrementov sme použili živinové zloženie exkrementov jednotlivých druhov HZ (Tab. 1), tak ako ich uvádza BRESTENSKÝ A INÍ (2002). Kvalita vyprodukovaných exkrementov v bunke základného priestorového rámca bola vypočítaná prostredníctvom váženého priemeru podľa vzťahu (6):

$$Ziv_x = \frac{(HD \cdot Ziv_x_{HD}) + (OS \cdot Ziv_x_{OS}) + (OVKY \cdot Ziv_x_{OVKY})}{HD + OS + OVKY} \quad (6),$$

kde Ziv_x – vážený priemer živín (%) (x – dusík, fosfor, draslík) v exkrementoch HZ

HD al. OS al. OVKY – stavy jednotlivých druhov HZ (ks) (HD – hovädzí dobytok, OS – ošipané, OVKY – ovce a kozy)

Ziv_x_{HD} al. OS al. OVKY – percentuálny obsah živiny (x – dusík, fosfor, draslík) v exkrementoch HZ

Tab. 1 Obsah živín v exkrementoch (výkaly+moč) hospodárskych zvierat (%) (BRESTENSKÝ A INÍ, 2002)

Druh HZ	N (%)	P (%)	K (%)
hovädzí dobytok	0,46	0,07	0,48
ošipané	0,91	0,26	0,28
ovce	0,85	0,12	0,56

Na základe kvalitatívneho zloženia exkrementov v základnej priestorovej jednotke s rozlíšením 1×1 km bolo pre každý element základného priestorového rámca určené aký druh organického hnojiva sa v rámci jeho hraníc produkuje.

Z priestorovo alokovaných stavov hospodárskych zvierat a priemerného množstva exkrementov ($\text{kg.kus}^{-1}\text{deň}^{-1}$) bola s použitím publikovaných údajov (BRESTENSKÝ A INÍ, 2002) vyjadrená kvantita resp. množstvo vyprodukovaných exkrementov v bunkách základného priestorového rámca 1×1 km, ktoré bolo následne prepočítané na ročnú produkciu ekrementov v tonách.

Celkové množstvo vyprodukovaných organických hnojív za rok v tonách pre jednotlivé bunky základného priestorového rámca 1×1 km sme vypočítali z celkovej ročnej produkcie ekrementov (t), priemernej ročnej potreby podstielky v tonách (pri produkcii maštalného hnoja od hovädzieho dobytká, oviec a kôz) (BRESTENSKÝ A INÍ, 2002) a priemernej ročnej spotreby technickej vody v tonách (pri produkcii hnojovice HD) (ŠKARDA, 1982). Vypočítaná produkcia organických hnojív predstavuje produkciu čerstvých organických hnojív. V priebehu skladovania hospodárskych hnojív dochádza k stratám na hmotnosti, preto pri výpočte uvažujeme s 50 % stratami pri maštalnom hnoji a 15 % stratami za obdobie 3 mesiacov pri hnojovici (FECENKO A LOŽEK, 2000).

Výpočet dávky organických hnojív

Celková ročná produkcia maštalného hnoja (hovädzieho dobytká, oviec a kôz) a hnojovice ošípaných ponížená o straty na hmotnosti pripadajúce na 1 ha poľnohospodárskej pôdy bola vypočítaná podľa vzťahu (7):

$$D_{xj} = \frac{\sum_{2008}^{2009} OH_{xj}}{\sum_{2008}^{2009} PP_j} \quad (7),$$

kde D_{xj} – dávka organického hnojiva v tonách (x) v základnej priestorovej jednotke (j),
 OH_{xj} – produkcia organického hnojiva v tonách (x) v základnej priestorovej jednotke (j),
 PP_j – celková výmera poľnohospodárskej pôdy v hektároch v základnej priestorovej jednotke (j)

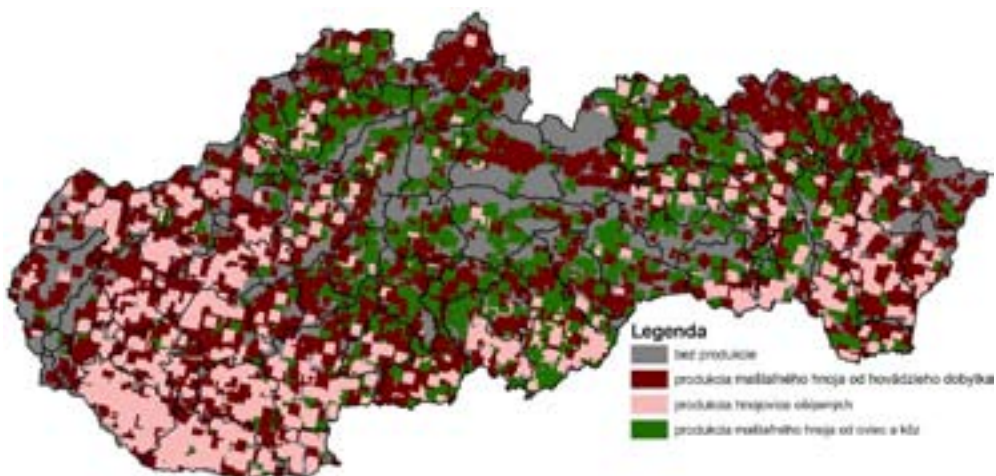
Dávku organických hnojív (maštalný hnoj hovädzieho dobytká, hnojovica ošípaných a maštalný hnoj oviec a kôz) v tonách na 1 hektár poľnohospodárskej pôdy sme vyjadrili pre všetky bunky základného priestorového rámca, v ktorých výmera poľnohospodárskej výmery tvorila minimálne 5% celkovej výmery gridu.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Rozdelenie buniek základného priestorového rámca podľa druhu vyprodukovaných organických hnojív

Bunky základného priestorového rámca s rozlíšením 1×1 km boli na základe kvalitatívneho zloženia exkrementov rozdelené do 3 skupín. Obr. 1 znázorňuje priestorové rozmiestnenie produkcie jednotlivých druhov hospodárskych hnojív. Najväčšie zastúpenie majú priestorové elementy zamerané na produkciu maštalného hnoja 72 %, z toho od hovädzieho dobytká

Obr. 1 Rozdelenie gridov s rozlíšením 1×1 km podľa druhu vyprodukovaných organických hnojív



45 % a oviec a kôz 27 %. Gridy zamerané na produkciu hnojovice od ošípaných predstavujú 28 %.

