Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy

a

Slovenská akadémia pôdohospodárskych vied

Zborník príspevkov z vedeckého seminára

ENVIRONMENTÁLNE INDEXY, AGROENVIRONMENTÁLNE OPATRENIA A EKOSYSTÉMOVÉ SLUŽBY V KRAJINE

Bratislava 2013

Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy

a

Slovenská akadémia pôdohospodárskych vied

Zborník príspevkov z vedeckého seminára

ENVIRONMENTÁLNE INDEXY, AGROENVIRONMENTÁLNE OPATRENIA A EKOSYSTÉMOVÉ SLUŽBY V KRAJINE

Vedecký seminár nadväzuje na aktivity projektu: „Identifikácia indikátorov a environmentálnych hrozieb pre tvorbu komplexných stratégií v oblasti životného prostredia, pôdohospodárstva a rozvoja vidieka" podporovaného Agentúrou na podporu vedy a výskumu na základe zmluvy č. APVV-0242-06 a v rámci aktivít Komisie Predsedníctva Slovenskej akadémie pôdohospodárskych vied pre ekológiu a krajinné inžinierstvo.

Bratislava 2013

ZBORNÍK z vedeckého seminára

Environmentálne indexy, agroenvironmentálne opatrenia a ekosystémové služby v krajine

podporený *Agentúrou na podporu vedy a výskumu* na základe zmluvy č. APVV-0242-06 a aktivitou *Komisie Predsedníctva Slovenskej akadémie pôdohospodárskych vied pre ekológiu a krajinné inžinierstvo.*

Editori: Mgr. Zuzana Klikušovská, Ing. Michal Sviček, CSc.

Odborný recenzent: prof. Ing. Jozef Vilček, PhD.

© Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy, Bratislava, 2013

ISBN 978-80-8163-001-9

OBSAH

PREDSLOV 5

PÔVODNÉ VEDECKÉ PRÁCE

HUTÁR V., SVIČEK M.: Pôdne parametre v kontexte ekosystémových služieb 9

KOLEDA P., SVIČEK M., JANEČKA P.: Automatické klasifikačné metódy a ich využitie na príklade pustnúcej poľnohospodárskej krajiny 15

KOLLÁROVÁ M.: Indikátory erózie pôdy a zmena vlastností erodovaných pôd sprašových pahorkatín 21

MACHAVA J., BUBLINEC E., DEMKO J.: Základné environmentálne indikátory pre proces eutrofizácie vody, acidifikácie a toxickej kontaminácie pôdy a asimilačných orgánov 29

MAKOVNÍKOVÁ J., PÁLKA B., ŠIRÁŇ M., PÁLKOVÁ S.: Filtračná funkcia pôdy ako jeden z komplexných indikátorov agroekosystémových služieb 38

SABO P., REPISKÝ Ľ.: Zmeny ekologickej komplexity a kapacity krajiny (k. ú. Drahovce) poskytovať ekosystémové služby 45

ŠEBO D., KOPECKÁ M.: Mapovanie pustnutia poľnohospodárskej krajiny v rokoch 1986-2009 62

ŠPULEROVÁ J.: Prístup k hodnoteniu ekosystémových služieb v tradične obhospodarovanej poľnohospodárskej krajine 70

TAKÁČ J., SKALSKÝ R., KLIKUŠOVSKÁ Z., NOVÁKOVÁ M., MORÁVEK A.: Dopady meniacej sa klímy na poľnohospodársku krajinu – indexy sucha 77

ZVERKOVÁ A., SVIČEK M.: Agroenvironmentálne pôdoochranné opatrenia Programu rozvoja vidieka SR – realizácia, efektívnosť a budúcnosť 87

PRIEREZOVÉ PRÁCE, ABSTRAKTY A POSTERY

LEPEŠKA T.: Úloha ekohydrológie pri ochrane a posilnení ekosystémových služieb v urbánnych povodiach 97

MIDRIAK R., ZAUŠKOVÁ Ľ.: Revitalizácia krajiny Slovenska ako súčasť pôdohospodárskych opatrení 107

VOLOŠČUK I.: Ekosystémové služby – nová paradigma krajinnej ekológie 121

KLUVÁNKOVÁ-ORAVSKÁ T.: Inštitúcie a politiky pre ekosystémové služby 132

MEDERLY P., IZAKOVIČOVÁ Z., BEZÁK P.: Operacionalizácia prírodného kapitálu a ekosystémových služieb – od konceptu k reálnym aplikáciám 135

PREDSLOV

Vážené kolegyne, kolegovia, verejnosť,

do rúk sa Vám dostáva recenzovaný Zborník príspevkov, ktoré vo forme prednášok odzneli v rámci vedeckého seminára **„Environmentálne indexy, agroenvironmentálne opatrenia a ekosystémové služby v krajine“, ktorý sa konal na Výskumnom ústave pôdoznalectva a ochrany pôdy v Bratislave dňa 27. novembra 2013.**
Vedecký seminár organizoval Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy (VÚPOP) a Slovenská akadémia pôdohospodárskych vied (SAPV), reprezentovaná Komisiou SAPV pre ekológiu a krajinné inžinierstvo s podporou už ukončeného projektu*: „Identifikácia indikátorov a environmentálnych hrozieb pre tvorbu komplexných stratégií v oblasti životného prostredia, pôdohospodárstva a rozvoja vidieka“ podporovaného Agentúrou na podporu vedy a výskumu na základe zmluvy č. APVV-0242-06.*
Na podujatí odznelo celkom dvanásť prezentácií v troch tematických sekciách, súčasťou vedeckého seminára bola aj posterová sekcia so štyrmi postermi.
Účasť na seminári možno hodnotiť vysoko pozitívne, zúčastnilo sa na ňom viac ako štyridsaťpäť účastníkov, pričom zastúpenie prezentujúcich bolo veľmi pestré - popri rezortných organizáciách Ministerstva pôdohospodárstva a rozvoja vidieka SR (VÚPOP) a Ministerstva životného prostredia SR (účastníci z MŽP SR a Slovenského hydrometeorologického ústavu) boli zastúpené univerzity (Fakulta prírodných vied UMB v Banskej Bystrici, Fakulta ekológie a enveronmentalistiky TU vo Zvolene, Prírodovedecká fakulta UK v Bratislave, Pedagogická fakulta KU v Ružomberku, Fakulta prírodných vied UKF v Nitre, Fakulta európskych štúdií a regionálneho rozvoja SPU v Nitre) ako aj Slovenská akadémia vied (Geografický ústav SAV, Ústav krajinnej ekológie SAV, Ústav ekológie lesa SAV, SPECTRA Centrum excelentnosti UEL SAV a STU).
Okrem tradičnej tematiky týchto seminárov o environmentálnych indexoch bol obsahovo seminár inovovaný o témy agroenvironmentálnych opatrení Programu rozvoja vidieka (PRV) a ekosystémových služieb krajiny. Environmentálne indexy, ako aj problematika využívania údajov Diaľkového prieskumu Zeme (DPZ) je v súlade so súčasnými trendmi vo výskume, vede, ale aj v praxi. Údaje DPZ sa využívajú pri monitorovaní a mapovaní krajiny, pôd a živelných pohrôm. Hodnotenie agoenvironmentálnych opatrení PRV má za cieľ zistiť ich priestorovú lokalizáciu, vplyv, ich účinnosť a vzhľadom na nové programovacie obdobie navrhnúť tieto opatrenia pre nový PRV. Pozornosť sa sústredila na pôdoochranné podopatrenia s cieľom znížiť eróziu poľnohospodárskej pôdy.
Problematika ekosystémových služieb je na Slovensku pomerne nová, ale získala si pozornosť širokej vedeckej základne, ako rezortnej tak aj univerzitnej, resp. pracovísk Slovenskej akadémie vied. Jej riešenie si bude vyžadovať spoluprácu všetkých menovaných vedeckých pracovísk. Spolupráca rezortov MŽP SR a MPRV SR vyplýva zo samotnej podstaty environmentálnych služieb a je nevyhnutná a prirodzená. Do kontextu seminára zapadá aj hodnotenie vývoja klímy v ostatnom období (SHMÚ), nakoľko zmeny klímy a proces adaptácie a mitigácie na zmeny klímy má vplyv na všetky tri tematické okruhy seminára.

Ing. Michal Sviček, CSc.

VÚPOP VÚPOP VÚPOP VÚPOP VÚPOP

Späť na ob

PÔVODNÉ VEDECKÉ PRÁCE

PÔDNE PARAMETRE V KONTEXTE EKOSYSTÉMOVÝCH SLUŽIEB

Vladimír Hutár, Michal Sviček

Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava,
e-mail: v.hutar@vupop.sk, m.svicek@vupop.sk

Abstrakt: Príspevok sa zaoberá problematikou hodnotenia ekosystémových služieb so zameraním na tú oblasť pedológie, kde sú analyzované, posudzované a hodnotené predovšetkým tie parametre pôdy ktoré prispievajú k udržiavacej a regulačnej funkcii. Ako nástroj pre hodnotenie a analýzu týchto údajov bol predstavený GIS s otvoreným zdrojovým kódom, kde boli demonštrované základné ukážky spracovania údajov publikovaných podľa smernice o európskej infraštruktúre priestorových informácií INSPIRE.
Kľúčové slová: ekosystémové služby, pôdne parametre, GIS s prístupným zdrojovým kódom

Abstract: The paper deals with assessment and mapping of ecosystem services with main focusing on those soil parameters, which support regulation and maintain functions of ecosystem services. The open source GIS was introduced as sufficient tool for analyse and assessment of input data. The basic samples inputs represent processing of data published according to the infrastructure for spatial information in the European community Inspire.
Keywords: ecosystem services, soil parameters, open source GIS

ÚVOD

Koncept trvalo udržateľného života a územná/druhová ochrana ekosystémov predstavovali a predstavujú výraznú investíciu do fungovania spoločnosti, i keď táto investícia v súčasnosti prináša predovšetkým estetické hodnoty. Potreba hodnotenia aj ostatných, predovšetkým ekonomických a sociálnych hodnôt vychádza jednoznačne z nedocenenia závislosti spoločnosti od fungujúcich ekosystémových služieb, zdrojov biodiverzity a multifunkčnej podstaty využívaných zdrojov (Swanson, Barbier, 1992). Zloženie a postavenie pedosféry na prieniku ostatných prírodných sfér začleňuje pôdu do typológie terestrických ekosystémov, kde tvorí neoddeliteľnú súčasť všetkých čiastkových subsystémov (urbánne, poľnohospodárske, lesné atď. ekosystémy) podieľajúcich sa na fungovaní tohto celku.

Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy (VÚPOP) sa v rámci svojej činnosti zameriava na aktivity v súvislosti so Spoločnou poľnohospodárskou politikou členských krajín EÚ, kde plní úlohy Integrovaného administratívneho a kontrolného systému IACS v poľnohospodárstve. V rámci odborných aktivít zabezpečuje tvorbu a priebežnú aktualizáciu identifikačného systému produkčných blokov na poľnohospodárskej pôde (LPIS), vykonáva mapovanie a hodnotenie krajinnej pokrývky a využitia krajiny v európskom meradle koordinovaného Eurostatom, podieľa sa na vytváraní vrstiev GAEC – krajinných prvkov (nárazníkových pásov pozdĺž vodných tokov, terás, a iných krajinných prvkov) a zabezpečuje monitoring pôdy, vývoja porastov, ukazovateľov sucha a identifikácie environmentálnych indikátorov. Z pohľadu problematiky informačných systémov o pôde zabezpečuje vývoj a prevádzku "Pôdneho portálu" poskytujúceho informácie z informačného systému o pôde a údaje relevantné k Spoločnej poľnohospodárskej politike EÚ v súlade so smernicou INSPIRE. Informácie o pôdnom fonde, majúce charakter priestorových informácií je takto možné

začleniť do existujúceho kontextu informačného systému o poľnohospodárskej pôde vhodnej pre analýzu ekosystémových služieb v krajine.

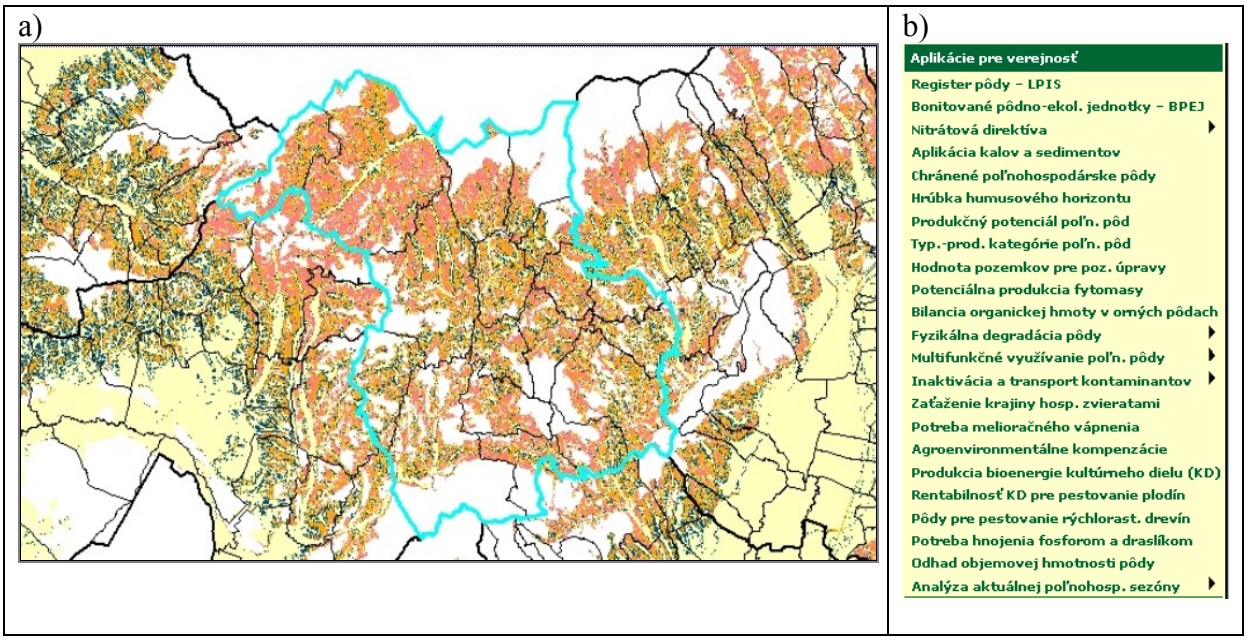
MATERIÁL A METÓDY

Ako základ pre hodnotenie ekosystémových služieb má slúžiť metodika Európskej environmentálnej agentúry EEA Experimentálny rámec pre hodnotenie ekosystémových služieb v Európe (EEA, 2011), metodika Mapovania a hodnotenia ekosystémov a ich služieb (Maes et al., 2013) a iné.

Vstupné údaje vhodné na analýzu v celoeurópskom meradle sú dôležité pre analýzu a porovnanie služieb medzi jednotlivými členskými štátmi. Sú relatívne menej detailné a komplexné (napr. Corine Landcover), avšak nevyhnutné pre celkové posúdenie stavu a sledovania problematiky. Údaje na úrovni poľnohospodárskych subjektov (napr. LPIS) predstavujú detailnejšie informácie, keď užívatelia/vlastníci ako hlavný poberatelia podpôr môžu priamo vstupovať do procesu riadenia ochrany a poskytovania údajov. Jedným z nástrojov prispôsobených na hodnotenie ekosystémových služieb na úrovni fariem je model Manuela (Haaren et al., 2012) pracujúci pod softvérom s otvoreným kódom OpenJump. Uvedený modul umožňuje hodnotenie biodiverzity, biologických druhov, vzájomnú prepojenosť a vplyv na využívanie krajiny.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Pre potreby hodnotenia pôdnych parametrov v kontexte pôdneho krytu bolo najprv potrebné začleniť pedosféru do existujúcich mapovacích a typologických systémov. Determinácia priestorového ohraničenia (mapovanie) je v prípade pedosféry veľmi dobrým nástrojom na vyjadrenie podstaty pôdneho krytu. Vzhľadom na niektoré ostatné systémy (živočíšna zložka, hydrosféra a i.) sa vyznačuje relatívne stálymi, dobre mapovateľnými charakteristikami. Otázny môže byť postupný, spojitý prechod sledovaných parametrov (hrúbka horizontu, stav chemických, fyzikálnych a biologických vlastností), ktorý však v dnešnej dobe nie je problém riešiť spojitou klasifikáciou a následnou interpoláciou. Z hľadiska európskej infraštruktúry priestorových informácii je pôdna problematika začlenená do samostatnej témy č.3, prílohy č.3 (zákon č.3/2009 Z.z.). Pre potreby interoperability VÚPOP publikuje niektoré údaje o pôdnom kryte (Šošovičková, Skalský, Pálka, Hutár, 2012) formou webových mapových služieb (pôdna mapa Slovenska 1:400K, Komplexný prieskum pôdy - pilot Bratislava, 1:10K, Čiastkový monitorovací systém pôda) a webových ukladacích služieb (čiastkový monitorovací systém pôda). Na pôdnom portáli www.podnemapy.sk okrem toho sprístupňuje množstvo informácií odborného a aplikačného charakteru.



Obr. 1. Ukážka poskytovania informácií o pôdnom kryte z portálu pôdne mapy (www.podnemapy.sk) a) potenciálna vodná erózia na poľnohospodárskej pôde, b) zoznam aplikácií pre verejnosť

Ako už bolo spomenuté, z typologického hľadiska pôda spadá medzi terestrické ekosystémy, kde tvorí neoddeliteľnú súčasť všetkých čiastkových subsystémov, ako sú urbánne ekosystémy, orná pôda a trvalé trávne porasty, mokrade a lesné ekosystémy, vresoviská a krovinová vegetácia. Pri detailnejšom hodnotení sú potom ekosystémové služby pôdneho krytu bližšie identifikované v jednej zo základných tried, akou je zabezpečovacia, regulačná (udržovacia) a kultúrna služba. Prioritu v súčasnosti plní zabezpečovacia služba, kde produkcia biomasy prostredníctvom kultúrnych rastlín hrá prvoradú úlohu v procese zabezpečovania obživy obyvateľstva. Podporný systém určený na produkciu je v súčasnosti dobre zabehaný a má svoju históriu v počiatkoch tvorby spoločnej poľnohospodárskej politiky. Regulačná a udržovacia služba pôdneho krytu je v prípade manažmentu s poľnohospodárskou pôdou podchytená iba čiastočne formou agroenvironmentálnych opatrení alebo nepriamo implementáciou krajinných prvkov (napr. integrácia stromoradí, nárazníkových zón) a vyčlenením špeciálnych oblastí (chránené územia, rezervácie). Komplexné zhodnotenia a začlenenie pôdnej zložky do matice ekosystémových služieb prináša ukážka matice mapovania a posudzovania týchto služieb (tab. č.1).

Výrazný nárast produktov s otvoreným zdrojovým kódom (operačné systémy, programy, aplikácie) súvisí so súčasným trendom prieniku informačných technológií do spoločnosti, každodenným využívaním internetu a zvyšovaním odbornosti práce s digitálnymi údajmi. Osobitnú kategóriou tu zohrávajú priestorové informácie, ktoré sa stávajú neoddeliteľnou súčasťou každodenného života. Ukážkou takéhoto produktu je aj modul Manuela GIS softvéru OpenJump, kde na úrovni poľnohospodárskeho subjektu (definovaného hranicami LPIS-u) možno vyznačiť lokálne charakteristiky biodiverzity (na základe dostupných informácií o biotopoch), charakter a vlastnosti pôdneho krytu (potenciál ohrozenia vodnou/veternou eróziou), podmienky agroenvironmentálnych opatrení a iné parametre. Využitím podkladových vstupných údajov možno potom cielene modelovať jednotlivé zložky ekosystémových služieb, akými sú napríklad rozvoj biotopov a ich vzájomná konektivita vzhľadom na jednotlivé scenáre využitia krajiny (aplikáciou agroenvironmentálnych opatrení), eliminácia erózie pôdy činnosťou vetra/vody (vhodnou aplikáciou pôdoochranných opatrení) a podobne. Výsledok modelovania je prezentovaný

priestorovým vymedzením sledovaného parametra, percentuálnym zastúpením formou obrazového diagramu alebo tabuľkou s výslednými hodnotami.

Tab. 1. Ukážka pôdnych parametrov v matici ekosystémových služieb podľa pracovnej skupiny Mapovanie a Posudzovanie Ekosystémov a ich služieb (MAES)

Ekosystémové služby v hierarchii MAES			***pôdne*** *parametre (poľnohospodárska pôda – orná pôda/trvalé trávne porasty)*
Zabezpečovacia			
Regulačná udržovacia	*Spracovávanie odpadov, toxínov a iných škodlivín*	*Spracovávanie prostredníctvom bioty*	*-bioremediácia prostredníctvom mikroorganizmov, rias, rastlín a živočíchov* *-filtrácia/sekvestrácia/uskladnenie/akumulácia prostredníctvom mikroorganizmov, rias, rastlín a živočíchov*
		Spracovávanie prostredníctvom ekosystémov	*-filtrácia/sekvestrácia/uskladnenie/akumulácia prostredníctvom ekosystémov* *-rozptyl v atmosfére, sladkovodných a slano vodných ekosystémoch* *-spracovanie pachových, zvukových, vizuálnych vplyvov*
	Spracovanie materiálového toku	*Tok hmoty*	*-stabilizácia a kontrola eróznych pomerov* *-tlmenie a oslabovanie materiálových tokov*
		Tok tekutých látok	*-hydrologický cyklus a správa vodných tokov* *-ochrana pred záplavami*
		Tok plynných /vzdušných látok	*-ochrana pred búrkami* *-ventilácia a transpirácia*
	Správa fyzikálnych, chemických a biologických podmienok	*Správa životného cyklu, ochrana habitatu a génovej rezervy*	*-opeľovanie a rozširovanie génovej rezervy* *-údržba juvenilných populácií a habitátov*
		Kontrola škodcov a chorôb	*-kontrola pesticídov* *-kontrola /chorôb/ škodcov*
		Pedogenéza a pôdna kompozícia	*-procesy zvetrávania* *-procesy dekompozície a fixačné procesy*
		Stav vodných zdrojov	*-stav chemických vlastností sladkých vôd* *-stav chemických vlastností slaných vôd*
		Stav atmosférických podmienok a regulácia klímy	*-globálna regulácia klímy prostredníctvom redukcie koncentrácií skleníkových plynov* *-regulácia mikroklímy a klímy na regionálnej úrovni*
Kultúrna			

Obr. 2. Ukážka úrovne poľnohospodárskeho subjektu s klasifikáciou využitia pôdneho fondu (orná pôda – žltá farba, vinice – fialová farba, trvalý trávny porast – zelená farba) a publikovanou službou pôdna mapa Slovenska (R1-rendziny a kambizeme rendzinové, M1-hnedozeme typické, Č4-černozeme hnedozemné a černozeme pseudoglejové) v prostredí OpenJump GIS

Spolu so zapracovaním informácií o ekosystémových službách do informačného systému a súčasným využívaním nových technológií precízneho poľnohospodárstva (postavených na presných navigačno-polohovacích systémoch, spektrálnych aj špecifických senzoroch, službách diaľkového prieskumu zeme a iných) možno takto docieliť optimálne využívanie prírodných zdrojov. Agregáciou údajov z lokálnej úrovne potom možno syntetizovať poznatky na vyšších úrovniach a tak vytvárať podklady pre rozhodovanie v regionálnych a medzinárodných vzťahoch.

ZÁVER

Príspevok prezentuje problematiku postavenia pôdnej zložky v kontexte hodnotenia a mapovania ekosystémových služieb. V kontexte mapovania prezentuje pôdne priestorové údaje a rozvíjajúce sa možnosti ich využitia prostredníctvom webových služieb, využitia aplikácií ako aj možnosti získania podrobnejších informácií prostredníctvom pôdneho portálu www.podnemapy.sk. Na základe dostupných údajov, publikovaných služieb a zabezpečenia ich interoporability je a bude možné spracovanie hodnotenia ekosystémových služieb už na lokálnej úrovni užívateľa/vlastníka poľnohospodárskej pôdy. Takouto formou bude možné zabezpečiť priamy vstup do procesu riadenia ako aj poskytovania údajov. Z užívateľského hľadiska sa javia pre začiatok ako prínosné produkty s otvoreným kódom, ktorých využitie je podmienené iba dostupnosťou internetu a požadovaného hardvéru.

LITERATÚRA

EEA (2011). An experimental framework for ecosystem capital accounting in Europe. Technical report No 13/2011, European Environment Agency. 43 s.

HAAREN, CH., KEMPA, D., VOGEL, K., RÜTER, S. 2012. Assessing biodiverzity on the farm scale as basis for ecosystem service payments. *Journal of Environmental Management* vol. 113, 2012, s. 40-50.

KEMPA, D. 2012. Environmental services coupled to food products and brands: Food companies interests and on farm accounting, *Journal of Environmental Management*. Dostupné na: http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.06.006

MAES et al. 2013. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020. Luxembourg : Publications office of the European Union.

OPENJUMP GIS – The free, cross-platform and open source GIS for the World, [cit. 2013-11-25]. Dostupné na: http://www.openjump.org/

ŠEFFER, J., STANOVÁ V. 1999. Aluviálne lúky rieky Moravy – význam, obnova a manažment. Bratislava : Daphne – Centrum pre aplikovanú ekológiu, s. 147-160.

ŠOŠOVIČKOVÁ, L., SKALSKÝ, R., PÁLKA, B., HUTÁR, V. 2012. Publikácia a harmonizácia údajov o pôde SR pre potreby GS Soil portálu. In *Vedecké práce Výskumného ústavu pôdoznalectva a ochrany pôdy, č. 34*. Bratislava : VÚPOP, 2012, s. 138-145. ISBN 978-80-89128-98-3.

SVIČEK, M., HUTÁR, V., NOVÁKOVÁ, M. 2010. Landscape evaluation in the framework of remote sensing and ground survey in SSCRI. In *„Landscape – theory and practice“,* 5th International Symposium on Problems of Landscape Ecological Research. Bratislava : ILE SAV, 2010, s. 821-836.

SWANSON, T. M., BARBIER, E.B. (EDS.) 1992. Economics for the Wilds: wildlife, wildlands, diversity and development. London : Earthscan 1992. 226 s. ISBN 1-85383-124-7.

ZÁKON Č. 3/2009 Z. Z. o národnej infraštruktúre pre priestorové informácie.

AUTOMATICKÉ KLASIFIKAČNÉ METÓDY A ICH VYUŽITIE NA PRÍKLADE PUSTNÚCEJ POĽNOHOSPODÁRSKEJ KRAJINY

Peter Koleda, Michal Sviček, Peter Janečka

Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava,
e-mail: p.koleda@vupop.sk, p.janecka@vupop.sk, m.svicek@vupop.sk

Abstrakt: Stúpajúce požiadavky na presnosť a podrobné mapovanie čoraz väčších území spôsobili nárast záujmu o využitie automatických metód mapovania. Metóda objektovo orientovanej klasifikácie sa využíva najmä pri hodnotení obrazových dát s veľmi vysokým rozlíšením. Na rozdiel od tradičných metód mapovania je objektovo orientovaná klasifikácia zameraná na interpretáciu dôležitých sémantických informácií, ktoré nie sú na obrazových dátach reprezentované jedným pixlom, ale v obrazových objektoch a v ich vzájomných vzťahoch.
Cieľom danej práce bolo zhodnotenie možností využitia objektovo orientovanej klasifikácie pri identifikácii opustenej (zarastenej) poľnohospodárskej pôdy. Pre klasifikáciu boli použité digitálne letecké snímky z katastrálneho územia Oravská Polhora, v ktorom je prevládajúcim fenoménom pustnutie poľnohospodárskych plôch.
Kľúčové slová: objektovo orientovaná klasifikácia, diaľkový prieskum Zeme (DPZ)

Abstract: Definition of environmental indexes for Slovakia on the basis of landscape research results. Increasing demands on accuracy and detailed mapping increasingly larger areas caused an increase in interest and use of automated methods of mapping. Object-oriented classification method is mainly used in the evaluation of image data with very high resolution. Unlike traditional methods of mapping object-oriented classification is focused on the interpretation of relevant semantic information, which is not the image data represented by a single pixel, but the image objects and their mutual relations.
The aim of the work was to evaluate the possibility of using object-oriented classification in identifying abandoned (overgrown) agricultural land. For the classification were used digital aerial photos of the Orava Polhora cadastral area, which is the predominant phenomenon of abandonment of agricultural land.
Keywords: object-oriented classification, remote sensing (RS)

ÚVOD

Obrazové záznamy diaľkového prieskumu Zeme (DPZ) predstavujú v súčasnosti jeden z hlavných zdrojov vstupných údajov o krajine, ktoré sa ďalej spracovávajú a analyzujú v prostredí geoinformačných systémov (GIS). Rastúca dostupnosť leteckých a digitálnych snímok s vysokým rozlíšením vyústila do potreby vývoja nových metód automatickej interpretácie, ktorá umožňuje extrahovať zo snímok využiteľné informácie o krajine. V súčasnosti sa pri hodnotení stále najviac využíva interpretácia vykonávaná operátorom. Tieto tradičné metódy kontrolovanej klasifikácie založenej na pixloch (tzv. *pixel-based* alebo *per-pixel* klasifikácia) kategorizujú jednotlivé obrazové elementy na základe ich spektrálnych vlastností (Sviček, Mišková, 2012). Objekty na snímkach s vysokým rozlíšením sú však charakteristické nielen spektrálnym vzorom, špecifickou textúrou, ale aj vzájomnými súvislosťami, ktoré je možné využiť pri spracovaní snímok metódou objektovo orientovanej klasifikácie.

MATERIÁL A METÓDY

Metódy DPZ zaznamenávajú významný posun pri obrazovej klasifikácii dát najmä dostupnosťou digitálnych a multispektrálnych snímok s vysokým rozlíšením (VHR). Kým metódy automatickej klasifikácie satelitných údajov s nízkym a stredným rozlíšením sa vyvíjali prakticky od samého začiatku, automatizované spracovanie satelitných a digitálnych leteckých snímok s veľkým rozlíšením predstavuje náročnú úlohu.

Doterajšie prístupy vizuálnej analýzy obrazu neboli vyhodnocované jednotlivo ale postupne, kde operátor spracovával súdržné celky obrazu a na základe kontextu prvkov (tvar, farba, veľkosť…) a doplnkových informácií hodnotil jednotlivé objekty. Tieto princípy sa na základe stanovených postupov krokov zadali do programu tak, aby vyhodnotenie snímok spĺňalo kritéria selektovania vybraných prvkov. Aby bolo možné uplatniť tento princíp, je nutné najskôr snímku rozdeliť do „homogénnych" celkov reprezentujúcich objekty, reality a potom aplikovať klasifikačný model. Získavanie objektov, teda delenie obrazových dát v geografickom a príznakovom priestore, je založené na segmentačných algoritmoch (Sviček, Mišková, 2012). Existuje niekoľko prístupov k segmentácii (riadená, neriadená; zhora – nadol alebo zdola – nahor) a sú založené na rôznych prístupoch definície homogenity. Výhody klasifikácie na základe objektov vystupujú do popredia najmä pri spracovaní obrazových dát s veľmi vysokým rozlíšením (Tuček, 2003). Medzi súčasných predstaviteľov patria napr. Watershed Segmentation, Local Contrast Segmentation, Texture Segmentation, Region Growing Segmentation.

Postupnosť spracovania jednotlivých krokov v danej problematike bolo potrebné previesť v prostrediach počítačových softvéroch, ArcMap 9.3 (ESRI ArcMap) a eCognition (Definiens Developer).

V softvéri ArcMap 9.3. bolo potrebné rozdeliť územie na rovnomerné celky, ktoré vznikli orezaním spracovávanej snímky na základe vektorových hraníc lokalít Land Parcel Identification System (LPIS).

