

Acta regionalia et environmentalica 2
Nitra, Slovaca Universitas Agriculturae Nitriae, 2009, s. 29–34

INVÁZIE ZAVLEČENÝCH ORGANIZMOV AKO NEGATÍVNE EXTERNALITY INVASIONS OF ALIEN ORGANISMS AS NEGATIVE EXTERNALITIES

Pavol ELIÁŠ

Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre

Unintentional and intentional introductions of plants and animals into new regions have negative and/or positive impacts on nature and economics of the recipient country. Applications of externality-theory for invasive alien species (IAS) are discussed. Several differences were identified in the criteria of conventional externalities. These are invasion dynamics and uncertainty of invasions, risk of introduction, establishment and spread of the IAS, the potential severity of their impacts in the novel environment, and effectiveness of management instruments. Estimations of invasion externalities and direct costs of invasion species regulations are limited by quantitative data, which are usually absent. Only few data were published. Financial costs for elimination of the IAS in Slovakia in the period 2002–2007 were analyzed by conservation categories (non-protected landscape, protected landscape regions, national parks and their protected marginal areas, nature reserves). Since 2005 the number of treated localities and financial costs used has increased more than five times up to more than 150 localities per year and close to 1 mil. Sk (equivalent ca 330 000 Eur). Market-based instruments (e.g. national taxes, import tariffs and tradable permits) are directly addressed to invasion-externalities. Economic instruments should be combined with existing regulatory instruments (e.g. standards, inspections, quarantine, black and white lists, etc.) to tackle their causes of invasions. The uncertainty of invasion-behaviour-risk of aliens and limitations of international rules create difficulties to solve the problem. Better cooperation between economists and invasion biologists is needed.

Key words: biotic invasions, aliens, introduced species, externalities, costs estimation, Slovakia

Introdukcie cudzích druhov organizmov (rastlín, živočíchov, húb), či už zámerné alebo neúmyselné (zavlečenie), sú významnou zložkou človekom vyvolanej globálnej zmeny a považujú sa za jedno z najväčších ohrození biodiverzity (Haywood, 1995; Mooney a Hoobs, 2000). Takmer neobmedzená mobilita ľudí a komodít (tovarov), ktorú prináša globalizácia svetovej ekonomiky, odstraňuje okrem iného geografické bariéry medzi druhmi a genetickú izoláciu populácií a spoločností spoločne sa vyvíjajúcich druhov rastlín a živočíchov (Mooney et al., 2005; Nentwig, 2007). Takáto izolácia bola a je rozhodujúca pre evolúciu organizmov a udržanie biologickej diverzity na našej planéte. Biotické invázie tak vedú k poklesu biodiverzity a k homogenizácii svetovej flóry a fauny, k zníženiu biologickej rôznorodosti ekosystémov Zeme. Z uvedeného vyplýva, že biotické invázie by sa mali zaradiť medzi najvýznamnejšie externé účinky trhových aktivít (Dalmazzone, 2000) nielen v dôsledku samotných trhových aktivít, pretože významná zložka migrácií vo svete je riadená nielen „trhovými silami“, ale aj náboženskými a politickými predsudkami.

Dôsledky biotických invázií sa prejavujú na lokálnej, národnej (štátnej), regionálnej (vrátane kontinentálnej) i globálnej úrovni. Celosvetová stratégia ochrany pred inváznymi cudzo-krajnými druhmi (Eliáš, 2002) a medzinárodné programy ukazujú akú vážnosť prikladá celosvetové spoločenstvo problematike biotických invázií a invázných druhov organizmov. V roku 2006 bola prijatá Európska stratégia ochrany pred inváznymi zavlečenými druhmi.

V príspevku sa zaoberáme biotickými inváziami z ekonomického hľadiska: ekonomickými dôsledkami biotických invázií ako negatívnych externalít a diskutujeme o aplikácii teórie externalít na biotické invázie a uvádzame výsledky analýzy nákladov na likvidáciu IAS na Slovensku v rokoch 2002–2007.

Biotické invázie ako externality

Introdukciami a založením populácie nového (cudzieho) druhu v novom území je v mnohých prípadoch externý účinok trhových aktivít. Negatívne dôsledky spôsobené zavlečenými druhmi (priame alebo nepriame, napr. deštrukcie porastov a zníženie úrod) sa v poľnohospodárstve prejavujú v trhových cenách komodít. Tieto náklady nevznikajú zdrojom introdukcií, t. j. tým, ktorí boli či sú aktérmi introdukcie. Svojím charakterom sú to preto negatívne externality – náklady, ktoré daná aktivita neúmyselne spôsobuje inej, bez toho aby bola neskôr kompenzovaná podľa skutočného poškodenia (Perrings et al., 2000, 2005). Úbytok biodiverzity zapríčinený deštrukciou stanovíšť patrí rovnako do tejto všeobecnej koncepcijnej kategórie.

V ekonomike sú biotické invázie externalitami preto, že sa vyskytujú ako prejavy zlyhania trhového mechanizmu (trhov alebo regulačných inštitúcií), ktorý nedokáže započítať všetky škody, ktoré môžu invázne druhy spôsobiť spoločnosti (Perrings et al., 2000). Externalita sa vyskytuje vtedy, keď rozhodnutia jedného činiteľa (agenta) majú vplyv na pohodu (dobré životné a zdravotné podmienky) alebo profit iného činiteľa (agentov). Keď pôvodca vplyvu neposkytne náhradu (odškodnenie) ani platbu ovplyvnenej strane (Perman et al., 2003). To znamená, že trhové ceny potenciálnych invázných zavlečených druhov alebo druhov prejavujúcich sa ako hostitelia škodcov/patogénov, neodrážajú spoločenský záujem vyhnúť sa nákladom z invázie. V neprítomnosti nástrojov na korekciu externalít zodpovednosť za ochranu pred inváznymi zavlečenými druhmi (IAS) leží na národných vládoch a ich programoch prevencie pred inváziami. Tieto môžu obsahovať súbor regulačných opatrení (napr. čierne a biele zoznamy, inšpekcie, karanténa, atď.), ktoré sa bežne používajú na prevenciu, resp. zníženie rizika invázie. Národné vlády majú tiež prostriedky na

uplatnenie ekonomických nástrojov (dane, trhové povolenia atď.) podľa princípu „Platia znečisťovatelia“, aby sa zabezpečila požadovaná úroveň prevencie. Na medzinárodnej úrovni sa ako ekonomické nástroje môžu uplatniť dovozné tarify spojené s rizikom a trhové povolenia. Tieto nástroje môžu motivovať tých, ktorí obchodujú s rizikovým materiálom, aby sa vyhli riziku invázií a tým aj nežiaducim nákladom spoločnosti, ktoré jej môžu spôsobiť.

Odlíšnosti inváznych externalít

Biotické invázie sa odlišujú od externalít ako sú tradične chápané v ekonomike. Povaha samotného problému biotických invázií je odlišná od externalít v ekonomike. Je to spojené s dynamickým charakterom invázií a veľkou neistotou pri predikcii invázneho správania sa jednotlivých zavlečených druhov organizmov. Preto na riešenie externých účinkov biotických invázií nie je možné mechanicky aplikovať konvenčný ekonomický prístup (Dalmazzone, 2000).

Všeobecne akceptovaný výklad externých účinkov je, že poškodenie musí byť spojené s nepretržitým tokom výstupu zo zdroja. Biotické invázie sú však „samočinné“. Dokonca aj keď zdroj introdukcie zanikne (prestane jeho účinnosť), poškodenie z invázií pokračuje a všeobecne sa zväčšuje s časom. Preto postupy (politiky) vyvinuté pre riešenie konvenčných externalít a aplikované v literatúre na úbytok biodiverzity (dane a subvencie, pravidlá, povolenia a kvóty) nie sú rovnako vhodné pre riešenie problému invázií (Perrings et al., 2000).

Problémy spojené s neistotou, monitoringom a zvyšovaním invázií sú oveľa väčšie ako v prípade konvenčných externalít. Invázne externality sú dynamické externality: účinok dynamických externalít zohľadňuje budúce riziká rozšírenia (expanzie), ako to poznáme pri patogénoch v súvislosti so šírením infekcie na iných jedincov (Delfino a Simmons, 2000).

Ďalej treba zdôrazniť, že biotické invázie majú obvykle charakter cezhraničnej externality (Perrings, 2005). Hlavné náklady na reguláciu biotických invázií ako aj úžitky z týchto aktivít sú síce lokálne, ale biotické invázie sa vždy vzťahujú na dve alebo viac krajín, keď činnosť jednej krajiny ovplyvňuje zdravotné podmienky (welfare) v inej krajine. V týchto prípadoch, keď náklady z neúspešnej regulácie inváznych druhov organizmov ovplyvňujú viac než jednu krajinu, si riešenie nevyhnutne vyžaduje medzinárodnú spoluprácu.

Najdôležitejším dôvodom pre ochranu biodiverzity je tá skutočnosť, že genetická informácia, ktorú obsahuje, je celosvetový (globálny) verejný prospech. Stratégie na ochranu environmentálneho zdravia sú preto svojou povahou verejným prospechom. Aj preto oprávnene predpokladáme, že všetci podporia verejné investície do regulácie výskytu inváznych organizmov. Potenciálna nenávratnosť nákladov na reguláciu invázií ako aj neistoty pri predpovedaní poškodení prírodných stanovišť môžu spôsobiť konzervatívny prístup k manažmentu biotických invázií.

Invázne organizmy majú veľa negatívnych dôsledkov na ekonomické záujmy ľudí. Preto nie je možné ignorovať alebo externalizovať potenciálne negatívne dôsledky, ktoré môžu nasledovať z introdukcie cudzieho druhu (McNeely, 2005). Hobbs a Mooney (2005) navrhujú ako súčasť riešenia problému inváznych druhov, aby náklady na reguláciu IAS zaplatili tí, ktorí majú úžitok zo zámerných introdukcií, a tí, ktorí sú zodpovední za neúmyselné introdukcie. V súčasnosti tí, ktorí platia tieto náklady, často ako verejné dane, nemajú z toho vždy primárny úžitok, a naopak, tí, ktorí majú z invázií najskôr zisk (prospech, úžitky), nakoniec väčšinou neplatia vôbec nič (Naylor, 2000).

Materiál a metódy

Pri hodnotení negatívnych externalít z biotických invázií je treba rozlišovať priame a nepriame ekonomické dôsledky. **Priame ekonomické dôsledky** invázií zavlečených druhov sa dotýkajú výnosov a nákladov. Priamy ekonomický dôsledok invázií sa chápe ako rozdiel medzi výnosmi/ziskami alebo čistými návratmi, odvodenými z komerčného využívania domácich druhov pred a po invázii. Potom:

$$\text{ekonomický dôsledok invázie} = \pi_A - \pi_B$$

kde:

π – ekonomický výnos (zisk) z komerčného využitia hodnoteného druhu

indexy A a B – vyjadrujú situáciu pred inváziou a po invázii (Knowler a Barbier, 2000)

Nepriame ekonomické dôsledky invázií zavlečených druhov sú v strate funkčnosti ekosystémov (najmä agroekosystémov), v zmenách ekologických funkcií (ekosystémových procesov) dôležitých pre biogeochemické cykly, napr. hydrologický cyklus, cyklus uhlíka, cyklus kyslíka, vrátane regulácií chemického zloženia atmosféry, režimov záplav, požiarov atď. Tieto úžitky, ktoré prírodné ekosystémy poskytujú človeku na uspokojovanie jeho potrieb, sa označujú ako ekosystémové služby. Kvantifikácia mimotrhovných úžitkov ekosystémov, ich strát či zmien je často zanedbávaná či podceňovaná a preto podhodnotená. Miléniové posúdenie ekosystémov sveta ukázalo, že biotické invázie významne vplyvajú na ekosystémové služby (MEA, 2005).

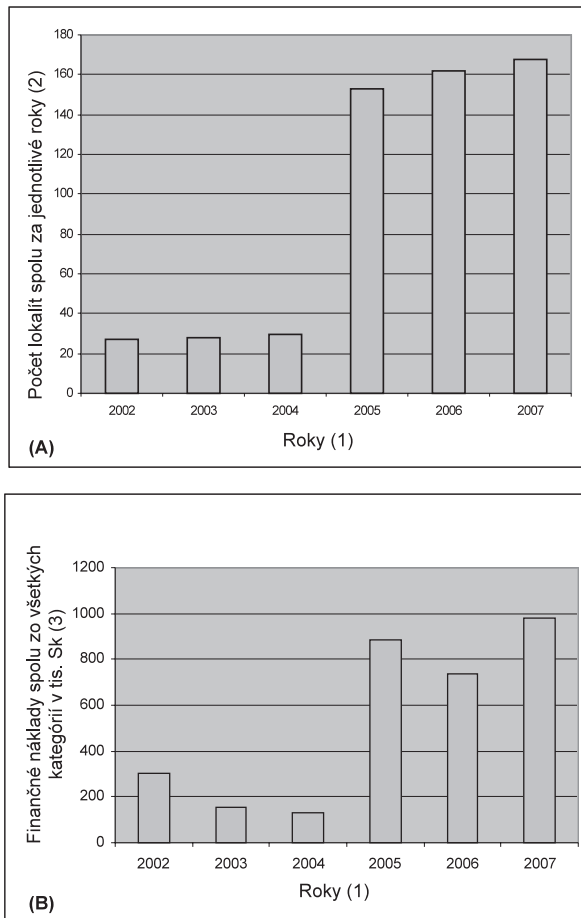
Ekonomika invázií zahŕňa však oveľa viac ako sú výpočty strát spôsobených inváziami. Ekonomický prístup k problému biotických invázií si žiada zohľadniť príčiny, dôsledky a prostriedky na riešenie daného problému. **Ekonomické náklady** na biotické invázie preto zahŕňajú:

1. priame náklady na prevenciu, reguláciu a zmierňovanie dôsledkov biotických invázií,
2. nepriame ekologické dôsledky na ekologické služby a úžitky, významné z lokálneho i regionálneho hľadiska/úrovne.

Pre ekonomické hodnotenie biotických invázií na území Slovenska sme použili dostupné štatistické údaje a informácie Ministerstva životného prostredia SR, resp. jeho odbornej organizácie Štátnej ochrany prírody (ŠOP SR). Predovšetkým údaje o nákladoch na likvidáciu inváznych druhov rastlín v zmysle Vyhlášky MŽP z roku 2003. Podklady pre hodnotenie nákladov na biotické invázie sú v Správach o stave životného prostredia SR za jednotlivé roky (Klinda a i., 2007). Analyzovali sme náklady na likvidáciu IAS na Slovensku v rokoch 2002–2007 podľa kategórií ochrany (voľná krajina, chránené krajinné oblasti, národné parky a ich ochranné pásma, prírodné rezervácie).

Výsledky a diskusia

Pri hodnotení priamych ekonomických dôsledkov biotických invázií sa využívajú prístupy a metódy uplatňované v ochrane pred škodcami a chorobami v poľnohospodárstve, lesníctve a rybníctve, keďže invázne rastliny sa považujú za environmentálne buriny (Eliáš, 2007). Napr. odhady nákladov na chemickú reguláciu populácií niektorých druhov inváznych rastlín herbicídmi vo Veľkej Británii (Williamson, 1998), odhady nákla-



Obrázok 1 Celkové náklady na likvidáciu invázií druhov rastlín (B) a počet ošetrených lokalít (A) na Slovensku v r. 2002–2007
Figure 1 Total costs of invasive plants eradication and control (B) in thousands of Slovak Crowns (1 Eur = 30.121 Sk) and total number of treated localities of invasive plants (A) in Slovakia spent by the Slovak Nature Conservancy in the period 2002–2007 in Slovakia
 (1) years, (2) number of localities per year, (3) total costs in thousands Sk

dov na likvidáciu alebo reguláciu populácií iných druhov invázií druhov organizmov, či bioekonomické a ekologicko-ekonomické modely na odhad ekonomických dôsledkov a nákladov na reguláciu potenciálnej invázie Austrálie alebo Južnej Afriky (van Wilgen et al., 2001).

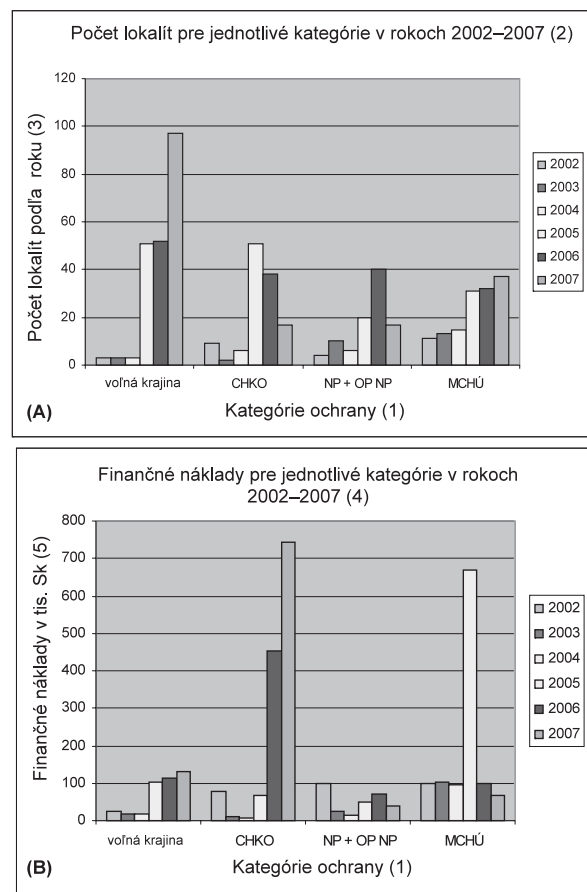
Odhady ekonomických nákladov invázií sú k dispozícii iba z posledných rokov a iba pre niektoré krajiny. Publikované boli dva rôzne údaje o nákladoch invázií druhov organizmov na ekonomiku USA. US OTA (1993) odhadla škody a náklady na 96 994 miliónov USD, išlo o škody spôsobené 79 osobitne nebezpečnými zavlečenými druhmi za 85 rokov. Pimentel et al. (2000) uvádzajú náklady 137 000 miliónov USD za rok – ide o škody spôsobené všetkými zavlečenými druhmi.

Výpočet nákladov na biotické invázie je závislý od existencie a dostupnosti kvantitatívnych údajov o priamych a nepriamych nákladoch. Pre podmienky Slovenskej republiky sú dostupné údaje o nákladoch na likvidáciu (elimináciu) invázií druhov rastlín a živočíchov v SR, ktorá sa realizuje v rámci zabezpečovania ochrany biodiverzity a prirodzeného druhového zloženia ekosystémov je realizovaná aj odstraňovaním (elimináciou) invázií druhov rastlín a živočíchov. Vykonávanie týchto opatrení v zmysle § 7 zákona o ochrane prírody a krajiny si ročne

vyžaduje čiastku minimálne 1 mil. Sk, čo v prepočte znamená asi 330 000 € (Konceptia 2006). Odstraňovanie nepôvodných invázií druhov je povinnosťou vlastníka (správcu, nájomcu) pozemku. Ten je povinný vykonať odstraňovanie invázií druhov na náklady pôvodcu šírenia, ak je známy, inak na náklady štátu. Ak tak neurobí vlastník (správca alebo nájomca), môže tak urobiť orgán ochrany prírody na náklady pôvodcu šírenia, ak je známy, inak na náklady štátu.

Dôsledky predstavujú finančné prostriedky, ktoré musí vlastník vynaložiť v súvislosti s mechanickým, chemickým alebo kombinovaným ničením invázií druhov. Tento dôsledok môže byť rôzny, čo je dané vlastnosťami druhu (druhových), jeho (ich) početnosťou, resp. rozlohou, na akej sa druh (druhy) vyskytujú. Dôsledok sa môže pohybovať od 1 000 – do niekoľko 100 000 Sk.

Prostriedky na odstraňovanie invázií druhov boli pridelené v rámci plnenia úloh Akčného plánu



Obrázok 2 Náklady na likvidáciu invázií druhov rastlín (B) a počet ošetrených lokalít (A) na Slovensku v r. 2002–2007 podľa kategórií ochrany
 Kategórie ochrany: CHKO – chránené krajinné oblasti MCHÚ – chránené územia, NP+OP NP – národné parky a ochranné pásma národných parkov, – voľná krajina

Figure 1 The costs of invasive plants eradication and control (B) in thousands of Slovak Crowns (1 Eur = 30.121 Sk) and the number of treated localities of invasive plants (A) by conservation categories in Slovakia spent by the Slovak Nature Conservancy in the period 2002–2007 in Slovakia
 Conservation category/status: CHKO – protected landscape regions, MCHÚ – nature reserves, NP+OP NP – national parks and their protected regions, – non-protected landscape
 (1) conservation category, (2) number of localities per category in 2002–2007, (3) number of localities per year, (4) the costs for categories in 2002–2007, (2005) total costs in thousands of Sk

Tabuľka 1 Prehľad uskutočnených regulačných zásahov – likvidácií invázií druhov rastlín na Slovensku v r. 2002–2007. Spracované podľa údajov ŠOP SR, zaradených do správ o stave životného prostredia SR (Klinda a i. 2002–2007)

Kategória (1)	Rok (2)	Počet lokalít (3)	Finančné náklady v tis. SK, ekvivalent 1euro = 30,126 (4)		
			ŠOP (5)	iné (6)	spolu (7)
Voľná krajina (8)	2002	3	25,8	0	25,8
	2003	3	16	0	16
	2004	3	19	0	19
	2005	51	52	49	101
	2006	52	60,5	54	114,5
	2007	97	76,1	55	131,1
CHKO (9)	2002	9	63,5	15	78,5
	2003	2	11	0	11
	2004	6	7	0	7
	2005	51	37	30	67
	2006	38	19,5	432	451,5
	2007	17	43,5	700	743,5
NP + OP NP (10)	2002*	4	98,5	0	98,5
	2003	10	25	0	25
	2004	6	13	0	13
	2005	20	51	0	51
	2006	40	23	47	70
	2007	17	7,5	30	37,5
MCHÚ (11)	2002	11	34,2	66	100,2
	2003	13	103	0	103
	2004	15	94	0	94
	2005	31	59	610	669
	2006	32	49,2	51	100,2
	2007	37	38,5	29	67,5
Spolu (7)	2002	27	222	81	303
	2003	28	155	0	155
	2004	30	133	0	133
	2005	153	199	689	888
	2006	162	152,2	584	736,2
	2007	168	165,6	814	979,6

* – poskytnuté finančné prostriedky

Table 1 Survey of regulation activities – elimination of invasive alien plants in Slovakia in the period 2002–2007. Elaborated on the data of the State Nature Conservancy of the Slovak Republic, published in the Reports on the environment of the Slovak Republic (Klinda et al., 2002–2007) (1) category, (2) year, (3) number of localities, (4) financial costs, (5) state nature conservancy, (6) other resources, (7) total, (8) non-protected landscape, (9) protected landscape regions, (10) NP national parks and their protected marginal areas, (11) nature reserves

pre implementáciu Národnej stratégie ochrany biodiverzity na Slovensku odbornej organizácii Ministerstva životného prostredia – Štátnej ochrane prírody Slovenskej republiky v Banskej Bystrici. Úloha Akčného plánu 2. Druhá ochrana *in-situ* a *ex-situ*: Kontrola invázií druhov a nepôvodných druhov obsahuje (1) Zmapovanie častí chránených území ohrozených inváziou nepôvodných druhov rastlín a likvidáciu invázií druhov rastlín a alochtónnych rastlín a živočíchov, prioritne v chránených územiach a (2) Mapovanie invázií druhov rastlín vo voľnej krajine a opatrenia na monitoring a manažment vybraných invázií druhov. Do nákladov bolo v roku 2001 zahrnuté použitie prostriedkov: terénne práce – PHM, cestovné, spracovanie a vydanie metodických materiálov, zakúpenie techniky (krovinorezy) a prostriedkov na likvidáciu nepôvodnej vegetácie, odchyty/odlov nepôvodných živočí-

chov. Likvidácia sa uskutočňuje v chránených územiach i vo voľnej krajine.