Priestorový model organického hnojenia

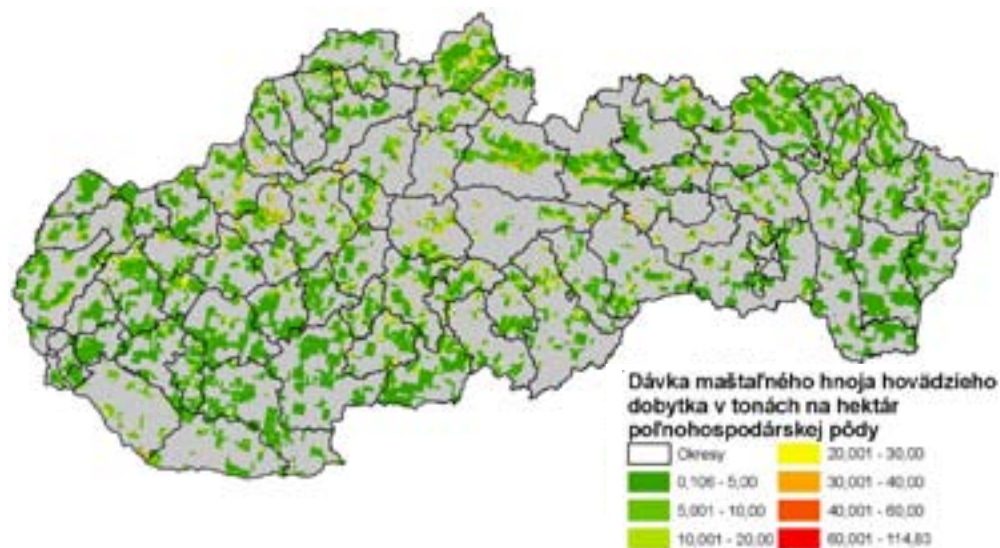
S použitím všetkých dostupných zdrojov údajov bol vytvorený priestorový model organického hnojenia pre poľnohospodársky využívanú krajinu Slovenska v priestorovom rozlíšení 1×1 km (Obr. 2 až 4).

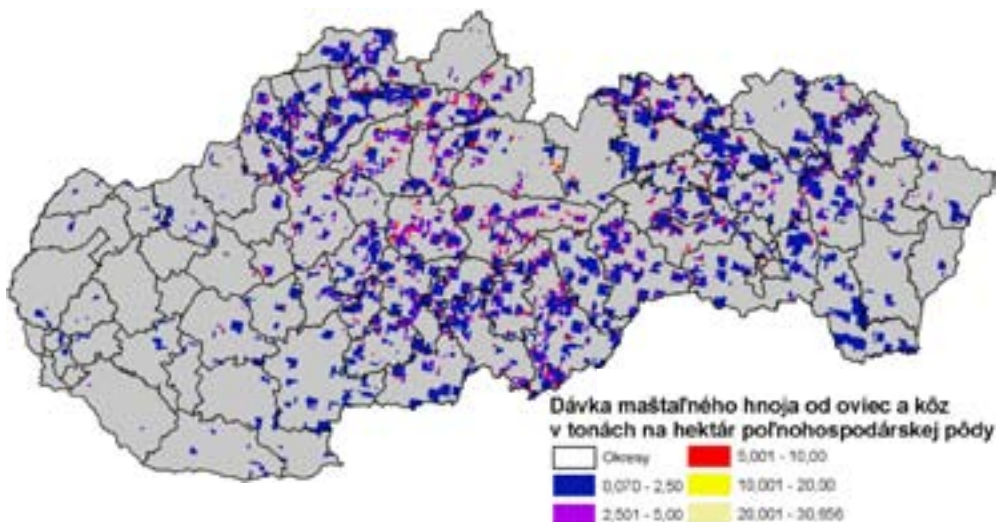
Z obrázku 2 možno vidieť, že prevažná väčšina dávok maštalného hnoja pripadajúce na 1 hektár poľnohospodárskej pôdy sa pohybuje v rozpätí od 0,105 do 40 ton. V niektorých bun-

Obr. 3 Dávka hnojovice ošípaných ($t \cdot ha^{-1}$)



Obr. 2 Dávka maštalného hnoja hovädzieho dobytku ($t \cdot ha^{-1}$)



Obr. 4 Dávka maštaľného hnoja oviec a kôz ($t \cdot ha^{-1}$)

kách základného priestorového rámca 1×1 km nám vyšli extrémne dávky, čo bolo spôsobené vysokým zastúpením hovädzieho dobytku a nízkou výmerou poľnohospodárskej pôdy v bunke.

Dávky hnojovice pripadajúce na 1 hektár poľnohospodárskej pôdy v bunke sa pohybujú zväčša do 20 t (Obr. 3). Vyššie dávky sú iba v niekoľkých základných priestorových elementoch na juhu Slovenska, kde je aj väčší podiel fariem zameraných na chov ošípaných.

Množstvo maštaľného hnoja od oviec a kôz pripadajúce na 1 hektár poľnohospodárskej pôdy sa vo väčšine gridov s priestorovým rozlíšením 1×1 km pohybuje do 10 ton (Obr. 4). Výnimočné sú dávky pripadajúce na 1 hektár až do 20 ton.

Porovnanie existujúcich modelov s vytvoreným modelom hnojenia organickými hnojivami

Vytvorený priestorový model organického hnojenia predstavuje nový prístup v spôsobe prípravy priestorových vstupov. V porovnaní s priestorovým modelom organického hnojenia vytvoreným pre model RothC (TARASOVIČOVÁ A INÍ, 2009) ide o podrobnejší a presnejší model, pretože je vytvorený v základnom priestorovom rámci s rozlíšením 1×1 km a s použitím presnejších údajov o počtoch hospodárskych zvierat v krajine.

ZÁVER

V príspevku popisujeme tvorbu priestorového modelu organického hnojenia poľnohospodársky využívannej krajiny s priestorovým rozlíšením 1×1 km. Model predstavuje nový spôsob prípravy údajov o množstve a dávke vyprodukovaných organických hnojív, ktorý vychádzal z priestorových a štatistických údajov o stavoch hospodárskych zvierat. V budúcnosti plánujeme model organického hnojenia rozpracovať podrobnejšie so zameraním sa na dávky orga-

nických hnojív ku konkrétnym plodinám v rámci osevného postupu, na ktorý by nadväzoval priestorový model anorganického hnojenia.

Vytvorený priestorový model organického hnojenia predstavuje dôležitú vstupnú informáciu k tvorbe modelu o hospodárení na pôde, ktorý je nevyhnutným podkladom pre modelovanie komplexných vzťahov a procesov v poľnohospodárskej krajine pomocou procesných modelov systému pôda-rastlina-atmosféra.