Proces objektovo orientovanej klasifikácie prebehol v prostredí softvéru eCognition, kde tento proces pozostával z piatich krokov:

- Import vstupných obrazových a iných pomocných vrstiev
- Tvorba obrazových objektov viacúrovňovou segmentáciou
- Tvorba hierarchie klasifikačných tried
- Vlastný proces klasifikácie
- Export výstupných vektorových vrstiev

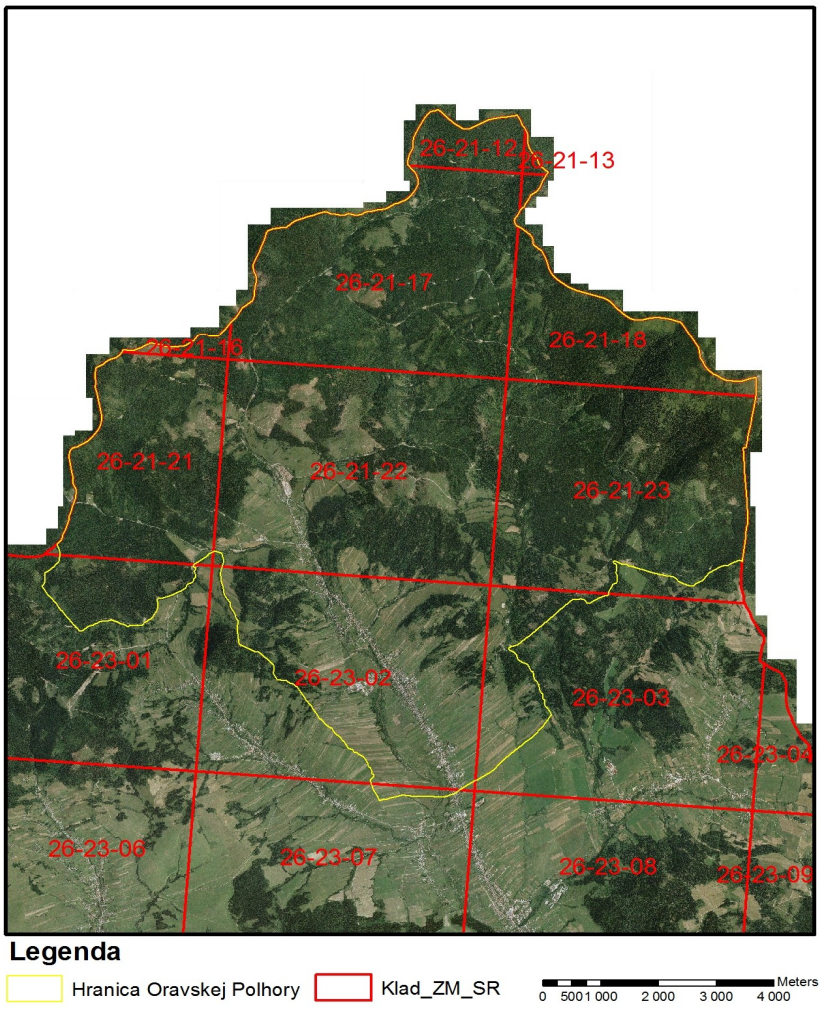
Hlavnou časťou pre celkový proces klasifikácie bola tvorba segmentov. Jednou z vybraných metód pri klasifikácii povrchu, ktorá je implementovaná v prostredí softvéru eCognition je Multiresolutional Segmentation. Táto metóda umožňuje vytvárať prepojenú hierarchiu segmentov v rôznych úrovniach rozlíšenia, čo je rovnaké ako pri vizuálnej klasifikácii. Ďalej táto metóda umožňuje parametrizáciu faktora mierky a delenie váh pre spektrálne a tvarové vlastnosti objektov.

Ako výsledná klasifikačná metóda bola použitá viacúrovňová segmentácia, kde je model možné upraviť pomocou tzv. tvrdých alebo mäkkých klasifikátorov. V prípade softvéru eCognition je možné aplikovať klasifikátor Nearest Neighbour, ktorý na základe vybraných tréningových množín môže vytvoriť fuzzy model umožňujúci prepis vágnych výrazov do matematického zápisu, prípadne jednoducho aplikovať prahovanie. Fuzzy modelovanie sa

využíva úspešne tam, kde existuje expertná znalosť problematiky a vyžaduje komplexný popis (Baatz, Schape, 2000).

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Katastrálne územie Oravská Polhora je najsevernejšie položenou obcou v okrese Námestovo v blízkosti štátnej hranice s Poľskom. Územie je zaradené do typu montánnej (horskej) krajiny, kde prevládajú lúčno-pasienkové spoločenstvá. U tohto typu krajiny dochádza k premene využívania poľnohospodárskych plôch z tzv. pásových (malých) na veľkoblokové polia. Na väčšej rozlohe je možné sledovať extenzifikáciu poľnohospodárskych plôch najmä v jej okrajových častiach pri lesných spoločenstvách, strmých svahoch a nedostupných (vzdialených) oblastiach. Pre identifikovanie opustenej (zarastenej) poľnohospodárskej krajiny metódou objektovo orientovanej automatickej klasifikácie obrazových dát boli použité letecké snímky s vysokým rozlíšením. Snímky pokrývajú celé katastrálne územie, ktoré spadá do jedenástich mapových kladov.

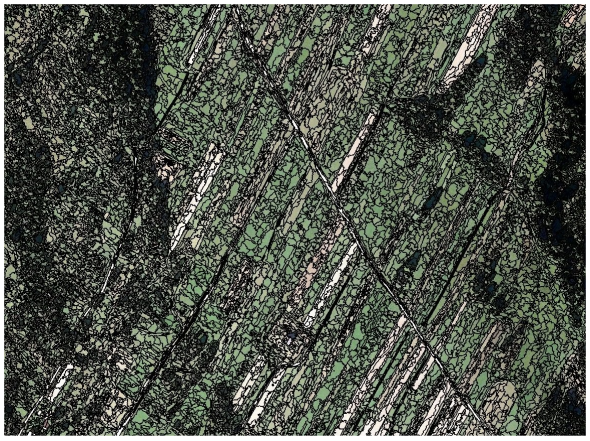


Obr. 1. Lokality registra LPIS (Zdroj: VÚPOP, 2013)

Pred samotným procesom objektovo orientovanej klasifikácie bolo kvôli ďalšiemu efektívnemu spracovaniu potrebné rozdeliť digitálnu snímku na menšie časti. Bolo vytvorených spolu jedenásť čiastkových snímok, ktoré vznikli na základe hraníc mapového kladu. Na týchto vygenerovaných čiastkových snímkach prebehol v prostredí softvéru

eCognition proces objektovo orientovanej klasifikácie. Do zadaného projektu boli importované vstupné obrazové dáta vo formáte *.img. Pri každej snímke prebehol proces tvorby segmentov pomocou Multiresolutional Segmentation. Segmenty obrazu majú vždy určitú mierku (úroveň abstrakcie). Táto hierarchická mierková závislosť, je evidentná nielen pri pozorovaní javov v reálnom svete, ale tak isto aj pri ich zobrazení na snímkach (Blaschke, Hay, 2001).

Pri tvorbe segmentov nebolo možné dodržať odporúčané nastavenie mierky segmentu (hodnota 10), pretože pri takomto rozlíšení bola príliš zaťažená operačná pamäť počítača, a preto bolo potrebné určiť mierku segmentu, ktorú bol počítač následne schopný spracovať.



Obr. 2. Ukážka segmentácie na snímke

Obr. 3. Ukážka snímky bez segmentácie (Zdroj: VÚPOP, 2013)

Výsledné segmenty pre jednotlivé snímky mali hodnotu parametra mierky 20. Ukážka segmentácie je zobrazená na obrázku 2. Pre porovnanie obrázok 3 znázorňuje snímku bez segmentácie.

Po vytvorení segmentov bola vytvorená hierarchia klasifikačných tried. Z pohľadu riešenia danej problematiky bola najpodstatnejšou klasifikačnou triedou trieda stromov a kríky. Pri priebehu procesu klasifikácie sa prihliadalo na správne klasifikovanie práve tejto triedy. Klasifikácia prebehla z časti automaticky a z časti manuálne vizuálnou interpretáciou. Proces klasifikovania teda prebehol poloautomaticky. Výsledná vrstva stromov, kríkov a budov bola vyexportovaná vo vektorovom formáte *.shp.

V prostredí softvéru ArcMap 9.3 boli následne spracované a porovnané vektorové vrstvy, ktoré vznikli pri klasifikácii s vrstvou kultúrnych dielov LPIS. Na základe prieniku týchto vrstiev boli identifikované zarastené - nevyužívané poľnohospodárske pôdy.

Tab.1. Výmera poľnohospodárskej pôdy v katastrálnom území Oravská Polhora

Kultúra	Výmera celého kultúrneho dielu (ha)	Výmera kultúrneho dielu v rámci územia (ha)
orná pôda (OP)	77,32	74,14
trvalé trávne porasty (TTP)	1552,13	1550,84
nezaradená pôda (X)	75,60	74,55
poľnohospodárska pôda (PPF)	70,80	69,57
Spolu	**1775,85**	**1769,10**

Výsledky objektovo orientovanej klasifikácie sú v porovnaní s výsledkami klasických klasifikačných metód menej "rozbité" a tým pádom aj ľahšie interpretovateľné, aj keď pre viaceré aplikácie by si ešte vyžadovali určitú generalizáciu. V niektorých prípadoch však môže byť citlivé zachytenie malých areálov a zložitého priebehu hraníc naopak výhodou, napríklad pri využití výsledkov klasifikácie na ekologické hodnotenie krajinnej štruktúry (Stanková, Čerňanský, 2004).

Obrázok 4 znázorňuje klasifikovanú vektorovú vrstvu. Obrázok 5 reprezentuje snímku s kultúrnymi dielmi LPIS.

Obr. 4. Ukážka segmentácie na snímke

Obr. 5. Ukážka snímky bez segmentácie (Zdroj: VÚPOP, 2013)

V katastrálnom území Oravská Polhora bolo z celkového počtu 327 kultúrnych dielov s výmerou 1769,1 ha, v prevažnej miere úplne opustených 37 kultúrnych dielov s výmerou 39,12 ha. Tieto diely s prevahou kultúr orná pôda a trvalé trávne porasty boli vyradené z registra LPIS na základe ich dlhodobej nevyužívanosti. Je to zrejme zapríčinené najmä členitosťou horského terénu, ktorý zaberá podstatnú časť katastrálneho územia. Údaje týkajúce sa výmery poľnohospodárskej pôdy v spracovávanej oblasti sa nachádzajú v tabuľke č. 1.

ZÁVER

Výsledky objektovo orientovanej klasifikácie boli úspešne použité pri identifikácii opustenej poľnohospodárskej krajiny v pilotnom území. Objektovo orientovaná klasifikácia bola vykonaná na leteckých snímkach, ktorá pokrývala celé územie okresu Námestovo. Klasifikácia prebehla v prostredí softvéru eCognition. Celkovo sa dá postup považovať za poloautomatický. Niektoré kroky klasifikácie bolo potrebné doplniť o vizuálnu interpretáciu. Predpokladané využitie automatickej klasifikácie sa plnej miere dá použiť len obmedzene. Hlavný postup bol sekvenčný s využitím hierarchického modelu klasifikácie jednej úlohy. Pri riešení danej problematiky je možné kombináciou objektovo orientovanej klasifikácie a vizuálnej interpretácie dosiahnuť lepšie výsledky, ako keby sme použili iba automatickú, prípadne iba vizuálnu interpretáciu.

LITERATÚRA

BAATZ, M., SCHÄPE, A. 2000. Multiresolution Segmentation – an optimization approach for highquality multi-scale image segmentation. In Strobl, J. et al. *Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XII*, Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg. Karlsruhe : HerbertWichmann Verlag s. 12-23.

BLASCHKE, T., HAY, G. J. 2001. Object-oriented Image Analysis and Scale-space: Theory and Methods for Modeling and Evaluating Multiscale Landscape Structures, International Archives of Photogrammetryand Remote Sensing, vol. 34. Part 4/w5, s. 22-29.

STANKOVÁ, H., ČERNANSKÝ, J. 2004. Objektovo orientovaná klasifikácia krajinnej pokrývky oblasti Chopok – Jasná. Kartografické listy 12.

SVIČEK, M., MIŠKOVÁ, M. 2012. Možnosti priestorového identifikovania opustenej poľnohospodárskej krajiny v pilotných územiach objektovo orientovanou automatickou klasifikáciou údajov diaľkového prieskumu Zeme. *Vedecké práce č. 34*. ISBN 978-80-89128-98-3, [cit. 2013-08-12]. Dostupné na: http://www.vupop.sk/vedecke_prace.php

TUČEK, J. 2003. Špecifické metódy digitálneho spracovania materiálov DPZ s vysokou priestorovou rozlišovacou schopnosťou pre lesnícke účely. In *Geoinformatizácia kartografie*. Zborník z 15. kartografickej konferencie, 4.-5.9.2003, Zvolen. Bratislava : Kartografická spoločnosť Slovenskej republiky, s. 280-293.

Poďakovanie

Táto práca bola podporovaná z projektu kontroly oprávnenosti (04-701-00) poberania dotácií na plochu metódou DPZ.

INDIKÁTORY ERÓZIE PÔDY A ZMENA VLASTNOSTÍ ERODOVANÝCH PÔD SPRAŠOVÝCH PAHORKATÍN

Marianna Kollárová

Katedra pedológie, Prírodovedecká fakulta, Univerzita Komenského, Mlynská dolina, 842 15 Bratislava, e-mail: kollarovam@fns.uniba.sk

Abstrakt: V priebehu roka sa rastlinný pokryv na poľnohospodárskych pôdach mení. V čase, keď je pôda obnažená, nie je chránená pred procesmi vodnej erózie. V prípade, ak sa jedná napríklad o kukuricu, alebo o inú plodinu, ktorá netvorí dostatočný listový kryt proti eróznym procesom ani v dospelom štádiu vývinu, náhle a intenzívne zrážky môžu mať katastrofálne následky. Nechránená pôda je po dopade dažďovej kvapky rozdrobená a kinetickou energiou presunutá do strán. Ak je plocha umiestnená na svahu, posun pôdnych častíc je najmä dolu svahom. Erózia je neustále pôsobiaci proces. Ide o odnos jemných častí, živín, minerálov, v najhoršom prípade môže dôjsť aj k odnosu celého povrchového horizontu. Práca je zameraná na výskum erózie pôd sprašových pahorkatín, konkrétne v katastrálnom území Bielovce, ktorý je situovaný na Ipeľskej pahorkatine. Vybranou záujmovou plochou je poľnohospodárska pôda do veľkej miery poznačená dlhodobým antropogénnym pôsobením. Na konvexných svahoch sú viditeľné obnažené svetlé plochy materskej horniny - spraše. Pomocou skúmania zmien pôdnych horizontov vzoriek odobraných v transektoch po spádnici, je možné preukázať vplyv orby a spolupôsobiacej vodnej erózie.
Kľúčové slová: orba, orbová erózia, transport pôdneho materiálu, spraš

Abstract: The vegetation cover on agricultural lands is changing during the year. When soil is bare, is not protected against water erosion proceses. Sudden and intensive heavy rainfalls may have catastrophic consequences in case of corn or other crops with unsufficient projected leave area that protects soil against water erosion even in the late vegetative phase. When the raindrop land on such bare soil surface the soil structure is disintegrated and moved by the kinetic energy. If it is on the slope, the motion of slope particles is predominantly in the direction down the slope. Erosion is continuos process. It is about the transportation of fine soil particles, nutrients, minerals and part or all of the soil horizons. This work is focused on soil erosion research of loess soils in semimountainous region, in Bielovce cadaster, which is situated at the Ipeľská pahorkatina highland. Surveyed was the agricultural land that was intensively influenced by human impact. The white patches of mother rock material – loess – were visible on the convex slopes. It is possible to prove the effect of tillage and water erosion by analyzing the changes of soil horizons.
Keywords: tillage, tillage erosion, soil transport, loess

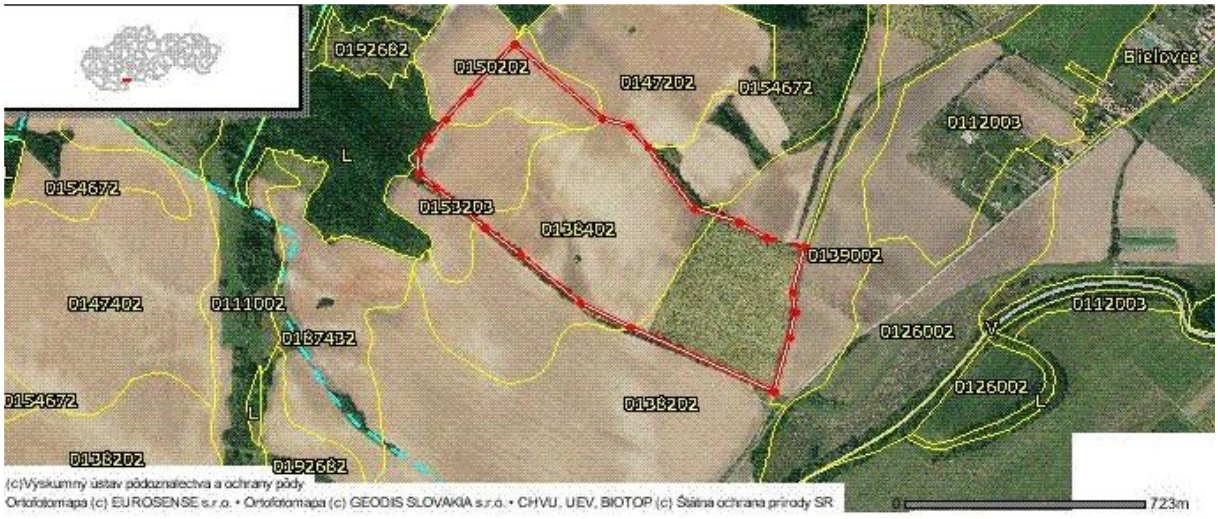
ÚVOD

Erózia, ako súčasť pôdotvorného procesu, so svojimi atribútmi modelácie reliéfu krajiny a procesmi transportno-akumulačnými ovplyvňuje v čase aj pôdotvorný proces (pedogenézu pôdnych profilov) a mení hrúbky pôdnych horizontov. Eróziou pôdy nastáva postupné narušanie vlastností pôdy ako sú napríklad zrnitosť, obsah organickej hmoty, reakcia pôdneho roztoku pH a podobne. Ďalšie viditeľné a merateľné zmeny vlastností pôdy vznikli vplyvom erózno-akumulačných javov a vyjadrujú rôzne indikátory erózie pôd, a to fyzikálne, chemické a biologické. Erózny odnos pôdy/materiálu má za následok ochudobnenie lokality, resp. pôdneho profilu o organické látky, živiny aj koloidné častice. Naopak, v akumulovaných pôdach spravidla pozorujeme zvýšený obsah organickej hmoty aj obsah živín, ale len potiaľ, kým nedochádza k erózii materskej horniny z vyšších polôh svahu. Mocnosť spraší je variabilná, dosahuje l-5-20 maximálne 35 až 40 m. Spraše, ako mäkké sedimenty ľahko

podliehajú vodnej erózii, preto sú často, najmä na svahoch rozbrázdené. Erózna ohrozenosť pôd sprašových sedimentov na Slovensku je analyzovaná napríklad v práci Jambor et al. (1998). Za posledných asi 70 rokov stúpla erózna ohrozenosť orných pôd na pahorkatinách a v podhorských oblastiach až na 38 % ich výmery. Ide o nezvratný proces, pri ktorom dochádza k úbytku ornice a ochudobňovaniu pôd o humus, minerály a živiny. Konečným štádiom tohto procesu je obnaženie materskej horniny a tým totálna strata ornice, ako je to aj v prípade niektorých pozemkov v katastrálnom území Bielovce, nachádzajúcich sa na sprašiach. Ďalší výskum bude preto zameraný na štúdium potenciálnej erózie, skutočnej straty pôdy eróznym splachom a aj na špecifický druh tzv. orbovej erózie, a to na najviac erodovaných pôdnych typoch (černozeme, hnedozeme a regozeme) s využitím metód pomocou stopových rádionuklidov. Výsledky výskumu budú kľúčovými k zisteniu skutočnej miery erózie, jej vplyvu na tvorbu alebo degradáciu pôdneho profilu, a k určeniu adekvátnych protieróznych opatrení, ktoré bude možné aplikovať aj na pôdy a územia podobného charakteru, aj z pohľadu zmiernenia účinkov klimatických zmien na eróziou ohrozenú pôdu.

MATERIÁL A METÓDY

Z triedenia eróznych procesov podľa Fulajtára a Janského (2001) má zvláštne postavenie medzi vyskytujúcimi sa druhmi erózie na Slovensku aj vo svete orbová erózia. Orbová erózia, ako najbežnejšia priama antropogénna erózia, sa vyskytuje všade na orných pôdach nachádzajúcich sa na svahovitých pozemkoch. Pri orbe sú hrudy pluhom nadvihované a po prevrátení padajú nie na pôvodné miesto, ale pôsobením gravitácie a tiež vďaka kinetickej energii, ktorú im udelí radlica pluhu, dopadnú o kúsok ďalej. Efekt pluhu pôsobí podľa smeru orby. Pri orbe hore svahom je posun hrudy menší ako pri orbe dole svahom. A práve tomuto typu erózie by sme chceli v našom výskume venovať zvýšenú pozornosť. Okrem mnohých komplexnejších či čiastkových výskumoch na Slovensku sa orbovej erózii venovalo len niekoľko málo odborníkov (Lazúr 2001, 2002; Linkeš, Lehotský, Stankoviansky, 1992 a Fulajtár, Janský, 2001). Zo zahraničných autorov sú známe práce najmä Walling et al. (1993), Papiernik et al. (2009).



Obr. 1. Bonitované pôdno-ekologické jednotky záujmového územia

Pre naše sledovania bolo vybrané územie nachádzajúce sa v katastrálnom území obce Bielovce (obr. 1.). Obec je súčasťou Levického okresu, od Levíc vzdialená 28 km a susedí s obcami Pástovce a Ipeľský Sokolec. Nachádza sa v teplej klimatickej oblasti, podoblasti

mierne suchej. Priemerná ročná teplota v rokoch 1999-2011 bola 10,7 °C, priemerné mesačné zrážky v tom istom rozpätí boli 49,6 mm (Kollárová, 2012).

Ipeľská pahorkatina a Ipeľská niva so svahmi a chrbtami s nadmorskou výškou do 230 m n. m. sa vyznačuje výskytom množstva lineárnych eróznych tvarov kde rozsiahle plochy intenzívne poľnohospodársky využívanej ornej pôdy sú náchylné na vodnú a orbovú eróziu. Fluviálna niva a priľahlá zvlnená rovina riečnych terás je tvorené pokryvom sprašových sedimentov a eolických pieskov. Prevládajúcimi pôdnymi typmi sú regozeme, fluvizeme, hnedozeme (najviac erodované) a černozeme.

Rekognoskácia terénu prebehla v roku 2012 a terénny prieskum bol zahájený na vybranom území – svahu s rozlohou približne 60 hektárov. Záujmová plocha sa nachádza v extraviláne obce. Expozícia svahu je JV- VJV. Podľa mapového serveru Geologického Ústavu Dionýza Štúra (www.geology.sk) je územie tvorené v hornej časti svahu tufitickými pieskovcami a konglomerátmi, pyroxénnych andezitov, ktoré sú charakteristické prítomnosťou nevulkanického materiálu. V strednej časti svahu sa nachádzajú tufitické pieskovce pyroxénických andezitov so zrnami veľkosti 0,5-3 mm. V zóne akumulácie sú tufitické pieskovce intermediálnych andezitov a spraše.

Ide o poľnohospodársky intenzívne využívanú ornú pôdu so striedaním plodín jačmeň siaty-ozimný *(Hordeum sativum L.)*, kukurica siata *(Zea mays)*, repka olejná *(Brassica napus)*. Táto oblasť je formovaná svahmi s heterogénnymi formami georeliéfu, kde na povrchu pôdneho krytu sa dlhodobo prejavuje plošná vodná aj orbová erózia. Súčasne je možné vizuálne identifikovať erodované časti konvexného svahu v hornej časti skúmaného pozemku, kde sa na povrchu nachádzajú miestami už svetlé fľaky pôdy na sprašových sedimentoch.

Obr. 2. Miesta odberu pôdnych vzoriek

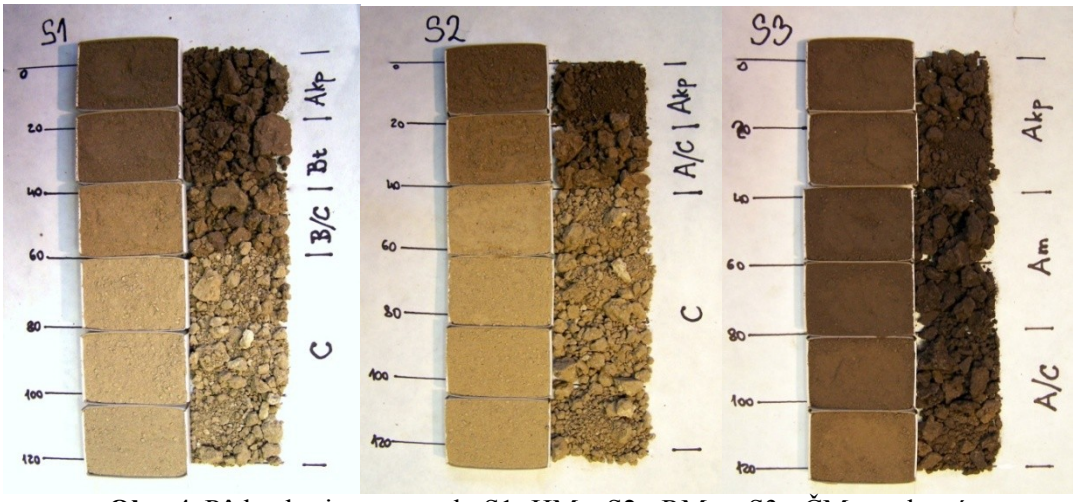
Erózno-akumulačné procesy prebiehajúce na skúmanej ploche možno definovať ako procesy s nepatrným erózno-akumulačným vplyvom, erózne procesy, akumulačné procesy a prekryté procesy klasifikované v rámci MKSP 2000 (Šály et al., 2000; Čurlík, Šurina, 1998). Pre plánované komplexnejšie terénne mapovanie bolo v rámci vybranej plochy vytvorených 7 pôdnych transektov, podmienených reliéfom (obr. 2.). Dĺžka transektov sa pohybuje v rozmedzí 500 až 1100 metrov s počtom sedem až jedenásť sond. Je možné že bude potrebné ďalej zhustiť bodovú sieť pôdnych sond v prípade potreby detailnejšieho preukázania zmien v pôdnych horizontoch. Pre predkladanú prácu boli predbežne spracované

výsledky z troch pôdnych sond – na vrchole/konvexe svahu vo výške 214 m n. m. (S1), na svahu vo výške 153 m n. m. (S2), a v úvaline vo výške 131 m n. m. (S3). Prevýšenie reliéfu v rámci celého pozemku je asi 83 metrov (obr. 3.).

Obr. 3. Lokalizácia pôdnych sond

VÝSLEDKY A DISKUSIA

V práci uvádzame výsledky analýz prvých troch pôdnych sond S1-S3, ktoré sú znázornené na obrázku 3. Sklonitosť svahu vybraného územia je na mieste odberu pôdnej sondy S1 4 %, na mieste odberu pôdnej sondy S2 je sklon približne 12,8 % a na mieste odberu pôdnej sondy S3 je sklon 5 %. Vizualizáciu pôdnych horizontov predmetných sond dokumentujeme obrázkom 4. Na ľavej strane sú podrvené a preosiate vzorky a na pravej iba vysušené.



Obr. 4. Pôdne horizonty sond: S1- HMa, S2 - RMa a S3 - ČMa prekrytá

Rozdiely vo farbe horizontov sú viditeľné už na prvý pohľad. Pôdna sonda S1 sa nachádza na hnedozemi kultizemnej (HMa). Pôda má kultizemný ornicový horizont Akp do 20 cm, pod ním sa nachádza Bt horizont, ktorý je obohatený z hora povrchovou vodou vymývaným ílom a koloidnými zložkami. Tieto vytvárajú na povrchu pôdnych agregátov

viditeľné povlaky. Bt horizont postupne prechádza do B/C horizontu, ktorý je svetlejší a pod ním sa nachádza ešte svetlejší C horizont tvorený materskou horninou. V profile sa môžu vyskytovať aj zhluky vyzrážaného uhličitanu vápanatého, tzv. cicváre alebo konkrécie.

Nižšie po svahu je pôdna sonda S2, ktorú sme charakterizovali ako regozem kultizemnú (RMa). Akp horizont siaha do hĺbky 20 cm a v porovnaní s S1 je svetlejší. Pod ním, v hĺbke 20-40 cm sa vytvoril prechodný horizont A/C a pod ním už v hĺbke 30-40 cm sa nachádza C horizont tvorený materskou horninou, sprašou. Obsahuje vyzrážané konkrécie. Lokalita je značne narušená eróznymi procesmi.

Na úpätí svahu bola zvolená pôdna sonda S3, ktorú sme klasifikovali ako černozem kultizemnú prekrytú (ČMa). Kultizemný ornicový horizont Akp siaha do 40 cm. Predpokladáme, že pôvodná černozem sa začína až od 40 cm, vrchných 40 cm sú akumulované nánosy z vyšších miest, tzv. „koluvizeme“. Tento pôdny typ sa nenachádza zatiaľ v klasifikácií pôd Slovenka, ale v českej klasifikácií áno. Približne od 40 do 80 cm je molický horizont a od 80 do 120 je prechodný horizont A/C medzi A a substrátom. Vybrané pedologické charakteristiky vzoriek odobratých z uvedených sond uvádzame v tabuľke 1.

Tab. 1. Vybrané charakteristiky pôdnych vzoriek

č. sondy	hĺbka odberu v cm	pH/H_2O	pH/KCl	Cox %	% H_n	Zrnitostný rozbor (%)			pôdny druh
						2 - 0,05 mm (piesok)	0,05 - 0,002 mm (prach)	< 0,002 mm (íl)	
S1	0-20	6,69	5,82	1,04	1,79	36,12	36,98	26,9	si
	20-40	6,99	5,72	0,76	1,31	27,96	39,12	32,92	si
	40-60	7,97	6,98	0,28	0,48	26,2	43,67	30,14	si
	60-80	8,4	7,48	0,34	0,58	25,96	48,58	25,46	si
	80-100	8,49	7,51	0,19	0,33	40,00	37,57	22,43	si
	100-120	8,45	7,42	0,20	0,35	56,88	23,89	19,23	spi
S2	0-20	8,13	7,21	0,84	1,44	22,28	47,79	29,93	si
	20-40	8,19	7,15	0,43	0,74	25,88	47,14	26,98	si
	40-60	8,44	7,51	0,27	0,46	17,2	56,52	26,28	ssi
	60-80	8,49	7,56	0,38	0,65	19,8	54,99	25,22	ssi
	80-100	8,52	7,57	0,20	0,34	23,08	51,42	25,5	si
	100-120	8,57	7,6	0,24	0,42	24,04	50,87	25,09	si
S3	0-20	7,61	6,78	1,57	2,70	31,92	41,96	26,12	si
	20-40	7,85	6,87	1,27	2,18	24,92	44,95	30,14	si
	40-60	7,73	6,49	1,10	1,90	23,08	43,51	33,42	si
	60-80	7,73	6,49	1,03	1,77	24,72	42,6	32,68	si
	80-100	7,79	6,52	0,84	1,45	17,96	48,22	33,83	ssi
	100-120	7,96	6,66	0,68	1,17	17,04	51,1	31,86	ssi

Pôdna reakcia

Podľa Fialu (1999) je hodnota výmennej pôdnej reakcie (pH v KCl) vo väčšine prípadov nižšia ako pri aktívnej pôdnej reakcií. Naše výsledky to potvrdzujú. Tabuľka ukazuje, že so stúpajúcou hĺbkou stúpa aj pH. Dôvodom je skutočnosť, že pôdy sú vytvorené zo sprašových sedimentov tvorených zo 45-65 % prachovými a piesčitými časticami ktoré obsahujú najmä kremeň a živce. Ílové minerály tvoria 25-35 % objemu V pôdnej sonde S1 je prostredie do 40 cm neutrálne a od 60 sa mení na slabo alkalické. Pri S2 je pôdne prostredie slabo alkalické. Po každých 20 cm pH o niečo stúpa, až po 80 cm, kde sa mení na stredne alkalické. Pôdne prostredie v S3 je v celom profile slabo alkalické. Tieto výsledky sme si potvrdzovali aj testom s kyselinou chlorovodíkovou. Pri S1 sme zaznamenali miernu reakciu pri 20 cm, a od

40 cm hlbšie sa reakcia zvýrazňovala. Pri S2 prebehla mierna reakcia už pri hĺbke 0-20 cm a v nižších hĺbkach sa zintenzívňovala. Podobne to bolo aj pri pôdnej sonde S3, reakcia prebiehala vo všetkých vrstvách.