Celkové náklady na elimináciu populácií IAS a celkový počet ošetrovaných lokalít na území Slovenskej republiky sa od roku 2005 zvýšili 5x (tabuľka 1). Počet lokalít sa zvýšil z asi 30 na viac ako 150 ročne (obr. 1). Celkové náklady na elimináciu populácií sa priblížil k 1 mil. Sk ročne (ekvivalent asi 330 000 €). Nárast finančných prostriedkov bol spôsobený navýšenými prostriedkami z iných zdrojov ako je rozpočet ŠO SR (tabuľka 1). V roku 2006 bolo na uskutočnené regulačné zásahy – likvidáciu invázií druhov rastlín (podľa údajov ŠOP SR) vynaložených spolu 736,2 tisíc korún Sk. Počet lokalít 162, z toho vo voľnej krajine 52 lokalít (tabuľka 1).

Podľa kategórií ochrany sa zvýšili finančné náklady na likvidáciu IAS v chránených krajiných oblastiach (CHKO), v roku

2006 aj v prírodných rezerváciách (MCHÚ). Nárast počtu ošetrovaných lokalít vo všetkých kategóriách, ale osobitne vo voľnej krajine (obr. 2a, b).

Údaje o nákladoch na prevenciu introdukcie nežiaducich druhov organizmov – invázne druhy (vonkajšia karanténa), ako aj na kontrolu šírenia invázných druhov na území Slovenska (migračné dráhy, vnútorná karanténa) nie sú k dispozícii.

Finančné prostriedky na likvidáciu invázných druhov organizmov sa plánujú v rámci Operačného programu Životné prostredie (OP ŽP): Os 5 investuje do ochrany a regenerácie krajiny 21 mil. €. Vzácné biotopy, monitoring druhov, infraštruktúra ochrany prírody a zlepšenie environmentálneho povedomia verejnosti sú aktivity, na ktoré pôjdu zdroje z piatej výzvy a osi programu Životné prostredie. Vyčlenených je v prvej výzve asi 23 mil. € (700 mil. Sk). Žiadatelia sú obmedzení na ŠOP SR, Slovenské múzeum ochrany prírody a jaskyniarstva, ZOO Bojnice a SAŽP.

Prostriedky na likvidáciu invázných druhov rastlín sa v najbližších rokoch získajú zo štrukturálnych fondov EÚ. Prioritná os 5: Ochrana a regenerácia prírodného prostredia a krajiny obsahuje niekoľko špecifických cieľov, pričom operačný cieľ 5. 1. Zabezpečenie priaznivého stavu biotopov a druhov prostredníctvom vypracovania a realizácie programov starostlivosti o chránené územia vrátane území NATURA 2000 a programov záchrany pre kriticky ohrozené druhy rastlín, živočíchov a území vrátane realizácie monitoringu druhov a biotopov obsahuje Oprávnené aktivity v II. skupine aktivít: realizácia schválených dokumentov starostlivosti, a to:

- programy starostlivosti o územia; vrátane výkupu pozemkov, likvidácie nepôvodných a invázných druhov rastlín a živočíchov (aj mimo chránených území) a ďalších opatrení;
- programy záchrany území; vrátane výkupu pozemkov, likvidácie nepôvodných a invázných druhov rastlín a živočíchov (aj mimo chránených území) a ďalších opatrení;
- programy záchrany druhov, vrátane výkupu pozemkov, likvidácie nepôvodných invázných druhov rastlín a živočíchov (aj mimo chránených území), odstraňovania migračných bariér, záchranných chovov ex situ a ďalších opatrení;
- programy starostlivosti o druhy, vrátane výkupu pozemkov, opatrení na zabránenie konfliktov záujmov ochrany prírody a využívania prírodných zdrojov.

Regulácia zavlečených invadujúcich druhov organizmov vyžaduje väčšiu pozornosť aj na národnej úrovni a alokáciu väčších finančných prostriedkov na eradikáciu a reguláciu invadujúcich populácií zavlečených druhov rastlín a živočíchov, ako aj na zmierňovanie (mitigáciu) nepriaznivých dôsledkov na pôvodnú biodiverzitu a ekosystémy.

Ekonomika zohráva kľúčovú úlohu pri riešení biotických invázií. Introdukcie IAS sú typickými neúmyselnými a zámernými dôsledkami ekonomických aktivít. Sú zodpovedné nielen za prvý prenos druhov do území, v ktorých nie sú pôvodné, ale tiež ovplyvňujú smer a frekvenciu opakovaných introdukcií a vzory rozšírenia naturalizovaných druhov. Bez ohľadu nato, či sú druhy introdukované zámerne alebo neúmyselne zavlečené, trh hrá vždy dôležitú úlohu. Ukázal to výskum spôsobov a ciest introdukcie druhov (Eliáš, 2001).

Podľa Perringsa et al. (2002), keďže príčiny problému IAS sú primárne ekonomické, aj ich riešenie si vyžaduje ekonomické riešenie. Úloha ekonomiky pri regulácii IAS je mnohostranná. Spočíva v analýze ekonomických hnacích síl biotických invázií, v analýze ich dôsledkov (pomocou analýzy dôsledkov jednotlivých druhov a hodnotením nákladov a výnosov), ako aj

v konštrukcii a analýze politických nástrojov pre prevenciu a reguláciu invázných druhov (Touza et al., 2007).

Sú tri oblasti, kde ekonomika môže najviac prispieť k maňazmentu invázných zavlečených druhov organizmov (IAS):

1. v oblasti prevencie sú to rôzne ekonomické nástroje na ochranu pred IAS. Prevencia je najlepší spôsob ako sa vyhnúť akýmkoľvek problémom s IAS,
2. v oblasti politiky efektívnych nákladov, pretože je nevyhnutné využívať najefektívnejšie stratégie z hľadiska vynaložených nákladov,
3. tretia oblasť je začlenenie neistoty/náhodnosti do ekonomickej analýzy politických prostriedkov IAS. Všetky politické rozhodnutia musia počítať s vysokou úrovňou neistoty biotických invázií, ktorá znemožňuje ich predikciu, napr. ktorý druh založí populáciu v novom prostredí, kedy sa druh začne šíriť, aké budú dôsledky expanzie a pod.

Ekonomické nástroje sa využívajú s väčším či menším úspechom pri riešení rôznych environmentálnych problémov, napr. v oblasti emisií oxidu siričitého, emisií výfukových plynov z dopravných prostriedkov a pod. Predsa však neistota s inváziami a obmedzenia medzinárodných dohovorov a zákonov sťažujú vytvorenie účinných ekonomických nástrojov na riešenie problémov biotických invázií. To čiastočne vysvetľuje prečo sa doposiaľ nepodarilo tento problém primerane riešiť. V každom prípade sa žiada väčšia spolupráca medzi ekonómami a inváznymi biológmi a intenzívnejší výskum biotických invázií a ich ekonomických, environmentálnych a spoločenských dôsledkov.

Záver

1. Praktické riešenie problému biotických invázií si vyžaduje hodnotenie invázií aj z ekonomického hľadiska.
2. Hoci ekonomická teória invázií ešte nie je vypracovaná, ukazuje sa, že ekonomika môže zohrať kľúčovú úlohu pri riešení biotických invázií.
3. V súčasnosti ešte nemáme k dispozícii dostatok údajov na posúdenie a hodnotenie priamych a nepriamych ekonomických dôsledkov, ekonomických nákladov ako aj negatívnych externalít biotických invázií.
4. Podľa dostupných údajov sa na Slovenku ročne vynakladá asi 330 000 € (1 mil. Sk) na likvidáciu invázných druhov rastlín. Ostatné kvantitatívne údaje nie sú k dispozícii.
5. Ťažkosti vznikajú aj pri aplikácii teórie externalít na biotické invázie, keďže objektom sú živé organizmy (rastliny, živočichy, huby, baktérie) ako dynamické systémy.
6. Táto neistota sťažuje kalkulácie, ale aj vytvorenie účinných ekonomických nástrojov na riešenie problémov biotických invázií.
7. Uvedené problémy je možné účinne riešiť iba väčšou spoluprácou medzi ekonómami a inváznymi biológmi a intenzívnejší výskum biotických invázií a ich ekonomických, environmentálnych a spoločenských dôsledkov.

Súhrn

Neúmyselné a zámerné introdukcie rastlín a živočíchov do nových území majú negatívne alebo pozitívne dôsledky na prírodu a ekonomiku prijímajúcej krajiny. Diskutuje sa uplatnenie teórie externalít na invázne zavlečené druhy (IAS). Zistili sa viaceré odlišnosti od kritérií konvenčných externalít. Sú to dynamika invázií a neistota (malá pravdepodobnosť v predpovediach) invá-

zí a rizika introdukcie, založenia a šírenia IAS, potenciálnych dôsledkov ich účinkov na nové životné prostredie a účinnosť nástrojov manažmentu. Odhady invázných externalít a priamych nákladov na regulovanie IAS sú obmedzené dostupnými kvantitatívnymi údajmi, ktoré obvykle chýbajú. Iba málo údajov bolo publikovaných. Analyzovali sme náklady na likvidáciu IAS na Slovensku v rokoch 2002–2007 podľa kategórií ochrany (voľná krajina, chránené krajinné oblasti, národné parky a ich ochranné pásma, prírodné rezervácie). Od roku 2005 sa počet ošetrovaných lokalít a celkové finančné náklady na likvidáciu zvýšili viac ako 5x na viac ako 150 lokalít ročne a priblížil sa k 330 000 € (1 mil. Sk). Trhové nástroje (napr. národné dane, dovozné poplatky a trhové povolenia) sa priamo vzťahujú na invázne externality. Ekonomické náklady by mali byť kombinované s existujúcimi regulačnými nástrojmi (napr. štandardy, inšpekcie, karanténa, čierne a biele listy atď.), aby sa spomali príčiny invázií. Neistoty rizika invázneho správania sa IAS a obmedzenia medzinárodných pravidiel sťažujú riešenie tohto problému. Potrebná je lepšia spolupráca medzi ekonómami a inváznymi biológmi.

Kľúčové slová: biotické invázie, zavlečené druhy, introdukované druhy, externality, odhad nákladov, Slovensko

Literatúra

- DALMAZZONE, S. 2004. Economic factors affecting vulnerability to biological invasions. In: Mooney, H. A., Hoobs, R. J. (eds.): *Invasive Species in a Changing World*. Island Press, Washington, 2004, p. 17–30.
- DELFINO, D. – SIMMONS, D. J. 2000. Infections diseases as invasives in human populations. In: Mooney, H. A., Hoobs, R. J. (eds.): *Invasive Species in a Changing World*. Island Press, Washington, 2000, p. 31–69.
- ELIÁŠ, P. 2001. Biotické invázie a invázne organizmy. In: *Životné prostredie*, roč. 35, 2001, č. 2, s. 61–67.
- ELIÁŠ, P. 2002. Celosvetová stratégia ochrany pred inváznymi cudzokrajnými druhmi. In: *Životné prostredie*, roč. 36, 2002, č. 2, s. 95–97.
- ELIÁŠ, P. 2006. Invázne rastliny ako environmentálne buriny. In: *Životné prostredie*, roč. 40, 2006, č. 2, s. 95–97.
- HAYWOOD, V. (ed.) 1995. *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, 1995.
- HOOPS, R. J. – MOONEY, H. A. 2005. Invasive species in changing world: the interactions between global change and invasives. In: Mooney et al. (eds.), *Invasive Alien Species. A new synthesis*, 2005, p. 310–331
- HRANAIOVÁ, M. 2002. Kvantifikácia externalít environmentálneho charakteru. In: *Životné prostredie*, roč. 36, 2002, č. 1, s. 35–37.
- KLINDA, J. – LIESKOVSKÁ, Z. a i. 2007. *Správa o stave životného prostredia SR v roku 2006*. MŽP SR Bratislava a SAŽP Banská Bystrica, 2007. 320 s.

KNOWLER, D. – BARBIER, E. B. 2000. The economics of an invading species: a theoretical model and case study application. 2000, p. 70–93.

MOONEY, H. A. – HOOPS, R. J. (eds.) 2000. *Invasive Species in a Changing World*. Island Press, Washington, 2000.

MOONEY, H. A. et al. (eds.) 2005. *Invasive Alien Species. A new synthesis*. Island Press, 2005.

McNEELY, J. A. 2005. Human dimensions of invasive alien species. In: Mooney et al. (eds.), 2005, p. 285–309.

NAYLOR, R. L. 2000. The Economics of Alien Species Invasions. In: Mooney, H. A., Hoobs, R. J. (eds.): *Invasive Species in a Changing World*. Island Press, Washington, 2000, p. 241–259.

NENTWIG, W. (ed.) 2007. *Biological invasions*. Springer-Vrlg., Berlin Heidelberg, 441 s.

Operačný program: *Životné prostredie*. MŽP SR Bratislava, 2008.

PERRINGS, CH. – WILLIAMSON, M. – DALMAZZONE, S. (eds.), 2000. *The Economics of Biological Invasions*. Edward Elgar publ., Cheltenham, 2000, p. 243.

PERRINGS, CH. – DALMAZZONE, S. – WILLIAMSON, M. 2005. The Economics of biological invasions. In: Mooney, H. A. et al. (eds.). *Invasive Alien Species. A new synthesis*. Island Press, Washington, 2005, p. 16–35.

PIMENTEL, D. – LACH, L. – ZUNIGA, R. – MORRISON, D. B. 2000. Environmental and economic costs associated with non-indigenous species in the United States. *College of Agriculture and life Sciences, Cornell University, Ithaca. Bioscience* 50, 2000, p. 53–65. <http://www.news.cornell.edu/releases/Jan99/species-costs.htm>.

Správa o stave životného prostredia SR v roku 2006. MŽP, Bratislava, 2007.

TOUZA, J. – DEHNEN-SCHMUTZ, K. – JONES, G. 2007. Economic analysis of invasive species policies. In: Nentwig, W. (ed.). *Biological invasions*. Springer-Vrlg., Berlin Heidelberg, 2007, p. 353–366.

US OTA, 1993. *Harmful Non-Indigenous Species in the United States*. Washington DC: office of Technology Assessment, United States Congress, Washington DC, 1993.

Uznesenie vlády SR č. 471 zo dňa 24. mája 2006. *Koncepcia ochrany prírody a krajiny schválená vládou Slovenskej republiky*.

VAN WILGEN, B. W. et al. 2001. The economic consequences of alien plant invasions: examples of impact and approacher to sustainable management in South Africa. *Environment, Development and Sustainability*, 2001, no. 3, p. 145–168.

Vyhodnotenie Akčného plánu pre implementáciu Národnej stratégie ochrany biodiverzity na Slovensku za rok 2001 v podmienkach Štátnej ochrany prírody Slovenskej republiky. ŠO SR, Banská Bystrica.

Kontaktná adresa:

prof. RNDr. Pavol Eliáš, CSc., Katedra ekológie FEŠRR SPU Nitra, Mariánska 10, 949 76 Nitra

Acta regionalia et environmentalica 2
Nitra, Slovaca Universitas Agriculturae Nitriae, 2009, s. 35–37

KRAJINNOEKOLOGICKÉ NÁSTROJE OPTIMÁLNEHO VYUŽITIA POĽNOHOSPODÁRSKEJ KRAJINY LANDSCAPE-ECOLOGICAL TOOLS FOR OPTIMAL UTILISATION OF AGRICULTURAL LANDSCAPE

Zita IZAKOVIČOVÁ

Ústav krajinskej ekológie SAV, Bratislava

The main goal of the paper is to present experience with realization of landscape-ecological tools for sustainable use of the agricultural land in the Slovak Republic. The basic tools for the sustainable use of the agricultural landscape in Slovakia are landscape-ecological plan and territorial system of ecological stability. The paper is focused on the evaluation of the utilization of the landscape-ecological documents in urban and agricultural planning, and also in evaluation of problems resulting from this process.

Key words: territorial planning, territorial system of ecological stability, agricultural landscape, landscape-ecological plan, projects of landscape arrangements

Postavenie krajinnno-ekologických podkladov v legislatíve SR najkomplexnejšie rozpracováva novela zákona NR SR č. 237/2000 Z. z., ktorým sa mení a dopĺňa zákon č. 50/1976 Zb. o územnom plánovaní a stavebnom poriadku (stavebný zákon) v znení neskorších predpisov, ktorá za integrálnu súčasť prieskumov a rozborov považuje optimálne priestorové usporiadanie a funkčné využívanie územia s prihliadnutím na krajinnno-ekologické, kultúrno-historické a socio-ekonomické podmienky (krajinnno-ekologický plán). Ekologicky optimálne priestorové usporiadanie a funkčné využívanie územia uvedená novela definuje ako komplexný proces vzájomného zosúladovania priestorových požiadaviek hospodárskych a iných činností človeka s krajinnno-ekologickými podmienkami územia, ktoré vyplývajú zo štruktúry krajiny. Takéto usporiadanie súčasne zabezpečuje:

- vyhovujúcu ekologickú stabilitu priestorovej štruktúry krajiny,
- ochranu a racionálne využívanie prírody,
- ochranu a racionálne využívanie biodiverzity,
- ochranu a racionálne využívanie prírodných zdrojov,
- tvorbu a ochranu územného systému ekologickej stability,
- tvorbu a ochranu životného prostredia.

Ako východiskový podklad pre krajinnno-ekologický plán novela definuje územný systém ekologickej stability (ÚSES). Spracovanie ÚSES je založené na koncepcii ponímania priestorovej ekologickej stability krajiny ako dynamickej schopnosti krajinskej štruktúry zachovať priestorové ekologické vzťahy medzi individuálnymi ekosystémami pre dynamickú variabilitu podmienok aj foriem života, a to aj za predpokladu, že krajina je tvorená lokálne ekosystémami s rôznym (aj nízkym) stupňom ekologickej stability. Takýto stav krajiny je možné zachovať jednak zachovaním „vnútornej“ ekologickej stability kľúčových stabilizujúcich prvkov krajiny, jednak zachovaním priestorového systému vzájomne neizolovaných ekosystémov (Miklós, 1986).

Koncepcia územného systému ekologickej stability sa zameriava na postupný prechod od čierneho-bieleho členenia krajiny na chránenú a nechránenú, k celoplošnému diferencovanému systému zachovania ekologicky vyhovujúcej krajinskej štruktúry uskutočňovanej diferencovaným spôsobom využívania.

Legislatívne postavenie ÚSES okrem novely zákona NR SR č. 237/2000 Z. z., ktorým sa mení a dopĺňa zákon č. 50/1976 Zb. o územnom plánovaní a stavebnom poriadku (stavebný zákon)

v znení neskorších predpisov zabezpečuje aj zákon č. 330/1991 Zb. o pozemkových úpravách, usporiadaní pozemkového vlastníctva, pozemkových úradoch, pozemkovom fonde a o pozemkových spoločenstvách v znení neskorších predpisov.

Postavenie ÚSES v zákone č. 330/1991 Zb. o pozemkových úpravách, usporiadaní pozemkového vlastníctva, pozemkových úradoch, pozemkovom fonde a o pozemkových spoločenstvách je v porovnaní so zákonom č. 50/1976 Zb. o územnom plánovaní a stavebnom poriadku diametrálne odlišné. Vyžaduje spracovanie samostatnej dokumentácie ÚSES, ktorá sa v rôznych etapách spracovania projektu pozemkových úprav (PPÚ) využíva ako nástroj na zachovanie a tvorbu krajinskej zelene a zvýšenie ekologickej stability krajiny. V tejto podobe ÚSES predstavuje pre krajinnú ekológiu aktívny nástroj, ktorým je možné realizovať v krajine opatrenia nielen ekologické, ale aj estetické (Izakovičová a i., 2007).

Uvedené dve dokumentácie možno považovať za hlavné nástroje trvalo udržateľného využívania krajiny. Kým krajinnno-ekologický plán má dominantné postavenie skôr v urbanizovanej krajine, vrátane vidieckych sídiel, ÚSES v poľnohospodárskej.

Materiál a metódy

Metodický postup pre spracovanie oboch dokumentácií je značne podobný, nakoľko ich spoločným základom a východiskovou bázou bola metodika krajinnno-ekologického plánovania metodika LANDEP (Ružička a Miklós, 1982).

Prvé dva kroky analýzy a syntézy sú temer rovnaké. Krok interpretácií je v rámci krajinnno-ekologického plánu zameraný na tvorbu účelových vlastností krajiny pre lokalizáciu jednotlivých socio-ekonomických aktivít v krajine. V metodike ÚSES sa interpretácie zameriavajú na klasifikáciu územia, ktorá vyúsťuje do rozčlenenia územia do určitých stupňov na báze priestorovej ekologickej stability.

Najvýraznejšie rozdiely sú v krokoch hodnotenie a návrhy. Kým v krajinnom pláne sa hodnotenie ťažiskovo sústreďuje na špecifikáciu a zhodnotenie krajinnno-ekologických a environmentálnych problémov, v metodike ÚSES na hodnotenie súčasného stavu kostry ÚSES, t. j. biocentier, biokoridorov a interakčných prvkov.