LITERATÚRA

- BALKOVIČ, J., SCHMID, E., BUJNOVSKÝ, R., SKALSKÝ, R., POLTÁRSKA, K. 2006. *Biophysical modelling for evaluating soil carbon sequestration potentials on arable land in the pilot area Baden-Württemberg (Germany)*. Agriculture, vol. 52, 2006, no. 4, p. 169-176. ISSN 1338-4376. Dostupné na internete: <<http://www.agriculture.sk/index.php?id=36>>, júl [cit. 2011-07-20].
- BRESTENSKÝ, V., BAUMGARTNER, L., BENKOVÁ, J., BOTTO, Ľ., BROUČEK, J., BUCHOVÁ, B., BULLA, J. - DEMO, P., FOLTYS, V., GALLO, M., GRAUFENAU, P., HAULÍK, A., HETÉNYI a iní. 2002. *Spríevodca chovateľa hospodárskych zvierat*. Nitra: Výskumný ústav živočíšnej výroby, 2002. 231 s. Dostupné na internete: <<http://www.cvzv.sk/ziv/spriev.pdf>>, júl [cit. 2011-07-20].
- FEČENKO, J., LOŽEK, O. 2000. *Výživa a hnojenie poľných plodín*. Nitra: SPU, 2000. 452 s. ISBN 80-7137-777-5.
- LEIP, A., MARCHII, G., KOEBLE, R., KEMPEN, M., BRITZ, W., LI, C. 2008. *Linking an economic model for European agriculture with a mechanistic model to estimate nitrogen and carbon losses from arable soils in Europe*. Biogeosciences, 5, p. 73-94. Dostupné na internete: <<http://www.biogeosciences.net/5/73/2008/bg-5-73-2008.pdf>>
- NOVÁKOVÁ, M., SKALSKÝ, R. 2006. *Soil data potential for its application in process of selected crops yield prediction*. Agriculture, vol. 52, 2006, no. 4, p. 177-188. ISSN 1338-4376. Dostupné na internete: <<http://www.agriculture.sk/index.php?id=36>>, júl [cit. 2011-07-20].
- Ministerstvo pôdohospodárstva Slovenskej republiky 2008. *Informačný systém /IS/: Identifikačný systém poľnohospodárskych parciel (Land Parcel Identification System) – register produkčných poľnohospodárskych plôch, naposledy aktualizované 20/10/2008*. Dostupné na internete: <<http://mis.mpsr.sk/index.php?start&mis=2&go=9&1s=0001>>
- ŠKARDA, M. 1982. *Hospodárení s organickými hnojivami*. Praha: SZN, 1982. 323 s.
- Štatistický úrad Slovenskej republiky. 2009. *Súpis hospodárskych zvierat k 31.12.2009*. Bratislava: Štatistický úrad SR, 2009. 9 s. ISBN 978-80-8121-005-1.
- TAKÁČ, J. 2002. *Využitie matematického modelovania na hodnotenie procesov v poľnohospodárskej krajine*. Phytopedon (Bratislava), roč. 1, 2002, (supplement), s. 227-231.
- TARASOVIČOVÁ, Z., NOVÁKOVÁ, M., SKALSKÝ, R., BALKOVIČ, J. 2009. *Database of geographical inputs on weather, soil, land use and land management for the soil organic carbon stock modeling in the territory of agricultural soils of Slovakia*. In Proceedings of the International Conference of ESSC: Protection of the ecological and productivity functions of soils in a Pan European context, Průhonice, June 23-25th 2009. Prague: RISWC, 2009, p. 59-65 [CD-ROM]
- TARASOVIČOVÁ, Z., BARANČÍKOVÁ, G. 2011. *Nový prístup pri tvorbe vstupov uhlíka trvalých trávnych porastov Slovenska pre RothC model*. In Bujnovský (ed.) *Vedecké práce Výskumného ústavu pôdoznanectva a ochrany pôdy č. 33*. Bratislava: VÚPOP, 2011, s. (v tomto čísle)
- VOSSEN, P., RIJKS, D. 1995. *Early Crop Yield Assessment of the EU Countries: The System Implemented by the Joint Research Centre* (EUR 16318 EN). Luxembourg: Office for Official Publications of the European Community, 1995. 182 s. ISBN 92-827-5107-4.

RIZIKOVÉ PRVKY V PÔDACH ZAŤAŽENÝCH OBLASTÍ VÝCHODNÉHO SLOVENSKA A ICH ROZPUSTNOSŤ V EXTRAHOVAĎLÁCH RÔZNEJ AGRESIVITY

RISK ELEMENTS IN LOADED SOILS OF THE EAST SLOVAKIA REGIONS AND THEIR SOLUBILITY IN EXTRACTION SOLVENTS OF DIFFERENT AGGRESSIVENESS

Jozef VILČEK¹, Ján TOMÁŠ², Heidy SCHWARCZOVÁ³

¹ Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy, Regionálne pracovisko Prešov, Raymanova 1, 080 01 Prešov; Prešovská univerzita, Fakulta humanitných a prírodných vied, ul. 17. novembra 1, 080 01 Prešov, e-mail: j.vilcek@vupop.sk

² Slovenská poľnohospodárska univerzita, Fakulta biotechnológie a potravinárstva, Tr. A. Hlinku 2, 949 76 Nitra

³ Stredoeurópska vysoká škola v Skalici, Kráľovská 386/11, 909 01 Skalica

Abstrakt

V poľnohospodárskych pôdach imisne zaťažených oblastí východného Slovenska sme na vzorke 47 lokalít stanovili plošný resp. bodový rozsah kontaminácie rizikovými prvkami. Sústredili sme sa najmä na oblasti stredného Spiša a severného Gemera, kde boli pôdy dlhodobo kontaminované tuhými znečisťujúcimi látkami s obsahom rizikových prvkov z hutných závodov lokalizovaných v členitom teréne s nepriaznivými rozptylovými podmienkami. Miesta odberu vzoriek boli zamerané pomocou GPS a označené súradnicami. Rizikové prvky Cd, Pb, Cu, Zn, Ni, Cr a As boli stanovené vo výluhu lúčavky kráľovskej a ich prístupné (mobilné) formy vo výluhu 1 mol.dm⁻³ NH₄HNO₃. Pre posúdenie rozpustnosti rizikových prvkov sme použili výluh 0,05 mol.dm⁻³ EDTA (mobilné a mobilizovateľné formy) a výluh 2 mol.dm⁻³ HNO₃ (potenciálne uvoľniteľné obsahy). Výsledky potvrdzujú veľkoplošný charakter kontaminácie pôd Hg a As v imisných areáloch hutných závodov, kde sa súčasne vyskytujú prirodzene endogénne geochemické anomálie. Extrémne vysoké hodnoty Pb, Zn a Cd v bezprostrednom okolí bývalých ťažobných pecí bez možnosti rozptylu, sú následkom depozície tuhých znečisťujúcich látok z výroby Pb, Sn zliatin, a ZnSO₄. Podstatne širší areál kontaminovaných pôd Cu súvisí s výrobou rafinovanej medi v plamenných peciach a konvertoroch a jej rozptylom do širšieho okolia. Niektoré izolované lokality s nadlimitnými obsahmi Cd, Cu, Ni, Hg a As sú v príčinnej súvislosti s geologicko-petrografickými pomermi charakteristickým výskytom polymetalického zrudnenia starých environmentálnych záťaží. Vo vzorkách s vysokými obsahmi rizikových prvkov boli v lúčavke kráľovskej stanovené aj nadlimitné hodnoty pre rastliny prístupných rizikových prvkov. V súčte mobilných a mobilizovateľných foriem sme stanovili relatívne najvyšší obsah Cd 36,57 % a najnižší Cr 0,36 % v nasledovne klesajúcom poradí Cd > Pb > Cu > Ni > Zn > Cr. Podstatná prevaha rizikových prvkov v reziduálnych frakciách zrejme súvisí s ich emisným pôvodom z termických procesov ako nerozpustných oxidov rizikových prvkov.