Množstvo organického uhlíka a humusu

Z vyhodnotenia výsledkov obsahu uhlíka a humusu vo vzorkách, ktoré sme stanovili kolorimetrickou metódou (oxidačnou cestou) vyplýva, že v prípade pôdnej sondy S1 (hnedozeme kultizemnej) je do hĺbky 40 cm hodnota uhlíka veľmi nízka - pôda je mierne humózna. Ostatné hĺbky obsahujú organického uhlíka ešte menej, sú slabo humózne. Nakoľko sonda S1 sa nachádza vo vrchnej (konkávnej) časti skúmaného svahu, humusové látky podliehajú erózii a sú premiestňované smerom dole svahom. S2 obsahuje veľmi málo uhlíka a aj obsah humusu je veľmi nízky. Tieto výsledky preukazujú, že na tomto mieste sa už orie spraš. S3 sa nachádza na mieste miernej akumulácie a preto obsah organického uhlíka do hĺbky 40 cm v porovnaní s predchádzajúcimi dvoma prípadmi stúpol. Pôdy sú tu stredne humózne, ale do nižších hĺbok klesá množstvo uhlíka a aj humusu.

Zrnitostné zloženie/pôdne druhy

Zrnitosť pôdy má vplyv na mnohé fyzikálne vlastnosti, napríklad schopnosť infiltrovať a zadržiavať vodu, neskôr s ňou hospodáriť, ovplyvňuje jej laterálny pohyb na rozhraní priepustných a nepriepustných polohách horizontov, ovplyvňuje schopnosť rastlín zakoreňovať a pod. (Čurlík, Šurina, 1998). Na skúmanom svahu ide o ílovito hlinitú pôdu nachádzajúcu sa takmer v celom profile S1. Obsah ílu mierne stúpa v Bt horizonte (vylúhovanie Akp horizontu), kvôli pôsobeniu procesu ilimerizácie. V hĺbke 100 cm sa zrnitosť mení na piesčito ílovito hlinitú. Pri S2 sú pôdy do 40 cm ílovito hlinité, od 40 do 80 cm pribúda prachových častíc a pôda sa mení na prachovito ílovito hlinitú a od 80 cm do 120 sa preukázalo opäť najviac ílovitých a hlinitých častíc. Postupne do nižších hĺbok množstvo ílu klesá. Pôdna sonda S3 (černozem kultizemná), je tvorená ílovito hlinitými časticami a v hĺbke od 80 cm je obohatená o väčšie množstvo prachovitých častíc.

Tab. 2. Analýza vzoriek odobraných Kopeckého valčekmi

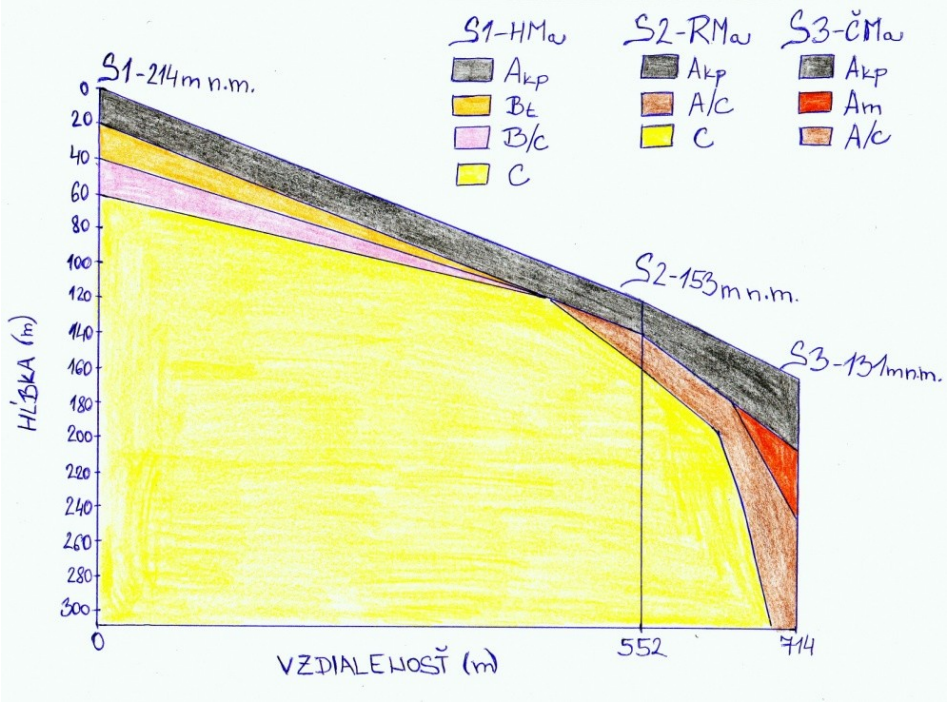
Označenie sondy	Hĺbka odberu v cm	Redukovaná objemová hmotnosť g/cm^3
S1	0 - 10	1,70
	10 - 20	1,55
	20 - 30	1,62
S2	0 - 10	1,19
	10 - 20	1,52
	20 - 30	1,52
S3	0 - 10	1,32
	10 - 20	1,54
	20 - 30	1,56

Pomocou odberu neporušených vzoriek Kopeckého valčekmi sme určili redukovanú objemovú hmotnosť pôdy. Jej hodnotu zvyšuje intenzívne obrábanie, a tým sa znižuje obsah pôdnej organickej hmoty a oslabuje štruktúru pôdy. Najväčšia hodnota bola nameraná v ornici S1 do 10 cm až 1,7 g/cm^3, pri S2 je to od 10 do 30 cm a pri S3 je to od 20 do 30 cm.

Analýza základného erózno-akumulačného transektu

Dá sa povedať, že sondy S1, S2, S3 sú v línii prvého základného testovacieho pôdneho transektu skúmaného svahu na dĺžke 714 metrov (obr.1.). Transekt sa už pri 3 pôdnych

sondách prejavil erózno-akumulačne. Horná časť svahu, so sklonom 12,8 %, je tvorená hnedozemami kultizemnými, kde sú prejavy eróznych procesov. Erodovaný materiál je odnášaný aj z miesta, kde bol vykonaný odber druhej pôdnej sondy S2 (regozem kultizemná). Tu už sa pôdny profil zmenil na trojhorizontový, relatívne tenký humusový horizont, tenký prechodný A/C horizont a spraš. Na niektorých miestach prebehla erózia už do takej miery, že spraš tvorí celý pôdny profil. Ukladanie materiálu prebieha na úpätí svahu. Tu sú hlboké černozeme kultizemné, substrát je položený hlbšie ako 120 cm. Tieto pôdy sú prekryté akumulovaným materiálom približne 40 cm nánosom.



Obr. 5. Transekt s prejavom erózno-akumulačnej činnosti

ZÁVER

Môžeme povedať, že v prípade nami analyzovaného 1200 m dlhého a 450 m širokého svahu ide o výrazný, z časti historicky erózno-akumulačný proces, kedy v horných častiach (na konkáve) sa objavujú plytké, orbou a vodou zerodované pôdy hnedozeme kultizemnej, s tenším 20 cm Akp-horizontom. Na časti svahu s najvyšším sklonom sa nachádza regozem kultizemná, ktorá má plytký humusový horizont a už pôda v hĺbke 20 cm je orbou premiešavaná s materskou horninou - sprašou. Na úpätí svahu sa nachádza černozem kultizemná vznikajúca dlhodobou akumuláciou erodovaného materiálu. Horizont do 40 cm by sme klasifikovali ako akumulačný prekryv, od 40 cm hlbšie predpokladáme pôvodný profil. Pri sondáži do 1,2 metra nebol C-horizont dostupný.

Podľa bonitačného informačného systému pôd by sa na mieste odberu S1 mali nachádzať hnedozeme pseudoglejové, na mieste S2 regozeme a černozeme erodované a na mieste S3 regozeme a černozeme erodované. S3 sa však nachádza v konkáve svahu, kde sa preukázali akumulačné a nie erózne procesy.

Môžeme konštatovať, že na sklonitom teréne sa výraznejšie menia pôdne vlastnosti ako pH, množstvo uhlíka a humusu, zrnitostné zloženie aj objemová hmotnosť.

Pôsobením zrážok na obnaženú pôdu vzniká plošná erózia, ktorá môže pokračovať do menších sústredených ronov, rýh, stružiek až po vytvorenie výmoľov. Ipeľská pahorkatina je

podľa Bučka a Mazúrovej (1958, ex Smetanová, 2011) náchylná na vznik výmoľov, až 3 km/km^2.

Naša práca bude pokračovať ďalším mapovaním a vyhodnocovaním pôdnych sond v transektoch na svahu.

LITERATÚRA

ČURLÍK J., ŠURINA, B. 1998. Príručka terénneho prieskumu a mapovania pôd. Bratislava : VÚPÚ, 1998. 134 s. ISBN 80-85361-37-X.

FIALA, K. et al. 1999. Záväzné metódy rozborov pôd, čiastkový monitorovací systém - Pôda, Bratislava : VÚPOP, 1999. 142 s. ISBN 80-85361-55-8.

FULAJTÁR, E., JANSKÝ, L. 2001. Vodná erózia a protierózna ochrana. Bratislava : VÚPOP, 2001. 310 s. ISBN 80-85361-85-X.

JAMBOR, P., SOBOCKÁ, J., ILAVSKÁ, B. 1998. Erosion control possibilities of loessial soils in Slovakia. In *Poster of XVI. World Congress of ISSS*, Montpellier. 7 s.

KOLLÁROVÁ, M. 2012. Zahrnutie environmentálnych funkcií pôd do hodnotenia bonity pôd v katastrálnom území obce Bielovce. Diplomová práca. Bratislava : Prírodovedecká fakulta UK, 2012. 85 s.

LAZÚR, R. 2001. Soil erosion caused by tillage. In Jambor, P. (ed.) *Proceedings of the Trilateral Cooperation Meeting on Physical Soil Degradation*. Bratislava : SSCRI, 2001, s. 49-57.

LAZÚR, R. 2002. Tillage effects on soil erosion. In *Vedecké práce Výskumného ústavu pôdoznalectva a ochrany pôdy č. 25*. Bratislava: VÚPOP, 2002, s. 61-67.

LINKEŠ, V., LEHOTSKÝ, M., STANKOVIANSKY, M. 1992. Príspevok k poznaniu vývoja vodnej erózie pôd na pahorkatinách Podunajskej nížiny s využitím ^{137}Cs. In *Vedecké práce Výskumného ústavu pôdnej úrodnosti č. 17.* Bratislava: VÚPÚ, 1992, s. 113-119.

PAPIERNIK, S. K. et al. 2009. Soil properties and productivity as affected by topsoil movement within an eroded landform. Soil Tillage Res. 102: 67-77.

SMETANOVÁ, A. 2011. Vplyv poľnohospodárskej aktivity na reliéf nížinných sprašových pahorkatín (prehľad doterajších výskumov). *Acta Geographica Universitatis Comenianae, vol. 55*, 2011, no. 2, s. 265-281.

ŠÁLY, R. et al. 2000. Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. Bratislava : VÚPOP, 2000. 76 s.

WALLING, D.E., QUINE, T.A. 1993. Use of cesium - 137 as a tracer of erosion and sedimentation - Handbook for the application of the ceasium-137 technique. UK ODA Research Scheme R4579, University of Exeter.
Dostupné na: http://mapserver.geology.sk/gm50js/

Poďakovanie

Táto práca bola podporovaná grantom Univerzity Komenského GUK 201/2013.

ZÁKLADNÉ ENVIRONMENTÁLNE INDIKÁTORY PRE PROCES EUTROFIZÁCIE VODY, ACIDIFIKÁCIE A TOXICKEJ KONTAMINÁCIE PÔDY A ASIMILAČNÝCH ORGÁNOV

Ján Machava[1], Eduard Bublinec [1, 2], Jaroslav Demko[1]

[1]Pedagogická fakulta, Katolícka univerzita, Hrabovská cesta 1, 034 01 Ružomberok, e-mail: jan.machava@ku.sk, jaroslav.demko@ku.sk
[2]Ústav ekológie lesa, SAV, Štúrova 2, 960 01 Zvolen, e-mail: eduard.bublinec@ku.sk

Abstrakt: Poškodenie životného prostredia charakterizujeme hodnotami parametrov, ktoré označujeme indikátory. Ich vývoj bol pomerne dlhý a dnes sa používajú špecifické druhy. Podľa ich úlohy a funkcie ich delíme na hlavné, kľúčové, sektorové a oddeľovacie. Skupina hlavných environmentálnych indikátorov zahrňuje do 50 indikátorov, ktoré slúžia na charakterizáciu 15 hlavných oblastí životného prostredia. Sledujú pokrok v ochrane životného prostredia a faktorov podieľajúcich sa na ňom. Z hlavných indikátorov sa vytvoril redukovaný súbor - kľúčové environmentálne indikátory, ktoré slúžia na širšie komunikačné účely. V práci sme sa zamerali na indikátory týkajúce sa procesov eutrofizácie, acidifikácie a toxickej kontaminácie.
Kľúčové slová: environmentálne indexy, eutrofizácia, acidifikácia, kontaminácia pôdy, limitné hodnoty

Abstract: Environmental damage is characterised by the parameter values, which we refer to indicators. Their development was quite long and today are used specific types. According to their roles and functions, indicators are divided into core, key, sectoral and decoupling ones. Group core indicators comprises up to 50 indicators which serve to characterize 15 major environmental issues. These indicators monitor the progress in environmental protection and the factors involved in it. From the core indicators a reduced file was selected that is used for wider communication purposes – key environmental indicators. In this work, we focused on the process of eutrophication, acidification and toxic contamination.
Keywords: Environmental index, eutrophication, acidification, soil contamination, limit values

ÚVOD

S tzv. socialistickou industrializáciou po 2. svetovej vojne sa postupne začal zhoršovať stav životného prostredia (ŽP) i v bývalom Československu. Ekologické problémy sa v 60. - 70. rokoch prejavovali aj navonok. Lesné ekosystémy preukazovali symptómy poškodenia ako dôsledky stresu. Hodnotenie imisnej záťaže lesných ekosystémov na Slovensku rozdeľuje Maňkovská (1995) na 2 etapy do a po roku 1980. Po tomto roku dochádza k značnému poškodeniu lesných drevín na rozsiahlych plochách. Jednou z hlavných príčin poškodzovania lesných ekosystémov je imisný spad, hlavne ťažkých kovov. Okrem toxickej kontaminácie pôdy a následne i vyšších rastlín dochádza k zakysleniu pôd. Zakyslením dochádza k synergickému účinku na toxické pôsobenie ťažkých kovov. Zintenzívnenie výnosov poľnohospodárstva sprevádzané aplikáciou pomerne vysokých množstiev hnojív viedlo k zvyšovaniu obsahov makroživín, hlavne fosforu v povrchovom odtoku a naštartovalo proces eutrofizácie v povrchových vodách (jazerách a riekach).

Prvé záznamy o emisiách pochádzajú z roku 1850, keď sa poukázalo na poškodenie lesov pálením míľ (Zachar, 1993; cituje Stöckhardta, 1850). Dym sa považoval za špecifickú škodlivinu obsahujúcu SO_2. Postupne dochádzalo k zvýšenému imisnému tlaku na lesné ekosystémy. Začali sa sledovať aj ďalšie charakteristiky. Zistenie skutočného stavu, prípadne

prijatie nápravných opatrení sa konalo na základe hodnôt sledovaných parametrov, ktoré označujeme ako indikátory. Ich používaniu predchádzal pomerne dlhý vývoj.

TEORETICKÝ ZÁKLAD ENVIRONMENTÁLNYCH INDIKÁTOROV

Rada OECD už v roku 1989 upozorňovala, že je potrebné ďalej pracovať na integrácii problematiky ŽP do ekonomického rozhodovacieho procesu. V rámci týchto prác sa v OECD inicioval program, zameraný na posúdenie stavu ŽP s cieľom zlepšiť výkonnosť environmentálneho manažmentu v jednotlivých krajinách. V roku 1991 bola v rámci OECD vypracovaná správa zameraná na environmentálne indikátory. Semináre zamerané na tieto environmentálne indikátory a na podporu práce na hodnotení environmentálnej výkonnosti si v roku 1992 stanovili nasledovné hlavné ciele:

- prispieť k *harmonizácii jednotlivých iniciatív* členských štátov OECD v oblasti environmentálnych ukazovateľov;
- pripraviť v rámci OECD *pokyny pre používanie indikátorov* životného prostredia v súvislosti s hodnotením vplyvov na životné prostredie;
- stimulovať v rámci programu OECD o environmentálnych indikátoroch vývoj základného súboru vybraných a / alebo agregovaných ukazovateľov (tzv. indikátorov), čím vznikajú predpoklady vývoja obmedzeného súboru pre ich medzinárodné použitie.

Terminológia OECD poukazuje na dve hlavné funkcie indikátorov OECD (1993):

- zníženie počtu meraní a parametrov, ktoré by za normálnych okolností charakterizovali situáciu,
- zjednodušenie komunikačného procesu, pri ktorom výsledky merania sú k dispozícii pre používateľa.

Vďaka tomuto zjednodušeniu a prispôsobeniu potrebám užívateľov, ukazovatele nemusia vždy spĺňať prísne vedecké požiadavky na preukázanie príčinného reťazca. Indikátory by mali byť preto používané v zmysle "najlepších dostupných vedomostí".

Indikátor je parameter alebo hodnota odvodená z parametrov, ktoré poskytujú informácie a opisujú stav javu, životného prostredia a s výpovednou hodnotou presahujú význam pôvodného parametra. Pretože indikátory sa používajú pre viaceré účely, potrebné je selektovať kritéria pre ich výber. OECD vo svojej práci používa tri základné kritériá:

- politická relevantnosť a užitočnosť pre užívateľov,
- analytická spoľahlivosť a
- merateľnosť (platné pre ideálny indikátor).

Environmentálny indikátor by mal byť:

- teoreticky opodstatnený z technického a vedeckého hľadiska,
- založený na medzinárodných štandardoch a medzinárodnom konsenze o jeho platnosti,
- prepojený na ekonomické modely, prognózovanie a informačný systém.

OECD rozdeľuje indikátory podľa ich podstaty do nasledovných kategórií OECD (1993):

a) Základné environmentálne indikátory (anglicky *Core Environmental Indicators - CEI*). Je to základný balík ukazovateľov, ktorý je pravidelne publikovaný pre medzinárodné využívanie. Táto základná skupina indikátorov má obmedzenú veľkosť do 50-tich indikátorov slúžiacich pre hodnotenie dosiahnutého pokroku v oblasti starostlivosti o ŽP a analýzu faktorov, ktoré ho ovplyvňujú. Pokrývajú veľké množstvo environmentálnych problémov, ktoré zadeľujeme do 15 kategórií (tab. 1). Sekretariát OECD zhromažďuje dáta potrebné pre vytvorenie CEI.

Tab. 1. Základné a kľúčové indikátory (OECD, 1993)

Kategória	Indikátory	
	Základné (CEI)	Kľúčové (KEI)
1	Klimatické zmeny	Klimatické zmeny
2	Stenčovanie ozónovej vrstvy	Ozónová vrstva
3	Eutrofizácia	Kvalita ovzdušia
4	Acidifikácia	Produkcia odpadu
5	Toxická kontaminácia	Kvalita sladkej vody
6	Urbanizácia (Kvalita environ. osídlenia)	Zdroje sladkej vody
7	Biodiverzita	Lesné hospodárstvo
8	Kultúrna krajina	Rybné hospodárstvo
9	Odpad	Zdroje energie
10	Zdroje pitnej vody	Biodiverzita
11	Lesné hospodárstvo	
12	Rybné hospodárstvo	
13	Degradácia pôdy	
14	Materiálové hospodárstvo	
15	Sociálno-ekonomické, sektorové a všeobecné indikátory	

b) **Kľúčové environmentálne indikátory** (anglicky *Key Environmental Indicators - KEI*) je ďalšou skupinou ukazovateľov odsúhlasených na konferencii ministrov ŽP členských štátov OECD v máji 2011. Určené sú pre informovanie a komunikáciu s verejnosťou a kľúčovými otázkami ŽP (tab. 1). Celkový počet 10 však nie je definitívny (patria tiež do kategórie CEI).

c) **Sektorové environmentálne indikátory** (anglicky *Sectoral Environmental Indicators - SEI*). Táto skupina indikátorov je vyvíjaná kvôli lepšej integrácii environmentálnych záležitostí do sektorových politík. Tento balík ukazovateľov je oveľa rozsiahlejší v porovnaní s CEI indikátormi, čo je dôsledok zamerania iba na určitý sektor. SEI indikátory predstavujú väzbu medzi životným prostredím a ekonomikou trvalo udržateľného rozvoja. Zahŕňajú nielen environmentálne, ale aj sociálne a ekonomické ukazovatele.

d) **Indikátory oddeľovacie** (anglicky *Decoupling Environmental Indicators - DEI*) určujú mieru oddelenia ekonomického rastu a environmentálneho tlaku za jednotku času. Spolu s ostatnými indikátormi slúžia na určenie toho, či krajiny napredujú k udržateľnému rozvoju. Väčšinou ide o odvodenie z vyššie menovaných prvých troch typov.

Všetky vyššie uvedené indikátory sú založené na štruktúre P-S-R (**P** – z anglického slova "*pressure*" znamenajúceho tlak: na životné prostredie, ktorý iniciuje zmeny; **S** – zo slova "*state*" znamenajúceho stav: zhoršovanie stavu ŽP a **R** – zo slova "*response*" znamenajúceho odozva: na ŽP).

V práci sa sústredíme na hodnotenie základných indikátorov eutrofizácie, acidifikácie a toxickej kontaminácie.

MATERIÁL A METÓDY

Proces **eutrofizácie** vodného ekosystému sme sledovali v rámci projektu APVV 2007 v protipožiarnej nádrži v Modre. Teplotu, vodivosť, pH vody a rozpustný kyslík sme merali prístrojom WTW Multi 340i. Celkový obsah P_{Celk}, N_{Celk} a $CHSK_5$ sme stanovili na

spektrofotometri DR 2800 po predchádzajúcej mineralizácii vzorky na mineralizátore DRB 200. Chlorofyl–a bol stanovený spektrofotometricky podľa normy STN ISO 102 60.

Proces *acidifikácie zrážok a pôdy* sme sledovali na bukovom ekologickom experimentálnom stacionári (BEES) v Kremnických vrchoch (Kováčová) a v Žiari nad Hronom. Protónová záťaž sa sledovala sumačnou metódou.

Toxickú kontamináciu pôdy a asimilačných orgánov sme sledovali na Strednom Spiši, ktorý podľa literárnych zdrojov patrí medzi oblasti najviac zasiahnuté imisiami (Lackovičová et al., 1994; Ištoňa, 1993). Rozhodujúcim kritériom pri výbere lokality bol zhoršený zdravotný stav lesných drevín na Lesnej správe (LS) Hrable.

Celkové obsahy sledovaných prvkov (Cd, Zn, Mn, Fe, As) v pôde a v asimilačných orgánoch sme zanalyzovali na spektrometri AAS 400 Varian v mineralizátoch po rozklade s koncentrovanou HNO_3, p.a. v mikrovlnke MDS 81 D, fy CMS. Postupovali sme podľa štandardných metodických postupov. Celkové obsahy Hg sme určili na prístroji TMA 254. Maximálne potenciálne uvoľniteľné množstvo prvkov sme stanovili vo výluhu 2 M HNO_3 (Vavříček a Betušová, 1994; Bujnovský, 2001 a Borůvka, Kozák, Krištoufková, 1996). Do uzatváracích plastových nádobiek o objeme 100 ml sme navážili 5 g jemnozeme vysušenej pri laboratórnej teplote, pridali sme 50 ml 2 M HNO_3 a vzorku extrahovali na horizontálnej trepačke po dobu 2 hodín s frekvenciou 60 kmitov za minútu. Koncentrácie sme stanovili vo filtrátoch vzoriek. Němeček, Podlešáková a Pastuszková (1995) označujú obsah ťažkých kovov (ŤK) v tomto výluhu ako obsah potenciálne rizikových prvkov. Potenciálne mobilizovateľnú formu ŤK sme stanovili vo výluhu 0,05 M Na_2EDTA. Pracovný postup je taký istý ako pri extrakcii s 2 M HNO_3. Konkrétne Podlešáková, Němeček, Pastuszková (1997) tento postup použili ako náhradu za prvé štyri frakcie sekvenčnej analýzy podľa Zeiena a Brümmera (1989) a označujú ho tiež ako *potenciálna mobilizovateľná* forma.

Tab. 2. Prípustné koncentrácie ťažkých kovov v asimilačných orgánoch drevín (Bublinec, 1991)

Prvok	Prípustná koncentrácia ($mg.kg^{-1}$)	Druh dreviny
Cd	0,3 – 0,8	
Pb	4,0 – 6,0	
Cu	2,0 – 12,0	Ihličnany
	6,0 – 14,0	Listnáče
Cr	0,1 – 1,0	
Ni	1,0 – 2,0	
Zn	15,0 – 80,0	Ihličnany
	20,0 – 80,0	Listnáče

Mobilnú formu ŤK sme sledovali vo výluhu 0,01 M $CaCl_2$. Pracovný postup pri tejto metodike sme prispôsobili predošlým pracovným postupom, aby mohli byť výsledky navzájom porovnateľné. Slabé extrakčné činidlo akým je 0,01 M $CaCl_2$ sa podľa literárnych zdrojov najčastejšie používa na stanovenie mobilnej formy ŤK (Houba et al., 1990; Hornburg, Welp, Brümmer, 1995; Podlešáková, Němeček, 1996; Podlešáková, Němeček, Pastuszková, 1997).

Koncentrácie ŤK v asimilačných orgánoch posudzujeme podľa limitných hodnôt (tab. 2), ktoré uvádza Bublinec (1991).

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Proces eutrofizácie

Proces eutrofizácie je spôsobený zvýšeným obsahom makronutrientov vo vode. Vzájomný pomer P a N (Cooper, 1969; Mainstone, Parr, 2002) určuje, ktorý z týchto prvkov je určujúci (Geider, Laroche, 2002). Eutrofizácia je sprevádzaná nadmernou tvorbou primárnej biomasy – fytoplanktónu, ktorá je spojená s odčerpávaním rozpustného kyslíka (O_{Rozp}) cez noc. Medzi najčastejšie sledované indikátory eutrofizácie povrchových vôd patrí pH, rozpustný kyslík ($mg.l^{-1}$/%), celkový fosfor (P, $\mu g.l^{-1}$), celkový dusík ($\mu g.l^{-1}$), $CHSK_5$ a chlorofyl-a.

V tab. 3. uvádzame hodnoty sledovaných parametrov charakterizujúcich proces eutrofizácie po aplikácii sorbentu. V čase aplikácie sorbentu 4. júna 2010 bola voda v nádrži intenzívne sfarbená do zelena novovytvoreným fytoplanktónom (riasy a sinice). Postupne sa kvalita vody zlepšovala a regenerácia eutrofizovanej vody bola spojená s poklesom pH, P_{Celk} $CHSK_5$ a chlorofylu-a k hodnotám typickým pre vody nezaťažené eutrofizáciou. V nasledujúcom odbere 10. júna sa stanovili hodnoty pH 7,46, P_{Celk} 62 $\mu g.l^{-1}$, $CHSK_5$ 27 $mg.l^{-1}$ a 22 $\mu g.l^{-1}$ chlorofylu-a, ktoré boli nižšie ako limitné hodnoty pre eutrofizáciu (P_{Celk} 400 $\mu g.l^{-1}$, $CHSK_5$ 30 $mg.l^{-1}$ a chlorofyl-a 50 $\mu g.l^{-1}$). Tu je potrebné uviesť, že limitná hodnota P_{Celk} 400 $\mu g.l^{-1}$ pre stojaté vody nie je adekvátna. Pred aplikáciou sorbentu bola eutrofizácia iniciovaná do 24 hodín pri koncentrácii P_{Celk} 502 $\mu g.l^{-1}$ a teplote vzduchu cez deň 20 °C, čo poukazuje na vysoký hypertrofický obsah P. V írskej legislatíve je limitná hodnota oveľa nižšia – 100 $\mu g.l^{-1}$ a tá korešponduje aj s uvedeným prípadom.

Tab. 3. Parametre vody v Protipožiarnej nádrži v Modre po aplikácii sorbentu (4.6.2010)

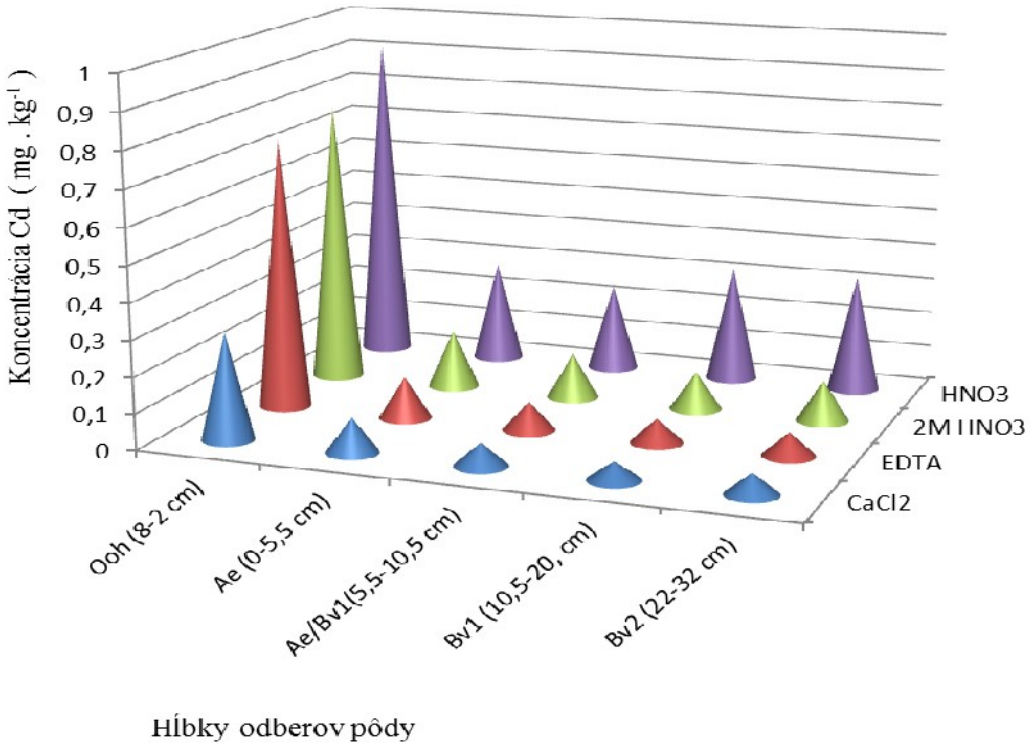
Dátum	pH	P_{Celk}	N_{Celk}	$CHSK_5$
		($\mu g.l^{-1}$)		($mg.l^{-1}$)
4.6.2010		542,8		73,78
7.6.2010	10,10	177,2	3,72	45,34
10.6.2010	9,51	151,4	5,48	39,78
15.6.2010	7,46	212,6	7,21	27,12
18.6.2010	7,58	243,4	5,48	39,72
21.6.2010	9,94	362,0	8,20	71,82
24.6.2010	8,91	394,4	7,72	69,74

Hoci 10. júna už bolo vidieť dno nádrže, nepredvídaný prísun zvýšených obsahov P a N po intenzívnych zrážkach naštartoval nový proces eutrofizácie. Prvým znakom tohto procesu bol zvýšený obsah P_{Celk} a veľmi nízky obsah O_{Rozp} 0,59 $mg.l^{-1}$ zaznamenaný 15. júna o 8,00 hodine. Sorbent po aplikácii klesol na dno nádrže a už neeliminoval novododaný P vo vodnom stĺpci. Hoci proces eutrofizácie bol obnovený, jej intenzita nedosiahla úroveň z predošlého roka. Hodnota indikátora chlorofylu-a spojeného s tvorbou primárnej biomasy klesla z maximálnej hodnoty 2320 $\mu g.l^{-1}$ nameranej v septembri v predošlom roku na hodnotu 679 $\mu g.l^{-1}$ nameranej v októbri po aplikácii sorbentu. Podobne klesla aj hodnota $CHSK_5$ zo 750 na 309 $mg.l^{-1}$. Z uvedeného vyplýva, že eutrofizáciu v počiatočných štádiách je možné zastaviť.

Proces acidifikácie zrážok a pôdy

Proces acidifikácie spojený s pôsobením protónovej záťaže je monitorovaný Ústavom ekológie lesa SAV vo Zvolene. Uvádzame výsledky zaznamenané na Bukovom ekologickom experimentálnom stacionári (BEES) v Kremnických vrchoch v období 1993-2000. Ročné zrážkové úhrny na plochách BEES dosahovali najvyššiu hodnotu v roku 1994 a ich priemer z plôch je 834 mm. V ďalších rokoch sa pohyboval od 428 do 705 mm. V r. 1994 priemerná ročná depozícia H^+-iónov dosahovala 0,179 kg $H^+.ha^{-1}.rok^{-1}$, kým v iných rokoch hodnoteného obdobia bola nižšia (0,018–0,144 kg $H^+.ha^{-1}.rok^{-1}$). Priemerná ročná hodnota protónovej záťaže bola najnižšia v najsuchšom roku sledovaného obdobia (1993), a to 4,9 mmol $H^+.deň^{-1}.m^{-2}$. V ďalších rokoch boli jej hodnoty vyššie a pohybovali sa od 9 do 13,5 mmol $H^+.deň^{-1}.m^{-2}$.