Výstupom návrhov v rámci krajinno-ekologického plánu je:

- stanovenie alternatívneho ekologického výberu – pre každú plochu sa definuje súbor aktivít, ktoré je možné na danej ploche realizovať, t. j. nie sú limitované ani jednou vlastnosťou krajinotvorných zložiek,
- stanovenie ekologicky optimálneho využívania územia – výber optimálnej socio-ekonomickej aktivity na danej ploche,
- definovanie krajinno-ekologických opatrení podľa typológie špecifikovaných krajinno-ekologických problémov.

Základným výstupom metodiky ÚSES je:

- návrh kostry ÚSES – definovanie a vyhraničenie biocentier, biokoridorov a interakčných prvkov,
- súbor ekostabilizačných opatrení.

Ide o celý systém návrhov, ktorého cieľom je vytvorenie funkčného ÚSES. Patria sem predovšetkým:

- návrhy ochrany prírody a krajiny,
- návrhy opatrení na posilnenie priestorovej ekologickej stability krajiny,
- návrhy na elimináciu stresových faktorov, zameraných na zmiernenie pôsobenia stresových faktorov v krajine.

Súčasťou dokumentácie ÚSES je aj spracovanie pasportov. V rámci návrhu pasportov ide o vytvorenie modelových pasportizačných listov s uvedením presnej štruktúry údajov, nevyhnutných pre tvorbu pasportizačnej dokumentácie ÚSES. Štruktúra údajov je zameraná na vyjadrenie lokalizácie prvkov, ich plošnej výmery, ekologickej významnosti, zdokumentovanie dôvodu ochrany, pasportizáciu faktorov ohrozujúcich uvedené prvky.

Z hľadiska úspešnej aplikácie uvedených krajinno-ekologických dokumentácií v priestorových plánovacích procesoch, ako i v sektorových plánoch je nevyhnutné ich výsledky sformulovať a pretransformovať do formy krajinno-ekologických regulatívov. Súbor krajinno-ekologických regulatívov vyplývajúcich z potrieb stabilizácie a optimalizácie krajiny je pomerne široký a náročný. Mnohé krajinno-ekologické dokumentácie nie sú spracované na takej úrovni, že je možné z nich bez problémov stanoviť krajinno-ekologické regulatívy priestorového rozvoja. Z tohto aspektu je potrebné každú takúto dokumentáciu prehodnotiť a návrhy a opatrenia vyplývajúce z danej štúdie pretransformovať do formy regulatívov a tie premietnuť do jednotlivých projektových dokumentácií (projekty pozemkových úprav, územné plány, hydroekologické plány, lesohospodárske plány a pod.). Krajinno-ekologické regulatívy stanovujú určité zásady krajinno-ekologicky optimálneho využitia územia a podávajú informácie o tom:

- ktoré aktivity z hľadiska krajinno-ekologického nie je možné na danej parcele lokalizovať,
- ktoré aktivity je možné lokalizovať, ale za určitých – obmedzených podmienok s dodržaním striktného režimu hospodárenia,
- aké opatrenia je potrebné realizovať z hľadiska ochrany prírody, prírodných zdrojov a životného prostredia.

Na základe uvedených regulatívov je možné výberom vhodnej aktivity na danom území usmerniť územný rozvoj tak, aby bol čo v najväčšom súlade s prírodnými podmienkami územia, a aby sa zabezpečila stabilita, diverzita krajiny, ochrana prírodných zdrojov a životného prostredia.

Výsledky

I napriek nesporne významnej úlohe, ktorú zohrávajú krajinno-ekologické podklady v rámci priestorových plánovacích

procesov ich realizácia v konkrétnej praxi sa stretla s veľkou nevhodnosťou. Za hlavné príčiny neúspešného procesu aplikácie možno považovať:

- Nepochopenie významnosti krajinno-ekologických podkladov v rámci ÚPD a pozemkových úprav obstarávateľom (predovšetkým samosprávou) – obstarávatelia dostatočne nepochopili význam dokumentácií, ako nástrojov optimálneho využívania potenciálu územia, ktoré okrem eliminácie špecifikovaných environmentálnych problémov zabezpečia aj prevenciu vzniku nových environmentálnych a krajinnoekologických problémov. Zároveň môžu byť vhodným nástrojom pre prevenciu a zmiernenie prejavu prirodzených rizík a hazardov – záplavy, erózne-akumulačné procesy, zosuvy a pod.
- Nepoznanie pôvodnej Konceptie ÚSES, rôzna interpretácia pôvodnej konceptie v následných dokumentoch, **najmä nepochopenie a nepoznanie cieľa ÚSES ako celoplošnej ochrany prírody**, formálne chápanie ÚSES ako siete zelených plôch a línii, sústredenie sa len na projektovanie kostry ÚSES (biocentier a biokoridorov), zanedbanie ekostabilizačných opatrení, zanedbanie hodnotenia ohrozenosti prvkov ÚSES, zanedbanie celoplošnosti, nepochopenie (formálne chápanie) funkcie biokoridorov a interakčných prvkov ako akýchsi presne vymedzených dopravných línii pre organizmy, snaha násilnej kvantifikácie priestorových parametrov prvkov ÚSES, snahy prestížneho zaraďovania prvkov ÚSES do vyšších hierarchických stupňov, snahy neopodstatneného prepájania rôznorodých prvkov ÚSES a pod.
- Zložitosť metodického postupu pre spracovanie KEP a ÚSES – metodiky odporúčané Ministerstvom životného prostredia SR (Hrnčiarová a i., 2000, Izakovičová a i., 2000) vychádzajú z metodiky krajinno-ekologického plánovania LANDEP (Ružička a Miklós, 1982). Ide o otvorený systém súboru následných krokov, modifikovateľných na základe špecifik územia, mierky spracovania, časového horizontu spracovania úlohy a pod. Treba pripomenúť, že modifikácia jednotlivých krokov si vyžaduje určité odborné skúsenosti a nemôže byť uskutočnená pracovníkom, ktorý nepozná základné princípy metodiky LANDEP, prípadne nemá skúsenosti s obdobnými metodikami krajinno-ekologického plánovania.
- Nedostatok odborníkov pre spracovanie dokumentácií – spracovanie krajinno-ekologického plánu a ÚSES si vyžaduje určité skúsenosti s metódami krajinno-ekologického plánovania a je samozrejmé, že krajinno-ekologický plán ani ÚSES nemôže byť spracovaný urbanistami, architektmi, prípadne inými profesiami. Treba tu mať určité znalosti o vzťahoch a procesoch prebiehajúcich v krajine. V opačnom prípade sa spracovanie dokumentácií obmedzuje len na zmapovanie súčasnej krajinnej štruktúry a vyznačenie „zelených plôch“ za prvky ÚSES. Spracovanie kvalitných dokumentácií si vyžaduje interdisciplinárny kolektív.
- Nedostatok skúseností so spracovaním KEP a ÚSES – i na priek legislatívneho zakotveniu potreby spracovania krajinno-ekologických plánov v rámci prieskumov a rozborov, s kvalitnými krajinno-ekologickými plánmi sa v reálnej praxi možno stretnúť ojedinele. Dôvodom je aj postavenie metodického postupu pre spracovanie krajinno-ekologických plánov ako odporúčanej a nie záväznej metodiky. V reálnej praxi sa spracovanie krajinno-ekologických plánov obmedzuje len na spracovanie analytických častí: SKŠ, pozitívnych a stresových faktorov, prípadne na vyhraničovanie prvkov ÚSES.
- Nízka propagácia a osveta v uvedenej problematike – problémom je aj nedostatočná informovanosť, najmä obstarávateľov o požiadavkách na spracovanie kvalitných krajinno-

-ekologických dokumentácií. Z dôvodu nedostatku "pozitívnych" príkladov absentuje možnosť porovnávania. Podobne kompetentné orgány (MŽP SR, Ministerstvo výstavby a regionálneho rozvoja SR, Ministerstvo pôdohospodárstva) venujú malú pozornosť propagácii krajinno-ekologických dokumentácií. Chybou je tiež, že na spracovanie KEP sa nevyžaduje odborná spôsobilosť, čo často vedie k tomu, že krajinny plán nie je spracovávaný odborníkmi z danej problematiky. O trochu lepšia je situácia v rámci spracovania ÚSES, kde na spracovanie dokumentácie sa vyžaduje odborná spôsobilosť.

- Nevhodné zaradenie KEP v rámci prieskumov a rozborov – za negatívny faktor odborného spracovania a využívania KEP možno považovať aj zaradenie KEP v rámci spracovania ÚPD, a to v etape prieskumov a rozborov. Tento fakt sa prejavuje v skutočnosti, že KEP sa spracuje ako samostatná nevyhnutná časť prieskumov a rozborov, čo nespĺňa požiadavku ekologicky optimálneho priestorového usporiadania a funkčného využívania územia, zadaného v novele stavebného zákona, kde uvedená novela definuje ekologicky optimálne priestorové a funkčné usporiadanie ako komplexný proces vzájomného zosúladenia priestorových požiadaviek hospodárskych a iných činností človeka s krajinno-ekologickými podmienkami územia. Spracovanie KEP ako samostatného dokumentu je samoúčelné a bezvýznamné. Z hľadiska krajinno-ekologickej optimalizácie je nevyhnutné premietnuť a rešpektovať regulatívy vyplývajúce z KEP do zadania, konceptu ako i návrhu ÚPD. Inak spracovanie KEP sa stáva bezpredmetným.
- Neschválenie metodických postupov pre spracovanie KEP, metodického usmernenia pre spracovanie ÚPD, vyhlášky o ÚPD a pod. Táto situácia vytvára určitú voľnosť pri spracovaní dokumentácií čo spôsobuje rôznorodosť spracovania dokumentácií.
- Odmietnutie a podceňovanie KEP spracovateľmi ÚPD – spracovanie KEP nemá podporu u spracovateľov ÚPD, nakoľko táto skutočnosť zvyšuje náročnosť riešenia priestorového a funkčného usporiadania územia oproti klasickému spracovaniu ÚPD. Spracovanie ÚPD má v SR už dlhodobú tradíciu. Z hľadiska spracovateľov nie je prílišná ochota meniť už „zabeňnuté“ postupy. Spracovatelia ÚPD spracovanie KEP považujú za „nevyhnutnú povinnosť“.
- Obmedzené finančné prostriedky na spracovanie dokumentácií – jednotliví obstarávatelia nemajú často dostatok finančných zdrojov na spracovanie dokumentácií. Pre spracovanie ÚPD a pozemkových úprav existujú tabuľky na výpočet cenovej kalkulácie vychádzajúce z počtu obyvateľov, domov, veľkosti a náročnosti katastra. Pre spracovanie KEP a ÚSES takéto schémy na výpočet cenovej kalkulácie nie sú k dispozícii, čím na spracovanie KEP a ÚSES zostáva minimum finančných prostriedkov. V praxi sa často možno stretnúť, s faktom, že cena za spracovanie KEP a ÚSES dosahuje hodnotu max. 5% z celkovej ceny spracovania ÚPD, prípadne pozemkových úprav. Treba však podotknúť, že rozumné spracovanie KEP a ÚSES sa nemusí podieľať na výraznom zvýšení ceny dokumentácie, nakoľko mnohé informácie pre spracovanie KEP, ÚSES, ÚPD a pozemkových úprav sú totožné, najmä informácie o vlastnostiach jednotlivých zložiek životného prostredia.
- Problémy s realizáciou prvkov ÚSES – za hlavné problémy, ktoré vyplývajú zo skúseností s praktickou realizáciou prvkov ÚSES a ktoré je potrebné čo najrýchlejšie eliminovať možno označiť legislatívne zabezpečenie kompenzácie za po-

zemky na realizáciu prvkov ÚSES, podpora pestovania vhodného výsadbového materiálu prirodzených druhov a vyriešenie vlastníckych a užívateľských vzťahov k prvkom ÚSES, vrátane ich evidencie v rámci katastra nehnuteľností.

Záver

Krajinny plán možno považovať za nadradený dokument ÚSES, ale zákonite ÚSES musí byť jedným z najdôležitejších podkladov pre tvorbu krajinného plánu. V prípade, že pre dané územie nie je spracovaná dokumentácia ÚSES musia sa v rámci krajinného plánu doplniť kroky zamerané na hodnotenie stability územia a tvorbu funkčného ÚSES. Krajinny plán potom možno považovať za rozhodujúci nástroj trvalo udržateľného využívania územia, nakoľko na danom území usmerňuje územný rozvoj tak, aby bol v čo v najväčšom súlade s prírodnými podmienkami územia, a aby sa zabezpečila stabilita, diverzita krajiny, ochrana prírodných zdrojov a životného prostredia. Usmernenie územného rozvoja na báze krajinno-ekologických regulatívov je preventívnym nástrojom eliminácie krajinno-ekologických problémov vyplývajúcich zo stretov záujmov v krajine a predstavuje základný nástroj implementácie trvalo udržateľného rozvoja v reálnej praxi.

Súhrn

Hlavným cieľom príspevku je prezentovať skúsenosti s realizáciou krajinno-ekologických nástrojov trvalo udržateľného využívania územia v Slovenskej republike. Za základné nástroje pre trvalo udržateľné využívanie poľnohospodárskej krajiny na Slovensku možno považovať krajinno-ekologický plán a územný systém ekologickej stability. Príspevok sa sústreďuje na využitie týchto dokumentácií v rámci územného plánovania a v rámci projektov pozemkových úprav.

Kľúčové slová: územný systém ekologickej stability, krajinno-ekologický plán, územné plánovanie, projekty pozemkových úprav, poľnohospodárska krajina

Príspevok je výsledkom riešenia projektu: APVV-51-037202 Integrovaný manažment krajiny a GP 2/0152/08 Revitalizácia krajiny v nových socio-ekonomických podmienkach

Literatúra

- HRNČIAROVÁ, T. a i. 2000. Metodický postup ekologicky optimálneho využívania územia v rámci prieskumov a rozborov pre územný plán obce. Krajina 21, MŽP SR Bratislava.
- IZAKOVIČOVÁ, Z. a i. 2000. Metodické pokyny pre tvorbu územných systémov ekologickej stability. Krajina 21, MŽP SR Bratislava.
- IZAKOVIČOVÁ, E. – PAUDITŠOVÁ, T. – REHÁČKOVÁ, J. – RUŽIČKOVÁ, 2007. Územný systém ekologickej stability. In: Hrnčiarová a i. Krajinná ekológia na Slovensku. CD.
- MIKLÓS, L. 1986. Stabilita krajiny v Ekologickom genereli SR. In: Životné prostredie, roč. 20, 1986, č. 2, p. 87–93.
- RUŽIČKA, M. – MIKLÓS, L. 1982. Landscape-ecological planning (LANDEP) in the process of territorial planning. Ekológia (ČSSR), 1, 3, p. 297–312

Kontaktná adresa:

RNDr. Zita Izakovičová, PhD., Ústav krajinnej ekológie SAV, Štefániková 3, P. O. BOX. 254, 814 99 Bratislava, e-mail: Zita.Izakovicova@savba.sk, tel: 02/524 948 49

Acta regionalia et environmentalica 2
Nitra, Slovaca Universitas Agriculturae Nitriae, 2009, s. 38–41

DISPARITY PRŮMYSLOVÉ KRAJINY SEVERNÍCH ČECH DISPARITY IN THE NORTH BOHEMIA INDUSTRIAL LANDSCAPE

Jaroslava VRÁBLÍKOVÁ, Petr VRÁBLÍK

Univerzita J. E. Purkyně, Ústí nad Labem, Česká republika

The landscape in the Podkrušnohoří is characterised by stressed environment influenced by human activity, especially by the development of the industry and coal mining. Anthropogenic stress produces functional changes of the landscape, erosion of the environment leading to devastation of the landscape. The structure of the land resources is changing. Rural landscape is in this area expressively affected. The intensity of agriculture economy – mainly land use – decreases. Consequently, lower industrial and agricultural activities result in increased brownfields. Despite the landscape reclamation process after mining and industrial activities there is not sufficient reclamation process, and the conditions for functional ecosystems are not fully restored. The cooperation on methodical procedure leading to the revitalization of seriously affected areas in Podkrušnohoří is the next phase.

Key words: disparity, Podkrušnohoří, anthropogenic stress

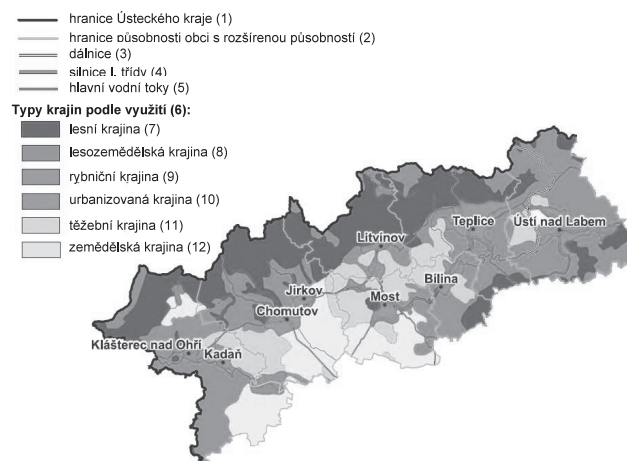
Podkrušnohoří je oblastí, která je již více jak sto let ovlivněna intenzivní důlní a průmyslovou činností. Zátěž krajiny se pod vlivem těžebních a energeticko-industriálních aktivit postupně zvyšovala. Od 50. let 20. století byly Severní Čechy obětovány zájmem stoupající těžby hnědého uhlí, jehož spalování se stalo základním energetickým zdrojem materiálově a energeticky náročné československé ekonomiky.

Devastující vliv jak na podkrušnohorskou krajinu, tak i na sociálně ekonomické struktury jejího osídlení, byl způsobován zejména těžbou hnědého uhlí velkolomovým způsobem a vysokou koncentrací energetického a chemického průmyslu. Oblast zajišťovala v ČR přes 76% veškeré těžby uhlí a produkovala více než 35% elektrické energie. Severočeská hnědouhelná pánev (dále SHP) v rozsahu více jak 250 km² s navazujícími elektrárnami patřila na konci 80. let jako součást „Černého trojúhelníku“ (pozn. Česko, Sasko, Slezsko) k nejvíce devastovaným oblastem ve Střední Evropě.

Koncem 20. století dochází v důsledku transformace české ekonomiky na ekonomiku standardního tržního typu k výrazným změnám i v oblasti severních Čech. Dochází k útlumu těžby, průmyslové činnosti, v zemědělství se snížila intenzita hospodaření, využití půd a poklesem stavů hospodářských zvířat se výrazně snížil rozměr živočišné výroby. V důsledku nižší průmyslové i zemědělské činnosti se výrazně zvýšil podíl opuštěných devastovaných ploch (brownfields), nevyužívaných agrárních ploch a zároveň je v oblasti nejvyšší nezaměstnanost v rámci ČR.

I když probíhala obnova krajiny po těžebních a průmyslových činnostech a území bylo rekultivováno, přesto není dostatečně revitalizováno. Problematika revitalizace území a jeho následná resocializace je předmětem celé řady výzkumných aktivit zaměřených na vrácení člověka do obnovené krajiny.

lizace. V současném období došlo k propojení ryze přírodovědného výzkumu v této oblasti i na sociálně ekonomické problémy v rámci podpory regionálního rozvoje v souladu s řešením programu Ministerstva pro místní rozvoj – výzkum pro řešení regionálních disparit. Zapojení do výzkumu regionálních disparit projektem „Modelové řešení revitalizace průmyslových regionů a území po těžbě uhlí na příkladu Podkrušnohoří“ má za cíl přispět k řešení revitalizace území pánevních okresů a podpořit tak regionální rozvoj oblasti. Zájmovou oblastí je území pánevních okresů – Chomutov, Most, Teplice a Ústí nad Labem, dlouhodobě nejvíce zatížených antropogenní činností a v důsledku toho i s nejvíce znečištěným životním prostředím v ČR. Severočeská hnědouhelná pánev je největší a těžebně nejvýznamnější hnědouhelnou pánví v České republice. Těžba zaujímá plochu cca 140 000 ha (obr. 1).



Obrázek 1 Zastoupení ploch ovlivněných důlními aktivitami
Figure 1 Share of the areas affected by mining activities
(1) borders of the Ústí region, (2) municipality borders, (3) highways, (4) 1st class roads, (5) main watercourses, (6) landscape types, (7) forest landscape, (8) forest-agricultural landscape, (9) pond landscape, (10) urbanized landscape, (11), mining landscape, (12) agricultural landscape

Materiál a metody

V oblasti Severních Čech využívá řešitelský kolektiv možnost k výzkumu problematiky antropogenních zátěží, sanace a rekultivace území po těžbě a v posledních letech i postupů revita-

Ze zpracovaných analýz přírodních a ekonomických charakteristik disparit průmyslové krajiny v Podkrušnohoří jsou k dispozici údaje o faktorech narušení horninového prostředí, analýz půdního fondu v modelové oblasti, vodních režimů, bylo analyzováno působení antropogenních vlivů na ekosystémy. Dále proběhly analýzy socioekonomického vývoje, výčet a analýza sociálně-demografických disparit a specifika zájmové oblasti v porovnání s ostatními okresy Ústeckého kraje a údaji za ČR.

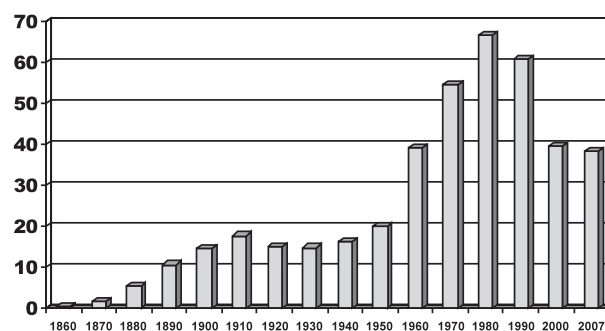
Na analytickou část navázalo zpracování teoretických východisek pro možnost revitalizace území modelové oblasti, které je v současném období podkladem pro zpracování dílčích i komplexních metodik revitalizace území.

Příspěvek vychází z prací o problematice přírodních a sociálně ekonomických charakteristik disparit průmyslové krajiny v Podkrušnohoří analyzuje nejvýznamnější antropogenní zátky a oblast půdního fondu. V závěru uvádí i návrhy na možnosti revitalizace a resocializace území.