Klíčové slová: zaťažené oblasti, kontaminácia pôd, rizikové prvky

Abstract

Areal or pointed extension of soil contamination by risk elements was determined in samples from 47 localities of agricultural soils in pollution loaded regions of the East Slovakia. Focused regions were namely areas of middle Spiš and northern Gemer, where soils were in the long term contamination by solid polluting elements containing risk elements from metallurgical plants located in the broken terrain with unfavourable dispersion condition. The localities of the soil sampling were directed using GPS and marked by coordinates. Risk elements Cd, Pb, Cu, Zn, Ni, Cr and As were determined in the lixivium of aqua regia and their accessible (mobile) forms in the lixivium of $1 \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3} \text{ NH}_4\text{HNO}_3$. To consider the solubility of the risk elements the lixivium of $0,05 \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3} \text{ EDTA}$ (mobile and mobilizable forms) and the lixivium of $2 \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3} \text{ HNO}_3$ (potentially releasable contents) was used. The results confirm the large areal character of soil contamination by Hg and As in the immission areals of metallurgical plants where exist natural endogenous geochemical abnormalities at present. Extremely high values of Pb, Zn and Cd in the very close surroundings of the former shaft-furnace without any possibility of dispersion are the result of solid polluting elements from Pb, Sn alloys and ZnSO_4 production depot. Considerably larger areal of contaminated soils by Cu is connected to the refined copper production in the flame furnace and convertors and its dispersion into the wider vicinity. Some isolated localities with Cd, Cu, Ni, Hg and As overlimits are connected to geological-petrographical conditions where occurrence of polymetallic mineralizing of old environmental loads is characteristic. In the samples with high contents of risk elements there were determined in aqua regia also overlimit values for plants accessible risk elements. In the sum of mobile and mobilizable forms relatively the highest content of Cd 36,57 % and the lowest Cr 0,36 % was determined in the following decreasing order $\text{Cd} > \text{Pb} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Zn} > \text{Cr}$. Relevant prevalence of risk elements in residual fractions is apparently connected to their emission origin from thermic processes as insoluble risk elements oxids predominantly.

Keywords: loaded areas, soil contamination, risk elements

ÚVOD

Pôda, ako súčasť životného prostredia je kontaminovaná priemyselnými energetickými, dopravnými imisiami, ale aj rizikovými prvkami rezíduí agrochemikálií, širokou paletou odpadov a pod. Na východnom Slovensku je to tiež výskyt rôznych typov zrudnení s regionálnymi difúznymi kontamináciami prirodzenej (geochemickej) povahy. Prvky obsiahnuté v rudách, ktoré sa tu dlhodobo ťažili, termicky získavali, upravovali a spracúvali, sa rozptýlili do aluviálnych oblastí ako klastogénne, ale aj rozpustné formy (ČURLÍK, ŠEFCÍK, 1999). V Rudniansko-gelnickej zaťaženej oblasti to boli najmä imisie z ťažobno-upravárenského komplexu železorzudných baní v Rudňanoch (ťažba a výroba ortuti, výroba barytu) a Kovohút v Kropáčoch (dlhodobá výroba medi, mangánu, olova, zinku). V južnej časti Jelšavsko-lubenickej zaťaženej oblasti mag-

nezitové závody spracúvajú prírodný magnezit tepelným rozkladom v rotačných a šachtových peciach a produkujú tuhé Mg imisie, ktoré sú vysoko alkalické a obsahujú kaustický oxid horčnatý (oblasť alkalických dažďov). V severnej časti, v Nižnej Slanej to bola dlhodobá ťažba železnej rudy a výroba vysokopečných peliet na báze sideritov z miestnych ložísk, ktoré patria medzi naše najvýznamnejšie železorné ložiská vôbec. V Košicko-prešovskej zataženej oblasti je určujúcim zdrojom tuhých znečisťujúcich látok s vysokým obsahom rizikových prvkov produkcia surového železa s nadväzujúcou hutníckou výrobou (U. S. Steel Košice) i energetické zariadenia a staré záťaže vysoko prašného magnezitového priemyslu v Ťahanovciach. V južnej časti Zemplínskej zataženej oblasti sa nachádza tepelná elektráreň Vojany, ktorá patrí k najväčším zdrojom popolčeka na Slovensku. V severnej časti tejto oblasti zatažujú životné prostredie najmä teplárne chemického a drevospracujúceho priemyslu v Strážskom, Vranove nad Topľou a v Humennom.

Kým závody v Krompachoch, Rudňanoch, Nižnej Slanej, Jelšave a Lubeníku sú lokalizované v členitom teréne, na dne kotlín a preto majú zhoršené podmienky pre rozptyl rizikových prvkov, podstatne väčšie emisné zdroje U. S. Steel a tepelná elektráreň Vojany majú relatívne dobré rozptylové podmienky do širokého okolia (SZABÓ, 2007).

Okrem uvedených veľkých zdrojov znečistenia ovzdušia sa na východnom Slovensku vyskytujú početné sekundárne zdroje znečistenia, akými sú staré environmentálne záťaže po banskej činnosti, skládky, či odkaliská (HRONEC, VILČEK, 2008). V súčasnosti najvýznamnejším podielom na emisiách PM_{10} (tuhých znečisťujúcich látok do 10 μm), participujú malé zdroje znečistenia na báze spaľovania dreva (príčinou je nárast cien zemného plynu). Nedegradabilné rizikové minerálne látky kovových a alkalických kontaminantov sa v pôdach dlhodobo kumulujú, čo môže spôsobiť ich kontamináciu až devastáciu.

Vo vlastných výskumoch v zatažených oblastiach východného Slovenska sme sa snažili o komplexnejší pohľad na stav pôdnej hygieny včítane ekonomických analýz, legislatívnych a právnych aspektov pri vyčísľovaní škôd spôsobených priemyselnými imisiami na pôde i úrodách poľnohospodárskych plodín. Osobitnú pozornosť sme venovali možnostiam znižovania vstupov rizikových prvkov z pôdy do rastlín.

MATERIÁL A METÓDY

V zatažených oblastiach východného Slovenska sme podľa výsledkov plošného prieskumu kontaminácie pôd Ústredného kontrolného a skúšobného ústavu v Bratislave a predchádzajúcich vlastných dlhodobých výsledkov kvantifikovali katastrálne územia a parcely s relatívne najviac narušenými produkčnými a ekologickými vlastnosťami. Parcely sme charakterizovali parametrami pôdno-ekologických vlastností, parametrami ohrozenia pôd a odolnosti proti chemickej degradácii (HRONEC A INÍ, 2010).

Miesta odberu pôdnych vzoriek celkom na 47 parcelách zatažených oblastí sme zvolili v miestach prevládajúceho šírenia imisí z určujúcich zdrojov tuhých znečisťujúcich látok, resp. identifikovaných prirodzených geochemických anomálií. Odberové miesta vzoriek z A hori-

zontu pôd (0,00 m – 0,20 m) boli zamerané pomocou polohového systému GPS tak, aby boli identifikovateľné aj v budúcnosti a boli označené súradnicami i fotodokumentáciou, podľa jednotlivých imisných areálov (Krompachy: 11 vzoriek, Nižná Slaná: 16 vzoriek, Jelšava: 4 vzorky, Košice: 8 vzoriek, Strážske: 4 vzorky, Vojany: 4 vzorky).