Proces acidifikácie nastupuje po dlhodobom pôsobení protónovej záťaže, po neutralizácii zásadito pôsobiacich zložkách (hlavne Ca a Mg). Škodlivosť acidifikácie nepredstavuje nízka hodnota pH, ale okolnosti spojené s ňou. Ide hlavne o rapídne zvýšenie prístupnosti ťažkých kovov v pôde a ich príjmu rastlinami. Tieto účinky boli získané na ekologickom stacionári v Žiari nad Hronom, kde išlo o vysoký imisný spád z Hlinikárne SNP. Ako príklad uvádzame koncentrácie Cd, ktoré boli zvýšené v Ooh horizonte (obr. 1.).



Obr. 1. Celkový obsah Cd v pôde a jeho obsah vo výluhu 2 M HNO_3, EDTA a $CaCl_2$ ($mg.kg^{-1}$) z plochy v Žiari nad Hronom

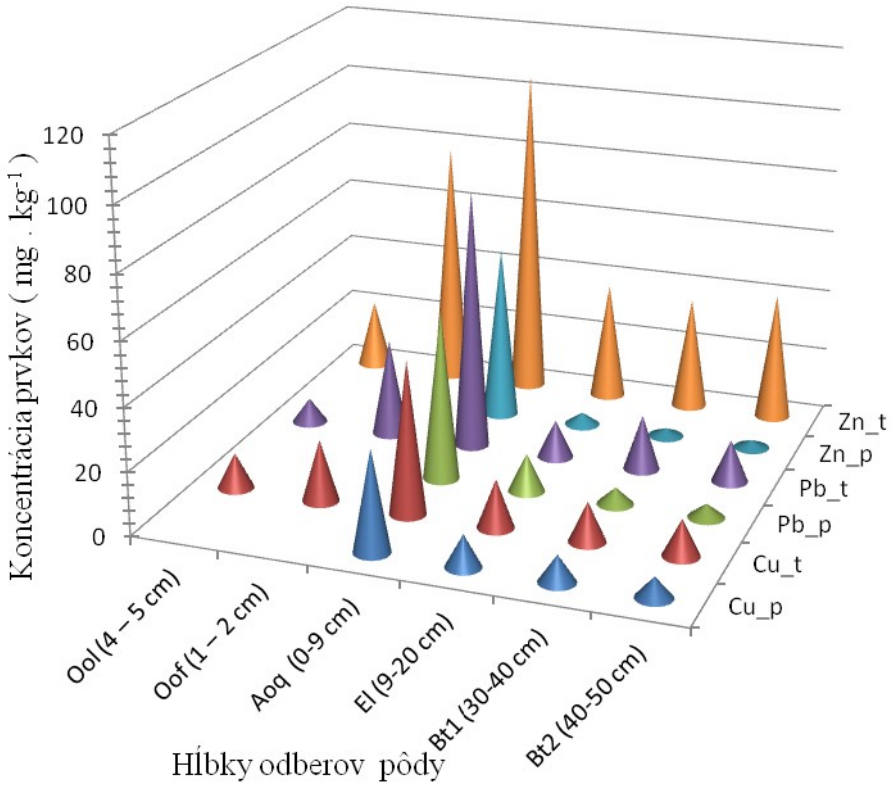
Na výskumnej ploche bol zvýšený celkový obsah Cd (0,9 $mg.kg^{-1}$) a k tejto hodnote sa približuje aj maximálne potenciálne prístupná forma (výluh v 2M HNO_3) a taktiež potenciálne mobilizovateľná forma (výluh v Na_2EDTA). Podľa zákona 220/2004 Z.z. pre piesočnato-hlinitú pôdu je limitná koncentrácia 0,7 $mg.kg^{-1}$. Pretože túto hodnotu prekročila aj potenciálne mobilizovateľná forma, ide o pôdu kontaminovanú časticami Cd, ktoré sú ľahko prístupne pre rastliny. Potvrdzuje to i mobilná forma Cd, ktorá podľa zákona 220/2004 Z. z. (0,1 $mg.kg^{-1}$) prekračuje limitnú hodnotu o 294 %. Hoci táto hodnota platí pre

výluh v 1 M NH_4NO_3, možno ju aplikovať aj pre výluh v 0,01 M $CaCl_2$, lebo ich účinky sú adekvátne (Neměček, Podlešáková, Vácha, 2003). Z uvedeného vyplýva, že ide o vplyv imisného spadu a preto rozdiely medzi celkovou, maximálne potenciálne prístupnou a potenciálne mobilizovateľnou koncentráciou je pomerne malý.

Toxická kontaminácia pôdy a asimilačných orgánov

Na sledovanie toxickej kontaminácie pôdy sa s priebehom priemyselného rozvoja postupne používajú špecifickejšie indikátory. Ide o jednoduchšie sledovanie indikátora ako aj jeho výpovednejšiu hodnotu. Celkové koncentrácie sledovaných ťažkých kovov v pôde sa pôvodné stanovili po úplnej mineralizácii kyselinou HF. Hoci to bol skutočný obsah, nikdy nepredstavoval ani nebude predstavovať pre životné prostredie akútne environmentálne riziko.

V našej práci sme celkové obsahy stanovili v mineralizáte koncentrovanej HNO_3 a maximálne potenciálne prístupnú formu sledovaných prvkov vo výluhu v 2 M HNO_3. Potenciálne mobilizovateľná forma sa analyzovala v 0,05 M Na_2EDTA a mobilná forma v 0,01 M $CaCl_2$. Ako príklad demonštrujeme celkové a maximálne potenciálne prístupné formy sledovaných ŤK.



Obr. 2. Celkový obsah Zn, Pb a Cu (mg.kg^{-1}) (t- celkový obsah) a ich maximálne potenciálne prístupné koncentrácie (p - výluh v 2 M HNO_3) v pôdnych vzorkách z lokality LS Hrable

Uvádzame ich preto, lebo namerané hodnoty boli posudzované podľa Rozhodnutia MP SR o najvyšších prípustných koncentráciách rizikových látok v pôde č. 531/1994 – 540, ktoré uvádzalo referenčné hodnoty pre štandardnú pôdu (10 % organickej hmoty a 25 % ílovej frakcie); pre pôdy s odlišným zložením sa referenčné hodnoty vypočítali podľa daných vzťahov. Podľa nich v Aoq horizonte Zn-t (celkový obsah) dosahoval túto hodnotu, Pb-t ju prekračoval o 4 % a Cu-t o 46 %. Ešte vyššie prekročenie bolo zaznamenané pre maximálne potenciálne prístupne obsahy, a to Zn-p prekročil limitnú hodnotu 40 mg.kg^{-1} o 39 %, Pb-t

hodnotu 30 $mg.kg^{-1}$ o 80 % a Cu 20 $mg.kg^{-1}$ o 61 %. Tieto hodnoty poukazujú na imisný tlak, ktorý sa prejavil len v Aoq horizonte. Keby boli namerané koncentrácie Zn, Pb a Cu vyhodnotené podľa teraz platných noriem, tak len Pb-t je zvýšené o 19 %. To potvrdzuje, že predošlá norma bola vhodnejšia pre lesné ekosystémy. Môžeme predpokladať, že norma platná pre poľnohospodárske pôdy neberie do úvahy obsah organickej hmoty (humusu), ktorá má vyššie zastúpenie v lesnej pôde a jej pomerne vysoké sorpčné vlastnosti ovplyvňujú aj kritické hodnoty ťažkých kovov. Tento problém z uvedeného dôvodu bude potrebné v budúcnosti doriešiť.

Koncentrácie Zn, Pb a Cu v asimilačných orgánoch neprekročili limitné hodnoty, ktoré uvádza Bublinec (1991). Avšak tento výsledok neprotirečí hodnotám stanoveným v pôde. Pri prekročení referenčnej A hodnoty obsah daného prvku je vyšší ako fónové hodnoty pre danú oblasť. Je varovaním, že môže dochádzať k negatívnym účinkom, ktoré sa nemusia potvrdiť.

ZÁVER

Príspevok prezentuje členenie environmentálnych indikátorov podľa ich funkcií a účelov použitia – indikátory základné, kľúčové, sektorové a oddeľovacie (decouplning). V práci sme sa zamerali na environmentálne indikátory týkajúce sa eutrofizácie, acidifikácie a toxickej kontaminácie. Pri eutrofizácii environmentálny tlak predstavovali zvýšené koncentrácie P a N vo vode, ktorá pritekala do monitorovanej nádrže. Stavom boli ich zvýšené obsahy vo vode a odozvou bola iniciácia procesu eutrofizácie, ktorý sme posudzovali indikátormi – O_{rozp}, $CHSK_5$ a chlorofyl-a. Pri účinkoch acidifikácie sme sledovali obsahy jednotlivých foriem Cd v ekologickom stacionári v Žiari nad Hronom. Pri vyhodnocovaní sme sa opreli o výsledky práce Neměčka, Polešákovej a Váchu (2003). Pri toxickej kontaminácií sme sledovali koncentrácie Zn, Pb a Cu v lesnom ekosystéme LS Hrable, kde sme namerané hodnoty posudzovali podľa pôvodnej normy Rozhodnutie MP SR 531/1994 – 540 a terajšej podľa zákona 220/2004 Z. z.

LITERATÚRA

BUBLINEC, E. 1991. Eko-edafické kritéria pre tvorbu zelene. In: Supuka, J. et al. Ekologické princípy tvorby a ochrany zelene. Bratislava : Veda, Vydavateľstvo SAV, s. 51-57.

BUJNOVSKÝ, R. 2001. Heavy Metal Uptake from Naturally Contamined Soil and its Adjustment through Liming. Ekológia (Bratislava), vol. 20, no. 2, 2001, s. 234-241.

BORŮVKA, L., KOZÁK, J., KRIŠTOUFKOVÁ, S. 1996. Speciace těžkých kovů v kontaminované půdě. Mikroelementy ´96, Sborník prednášek z XXX. semináře o metodice stanovení a významu stopových prvků v biologickem materiálu, Karlík, 3-5. září, 1996, s. 60-63.

COOPER, CH. F. 1969. Nutrient output from managed forests. Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives. Proceedings of Symposium, National Academy of Scienes, Washington, D.C. 661 s.

GEIDER, R.R., LAROCHE, J. 2002. Redfield revisited: variability of C/N/P ratio in marine microalgae and its biochemical basis. European Journal of Phycology, 37, s. 1-17.

HORNBURG, V., WELP, G., BRÜMMER, G. W. 1995. Verhalten von Schwermetallen in Böden. 2. Extraktion mobiler Schwermetalle mittels $CaCl_2$ und NH_4NO_3. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 158, 1995, s. 137-145.

HOUBA, V. J. G., NOVOZAMSKY, L, LEXMOND, TH. M., VAN DER LEE, J. 1990. Applicability of 0,01 M $CaCl_2$ as a Single Extraction Solution for the Assessment of the Nutrient Status of Soils and other Diagnostic Purposes. Commun. In *Soil Sci. Plant Anal., 21*, 1990, s. 2281-2290.

IŠTOŇA, J. 1993. Vplyv imisií na obsah chemických prvkov v lesných pôdach Slovenskej republiky. Lesnícky časopis – Forestry Journal, 39, 6, 1993, s. 531-539.

LACKOVIČOVÁ, A., MARTINY, E., PIŠÚT, I., STREŠKO, V. 1994. Element Content of the Lichen *Hypogamnia physodes* and Spruce Needles in the Industrial Area of Rudňany and Krompachy. Ekológia (Bratislava), 13, 4, 1994, s. 415-423.

MAINSTONE, CH. P., PARR, W. 2002. Phosphorus in rivers – ecology and management. The Science of the Total Environment 25-47, s. 282-283.

MAŇKOVSKÁ, B. 1995. Mapping of Forest Environment Load by Selected Elements Through the Leaf Analyses, Ekológia (Bratislava), vol. 14, no. 2, 1995, s. 205-213.

NĚMEČEK, J., PODLEŠÁKOVÁ, E., PASTUSZKOVÁ, M. 1995. Pozaďové obsahy potenciálně rizikových prvků v půdách ČR (Obsahy v extraktu 2 M HNO_3). Rostlinná výroba, 41, 1995 (1), s. 25-29.

NĚMEČEK, J., PODLEŠÁKOVÁ, E., VACHA, R. 2003. Přístupy k řešení limitních hodnot prvků k ochraně transferové cesty půda – rostlina. Druhé pôdoznalecké dni v SR, Vedecká konferencia pôdoznalcov Slovenska s medzinárodnou účasťou. Stará Lesná, 16.-18.jún, Bratislava : VÚPOP, s. 217-225.

OECD. 1993. OECD core set of indicators for environmental performance reviews: a synthesis report by the group on the state of the environment. Environment Monographs 83, Organisation for Economic: Co-operation and Development, Paris, 41s.

PODLEŠÁKOVÁ, E., NĚMEČEK, J. 1996. Kritéria kontaminace a intoxikace půd. Rostlinná výroba, 42, 1996 (8), s. 357-364.

PODLEŠÁKOVÁ E., NĚMEČEK J., PASTUSZKOVÁ M. 1997. Charakteristika vazeb stopových prvků v půde sekvenční extrakcí. Česká pedologická společnost. Půdní systémy a antropická činnost, zborník abstraktů. Milov – Devět Skal, 5.-8.10.1997, s. 149-150.

VAVŘÍČEK, D., BETUŠOVÁ, M. 1994. Akumulace těžkých kovů (Zn, Pb, Cd, Cr) v jednotlivých složkách lesních ekosystémů na některých lokalitách Beskyd. Lesnictví-Forestry, 40, 1994 (9), s. 371-376.

ZACHAR, D. 1993. Poškodzovanie lesov imisiami – celoeurópsky problém. Lesn. Čas. – Forestry Journal, 39, 1993, č. 3. s. 223-232.

ZEIEN, H., BRÜMMER, G. W. 1989. Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 59/I, s. 505-510.

Poďakovanie

Táto práca bola podporovaná projektom VEGA SAV No. 2/0113/12, 2/0027/13 a 1/0421/14.

FILTRAČNÁ FUNKCIA PÔDY AKO JEDEN Z KOMPLEXNÝCH INDIKÁTOROV AGROEKOSYSTÉMOVÝCH SLUŽIEB

Jarmila Makovníková, Boris Pálka, Miloš Širáň, Slávka Pálková

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

Abstrakt: Funkcie ekosystémov sú definované ako kapacita ekosystémov poskytovať tovary a služby uspokojujúce potreby človeka. Ak tieto funkcie priamo ovplyvňujú ľudské zdravie alebo ekonomický blahobyt sú považované za služby. Analýza hodnotenia ekosystémových služieb v systéme pôda – rastlina je primárne závislá od hodnotenia ekosystémových funkcií pôdy v neoddeliteľnej integrácii s hodnotením ekosystémových funkcií pôdneho krytu. Filtračná funkcia pôdy patrí k najdôležitejším funkciám pôdy z hľadiska ochrany hydrosféry a rastlinnej produkcie pred kontamináciou. Hodnotenie filtračnej funkcie vychádza z potenciálu kontaminácie a potenciálu sorpcie, hodnoteného na základe pôdnej reakcie, obsahu a kvality organickej hmoty v pôde, hrúbky humusového horizontu. Zmeny sorpčného potenciálu pôd sú spôsobené zmenami hodnôt pôdnej reakcie a obsahu organickej hmoty v pôde.
Kľúčové slová: funkcie ekosystémov, filtračná funkcia pôdy, pôdna reakcia, organická hmota v pôde

Abstract: Ecosystem functions are defined as the capacity of ecosystems to provide goods and services meeting the needs of man. If these functions directly affect human health or economic well-being are considered services. The evaluation of agro-ecosystem services in the system soil - plant is primarily dependent on the assessment of soil functions in relation to land cover features and vegetation. The filtration function of soil is the most imporportant soil function for the protection of the hydrosphere and crop from contamination. Evaluation of this functions based on the contamination potential and soil sorption potential, that was evaluated on the basis of soil reaction, content and quality of soil organic matter and thickness of humus horizon. The changes of soil sorption potential are caused by changes in the values of soil reaction and content of organic matter in the soil.
Keywords: ecosystem functions, soil filtration function, soil reaction, soil organic matter

ÚVOD

Funkcie ekosystémov sú definované ako kapacita ekosystémov poskytovať tovary a služby uspokojujúce potreby človeka. Ak tieto funkcie priamo ovplyvňujú ľudské zdravie alebo ekonomický blahobyt sú považované za služby. Koncept ekosystémových služieb sa stal významným nástrojom modelovania interakcií medzi ekosystémami a ich vonkajším prostredím v podmienkach globálnych bioklimatických zmien. Predstavuje objasnenie súvislostí medzi materiálovými tokmi, hydrickými a biogeochemickými cyklami prebiehajúcimi v ekosystémoch a medzi vonkajším prostredím. Analýza hodnotenia ekosystémových služieb v systéme pôda – rastlina je primárne závislá od hodnotenia ekosystémových funkcií pôdy v neoddeliteľnej integrácii s hodnotením ekosystémových funkcií pôdneho krytu. Jedným zo súčasných nástrojov, ktorý hodnotí pôdnu kvalitu je hodnotenie pomocou indikátorov kvality pôdy. Indikátory pôdnej kvality môžu byť vo všeobecnosti definované ako tie pôdne vlastnosti a procesy, ktoré majú najväčšiu citlivosť k zmenám pôdnych funkcií. Filtračná funkcia pôdy, schopnosť pôdy imobilizovať rizikové prvky patrí k najdôležitejším funkciám pôdy z hľadiska ochrany hydrosféry a rastlinnej produkcie pred kontamináciou (Demo a i., 1998). Mechanizmus tejto schopnosti je založený na mechanickom odfiltrovaní (t. j. zadržaní/imobilizácii), adsorbovaní, alebo absorbovaní, niektoré organické látky môžu

byť dokonca rozložené a transformované. Kľúčom k hodnoteniu schopnosti pôdy imobilizovať rizikové prvky je poznanie distribúcie týchto prvkov v pôde, t. j. poznanie ich väzieb a sily väzieb na jednotlivé pôdne komponenty. Pri hodnotení sú nevyhnutné informácie o jednotlivých frakciách, v ktorých sa tieto prvky v pôde vyskytujú (Hooda, Alloway, 1994, Zeien and Brummer, 1989, Makovníková, 2000, Makovníková, 2003, Barančíková, Makovníková, 2003). Filtračnú funkciu pôdy môžeme zaradiť k dvom skupinám ekosystémových služieb podľa Hopkinsa (Hopkins, 2009) a to k podporným službám (kvalita pôdy) a k regulačným službám (zachovanie stability životného prostredia). Filtračná funkcia pôdy je jedným z komplexných indikátorov agroekosystémových služieb.

MATERIÁL A METÓDY

Pri hodnotení filtračnej funkcie pôd, potenciálu imobilizácie vzhľadom na anorganické polutanty, sme vychádzali z dostupných literárnych poznatkov, prístupných databáz VÚPOP a to databázy komplexného prieskumu pôd, základnej databázy ČMS-P (Čiastkový monitorovací systém – pôda) a databázy kľúčových lokalít ČMS-P.

Pri hodnotení faktor kvality predstavuje potenciál pôdy pre sorpciu anorganických polutantov a faktor kvantity existujúci celkový obsah anorganických polutantov v pôde na danej lokalite. Predpokladáme, že polutanty viazané na pôdne komponenty už obsadzujú potenciálne miesta sorpcie, čím znižujú potenciál sorpcie (PS) a tým aj potenciál imobilizácie polutantov na danej lokalite pri antropogénnom vstupe polutantov do pôdy. Potenciál pôd imobilizovať anorganické polutanty môžeme následne vyjadriť ako kumulatívnu funkciu:

$$[\text{Potenciál imobilizácie}] = [PS] + K$$

K – potenciál celkového obsahu anorganických polutantov, hodnotený podľa Vyhlášky 59/2013 MPRV SR, ktorou sa mení a dopĺňa Zákon o pôde 220/2004 Z. z. Podrobné informácie o tvorbe digitálnej vrstvy potenciálu celkového obsahu anorganických polutantov sú bližšie uvedené v práci Approach to the assessment of transport risk of inorganic pollutants based on the immobilisation capability of soil (Makovníková, Barančíková, Pálka, 2007). Ratingové hodnoty tohto parametra sa pohybujú v intervale 0 (pôda s podlimitným obsahom anorganických polutantov) až 5 (vysoká úroveň kontaminácie).

Hodnotenie potenciálu sorpcie vychádza z aktuálnych údajov databázy ČMS – pôda, územnou jednotkou sú pôdne typy až subtypy mapované v mierke 1:400 000. Pre prácu so vstupnými georeferencovanými digitálnymi údajmi a tvorbu výslednej digitálnej údajovej vrstvy bol využitý programový balík ArcGIS®. Potenciál pôdnych sorbentov hodnotíme na základe zvolených indikátorov, a to pôdnej reakcie a obsahu a kvality pôdnej organickej hmoty v kontexte s hrúbkou humusového horiznotu. Ílová frakcia je zohľadnená už v mape kontaminácie, pretože vo Vyhláške 59/2013 MPRV SR, ktorou sa mení a dopĺňa Zákon o pôde 220/2004 Z. z. sú limitné hodnoty anorganických polutantov stanovené s ohľadom na zrnitostné kategórie pôd. Potenciál sorpcie (PS) (tab. 1, obr. 1) je teda funkciou (F) kvalitatívnych faktorov (pH – hodnota pôdnej reakcie, Q^4_6 – farebný kvocient, kvalita pôdnej organickej hmoty) a kvantitatívnych faktorov (Cox – obsah organickej hmoty v pôde, H – hrúbka humusového horizontu), pričom hodnota pôdnej reakcie a obsah a kvalita organickej hmoty v pôde patria medzi **dynamické pôdne parametre**.

$$[PS] = F(pH) + F(Q^4_6) + F(Cox)*F(H)$$

Ratingové kritériá hodnotenia vplyvu jednotlivých sorbentov sú kategorizované a hodnotené osobitne pre orné pôdy a pre trvalé trávne porasty na základe údajovej databázy ČMS-P, rozdelenie bolo realizované na základe údajov LPIS (Identifikačný systém produkčných blokov na poľnohospodárskej pôde) z augusta 2006 (tab. 1). Ratingové kritériá pre hodnotenie potenciálu sorpcie sú uvedené v tabuľke 2 (obr. 1), pre hodnotenie potenciálu imobilizácie vzhľadom na anorganické polutanty sú uvedené v tabuľke 3.

Tab. 1. Kategórie vstupných parametrov pre hodnotenie sorpcie pôd

pH v $CaCl_2$

Orné pôdy			TTT		
kategória	pH v $CaCl_2$	body	kategória	pH v $CaCl_2$	body
1	< 5,50	4,00	1	< 4,50	4,00
2	5,50 – 6,00	3,20	2	4,50 – 5,00	3,20
3	6,01 – 6,50	2,40	3	5,01 – 5,50	2,40
4	6,51 – 7,00	1,60	4	5,51 – 6,00	1,60
5	> 7,00	0,40	5	> 6,00	0,40

Obsah Cox v %

Orné pôdy			TTT		
kategória	Cox v %	body	kategória	Cox v %	body
1	< 1,00	1,00	1	< 2,00	1,00
2	1,01 – 1,50	0,80	2	2,00 – 3,00	0,80
3	1,51 – 2,00	0,60	3	3,01 – 4,00	0,60
4	2,01 – 2,50	0,40	4	4,01 – 5,00	0,40
5	> 2,50	0,10	5	> 5,00	0,10

Kvalita organickej hmoty – Q46

Orné pôdy			TTT		
kategória	Q46	body	kategória	Q46	body
1	> 6,00	1,00	1	> 6,00	1,00
2	5,51 – 6,00	0,80	2	5,51 – 6,00	0,80
3	5,01 – 5,50	0,60	3	5,01 – 5,50	0,60
4	4,50 – 5,00	0,40	4	4,50 – 5,00	0,40
5	< 4,50	0,10	5	< 4,50	0,10

Hrúbka humusového horizontu

Orné pôdy			TTT		
kategória	hrúbka	body	kategória	hrúbka	body
1	do 20 cm	2,00	1	do 20 cm	2,00
2	21 – 30 cm	1,00	2	21 – 30 cm	1,00
3	nad 30 cm	0,50	3	nad 30 cm	0,50

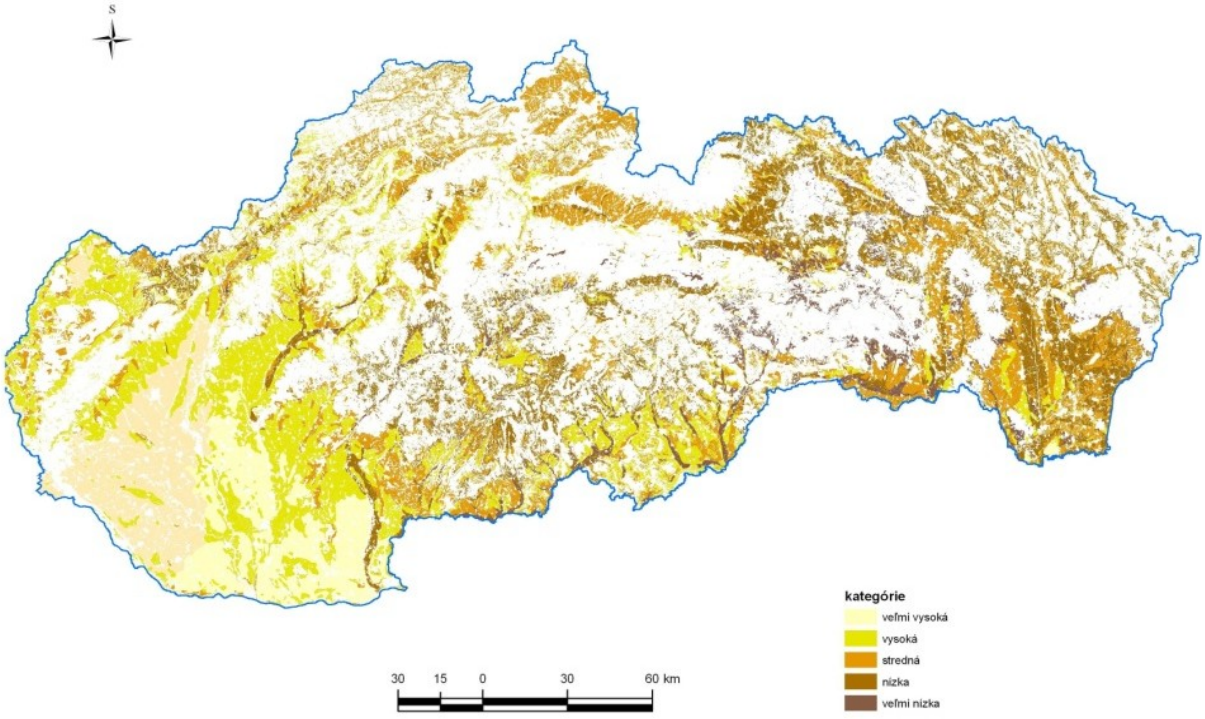
Bodové hodnotenie jednotlivých vstupných parametrov je odstupňované, a je rozdielne pre jednotlivé indikátory. Vyššia hodnota pH, vyšší obsah organickej hmoty v pôde v kontexte s jej kvalitou definovanou nízkou hodnotou Q^4_6 a väčšia hrúbka humusového horizontu zvyšujú potenciál imobilizácie anorganických polutantov v pôde ako je podrobne uvedené v práci Approach to the assessment of transport risk of inorganic pollutants based on the immobilisation capability of soil (Makovníková, Barančíková, Pálka, 2007).

Tab. 2. Kategórie potenciálu sorpcie pôd

Potenciál sorpcie pre orné pôdy a TTP	
kategória	**body**
veľmi vysoká	0 – 1,00
vysoká	1,01 – 2,00
stredná	2,01 – 3,00
nízka	3,01 – 4,00
veľmi nízka	nad 4,01

Tab. 3. Určenie kategórie potenciálu pôd imobilizovať anorganické kontaminanty

Rozsah bodov	**Kategória potenciálu imobilizácie**
do 2,5	veľmi vysoká
2,6 – 4,5	vysoká
4,6 – 6,5	stredná
6,6 – 8,5	nízka
nad 8,5	veľmi nízka



Obr. 1. Kategórie potenciálu sorpcie pôd vzhľadom na anorganické polutanty (stav podľa údajov ČMS-P, 3. cyklus)

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Pôdna reakcia ako aj obsah a kvalita organickej hmoty v pôde patria medzi dynamické pôdne parametre. V tabuľke 1 je uvedený na modelovom príklade dvoch pôdnych typov (KM 1 až 5 – príklady kambizeme a možných zmien hodnoty pôdnej reakcie a obsahu a kvality organickej hmoty v pôde a FM 1 až 5 – príklady fluvizeme a možných zmien hodnoty pôdnej reakcie a obsahu a kvality organickej hmoty v pôde, druh pozemku OP) vplyv dynamiky týchto parametrov na kategóriu potenciálu sorpcie a potenciálu imobilizácie týchto pôd. V prípade kambizeme uvažujeme s nízkou kategóriou potenciálu anorganických polutantov (obsah aspoň jedného anorganického polutantu je od 80 do 120 % limitu, body pre túto kategóriu K=1, nízka úroveň kontaminácie), v prípade fluvizeme uvažujeme so strednou kategóriou potenciálu anorganických polutantov (obsah aspoň jedného anorganického polutantu je od 120 do 200 % limitu, body pre túto kategóriu K=3, stredná úroveň kontaminácie).

Tab. 4. Vplyv dynamiky pH, Cox a Q^4_6 na potenciál sorpcie a potenciál imobilizácie anorganických polutantov

Modelová pôda	Cox (%)	Q^4_6	H (cm)	pH	K	Potenciál sorpcie		Potenciál imobilizácie	
						body	kategória	body	kategória
KM 1	1,00	5,0	20	4,50	1	6,40	veľmi nízka	7,40	nízka
KM 2	2,00	5,0	20	4,50	1	5,20	veľmi nízka	6,20	stredná
KM 3	1,51	4,5	20	4,50	1	5,30	veľmi nízka	6,30	stredná
KM 4	1,00	5,0	20	6,51	1	4,00	nízka	5,60	stredná
KM 5	1,51	4,5	20	6,51	1	2,70	stredná	3,70	vysoká
FM 1	1,00	5,0	30	4,50	3	5,40	veľmi nízka	8,40	veľmi nízka
FM 2	2,00	5,0	30	4,50	3	4,80	veľmi nízka	7,80	nízka
FM 3	1,51	4,5	30	4,50	3	4,70	veľmi nízka	7,70	nízka
FM 4	1,00	5,0	30	6,51	3	3,00	stredná	6,00	stredná
FM 5	1,51	4,5	30	6,51	3	2,10	stredná	5,10	stredná

Z tabuľky 4 je zrejmé, že zvýšenie (porovnanie KM 1 a KM 4) hodnoty pôdnej reakcie pri nezmenenom celkovom obsahu anorganických polutantov zmenilo kategorizáciu pôdy a presunulo túto pôdu z kategórie veľmi nízkej sorpcie do kategórie nízkej sorpcie a strednej kategórie potenciálu imobilizácie. Zvýšenie (porovnanie KM 1 a KM 5) hodnoty pôdnej reakcie, zvýšenie obsahu a zlepšenie kvality organickej hmoty v pôde pri nezmenenom celkovom obsahu anorganických polutantov zmenilo kategorizáciu pôdy a presunulo túto pôdu z kategórie veľmi nízkej sorpcie do kategórie strednej sorpcie a vysokej kategórie potenciálu imobilizácie. V prípade fluvizeme je situácia trošku odlišná hlavne vplyvom vyššieho zaťaženia anorganickými polutantmi. Zvýšenie (porovnanie FM 1 a FM 5) hodnoty pôdnej reakcie, zvýšenie obsahu a zlepšenie kvality organickej hmoty v pôde pri nezmenenom celkovom obsahu anorganických polutantov zmenilo kategorizáciu pôdy a presunulo túto pôdu z kategórie veľmi nízkej sorpcie do kategórie strednej sorpcie ale len do strednej kategórie potenciálu imobilizácie.

Pre identifikáciu rizikových skupín pôd vzhľadom k filtračnej funkcii pôdy sme využili trendovú analýzu agrochemických parametrov, ktoré vstupujú do hodnotenia potenciálu sorpcie. Pôdna reakcia ako aj obsah a kvalita organickej hmoty v pôde, dynamické pôdne parametre, sa v sieti základných a kľúčových lokalít ČMS-P monitorujú od roku 1993.