Výsledky

Těžba uhlí

V SHR (Severočeském hnědouhelném revíru) bylo v roce 1946 vytěženo 13,4 mil. tun hnědého uhlí a roční těžba rychle narůstala, až dosáhla v roce 1984 svého maxima, kdy bylo v SHR vytěženo celkem 74,6 mil. tun hnědého uhlí. Následuje pokles těžeb, v roce 1990 dosáhly výše 62,1 mil. tun hnědého uhlí. Po r. 1990 dochází k útlumu průmyslové činnosti, což se projevuje dopadem i do těžby uhlí. Těžba nadále klesá a v roce 2000 je v SHR dosaženo výkonu 40,3 mil. tun hnědého uhlí. Od tohoto období se úroveň těžby relativně stabilizuje a v posledních letech se pohybuje mírně pod hranicí 40 mil. tun ročně. V současnosti těžbu zajišťují 2 akciové společnosti – Mostecká uhelná (dále MUS) a Severočeské doly (dále SD). V roce 2007 do-



Graf 1 Historický vývoj těžby v Podkrušnohoří za období 1860 až 2007

Zdroj: z historie těžby, materiály SHR, MUS a SD

Graph 1 History of mining in the Podkrušnohoří in the years 1860–2007

sáhla těžba v rámci SHR (MUS a SD) výše 38,858 mil. tun. Přehled o historickém vývoji těžby v SHR dle mil t a let je uveden v grafu 1.

Industriální činnost a těžební aktivity byly provázeny narušením krajiny, výrazným zhoršením životního prostředí a vznikem sociálně ekonomických disparit. To byla „cena“ za zaměření Československa na industrializaci a dostatek levné energie.

Přehled rekultivací

Vývoj ploch zapojených do rekultivace za SHR od r. 1950 do současnosti je uveden v tabulce 1.

Z uvedeného přehledu je patrné, že významný pokrok v rekultivaci území je dosahován po r. 2000. Dokončené rekultivace v r. 2007 dosáhly v SHR (od r. 1950) objem 10 759 ha, rozpracováno bylo 5 430 ha. Přehled o struktuře dokončených rekultivací je uveden v tabulce 2.

Tabulka 1 Orientační údaje o vývoji rekultivačních prací v SHR (1950–2007 v ha)

Rok (1)	1950	1960	1970	1980	1990	2000	2005	2006	2007
Rekultivace dokončené (2)	0	350	1 100	3 000	6 400	7 346	9 558	10 337	10 759
Rekultivace rozpracované (3)	20	595	2 465	4 139	2 809	5 368	5 288	5 221	5 430
V rekultivačním procesu celkem ha (4)	20	945	3 565	7 139	9 209	12 714	14 846	15 558	16 189

údaje po r. 2000 získané z SDCH, MUS a PKÚ, sumarizováno FŽP

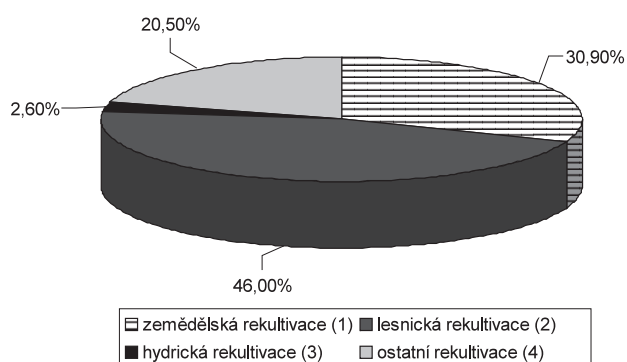
Table 1 Progress of reclamation in the North Bohemia brown-coal basin (1950–2007 in ha (1) year, (2) finished reclamation, (3) reclamation in process, (4) in reclamation process in total in ha

Tabulka 2 Přehled o struktuře rekultivací dokončených v období 1950–2007 v ha v SHR

Druh rekultivace (1) Podnik	Zemědělská (2)	Lesnická (3)	Hydrická (4)	Ostatní rekultivace vč. parkové (5)	Celkem v ha (6)
SDCH	1 450	1 637	136	333	3 556
MUS	1 522	3 012	138	1 641	6 313
PKÚ	349	303	8	230	890
SHR celkem ha (8)	3 321	4 952	282	2 204	10 759
%	30,9	46,0	2,6	20,5	100

Vysvětl.: SDCH – Severočeské doly Chomutov, MUS – Mostecká uhelná společnost, PKÚ – Palivový kombinát Ústí nad Labem

Table 2 Structure of reclamation in the North Bohemia brown-coal basin finished in the years 1950–2007 in ha (1) type of reclamation (2) agricultural reclamation, (3) forestry reclamation, (4) hydric reclamation, (5) other types, incl. parks, (6) total, (7) mining company, (8) North Bohemia brown-coal basin in total in ha



Graf 2 Podíl jednotlivých rekultivací v Severočeském hnědoudelném revíru

Graph 2 Share of recultivation types in the North Bohemia brown-coal basin
(1) agricultural recultivation, (2) forestry recultivation, (3) hydric recultivation, (4) other recultivation

Největší podíl rekultivací tvoří rekultivace lesnická, celkem 46%, významný podíl tvoří i rekultivace zemědělská, rozkládá se téměř na 1/3 obnoveného území. Svůj objem postupně zvyšuje i hydrické rekultivace, kam se řadí menší vodohospodářská díla (např. příkopy, retenční stabilizační nádrže) nebo větší vodní plochy (pro příměstskou rekreaci jako je zaplavování zbytkových jam – jezero Most, Chabařovice). Od roku 1998 se výrazně zvyšuje i podíl ostatních rekultivací. Jejich cílem je vytváření funkční a rekreační zeleně, začlenění rekreačních a sportovních ploch do krajiny, vybudování základních komunikací a příprava ploch pro komerční využití.

Rekultivace je chápána jako řízený proces obnovy krajiny postižené těžbou. Jejich cílem je obnovení přirozené rovnováhy krajiny. Zahrnuje práce technického charakteru (terénní úpravy, stabilizační opatření, hydrotechnická opatření apod.), ale i biologického charakteru (tvorba agroekosystémů, zemědělské využití, lesní výsadba, péče apod.). Pouhá rekultivace pro 3. tisíciletí nestačí. Je nutné ji dále podpořit revitalizací a resocializací.

Půdní fond

Další složkou na které jsou demonstrovány disparity v Chomutovsko-ústecké oblasti je struktura půdního fondu. Je nejvýraznější disparitou z hlediska struktury území. Dle jednotlivých okresů se plocha zemědělské půdy v období od r. 1960 do r. 2009 výrazně snížila na okrese Chomutov o 29,2%, v okrese Most o 35,5%, okrese Teplice o 29,9%, a nejméně na Ústecku o 21,0%.

Pro zájmové území je charakteristické nižší zastoupení zemědělské půdy (37,7%) – přibližně o čtvrtinu oproti celostátnímu průměru (53,8%). Přičemž nejméně zemědělské půdy nacházíme v okrese Most (29%), naopak nejvíce v ok-

rese Ústí nad Labem (45,2%) ani v jednom ze studovaných okresů se tak nepřibližuje krajskému ani celostátnímu průměru (tabulka 3).

Podíl ostatních ploch se výrazně odlišuje od celostátního průměru. Porovnáme-li vývoj ostatních ploch dle okresů za období r. 1960 do r. 2009, tak se výrazně zvýšil, např. na Mostecku o 3 529 ha a Teplicku o 3 312 ha.

K největším změnám v rámci kategorií u zemědělského půdního fondu došlo u trvalých travních porostů, jejich výměry se zvyšují zejména na Chomutovsku, kde je zastoupeno 34,8% (ze zemědělského půdního fondu) na Ústecku dokonce 65% a Teplicku 39,7%.

Podmínky pro zemědělskou výrobu jsou v celé zájmové oblasti velmi rozdílné a území lze rozdělit na tři oblasti a to:

- 1. Produkční oblast** – jižní část Chomutova s velmi kvalitní půdou, vhodnou pro pěstování obilovin, cukrovky, zeleniny, chmele, technických plodin – řepky, slunečnice – vysoká intenzita zornění 85%.
- 2. Podhorská a horská oblast** – okresy Ústí n. L., části okresů Teplice, Most, Chomutov, Krušné hory s extenzivním zemědělstvím a s vysokým zastoupením luk a pastvin – zornění 10–15%.
- 3. Pánevní oblast** – jde o část okresů Most, Teplice, Chomutov a Ústí nad Labem, pro zemědělské využití jen malá část pozemků, velké plochy jsou a budou určeny pro rekultivaci a pro inženýrské sítě.

Demografické limity Podkrušnohoří

Na přelomu 19. a 20. století dochází v Podkrušnohoří k prudkému hospodářskému vývoji zejména na bázi těžby, dopravy a zpracování uhlí. Na těžbu uhlí navazovala další odvětví (kovozpracující, sklářská, chemická). Pánevní oblast se stala významnou imigrační oblastí, kde došlo až 2–4-násobnému zvýšení počtu obyvatel ve městech a obcích.

Z uvedeného přehledu je patrné, že po celé 20. století je v zájmové oblasti výrazně vyšší hustota zalidnění (o cca 44% v průměru), než je průměr ČR.

V současném období v modelovém území žije 488,953 tis. obyvatel, což je téměř 60% obyvatelstva Ústeckého kraje. Na rozloze 2 276 km², která tvoří pouze 43% z území kraje celkem, je hustota osídlení 215 obyvatel na km², což výrazně převyšuje průměr kraje (154 obyv. na km²) i ČR (130 obyv. na km²).

Z analýzy dle obcí (ORP) vyplývá skutečnost, že obyvatelstvo je koncentrováno do oblasti pánve, což dokumentuje vysoké zalidnění v městském prostoru – 613 obyvatel na 1 km², pohybuje se od 282 do 1527 obyvatel na km². Naproti tomu průměrná hustota obyvatel ve venkovském prostoru je pouze 44 obyvatel na 1 km².

Revitalizace krajiny

Pojem **revitalizace** se zařadil mezi často frekventované termíny. Kromě vazby na biologii (návrát k životu) je v druhé polo-

Tabulka 3 Zastoupení zemědělské půdy a kategorie ostatní plochy v rámci územních celků území

Území (1)	Chomutov district	Most district	Teplice district	Ústí n.L. district	Modelová oblast (2)	Kraj UL (3)	ČR (4)
% zem půdy (5)	44,1	29,0	33,8	45,2	37,7	51,0	53,8
% ostat. ploch (6)	16,2	33,8	25,2	18,4	21,9	14,9	8,8
Snížení z. p. f. za r. 1960–2008 o % (7)	29,2	35,5	29,9	21,0	28,6	–	–

Table 3 Share of the agricultural land and other area types in complex territorial frames

(1) area, (2) model area, (3) Ústí region, (4) the Czech Republic, (5) % of agricultural soil, (6) % of other areas, (7) decrease of agricultural soil fund in the years 1960–2008 by %

vině 20. století pojem revitalizace vztahován ke krajině. V tomto směru je celá řada výkladů, jako např. revitalizací rozumíme funkční zapojení do krajiny, respektive takovou konečnou úpravu devastovaného území, která zajistí vytvoření estetického krajinného fenoménu, obnovení přirozených funkcí ekosystému a zároveň umožní plné využití území v souladu s územním plánem.

Od 90. let je snaha o revitalizaci území v SHP, s cílem obnovit území, diverzifikovat jednotlivé typy ekosystémů, obnovit jejich přirozené funkce. Lze to chápat jako nadstavbu nad rekultivací území. V širším pojetí pod pojmem revitalizace jde o obnovení nejen ekologických, ale i hospodářských a sociálních funkcí krajiny tak, aby bylo dosaženo základního principu revitalizace – návratu života do krajiny. Jde o to vytvořit podmínky pro život člověka v nově vytvářených krajinných celcích, pro další fázi obnovy o **resocializaci**. Za tím účelem je vhodná koordinace s územně plánovací praxí.

Závěr

V současné době je Chomutovsko-ústecká oblast zařazována jako strukturálně postižený region, kde se vyskytuje celá řada disparit. Je třeba hledat cesty, které by vedly k jejich snížení jak z hlediska sociálního, ekonomického tak i environmentálního. V Podkrušnohoří žije více jak 400 tis. lidí, na 1 km² v průměru 613 obyvatel, pro které je třeba obnovovat území po těžbě formami, které krajinu v ekologických, ekonomických a sociálních souvislostech vylepšují. Kvalitní obnova území po těžbě propojená s následnou revitalizací a resocializací území vrátí život do krajiny, vytvoří podmínky pro navrácení území člověku pro jeho bydlení, produkci potravin i rekreaci.

Souhrn

Podkrušnohorská oblast je charakterizována zátěží prostředí na které se významně podílí člověk svoji činností, zejména rozvojem průmyslu a těžbou uhlí. Antropogenní zátěž sebou při-

náší funkční změny v krajině, narušení prostředí vedoucí až k devastaci krajiny. Mění se struktura půdního fondu. Výrazně je v této oblasti ovlivněn i venkovský prostor. V zemědělství se snižuje intenzita hospodaření, především využití půd. V důsledku nižší průmyslové i zemědělské činnosti se zvyšuje podíl brownfields. I když probíhá obnova krajiny po těžebních a průmyslových činnostech a území bylo rekultivováno, přesto není dostatečně revitalizováno a nejsou plně obnoveny podmínky pro fungování ekosystémů. Další fází je spolupráce na metodických postupech vedoucích k revitalizaci antropogenně postižené krajiny v Podkrušnohoří.

Klíčová slova: disparity, Podkrušnohoří, antropogenní zátěž, přírodní zdroje

Příspěvek byl podpořen projektem MMR WD 44-07-1 „Modelové řešení revitalizace průmyslových regionů a území po těžbě uhlí v Podkrušnohoří“

Literatura

VRÁBLÍKOVÁ, J. a i. 2008. Teoretická východiska pro možnost revitalizace území v modelové oblasti, 2008. Ústí n. L. : Univerzita J. E. Purkyně, 153 s. ISBN 978-80-7414-085-3.

VRÁBLÍKOVÁ, J. a i: 2008. Revitalizace antropogenně postižené krajiny v Podkrušnohoří, Ústí n. L. : Univerzita J. E. Purkyně, 182 s. ISBN 978-80-7414-019-8.

Statistická ročenka půdního fondu ČR, Český úřad zeměměřický a katastrální, Praha, 2009.

Kontaktní adresa:

prof. Ing. Jaroslava Vráblíková, CSc., Ing. Petr Vráblík, Ph.D.,
Fakulta životního prostředí Univerzity J. E. Purkyně, Králova vý-
šina 7, 400 96 Ústí nad Labem, ČR, e-mail: vrabl-
kova@fzp.ujep.cz

Acta regionalia et environmentalica 2
Nitra, Slovaca Universitas Agriculturae Nitriae, 2009, s. 42–48

HEAVY METAL POLLUTION LEVEL IN THE CENTRAL ZEMPLÍN REGION IN MIXTURES OF GRASS SPECIES

ÚROVEŇ ZNEČISTENIA REGIÓNU STREDNÝ ZEMPLÍN ŤAŽKÝMI KOVMI PROSTREDNÍCTVOM VYBRANEJ ZMESI DRUHOV TRÁV

Ján HECL, Igor DANIELOVIČ

Plant Production Research Center – Agroecology Research Institute Michalovce, Slovakia

The possibilities of the use of grass species mixtures as bioindicator were tested in ten localities of the East Slovakia, preferably the areas with long-lasting heavy metals contamination in all components of the environment in the years 2004–2006. Soil and plant samples were taken simultaneously once a year at the end of June. Sampling sites included the marginal parts of fields as well as waste soils. Plant samples were taken from above-ground plant parts. The average sample consisted from following grasses: *Setaria pumila* (Poir.) Roem. et. Schult., *Setaria viridis* (L.) P. Beauv., *Lolium perenne* L., *Echinochloa crus-galli* (L.) P. Beauv., *Poa annua* L. The content of heavy metals in soils (analyzed by 2M HNO₃ extract) was from the point of view of its transport into grasses not hazardous. The only exception was the locality Petrovce upon Laborec. Apart from the contents of Cr, when the concentration was in 85 % of the samples of grasses higher than permitted by the norm, the contents of the other heavy metals were not higher than maximum permissible quantity for forage crops. Correlation relations between the contents of heavy metals in grasses and in the soils were not statistically significant. The soil reaction correlated with the changes of Cu content in the grasses. The content of Cu decreased with the increased soil reaction. The locality was a dominant reason of variability of measured data of heavy metals in relation to a plant. The achieved results demonstrate the possibility of utilization of the mixture of grasses as a bioindicator for the measurement of environmental contamination only in the case of chromium; however, the grass species mixtures did not show their suitability for biomonitoring of other heavy metals.

Key words: heavy metals, grass species mixtures, bioindicator

One of the most topical environmental problems affecting all components of the environment is pollution by risky compounds. According to published information, risky compounds originate in human activities. To evaluate environmental pollution level and receive information regarding toxicity of risky compounds, various organisms, e.g. plants, are used for biomonitoring. Biomonitoring is regular systematic usage of sensitive organisms as bioindicators to evaluate the level of environmental pollution.

Persistent xenobiotics, e.g. heavy metals, can be detected by bioindicators. Environmental monitoring by means of bioindicators is performed mostly in agricultural ecosystems. Certain plants can provide reliable data for basal monitoring, as well as biomonitoring. There are big differences among plants as far as contaminant uptake is concerned. Plants can take up contaminants from the soil or the air (Kloke et al., 1984).

Bioindicators are used in all components of ecosystems to determine the level of environmental pollution, such as the water ecosystem (Monteiro et al., 1995; Sharma et al., 2000), the soil ecosystem (Kandeler et al., 1996; Yao et al., 2006), and the plant ecosystem (Nahmani and Lavelle, 2002). Nowadays, plant biomonitoring is used most frequently for the determination of the anthropogenic pollution of ecosystem (Migaszewski et al., 2002; Loppí and Pírintsos, 2003). As mentioned above, these research papers dealt with the importance of biomonitoring mostly in industrial areas, and revealed differences among plant species to accumulate heavy metals in the plants used for biomonitoring. The papers also laid emphasis on the lack of relevant information regarding biogeochemical surveys and on the importance of the soil as a basic environmental matrix for evaluation of the agricultural

ecosystems' pollution. Reiman et al. (2001a,b) underline the necessity of further research dealing with a plant bioindicator – soil relationship and their mutual correlations accepting regional differences. Hernandez and Pastor (2008) used various grass species as bioindicator to determine the pollution level in closed mine surroundings in Spain.

This research is focused on heavy metal determination in the surroundings of the chemical factory Chemko at Strážske. Our goal was to determine the degree of heavy metal pollution using mixture of grasses to find the most reliable ones usable as bioindicators.

Material and methods

The current study was performed in the framework of service area monitoring heavy metals in the East Slovak Lowland (the chemical factory Chemko inc. Strážske) in the period 2004–2006. The contamination of grass species mixtures and soils with the heavy metals (Cd, Pb, Cr, Ni, Cu, and Zn) was evaluated in the samples taken once a year, at the end of June after flowering. The samples of plants and soils were taken from marginal parts of agricultural soil. The selection of sampling places (presented in the Table 1 and Figure 1) was performed in connection with the previous chemical production in Chemko inc. Strážske. Sampling places were as follows: Zbudza, Krivošfany, Strážske, Pusté Čemerné, Voľa, Vybuchanec, Nacina Ves, Petrovce nad Laborcom, Suché, and Michalovce.

There is assumption of the increased contamination of samples with the mentioned hazardous substances.

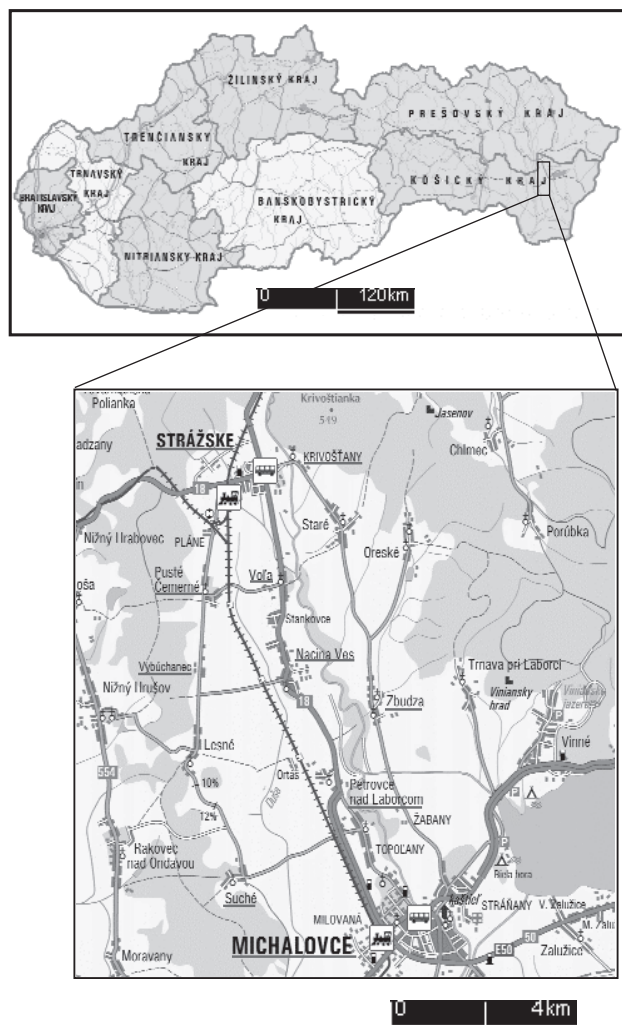


Figure 1 Map of sampling places
Obrázok 1 Mapa odberných miest

All samples were taken in duplicates (soil and grass from the same place) and in three replications. Soil samples were taken from the depth 0.0–0.3 m. The average samples of above-ground parts consisted from following grasses: *Setaria*

pumila (Poir.) Roem. et. Schult., *Setaria viridis* (L.) P. Beauv., *Lolium perenne* L., *Echinochloa crus-galli* (L.) P. Beauv., *Poa annua* L. Grasses species ratio was 1 : 1 : 1 : 1 : 1 (dry matter). The mixture of grasses species was made by its occurrence in the service area. There were analysed 30 samples of soil and 30 samples of above-ground parts of grasses per year.

The contents of heavy metals (Cd, Pb, Cr, Ni, Cu, and Zn) in soil and plant (mixture grasses) were determined by atomic absorption spectrometry (AAS) by the apparatus Shimadzu 660, with flame or flameless method AAS. The extract of 2M HNO₃ was used to analyse the contents of heavy metals in the soil samples. Plant material was analyzed after its mineralization of HNO₃ by flameless method.

The quality of soil and plants analyses were verified by reference material Soil-GBW 070402 and winter wheat – P-WBF.

The obtained analytical data were statistically tested by the analysis of variance by Statgraphics 6.0 with further factor influence evaluation, and with the linear regression analysis.