Pri zisťovaní kontaminácie pôdy sme postupovali podľa zákona č. 220/2004 Z.z. v súlade s normami Európskej únie (vypracovanie situačného plánu územia, plánu vzorkovania, protokolu o odbere vzoriek, prevedenie analýz, analýza rizík). Obsah rizikových prvkov bol stanovený po rozklade lúčavkou kráľovskou. Na zisťovanie vybraných rizikových prvkov prístupných pre rastliny sme používali vylúhovaciu metódu s NH_4NO_3 . Pre posudzovanie kontaminácie pôd z hľadiska vstupu rizikových prvkov do potravinového reťazca a biologického kolobehu sme stanovili obsahy mobilných, mobilizovateľných a potenciálne mobilizovateľných obsahov v extrahovaniach rôznej agresivity.

Metódy stanovenia (príloha č. 2 k zákonu č. 220/2004 Z.z.) boli nasledovné:

- Extrakcia rizikových prvkov pomocou lúčavky kráľovskej – STN ISO 11466
- Extrakcia rizikových prvkov pomocou NH_4NO_3 s $c = 1 \text{ mol.dm}^{-3}$ (na zistenie obsahu vybraných rizikových prvkov prístupných pre rastliny prístupných – DIN 19730:06.95
- Extrakcia s $0,05 \text{ mol.dm}^{-3}$ EDTA (10 g vzorky doplnenej do 10 ml redestilovanej vody a následné trepanie 1 hodinu za studena) stanovenie metódou AAS – mobilné a mobilizovateľné formy rizikových prvkov.
- Extrakcia pomocou HNO_3 s $c = 2 \text{ mol.dm}^{-3}$ (navážka 10 g vzorky doplnená do 100 ml redestilovanou vodou, trepanie 6 hodín za studena), analytickou koncovkou bola AAS – potenciálne mobilizovateľný obsah rizikových prvkov.
- Cd, Cr, Cu, Pb, Ni a Zn sme stanovili metódou AAS (ISO 11047), As (STN N 373), Hg – celkový obsah (STN 465735).

Pre hodnotenie výsledkov stanovení rizikových prvkov v pôde sme využili limity rizikových prvkov v extraktach lúčavky kráľovskej pre hlinité a piesočnato – hlinité pôdy a limity v extraktach NH_4NO_3 s $c = 1 \text{ mol.dm}^{-3}$ podľa prílohy č. 2 k zákonu č. 220/2004 Z.z.

V záujme porovnania obsahu rizikových prvkov v zaťažených oblastiach východného Slovenska s obsahmi v rámci Slovenskej republiky sme využili popisnú štatistiku obsahov (priemer, modus, medián, smerodajnú odchýlku). Pre grafické vyobrazenie bioprístupnosti jednotlivých prvkov v % mobilných foriem – A, mobilných a mobilizovateľných foriem – B, potenciálne mobilizovateľných obsahov – C a reziduálnych frakcii – D z obsahu vo výluhu lúčavky kráľovskej sme použili stĺpcové grafy.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

V tabuľkách 1 a 2 uvádzame výsledky stanovení obsahov rizikových prvkov v poľnohospodárskych pôdach po rozklade lúčavkou kráľovskou a vo výluhu v dusičnane amónnom. Obsahy rizikových prvkov po rozklade lúčavkou kráľovskou sú rádovo v súlade s výsledkami

hodnotenia celkových obsahov rizikových prvkov podľa Rozhodnutia Ministerstva poľnohospodárstva Slovenskej republiky č. 531/1994 Z.z. po rozklade zmesou anorganických kyselín: HF + HNO₃ + HClO₄ realizovaného v rámci plošného prieskumu kontaminácie pôd. Stanovené obsahy rizikových prvkov v poľnohospodárskych pôdach sú v rámci povolených odchýlok platných pre metódy stanovenia pred rokom 1990. Je to spôsobené aj utlmením viacerých výrob v zatažených oblastiach, resp. po rekonštrukcii odľučovacích zariadení, optimalizáciou spaľovacích režimov, inštaláciou ekologických zariadení a pod. (HRONEC, 1996). Podľa údajov Ministerstva životného prostredia majú emisie rizikových prvkov od roku 1990 klesajúci trend. Najvýraznejší bol pokles emisii z termických spaľovacích procesov v metalurgickom priemysle. Kým v roku 1990 to bolo 675,44 t, v roku 2006 už len 287,77 t.

Tab. 1 Obsahy ťažkých kovov v pôdach zatažených oblastí východného Slovenska stanovených po rozklade lúčavkou kráľovskou v mg.kg⁻¹

Oblasť	počet vzoriek	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	Hg (total)
Krompachy	11	2,21	191,77	268,19	398,94	37,16	44,38	101,85	8,05
Nižná Slaná	16	0,65	62,70	52,43	94,71	36,46	47,23	132,37	2,54
Jelšava	4	0,50	23,65	24,25	56,15	30,85	47,35	16,05	0,26
Košice	8	0,65	39,14	40,70	75,63	30,48	42,88	17,54	0,34
Strážske	4	0,45	20,85	18,15	50,25	35,15	34,90	5,58	0,19
Vojany	4	0,63	27,40	26,75	67,65	46,45	50,55	3,64	0,08

Tab. 2 Obsahy ťažkých kovov v pôdach zatažených oblastí východného Slovenska stanovených po rozklade vo výluhu 1 mol.l⁻¹ dusičnanu amónneho v mg.kg⁻¹

Oblasť	počet vzoriek	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As
Krompachy	11	0,13	0,70	4,87	5,38	0,22	0,08	0,13
Nižná Slaná	16	0,04	0,17	0,48	0,12	0,15	0,06	0,11
Jelšava	4	0,03	0,04	0,09	0,06	0,11	0,07	-
Košice	8	0,04	0,08	0,28	0,08	0,15	0,05	-
Strážske	4	0,03	0,05	0,09	0,15	0,18	0,04	-
Vojany	4	0,06	0,06	0,19	0,18	0,39	0,08	-

Rizikové prvky zo skupiny ťažkých kovov a metaloidov, ako súčasti vstupných rudných surovín a fosílnych palív, podliehajú počas spaľovania termickému rozkladu a oxidačno-redukčným procesom. Najčastejšie vo forme oxidov a chloridov, predovšetkým chalkofilných prvkov (As, Cd, Pb a Zn) a lipofilných prvkov (Mg, Ca, K a Na) sa koncentrujú vo frakciách menších ako 10 μm. Väčšina emitovaných tuhých častíc má priemer od 0,1 μm do 10 μm. Hg a Se sú čiastočne prístupné vo forme pár, Cu a Zn sú v parách v karbonylovej forme, Pb a Cd vo forme rozplývajúcich pár. Častice sú súčasťou diaľkového cezhraničného transportu. Atmosférická depozícia rizikových prvkov je najvýznamnejším zdrojom kontaminácie pôd nedegradabilnými rizikovými prvkami i v súčasnosti (STEINNES A INÍ, 2005, HOVMAND A INÍ, 2008).