Hodnotenie jednotlivých parametrov prebieha v 20 agregovaných skupinách pôd (Kobza et al., 2009).

Najvýraznejšie zníženie hodnôt pôdnej reakcie v orných pôdach sme zaznamenali v skupine fluvizeme na nekarbonátových fluviálnych sedimentoch, v skupine čiernic na nekarbonátových fluviálnych sedimentoch ako aj v skupine pseudogleje a luvizeme pseudoglejové na polygenetických sprašových hlinách, využívané ako orné pôdy. Mierny pokles hodnoty aktívnej pôdnej reakcie v porovnaní s rokom 1993 bol nameraný aj v skupine hnedozeme a hnedozeme pseudoglejové na spraši resp. polygenetických sprašových hlinách. Zmeny v skupinách pôd využívaných ako trávny porast sú výrazné v skupine pseudogleje na polygenetických sprašových hlinách a v skupine podzolov, ktoré ale patria medzi vysokohorské lokality a nie sú využívané pre poľnohospodársku produkciu.

Pokles obsahu organickej hmoty v pôde oproti pôvodnému stavu (rok 1993) bol zistený iba na kambizemiach na kyslých substrátoch a pestrých bridliciach na TTP a na skupinách regozemí na orných pôdach (Barančíková, Makovníková, 2013). V porovnaní roku 2007 s rokom 2002 mierny pokles obsahu organickej hmoty v pôde sme zaznamenali v skupine kambizemí na kyslých substrátoch, regozemí, pseudoglejov a hnedozemí.

Tab. 5. Vymedzenie rizikových skupín pôd

Skupina pôd	**Druh pozemku**			
	Orné pôdy		**Trávne porasty**	
	acidifikácia	strata organickej hmoty/zníženie kvality	acidifikácia	strata organickej hmoty/zníženie kvality
kambizeme	**	*/*	**	*/*
fluvizeme	**			
fluvizeme c				
čiernice	**	/*		
čiernice c				
pseudogleje	*	*/*	*	/*
černozeme				
hnedozeme	*	*/		
regozeme	*	*/*		
regozeme c		*/*		
rendziny		/*		/*
podzoly			*	

Pozn.: Fluvizeme c – fluvizeme vyvinuté na karbonátových fluviálnych sedimentoch, Fluvizeme – fluvizeme vyvinuté na nekarbonátových fluviálnych sedimentoch, Čiernice c – čiernice vyvinuté na karbonátových fluviálnych sedimentoch, Čiernice – čiernice vyvinuté na nekarbonátových fluviálnych sedimentoch, Regozeme – regozeme vyvinuté na nekarbonátových sedimentoch, Regozeme c – regozeme vyvinuté na karbonátových sedimentoch; * nízke riziko, ** vyššie riziko.

ZÁVER

Na základe trendovej analýzy môžeme vymedziť rizikové skupiny pôd vzhľadom k potenciálu sorpcie anorganických polutantov (tab. 5.). K rizikovým skupinám pôd, ktoré sú využívané ako orné pôdy, patria skupiny pôd na nekarbonátových sedimentoch (fluvizeme, regozeme, čiernice), pseudogleje na polygenetických sprašových hlinách a kambizeme na kyslých substrátoch. Pri trávnych porastoch je to skupina pseudogleje na polygenetických sprašových hlinách a kambizeme na kyslých substrátoch.

LITERATÚRA

BARANČÍKOVÁ, G., MAKOVNÍKOVÁ, J. 2003. The influence of soil humic acid quality on sorption and mobility of heavy metas, Plant. Soil and Environ., 49: 565-571.

BARANČÍKOVÁ, G., MAKOVNÍKOVÁ, J. 2013. Vývoj obsahu pôdneho organického uhlíka na slovensku a jeho aktuálna zásoba v závislosti od nadmorskej výšky. In *Vedecké práce Výskumného ústavu pôdoznalectva a ochrany pôdy č. 35.* Bratislava : VÚPOP, 2013 *(v tlači)*

DEMO, M. et al. 1998. Usporiadanie a využívanie pôdy v poľnohospodárskej krajine. Nitra : SPU, 1998. 302 s. ISBN 80-7137-525-X.

HOPKINS, A. 2009. Relevance and functionality of semi-natural grassland in Europe – status quo and future prospective. SALVERE Semi-natural grassland as a source of biodiversity improvement : International workshop, 2009, s. 9-14.

HOODA, P. S., ALLOWAY, B. J. 1994. Changes in operational fractions of trace elements in two soils during two years of reaction time following sewage sludge treatment. *International journal of environmental analytical chemistry,* 57 (4), s. 289-311.

MAKOVNÍKOVÁ, J. 2000. Distribúcia kadmia, olova, medi a zinku v pôde a jej hodnotenie so zreteľom na potenciály a bariéry transportu kovov do rastlín. PEDO – DISERTATIONES. Bratislava : VÚPOP, 2000. 125 s.

MAKOVNÍKOVÁ, J. 2003. Indikátory zraniteľnosti ekologických funkcií kambizemí vzhľadom na hliník a mangán. *Agrochémia (VII)*. 43, 4/2003, s. 4-7.

MAKOVNÍKOVÁ, J. 2005. Vplyv pôdnych parametrov na distribúciu hliníka v pôdach SR. *Agriculture, vol. 51*, 2005, no. 8, s. 436-441.

MAKOVNÍKOVÁ, J., BARANČÍKOVÁ, G., PÁLKA, B. 2007. Approach to the assessment of transport risk of inorganic pollutants based on the immobilisation capability of soil. In *Plant, Soil and Environment, vol. 53,* 2007, no. 8, s. 365-373.

ZEIEN H., BRŰMMER G. W. 1989. Chemische Extractionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Boden. Mitteil. DBG, 59, s. 505-510.

VYHLÁŠKA 59/2013 MPRV SR, ktorou sa mení a dopĺňa Zákon o pôde 220/2004 Z.z.

ZMENY EKOLOGICKEJ KOMPLEXITY A KAPACITY KRAJINY POSKYTOVAŤ EKOSYSTÉMOVÉ SLUŽBY

Peter Sabo[1], Ľubomír Repiský[2]

[1]Inštitút výskumu krajiny a regiónov, Fakulta prírodných vied Univerzity Mateja Bela v Banskej Bystrici, e-mail: peter.sabo@umb.sk
[2] Katedra biológie a ekológie, Fakulta prírodných vied UMB v Banskej Bystrici

Abstrakt: K príčinám úbytku biodiverzity a tým aj kapacity krajín poskytovať ekosystémové služby patrí aj nedostatočné oceňovanie týchto služieb a podceňovanie ich závislosti od udržania komplexity a integrity ekologických systémov. V teoretickej časti príspevku načrtávame hlavné typy ekosystémových služieb a ich spojenie s komplexitou ekosystémov a krajín. V experimentálnej časti predstavujeme niektoré výsledky posúdenia kapacity súčasnej kultúrnej krajiny v katastri obce Drahovce poskytovať ekosystémové služby a jej zmeny v porovnaní s historickou krajinou. K zvoleným postupom patrí analýza zmien krajinnej štruktúry v kombinácii so škálovým ohodnotením ekosystémových služieb poskytovaných jednotlivými typmi ich prvkov. Výsledky poukazujú na rozsiahle zmeny krajinnej štruktúry a na význam zachovania ekologickej infraštruktúry v poľnohospodárskej krajine.

Kľúčové slová: ekologická komplexita, ekosystémové služby, sociálno-ekologický systém

Abstract: The driving forces of biodiversity retreat and thus also decrease of the capacity of landscapes to provide ecosystem services include also insufficient evaluation of these services and underestimation of their dependency on complexity and integrity of ecological systems. In the theoretical part of the contribution we outline basic types of ecosystem services and their connection with ecological complexity of ecosystems and landscapes. In the experimental part we introduce several results of the assessment of the capacity of the current landscape in Drahovce cadaster to provide ecosystem services and their changes in relation to historical landscape. The chosen tools include analysis of the changes of landscape structure in the area, combined with the scale-based evaluation of ecosystem services provided by individual types of landscape elements. The results obtained point to large changes of the secondary landscape structure and to significance of ecological infrastructure in agricultural landscape.

Keywords: ecological complexity, ecosystem services, social-ecological system

ÚVOD

Podľa početných vedeckých štúdií a správ renomovaných medzivládnych a mimovládnych organizácií sa zdravotný stav ekosystémov Zeme zhoršuje (Rockström et al., 2009; UNEP 2012; WWF 2012 a i.). Závery Konferencie OSN o udržateľnom rozvoji Rio + 20 kladú dôraz na silnú globálnu ekonomiku, ktorá má byť viac zameraná na ochranu životného prostredia, šetrenie energie a materiálov, znižovanie produkcie odpadov (UN 2012). S posunom koncepcie udržateľnosti smerom k zelenej ekonomike súvisí aj trend hodnotenia ekosystémových služieb, ktorých vybraným teoretickým a praktickým aspektom sa venuje tento príspevok.

Ekosystémové služby (ES) predstavujú priame aj nepriame, existujúce aj potenciálne úžitky z ekosystémov, ktoré umožňujú napĺňať ľudské potreby (Daily et al. 2002). Primeranú kapacitu krajiny poskytovať ES považujeme za podstatnú zložku prírodného kapitálu a za kritérium udržateľnej spoločnosti (Ekins 1992). O to viac, že už na prelome milénia sa úbytok biodiverzity a znižovanie ekologickej komplexity premietli do narušenia až 3/5 služieb, ktoré ekosystémy Zeme poskytujú ľudskej populácii (MEA 2005). Problémom tejto novej

koncepcie je, že napriek rozsiahlemu výskumu je zatiaľ pociťovaný nedostatok integrovaných prístupov, ktoré by prepájali postupy a výstupy hodnotenia ES s optimálnou organizáciou využívania krajiny, s krajinnoekologickým a územným plánovaním (de Groot et al., 2010).

V tomto kontexte vidíme potenciál v prieniku koncepcie ES s koncepciou ekologickej komplexity a integrity (napr. Kay, 2000; Jørgensen et al., 2007; Sabo, 2007, 2013), ktorých podceňovanie tiež patrí k hybným silám krízy. Základom komplexity živého systému sú mnohopočetné interakcie jeho prvkov, ekologické podmienky a riadiace spätnoväzobné okruhy. Zložitosť organizácie systému sa prejavuje ako jeho štrukturálna a behaviorálna zložitosť, komplexita, pričom hierarchia organizácie živých systémov je zjavná od organel po biosféru (Michener et al., 2001). V prípade dominantnej zložky ekosystémov, vegetácie, sú rozdiely v úrovni zložitosti aj fyziognomicky zjavné a tiež kvantifikovateľné (Zhang, Wu, 2002; Sabo et al., 2012).

Predložený príspevok v teoretickej rovine načrtáva klasifikáciu ekosystémových služieb, aj otázky komplexity ekosystémov a krajín týkajíce sa ich kapacity poskytovať tieto ES. V experimentálnej rovine približujeme na príklade konkrétnej krajiny (kataster obce Drahovce v Dolnovážskej nive) postup kvantitatívneho posúdenia kapacity súčasnej aj historickej krajiny poskytovať vybrané ekosystémové služby a tým aj ich zmien v čase (Repiský, 2013).

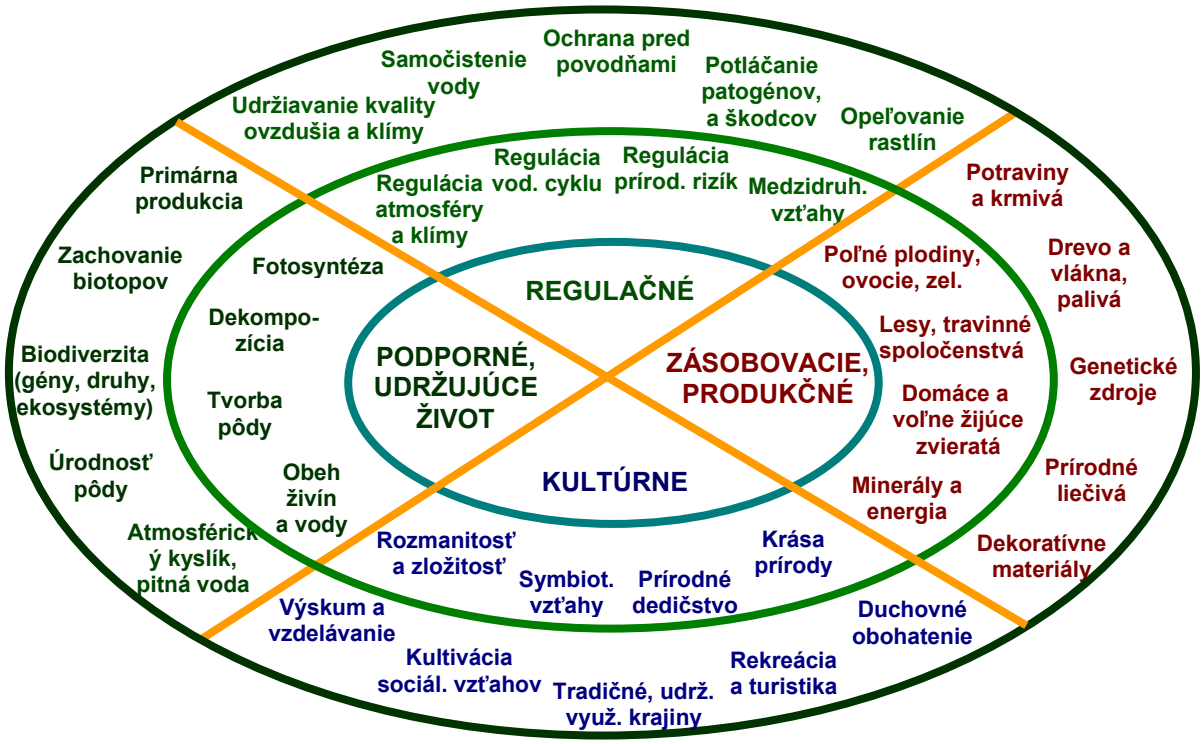
TEORETICKÉ ASPEKTY ES A ICH VZŤAH K EKOLOGICKEJ KOMPLEXITE

Ekosystémové služby (ES) sú priemetom produkčných a mimoprodukčných funkcií ekosystémov (ako výsledku synergického pôsobenia biologickej rozmanitosti a ekologických procesov, ktoré v nich prebiehajú – de Groot, 1992; Vološčuk, 2000) vo vzťahu k potrebám ľudskej spoločnosti. Prvá globálna štúdia hodnotila 17 ekosystémových služieb v 16 biómoch a ročnú hodnotu zatiaľ neocenených (predovšetkým mimoprodukčných) ES ocenili na 16 – 54 triliónov USD ročne (priemerne 33 triliónov USD, Constanza et al., 1997).

Klasifikácia a typológia ekosystémových služieb

Problémom rýchleho rozvoja teórie ekosystémových služieb je nedostatočná štandardizácia postupov, najmä klasifikácie ES, ktorej výsledkom je rozmanitosť typológii ekosystémových funkcií a služieb (napr. Vološčuk, 2000; de Groot, 2010). Medzinárodne akceptovaným štandardom sa javí klasifikácia ES podľa Miléniového hodnotenia ekosystémov, ktoré rozlišuje 24 typov týchto služieb, členených do štyroch kategórií (MEA 2005; DEFRA 2007 – obr. 1):

1) podporujúce služby sú nevyhnutné pre udržanie života na Zemi (napr. tvorba pôdy, fotosyntéza a primárna produkcia, biogeochemické cykly, udržiavanie biotopov a biodiverzity),
2) zásobovacie, produkčné služby označujú produkty ekosystémov (napr. plodiny, ovocie, zelenina, ryby a lovná zver, krmivá, voda, palivá, drevo, vlákna, genetické a medicínske zdroje),
3) regulačné služby sú úžitky z regulácie ekologických procesov (napr. regulácia klímy, chemického zloženia atmosféry, vodného cyklu, samočistenie vody, absorpcia a neutralizácia odpadov, ochrana pôdy pred eróziou, ochrana pred záplavami, opeľovanie rastlín),
4) kultúrne služby označujú nemateriálne úžitky (napr. estetické, duchovné a náboženské, vzdelávacie a poznávacie, rekreačné, posilňujúce sociálne vzťahy – napr. urbariáty).



Obr. 1. Základné skupiny a niektoré typy ekosystémových funkcií a služieb. Vzťahy a procesy v ekosystémoch sú základom existencie ich funkcií (ilustrované v strednom kruhu) a tým aj ekosystémových služieb, ktoré predstavujú konkrétne úžitky pre ľudskú spoločnosť (vo vonkajšom kruhu). *Zdroj:* MEA 2005, DEFRA 2007; UNEP 2012 upravené.

Podmienkou poskytovania ekosystémových služieb sú (disipatívne) procesy realizované v ekosystémoch a ich funkcie. Rôzne procesy a funkcie ekosystémov môžu poskytovať viac typov ES, ktoré sa môžu prelínať aj rôznymi skupinami (napr. fotosyntéza patrí k základom primárnej produkcie a zachovania prirodzených biotopov v skupine život podporujúcich služieb, ale súčasne je bázou produkcie obilnín, krmív a pod., ktoré patria do produkčných ES). Vzhľadom k vysokej komplexite ekosystémov a krajín je načrtnuté členenie kus schematické, ale je dôležité preto, aby hodnotenia ES rôznych území boli porovnateľné. De Groot et al. (2002, 2010) rozlišujú 23 funkcií ekosystémov, ktoré sú zdrojom podstatne väčšieho počtu ekosystémových služieb (títo autori život podporujúce funkcie nazývajú habitatové funkcie).

Ekonomické oceňovanie ekosystémových služieb v environmentálnom účtovníctve spočíva vo vyčíslení celkovej monetárnej hodnoty ekosystémov (*Total Economic Value* – TEV), pričom možno rozlíšiť päť zložiek TEV (Pearce, Moran, 1994; Primack et al., 2011):

1) priama úžitková hodnota vyjadruje hodnotu priamo odoberaných produktov ekosystému (napr. dreva, vlákien, lesných plodov, poľných plodín, ovocia, rýb, liečivých rastlín),
2) nepriama úžitková hodnota označuje nepriame ekonomické úžitky – ES ktoré zatiaľ ešte nevstupujú na trh (napr. regulácia klímy, retencia vody, ochrana pôdy, opeľovanie),
3) opčná hodnota vyjadruje úžitky z potenciálnych nových ES, pri inom budúcom využívaní krajiny (napr. hodnota krajiny pre ekoturistiku, nie iba pre šport alebo produkciu),
4) hodnota zachovania vyjadruje nespotrebnú hodnotu biodiverzity, ktorú ocenia až budúce generácie (napr. zachovanie divočiny, ale aj genetických zdrojov v poľnohospodárstve),
5) existenčná hodnota súvisí s poznaním, že organizmy a ekosystémy majú hodnotu bez ohľadu na ich užitočnosť pre ľudí (napr. ktorí sú ochotní prispieť k ich ochrane).

Pozitíva ekonomického oceňovanie ES sú v tom, že ich môžeme porovnávať s inými ekonomickými produktmi a decízna sféra ich musí brať do úvahy. Riziká sú v tom, že niektoré služby nedokážeme správne oceniť (hodnota život udržujúcich systémov je nevyčísliteľná) alebo ich účtovná hodnota môže v súťaži s inými produktmi ťahať za kratší koniec. Napr. hodnota globálneho HDP (hrubého domáceho produktu) bola v roku 1997 vyššia ako prvé globálne ocenenie ekosystémových služieb a v období 1992 – 2010 prudko vzrástla, z 36 na 63 triliónov USD (UNEP 2011). Na druhej strane, ekonomická cena je predovšetkým otázkou ponuky a dopytu, preto vzhľadom k úbytku biodiverzity môže cena ES v budúcnosti rásť.

Podľa de Groot et al. (2010) hlavné výzvy výskumu ES nespočívajú iba v ich finančnom oceňovaní a zakomponovaní do územno-plánovacích postupov a aktivít decíznej sféry, ale tiež v zvyšovaní porozumenia ES (napr. typológia ES, vplyvy charakteristík ekosystémov, krajín a ich dynamiky) a v ich kvantifikácii (ako hodnotiť kapacitu ES a určiť kritické prahy ich narušenia). V krátkosti sa preto pristavíme aj pri vzťahu ES k ekologickej komplexite.

Vzťah ekologickej komplexity, ekologickej integrity a ekosystémových služieb

Ekosystémové služby sú produktom biologických a ekologických procesov, ktoré sa realizujú na konkrétnych disipatívnych štruktúrach ekosystému. Mozaika topických ekosystémov vytvára krajinu, preto spektrum a kapacita krajiny poskytovať ekosystémové služby sú rôzne a závisia od jej štruktúry a zastúpenia sukcesne vyšších ekosystémov, ktoré charakterizuje vyššia komplexita. Vzťahy ES k charakteristikám ekosystémov a krajín sú zatiaľ objasnené iba veľmi nedostatočne, vrátane chýbajúcich kvantitatívnych analýz (de Groot et al., 2010). Navyše treba brať do úvahy, že ES v krajine závisia nielen od ekologických, ale aj od kultúrnych, sociálnych a ekonomických faktorov, ktoré sa premietajú do spôsobov foriem využívania krajiny. To odráža nielen preferencie miestnych komunít a samospráv, ale v stále väčšej miere aj investorov.

V prípade krajiny a spoločnosti je preto namieste hovoriť o komplexite hierarchicky vyššie sociálno-ekologického (SE) systému (Kay, 2000; Waltner-Toews, Kay, 2005) Z tohto pohľadu je zreteľné, že ekosystémové procesy, funkcie a služby závisia od ekologickej, ale do značnej miery aj socio-ekonomickej komplexity. K prejavom zložitosti organizácie SE systému patrí diverzita jeho prvkov a procesov a ich konektivita (vrátane organizmov, druhov, biotopov a ekosystémov, ale tiež foriem sociálnej organizácie), vysoká dynamika a nelinearita správania a emergentné vlastnosti systému, ku ktorým patrí napr. reziliencia aj ekosystémové služby.

Podľa novších štúdií stavy dynamickej nerovnováhy systému prevažujú nad trvaním jeho rovnovážnych stavov (Holling, 2001). Východiskom koncepcie nerovnovážnej termodynamiky živých systémov je poznanie, že štruktúra a správanie systému závisia od tokov energie do systému a ich spracovania. Aby sa systém vyrovnal so zvýšeným tokom energie, časť z nej zabuduje do tvorby nových disipatívnych štruktúr a časť disipatívne procesy menia na energiu nižšej kvality (Kay, 2000; Jørgensen, Svirezhev, 2004). Systém, ktorého energetická bilancia sa nemení, zachováva svoje štruktúry (Lehotský et al., 2008), ilustráciou je pretrvávanie sukcesných štádií v čase, až kým sa naakumuluje energia biomasy potrebná na zmenu štádia. Disipatívne procesy produkujú entropiu, ktorú živý systém exportuje za svoje hranice

Jörgensen a Svirezhev (2004) vysvetľujú trend zvyšovania biologickej a ekologickej komplexity (EK) v priebehu evolúcie a sukcesie ako prejav „snahy“ systému o čo najoptimálnejšie využitie dostupnej energie a iných prírodných zdrojov, ktorá sa označuje aj ako „*princíp maximálnej účinnosti*“. Vyššie sukcesné štádiá charakterizuje vyšší objem biomasy na jednotku toku energie, zložitejšia trofická štruktúra, vyššia previazanosť druhov aj viac symbiotických interakcií (Odum, 1977; Würtz, Annila, 2010). Zvyšovanie kapacity

ekosystému disipovať slnečnú energiu v priebehu sukcesie súvisí najmä s rastúcou vertikálnou dimenziou komplexity v dôsledku zvyšovania hmotnosti aj objemu biomasy, ďalšími sú horizontálna (najmä diverzita a konektivita) a časová dimenzia (Sabo, 2007, 2013).

ES sú generované procesmi, ktoré sa realizujú na disipatívnych štruktúrach zložitej biologickej a ekologickej hierarchie. Vplyv vyššej ekologickej komplexity (vo forme zložitejšej štruktúry, druhovej diverzity a zložitosti ekologických sietí) na ekosystémové služby nie je lineárny, ale je zrejmé, že s rastom zložitosti štruktúr a procesov rastie aj kapacita ekosystémov a krajín poskytovať spoločnosti ekosystémové služby. Potvrdzujú to i experimentálne hodnotenia disipácie slnečnej energie rôznymi ekosystémami (Lin, 2009; Sabo et al., 2010).

Analogicky, kapacita ekosystémov a krajín poskytovať ES je vyššia aj v prípade vyššej ekologickej integrity (EI) ekosystémov a krajín. EI sa odvíja od ekologickej komplexity ako kvantitatívne vyjadrenie ekologického zdravia systému – miery celistvosti a prirodzenosti (resp. optimálnosti) jeho vnútornej organizácie (štruktúry aj správania) vo vzťahu k tokom energie a ďalším ekologickým podmienkam (Pimentel et al., 2000; Westra, Lemons, 2007; Sabo, 2007). Integritu ekosystému môžeme kvantifikovať ako jeho vzdialenosť k ideálnej organizácii referenčného prírodného ekosystému pri daných tokoch energie a ďalších ekologických podmienkach – pri ktorých je jeho vitalita, funkčnosť a reziliencia najvyššia.

Je zrejmé, že likvidácia, fragmentácia a degradácia ekosystémov znižujú ich kapacitu ES, zmeny však nie sú lineárne a spravidla sú aj časovo oneskorené. V dôsledku početných spätných väzieb môže zníženie jednej ES viesť k zníženiu kapacity ďalších ES, ktoré sa prejaví až po určitom čase, kedy však už môže dôjsť k náhlym nevratným, príp. katastrofickým zmenám krajiny. Komplexnejší model sociálno-ekologického systému tiež hovorí, že ekologické, sociálne, ekonomické a kultúrne subsystémy SE systému sú natoľko previazané, že každý z nich v rôznej miere ovplyvňuje spektrum, priestorový rozsah a kvalitu poskytovaných ES.

EXPERIMENTÁLNE HODNOTENIE EKOSYSTÉMOVÝCH SLUŽIEB

Naše experimentálne hodnotenie ekosystémových služieb vychádza z metódy ich kvantifikácie na báze škálového ohodnotenia kapacity jednotlivých typov krajinnej pokrývky poskytovať ES (Burkhard et al., 2009). V závislosti od zmien krajinnej štruktúry sa mení aj schopnosť krajiny poskytovať spoločnosti ES. Priestorový rozsah a kvalitu jednotlivých ES poskytovaných krajinou súhrnne označujeme ako kapacitu krajiny poskytovať tieto ES.

Modelovým územím je časť Dolnovážskej nivy v bioregionálne upravených hraniciach k.ú. Drahovce. Jej poľnohospodárske využívanie podmieňujú kvalitné pôdne typy – čiernice, iba v blízkom okolí Váhu sa nachádzajú fluvizeme (Šály, Šurina, 2002). Klíma je teplá a mierne suchá (Lapin et al., 2002), s vysokým ročným globálnym slnečným žiarením a zrážkami do 600 mm za rok. Hydrologické pomery ovplyvňuje aj vodná nádrž Sĺňava, zasahujúca sem juhozápadnou časťou. Potenciálnu prírodnú vegetáciu (referenčné ekosystémy pre hodnotenie ekologickej integrity súčasných ekosystémov) predstavujú jaseňovo-brestovo-dubové a vŕbovo-topoľové lužné lesy a dubovo-hrabové lesy panónske (Michalko et al., 1986).

METODICKÉ POSTUPY

Tvorba mapových podkladov

Základom pre výpočet kapacity hodnotenej krajiny poskytovať spoločnosti ES je ich hodnotenie v konkrétnom priestore, k čomu sú vhodným nástrojom mapy druhotnej krajinnej štruktúry. Pri tvorbe máp súčasnej krajinnej štruktúry (SKŠ) aj historickej krajinnej štruktúry (HKŠ) sme vychádzali z klasifikácie typov krajinných prvkov použitej v projekte VEGA č. 01/0762/09 „*Ekologická integrita krajiny a hodnotenie jej zmien...“* a z mapy SKŠ regiónu Piešťan vytvorenej vektorizáciou ortofotosnímok z roku 2009 od firmy EUROSENSE, ktoré pokrývali severnú časť územia. Na doplnenie južnej časti sme zvektorizovali voľne dostupné snímky územia z WMS služby ESRI z roku 2007. Novšie objekty aj hranice starších polygónov vrstvy SKŠ sme doplnili a upresnili podľa mapovania a fotografií z terénu.

Pri tvorbe mapy historickej krajinnej štruktúry sme vychádzali z II. Vojenského mapovania (Františkove mapovanie) z obdobia 1806 – 1869, zdrojom historickej mapy bola WMS služba Slovenskej agentúry životného prostredia a vrstva bola zvektorizovaná podľa mapového kľúča získaného z Českej informačnej agentúry životného prostredia.

Priradenie kapacít poskytovať rôzne ES jednotlivým vyčleneným typom krajinných prvkov

Pri hodnotení ekosystémových služieb sme využili škálové hodnotenie kapacít ES v rozpätí 0 až 5 zo štúdie Burkhard et al. (2010). Podľa nej sa jednotlivým typom krajinných prvkov priradí tzv. expertný odhad kapacity tohto typu poskytovať danú ES. Pre modelový výpočet sme pre každú z troch skupín ES (mimo kultúrnych služieb) vybrali tieto tri typy ES:

- Zo skupiny ES podporujúcich život sme vybrali biodiverzitu, tok vody biotou a využitie slnečnej energie. Uvedení autori ich označujú ako skupinu služieb ekologickej integrity (z dôvodu, že podporujú procesy a štruktúry, nevyhnutné pre ekologickú autoorganizáciu).
- Zo skupiny ES zásobovacích, produkčných sme vybrali ES produkcie poľných plodín, hospodárskych zvierat a tiež produkcie krmiva.
- Zo skupiny regulačných ES sme vybrali ES regulácie miestnej klímy, protipovodňovej ochrany a doplňania podzemných vôd.

Matica expertných odhadov ES pre jednotlivé typy krajinnej pokrývky v štúdii Burkhard et al. (2010) nepokrýva všetky nami využité typy krajinných prvkov a niektoré odhady boli aj v rozpore s výsledkami hodnotenia ekologickej integrity rôznych prvkov (Sabo et al., 2010). Preto sme pôvodnú maticu rozšírili a adjustovali pre podmienky nášho územia (tab. 1).

Pre porovnávanie sme hodnotili aj zmeny ekologickej stability, vychádzajúc z Miklósa (1992, koeficienty ekologickej významnosti sú v intervale 0 – 1). Vzhľadom k jemnejšiemu členeniu krajinnej štruktúry územia sme ich pre niektoré typy krajinných prvkov museli odhadnúť, pričom sme prihliadli aj k aktuálnej štúdii Rehačkovej a Pauditšovej (2007).

Tab. 1. Matica odhadu kapacít vybraných typov ES pre jednotlivé typy prvkov krajinnej štruktúry hodnoteného územia (podľa Burkhard et al., 2009, upravené). V stĺpci 2 je koeficient ekologickej významnosti pre daný typ povrchu (podľa Miklós et al., 1992, upravené).