The analysed content of heavy metals in soils was valued according to the regulation of the Ministry of Agriculture of the Slovak Republic 531/1994-540 from the year 1994. From 1. 5. 2004 a new law No. 220/2004 is in power; however, the evaluation for potentially available forms of heavy metals in soil is made by the adjustment for 1994. This form is the most important from the point of view of biotoxicity. The contents of heavy metals in the samples of grasses were compared with the edict of the Ministry of Agriculture of the Slovak Republic 1497/1/1997-100 as amended 39/1-2002-100 and 3158/1/2003-100.

The content of humus and the soil reaction according to the sampling localities and years are demonstrated as additional parameters in the Table 1. The average content of humus was in the range 1.37–5.16 %. The grade of humus content is modest to intensive. The soil reaction was acid to neutral in the range 5.05–7.10 (Ložek et al., 1995).

Results and discussion

Detected heavy metal contents in the soil and in the grasses are presented in the Table 2.

Table 1 Selected chemical parameters of soil in the years 2004–2006

Locality (1)	Content of humus in % (2)			Exchangeable soil reaction (3)		
	2004	2005	2006	2004	2005	2006
Zbudza	2.15	2.32	2.70	5.70	5.68	6.10
Krivoštiny	2.54	2.14	3.0	6.55	7.10	6.75
Strážske	1.75	1.95	1.65	6.25	7.02	6.31
Pusté Čemerné	1.65	1.85	2.01	5.12	5.97	5.36
Voľa	2.37	2.46	2.98	5.05	5.26	5.75
Vybuchanec	4.33	5.16	4.55	6.25	6.93	6.50
Nacina Ves	1.96	2.25	2.14	5.78	6.14	5.38
Petrovce n/Laborcom	1.43	1.57	1.87	6.05	6.36	5.90
Suché	3.15	3.87	2.94	5.20	6.11	5.10
Michalovce	1.82	1.37	1.75	6.20	6.86	6.30

Tabuľka 1 Vybrané chemické charakteristiky pôdy v rokoch 2004–2006
(1) lokalita, (2) obsah humusu, (3) výmenná pôdna reakcia

Table 2 Heavy metal content in soil and grass species mixtures on observed localities in the years 2004–2006 in mg.kg⁻¹

Locality (1)	Year (2)	Cd		Pb		Cr		Ni		Cu		Zn	
		soil (3)	grass (4)	soil (3)	grass (4)	soil (3)	grass (4)	soil (3)	grass (4)	soil (3)	grass (4)	soil (3)	grass (4)
Zbudza	2004	0.124	0.251	5.08	2.26	6.08	4.83	1.88	2.17	7.7	3.92	11.81	29.37
	2005	0.364	0.277	11.8	2.64	5.86	4.29	2.63	2.21	5.95	3.66	33.64	28.26
	2006	0.289	0.288	11.25	3.55	5.45	3.69	2.05	2.01	6.69	4.11	35.23	26.58
	average (5)	0.26	0.27	9.38	2.82	5.80	4.27	2.19	2.13	6.78	3.90	26.89	28.07
Krištofany	2004	0.199	0.125	8.75	2.45	5.95	1.72	6.68	2.7	12.12	0.85	54.14	21.6
	2005	0.198	0.184	14.85	3.11	8.26	3.1	11.57	1.12	10.69	0.73	40.64	12.67
	2006	0.201	0.159	13.58	3.59	7.51	3.04	8.53	2.34	10.88	1.03	52.39	22.36
	average (5)	0.20	0.16	12.39	3.05	7.24	2.62	8.93	2.05	11.23	0.87	49.06	18.88
Stražské	2004	0.152	0.184	9.55	3.11	6.3	3.1	4.15	1.12	9.55	0.73	19.26	12.67
	2005	0.425	0.358	11.83	4.25	6.1	6.25	6.59	3.11	8.82	4.11	20.46	15.43
	2006	0.455	0.411	15.23	5.26	5.99	4.58	4.39	2.36	10.05	3.67	25.49	18.51
	average (5)	0.34	0.32	12.20	4.21	6.13	4.64	5.04	2.20	9.47	2.84	21.74	15.54
Pusté Čierne	2004	0.225	0.112	13.25	1.01	5.11	2.36	1.02	2.89	4.45	4.69	41.25	22.36
	2005	0.202	0.099	11.10	0.58	4.36	1.74	0.69	3.07	4.31	5.22	39.88	23.7
	2006	0.199	0.088	15.23	2.11	4.88	2.15	1.39	2.07	5.66	4.99	48.59	21.36
	average (5)	0.210	0.100	13.19	1.23	4.78	2.08	1.03	2.68	4.81	4.97	43.24	22.47
Vola	2004	0.131	0.258	11.38	4.25	6.98	6.25	2.19	3.11	10.35	4.11	14.38	15.43
	2005	0.147	0.045	16.61	4.11	6.24	2.87	4.27	2.17	7.37	6.15	14.23	23.77
	2006	0.178	0.145	18.98	5.64	5.15	4.05	3.29	2.57	8.11	5.16	18.21	19.98
	average (5)	0.15	0.150	15.66	4.67	6.12	4.39	3.25	2.62	8.61	5.14	15.61	19.73
Vybuchanec	2004	0.17	0.088	14.51	3.15	3.79	0.89	2.56	2.43	10.42	2.1	48.28	10.64
	2005	0.196	0.700	11.52	3.11	3.26	1.98	3.22	1.67	10.23	6.2	51.21	17.65
	2006	0.201	0.211	16.12	4.25	3.28	2.11	3.69	1.79	11.34	4.66	56.13	21.34
	average (5)	0.190	0.330	14.05	3.50	3.44	1.66	3.16	1.96	10.66	4.32	51.87	16.54
Nacina Ves	2004	0.221	0.099	11.02	0.58	6.12	1.74	6.23	3.07	9.9	5.22	20.13	23.7
	2005	0.301	0.651	11.88	1.37	5.17	4.35	9.53	1.20	8.29	5.72	22.45	13.5
	2006	0.322	0.55	12.65	2.59	4.59	3.11	7.12	2.69	8.54	4.62	26.47	14.11
	average (5)	0.280	0.430	11.85	1.51	5.29	3.07	7.63	2.32	8.91	5.19	23.02	17.10
Petrovec n/L.	2004	0.253	0.045	108.10	4.11	6.59	2.87	6.57	2.17	13.08	6.15	32.43	23.77
	2005	0.313	0.325	110.60	5.45	7.49	6.72	18.24	5.7	24.26	5.48	60.17	31.6
	2006	0.389	0.341	109.40	6.11	7.11	5.69	15.26	4.99	21.26	7.64	59.11	36.02
	average (5)	0.320	0.240	109.37	5.22	7.06	5.09	13.36	4.29	19.53	6.42	50.57	30.46
Suché	2004	0.12	0.651	8.54	6.37	6.77	4.35	4.15	1.2	11.13	5.72	13.78	13.5
	2005	0.135	0.070	19.98	7.11	2.15	6.25	12.44	3.11	8.85	6.20	24.12	29.37
	2006	0.147	0.211	20.31	6.58	3.66	5.45	10.22	2.88	10.25	5.36	25.59	21.13
	average (5)	0.13	0.310	16.28	6.69	4.19	5.35	8.94	2.40	10.08	5.76	21.16	21.33
Michalovce	2004	0.138	0.700	10.85	7.11	7.03	1.98	9.85	1.67	9.22	6.2	23.12	17.65
	2005	0.114	0.211	4.45	4.26	8.56	4.11	5.21	2.01	12.11	3.9	28.31	24.37
	2006	0.154	0.450	9.11	6.57	5.34	4.36	6.58	1.59	8.12	4.23	32.36	24.69
	average (5)	0.140	0.450	8.14	5.98	6.98	3.48	7.21	1.76	9.82	4.78	27.93	22.24
min.		0.114	0.045	4.45	0.58	2.15	0.89	0.69	1.12	4.31	0.73	11.81	10.64
max.		0.455	0.7	110.6	7.11	8.56	6.72	18.24	5.7	24.26	7.64	60.17	36.02
MPQ – forage crops (6)		–	1.0	–	40.0	–	3.0	–	5.0	–	und. (7)	–	und. (7)

Tabuľka 2 Obsah ťažkých kovov v pôdach a zmesi tráv na sledovaných lokalitách v rokoch 2004–2006 v mg.kg⁻¹
(1) lokalita, (2) rok, (3) pôda, (4) tráva, (5) priemer, (6) MPQ – maximal permissible quantity t. j. NPM – najvyššie prípustné množstvo, (7) und. – undefined – neurčené

Minimum and maximum heavy metal contents revealed that the data were widely scattered. Cd content ranged from 0.114 mg.kg⁻¹ at Michalovce to 0.455 mg.kg⁻¹ at Strážske; Pb content from 4.45 mg.kg⁻¹ at Michalovce to 110.60 mg.kg⁻¹ at Petrovce nad Laborcom. Pb content at Petrovce nad Laborcom was significantly higher than the referential value A1 that is legislatively approved.

The referential value A1 was exceeded 27-times during the three year period as follows: in Cd 7-times (the localities: Zbudza, Strážske, Naciná Ves and Petrovce nad Laborcom), in Pb 3-times (the locality: Petrovce nad Laborcom), in Ni 5-times (the localities: Krivoštany, Petrovce nad Laborcom and Suché), in Cu twice (the locality: Petrovce nad Laborcom), and in Zn 10-times (the localities: Krivoštany, Pusté Čemerné, Vybuchanec and Petrovce nad Laborcom). The exceeded significant referential value for Cd in soil was found also by Hronec et al. (2008) at the localities from around Rudňany and Kropachy. Besides Cr, the other heavy metals also exceeded the referential value at the locality of Petrovce nad Laborcom. This locality is situated close the river Laborec, which could possibly contaminate the locality as well.

The amount of Cr exceeded the referential value in 85 % of all grass samples, even though the soil was not contaminated by Cr. This result is relatively unexpected. Similar, double overload content of Cr in grasses at the localities with soft higher content of Cr was found by Bajčan et al. (2004). Cd did not exceed the referential value in the grasses in spite of its high bioaccessibility mainly in acid soils. Ni exceeded the referential value at the locality of Petrovce nad Laborcom in 2005. The other heavy metals did not exceed the allowed value for forages.

Based on statistical evaluation of the relationship between the heavy metal content in the grasses and in the soil (Table 3), there were detected two statistically significant (one of them even highly significant) relationships from the total of 18 analyzed.

The relation between the content of Ni in the grasses and in the soil was highly significant. The variability of the total Ni content in the soil caused 65.09 % of variability in the content in the grasses in 2006. One unit of Ni content in the soil caused the change of Ni content in the grasses about 1.4 units. An equation $Y = 0.180703 + 1.39925X$ was highly significantly valid for the range of $x = (0.69 - 18.24)$ mg.kg⁻¹ Ni in the soil that was equal to the range of $y = (1.12 - 5.70)$ mg.kg⁻¹ Ni in the grasses. The other significant relationship was found between the Cd content in the soil and in the grasses with $r = -0.688$. These results could be supported by the findings of Turan and Esringü (2007), who found significant differences in heavy metal contents among plant species and also between the soil and plant. Detected heavy metal contents in the soil extracted by 2M HNO₃ (potential mobile forms to be detected) did not revealed big differences between soil and plant contents except for the locality of Petrovce nad Laborcom, where the referential value for Cd, Pb, Ni and Zn was exceeded. This finding is in accordance with the finding of Linkeš et al. (1997), who found that heavy metal content uptaken by plants is similar to that in the soil only when the soil content is higher, but in case when the soil content is lower, there is no significant relationship.

As far as the content of Cd in the grasses (Table 4) is concerned, statistical analyses (ANOVA) revealed that the locality was a dominant source of variability and caused almost 90 % of variability in Cd content in the grasses. The locality as the dominant factor was confirmed in all tested heavy metals.

Table 3 Correlation dependences between heavy metals content in grass mixture and soil

Parameter (1)		G Cd 2004	G Cd 2005	G Cd 2006
S Cd (2)	cor. coefficient (8)	-0.688067	0.395017	0.523713
	proportion (9)	N	P	P
	signific. level (10)	0.02784	0.25858	0.12026
	r-sq % (11)	47.34	15.60	27.43
	statist. signif. (12)	+	-	-
		R Pb 2004	R Pb 2005	R Pb 2006
S Pb (3)	cor. coefficient (8)	0.105476	0.393652	0.344032
	proportion (9)	P	P	P
	signific. level (10)	0.77182	0.26038	0.33036
	r-sq % (11)	1.11	15.50	11.84
	statist. signif. (12)	-	-	-
		R Cr 2004	R Cr 2005	R Cr 2006
S Cr (4)	cor. coefficient (8)	0.571711	0.0873383	0.235515
	proportion (9)	P	P	P
	signific. level (10)	0.08422	0.81040	0.51245
	r-sq % (11)	32.69	0.76	5.55
	statist. signif. (12)	-	-	-
		R Ni 2004	R Ni 2005	R Ni 2006
S Ni (5)	cor. coefficient (8)	-0.24553	0.488879	0.80678
	proportion (9)	N	P	P
	signific. level (10)	0.49413	0.15160	0.00480
	r-sq % (11)	6.03	23.90	65.09
	statist. signif. (12)	-	-	++
		R Cu 2004	R Cu 2005	R Cu 2006
S Cu (6)	cor. coefficient (8)	-0.065769	0.0198736	0.483568
	proportion (9)	N	P	P
	signific. level (10)	0.85675	0.95654	0.15678
	r-sq % (11)	0.43	0.04	23.38
	statist. signif. (12)	-	-	-
		R Zn 2004	R Zn 2005	R Zn 2006
S Zn (7)	cor. coefficient (8)	-0.0747539	0.211235	0.571634
	proportion (9)	N	P	P
	signific. level (10)	0.83739	0.55799	0.08428
	r-sq % (11)	0.56	4.46	32.68
	statist. signif. (12)	-	-	-

*P < 0,05 **P < 0,01

G – trávy, S – pôda

vplyv faktora preukazný na hladine $\alpha = 0,05$ alebo $\alpha = 0,01$

G – grasses, S – soil

effect of the factor significant at the level $\alpha = 0,05$ or $\alpha = 0,01$

Tabuľka 3 Korelačné závislosti medzi obsahom ťažkých kovov v zmesi tráv a v pôde

(1) parameter, (2–7) kov, (8) korelačný koeficient, (9) úmernosť, (10) hladina významnosti, (11) index determinácie, (12) štatistická preukaznosť

Replication had no significant influence on the total data variability.

Soil pH, soil texture, quantity and quality of soil organic matter, as well as some other elements belong to the main factors affecting heavy metal uptake by plants from the soil

Table 4 Analysis of variance of source of heavy metal in grass mixture

Parameter (1)	Source of variation (8)	d.f.	F _{cal}	P	% influence (order) (14)
Cd (2)	locality (9)	9	5.584	++	89.64 (1)
	year (10)	2	0.643	-	10.32 (2)
	repetition (11)	3	0.002	-	0.00 (3)
	residue (12)	105			
	total (13)	119			
Pb (3)	locality (9)	9	127.040	++	70.25 (1)
	year (10)	2	53.723	++	29.71 (2)
	repetition (11)	3	0.060	-	0.03 (3)
	residue (12)	105			
	total (13)	119			
Cr (4)	locality (9)	9	22.215	++	58.72 (1)
	year (10)	2	15.561	++	41.31 (2)
	repetition (11)	3	0.05	-	0.13 (3)
	residue (12)	105			
	total (13)	119			
Ni (5)	locality (9)	9	10.239	++	85.02 (1)
	year (10)	2	1.783	-	14.80 (2)
	repetition (11)	3	0.021	-	0.17 (3)
	residue (12)	105			
	total (13)	119			
Cu (6)	locality (9)	9	37.880	++	82.08 (1)
	year (10)	2	8.005	++	17.34 (2)
	repetition (11)	3	0.026	-	0.05 (3)
	residue (12)	105			
	total (13)	119			
Zn (7)	locality (9)	9	18.381	++	65.92 (1)
	year (10)	2	9.423	++	33.79 (2)
	repetition (11)	3	0.076	-	0.27 (3)
	residue (12)	105			
	total (13)	119			

*P < 0,05 **P < 0,01

d.f. – stupne volnosti, F_{vp} – vypočítaná F-hodnota, P – vplyv faktora preukazný na hladine $\alpha = 0,05$ alebo $\alpha = 0,01$
d.f – degrees of freedom, F_{cal} – calculated F-ratio, effect of the factor significant at the level $\alpha = 0.05$ or $\alpha = 0.01$ **Tabuľka 4**

Viacfaktorová analýza rozptylu zdrojov ťažkých kovov v zmesi tráv

(1) parameter, (2–7) kov, (8) zdroj variability, (9) lokalita, (10) ročník, (11) opakovanie, (12) zvyšok, (13) sumár, (14) vplyv poradie

(Lahučký et al., 2005). Our results also confirmed these findings. Based on the statistical evaluation, from the total of 36 relationships between heavy metal content in the grasses and selected chemical soil properties (soil pH and soil organic matter in %) there were found 12 statistically significant (6 relationships between soil pH and heavy metal content in the grasses and 6 relationships between soil organic matter and heavy metal content in the grasses) with correlation coefficients from $r = -0.65$ to $r = 0.42$ (Table 5). Soil pH measured in KCl solution and varied from 5.05 to 7.10 statistically highly significantly influenced the variability of Cu content in the grasses. It was ascertained that the higher the soil pH the lower the Cu content in the grasses (from $r = -0.47$ to $r = -0.56$). In acid soils, Cu uptake by the grasses was higher. The narrower range of correlation coefficients for Cu content is in accordance with the findings of Lubben and Sauerbeck (1991), who found

narrower range of correlation coefficient for Cu content in comparison to Cd, Pb, and Zn. One significant relationship for Cd and Zn, but no relationship for Pb is in contrast to the findings of Alloway (1990), Gupta and Aten (1993), Makovniková (2000), who found that Cd, Pb, and Zn content is significantly dependent on pH value.

The influence of soil pH and quantity of soil organic matter on Pb uptake by the grasses was not confirmed. Pb uptake from the soil is lower than that by plant surface. As much as 80 % of Pb accumulated in plants may be uptaken from the air (Beneš, 1993).

The content of soil organic matter was in relation to Cd content with $r = 0.37$ and $r = -0.49$, to Cr content with $r = -0.40$, to Cu content with $r = -0.31$ and $r = 0.42$, and to Zn content in the grasses with $r = -0.56$. The relationship between soil organic matter and heavy metal content in grass species is not fully

Table 5 Correlation dependences between heavy metal content in grass mixture and the selected chemical properties in soil

Parameter (1)		G Cd	G Pb	G Cr	G Ni	G Cu	G Zn
pH soil 2004 (2)	cor. coeff. (8)	-0.192308	0.008147	-0.655866	-0.22626	-0.485637	-0.04905
	proportion (9)	N	P	N	N	N	N
	sign. level (10)	0.3451	0.9602	0.00	0.16034	0.00149	0.7637
	r-sq % (11)	3.70	0.01	43.02	5.12	23.58	0.24
	stat. sign. (12)	-	-	++	-	++	-
pH soil 2005 (3)	cor. coeff. (8)	-0.38056	0.09447	0.104268	-0.113979	-0.476647	-0.504506
	proportion (9)	N	P	P	N	N	N
	sign. level (10)	0.0155	0.56199	0.52198	0.48374	0.00204	0.00
	r-sq % (11)	14.46	0.89	1.09	1.3	22.41	25.0
	stat. sign. (12)	+	-	-	-	++	++
pH soil 2006 (4)	cor. coeff. (8)	0.0211148	0.05329	-0.175339	-0.272163	-0.560235	0.20066
	proportion (9)	P	P	N	N	N	P
	sign. level (10)	0.8971	0.74398	0.27917	0.08933	0.00	0.21442
	r-sq % (11)	0.04	0.28	3.07	7.41	31.39	4.03
	stat. sign. (12)	-	-	-	-	++	-
humus content 2004 (5)	cor. coeff. (8)	0.07083	0.139606	-0.16168	-0.01248	-0.316651	-0.567996
	proportion (9)	P	P	N	N	N	N
	sign. level (10)	0.66403	0.39025	0.31891	0.93905	0.04651	0.00
	r-sq % (11)	0.5	1.95	2.61	0.02	10.03	32.26
	stat. sign. (12)	-	-	-	-	+	++
humus content 2005 (6)	cor. coeff. (8)	0.3749	0.1795	-0.23985	-0.258648	0.422067	-0.08693
	proportion (9)	P	P	N	N	P	N
	sign. level (10)	0.0174	0.2674	0.1360	0.10707	0.006	0.59376
	r-sq % (11)	14.06	3.23	5.75	6.69	17.81	0.76
	stat. sign. (12)	+	-	-	-	++	-
humus content 2006 (7)	cor. coeff. (8)	-0.491789	-0.086544	-0.403247	-0.275163	-0.167131	-0.146092
	proportion (9)	N	N	N	N	N	N
	sign. level (10)	0.001	0.59542	0.009	0.08572	0.3026	0.36838
	r-sq % (11)	24.19	0.75	16.26	7.57	2.79	2.13
	stat. sign. (12)	++	-	++	-	-	-

*P < 0,05 **P < 0,01

G – trávny

G – grasses

vplyv faktora preukazný na hladine $\alpha = 0,05$ alebo $\alpha = 0,01$ effect of the factor significant at the level $\alpha = 0,05$ or $\alpha = 0,01$ **Tabuľka 5**

Korelačné závislosti obsahu ťažkých kovov v zmesi tráv od vybraných chemických vlastností pôdy

(1) parameter, (2–4) pôdna reakcia, (5–7) obsah humusu, (8) korelačný koeficient, (9) úmernosť, (10) hladina významnosti, (11) index determinácie, (12) štatistická preukaznosť

known. Johnson and Jones (1992) stated that the amount of organic carbon in acid soils is more important than soil pH, in contrast to the findings of Pardo and Guadalix (1995), Naidu et al. (1994), who strictly stated that Cd sorption is highly related to soil pH. Barančíková et al. (1997) reported that there is no relationship between soil organic carbon content and Cd sorption.

Conclusion

This research was aimed to test selected grass species mixtures from the point of sensitivity to heavy metal pollution. The total content of heavy metals in the grasses was the main criterion and the total content in the soil was the additional criterion. Soil pH and soil organic matter, the most important factors affecting heavy metal mobility, were also tested.