Výsledky rozborov pôdnych vzoriek potvrdzujú veľkoplošný rozmer kontaminácie pôd ortuťou. Zvlášť je to badateľné na strednom Spiši a severnom Gemeri v imisných areáloch Rudnian, Krompách a Nižnej Slanej, kde sa vyskytujú súčasne prirodzené endogénne geochemické anomálie (okolie Rudnian, Gelnice, Krompách, Sloviniek a Markušoviec) sideritových žilných systémov. Zdrojom Hg je i vyparovanie z poddolovaného územia areálu Rudňany – Poráč, z hľad, odkalísk a pod.

Kontaminácia pôd arzénom súvisí s metalurgiou v Krompachoch, Nižnej Slanej a v Rudňanoch, ako aj s výskytom prirodzených zdrojov zrudnených zón Spišsko-Gemerského Rudohoria i transportu As povodím Hornádu a Slanej. Arzén sa koncentruje v submikrónových frakciách tuhých znečisťujúcich látok, pri ktorých je účinnosť odlučovacích zariadení relatívne nízka. Na týchto najjemnejších frakciách je arzén adsorbovaný vo forme As_2O_3 , As_2O_5 , resp. ako $Ca_3(AsO_4)_2$.

Extrémne vysoké obsahy olova a zinku v pôdach bezprostredného okolia závodu v Krompachoch sú výsledkom depozície tuhých znečisťujúcich látok emitovaných z 20–40 m vysokých komínov šachtových pecí, ktoré obsahovali asi 60 % Zn a 18 % Pb (výroba síranu zinočnatého, elektrolýza Mn, Pb-Sn zliatiny). Podstatne väčšia je výmera medou kontaminovaných pôd. Súvisí to s emisiami zo spracovania medených koncentrátov v plamenných peciach a konvertoroch s obsahom až 30 % Cu, ktoré sú pri výške komína 200 m rozptyľované do relatívne širokého okolia. Početnejšie izolované lokality, kontaminované Cd, Cu, Ni, Hg a As sú v príčinnej súvislosti s geologicko-petrografickými pomermi charakteristickými výskytom polymetalického zrudnenia, úpravou a hutníctvom týchto rúd v minulosti (napr. v okolí Nižnej Slanej má dobývanie železnej rudy a jej spracovanie vyše 70ročnú tradíciu). Nadlimitné obsahy Cd sú výsledkom aplikácie fosforečných hnojív (najmä fosforitov z Maroka a Tuniska).

Pri vysokých hodnotách obsahov rizikových prvkov po rozklade lúčavkou kráľovskou (Tabuľka 1) boli prekročené aj limitné hodnoty pre rastliny prístupných obsahov Cu, Pb, Zn a Cd vo výluhoch v $1 \text{ mol.dm}^{-3} \text{ NH}_4\text{NO}_3$ (Tab. 2).). Na rozdiel od uvedených rizikových prvkov As aj vo vzorkách extrémne vysokých obsahov po rozklade lúčavkou kráľovskou, bol vo výluhu NH_4NO_3 $c = 1 \text{ mol.dm}^{-3}$ hlboko pod kritickou hodnotou $0,4 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Príloha č. 2 k zákonu č. 220/2004 Z.z.).

V tabuľke 3 uvádzame intervaly rizikových prvkov stanovených vo výluhu lúčavky kráľovskej v mg.kg^{-1} a v %. Požadové (stredné) hodnoty rizikových prvkov uvádzame podľa geochemického atlasu Slovenska pre kambizeme (prevládajúce pôdne typy analyzovaných vzoriek). Stanovené sú vo výluhoch v zmesiach anorganických kyselín, s výnimkou Hg stanoveného priamo zo vzorky.

Tab. 3 *Intervaly koncentrácií rizikových prvkov stanovených vo výluhu lúčavky kráľovskej (mg.kg⁻¹ a %) v zatažených oblastiach východného Slovenska*

Prvok	Jednotka	Rozsahy koncentrácií			
		A	B	C	D
Cd	mg.kg ⁻¹	0,30	0,31 – 0,69	0,70 – 1,40	1,41
	%	0,00	54,35	34,78	10,87
Pb	mg.kg ⁻¹	23,00	23,10 – 69,99	70,0 – 140,0	140,10
	%	17,39	60,87	10,87	10,87
Cu	mg.kg ⁻¹	16,00	16,10 – 59,99	60,0 – 120,0	120,10
	%	8,70	54,34	17,39	19,57
Zn	mg.kg ⁻¹	64,00	64,10 – 149,99	150,0 – 300,0	300,10
	%	32,60	45,66	8,70	13,04
Ni	mg.kg ⁻¹	23,00	23,10 – 49,99	50,0 – 100	100,10
	%	19,57	63,04	17,39	0,00
Cr	mg.kg ⁻¹	35,00	35,10 – 69,99	70,0 – 140,0	140,10
	%	13,04	82,61	4,35	0,00
As	mg.kg ⁻¹	6,90	6,91 – 24,99	25,0 – 50,0	50,10
	%	13,04	43,48	15,22	26,09
Hg	mg.kg ⁻¹	0,09	0,09 – 0,49	0,50 – 1,00	1,10
	%	21,74	26,09	13,04	39,13

A – koncentrácie pod požadovými hodnotami pre kambizeme (ČURLÍK – ŠEFCÍK, 1999)
 B – koncentrácie nad požadovanými hodnotami po limit pre piesočnato - hlinité, hlinité pôdy v SR, Príloha 220/2004 Z.Z
 C – koncentrácie v rozsahu limitnej hodnoty - dvojnásobné prevýšenie limitov
 D – koncentrácie nad dvojnásobné limity

V porovnaní s klarkovými obsahmi (požadovými celosvetovými hodnotami) sú obsahy v kambizemiach Slovenskej republiky pri Cd a As podstatne vyššie (klarkový obsah Cd je 0,1 mg.kg⁻¹, As 1,5 mg.kg⁻¹). V pôdach SR, rovnako i v pôdach v ČR (BENEŠ, 1993) a v pôdach ďalších priemyselných krajín je to najmä výsledok dlhodobého spaľovania fosílnych palív. Pri Ni, Hg, Pb, Cr a Zn sú požadové hodnoty v kambizemiach Slovenska v podstate na úrovni klarkových hodnôt s výnimkou Cu, obsah ktorej je v pôdach nižší s výnimkou výrazných geochemických anomálií stredného Spiša a severného Gemera (LINKÉŠ A INÍ, 1997, BARANČIKOVÁ A INÍ, 2009).