Skupina ES	Ekol. stabil.	Podporujúce ES – ekologická integrita			Zásobovacie – produkčné ES			Regulačné ES		
Typ krajinnej pokrývky	KEV	Biodiverzita	Tok vody biotou	Využitie energie	Poľné plodiny	Hospodárske zvierará	Krmivá	Regulácia miestnej klímy	Protipovodň. ochrana	Doplňanie podzem. vôd
Súvislá zástavba	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Nesúvislá zástavba, vegetácia 15 - 35 %	0,10	1,00	1,00	1,00	1,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00
Rozptýlená zástavba vegetácia 35- 50 %	0,20	2,00	2,00	2,00	0,00	0,00	0,00	1,00	1,00	1,00
. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .
Kultúrna vegetácia obyt. súborov, travinné porasty	0,20	2,00	2,00	3,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	1,00
Kultúrna vegetácia obyt. súborov, prevaha drevín	0,25	2,50	2,50	3,50	0,00	0,00	0,00	1,50	0,00	1,50
Parkové plochy s prevahou drevín	0,30	3,00	3,50	4,00	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00	2,00
. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .
Veľkoblokové polia, intenzívne	0,15	2,00	3,00	4,00	5,00	5,00	5,00	2,00	1,00	1,00
Maloblokové polia, skôr extenzívne	0,20	2,50	3,50	4,50	5,00	5,00	5,00	2,00	1,00	1,00
. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .
Nížinné a podhorské lúky	0,60	5,00	4,00	4,00	0,00	3,00	3,00	2,00	1,00	1,00
Vegetácia protipov. hrádzí	0,60	5,00	4,00	4,00	0,00	3,00	3,00	2,00	1,00	1,00
Pustnúce nížinné lúky, drev. 20 - 45 %	0,70	5,00	4,00	4,00	0,00	3,00	3,00	2,50	1,50	1,50
. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .
Remízky, prirodzené druhové zloženie	0,60	5,00	4,00	4,00	0,00	0,00	0,00	2,50	1,50	1,50
Vŕbové kroviny na brehoch vôd	0,60	5,00	4,00	4,00	0,00	0,00	0,00	2,50	1,50	1,50
. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .
Vŕbovo-topoľové lužné lesy a brehové porasty	0,80	4,00	5,00	5,00	0,00	0,00	1,00	5,00	3,00	2,00
Dubovo-brestovo-jaseňové lužné lesy	0,80	4,00	5,00	5,00	0,00	0,00	1,00	5,00	3,00	2,00
. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .
Prirodzené potoky a rieky	0,80	4,00	5,00	4,00	0,00	0,00	0,00	2,00	1,00	2,00
Vodné kanály a zregul. vodné toky	0,60	3,00	5,00	3,00	0,00	0,00	0,00	2,00	4,00	2,00
Plytké vodné nádrže a mŕtve ramená	0,80	4,00	5,00	4,00	0,00	0,00	0,00	2,00	2,00	2,00
. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .	. . .
Piesočnato-štrkové lavice bez vegetácie	0,10	1,00	1,50	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	2,00
Piesočnato-štrkové lavice s vegetáciou	0,25	3,00	2,00	2,00	0,00	0,00	0,00	1,00	1,00	2,00

Výpočet kapcít poskytovania ES skupinami prvkov krajinnej štruktúry a celkom krajiny

Index priemernej kapacity daného typu prvku krajinnej štruktúry vo vzťahu k skupine život podporujúcich ES sme počítali ako aritmetický priemer kapacity biodiverzity, vodného toku biotou a využitia energie. Rovnako boli vypočítané indexy regulačných a produkčných ES. Sumárny príspevok príslušnej skupiny krajinných prvkov typu j ku kapacite krajiny poskytovať danú skupinu ekosystémových služieb sme vypočítali ako vážený priemer takto:

$$K_{ES_vybranej\ skupiny\ ES,\ kraj.\ prvkov\ typu\ j} = \sum_{i=1,n} (p_i \,.\, k_{ES_vybranej\ skupiny\ ES,\ kraj.\ prvkov\ typu\ i}) / Pj,$$

kde $k_{ES_vybranej\ skupiny\ ES,\ kraj.\ prvkov\ typu\ i}$ je koeficient priemernej kapacity ekosystémových služieb priradený i-temu typu krajinného prvku, p_i je výmera plochy i-teho prvku zo skupiny j, n je počet krajinných prvkov v skupine príbuzných prvkov j (napr. počet rôznych typov zástavby alebo rôznych typov lúk alebo vodných tokov) a Pj je sumárna rozloha všetkých prvkov v skupine j. Výpočet kapacity každej skupiny ES pre celú hodnotenú krajinu sme vypočítali ako vážený priemer kapacít jednotlivých skupín krajinných prvkov:

$$K_{ES_vybranej\ skupiny\ ES} = \sum_{j=1,s} (P_j \,.\, K_{ES_\ vybranej\ skupiny\ ES,\ kraj.\ prvkov\ typu\ j}) / P,$$

kde s je počet skupín príbuzných typov krajinných prvkov v hodnotenom území.

VÝSLEDKY

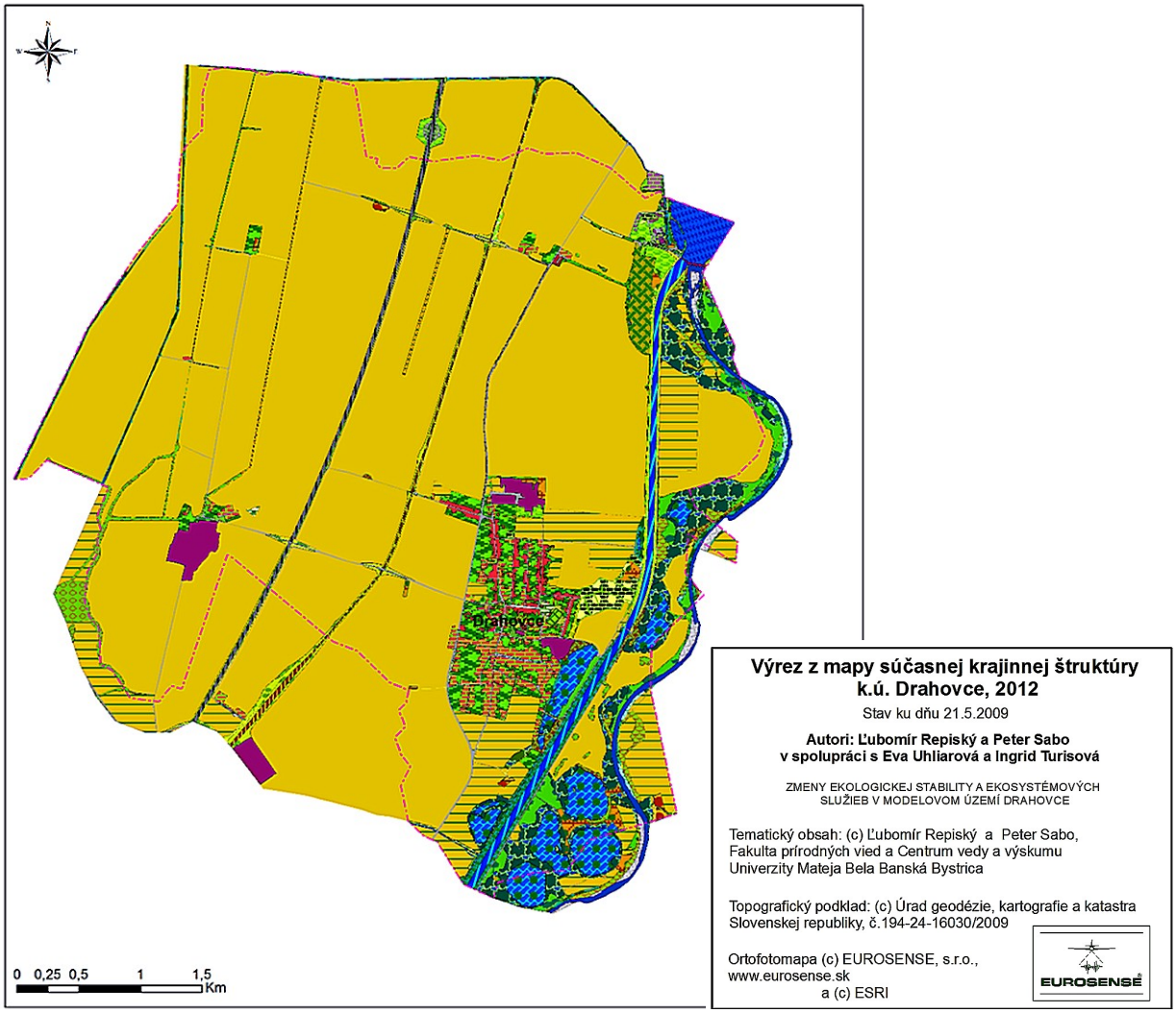
Zmeny druhotnej krajinnej štruktúry

Celková rozloha bioregionálne vymedzeného hodnoteného územia v rámci k. ú. Drahovce je 29,3 km^2. Prvky súčasnej krajinnej štruktúry (SKŠ) sme rozčlenili do 52 typov, ktoré tvoria 8 skupín:

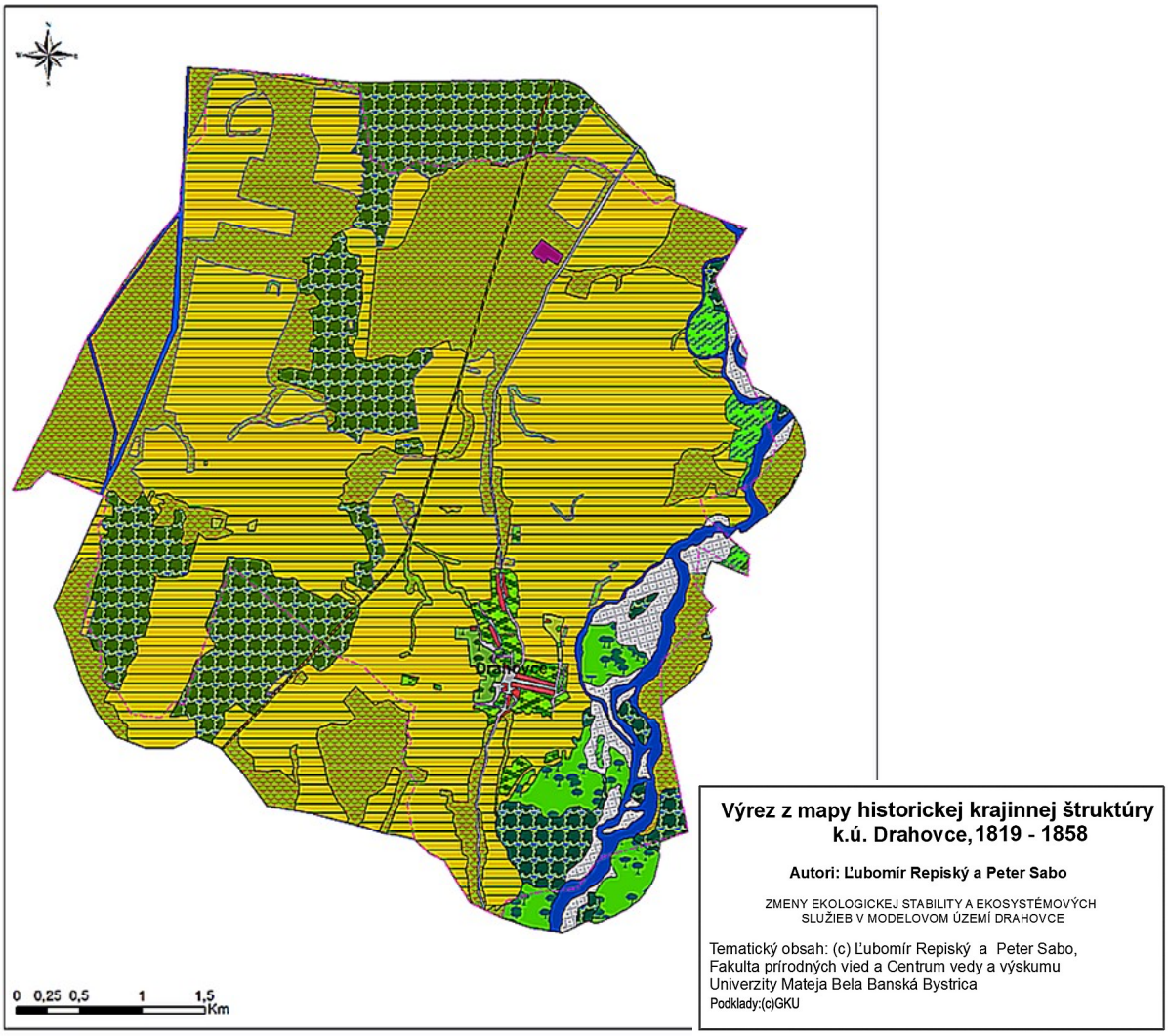
1) zástavba a komunikácie,
2) kultúrna vegetácia, vrátane záhrad a parkov,
3) polia,
4) medze a lúky, vrátane protipovodňových hrádzí,
5) kroviny a remízky,
6) lužné lesy,
7) vodné toky a vodné plochy,
8) piesočnato-štrkové lavice na brehoch rieky a ostrovy .

Najväčšie zastúpenie v území má skupina polí, poľných ciest a hnojísk (76,4 %), nasleduje skupina zástavby, komunikácií a zdevastovaných plôch (5,8 %), vegetácia sídel, firemných areálov a pozdĺž komunikácií (5,1 %). Vyššie je aj zastúpenie vodných plôch a vodných tokov (4,8 %). Najnižšie zastúpenie majú odkryté štrkové lavice (0,4 %), skupina lúk a vegetácie protipovodňových hrádzí (1,4 %) a vŕbové kroviny a líniové porasty (2 % - obr. 2).

Podľa mapy historickej krajinnej štruktúry v období 1819 – 1858 bola na území k. ú. Drahovce menej dominantne zastúpená skupina prvkov polí, poľných ciest, hnojísk (46,6 %) a podstatne väčšie ako v SKŠ bolo zastúpenie skupín lúk, medzí a vegetácií protipovodňových hrádzí (25,6 %) a lužných lesov a lužných hájov (18,7 % – obr. 2).

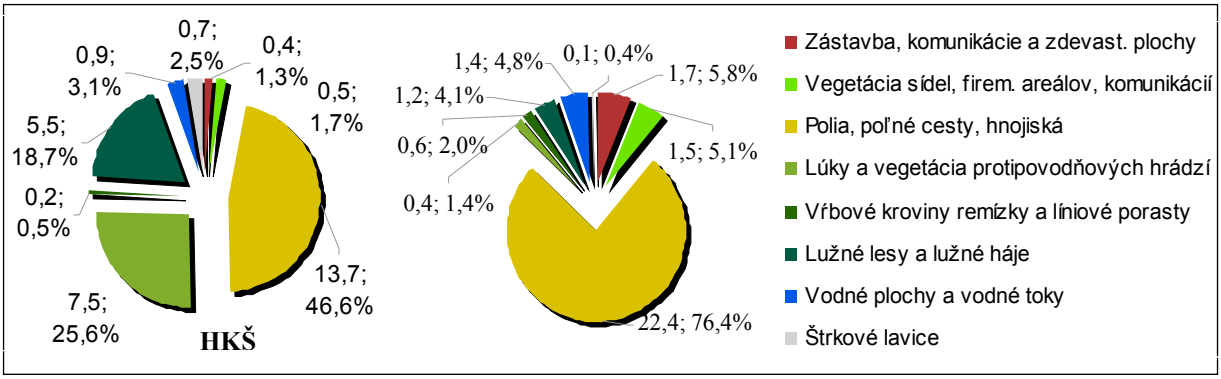


Obr. 2. Mapa súčasnej krajinnej štruktúry hodnoteného územia, stav v roku 2009. Juhovýchodná hranica modelového územia (pôvodne hranica katastra obce Drahovce v Dolnovážskej nive) je v mape jemne bioregionálne upravená podľa toku Váhu



Obr. 3. Mapa historickej krajinnej štruktúry hodnoteného územia, stav v období rokov 1819 – 1858. JV hranica modelového územia, pôvodne hranica katastra obce Drahovce, je aj v tejto mape bioregionálne upravená (podľa toku Váhu)

Zmeny krajinnej štruktúry sú výrazné (obr. 2, 3 a 4). Najväčšou je nárast zastúpenia ornej pôdy o 29,8 % a zástavby o 4 %. Týmito menami sa znížila priemerná ekologická komplexita ekosystémov krajiny aj jej ekologická integrita, čo súvisí so znížením zastúpenia významných ekostabilizačných prvkov v krajine – napr. zastúpenie lesov kleslo o 14,6 % a lúk dokonca o 24,2 %. Premena niekdajších maloblokových polí na veľkoblokové tiež znamenala intenzifikáciu ich využívania. Z ekologického hľadiska je prínosom rozšírenie rybníkov, ktoré vznikli po materiálových jamách, využívaných na ťažbu štrku pre budovanie diaľnice.

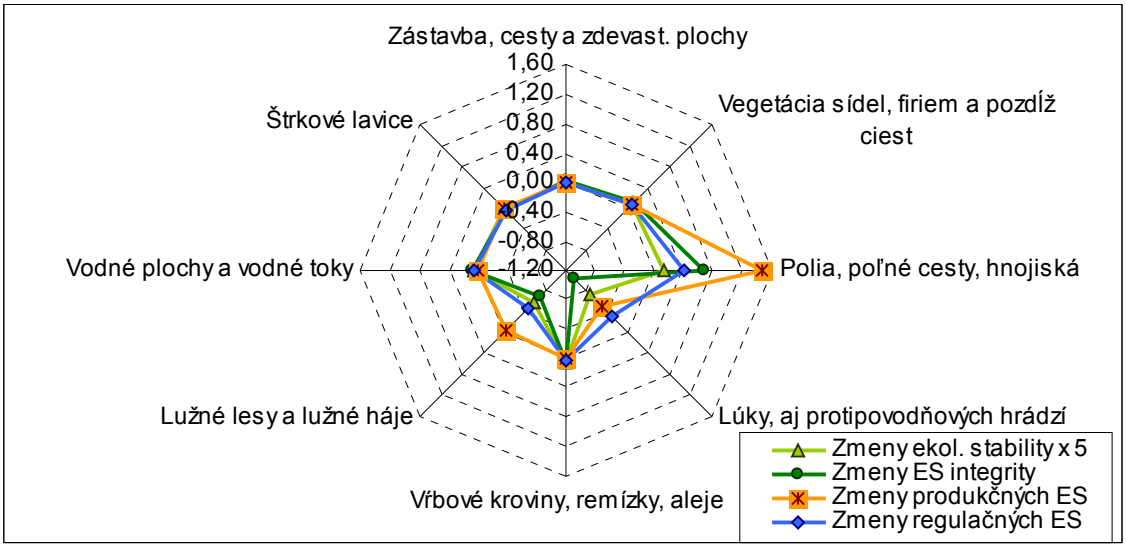


Obr. 4. Zmeny zastúpenia jednotlivých typov krajinných prvkov – historickej (HKŠ) a súčasnej krajinnej štruktúry (SKŠ) hodnoteného územia k.ú. Drahovce. Prvé číslo vyjadruje súhrnnú plochu príslušnej skupiny krajinných prvkov v km^2 a druhé jej percentuálne

Zmeny kapacity krajiny a jednotlivých skupín prvkov krajinnej štruktúry poskytovať ES

Hodnotenie zmien súčasnej krajinnej štruktúry (SKŠ) vo vzťahu k historickej (HKŠ) nám umožnilo kvantifikovať kapacitu zastúpených skupín príbuzných typov prvkov krajinnej štruktúry poskytovať vybrané ES z troch skupín:

1) život podporujúcich (označených ako služby ekologickej integrity),
2) regulačných a
3) zásobovacích (produkčných) ES, s následným zhodnotením kapacity krajiny ako celku poskytovať vybrané ES (Repiský, 2013).



Obr. 5. Zmeny sumárnej kapacity 8 skupín prvkov krajinnej štruktúry v území poskytovať vybrané ekosystémové služby (pre porovnanie uvádzame aj zmeny ekol. stability x 5)

Z ilustrácie vidieť, že zásadné zmeny kapacity jednotlivých skupín prvkov krajinnej štruktúry sa týkajú najmä troch z nich: 1) lužných lesov a hájov, 2) medzí lúk a pasienkov, 3) polí a poľných ciest. V prípade prvých dvoch prišlo k výraznému zníženiu kapacity poskytovať život podporujúce ES (označené podľa Burkharda et al., 2009 ako ES ekologickej integrity). Úbytok lesov viedol k zníženiu sumárnej kapacity tejto skupiny poskytovať život podporujúce ES o hodnotu 0,67 (78,3 %), v prípade lúk dokonca o hodnotu 1,05 (94,5 %). Paradoxne sa v dôsledku veľmi vysokého nárastu rozlohy polí zvýšila kapacita tejto skupiny prvkov poskytovať ES integrity o 0,69 (42,1 %), čo však nekompenzuje stratu kapacity ES u lesov a lúk.

Pri hodnotení zmien následkov zmien krajinnej štruktúry treba brať do úvahy aj stav ekosystémov. Intenzívne využívané veľkoblokové polia majú oproti tým historickým nielen nižšiu ekologickú komplexitu, ale aj integritu (indikovanú aj vysokým podielom synantropných druhov). V našich predošlých štúdiách (Sabo et. al., 2010, 2012) sme pri hodnotení ekologickej integrity ekosystémov vychádzali z kvantifikácie účinnosti disipácie slnečnej energie, druhovej diverzity cievnatých rastlín a prirodzenosti druhového zloženia ich spoločenstiev. Ekologická integrita ekosystému je nepriamo úmerná ekologickej vzdialenosti k ideálnemu, referenčnému ekosystému (určenému napr. podľa mapy potenciálnej prirodzenej vegetácie).

Analogický trend vykazujú aj zmeny vybraných troch regulačných ES, napr. kapacita lesov sa v prípade regulačných ES sa znížila 0,47 (78,7 %), kapacita lúk o 0,32 (94,0 % - iba vzhľadom k nižším hodnotám týchto troch ES v území sú zmeny v grafe na obr. 5 menej výrazné). V prípade produkčných služieb sa podľa očakávania najviac zvýšila kapacita polí - o hodnotu 1,48 (63 %). Naopak, výrazne sa znížila kapacita lúk poskytovať produkčné ES - o hodnotu 0,49 (94,9 %). Všetky tieto zmeny sú dôsledkom zmien krajinnej štruktúry.

Následne môžeme prostredníctvom váženého priemeru kvantifikovať aj zmeny kapacity krajiny ako celku poskytovať rôzne skupiny ES (tab. 2). Pre porovnanie uvádzame aj zmeny ekologickej stability (koeficienty ekologickej významnosti podľa Miklósa (1992) a upravené).

Tab. 2. Kapacita krajiny hodnoteného územia poskytovať ekosystémové služby a jej zmeny.

Kapacita krajiny Drahoviec poskytovať ekosystém. služby (ES)	Ekologická stabilita	Podporujúce ES (integrity)	Zásobovacie, produkčné ES	Regulačné ES
Historická krajinná štruktúra (HKŠ)	0,43	3,84	2,95	1,67
Súčasná krajinná štruktúra (SKŠ)	0,22	3,01	3,94	1,36
Rozdiel kapacít SKŠ a HKŠ	-0,21	-0,83	0,99	-0,31

Pre udržanie ekologickej komplexity a integrity a tým aj produktivity ekosystému (najmä z pohľadu jeho multifunkčného využívania) je podstatné udržať potrebnú kapacitu krajiny pre poskytovanie život podporujúcich ES a regulačných ES. Opačný prístup, zameraný prioritne iba na produkčné ES nutne znižuje kapacitu uvádzaných dvoch skupín ekologických ES, čo sa z dlhodobého hľadiska prejaví aj na znížení kapacity krajiny poskytovať produkčné ES.

DISKUSIA

Výsledky potvrdzujú tézu, že dlhodobé procesy zmien krajinnej štruktúry nepostihujú všetky skupiny a typy ekosystémových služieb rovnako. Tieto zmeny boli v v hodnotenom území vedené snahou zvýšiť produkčnú kapacitu krajiny (výrazne sa zvýšila produkcia obilnín a krmovín, a v dôsledku nárastu rozlohy polí do istej miery aj ich kapacita poskytovať život podporujúce a ekologicky regulačné služby). Cenou je však výrazné zníženie kapacity

iných, ekologicky významných skupín krajinných prvkov, poskytovať ES, nielen život podporujúce a regulačné, ale aj produkčné služby (najmä pokles kapacity produkčných ES lúk).

Aj z prezentovanej časti výsledkov štúdie Repiského (2013) je zrejmé, že spôsoby využívania krajiny sa najväčšou mierou podieľajú na zmenách jej kapacity poskytovať spoločnosti rôzne typy ES. Nejde pritom iba o prirodzenú dynamiku krajinného systému, ktorá je napr. v prípade riečnej krajiny pomerne vysoká (Cebecauerová, Lehotský, 2012), ale o systematické zvyšovanie antropogénnej záťaže krajiny, ktorá sa prejavuje nasledovne:
v redukcii zastúpenia ekosystémov s vysokou komplexitou, ktoré poskytujú široké spektrum ES, namiesto nich pribúdajú monokultúrne, monofunkčne využívané ekosystémy (v danom území intenzívne využívané veľkoblokové polia, ale aj solárna elektráreň),
v degradácii ekosystémov a tým v znižovaní ich ekologickej komplexity, integrity a následne aj kapacity poskytovať ES (v území devastácia zvyškov ekosystémov vŕbovo-topoľovových aluviálnych lužných lesov a krovín, ohrozovaných inváznymi druhmi).

K významným otázkam, ktoré sa týkajú dostupnosti ilustrovaného postupu hodnotenia kapacity ES patrí optimálna úroveň klasifikácie prvkov krajinnej štruktúry, ktorá má umožniť presné, ale súčasne prakticky uskutočniteľné hodnotenie kapacity krajiny poskytovať rôzne ES. Keďže mapu historickej krajinnej štruktúry nie je možné spracovať vo veľmi podrobnom rozlíšení jej prvkov, nami spracovaná mapa SKŠ bola pre tento účel priveľmi podrobná.

Ďalšou otázkou je úplnosť spektra hodnotených ekosystémových služieb. Náš výber ES bol obmedzený časovými limitmi a preto je prezentované hodnotenie ES viac verifikáciou a ilustráciou praktickej použiteľnosti metódy škálového hodnotenia ES. Tento výber mohol čiastočne ovplyvniť aj výsledok relatívne vysokého zvýšenia kapacity polí súčasnej krajiny (oproti historickej) poskytovať ES ekologickej integrity aj regulačné ES. Vybrané mimoprodukčné ES, najmä tok vody biotou a využitie energie zo skupiny ES integrity, resp. regulácia miestnej klímy a infiltrácia vody zo skupiny ES regulačných sú totiž vo vegetačnom období aj na poliach pomerne vysoké. V budúcnosti je nutné uvažovať aj so skupinou kultúrnych ES.

Aj napriek týmto obmedzeniam výskum realizovaný v k.ú Drahovce nielen poukazuje na význam ES, ale demonštruje aj dostupnosť ich praktického hodnotenia. Potvrdzuje tiež, že podpora kapacity krajiny poskytovať spektrum ES potrebného priestorového rozsahu a kvality si vyžaduje predovšetkým tieto postupy (adaptované podľa Miklós, Izakovičová, 1997):
optimálnu priestorovú organizáciu využívania krajiny, s preferenciou takých foriem a spôsobov, ktoré podporujú multifunkčné využívanie ekosystémov (multifunkčné ES),
používanie technológií s nízkym ekologickým impaktom, udržiavajúcich ekologickú komplexitu a integritu, a tým kapacitu ekosystémov poskytovať podporné a regulačné ES,
osobitnú, účinnú územnú ochranu ekosystémov s vysokou kapacitou život podporujúcich a regulačných ES, a to aj v prípade, ak sa nevyznačujú vysokou biodiverzitou.

ZÁVER

Dlhodobé zmeny krajinnej štruktúry zásadne ovplyvňujú spektrum a kapacitu ekosystémových služieb. Orientácia na jednoúčelové poskytovanie produkčných ES vedie k zásadným zmenám krajinnej štruktúry, v ktorej sú multifunkčné ekosystémy sukcesne vyšších štádií nahrádzané veľmi jednoduchými spoločenstvami. To prináša krátkodobé ekonomické zisky, ale z dlhodobého hľadiska sú tieto zmeny ekologickou, ale aj ekonomickou prehrou. Problém je, že rozhodovacia sféra hodnotu život podporujúcich a regulačných ekosystémových služieb ešte nevníma alebo ich podceňuje. Aj prienik koncepcie ES do územného a krajinnoekologického plánovania je dnes ešte nedostatočný

a neadekvátny rozvinutej teórii ES (čo však nie je špecifikom Slovenska – de Groot et al., 2002, 2010). Domnievame sa, že cestou k zmene tohto stavu je porozumenie prepojeniu koncepcie ES s koncepciami ekologickej komplexity a integrity, čo sme sa aspoň veľmi stručne pokúsili načrtnúť v teoretickej časti príspevku.

Empirických výstupov v oblasti ES je podstatne menej ako je na danú tému teoretických prác (de Groot, 2010). V príspevku sme sa preto zamerali aj na priblíženie experimentálnej kvantifikácie kapacity krajiny poskytovať vybrané tri ES z troch skupín: život podporujúcich, regulačných a produkčných ES, porovnávajúc kapacitu súčasnej a historickej krajiny. Pritom sme využili najmä výsledky štúdií de Groota et al. (2002, 2010), Burkharda et al. (2009), Saba et al. (2010, 2012) a Repiského (2013). Našim cieľom tu nebolo finančné ocenenie ES, zamerali sme sa na škálové hodnotenie, ktoré je významné najmä pre posudzovanie zmien.

Získané výsledky potvrdzujú výraznú zmenu krajinnej štruktúry hodnoteného územia smerom k vysokému nárastu veľkoblokových polí (na 76,4 %), čo spolu s nárastom zástavby (na 5,8 %) robí z niekdajšej atraktívnej mozaikovitej historickej krajiny ekologicky nestabilné územie. Zvýšenie kapacity krajiny produkovať poľné plodiny a krmivo sa udialo na úkor zníženia zastúpenia ekosystémov stredných a vyšších sukcesných štádií. Predovšetkým lúk o 24,2 % a lesov o 14,6 %, čo viedlo k výraznému úbytku kapacity ekosystémových služieb na takmer 39 % územia, napr. v prípade ES zo skupiny ekologickej integrity má tento úbytok hodnotu 1,72, čo je 2,5 x viac ako sa zvýšila celková kapacita polí poskytovať tieto ES. Predpokladáme, že v prípade posudzovania širšieho spektra ES by bol tento rozdiel ešte vyšší.

Keďže žijeme v trhovej spoločnosti, kvantifikácia kapacity krajiny poskytovať rôzne ES a ich finančné oceňovanie môžu prispieť k udržaniu minimálnej ekologickej infraštruktúry, ktorá je nevyhnutná pre fungovanie krajiny a ľudskej spoločnosti. V prípade silne zmenenej nížinnej krajiny hodnoteného územia tvorí takúto infraštruktúru najmä riečna a rybničná sieť a sprievodné ekosystémy (brehové porasty, kroviny, lúky, protipovodňové hrádze a iné). Podľa výsledkov najväčšiu kapacitu poskytovať ekosystémové služby majú v tejto časti Dolnovážskej nivy zvyšky lužných lesov, hájov, ale aj trávobylinné porasty, vrátane sústavy protipovodňových hrádzí, ako aj samotná riečna sieť. Tieto všetky zvyšujú kapacitu nížinnej krajiny poskytovať život podporujúce a regulačné ES: zvyšujú retenčnú schopnosť krajiny aj možnosti infiltrácie vody, pomáhajú stabilizovať miestnu klímu, chránia územie pred povodňami – klimatické a hydrologické ES sú silne prepojené (Cebecauerová, Lehotský, 2012).

LITERATÚRA

BURKHARD, B., KROLL, F., MÜLLER, F., WINDHORST, F. 2009. Landscapes‘ Capacities to Provide Ecosystem Services - a Concept for Land-Cover Based Assessments. Landscape Online 15, 1-22 [online]. Dostupné na: http://www.landscape-online.de/archiv/2009/15/Burkhard_etal_LO15_2009.pdf (2012-05-20)

CAPRA, F. 1997. The Web of Life: A new synthesis of Mind and Matter. London : Hammersmith. 320 s.

CBD (2013a). Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020. [online]. Dostupné na: http://www.cbd.int/sp/default.shtml (2013-09-18)

CEBECAUEROVÁ, M., LEHOTSKÝ, M., 2012. Komplexita ripariálnej zóny – Príklad rurálneho segmentu vodného toku Torysa. *Geografický časopis,* 64 (2012), 2: 133-154.

CONSTANZA, R., D´ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEMM, S., O´NEILL, R.V., PARUELO, J., RASKI,N R.G., SUTTON, P., VAN DE BELT, M.

1997. The value of the world´s ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.

DAILY, G.C., ALEXANDER, S., EHRLICH, P.R., GOULDER, L., LUBCHENCO, J., MATSON, P.A., MOONEY, H.A., POSTEL, S., SCHNEIDER, S.H., TILMAN, D., WOODWELL, G.M. 2002. Ecosystem services: Benefits Supplied to Human Society by Natural Ecosystems. Public Affairs Office, Ecological Society of America, Washington, 20 s. [online]. Dostupné na: http://ecology.org/biod/Ecosystem.Services.html (2008-04-10)

DEFRA (2007). An introductory guide to valuing ecosystem services. Department for Environment, Food and Rural Affairs, London, UK. 65 s.

DE GROOT R.S. 1992. The Functions of Nature. London : Marion Boyars Publishers. 315 s.

DE GROOT, R.S., WILSON, M.A., BOUMANS R.M.J. 2002. A typology of classification, description and valuation of ecosystems functions, goods and services. *Ecological Economics* 41: 393-408.

DE GROOT, R.S., ALKEMADE, R., BRAAT, L., HEIN, L., WILLEMEN, L. 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* 7: 260-272.

EKINS, P., HILLMAN, M., HUTCHINSON, R. 1992. Wealth beyond Measure: An Atlas of new Economics. London : Gaia Books Limited. 191 s.