Our results prove that the content of heavy metals in soil is not risky for the transport into grasses, although the referential value A1 was exceeded 27-times (Cd – 7x, Pb – 3x, Ni – 5x, Cu – 2x and Zn – 10x). Except for Cr content, where 85 % of grass samples had the content higher than it is allowed, the other heavy metals had no risky content in the grasses, so they can be used for forage. The relationship between heavy metal

content in the grasses and in the soil extracted by 2M HNO₃ was statistically not significant.

The locality was found as a dominant source of variability for heavy metal content in the grasses. Soil pH had statistically highly significantly influence the variability of Cu content in the grasses. The higher the soil pH value is the lower is the Cu content in the grasses. The influence of soil pH and soil organic matter content on Pb uptake by the grasses was statistically non-significant.

From the average samples tested on heavy metal contents the grass species mixtures proved their unsuitability for usage in bio-monitoring of here observed heavy metals, with exception of Cr, which may be used as bio-indicator for selected grass mixture.

Súhrn

Na desiatich lokalitách východného Slovenska v oblasti s dlhodobou negatívnym vplyvom priemyslu na zložky životného prostredia bola v rokoch 2004 až 2006 zisťovaná možnosť využitia

vybranej zmesi druhov tráv ako bioindikátora pôdneho prostredia. Obsah ťažkých kovov v pôdach vo výluhu 2 M HNO₃ nebol okrem lokality Petrovce n/Laborcom z hľadiska transportu ťažkých kovov do tráv rizikový. Okrem obsahu Cr, kde bola pri 85 % vzoriek tráv koncentrácia vyššia ako povoľuje norma, sa pri ostatných ťažkých kovoch nezistil obsah, ktorý prekračuje NPM pre krmoviny. Hodnotenie korelačných závislostí medzi obsahom ťažkých kovov v trávach a obsahom kovov v pôde vo výluhu 2 M HNO₃ bolo štatisticky nepreukazné. Pôdna reakcia koreluje so zmenami obsahu Cu v trávach. S jeho zvyšujúcou hodnotou klesalo množstvo Cu v trávach. Dominantným zdrojom variability nameraných údajov vo vzťahu k rastline bola lokalita. Získané výsledky ukazujú na možnosť použitia vybranej zmesi druhov tráv ako bioindikátora pri určovaní záťaže životného prostredia len v prípade chrómu. Pri ostatných sledovaných ťažkých kovoch je nami sledovaná trávna zmes nevhodná na využitie v biomonitoringu.

Kľúčové slová: ťažké kovy, zmes druhov tráv, bioindikátor

References

- ALLOWAY, B. J. 1990. Heavy metals in soil. New York : Johny Wiley and Sons, 1990, 339 p.
- BAJČAN, D. – TOMÁŠ, J. – TÓTH, T. – LAHUČKÝ, L. 2004. Evaluation of soil and plant production hygiene in area contaminated by heavy metals. In: Mendelnet 04 – Agro, section environmental technics, 2004, p.1–7.
- BARANČÍKOVÁ, G. – BREČKOVÁ, V. – DLUGOŠ, J. 1997. Retention of cadmium by soils and humic acid. In: Plant, Soil and Environment, vol. 43, 1997, p. 107–112.
- BENEŠ, S. 1993. The content and element balance in the environment. I. part. Praha. Ministry of Agriculture of the Czech Republic: 1993, 88 p. (In Czech)
- GUPTA, S. K. – ATEN, C. A. 1993. . In: Intern. Journal Environment. Anal. Chem. vol. 51, 1993, p. 25–46
- HRONEC, O. – VILČEK, J. – TÓTH, T. – ANDREJOVSKÝ, P. – ADAMIŠIN, P. – HUTTMANOVÁ, E. 2008. Heavy metals in soils and plants of contaminated area Rudnany – Gelnica. In: Acta regionalia et environmentalica, vol. 5, 2008, no. 1, p. 24–28.
- HERNANDEZ, A. J. – PASTOR, J. 2008. Relationship between plant biodiversity and heavy metal bioavailability in grasslands overlying an abandoned mine. In: Environ Geoche. Health, vol. 30, 2005, p. 127–133.
- JOHNSON, A. E. – JONES, K. C. 1992. The cadmium issue – long term changes in the cadmium content of soil and the crops grown on then. In: International Fertilizer Development Center (ed.): Proc. Int. Workshop on Phosphate and the Environment, Florida, 23–27 march 1992, p. 255–269.
- KANDELER, E. – KAMPICHLER, C. – HORAK, O. 1996. Influence of heavy metals on the functional diversity of soil microbial communities. In: Biology and Fertility of Soils, vol. 23, 1996, p. 299–306.
- KLOKE, A. – SAUERBECK, D. R. – VETTER, H. 1984. The contamination of plants and soils with heavy metals and the transport of metals in terrestrial food chains. In: Changing metal cycles and human health. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo, 1984, p. 113–141.
- LAHUČKÝ, L. – VOLLMANOVÁ, A. – TOMÁŠ, J. – TOMÁŠ, T. 2005. Vertical cadmium migration in some soil types. In: Agriculture, vol. 51, 2005, no. 8, p. 429–435.
- LINKEŠ, V. 1997. Soil monitoring of Slovak republic. The results of partial monitoring for period 1992–1996. Bratislava : VÚPÚ Lesoprojekt Zvolen, ÚKSÚP Bratislava, LVÚ Zvolen, Bratislava, 1997, 128 p. ISBN 80-85361-35-3.
- LOPPI, S. – PIRINTSOS, S. A. 2003. Epiphytic lichens as sentinels for heavy metal pollution at forest ecosystems (central Italy). In: Environ. Pollut., vol. 121, 2003, p. 327–332.
- LOŽEK, O. – FECENKO, J. – BORECKÝ, V. 1995. ABC of nutrition and fertilization of plant. Ministry of Agriculture of the Slovak Republic. The institute of scientific and technological information, Nitra, 1995, 132 p. ISBN 80-85330-21-0
- LUBBEN, S. – SAUERBECK, D. 1991. Transfer faktoren und transferkoeffizienten für den schwermetallübergang Boden – Pflanzen. In: Berichte au sekol. Forschung, Band vol. 6, 1991, 88 p.
- MAKOVNÍKOVÁ, J. 2000. Distribution of Cd, Pb, Cu and Zn in soil and its valuation with regard to potentials and barriers of metal transport into plants. In: Edition Pedo-Disertationes, Bratislava : VÚPÚ, 2000, 126 p. ISBN 80-85361-67-1.
- MIGASZEWSKI, Z. M. – GALUSZKA, A. – PASLAWSKI, P. 2002. Polynuclear aromatic hydrocarbons, phenols and trace metals in selected soil profiles and plant bioindicators in the Holy Cross Mountains, south-central Poland. In: Environ. Intern., vol. 28, 2002, p. 303–313.
- MONTEIRO, M. T. – OLIVEIRA, R. – VALE, C. 1995. Metal stress on the plankton of Sado River (Portugal). In: Water Research, vol. 29, 1995, p. 695–701.
- NAHMANI, J. – LAVELLE, P. 2002. Effects of heavy metal pollution on soil macrofauna in a grassland of northern France. In: European Journal of Soil Biology, vol. 38, 2002, p. 297–300.
- NAIDU, R. – BOLAN, N. S. – KOOKANA, R. S. – TILLER, K. G. 1994. Ionic – strenght and pH effects on the sorption of cadmium and the surface charge of soils. In: Eur. J. Soil Sci., vol. 45, 1994, p. 419–429.
- PARDO, M. T. – GUADALIX, M. E. 1995. Cadmium sorption by two acid soils as affected by clearing and cultivation. Commun. Soil. Sci. Pl. Anal., vol. 26, 1995, no. 1–2, p. 389–392.
- REIMANN, C. – NISKAVAARA, H. – KASHULINA, G. – FILZMOSE, P. – BOYD, R. – VOLDEN, T. – TOMILINA, O. – BOGATYREV, I. 2001a. Critical remarks on the use of terrestrial moss (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) for monitoring of airborne pollution. In: Environ. Pollut. vol. 113, 2001, p. 41–57.
- REIMANN, C. – KOLLER, B. – FRENGSTAD, B. – KASHULINA, G. – NISKAVAARA, H. – ENGLMAIER, P. 2001b. Comparison of the element composition in several plant species and their substrate form a 1 500 000 km² area in Northern Europe. In: Sci. Total Environ. vol. 278, 2001, p. 87–112.
- SHARMA, M. S. – LIYAQUAT, F. – BARBAR, D. – CHISTY, N. 2000. Biodiversity of freshwater zooplankton in relation to heavy metal pollution. In: Pollution Research, vol. 19, 2000, p. 147–157.
- TURAN, M. – ESRINGÜ, A. 2007. Phytoremediation based on canola (*Basica napus* L.) and Indian mustard (*Brassica juncea* L.) planted on spiked soil by aliquot of Cd, Cu, Pb and Zn. In: Plant Soil Environ., vol. 53, 2007, p. 7–15.
- YAO, H. Y. – LIU, Y. Y. – XUE, D. – HUANG, C. Y. 2006. Effect of copper on phospholipid fatty acid composition of microbial communities in two red soils. In: Journal of Environmental Science, vol.18, 2006, p. 503–509.

Contact address:

RNDr. Ján Hecl, PhD., Plant Production Research Center – Agroecology Research Institute Michalovce, Špitálska 1273, 071 01 Michalovce, Slovak Republic, e-mail: hecl@scpv-ua.sk, RNDr. Igor Danielovič, PhD., Plant Production Research Center – Agroecology Research Institute Michalovce, Špitálska 1273, 071 01 Michalovce, Slovak Republic, e-mail: danielovic@scpv-ua.sk

Acta regionalia et environmentalica 2
Nitra, Slovaca Universitas Agriculturae Nitriae, 2009, s. 49–53

MOŽNOSTI VYUŽÍVANIA FYTOMASY INVÁZNYCH DRUHOV BYLÍN NA VÝROBU BIOPALÍV A TEPELNEJ ENERGIE

POSSIBILITIES OF UTILIZATION OF INVASIVE PLANT PHYTOMASS FOR BIOFUEL AND HEAT PRODUCTION

Daniela HALMOVÁ, Alexander FEHÉR

Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre

Biomass has become one of the most important renewable energy carriers, which mitigates the emissions of greenhouse gases, especially the CO₂. The utilization of biomass is limited by various factors, e.g. spread of exploited areas or increase of intensification, which finally cause the increase of external input. One of the possibilities is the exploitation of the biomass of invasive herb species. These are non-native species, which can penetrate into plant communities in a new area, and locally they can replace native species and decrease biodiversity. Therefore, the regulation of these species is necessary. One of the areas of their possible utilization is energy sector. Considering the weight of produced phytomass, *Fallopia x bohemica* could be such an herb. According to our research, under the conditions of south-western Slovakia it reached the annual yield of 30.7 t·ha⁻¹ 2007 and 26.3 t·ha⁻¹ in dry mass when mown once a year. Its calorific value is 18.4 GJ/t⁻¹, and the content of ash is 6.5 %.

Key words: biomass, phytomass, bio-fuel, energy production, *Fallopia x bohemica*, invasive plants

Neustály populačný rast, rýchly pokles zásob fosílnych surovín, relatívne pomalý technický pokrok pri objavovaní nových prírodných zdrojov energie nás núti vo väčšej miere zvažovať využívanie netradičných obnoviteľných nosičov energie akým je biomasa či fytomasa. Využitie biomasy na energetické účely je limitované faktormi ako sú napr. rozširovanie produkčných plôch, alebo zvyšovanie intenzifikácie, čo má za následok zvyšovanie vonkajších vstupov, rozmiestnenie energetických zariadení a koncových odberateľov biomasy či biopalív a iné. Z tohto dôvodu je dôležitý výber vhodných rastlín, ktoré vyhovujú požiadavkám na energetické rastliny a miestnym klimatickým podmienkam, či kvalite pôdy.

Príroda funguje ako celok a citlivo reaguje na každý zásah. V dôsledku existencie rozsiahlych transportných sietí sa stále viac a viac živých organizmov dostáva či už náhodne alebo zámernou introdukciou na miesta, kde sa predtým nevyskytovali. Na nových stanovištiach často vymiznú alebo sa adaptujú novým podmienkam a začnú sa rozmnožovať a rozširovať ďalej. Keďže obklopujúce druhy nie sú vždy schopné im konkurovať, začínajú sa správať invázne a lokálne vytláčajú pôvodné druhy rastlín čím znižujú biodiverzitu. Proces biologických/biotických invázií a ich negatívny vplyv môže (do určitej miery) regulovať iba včasná kontrola a manažment vo všetkých fázach procesu invázie. Manažment je úspešný iba vtedy, ak poznáme, ako sa invadujúce druhy vo vybranom biotope správajú. Jednou z možných ciest ako regulovať ich výskyt je využitie ich biomasy na energetické účely, na čo je však potrebné skúmať ich rastové charakteristiky – adaptabilitu pre Slovensko.

Využívanie biomasy ako nosiča energie – energetickej suroviny pre výrobu biopaliva a následné využitie má menšie negatívne dopady na životné prostredie, ako spaľovanie fosílnych palív. Spaľovaním biomasy sa do ovzdušia uvoľňuje len také množstvo CO₂, aké bolo akumulované fotosyntézou do rastliny v priebehu jej rastu.

Cieľom práce bolo zistiť možnosti využitia fytomasy vybraných inváznych druhov bylín na energetické účely s ohľadom na ich energetický potenciál a ekonomickú bilančnosť pre vidiecke domácnosti.

Materiál a metódy

Invázne rastliny sú definované ako nepôvodné druhy, ktoré sa samovoľne šíria a vytláčajú pôvodné druhy z ich prirodzených biotopov a znižujú biologickú rozmanitosť (zákon č. 543/2002 Z. z.). Platný zoznam inváznych druhov rastlín na Slovensku uvádza vyhláška č. 24/2003, medzi nimi aj *Fallopia japonica* (pohánkovec japonský), *F. sachalinesis* (pohánkovec sachalinský) a ich hybrid *Fallopia x bohemica* (pohánkovec český). V podmienkach Slovenska sa za najviac rozšírený považuje *Fallopia x bohemica*. Je to trvácna rastlina, ktorá má byle vysoké 1,5–3 m, dĺžka čepele listu je 10–25 cm, šírka 7–20 cm, vrchol čepele pozvoľne až m náhle v špiči zúžený (končistý), báza čepele je široko klinovitá až plytko srdcovitá, spodná strana sivozelená, konzistencia je slabo tuhá; súkvetia sú o málo dlhšie ako stopka, okvetie je biele až bieložlté, nažky nedokonale vytvorené (Cvachová a i., 2002, upravené). Tento kríženec bol prvýkrát nájdený v r. 1982 v okolí Náchoda (kúpele Běloves) v Českej republike a popísaný ako *Reynoutria x bohemica*, neskôr ako *Fallopia x bohemica*. Bol nájdený aj v iných krajinách, miestami s rodičovskými druhmi, inde samostatne (Chrtok a Chrtková, 1985, Bailey a Wisskirchen 2006).

Fallopia japonica (prvý rodič spomínaného hybridu) pochádza z východnej Ázie, pôvodný areál zahŕňa Japonsko, Severnú a Južnú Kóreu, Tajvan a Čínu. V Európe sa vyskytuje od roku 1825. Druhotne je rozšírená v celej Európe, od Španielska po Nórsko, na severoamerickom kontinente a výskyt bol zaznamenaný aj na Novom Zélande. Prvé údaje o výskyte *Fallopia japonica* na Slovensku pochádzajú z 20. a 30. rokov 20. storo-

čia (Grime, Hodgson a Hunt, 1988; Lohmeyer a Sukopp, 1992; Pyšek a Mandák, 1997). Druhý rodič tohto hybridu, *Fallopia sachalinensis*, je pôvodný v južnom Sachaline, južných Kurilách a v severnom Japonsku (ostrovy Hokkaidó a Honšú). Najstarší záznam o pestovaní v Európe pochádza z roku 1869 (Pyšek a Mandák, 1997 a i.). *Fallopia japonica* sa často zamieňa s *Fallopia x bohemica* pričom tento kríženec je v niektorých oblastiach veľmi hojný, napr. vo Veľkej Británii (Bailey, Child and Conolly, 1996), alebo je viac rozšírený ako napr. v oblasti Žitavskej pahorkatiny na Slovensku (Fehér, 1998) alebo v západnom Maďarsku (Balogh, 1998 a 1999).

Niekedy sa pestuje ako ozdobná a medonosná rastlina v predzáhradkách, odkiaľ splaňuje. Často vytvára súvislé a husté porasty v povodiach riek (napr. horný tok Nitra, Fehér, 2001). Cudzie druhy rodu *Fallopia* sa úspešne šíria na také stanovišťa, ako lemy ciest, skládky, či narušované miesta v obciach. Uprednostňuje pH medzi 4 až 8 a vysoký obsah organického materiálu v pôde (Grime, Hodgson a Hunt, 1988; Palmer, 1994 a i.).

Rastliny sa vegetatívne rozmnožujú najmä podzemkami a vyznačujú sa schopnosťou zakoreňovania odlomených a vodou transportovaných výhonkov. O generatívnom rozmnožovaní v prírodných podmienkach nemáme z územia Slovenska údaje.

V rámci terénneho výskumu sme hodnotili štyri bylinné invázne druhy a to *Fallopia x bohemica*, *Helianthus tuberosus*, *Solidago canadensis* a *Solidago gigantea* (predmetom tohto príspevku je iba *Fallopia x bohemica*, pretože tá poskytuje najviac biomasy na jednotku plochy). Trvalú výskumnú plochu s veľkosťou 1 x 1 m sme založili v poraste *Fallopia x bohemica* na lokalite Nitrianske Hrnčiarovce, časť Malanta v máji 2007 náhodným výberom vo vnútri porastu, ktorého rozloha je približne

5 x 45 m. Rastové parametre populácie invázneho druhu *Fallopia x bohemica* sme sledovali v priebehu dvoch rokov 2007–2008 na celej trvalej výskumnej ploche pri priemernom počte 23 rastlín. V mesačných intervaloch (v roku 2008 sa predĺžil interval meraní) sme zisťovali nasledovné rastové parametre:

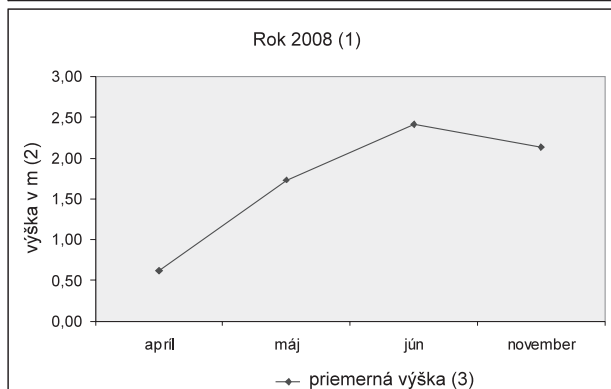
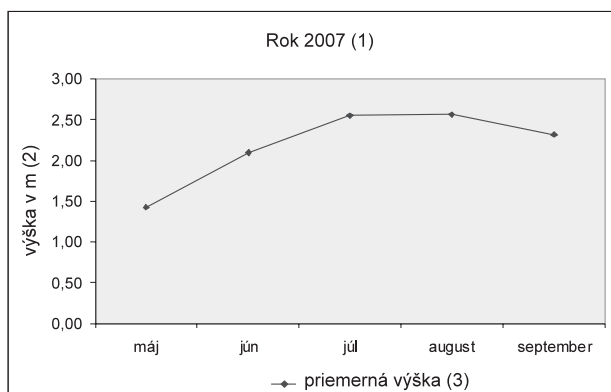
- hustotu populácie,
- výšku byl (ramiet),
- hrúbku byl (ramiet),
- počet internódií,
- počet konárov,
- počet listov.

Jednorazovo (na konci vegetačného obdobia, t. j. v čase predpokladaného zberu) sme zistili vyprodukovanú suchú hmotu biomasy na jednotku plochy trikrát z 1 x 1 m deštrukčnej plochy (mimo trvalej výskumnej plochy). Odobratú vzorku 81 rastlín (počet rastlín z celej deštrukčnej plochy) v roku 2007 a 102 v roku 2008 (len nadzemná biomasa) sme odvážili pred vysušením a po vysušení a z rozdielu hodnôt sme vypočítali množstvo suchej hmoty. Rozdiel hmotností bol vyjadrený aj v percentách.

Nakoľko ide o rastlinu s klonálnym rastom, za rastlinu považujeme nadzemný výhonok (rameta) polykormónu.