Pod požadovými hodnotami kambizeme, ako to vyplýva z tabuľky 3, je v prípade Zn 32,6 % analyzovaných vzoriek, Hg 21,74 %, Ni 19,57 %, Pb 17,39 %, As 13,04 %, Cr 13,04 %, a Cu 8,7 %. Výsledky analýz Cd sú všetky nad požadovými hodnotami. V intervale koncentrácií limitnej hodnoty – dvojnásobné prevýšenie limitov je nasledovné klesajúce poradie rizikových prvkov v %: Cd > Cu > Ni > As 1 > Hg > Pb 1 > Zn > Cr. Koncentrácie nad dvojnásobok limitu sú zoradené v nasledujúcom klesajúcom poradí: Hg > As > Cu > Zn > Cd > Pb. Plošné rozšírenie nadlimitných obsahov rizikových prvkov s výnimkou niekoľkých izolovaných vzoriek sa nachádza v oblasti stredného Spiša a severného Gemera v okolí metalurgických zásahov a prirodzených geochemických anomálií v strednej a východnej časti Slovenského

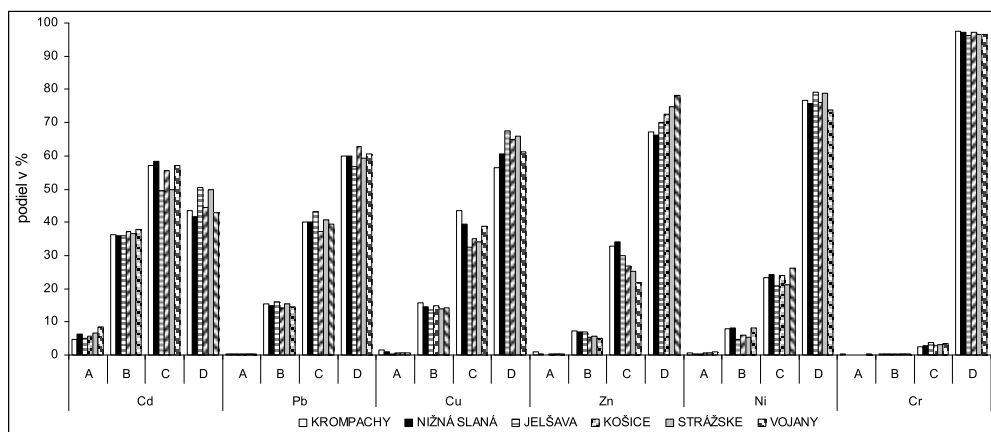
Rudohoria. V porovnaní s obsahmi rizikových prvkov v poľnohospodárskych pôdach v zaťaženom území severozápadnej časti Čiech (VOSTÁL, MUTINSKÝ, 1995), ktoré je charakteristické intenzívnou povrchovou ťažbou uhlia spracovaného v tepelných elektrárňach, početnými hutnými závodmi, lokálnymi teplárnami a ďalšími zdrojmi rizikových prvkov, je na strednom Spiši a severnom Gemeri situácia z hľadiska pôdnej hygieny nepriaznivejšia. Pôdy týchto oblastí patria v rámci Slovenska, ale i celej Európy k najviac kontaminovaným najmä Hg, As, Cu, Zn a Pb.

Súčasný stav v týchto oblastiach vyžaduje regulačné opatrenia, smerujúce k dodržiavaniu zákonov na ochranu poľnohospodárskej pôdy. Kým pri zistení nadlimitnej hodnoty vyplýva povinnosť znížiť rozpustnosť rizikových prvkov ich petrifikáciou do nerozpustných zlúčenín (vápnením kyslých pôd, zvyšovaním obsahu humusu, aplikácia certifikovaných organominerálnych sorbentov, a pod.), pri prekročení dvojnásobku hygienického limitu je potrebné zvážiť vylúčenie kontaminovaného povrchu pre pestovanie plodín na výrobu potravín alebo krmovín a určenie náhradných metód využívania kontaminovanej pôdy (na výrobu technických plodín, plodín na výrobu biopalív, a pod.).

Značným problémom sú najmä záhrady v intravilánoch obcí, ktoré doteraz neboli predmetom prieskumu ani monitoringu. Výsledky analýz vzoriek odobraných zo záhrad severného Gemera (7 vzoriek) ukázali, že záťaž rizikovými prvkami je všeobecne vyššia ako je tomu na ostatných sledovaných pôdach.

Pre posúdenie bioprístupnosti Cd, Pb, Cu, Zn a Cr podľa rozpustnosti v extrahovadlách rôznej agresivity uvádzame priemerné percentuálne obsahy mobilných foriem – A, mobilných a mobilizovateľných foriem – B, potenciálne uvoľniteľných foriem – C, reziduálne frakcie – D, z obsahov rizikových prvkov vo výluhu lúčavky kráľovskej (Obr. 1).

Obr. 1 Percentuálne obsahy mobilných (A), mobilných a mobilizovateľných (B), potenciálne uvoľniteľných (C) a reziduálnych foriem (D) rizikových prvkov



V mobilných formách sme stanovili od 5,97 % Cd po 0,14 % Zn a Cr v klesajúcom poradí Cd > Cu > Ni > Pb > Zn a Cr. Sú to vodorozpustné výmenné kationy rizikových prvkov a ľahko rozpustné zlúčeniny organických chelátov, pre rastliny prístupné formy stanovené vo výluhu

neutrálnej soli. Predstavujú riziká pre hydrosféru a v jednotlivých druhoch vôd sú legislatívne stanovené najvyššie prípustné koncentrácie rizikových prvkov.

Pre hodnotenie koncentrácie pôd z hľadiska vstupu rizikových prvkov do biologického kolobehu s odporúčaním ISO sa overuje stanovenie rizikových prvkov vo výluhu EDTA ako zlúčeniny s komplexotvornými vlastnosťami. Stanovené obsahy, popri mobilných formách, predstavujú aj nemobilizovateľné formy, v ktorých sa nachádzajú rizikové prvky viazané na amorfné oxidy mangánu, železa a hliníka, okludované na povrchu koloidných častíc ílových minerálov viazané na menej rozpustné chemické zlúčeniny, ktoré sú sprístupňované pôdnymi mikroorganizmami, koreňovými výlučkami, zvyšovaním pôdnej acidity kyslými imisiami a fyziologicky kyslými hnojivami, redukčnými pôdnymi procesmi a pod.

Ako vyplýva zo štatistiky k obr. 1, aj v súčte mobilných a mobilizovateľných foriem sme stanovili relatívne najvyšší obsah Cd 36,57 % a najnižší obsah Cr 0,36 % v klesajúcom poradí Cd > Pb Cu > Ni > Zn > Cr pri malých rozdieloch Pb a Cu a rozpustnosti Ni a Zn.

Stanovenie potenciálne uvoľniteľných foriem vo výluhu 2 mol.dm⁻³ HNO₃ sa využíva v plošnom prieskume kontaminácie pôd. Stanovené limity predstavovali do roku 2004 referenčné (požadové) hodnoty rizikových prvkov v pôde. V porovnaní s výluhmi v neutrálnej soli a v EDTA je to agresívnejšie extrahovadlo, v ktorom sme stanovili 55,50 % Cd; 40,01 % Pb; 38,40 % Cu; 30,06 % Zn; 23,71 % Ni a 2,90 % Cr z obsahov stanovených vo výluhu lúčavky kráľovskej.

Z dosiahnutých výsledkov vyplýva, že pri vysokých obsahoch vo výluhu lúčavky kráľovskej v mg.kg⁻¹ vzhľadom k tomu, že sa výraznejšie nemení percentuálna distribúcia rizikových prvkov vo výluhoch rôznej agresivity extrahovadiel sa stanovili aj vysoké obsahy rizikových prvkov mobilných a mobilizovateľných ako i potenciálne mobilizovateľných foriem.