GETZNER, M., JUNGMEIER, M., LANGE, S. 2010. People, parks and Money. Stakeholder involvement and regional development: a manual for protected areas. Verlag Johannes Heyn, Klagenfurt, 215 s.

HOLLING, C. S. 2001. Understanding the Complexity of Economic, Ecological and Social Systems. *Ecosystems* **4**: 390-405.

LEHOTSKÝ, M., NOVOTNÝ, J., GREŠKOVÁ A. 2008. Complexity and landscape. *Geografický časopis*, roč. 60, č. 2, s. 95-112.

LIN, H., CAO, M., STOY, P.C., ZHANG, Y. 2009. Assessing self-organization of plant communities – a thermodynamic approach. *Ecological Modelling*, vol. 220, no. 6, s. 784-790.

JØRGENSEN, S.E., SVIREZHEV, Y. M. 2004. Towards a Thermodynamic Theory for Ecological Systems. Oxford : Elsevier. 366 s.

JØRGENSEN, S. E., FATH, B. D., BASTIANOVI, S., MARQUES, J. C., MÜLLER, F., NIELSEN, S. N., PATTE,N B., TIEZZI, E., ULANOWICZ, R. E. 2007. A New Ecology. Systems Perspective. Oxford : Elsevier. 275 s.

KAY, J. J. 2000. Ecosystems As Self-Organizing Holarchic Open Systems: Narratives and the Second Law of Thermodynamics. In Jorgenses, S.E., Müller, F. (eds.) *Handbook of Ecosystem Theories and Management.* CRC Press –Lewis Publishers, s. 135-160.

KERSCHNER, CH. 2010. Economic de-growth vs. steady-state economy. *Journal of cleaner production* 18 (2010): 544-551.

LAPIN, M., FAŠKO, P., MELO, M., ŠŤASTNÝ, P., TOMLAIN, J. 2002, Klimatické oblasti. In Miklós et al., 2002: Atlas krajiny Slovenskej republiky. Bratislava : MŽP SR, Banská Bystrica : SAŽP, 2002, s. 106.

MEA (2005). Ekosystémy a lidský blahobyt: Syntéza. Millenium Ecosystem Assesment, World Resource Institute, české vyd. Centrum pro otázky životního prostředí. Praha : Univ. Karlova v Prahe. 138 s.

MICHALKO, J., BERTA,J., MAGIC D. 1986. Geobotanická mapa ČSSR. Bratislava : Veda, Vydavateľstvo SAV. 163 s.

MICHENER, W.K., BAERWALD, T.J., FIRTH, P., PALMER, M.A., ROSENBERGER, J.L., SANDLIN, E.A., ZIMMERMAN, H. 2001. Defining and Unraveling Biocomplexity. *BioScience:* 51 (12): 1018-1023.

MIKLÓS, L.1992. Conception of territorial system of ecological stability in Slovakia. In *Ecological stability of landscape ecological infrastructure ecological management.* Kostelec nad Černými Lesy : Institute of applied ecology, 1992. s. 41-59.

MIKLÓS, L., IZAKOVIČOVÁ, Z. 1997. Krajina ako geosystém. Bratislava : Veda. 152 s.

NOVÁČEK, P. 2010. Udržitelný rozvoj. Olomouc : Univerzita Palackého, Přírodovědecká fakulta. 430 s.

ODUM, E. P. 1977. Ekologie. Praha : Academia. 736 s.

PEARCE, D., MORAN, D. 1994. The economic value of biodiversity. IUCN, Gland, Switzerland, 105 s.

PIMENTEL, D., WESTRA, L., NOSS, R.F. (eds.). 2000. Ecological Integrity: Integrating Environment, Conservation, and Health, Island Press. 448 s.

PLESNÍK, J. 2010. Příroda jako proudícií mozaika. Co přinesly novější poznatky ekosystémové ekologie. *Ochrana přírody* 65/3: 27–30.

PRIMACK, R. B., KINDLMANN, P., JERSÁKOVÁ, J. 2011. Úvod do biologie ochrany přírody. Praha : Portál. 466 s.

REHAČKOVÁ, T., PAUDITŠOVÁ, E. 2007. Metodický postup stanovenia koeficientu ekologickej stability krajiny. In *Acta Environmentalica Universitatis Comenianae* (Bratislava), roč. 15, 2007, č. 1, s. 26–38. ISSN 1335-0285.

REPISKÝ, Ľ. 2013. Zmeny ekologickej stability a vybraných ekosystémových služieb vo vybranom modelovom území v regióne Piešťan. Diplomová práca. Banská Bystrica : Fakulta prírodných vied UMB v Banskej Bystrici. 75 s.

ROCKSTRÖM, J., STEFFEN, W., NOONE, K., PERSSON, L, CHAPIN, F., LAMBIN, E., LENTON, T., SCHFER, M., FOLKE, C., SCHELLNHUBER, C. J., NYKVIST, B., DE WIT , C., HUGHES, T., VAN DER LEEUW, S., RODHE, H., SÖRLIN, S., SNYDER, P., COSTANZA, R., SVEDIN, U., FALKENMARK, M., KBERG, L., CORELL, R., FABRY, V., HANSEN, J., WALKER, B., LIVERMAN, D., RICHADSON, K., CRUZEN, P., FOLEY, J.A. 2009. A safe operating space for humanity. *Nature*. 2009, No. 461, s. 472-475.

SABO, P. 2007. Základy teórie ekologickej integrity krajiny a výpočty jej parciálnych indexov (a celku), In Daniš, D., Jančura, P. (eds.) 2007. *Vybrané problémy krajiny*. Zborník Katedry tvorby a plánovania krajiny. Zvolen : Technická univerzita, Fakulta ekológie a environmentalistiky, s. 70-82.

SABO, P. 2013. Dimenzie ekologickej komplexity a hodnotenie jej funkčnej zložky. *Geografická Revue. Geografické a ekologické štúdie.* Vol. 9, Supplement, s. 143-159.

SABO, P., TURISOVÁ, I., UHLIAROVÁ, E., ŠVIDROŇ, I., HLADKÁ, D. 2010. Ekologická integrita ekosystémov a krajiny a jej zmeny na vybraných spustnutých pôdach a zalesnených plochách. In: MIDRIAK R. (ed.) *Spustnuté pôdy a pustnutie krajiny Slovenska*, Inštitút výskumu krajiny a regiónov, Univerzita Mateja Bela, s. 184-213.

SABO, P., COCHOVÁ, S. 2012. Od Ria k Riu + 20. Nárast rizika globálního kolapsu a jeho hybné sily. In Rusko, M. (ed.) *Globálne existenciálne riziká*. Zborník z konferencie so zahraničnou účasťou, 29.-30. november 2012, Bratislava. Žilina : Strix, s. 244-262. ISBN 978-80-89281-86-2

SABO, P., UHLIAROVÁ, E., TURISOVÁ, I., ŠVIDROŇ, I. 2012. Prehodnotenie koncepcie udržateľného rozvoja a ekologická integrita ekosystémov a krajiny ako nový čiastkový indikátor udržateľnosti. In Nováková M., Sviček M., 2012: *Environmentálne indexy a indikátory ako nástroje analýzy a hodnotenia stavov a procesov v krajine*. Bratislava : Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy, s. 35-49. ISBN 978-80-89128-97-6

ŠÁLY, R., ŠURINA, B. 2002. *Pôdy*. M 1: 500 000. In Miklós et al. 2002. Atlas krajiny Slovenskej republiky. Bratislava : MŽP SR, Banská Bystrica : SAŽP, 2002, s. 106.

UN (2012). Report of the United Nations Conference on Sustainable Development. Rio de Janeiro, Brazil, 20–22 June 2012, United Nations, New York, 2012. [online]. Dostupné

na: http://www.uncsd2012.org/content/documents/814UNCSD%20REPORT%20final%20revs.pdf (2012-12-15)
UNEP (2011). Keeping track of our changing environment. United Nations Environment Programme, Nairobi. 110 s. ISBN 978-92-807-3190-3.
UNEP (2012). Global Environment Outlook 5, United Nations Environment Programme, Nairobi.
VOLOŠČUK, I. 2000. Environmentálne systémy, Lesný ekosystém. Zvolen : Katedra aplikovanej ekológie, Fakulta ekológie a environmentalistiky TU vo Zvolene. 117 s.
WALTNER-TOEWS, D., KAY, J. 2005. The Evolution of an Ecosystem Approach: the Diamond Schematic and Adaptive Methodology for Ecosystem Sustainability and Health. *Ecology and Society* **10**(1): 38. [online].
Dostupné na: http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/art38/ (2011-09-15)
WESTRA, L., LEMONS, J. 2007. Perspectives on Ecological Integrity. Environmental Science and Technology Library, Springer. 296 s. ISBN 13: 978-0792337348.
WÜRTZ, S., ANILLA, A. 2010. Ecological succession as an energy dispersal process. Biosystems. vol. 100, no 1, s. 70-78.
WWF (2012). The Living Planet Report 2012. WWF International, Gland. 164 s. [online]. Dostupné na: http://wwf.panda.org/about_our_earth/all_publications/living_planet_report/2012_lpr/ (2012-06-10)
ZHANG, H. & WU, J. 2002. A statistical thermodynamic model of the organizational order of vegetation, Ecological modelling, 153, s. 69-80.

Poďakovanie

Príspevok vychádza do určitej miery aj z výsledkov získaných pri realizácii grantového projektu VEGA č. 01/0762/09 „Ekologická integrita krajiny a hodnotenie jej zmien v kultúrnej krajine vo vzťahu k ochrane biodiverzity a k udržateľnému rozvoju v období globálnej klimatickej zmeny“ a tiež z grantového projektu KEGA č. 001UMB-4/2012.

MAPOVANIE PUSTNUTIA POĽNOHOSPODÁRSKEJ KRAJINY V ROKOCH 1986-2009

Dušan Šebo, Monika Kopecká

Geografický ústav SAV, Štefánikova 49, 81473 Bratislava,
e-mail: dusan.sebo@savba.sk, Monika.Kopecka@savba.sk

Abstrakt: Významné politické zmeny, ktoré sa na Slovensku udiali po r. 1989 majú svoj prejav aj v štruktúre poľnohospodárskej krajiny. Hodnotiť tieto zmeny z hľadiska udržateľnosti je, vzhľadom na ich širšie priestorové súvislosti, veľmi náročné. Bilancovanie zmien krajinnej pokrývky prostredníctvom analýz leteckých a satelitných snímok je veľmi užitočným nástrojom pri hodnotení pustnutia poľnohospodárskej krajiny. V príspevku uvádzame výsledky hodnotenia zmien krajinnej pokrývky v štyroch vidieckych obciach v oblasti Stredného Považia. Zmyslom štúdie bolo predovšetkým upozorniť na signifikantnosť niektorých parciálnych zmien krajinnej pokrývky.
Kľúčové slová: zmeny krajinnej pokrývky, CORINE land cover, opustená krajina, poľnohospodárska krajina

Abstract: Significant political changes after year 1989 have affected farmland structure. Assessment of these changes in terms of sustainability is, due to their wider spatial context, very difficult. Land cover change analysis based on by aerial and satellite images is auseful tool for assessment of agricutural abandonment . In this paper the results of land cover change assessment in four rural municipalities in Stredné Považie region are presented. The purpose of this study was to highlight the significance of some partial changes in land cover.
Keywords: land cover changes, CORINE land cover, abandoned land, agriculture landscape

ÚVOD

Po roku 1989 nastala zmena spoločensko-ekonomických podmienok, s ktorou súvisela postupná transformácia socialistického spôsobu obhospodarovania krajiny. Jej nepriamym dôsledkom sú viaceré problémy, ktoré negatívne ovplyvňujú biodiverzitu poľnohospodárskej krajiny. Jedným z nich je opúšťanie a následné zarastanie poľnohospodárskej pôdy. Problematike opúšťania resp. pustnutia poľnohospodárskej krajiny sa venuje značná pozornosť najmä v postsocialistických krajinách (MacDonald et al., 2000; Baumann et al., 2011; Prischepov et al., 2013; Kopecká et al., 2012; Kyselka, 2013). Na Slovensku sa tejto problematike venovali najmä Midriak, Zaušková (2011), Sviček, Gasiorková (2009) a Zaušková (2009). Cieľom tohto príspevku je prezentácia hodnotenia pustnutia poľnohospodárskej krajiny na zvolenom záujmovom území s využitím údajov DPZ.

MATERIÁL A METÓDY

Pri interpretácií tried krajinnej pokrývky z leteckých meračských snímok sme vychádzali z jednotnej legendy použitej v rámci projektu CORINE land cover (CLC) (Bossard et al., 2000), rozšírenej pre mapovanie v mierkach 1:50 000 (Feranec, Oťaheľ, 1999) a 1:10 000 (Kopecká, 2006). Minimálna veľkosť mapovaných areálov bola 500 m^2 a minimálna šírka pri líniovej drevinovej vegetácii 10 m. Zoznam tried krajinnej pokrývky uvádzame v tabuľke 1. Táto tabuľka zároveň slúži aj ako legenda k tabuľkám, v ktorých už uvádzame iba kódy tried CLC.

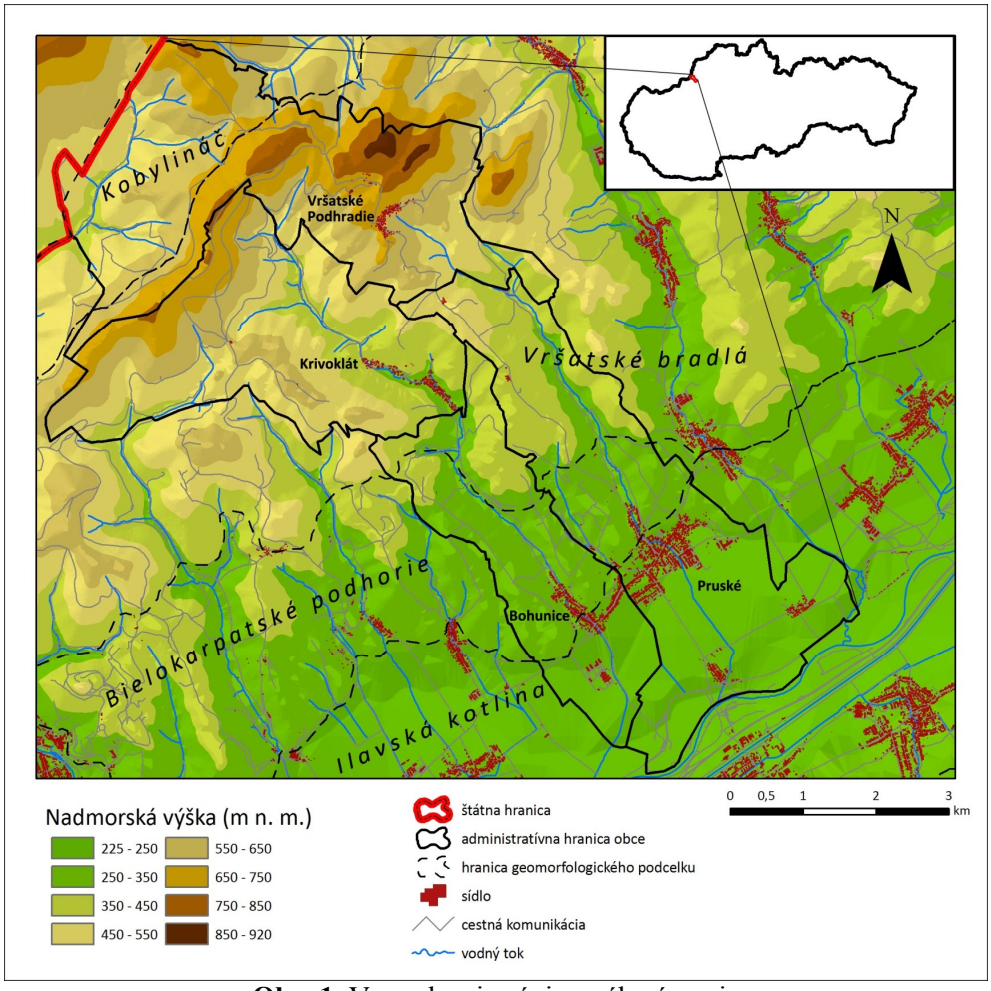
Tab. 1 Legenda mapovaných tried CORINE Land Cover

1	**Urbanizované a technizované areály (Umelé povrchy)**
1112	Areály historického jadra miest
1113	Súvislá zástavba vo vidieckych sídlach a v okrajových častiach miest
1121	Nesúvislá zástavba s viacbytovými domami prevažne bez záhrad
11221	Nesúvislá zástavba s rodinnými domami so záhradami
11222	Samostatne stojace domy
1211	Priemyselné a obchodné areály
12211	Cesty a priľahlé areály bez súvislej sprievodnej drevinovej vegetácie
12212	Výrobné a skladovacie priestory
12214	Cestná sieť v sídlach
1222	Železničná sieť a priľahlé areály
131	Areály ťažby nerastných surovín
13212	Poľné hnojiská
133	Areály výstavby
14111	Parky s dominantným výskytom drevinovej vegetácie
14112	Parky s dominantným výskytom trávnatej vegetácie
1412	Cintoríny
14131	Zeleň v okolí sídelných komunikácií
14141	Areály zelene v strediskách výroby a služieb
1421	Športoviská
1422	Areály voľného času
2	**Poľnohospodárske areály**
21111	Maloplošne obrábaná orná pôda
21112	Veľkoplošne obrábaná orná pôda so stredne veľkými parcelami (1 až 30 ha)
21113	Veľkoplošne obrábaná orná pôda s veľkými parcelami (> 30 ha)
21121	Maloplošne obrábaná orná pôda s rozptýlenou (líniovou a solitérnou) vegetáciou
22211	Extenzívne ovocné sady
22211b	Extenzívne ovocné sady v pokročilom sukcesnom štádiu
22212	Intenzívne ovocné sady
22212a	Intenzívne ovocné sady v počiatočnom sukcesnom štádiu
22212b	Intenzívne ovocné sady v pokročilom sukcesnom štádiu
2222	Plantáže ovocnín (červené a čierne ríbezle, maliny, egreše a pod.)
2222a	Plantáže ovocnín v počiatočnom sukcesnom štádiu
2222b	Plantáže ovocnín v pokročilom sukcesnom štádiu
2311	Trávne porasty prevažne bez rozptýlených stromov a krov
2312	Trávne porasty s rozptýlenými stromami a krami
24211	Záhrady v intraviláne
3	**Lesné a poloprírodné areály**
31111	Listnaté lesy so súvislým zápojom
31112	Brehové porasty
31113	Sprievodná drevinová vegetácia komunikácií
31114	Remízky a vetrolamy
3113	Listnaté lesy s nesúvislým zápojom
3121	Ihličnaté lesy so súvislým zápojom
3123	Ihličnaté lesy s nesúvislým zápojom
3131	Zmiešané lesy tvorené striedaním jednotlivých stromov so súvislým zápojom
3133	Zmiešané lesy tvorené striedaním jednotlivých stromov s nesúvislým zápojom
3135	Zmiešané lesy tvorené striedaním skupín stromov so súvislým zápojom
3241	Vysadená mladina po výruboch (alebo výruby)
3243	Krovité (lesné) porasty
3321	Skaly
3332	Riedka vegetácia na skalách
5	**Vody**
51111	Rieky a potoky
51222	Vodné nádrže

Pre časový horizont 1986 boli použité letecké meračské snímky snímkované 20.9.1986 v mierke 1 : 29 590. Mapa krajinnej pokrývky pre rok 2009 bola vytvorená na základe ortofotomapy z roku 2009 s veľkosťou bunky 1 m.

ZÁUJMOVÉ ÚZEMIE

Predmetné územie sa nachádza v severozápadnej časti Slovenska na území Trenčianskeho samosprávneho kraja. Pozostáva zo štyroch vidieckych obcí, ktoré sú súčasťou bývalého okresu Ilava: Pruské, Bohunice, Vršatské Podhradie a Krivoklát. Časť administratívnej hranice obce Vršatské Podhradie je v dĺžke 3,8 km súčasne štátnou hranicou s Českou republikou (obr. 1). Celková rozloha územia je 44,5 km^2 (tab. 1). Nadmorská výška sa pohybuje v rozmedzí 235 – 925 m n.m.



Obr. 1. Vymedzenie záujmového územia

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Krajinná pokrývka územia v rokoch 1986 a 2009

Rok 1986 reprezentuje štruktúru krajiny, ktorá vznikla predovšetkým v dôsledku kolektivizácie poľnohospodárstva. Súvislé zastavané plochy sa nachádzajú aj mimo centier obcí a to predovšetkým v obci Pruské, ktoré malo v období socializmu štatút strediskovej obce. So zvýšenou zástavbou súvisí i výstavba ciest a ostatnej infraštruktúry (12211, 12212, 12214, 1211, 1421, 1422). Orná pôda zaberá necelú pätinu z celkovej rozlohy územia a je

zastúpená predovšetkým rozsiahlejšími parcelami (nad 1 ha resp. nad 30 ha). Podiel produkčných blokov ornej pôdy s parcelami do 1 ha klesol na celkovej rozlohe územia o 26,62 %. Scelené bloky ornej pôdy (21112, 21113), ktoré boli vytvorené na 16,7 % celkovej rozlohy územia, sa vyskytujú predovšetkým v Ilavskej kotline a na mierne zvlnených častiach geomorfologických podcelkov Bielokarpatské podhorie a Vršatské bradlá. Ďalším výrazným krajinným prvkom, ktorý vznikol na pomedzí katastrov obcí Pruské a Bohunice, je komplex intenzívnych sadov ovocia a drobného ovocia (22212, 2222) o celkovej rozlohe 145 ha. V roku 1986 boli významnou súčasťou krajinnej štruktúry trávne porasty.

V roku 2009 je evidentný určitý nárast zástavby oproti roku 1986 (trieda 11221 vzrástla o 14,68 %) a evidentné je i zahustenie zástavby v obciach Bohunice a Pruské. Nárast zástavby v podhorských obciach Krivoklát a Vršatské Podhradie je oproti roku 1986 len minimálny. Na poľnohospodárskej pôde je možné pozorovať určitý nárast blokov menších parciel ornej pôdy (do 1 ha), čo súvisí zrejme s opätovným využívaním zreštituovanej pôdy, či už samozásobiteľmi alebo samostatne hospodáriacimi roľníkmi. Tento trend je zrejmý však iba v Ilavskej kotline, teda v oblasti s výskytom najúrodnejších pôd. Malé fragmenty areálov triedy 21111 sa nachádzajú v zázemiach obcí Krivoklát a Vršatské Podhradie. Rozloha reálne obhospodarovaných intenzívnych sadov (22212, 2222), ktoré vznikli v období socializmu, sa zmenšila o 54 hektárov, pričom sady drobného ovocia (ríbezle, maliny, egreše) fakticky zanikli. V období 1986-2009 zaznamenávame výrazný pokles rozlohy trávnych porastov (celkovo o 253,6 ha). Podiel lesných a poloprírodných areálov na celkovej rozlohe dosahuje 57,7 %. Významné je predovšetkým zvýšenie podielu listnatých lesov (nárast o 11,3 %). Podrobnú charakteristiku krajinnej pokrývky záujmového územia uvádza práca Šebo (2013).

Pustnutie poľnohospodárskej krajiny v rokoch 1986-2009

Pustnutie poľnohospodárskej krajiny je v súčasnosti problémom väčšiny európskych krajín a zväčša sa spája so starnutím obyvateľstva a depopuláciou marginálnych území. Pustnutím poloprírodných trávnych porastov je ohrozený nielen výskyt vzácnych rastlinných spoločenstiev, ale i na ne sa viažucich živočíchov. Zarastanie lúk a pasienkov nelesnou drevinovou vegetáciou je celoslovenským problémom a vo zvýšenej miere je pozorovateľné podľa Vološčuka (2009) od r. 1989. Autor vidí príčiny pustnutia v stagnácii živočíšnej výroby, depresii ekonomiky, oslabení organizačných štruktúr poľnohospodárstva, nedostatku kontroly, zmene vlastníckych vzťahov, pôdnych reformách a pod.

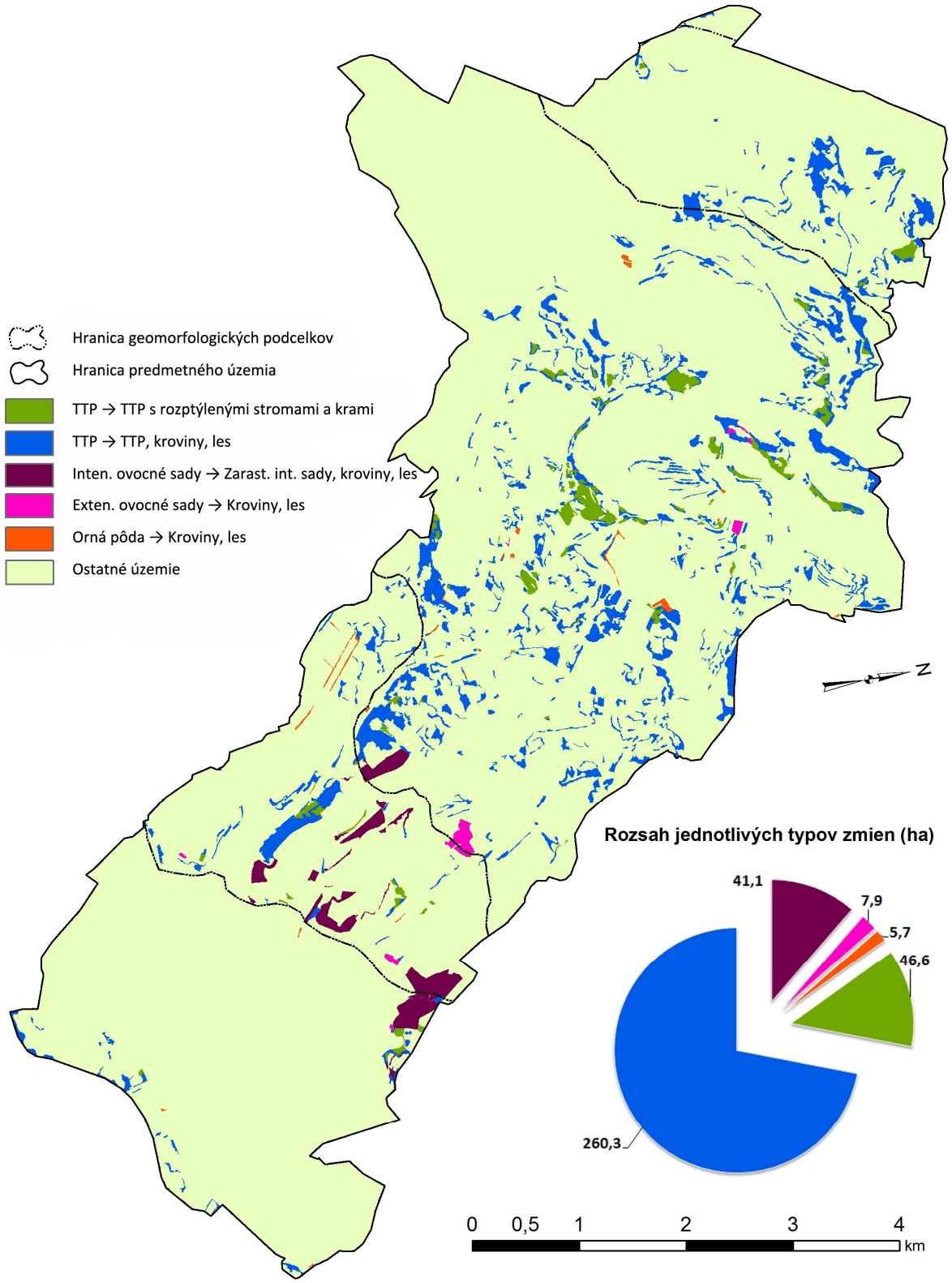
V sledovanom období sme v našom území zaznamenali ako najvýznamnejšiu zmenu na poľnohospodárskej pôde premenu trvalých trávnych porastov na spoločenstvá krovín a lesov (tab. 2, obr. 3). Celkovo bolo takto zmenených až 260 hektárov, čo je takmer 6 % z celkovej rozlohy predmetného územia. Samovoľným rozširovaním krovitých porastov a lesa dochádza okrem iného k postupnému uzatváraniu krajiny, ktoré je zrejmé i z obrázku 4. Ako sme spomínali už vyššie, zmenám triedy trávnych porastov na krovité a lesné porasty predchádza zmena triedy TTP na TTP s rozptýlenou vegetáciou (2311→2312), ktorú sme zaznamenali na viac ako 46 hektároch.

Tretia najvýznamnejšia skupina zmien sa týka pustnutia intenzívnych ovocných sadov. V prípade sadov ovocia bolo zaznamenaných 8,4 hektára v počiatočnom (22212a) a 23,5 ha (22212b) v pokročilom sukcesnom štádiu. Časť sadov ovocnín, ktorá nebola zmenená na ornú pôdu alebo trávne porasty bola už v pokročilom sukcesnom štádiu resp. zmenená na kroviny a listnaté lesy s nesúvislým zápojom.

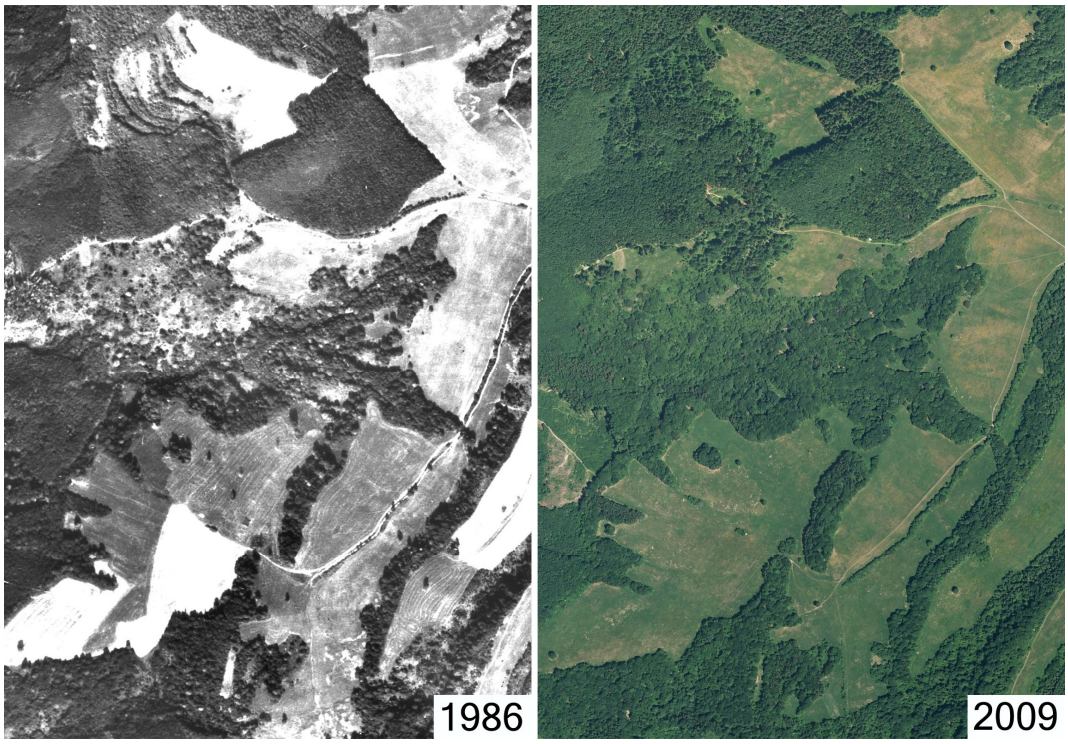
V pokročilom sukcesnom štádiu sme identifikovali 5,9 hektárov extenzívnych ovocných sadov (tab. 2). Najmenej výrazné prejavy pustnutia sme identifikovali na ornej pôde. Vo väčšine prípadov bolo príčinou postupné rozširovanie okrajov lesa v dôsledku nedostatočne precízneho obhospodarovania. Zaznamenané prejavy pustnutia poľnohospodárskej krajiny dokumentuje mapa na obr. 2.