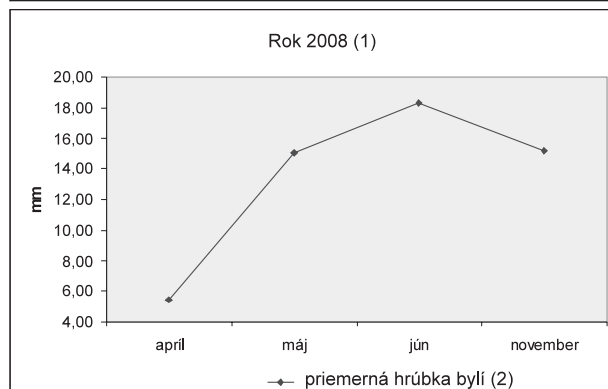
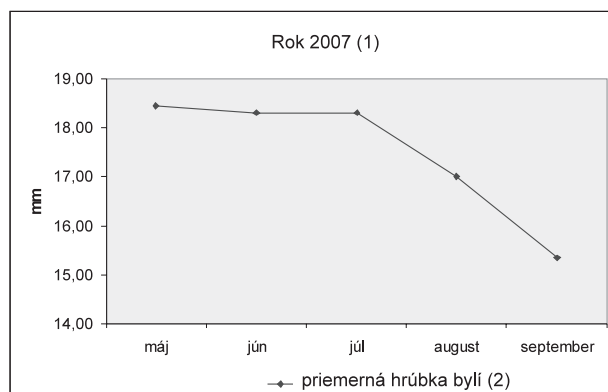
Výsledky a diskusia

Rastové parametre v roku 2007 a 2008 boli porovnateľné, avšak vzhľadom na iný chod poveternostných podmienok, neboli



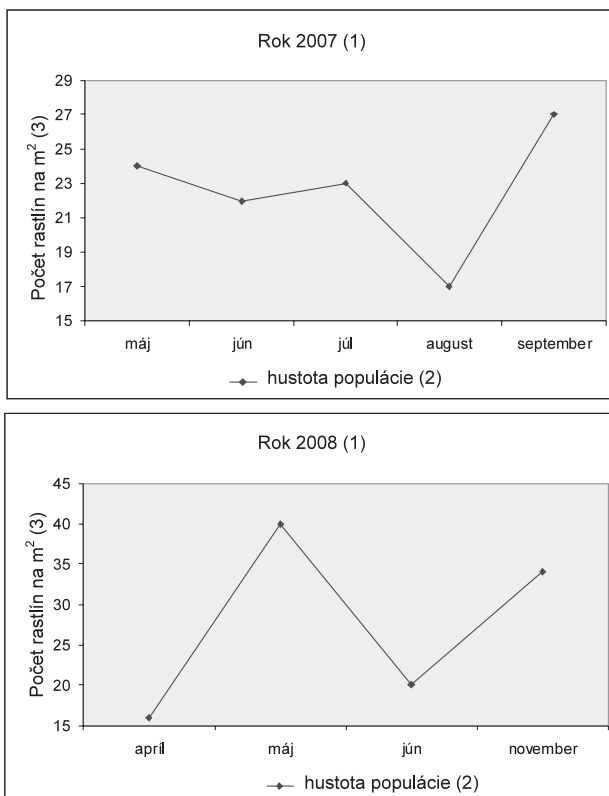
Obrázok 1 Porovnanie priemernej výšky *Fallopia x bohemica* za roky 2007–2008

Figure 1 Comparison of average height of *Fallopia x bohemica* in the years 2007–2008
(1) year, (2) height in m, (3) average height



Obrázok 2 Porovnanie priemernej hrúbky bylí pri báze *Fallopia x bohemica* za roky 2007–2008

Figure 2 Comparison of average stem diameter at base of *Fallopia x bohemica* in the years 2007–2008
(1) year, (2) average stem diameter



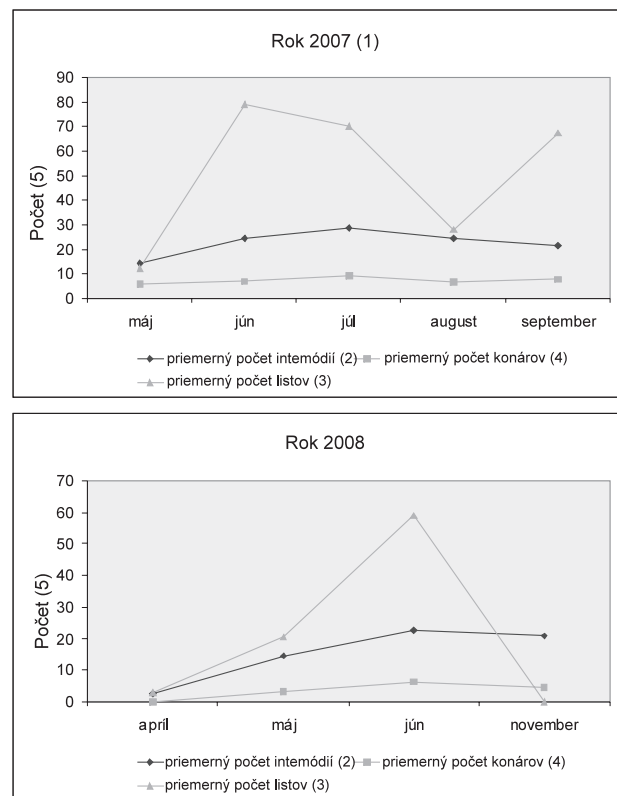
Obrázok 3 Porovnanie hustoty populácie *Fallopia x bohemica* za roky 2007–2008

Figure 3 Comparison of population density of *Fallopia x bohemica* in the years 2007–2008
(1) year, (2) population density, (3) number of shoots per m²

rovnaké (obr. 1–4). Hustota populácie v roku 2007 bola najvyššia v máji a septembri, najnižšiu hustotu sme zaznamenali v auguste (17) v ostatných mesiacoch sa pohybovala od 22–27 rastlín. V roku 2008 sme zaznamenali najvyššiu hustotu v máji (40) a novembri (37). Odchýlky v hustote možno vysvetliť vnútrodrohovou kompetíciou ramiet. Najväčšiu priemernú výšku rastlín sme zistili v roku 2007 v auguste, no v roku 2008 už v júni (takáto dynamika bola zapríčinená nárastom nových výhonkov). Čo sa týka priemernej hrúbky býľ, významne sa nelíšila v priebehu oboch rokov. Priemerný počet internódií korešponduje s výškou rastlín, priemerný počet konárov a listov spolu s ostatnými parametrami je výrazne ovplyvňovaný vnútrodrohovou kompetíciou a zároveň aj mikroklimatickými podmienkami ovplyvňujúcimi predovšetkým príjem vody a živín.

Na základe vývoja rastových parametrov možno skonštatovať, že *Fallopia x bohemica* vytvára kompaktné husto zapojené porasty a veľký objem nadzemnej biomasy. Pričom najvyšší obsah sušiny sme zaznamenali na konci vegetačného obdobia október – november (38,47 %, obr. 5). Toto obdobie sme stanovili za najvhodnejšie pre zber (nakoľko byle obsahujú najnižšie % vody sú značne lignifikované a touto vlastnosťou sa približujú skôr k rýchle rastúcim drevinám). Úroda zisťovaná na deštruktívnych plochách v roku 2007 bola 3,07 kg.m⁻² čo je v prepočte na 1 ha až 30,7 t.ha⁻¹ suchej hmoty a v roku 2008 bola hmotnosť sušiny 2,63 kg.m⁻² čo je 26,3 t.ha⁻¹. Okrem vysokej produkcie biomasy má *Fallopia x bohemica* aj vysokú energetickú výťažnosť 18,4 MJ.kg⁻¹ suchej hmoty (porovn. Stražil, 2006).

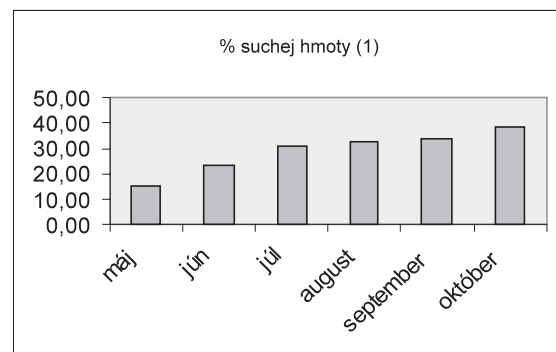
Na základe dvojročného sledovania invázneho bylinného druhu *Fallopia x bohemica* môžeme skonštatovať, že ide o druh s vysokým potenciálom tvorby nadzemnej biomasy. Výťažnosť



Obrázok 4 Porovnanie priemerného počtu internódií, konárov a listov *Fallopia x bohemica* za roky 2007–2008

Figure 4 Comparison of average number of internodes, branches, and leaves of *Fallopia x bohemica* in the years 2007–2008
(1) year, (2) average number of internodes, (3) average number of branches, (4) average number of leaves, (5) number

sa pohybuje od 26,27 t.ha⁻¹ do 30,70 t.ha⁻¹, čo korešponduje s výsledkami Pastoreka (2004), ktorý uvádza hmotnosť biomasy 37,5 t.ha⁻¹. Hmotnosť biomasy rodičovského druhu hybridu *Fallopia japonica* skúmalo niekoľko autorov: Brock (1985) uvádza 9,37 t.ha⁻¹ a Beerling, Bailey a Conolly (1994) až max. 37 t.ha⁻¹ vo Veľkej Británii, Horn a Prach (1995) iba 9,03 t.ha⁻¹ v Českej republike. Eliáš (1998) uvádza 21 t.ha⁻¹ na juhozápadnom Slovensku (max. pri Bratislave, 30 t.ha⁻¹) a Pauková (2003) z dvoch lokalít – Malanta 9,78 t.ha⁻¹ a Šášovské Podhra-



Obrázok 5 Percentuálny obsah suchej hmoty v nadzemnej fytohmase druhu *Fallopia x bohemica* v roku 2007

Figure 5 Percentage of dry matter in above-ground phytomass of the species of *Fallopia x bohemica* in 2007
(1) percentage of dry matter

die 16,76 t.ha⁻¹. Rozdiely vyplývajú aj z rôznych metodických postupov (termín zberu, spôsob sušenia a pod.). Rýchlosť rastu stonky je na jar porovnateľná s bambusom (4,6 cm za deň, porovn. Stražil, 2006). Niektoré rastové parametre populácie *Fallopia japonica* (hustota porastu, hrúbka stonky, počet internódií a počet bočných konárov) v povodí Nitry hodnotil Fehér (2001), jeho výsledky sú porovnateľné s našimi zisteniami.

Energetická výťažnosť 18,4 MJ.kg⁻¹ je vysoká v porovnaní s niektorými druhmi paliva z obnoviteľných zdrojov (ale aj v porovnaní s niektorými druhmi fosílnych palív – napr. hnedé uhlie s 15 MJ.kg⁻¹ v závislosti od lokality dobývania), pričom Pastorek (2004) uvádza až 19,1 MJ.kg⁻¹. Výhrevnosť biomasy pri tejto inváznej rastline je porovnateľná s palivovým drevom (pri 20 % vlhkosti), slamou, štiepkou ako aj s drevnými peletami (tabuľka 1). Spomínané údaje pochádzajú z iných pôdno-ekologických podmienok a preto túto komparáciu môžeme považovať za orientačnú.

Tabuľka 1 Výhrevnosť vybraných druhov paliva z obnoviteľných zdrojov (Jelínek, 2000, VrúOZE, 2008)

Druh paliva (1)	Výhrevnosť (2)
Palivové drevo* (3)	14,28 MJ.kg ⁻¹
Drevené pelety (4)	17,5 MJ.kg ⁻¹
Alternatívne pelety** (5)	15,5–18,5 MJ.kg ⁻¹
Slama (6)	15,5 MJ.kg ⁻¹
Štiepky* (7)	14,28 MJ

* pri 20 % vlhkosti drevej hmoty

** v závislosti od zloženia

* at 20 % moisture of wood

** dependently on the composition

Table 1 Calorific value of selected types of fuel from renewable sources – biomass (Jelínek, 2000, VrúOZE, 2008)

(1) fuel type, (2) calorific value, (3) fuel wood, (4) wood pellets, (5) alternative pellets, (6) straw, (7) chips

Ak berieme do úvahy že na vykurovanie rodinného domu s priemernou potrebou tepla 100 GJ je potrebných ročne 6 350 kg drevených peliet s výhrevnosťou 17,5 MJ.kg⁻¹ (VrúOZE, 2008), potom potrebné množstvo paliva vo forme biomasy *Fallopia x bohemica* (pri porovnateľnej tepelnej výhrevnosti 18,4 MJ.kg⁻¹) by bolo možné zabezpečiť z plochy 0,22 ha tejto rastliny, pri nami zistenej priemernej úrode (za dva sledované roky) 28,5 t.ha⁻¹.

Pre Českú republiku bola vypracovaná aj technológia pestovania tohto druhu (agrotechnika, hnojenie, rozmnožovanie, zber, ekonomika pestovania, likvidácia porastu, porovn. Stražil, 2006), my však odporúčame využiť najmä už existujúce splnené porasty (napr. na Hornom Ponitří, Poiplí a pod.). Zber biomasy druhu *Fallopia x bohemica* je v súlade s Európskou stratégiou invázií druhov (Genovesi a Shine, 2004) a do veľkej miery korešponduje aj so zákonom č. 543/2002 Z. z. o ochrane prírody a krajiny. Spôsoby odstraňovania invázií druhov rastlín boli vypracované Štátnou ochranou prírody a krajiny SR (Cvachová a Gojdičová, 2003), dokument povoľuje mechanický spôsob zberu biomasy invázií rastlín (kosenie, sekacie, rezanie, orezávanie, vytrhávanie a pod.). Metodické usmernenie o likvidácii biomasy odstraňovaných invázií druhov rastlín odporúča zozbieranú biomasu *Fallopia x bohemica* spaľovať na mieste alebo využiť na energetické účely (Cvachová, Gojdičová a Sujová 2007). Legislatívne nie je doriešené dlhodobé využívanie tejto biomasy bez trvalej likvidácie porastu a ani poľné pestovanie invázií druhov rastlín. Problém vzniká najmä pri konečnej likvidácii porastu, návrhy na

metodický postup boli vypracované napr. vo Veľkej Británii (porovnaj Child a Wade, 2000).

Ekonomika využívania invázií druhov nebola podrobne skúmaná, ale predpokladajú sa nižšie náklady (zber, doprava) ako pri rýchlorastúcich drevinách, pretože tieto porasty netreba umelo zakladať a sú produkčné aj pri minimálnej starostlivosti.

Záver

Vzhľadom na vysokú produkciu biomasy na jednotku plochy (väčšia tvorba biomasy na jednotku plochy ako z rýchlorastúcich drevín pri nižších ekonomických nákladoch) ako aj jej vysokú energetickú výťažnosť (18,4 GJ.t⁻¹), môžeme uvažovať o využití invázií bylinného druhu *Fallopia x bohemica* na energetické účely. Z platnej legislatívy vyplýva nutnosť regulovať výskyt invázií druhov bylín a zamedzovať ich šíreniu. Pri dodržaní metodických usmernení ŠOPK SR ohľadom odstraňovania biomasy invázií rastlín, spaľovanie tejto biomasy môže regulovať ich ďalšiu expanziu a tiež prinášať ekonomický výnos najmä obyvateľom na vidieku.

Súhrn

Biomasa sa stala jedným z najdôležitejších obnoviteľných zdrojov – nosičov energie, ktorý znižuje emisie skleníkových plynov, konkrétne CO₂. Jej využitie je limitované faktormi ako sú napr. rozširovanie produkčných plôch, alebo zvyšovanie intenzifikácie, čo spôsobuje zvyšovanie vonkajších vstupov. Určitou možnosťou je využitie biomasy – fytoomasu invázií druhov bylín. Tieto nepôvodné druhy môžu preniknúť do rastlinných spoločenstiev v nových oblastiach, lokálne môžu vytlačovať pôvodné druhy a znižovať biodiverzitu. Z tohto dôvodu je potrebná ich regulácia. Jednou z možností ako využiť ich fytoomasu – energetickú surovinu je výroba biopalív a následne napr. tepelnej energie. Vzhľadom na hmotnosť produkovanej fytoomasu sa takou rastlinou javí *Fallopia x bohemica*, pri ktorej sme zistili v podmienkach juhozápadného Slovenska ročnú úrodu 30,7 t.ha⁻¹ suchej hmoty v roku 2007 a 26,3 t.ha⁻¹ v roku 2008 pri jednom zbere, pričom jej výhrevná hodnota je 18,4 GJ.t⁻¹.

Kľúčové slová: biomasa, *Fallopia x bohemica*, invázne rastliny, výroba energie

Literatúra

- BAILEY, J. P. – CHILD, L. E. – CONOLLY, P. 1996. A survey of the distribution of *Fallopia x bohemica* (Chrtek et Chrtková) J. Bailey (*Polygonaceae*) in the British Isles. In: *Watsonia*, vol. 21, 1996, p. 187, 198.
- BALOGH, L. 1998. Külső alaktani megfigyelések a *Fallopia x bohemica* (Chrtek et Chrtková) J. Bailey hibridfaj magyarországi jelenlétének alátámasztásához. In: *Kitaibelia*, vol. 3, 1998, no. 2, p. 255–256.
- BALOGH, L. 1999. Invasive alien plants threatened the natural vegetation of Órség Landscape Protection Area (Western Hungary). In: *Proceedings 5th International Conference on the Ecology of Invasive Alien Plants*, 13–16 October 1999, La Maddalena, p. 13.
- BEERLING, D. J. – BAILEY, J. P. – CONOLLY, A. P. 1994. Biological flora of the British Isles: *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraene (*Reynoutria japonica* Houtt., *Polygonum cuspidatum* Seib. et Zucc.). In: *Journal of Ecology*, vol. 82, 1994, no. 8, p. 959–979.
- BROCK, J. 1995. Technical note: standing crop of *Reynoutria japonica* in the autumn of 1991 in the United Kingdom. In: *Preslia*, vol. 66, 1995, no. 4, p. 337–343.

- CVACHOVÁ, A. a i. 2002: Príručka na určovanie vybraných invázných druhov rastlín. Banská Bystrica : ŠOP SR, 2003, 64 s.
- CVACHOVÁ, A. – GOJDIČOVÁ, E. 2003. Usmernenie na odstraňovanie invázných druhov rastlín. Banská Bystrica : ŠOP SR, 2003, 68 s. ISBN 80-89035-25-6
- CVACHOVÁ, A. – GOJDIČOVÁ, E. – SUJOVÁ, K. 2007. Likvidácia biomasy z odstraňovania invázných druhov rastlín : Metodické usmernenie. Banská Bystrica : ŠOPK SR, 2007, 13 s.
- ELIÁŠ, P. 1998. Estimation of *Reynoutria japonica* Houtt. biomass in Slovakia. In: Acta horticulturae et regiotelecturae, roč. 1, 1998, č. 1, s. 3–4
- FEHÉR, A. 1998. Rekonštrukcia rozširovania invázných druhov rodu *Fallopia* vo vybranom území Žitavskej pahorkatiny na Slovensku. In: Eliáš, P., ed.: Invázie a invázne organizmy II., ved. konferencia, Abstrakty a program, Nitra, 18.–20. nov. 1998, s. 29.
- FEHÉR, A. 2001. Invázne správanie sa rastlín v povodí rieky Nitry. Dizertačná práca. Nitra : SPU, 2001, 161 + 52 s.
- GENOVESI, P. – SHINE, C. 2004. European strategy on invasive alien species. In: Nature and Environment, no. 137. Strasbourg. Council of Europe Publishing, 2004, 68 o. ISBN 92-871-5488-0
- GRIME, J. P. – HODGSON, J. G. – HUNT, R. 1988. Comparative plant ecology. A functional approach to common British species. London : Unwin Hyman, 1988, p. 338–339, 488–489.
- HORN, P. – PRACH, K. 1995. Aerial biomass of *Reynoutria japonica* and its comparison with that of native species. In: Preslia, vol. 66, 1995, no. 4, p. 345–348.
- CHILD, L. – WADE, M. 2000. The Japanese Knotweed manual. Chichester : Packard Publishing Ltd., 2000, 123 p. ISBN 1-85341-127-2
- CHRTEK, J. – CHRTEKOVÁ, A. 1985. Kříženec *Reynoutria x bohemica* v Průhonickém parku. In: Živa, roč. 33 (71), 1985, č. 4, s. 136–137.
- JELÍNEK, V. – VANKO, R. 2000. Kominová technika. Praha : Komtec, 2000, 190 s. ISBN 80-238-5944-7
- LOHMEYER, W. – SUKOPP, H. 1992. Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas. In: Schriftenreihe für Vegetationskunde, Heft 25. Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, Bonn-Bad Godesberg, 1992, 198 p.
- PALMER, J. P. 1994. *Fallopia japonica* in Wales. In: de Waal, L. C. et al. (eds.): Ecology and management of invasive riverside plants. Chichester : John Wiley and Sons Ltd., 1994, p. 159–171.
- PASTOREK, Z. – KÁRA, J. – JEVIČ, P. 2004. Biomasa obnovitelný zdroj energie. Praha : FCC Public, 2004, 288 s. ISBN 80-86534-06-5
- PAUKOVÁ, Ž. 2003. Vertikálna distribúcia nadzemnej biomasy rastlín v populáciách *Fallopia x bohemica*. In: Pariláková, K. – Igaz, D. – Mucha, M. (eds.), Veda mladých 2003 (vedecké príspevky na CD). 1. medzinár. vedecká konferencia. Nitra : SPU, Račková dolina, 2003, s. 144–149. ISBN 80-8069-264-5.
- PYŠEK, P. – MANDÁK, B. 1997. Mají křídlatky křídla? Živa, roč. 45 (83), 1997, č. 4, s. 152–153.
- STRAŠIL, Z. 2006. Křídlatky (*Reynoutria*). In: Energetické plodiny, Praha : Profi Press, 2006, 127 s. ISBN 80-86726-13-4
- VrÚOZE, 2008. Spalovanie biomasy. [online], [Citované 2008-11-14]. Dostupné na internete <http://www.greenprojekt.sk/spalovaniebiomasy.html>
- VYHLÁŠKA MŽP SR č. 24/2003 Z. z., ktorou sa vykonáva zákon č. 543/2002 Z. z. o ochrane prírody a krajiny
- ZÁKON NR SR č. 543/2002 Z. z. o ochrane prírody a krajiny

Kontaktná adresa:

Ing. Daniela Halmová, Katedra trvalo udržateľného rozvoja
 FEŠRR – SPU, Mariánska 10, 949 01 Nitra, tel.: 641 56 23,
 e-mail: Daniela.Halmova@uniag.sk

Acta regionalia et environmentalica 2
 Nitra, Slovaca Universitas Agriculturae Nitriae, 2009, s. 53–56

ZMENY OBSAHU VYBRANÝCH FRAKCIÍ SÍRY V PRÍRODNEJ REZERVÁCI ŽITAVSKÝ LUH CHANGES OF CHOSEN FRACTIONS OF SULPHUR IN THE NATURE RESERVE ŽITAVSKÝ WETLAND

Melánia FESZTEROVÁ,¹ Lýdia JEDLOVSKÁ²

Univerzita Konštantína Filozofa v Nitre¹
 Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre²

The environment protection and ecological measures oriented to decrease of discharged sulphur compounds caused the fall of the supply of sulphur. One of the limiting factors for vegetal production is the deficit of sulphur. Sulphur is one of the essential, irrecoverable nutrients in cultivating agricultural plants; it is a mobile element and in environment it is reliable to very important changes because of the variety of its chemical forms. The aim of our work is to determine selected fractions of sulphur, organic carbon in soil samples. The Nature Reserve Žitavský Wetland is an area located on the borders of the Žitava River, on the foothills of the hilly country of Hronská. We compared examined indicators in samples from different soil types, which were taken from the soils in the Natural Reserve Žitavský Wetland in different depths, in the years 2004–2006. From soil types there are Mollic Fluvisol and Eutric Fluvisol in the reserve. The studied parameters included oxidizable carbon (C_{ox}) and selected fractions of sulphur. The obtained results enabled us to characterise the soil conditions of the area.

Key words: environment, nature reserve, Žitavský wetland, soil type, fractions of sulphur, sulphur dynamics

Poľnohospodárske a priemyselné revolúcie, rastúca populácia to všetko sú faktory, ktoré ovplyvnili zvýšenie využívania prírodných zdrojov, čo sa prejavilo v degradácii životného prostredia (Lacko-Bartošová a i., 2005). Pôda, ako jedna zo základných

zložiek životného prostredia plní mnohé funkcie (Zaujec, 1998). Je prostriedkom pre výrobu potravín a krmovín (Zaujec, 2000).