Je známe, že rozpustnosť rizikových prvkov v pôde okrem ich fyzikálno-chemických vlastností závisí od dynamických pôdných vlastností (najmä od pôdnej reakcie, obsahu a kvality humusu, obsahu ílovitých častíc), čo spôsobuje pomernú heterogenitu dosahovaných výsledkov. Podstatná prevaha rizikových prvkov v reziduálnych frakciách obzvlášť Cr, Ni, Zn, Cu a Pb môže súvisieť v zaťažených oblastiach s ich imisným pôvodom z termických procesov prevažne vo forme nerozpustných oxidov a kremičitanov. V ílových mineráloch pôdy sa môžu rizikové prvky nachádzať zabudované do kryštálovej mriežky, čím sa zvyšujú ich obsahy v reziduálnych frakciách.

Podľa viacerých poznatkov bioprístupnosť ťažkých kovov je výsledkom interakcií medzi rôznymi formami rizikových prvkov, pôdnymi vlastnosťami a mechanizmami príjmu rastlín. Na kvantifikáciu rozdielnej rozpustnosti viacerí autori odporúčajú transferové koeficienty. V imisných podmienkach ich výpočet založený na obsahu rizikových prvkov v pôde a rastline je podstatne deformovaný foliárnou absorpciou atmosférického depozitu.

Podakovanie

Autori ďakujú Agentúre na podporu výskumu a vývoja i agentúre VEGA za finančnú podporu pri riešení projektov APVV-0131-11 a VEGA 1/0070/12, v rámci ktorých vznikol prezentovaný príspevok.

LITERATÚRA

- BARANČÍKOVÁ G., ČUMOVÁ L., DODOK R., HRIVŇÁKOVÁ K., KOBZA J., MAKOVNÍKOVÁ J., NÁČINIÁKOVÁ-BEZÁKOVÁ Z., PÁLKA B., PAVLENDÁ P., SCHLOSSEROVÁ J., STYK J., ŠIRÁŇ M., TÓTHOVÁ G. 2009. *Monitoring pôd Slovenska. Aktuálny stav a vývoj monitorovaných pôd ako podklad k ich ochrane a ďalšiemu využívaniu* (Kobza J. ed.). Bratislava: VÚPOP, 2009. 200 s. ISBN 978-80-89128-54-9.
- BENEŠ S. 1993. *Obsahy a bilance prvků ve sférah životního prostředí. I. část*. Praha: MZE ČR, 1993. 88 s.
- CASTALDI, P., MELIS P., SILVETTI, M., DEIANA, P., GARAU, G. 2009. *Influence of Pea and Wheat Growth on Pb, Cd, and Zn Mobility and Soil Biological Status in a Polluted Amended Soil*. *Geoderma*, vol. 151, 2009, p. 241-248. ISSN 0016-7061.
- ČURLÍK J., ŠEFCÍK P. 1999. *Geochemický atlas Slovenskej republiky. Časť V. Pôdy*. Bratislava: MŽP SR, 1999. 99 s., 83 máp. ISBN 80-88833-14-0.
- HOVMAND, M. F., KEMP, K., KYSTOL, J., JOHNSEN, I., RISS-NIELSEN, T., PACYNA, J. M. 2008. *Atmospheric Heavy Metal Deposition Accumulated in Rural Forest Soils of Southern Scandinavia*. *Environment Pollution*, vol. 155, 2008, no.3, p. 537-541. ISSN 0269-7491.
- HRONEC, O., VILČEK, J. 2008. *Konferencia Swiadomosc ekologikcna a rozvoj regionalny w Europie Srodkowo – Wschodniej, Slupsk 24-25. apríl 2008*, Zborník prác (Rydza E.)
- HRONEC, O. 1996. *Exhaláty, pôda, vegetácia*. Prešov: TOP, 1996. 325 s. ISBN 80-967523-0-8.
- HRONEC, O., TÓTH T., TOMÁŠ, J. 2002. *Cudzorodé látky a ich riziká*. Košice: Harlequin quality, 2002. 200 s. ISBN 80-968824-0-6.
- HRONEC, O., VILČEK, J., TOMÁŠ, J., ADAMIŠIN, P., HUTTMANOVÁ, E. 2010. *Kvalita zložiek životného prostredia v problémových oblastiach Slovenska*. Brno: Mendelova univerzita, 2010. 225 s. ISBN 978-80-7375-387-0.
- KOBZA, J., BEŽÁK, P., HRIVŇÁKOVÁ, K., MEDVEĎ, M., NÁČINIÁKOVÁ, Z. 2007. *Kritéria pre identifikáciu rizikových oblastí kontaminácie poľnohospodárskych pôd a metodické postupy ich hodnotenia*. Bratislava: VÚPOP, 2007. 40 s. ISBN 978-80-89128-35-8.
- LINKEŠ V., KOBZA J., ŠVEC M., ILKA P., PAVLENDÁ P., BARANČÍKOVÁ, G., MATÚŠKOVÁ, L. 1997. *Monitoring pôd Slovenskej republiky. Súčasný stav monitorovaných vlastností pôd 1992-1996*. Bratislava: VÚPÚ, 1997. 128 s. ISBN 80-85361-35-3.
- STEINNES, E., SJOBÄKK, T. E., DONISA, C., BRÄNNVALL, M. L. 2005. *Quantification of Pollutant Lead in Forest Soils*. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, vol. 69, 2005, no. 5, p. 1399-1404. ISSN 0361-5995.
- SZABÓ G. 2007. *Konferencia Staré environmentálne záťaž a prístupy manažmentu k ich riešeniu*, Košice, 22. máj 2007, Zborník prác (bez editora), s. 117-121. SPU Nitra, 2007.
- ŠIMEK M. 2004. *Základy nauky o půdě. 4. Degradace půdy*. České Budějovice: Jihočeská univerzita, 2004. 225 s.
- VOSTÁL, J., MUTINSKÝ, J. 1995. *Obsah rizikových prvků v zemědělských půdách na imisně zatíženém území severozápadní části ČR*. *Rostl. výr.* roč. 41, 1995, č. 7, s. 297-302. ISSN 0370-663X.
- Zákon č. 220/2004 Z. z. o ochrane a využívaní poľnohospodárskej pôdy a o zmene zákona č 254/2003 Z. z. o integrovanej prevencii a kontrole znečisťovania životného prostredia a o zmene a doplnení niektorých zákonov (príloha č.2). Zbierka zákonov SR 2004, čiastka 96, s. 2290.

Vedecké práce

Výskumného ústavu pôdoznanectva a ochrany pôdy č. 33

© Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy Bratislava

Zodpovedný redaktor: Ing. Radoslav Bujnovský, CSc.

Recenzenti: Ing. Radoslav Bujnovský, CSc.

prof. Ing. Jozef Kobza, CSc.

doc. RNDr. Jaroslava Sobocká, CSc.

Ing. Michal Sviček, CSc.

prof. Ing. Jozef Vilček, PhD.

Grafická úprava: Ing. Karol Végh

Vydal: Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy

Gagarinova 10, Bratislava

Tlač: Edičné stredisko

Výskumného ústavu pôdoznanectva a ochrany pôdy, Bratislava

Gagarinova 10

Počet strán: 214

Náklad: 100 ks

ISBN 978-80-89128-91-4

Texty neprešli jazykovou úpravou.



ISBN 978-80-89128-91-4



9 788089 128914