Síra patrí medzi esenciálne, nenahraditeľné živiny pri pestovaní poľnohospodárskych plodín. Má mnohostrannú funkciu

v rastlinnom organizme (Fecenko a Bališ, 2003). Patrí medzi látky, ktoré sú životne nevyhnutné pre organický svet, pretože je súčasťou bielkovín, ktoré obsahujú 0,8–2,4 % chemicky viazanej síry (Remy, 1971). Je mobilným prvkom a podlieha v prostredí veľmi významným zmenám vplyvom rôznorodosti jej chemických foriem (Jedlovská a i., 2004a). Je súčasťou životne dôležitých metabolických zlúčenín, má význam v energetickom metabolizme, biosyntéze nukleových kyselín pri translokácii cukrov a rastových látok. Obsah síry sa v pôde mení, pohybuje sa od 0,01 % až po 1 %. Organické zlúčeniny síry sú dominantné a predstavujú často až 90 % z celkového množstva síry v pôde. Formy organickej síry prevládajú vo väčšine pôd a existuje priama korelácia medzi organickým uhlíkom a celkovou koncentráciou síry v pomere C : S sa rovná 108 : 1 (Stevenson, 1986). Z anorganických zlúčenín sírany predstavujú približne 5 % a elementárna síra a sulfidy nepresahujú 3 % (Schung, 2001; Ložek, 2001). Pomer medzi obsahom organickej a anorganickej síry sa mení a závisí najmä od pôdneho typu, pôdneho druhu a od hĺbky odberu vzoriek.

V predkladanej práci sme sledovali vplyv podmienok prostredia, pôdnych typov a rôznych hĺbok odberov na hodnoty vybraných chemických charakteristík pôdnych vzoriek. Stanovili sme vybrané frakcie síry (síranová síra, chloridovo-rozpustná síra, teplom rozpustná síra) a pomer medzi obsah celkového organického uhlíka C_{ox} a frakciami síry. Analyzovaním hodnôt vybraných chemických charakteristík počas trojročného obdobia (2004–2006) by sme chceli prispieť k dôkladnejšiemu poznaniu pôdneho pokryvu územia.

Materiál a metódy

Prírodná rezervácia Žitavský luh (s. š. 48°11', v. d. 18°18') sa nachádza na južnom Slovensku, 20 km v smere juhovýchodne od mesta Nitra, v nadmorskej výške 132–133 m n. m. Služi ako biotop mnohých vzácnych druhov rastlín a živočíchov. Je to územie významné z hľadiska rastu mokraďových typov ekosystémov. Je to chránené územie, vyhlásené v roku 1980 s rozlohou 74,69 ha. Žitavský luh leží na úpäť Hronskej pahorkatiny. Nachádza sa v aluviálnej nive na strednom toku rieky Žitavy, medzi obcou Maňa a okresnou hranicou Nové Zámky – Nitra (obrázok 1). Jej severná hranica je zároveň hranicou okresu Nitra (k. ú. obce Žitavce). Pôdne pomery Žitavského luhu sú ovplyvňované pôdnou vodou, ktorej zdrojom sú zrážky a podzemná voda. Jej vysoká hladina ovplyvňuje fyzikálne, chemické a biologické reakcie a procesy (Zaujec a i., 2005).

Z klimatického hľadiska lokalita patrí do oblasti klimatografického typu nížinnej klímy, s miernymi inverziami teplôt a s viac menej suchou klímou. Niva Žitavy patrí do oblasti teplej, s priemernými januárovými teplotami -1 až -4 °C. Priemerné júlové teploty sú 19,5–20,5 °C, s ročnými zrážkami 530–650 mm. Počet letných dní je nad 50 do roka. Trvanie obdobia so snehovou pokrývkou nepresahuje 90 dní (Lengyel, 2004).

Vzorky pôdy boli odobraté za slnečného počasia, v južnej časti Žitavského luhu z 3 sond, z rôznych pôdnych typov: čiernica modálna (vo vzdialenosti 5 m od poľnohospodárskej pôdy a 50 od umelej hrádze pre vodný zdroj), fluvizem kultizemná (poľnohospodársky nevyužívaná pôda, vo vzdialenosti 70 m od vodného zdroja), glej močiarový (odobratá po vypustení a vysušení vodnej nádrže v letných mesiacoch). Odbery pôdnych vzoriek boli uskutočnené počas troch rokov (2004–2006).

Po vysušení, zhomogenizovaní sme v takto upravených vzorkách sledovali dynamiku obsahu vybraných frakcií síry me-

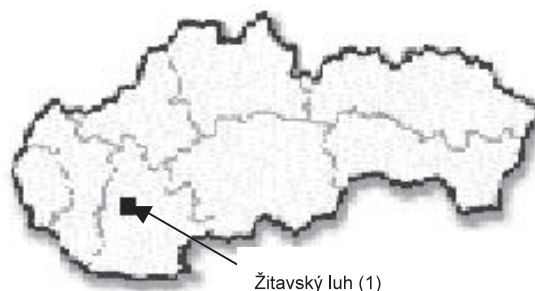
tódou Williams-Steinbergsa (Jedlovská a i., 2004b). Stanovili sme síranovú síru, chloridovo-rozpustnú síru a teplom rozpustnú síru. Obsah celkového organického uhlíka sme stanovili metódou Ťurina (Hanes a i., 1995). V príspevku uvádzame priemerné hodnoty analýz, pričom analýzy boli uskutočnené v troch opakovaniach.

Výsledky a diskusia

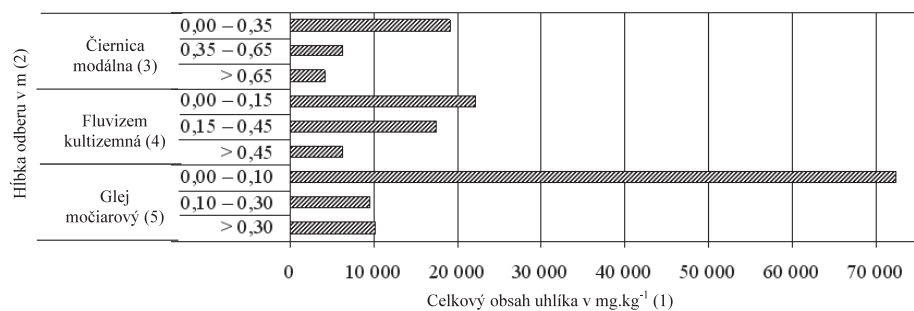
Dôležitým parametrom ovplyvňujúcim úrodnosť a funkcie pôdy je obsah humusu. Úrodnosť je výsledok komplexného pôsobenia fyzikálnych, chemických a biologických vlastností a rôznych procesov prebiehajúcich v pôde. Bezprostredne ju ovplyvňujú pôdny typ, pôdny druh, hĺbka pôdy a ornice, štruktúra pôdy, obsah prístupných živín, priaznivý vodný a tepelný režim, pôdna reakcia, obsah a kvalita humusu, biologická aktivita a obsah škodlivých zlúčenín v pôde (Zaujec a i., 2005). Celkový obsah organického uhlíka v pôde bol najvyšší v humusových horizontoch (obrázok 2). V pôdnych vzorkách obsah C_{ox} s hĺbkou postupne klesal. Najvyššia hodnota organického uhlíka bola v pôdnom type glej močiarový (A horizont mal hodnotu 72,5 g.kg⁻¹ v hĺbke 0,00–0,10 m) čoho dôvodom môžu byť usadené organické látky počas záplav. V gleji močiarovom je ostrý prechod hodnôt organického uhlíka pozdĺž profilu (72,50 g.kg⁻¹ v hĺbke 0,00–0,10 m; 9,56 g.kg⁻¹ v hĺbke 0,10–0,30 m; 10,15 g.kg⁻¹ v hĺbke > 0,30 m). V pôdnom profile čiernice modálnej je podobný prechod (19,10 g.kg⁻¹ v hĺbke 0,00–0,35 m; 9,56 g.kg⁻¹ v hĺbke 0,10–0,30 m; 4,11 g.kg⁻¹ v hĺbke > 0,65 m).

Obsah síry s pôdach závisí od pôdneho typu, obsahu humusu, mechanického zloženia a hĺbky odberov. Obsah jednotlivých frakcií síry v odobratých pôdnych vzorkách bol dosť rozdielny.

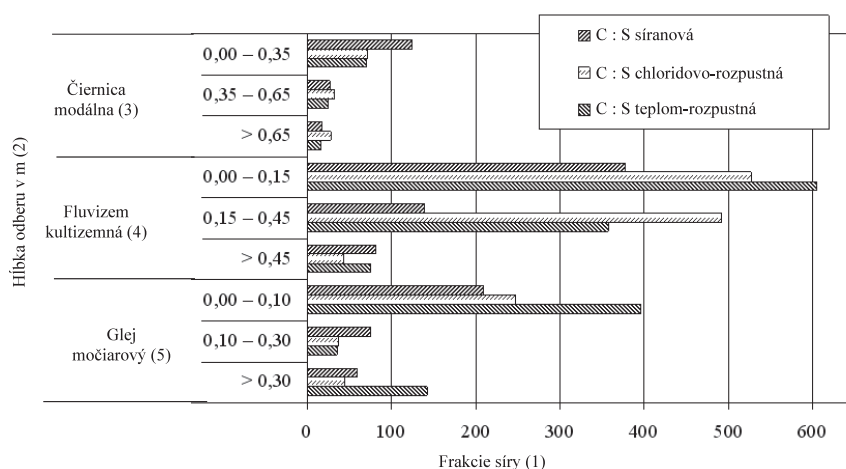
Obsah síranovej síry v sledovanom období bol v intervale od 58,94 mg.kg⁻¹ (fluvizem kultizemná, hĺbka 0,00–0,15 m) do 346,39 mg.kg⁻¹ (glej močiarový, hĺbka 0,00–0,10 m). Priemerná hodnota obsahu síranovej síry bola približne rovnaká v čiernici modálnej (211,40 mg.kg⁻¹) a v gleji močiarovom (216,40 mg.kg⁻¹). Najvyšší obsah síranovej síry bol v hĺbke 0,00–0,10 m (tabuľka 1) v gleji močiarovom v A horizonte. Vyššie hodnoty sú aj v čiernici modálnej v hĺbke od 0,35 m (v hĺbke 0,35–0,65 m; 239,60 mg.kg⁻¹; v hĺbke > 0,65; 241,64 mg.kg⁻¹). Vyšší obsah síranovej síry v podorničnej vrstve súhlasí s výsledkami iných autorov (Whitehead, 1964), ktorí uvádzajú možnosť hromadenia síranovej síry v tejto vrstve. Z výsledkov vyplýva, že na obsah síranovej síry v pôde môže vplyvať hĺbka odberu pôdnych vzoriek, poveternostné podmienky i pH pôdy.



Obrázok 1 Sledované územie
Figure 1 Monitored region
(1) Žitavský luh



Obrázek 2 Obsah organického uhlíka v pôdnom profile
Figure 2 Content of organic carbon in the soil profile
 (1) total soil organic carbon, (2) depth of sample in m, (3) mollic fluvisol, (4) eutric fluvisol, (5) histi-umbric gleysol



Obrázek 3 Vývoj pomeru obsahu organického uhlíka a vybraných frakcií síry v pôdach
Figure 3 Carbon to sulphur ratio development of organic carbon and chosen fractions of sulphur in soils
 (1) fractions of sulfur, (2) depth of sample in m, (3) mollic fluvisol, (4) eutric fluvisol, (5) histi-umbric gleysol

Interval nameraných hodnôt chloridovo-rozpustnej síry bol rozpätí od 35,53 mg.kg⁻¹ (hĺbka 0,15–0,45 m) do 292,30 mg.kg⁻¹ (hĺbka 0,00–0,15 m). Z výsledkov vyplýva, že v pôdnych typoch – čiernica modálna a glej močiarový s hĺb-

kou dochádza k poklesu hodnôt chloridovo-rozpustnej síry (tabuľka 1). Vo fluvizemi kultizemnej hodnoty chloridovo-rozpustnej síry s hĺbkou rastú (v hĺbke 0,00–0,15 m; 58,94 mg.kg⁻¹; v hĺbke > 0,45 m; 149,85 mg.kg⁻¹). Okrem pove-

Tabuľka 1 Vybrané frakcie síry v pôdach

Horizont (1)	Hĺbka odberu v m (2)	Síranová síra v mg.kg ⁻¹ (3)	Chloridovo-rozpustná síra v mg.kg ⁻¹ (4)	Teplom rozpustná síra v mg.kg ⁻¹ (5)
Čiernica modálna (6)				
Am	0,00–0,35	152,90	268,24	270,62
A/CGo	0,35–0,65	239,60	196,20	260,74
CGo	> 0,65	241,64	150,20	246,00
Fluvizem kultizemná (7)				
Ap	0,00–0,15	58,94	42,29	36,85
C	0,15–0,45	126,20	35,53	48,90
C/Go	> 0,45	79,58	149,85	85,61
Glej močiarový (8)				
Ao	0,00–0,10	346,39	292,30	183,74
Gor	0,10–0,30	127,51	262,65	274,10
Gr	> 0,30	175,25	231,03	71,37

Tabuľka 1 Chosen fractions of sulphur in soils
 (1) horizon, (2) depth of sample in m, (3) sulphate sulphur, (4) chloride-soluble sulphur, (5) heat – soluble sulphur, (6) mollic fluvisol, (7) eutric fluvisol (8) histi-umbric gleysol

ternostných podmienok, resorpcie síry rastlinami na tieto hodnoty mohlo mať vplyv vyplavovanie.

Priemerný obsah teplotom rozpustnej síry ($259,12 \text{ mg.kg}^{-1}$) bol najvyšší v čiernici modálnej a najnižší v pôdnom type fluvizem kultizemná ($57,12 \text{ mg.kg}^{-1}$). V pôdnom type glej močiarový bola analyzovaná najvyššia hodnota teplotom rozpustnej síry $274,10 \text{ mg.kg}^{-1}$ (v hĺbke 0,10–0,30 m). Zmeny v obsahu teplotom rozpustnej síry mohli byť ovplyvnené migráciou, obsahom organickej hmoty a pôdnou reakciou. Dosiahnuté výsledky hodnôt teplotom rozpustnej síry sú v tabuľke 1.

Vysoké pomery hodnôt organického uhlíka a vybraných frakcií síry boli zistené v pôdnom type fluvizem kultizemná (obr. 3; v hĺbke 0,00–0,15 m; C : $S_{\text{síranová}} = 387 : 1$; C : $S_{\text{chloridovo-rozpustná}} = 527 : 1$; C : $S_{\text{teplotom rozpustná}} = 605 : 1$). Najnižšie pomery hodnôt organického uhlíka a vybraných frakcií síry boli v pôdnom type čiernica modálna (obrázok 3; v hĺbke > 0,65 m; C : $S_{\text{síranová}} = 17 : 1$; C : $S_{\text{chloridovo-rozpustná}} = 27 : 1$; C : $S_{\text{teplotom rozpustná}} = 17 : 1$).

Záver

Prírodná rezervácia Žitavský luh, v rámci celého západného Slovenska, je významným ekologickým stabilizačným prvkom. Pôdne pomery sú ovplyvňované tvarom reliéfu, blízkosťou vodného toku rieky Žitavy a výškou hladiny podzemnej vody. Jedným z určujúcich parametrov pre zachovanie funkcií pôdy je obsah a kvalita organickej hmoty. Organický uhlík a jeho frakcie sú zložkou pôdy, ktoré ovplyvňujú mnohé fyzikálne, chemické a biologické vlastnosti pôd. Pôdna organická hmota, organický uhlík a jeho frakcie sú zložkou pôdy, ktoré môžeme cielavedome meniť.

Pri sledovaní zmeny dynamiky obsahu vybraných frakcií síry môžeme konštatovať, že v celom pôdnom profile dochádza k zmene obsahu síry (síranovej, chloridovo-rozpustnej, teplotom rozpustnej) a preto nie je možné vysloviť závery, ktoré by boli všeobecne platné. Pôdy, ktoré obsahovali menej síry ako $1\,000 \text{ mg.kg}^{-1}$ označil Trocme (1970) ako chudobné na síru. Dostupnosť síry pre rastliny ovplyvňujú aj procesy imobilizácie a mineralizácie. Imobilizácia síry pozitívne koreluje s pomerom C : S v substráte. Mineralizáciu síry z organických zlúčenín ovplyvňuje nielen zloženie substrátu, ale aj jeho pH, teplota a vlhkosť. V pôde prebiehajú na seba nadväzujúce procesy mineralizácie a resyntézy organických frakcií síry. Resyntéza organických frakcií síry v pôde si vyžaduje prítomnosť organických akceptorov a pri ich nedostatku prevláda mineralizácia nad resyntézou organických frakcií, zvyšuje sa obsah síranovej frakcie síry v pôde. V rôznych pôdnych typoch sa nerovnomerne mení obsah prijateľnej (síranovej) síry v závislosti od hĺbky pôdy.

Pre zachovanie prirodzenej rovnováhy, rozmanitosti živých organizmov a pestrosť stanovišť je dôležité zachovať prírodné podmienky tohto chráneného územia, ktoré má nielen národný ale aj medzinárodný význam.

Súhrn

Snaha o ochranu životného prostredia a s tým súvisiace ekologické opatrenia zamerané na znižovanie vypúšťaných sírych zlúčenín viedli k poklesu prísunu síry do pôdy. Jedným z limitujúcich faktorov pre rastlinnú produkciu je deficit síry. Síra patrí medzi esenciálne, nenahraditeľné živiny pri pestovaní poľnohospodárskych plodín, je mobilným prvkom a podlieha v prostredí veľmi významným zmenám vplyvom rôznorodosti jej chemických foriem. Cieľom našej práce bolo stanovenie zmien vybraných frakcií síry, organického uhlíka v pôdnych vzorkách z oblasti Prírodnej rezervácie Žitavský luh. Prírodná rezervácia Žitavský

luh je územie, ktoré sa nachádza na brehoch rieky Žitavy, leží na úpätí Hronskej pahorkatiny. Porovnávali sme sledované ukazovatele vo vzorkách z rôznych pôdnych typov, ktoré boli odobraté z pôd v Prírodnej rezervácii Žitavský luh z rôznych hĺbok, počas rokov 2004–2006. Z pôdnych typov sa v rezervácii vyskytujú čiernica modálna a fluvizem kultizemná. Sledovali sme nasledovné parametre: obsah celkového organického uhlíka (C_{ox}) a vybrané frakcie síry. Dosiahnuté výsledky nám dávajú možnosť charakterizovať pôdu daného územia.

Kľúčové slová: životné prostredie, prírodná rezervácia, Žitavský luh, pôdny typ, frakcie síry, dynamika síry

Táto práca bola pripravená s pomocou projektov CGA VI/2/2007 a VEGA 1/4432/07.

Literatúra

- FECENKO, J. – BALIŠ, P. 2003. Síra zvyšuje úrodu, kvalitu a rentabilitu pestovania cukrovej repy. In: Agrochémia, roč. 7 (43), 2003, č. 3, s. 13. ISSN 1335-2415.
- JEDLOVSKÁ, L. – NOSKOVIČ, J. – JAVORSKÁ, K. 2004a. Zmeny obsahu vybraných frakcií síry v pôde. In: Acta horticulturae et regio-lecturae. roč. 7, 2004, č. 1, s. 27. ISSN 1335-2563.
- JEDLOVSKÁ, L. – FESZTEROVÁ, M. 2004b. Dynamika zmien vybraných frakcií síry v rôznych pôdnych typoch. In: Aktuálne problémy riešené v agrokomplexe, zborník z X. ročníka medzinárodného vedeckého seminára. Nitra : SPU, 2004, 14 s. ISBN 80-8069-477-8.
- LACKO-BARTOŠOVÁ, M. a i. 2005. Udržateľné a ekologické poľnohospodárstvo. Nitra : SPU, 2005, s.17, 36. ISBN 80-8069-556-3.
- LENGYEL, J. 2004. Príspevok k poznaniu avifauny lúčneho spoločenstva v okolí obce Žitavce (okres Nitra) a poznámky k menežmentu územia z hľadiska ochrany prírody. Nitra : Rosalia 17, 2004, s. 123.
- LOŽEK, O. 2001. Optimálne hnojenie je ekologické a ekonomické. In: Agrochémia, roč. 5, 2001, č. 1, s. 11–16. ISSN 1335-2415.
- HANES, J. – CHLPÍK, J. – MUCHA, V. – SISÁK, P. – ZAUJEC, A. 1995. Pedológia (praktikum). Nitra : SPU, 1995. 153 s. ISBN 80-7137-195-5.
- REMY, H. 1971. Anorganická chemie. i. díl. Praha : stnl, 1971, s. 740
- SCHUNG, E. 2001. Sulphur nutritional status of european crops and consequences for agriculture. In: Sulphur in agriculture, vol. 15, 2001, p. 10–12.
- STEVENSON, F. J. 1986. Cycles of Soil Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur, Micronutrients. New York : Wiley, p. 380
- TROCME, M. 1970. Tanaur an soufre des solad le Europe. In: International symposium sur le soufre en Agriculture. Versailles. 3-4-12, 1970, p. 108–109
- WHITEHED, D. C. 1964: Soil and plant nutrition aspects of the sulphur cycle. Soil and Fert 227/1-8, 1964.
- ZAUJEC, A. 1998. Organická hmota pôdy a jej funkcie v prírode. In: Enviro. Nitra : Agrokompex, 1998, s. 57–60.
- ZAUJEC, A. 2000. Organická hmota pôdy, vstupy agroekosystémov, transformácia, modely a bilancie. In: VI. zjazd Slovenskej spoločnosti pre poľnohospodárske a veterinárne vedy pri SAV zborník prednášok, Zvolen 6.–7. 9. 2000, Bratislava : VÚPOP, 2000, s. 169. ISBN 80-85361-78-7.
- ZAUJEC, A. – JEDLOVSKÁ, L. – FESZTEROVÁ, M. 2005. The distribution of SOC and sulphure fractions in Stagni – Cambisols. In Humic Substances in Ecosystems 6. Nitra : SPU, 2005, s. 209–210. ISBN 80-89128-16-5.

Kontaktná adresa:

Ing. Melánia Feszterová, PhD., Katedra chémie, Fakulta prírodných vied, UKF v Nitre, Tr. A. Hlinku 1, 949 74 Nitra, Slovensko, mfeszterova@ukf.sk; Ing. Lýdia Jedlovská, PhD., Katedra environmentalistiky a zoológie, Fakulta agrobiológie a potravinových zdrojov, SPU, Tr. A. Hlinku 2, 949 74 Nitra