Tab. 2. Pustnutie poľnohospodárskej pôdy v období 1986 – 2009

Typ zmeny	Krajinná pokrývka, r. 1986	Krajinná pokrývka, r. 2009	Veľkosť zmeny (m^2)	Podiel na celkovom pustnutí (%)
Zmena ornej pôdy na kroviny a lesy	21111	3113	3 800	0,1
	21111	3131	2 000	0,1
	21111	3243	7 900	0,2
	21112	31112	1 575	0,0
	21112	3113	3 325	0,1
	21112	3243	36 350	1,0
	21121	31112	725	0,0
	21121	3113	1 250	0,0
		∑	**56 925**	1,6
Zmena extenzívnych ovocných sadov na zarastajúce ext. sady, kroviny a lesy	22211	22211b	58 525	1,6
	22211	31111	9 925	0,3
	22211	3113	2 700	0,1
	22211	3135	1 700	0,0
	22211	3243	5 950	0,2
		∑	**78 800**	2,2
Zmena intenzívnych ovocných sadov na zarastajúce int. sady, kroviny a lesy	22212	22212a	83 950	2,3
	22212	22212b	234 820	6,5
	22212	31111	22 500	0,6
	22212	3113	12 425	0,3
	22212	3131	1 850	0,1
	22212	3135	9 000	0,2
	22212	3243	16 200	0,4
	2222	2222b	17 250	0,5
	2222	3113	4 325	0,1
	2222	3243	8 750	0,2
		∑	**411 070**	11,4
Zmena TTP na TTP s rozptýlenými stromami a krami	2311	2312	466 175	12,9
		∑	**466 175**	12,9
Zmena TTP na kroviny a lesy	2311	31111	416 925	11,5
	2311	31113	1 450	0,0
	2311	3113	266 800	7,4
	2311	3121	22 400	0,6
	2311	3131	111 725	3,1
	2311	3133	26 175	0,7
	2311	3135	18 000	0,5
	2311	3243	340 475	9,4
	2312	31111	344 150	9,5
	2312	31112	1 775	0,0
	2312	3113	348 350	9,6
	2312	3121	14 925	0,4
	2312	3131	103 825	2,9
	2312	3133	134 825	3,7
	2312	3135	48 725	1,3
	2312	3243	402 200	11,1
		∑	**2 602 725**	72,0
Pustnutie poľnohospodárskej pôdy celkovo			**3 615 695**	100,0



Obr. 2. Pustnutie poľnohospodárskej pôdy v období 1986 – 2009



Obr. 3. Postupné rozširovanie krovitých a lesných porastov

ZÁVER

V uvedenom príspevku sme sa zaoberali analýzou zmien krajinnej pokrývky, pričom dôraz bol položený na zmeny v poľnohospodárskej krajine. Z viacerých zmien krajinnej pokrývky, ktoré sa za sledované obdobie v našom území udiali, sme chceli upriamiť pozornosť predovšetkým na rozsiahly zánik trvalých kultúr a pustnutie trávnych porastov. V oboch prípadoch sa tak udialo najmä na úkor zväčšenia rozsahu krovinných a lesných porastov. Príčiny týchto zmien súvisia napríklad so zmenami vlastníckych vzťahov, zmenami záujmov, starnutím populácie, ale i takými faktormi ako sú technické zručnosti zamestnancov družstva. Vzhľadom na to, že väčšina zo sledovaného územia spadá do kategórií znevýhodnených území (LFA), predstavuje finančná pomoc poskytovaná v rámci týchto schém, dôležitú súčasť prostriedkov potrebných na zabezpečenie kultivácie trávnych porastov.

Najväčším obhospodarovateľom trávnych porastov v skúmanom území je PD Vršatec s početným chovom hovädzieho dobytka. Vďaka tomu je značná časť trávnych porastov udržiavaná priamym pasením, prípadne kombináciou pasenia a kosenia. Vzhľadom na tento fakt sa možno domnievať, že v oblastiach, kde už chov hovädzieho dobytka zanikol a nebol nahradený iným chovom, prípadne pravidelnou a precíznou kosbou, má pustnutie trávnych porastov podstatne masívnejší prejav. Overenie tohto predpokladu je však skôr námetom pre ďalší, podrobnejší výskum i v ostatných oblastiach Slovenska.

LITERATÚRA

BAUMANN, M., KUEMMERLE, T., ELBAKIDZE, M., OZDOGAN, M., RADELOFF, V. C., KEULER, N. S., PRISHCHEPOV, A.V., KRUHLOV, I., HOSTERT, P. 2011. Patterns and drivers of post-socialist farmland abandonment in Western Ukraine. *Land Use Policy*, 28, s. 552-562.

BOSSARD, M., FERANEC, J., OŤAHEĽ, J. 2000. Corine land cover technical guide – Addendum 2000. *Technical report, 40.* Copenhagen (European Environment Agency) 105 s. Dostupné na: http://www.eea.europa.eu/publications/tech40add

FERANEC, J., OŤAHEĽ, J. 1999. Mapovanie krajinnej pokrývky metódou CORINE v mierke 1:50 000: návrh legendy pre krajiny programu PHARE. *Geografický časopis*, 57, s. 19-44.

KOPECKÁ, M. 2006. Identifikácia a hodnotenie zmien krajiny vo veľkej mierke (na príklade okolia Trnavy). *Geografický časopis*, 58, s. 125-148.

KYSELKA, J. 2012. Vývoj kulturní krajiny v západní části Českého Středohoří. (in Czech). In Drobilová, L. (ed.) Venkovská krajina 2012 – Countryside 2012, *Conference proceeding 18 -20th* May, Hostětín, Czech Republic, s. 102-109.

MACDONALD, D., CRABTREE, J. R., WIESINGER,G., DAX, T., STAMOU, N., FLEURY, P., GUTIERREZ LAZPITA, J., GIBON, A. 2000. Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: Environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management*, 59, s. 47-69.

MIDRIAK, R., ZAUŠKOVÁ, Ľ. 2011. Pustnutie pôdy a pustnutie krajiny. *Geographia Cassoviensis 1*/2011, s. 79 -83.

PRISHCHEPOV, A. V., MÜLLER, D., DUBININ, M., BAUMANN, M., RADELOFF,V. C. 2013. Determinants of agricultural land abandonment in post-Soviet European Russia. *Land Use Policy*, 30, s. 873-884.

SVIČEK, M., GASIORKOVÁ, K. 2009. Definovanie vybraných krajinných prvkov na poľnohospodárskej pôde a vytvorenie relevantnej GIS vrstvy, identifikácia pustnúcich pôd. In Klikušovská, Z., Sviček, M.(eds.) *Environmentálne indexy a indikátory analýzy a hodnotenia krajiny 2009.* Bratislava : Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôd, s. 82-91.

ŠEBO, D. 2013. Využitie konceptu multifunkčnosti v integrovanom výskume vidieckej krajiny a udržateľnosti jej rozvoja. Dizertačná práca. Bratislava : Prírodovedecká fakulta UK. 182 s.

VOLOŠČUK, I. 2009. Ekologické a sozologické aspekty sekundárnej sukcesie v chránených územiach. In Zaušková, Ľ. (ed.) *Pustnutie krajiny, ochrana pôdy, krajinná ekológia*. Zborník referátov z vedeckého seminára pri príležitosti 70. výročia narodenia prof. Ing. Rudolfa Midriaka, DrSc., konaného 9. septembra v Banskej Bystrici. Banská Bystrica : Ústav vedy a výskumu UMB, s. 141-154.

ZAUŠKOVÁ. Ľ. 2009. Vybrané štruktúry pustnúcej krajiny Slovenska. In Klikušovská, Z., Sviček, M.(eds.) *Environmentálne indexy a indikátory analýzy a hodnotenia krajiny 2009*. Bratislava : Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôd, s. 96-104.

Poďakovanie

Príspevok bol spracovaný v rámci riešenia nasledujúcich projektov grantovej agentúry VEGA:„Vybrané geografické aspekty vývoja životného prostredia Slovenska a jeho regiónov v medzinárodnom kontexte“ č. 2/0111/12 a „Zmeny kultúrnej krajiny: analýza procesov rozširovania zástavby a pustnutia poľnohospodárskej pôdy aplikáciou databáz o krajinnej pokrývke“ č. 2/0006/13.

PRÍSTUP K HODNOTENIU EKOSYSTÉMOVÝCH SLUŽIEB V TRADIČNE OBHOSPODAROVANEJ POĽNOHOSPODÁRSKEJ KRAJINE

Jana Špulerová

Ústav krajinnej ekológie Slovenská akadémia vied, Štefánikova 3, Bratislava, e-mail: jana.spulerova@savba.sk

Abstrakt: Ekosystémy v poľnohospodárskej krajine plnia mnohé funkcie a služby, čo prináša úžitky pre celú spoločnosť. Ekosystémové služby boli hodnotené na príklade 3 typov poľnohospodárskej krajiny: tradične obhospodarovaná poľnohospodárska krajina (TPK), intenzívne využívaná poľnohospodárska krajina a novodobé mozaiky poľnohospodárskych pozemkov. Výsledky ukázali, že TPK predstavujú v krajine ostrovy druhovo-bohatých rastlinných a živočíšnych spoločenstiev, ktoré sú významné z hľadiska ochrany biodiverzity. Majú tiež vysokú ekologickú, kultúrnu a historickú hodnotu. Prispievajú k zadržiavaniu vody v krajine a zastúpenie medzí prispieva k zmierňovaniu erózie pôdy, čo je významné aj z hľadiska klimatických zmien.
Kľúčové slová: ekosystémové služby, funkcia ekosystémov, poľnohospodárska krajina

Abstract: Ecosystem of agricultural landscape provides many ecosystem services and function, which benefits for society. Ecosystem services were evaluated for three types of agricultural landscapes: traditional agricultural landscape (TAL), intensified landscape represented by large block fields and new mosaic of agricultural plots. The results showed that TAL represents the unique islands of species-rich plant and animal communities that are important for biodiversity protection. They have irreplaceable ecological, cultural and historical value and play an important role in water retention and the prevention of soil erosion – both important with respect to climatic changes.
Keywords: ecosystem services, ecosystem function, agricultural landscape

ÚVOD

Kultúrna krajina strednej Európy je výsledkom osídľovania a činnosti obyvateľov v nej žijúcich, z ktorých najvýznamnejšie zásahy do dynamiky vývoja krajiny predstavovali poľnohospodárstvo a lesníctvo, v poslednom storočí aj industrializácia a rozrastanie sídel. Výsledkom tradičného obhospodarovania je tzv. multifunkčná krajina (Izakovičová, 2013).

Veľké množstvo úžitkov a benefitov, ktoré môžu ľudia získavať z ekosystémov, sa označuje termínom **ekosystémové služby (ES)**, ktorý bol prvýkrát podrobnejšie rozpracovaný v Miléniovom hodnotení ekosystémov (Millenium Ecosystem Assessment 2005). So službami úzko súvisia **funkcie ekosystémov**, ktoré sa vzťahujú na prírodné procesy a ich trvalosť a nepretržitosť (Bredemeier et al., 2007). Nedostatočné poznanie a oceňovanie hodnôt ekosystémov ako aj nedostatok vedeckých argumentov a poznatkov dokumentujúcich ich významnosť a úžitky prispieva k degradácii ekosystémov ako aj k stratám biodiverzity (EC, 2008). Preto sa otázka hodnotenia funkcii ekosystémov a ich služieb stala v posledných rokoch vysoko aktuálnou témou, o čom svedčí počet narastajúcich vedeckých prác a projektov, ktoré sú riešené na medzinárodnej úrovni (projekty 6RP a 7RP EÚ – SENSOR, EUROFOREX, EVALUWET, OpenNESS a iné).

Potreba hodnotenia súčasného stavu ekosystémov a ich služieb je zdôraznená aj v cieľoch EÚ pre biodiverzitu (Environment Council 2010) a v novej stratégii biodiverzity do roku 2020, z ktorej vyplýva pre členské štáty povinnosť zmapovať a zhodnotiť súčasný stav ekosystémov a ekosystémových služieb (CBD 2011).

K lepšiemu poznaniu ES má prispieť aj predkladaný príspevok, ktorý je zameraný na hodnotenie ekosystémových služieb najmä v tradične obhospodarovanej poľnohospodárskej krajine (TPK), ktoré sa svojou zložitejšou štruktúrou výraznejšie podieľajú na plnení mnohých funkcií a úžitkov. TPK tvoria prevažne extenzívne obhospodarované mozaiky polí, lúk, pasienkov, ovocných sadov alebo vinohradov, ktoré neboli zasiahnuté intenzifikáciou. Niektoré sú už v súčasnosti opustené, resp. s nízkym stupňom sukcesie. Sú charakteristické zachovanou pôvodnou maloplošnou štruktúrou (pattern) pozemkov, často sú prítomné tradičné formy antropogenného reliéfu (FAR), alebo zachované znaky používania tradičných technológií obhospodarovania (Dobrovodská et al., 2010).

MATERIÁL A METÓDY

Hodnotenie ekosystémových služieb sme robili na lokálnej úrovni pre vybrané modelové územia s prítomnými TPK:

- Hriňová - TPK rozptýleného osídlenia, 490-1458 m n. m.; 126 km^2; 7923 obyv.,
- Svätý Jur - Vinohradnícka TPK, 126-514 m n. m., 40 km^2, 4972 obyv.,
- Lednica - Oráčinovo-lúčno-pasienkovo-sadová TPK, 398-565 m n. m.; 22,65 km^2, 998 obyv.
- Liptovská Teplička - Oráčinovo-lúčno-pasienková TPK, 846-1429 m n. m. 98 km^2, 2340 obyv.

Pri hodnotení ES sme vychádzali z najnovšej známej klasifikácie CICES (Haines-Young, Potschin, 2011), podľa ktorej sú ES rozdelené na skupiny: regulačné, produkčné a kultúrne/informačné. Pre potreby hodnotenia vybraných ES bol spracovaný výber základných funkcií a ES a ich indikátorov, ktoré bolo možno stanoviť na lokálnej úrovni (tab. 1). Významnosť TPK bola ďalej porovnávaná s intenzívne využívanými veľkoblokovými plochami (IP) alebo novodobými mozaikami poľnohospodárskych pozemkov (NM), s prihliadnutím na štruktúru prítomných krajinných prvkov - podiel nelesnej drevinovej vegetácie (NDV), trvalých trávnych porastov (TTP), medzí – FAR. Na modelových územiach bola následne kvantitatívne stanovená účinnosť a úžitky ekosystémových služieb v 5-stupňovej škále: veľmi pozitívny účinok (označenie ++), pozitívny (+), neutrálny (označenie 0), negatívny (-), veľmi negatívny účinok alebo vôbec nepreukazujúci benefity (--).

Tab. 1. Príklad výberu indikátorov pre hodnotenie ekosystémových funkcii a služieb

Funkcia ekosystémov	**Úžitky/služby ekosystémov**	**Indikátory**
Zadržiavanie vody v pôde	Zmiernenie záplav	Zastúpenie medzí, ktoré spomaľujú odtok Zastúpenie NDV, TTP - ako ochranných porastov na spomalenie odtoku
Suroviny	Poľnohospodárske produkty	Poľnohospodárska produkcia (v ha) vstupy (najmä energetické) na t produkcie za rok
Estetické pôsobenie	Potešenie zo scenérie (malebné cestičky, domy, ai.)	Počet návštevníkov Počet diel inšpirovaných scenériou krajiny

VÝSLEDKY

Keďže väčšina existujúcich metodík hodnotenia ES (MEA, TEEB, CICES) bola spracovávaná na nadregionálnej úrovni, resp. európskej úrovni, pre potreby nášho hodnotenia boli vybrané iba tie ES a ich indikátory (tab. 2), pri ktorých sú preukázateľné rozdiely aj na lokálnej úrovni, pričom naša pozornosť bola sústredená najmä na funkcie a úžitky, ktoré poskytujú TPK. Príklad hodnotenia ES je znázornený v tab. 2 a celkové hodnotenie bolo zamerané na najvýznamnejšie ES, ktoré poskytujú TPK v jednotlivých modelových územiach. Hodnotenie ekosystémových služieb bolo robené iba pre vybrané ES, pre ktoré boli dostupné údaje na lokálnej úrovni, resp. sme ich mohli získať pri terénnom prieskume.

Tab. 2. Hodnotenie ekosystémových služieb v modelových územiach pre sledované typy poľnohospodárskej krajiny (TPK – tradičná poľnohospodárska krajina, NM – novodobé mozaiky, IP – intenzívne využívané poľnohospodárske pozemky)

Funkcie	Ekosystémové služby	Svätý Jur			Liptovská Teplička		Hriňová		Lednica	
		TPK	NM	IP	TPK	IP	TPK	IP	TPK	IP
Regulácia klímy	Zachovanie priaznivej klímy pre kvalitu života	++	+	0	+	0	++	-	++	0
Regulácia vodných zdrojov	Zadržiavanie vody v krajine	+	+	--	++	--	+	-	++	-
Pôdotvorné procesy	Zachovanie úrodnosti ornej pôdy	-	+	+	-	-	0	0	+	+
Kolobeh živín	Zachovanie zdravých pôd a produkčných ekosystémov	++	+	0	+	0	+	0	++	0
Znehodnocovanie odpadov	Filtrácia prašných častíc	+	+	--	+	-	+	-	++	-
	Znižovanie hluku	+	+	0	0	0	+	0	++	-
Opeľovanie	Opeľovanie (divorastúcich druhov rastlín a plodín)	+	0	-	++	+	+	0	++	+
	Opeľovanie plodín	+	+	0	+	0	++	0	++	
Funkcia pestovateľských škôlok a pod.	Zber ovocia	++	++	+	--	--	+	--	++	--
	Maloplošné samozásobiteľské hospodárenie	++	+	-	++	-	++	-	++	-
Suroviny	Poľnohospodárske produkty	+	++	+ +	+	++	+	+	+	++
	Krmivá a hnojivá na poľnohospodárske využitie	0	0	0	+	++	++	+ +	+	++
Genetické zdroje	Genetické zdroje a biochemikálie	+	0	0	+	0	+	0	++	0
Medicínske zdroje	Liečivé a medonosné produkty	+	0	0	++	0	++	0	++	0
Dekoračné zdroje	Zdroje/prostriedky pre módu, remeslá, bižutériu, pobožnosti - uctievanie, dekoráciu, suveníry	+	+	0	+	0	+	0	+	0
	Obnoviteľné zdroje energie: biomasa	+	+	0	+	+	+	+	+	+
Estetické informácie	Potešenie zo scenérie	++	+	0	++	-	++	-	++	-

Rekreácia	Cestovanie za ekoturizmom, športom vo voľnej prírode ai	+	+	0	++	+	+	0	+	0
	Cestovanie za agroturistikou	0	0	0	+	0	++	0	0	0
	Rekreačné služby v sídelnom prostredí	+	+	+	++	+	++	0	0	0
	Služby spojené s poľovníctvom, zbieraním a pozorovaním voľne žijúcich druhov	++	+	0	++	+	++	+	++	+
Kultúrne a umelecké hodnoty	Príležitosť rozvíjať zmysel pre miesto cez atraktívnu krajinu	++	+	0	++	0	++	0	++	0
Duchovné a historické hodnoty	Použitie prírody pre náboženské a historické účely	++	+	0	++	0	++	0	++	0
Veda a výskum	Využitie prírodných systémov na školské exkurzie, výskum a pod.	+	0	0	+	0	+	0	+	0

Pozn.: Účinnosť ES: ++ veľmi pozitívny účinok, 0 - neutrálny, --veľmi negatívny účinok alebo vôbec nepreukazujúci benefity.

Hodnotenie najvýznamnejších ekosystémových služieb na príklade modelových území

Hriňová, obec s rozptýleným osídlením, kde poľnohospodársky využívané pozemky tvoria skoro štvrtinu rozlohy katastrálneho územia (23,53 %). Prevládajú TTP s rôznym stupňom využitia, ktoré dopĺňajú mozaiky ornej pôdy a TTP s podielom NDV do 20 %, zvyčajne obklopujúce rozptýlenú zástavbu (cca 6 %). Mozaiky úzkopásových polí na terasovaných svahoch zaberajú približne 3,5 % územia (Mojses, Petrovič, 2010). Pomerne vysoký podiel TTP a NDV v mozaikách TPK podporujú zachovanie a zlepšovanie mikroklimatických ukazovateľov (teplota, vlhkosť ovzdušia). Zastúpenie medzí, ako aj NDV a TTP zvyšuje funkciu ochranných porastov na spomalenie odtoku a prispievajú tak k zadržiavaniu vody v krajine. Pozitívom je zachovanie TPK s prítomnými kamennými valmi a kamennými kopami, ktoré predstavujú ostrovy poloprírodných biotopov v poľnohospodársky využívanej krajine. Biodiverzita extenzívne využívaných TTP a medzí zvyšuje významnosť TPK pre opeľovanie. V najdostupnejších častiach katastra sú TTP využívané ako intenzívne lúky. Tieto sú významné najmä kvôli produkcii krmovín, hnojív a biomasy a tiež vysoký podiel TTP je spojený s chovom domácich hospodárskych zvierat. Aj keď produkcia intenzívne využívaných TTP je vyššia, ich zastúpenie je pomerne nízke (cca 2 %). Atraktívna tradične obhospodarovaná krajina ponúka predpoklady na rozvoj rekreačných služieb, spojených s cestovaním za agroturistikou, spoznávaním života na farme, ochutnávkou tradičných produktov a možnosťami oboznámiť sa s procesom prípravy tradičných produktov.

Svätý Jur patrí do Malokarpatskej vinohradníckej oblasti a Pezinského vinohradníckeho rajónu (zákon NR SR č.332/1996 o vinohradníctve a vinárstve), ktorá je označovaná ako najväčšia a najkvalitnejšia oblasť s najbohatšou históriou a tradíciou pestovania viniča. Súčasné využitie územia bolo do značnej miery poznačené zmenami tradičnej vinohradníckej krajiny v 50. až 70. rokoch minulého storočia, kedy boli na väčšej časti územia vytvorené veľkoblokové terasové vinice (cca 7 % rozlohy územia) a veľkobloková orná pôda (cca 15,5 %). Tieto sú významné hlavne kvôli produkcii poľnohospodárskych plodín (obilie, kukurica) a hrozna pre tradičné odrodové vína. Pôvodné charakteristické úzkopásové a maloblokové kolíkové vinice, oddelené rúnami ostali zachované iba maloplošne (cca 1 %) (Štefunková et al., 2011). Vyznačujú sa vysokým podielom NDV alebo jednotlivo vysadených ovocných drevín, ktoré podporujú zlepšovanie

priaznivého stavu mikroklímy. Vytvárajú potešenie zo scenérie, a tak zvyšujú kultúrne a umelecké hodnoty územia. Tradičné formy obhospodarovania vinohradov – kolíkový vinohrad, TPK spolu so zachovanými viničnými terasami a rúnami, dokumentujú historický vývoj poľnohospodárskej krajiny a jej kultúrne hodnoty (Štefunková, Krnáčová, 2012). Vysoká druhová bohatosť pôdnych mikroorganizmov zaznamená na pôdach múrikov a valov poukazuje na bohatosť organických látok dostávajúcich sa do pôd a prispieva k zachovaniu zdravých pôd a produkčných ekosystémov. Atraktívna vinohradnícka krajina ponúka predpoklady na rozvoj turizmu (Krnáčová a kol., 2005). Terasované vinice, tak veľkoblokové ako aj maloblokové, plnia najmä protieróznu funkciu.

Lednica, obec so zachovanými oráčinovo-lúčno-pasienkovo-sadovými TPK sa nachádza v Považskom regióne, ktorý patrí medzi významné ovocinárske oblasti. Časť poľnohospodárskych pozemkov bola v období kolektivizácie rekultivovaná a po roku 1989 opätovne zatrávnená. Tieto intenzívne využívané TTP plnia najmä protieróznu funkciu a majú význam pre produkciu krmív a hnojív na poľnohospodárske využitie. V tesnej nadväznosti na intravilán sídla sa zachovali mozaiky ovocných sadov, ornej pôdy a TTP, ktoré plnia hlavne produkčnú funkciu (produkcia ovocia, zeleniny, krmovín a biomasy). Vysoký podiel ovocných drevín a NDV prispieva k zachovaniu priaznivého stavu klímy (vlhkosť, teplota) a podieľajú sa na filtrácii prašných častí a znižovaní hluku. Pre zachovanie genetických zdrojov má význam genofond ovocných drevín, tradičné sorty odolné voči škodcom. Prítomnosť ovocných drevín je úzko spojená s vysokým medonosným potenciálom, ktoré poskytujú tieto krajinné štruktúry a na ne sa viaže vysoká početnosť včelstiev. Ovocné sady sú krajinným prvkom, ktoré zvyšujú diverzitu a atraktivitu krajiny v rôznych aspektoch počas vegetačného roka (kvitnutie ovocných drevín, dozrievanie ovocných plodov, sfarbenie listov v jeseni) a tak poskytujú potešenie zo scenérie a prispievajú k zvyšovaniu kultúrnych a umeleckých hodnôt územia. Propagácia a rozvoj územia je spojená aj s ďalšími produktmi, ktoré súvisia so spracovaním ovocia – a to formou sušenia alebo výrobou destilátov (Lipták, 2009).

Liptovská Teplička je horská obec so zachovanými oráčinovo-lúčno-pasienkovými TPK a prítomnými FAR, ktoré tu vznikali úpravou terénu na poľnohospodársku produkciu od roku 1634 (Dobrovodská, 2006). Vysoký podiel TTP a prítomnosť medzí v svahovitom teréne prispievajú k zadržiavaniu vody v krajine a spomaleniu odtoku. Extenzívne využívané lúky a zatrávnené FAR sa vyznačujú vysokou druhovou bohatosťou, prínosom čoho je vysoký medonosný a liečebný potenciál divorastúcich druhov rastlín. Atraktivitu prostredia zvyšujú aj zachované tradičné stavby a prvky drobnej architektúry, ako napr. tradičné drevenice, zemné pivnice, stodoly, tiež zachované ľudové tradície a zachované tradičné formy poľnohospodárskeho obhospodarovania, ktoré poskytujú príležitosť pre rozvíjanie kultúrnych a umeleckých hodnôt územia, potešenie zo scenérie, a vytvárajú príležitosť rozvíjať zmysel pre miesto cez atraktívnu a charakteristickú krajinu (prírodné a kultúrne dedičstvo). Tieto faktory sú predpokladmi pre rozvoj vidieckeho turizmu, ktorý sa prejavil aj zvýšením ponúkaných ubytovacích možnosti a služieb za posledných 20 rokov. Intenzívne využívané veľkoblokové polia a lúky, ktoré vznikli v období kolektivizácie poľnohospodárstva, tvoria iba 2,55 % rozlohy katastrálneho územia a majú význam najmä pre produkcii krmovín.

ZÁVER

Zmeny využitia zeme spojené s poškodzovaním alebo ničením ekosystémov spôsobujú alebo môžu spôsobiť stratu schopnosti ekosystémov poskytovať niektoré alebo všetky služby (Kušíková, 2013). Zmeny využitia poľnohospodárskej krajiny, ktoré boli v minulom storočí spojené s intenzifikáciou poľnohospodárstva, mali za následok premenu TPK na

veľkoblokové intenzívne využívané pozemky, čo bolo súčasne spojené s likvidáciou medzí, NDV, brehových porastov. Celé snaženie bolo zamerané na maximálne využitie a homogenizáciu poľnohospodárskej krajiny, ktorá v súčasnosti plní najmä produkčné funkcie – v záujmových územiach spojené s produkciou krmovín, biomasy, ovocia v Lednici a hrozna v Svätom Jure. Likvidácia medzí sa prejavila narušením ekologickej rovnováhy – narušenie autoregulácie, ktorá bola spojená so zvýšenou vodnou eróziou a eróziou pôdy, znečistením ovzdušia a vôd (Podstavek, 1991). Po roku 1990 bola krajinná štruktúra čiastočne spätne diverzifikovaná v dôsledku prinavrátenia pôdy pôvodným vlastníkom. Novodobé mozaiky tvoria spravidla malé parcely (do 25 ha) s rôznorodým zastúpením jednoročných plodín, pasienkov a trvalých kultúr a oproti TPK sa vyznačuje nižším podielom poloprírodnej vegetácie a NDV (Oťaheľ et al., 2010). Oproti kategórii ornej pôdy ide o komplex hydrologicky účinnejších povrchov, teda prejavujú pozitívny účinok pri zadržiavaní vody v krajine a pod. (Lepeška, 2008).

Hodnotenie ekosystémov by malo prispieť k lepšiemu pochopeniu hodnoty prírodných a poloprírodných ekosystémov v krajine a ich prínos pre kvalitu životného prostredia ako aj pre spoločnosť. Poznanie týchto hodnôt by malo v konečnom dôsledku viesť aj k zvýšenej starostlivosti o zachovanie biodiverzity týchto významných krajinných štruktúr. Oživenie optimálnej poľnohospodárskej činnosti dáva možnosť oživiť pôvodné, tzv. uzavreté cykly výroby a spotreby až po prakticky bezodpadové hospodárenie. Tradičné spôsoby obhospodarovania sú väčšinou viac šetrné aj k pôdnym aj vodným zdrojom. Vzhľadom na aktuálne globálne klimatické zmeny, zachovanie TPK s medzami prispieva k zadržiavaniu vody v krajine, čo je dôležité z hľadiska vysušovania, resp. ochrany pred povodňami a eróziou pôd. Poukázaním na významnosť TPK a ich služieb pre spoločnosť ako aj propagáciou kultúrno-historických hodnôt je možné upozorniť širšiu verejnosť na tieto často veľmi ekonomicky zaostávajúce marginálne oblasti, čo môže prispieť k rozvoju turizmu v týchto oblastiach. Pestrá a vyvážená štruktúra krajiny je príťažlivá aj z estetického hľadiska. Živá, estetická, tradičným spôsobom obhospodarovaná krajina je atraktívna pre cestovný ruch – predstavuje živé múzeum v prírode.

LITERATÚRA

CBD, COP (2011). Strategic plan for biodiversity 2011-2020 and the aichi biodiversity targets. Dostupné na: https://www.cbd.int/decision/cop/?id=12268

DOBROVODSKÁ, M. 2006. The development of relations between man and landscape in a historical mountain agricultural landscape of Slovakia. In *Ekológia* (Bratislava), international journal of the biosphere, vol. 25, suppl. 1, s. 38-48.

DOBROVODSKÁ, M., ŠPULEROVÁ, J., ŠTEFUNKOVÁ, D. 2010. Survey of historical structures of agricultural landscape in Slovakia. In *Living Landscape : the European Landscape Convention in Research Perspective*. Vol. II. - Florence; Pontedera (Pisa): UNISCAPE: Bandecchi & Vivaldi, s. 88-92.

HAINES-YOUNG, R., POTSCHIN, M. 2011. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): 2011 Update. Paper prepared for discussion at the expert meeting on ecosystem accounts organised by the UNSD, the EEA and the World Bank, London. Dostupné na: http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seeaLES/egm/Issue8a.pdf

KRNÁČOVÁ, Z., DOBROVODSKÁ, M., ŠTEFUNKOVÁ, D., HRNČIAROVÁ, T., PAVLÍČKOVÁ, K., PAUDITŠOVÁ, E., POTOČKOVÁ, L., KOŠOVIČ, P., KUBÍČEK, F., JANOTKA, V., GAJDOŠ, V. 2005. Integrovaný rozvoj turizmu v mikroregióne Svätý Jur. I. zväzok. Bratislava : Ústav krajinnej ekológie SAV : Prírodovedecká fakulta UK. 173 s.

KUŠÍKOVÁ, A. 2013. Využiteľnosť environmentu a ekosystémové služby. *Enviromagazín*, 3, s. 4-6.

LIPTÁK, B. 2009. Lednica. Vydal Ametyst, vydavateľstvo Milana Húževku, Dohňany - Zbora. 106 s.

LEPEŠKA, T. 2008. Atribúty krajiny vo vzťahu k jej hydrickým funkciám. In. Nováková, M., Sviček, M. (eds.) 2008. *Zborník z vedeckého seminára. Environmentálne aspekty analýzy a hodnotenia krajiny: Identifikácia a stanovenie indikátorov (a indexov) na báze prieskumov krajiny a údajov DPZ*. Bratislava : VÚPOP, s. 36-44.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005). Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Washington, DC : Island Press. 137 s.

PODSTAVEK, B. 1991. Životné prostredie na Orave. In *Ochrana prírody*, 16. s. 13-14.

ŠTEFUNKOVÁ, D., DOBROVODSKÁ, M., KANKA, R., KRNÁČOVÁ, Z., BEZÁK, P., BOLTIŽIAR, M., DAVID, S., DRAMSTAD, W., ĎUGOVÁ, O., FJELLSTAD, W., GAJDOŠ, P., HALADA, Ľ., HREŠKO, J., IZAKOVIČOVÁ, Z., KALIVODA, H., KALIVODOVÁ, E., KENDERESSY, P., KRIŠTÍN, A., MAJZLAN, O., MOYZEOVÁ, M., PETROVIČ, F., STAŠIOV, S., ŠTEFFEK, J., VAGAČOVÁ, M. 2011. Atraktivita malokarpatskej krajiny s dôrazom na historické agrárne štruktúry a biodiverzitu [elektronický zdroj]. Bratislava : Ústav krajinnej ekológie SAV, 184 s.

ZÁKON NR SR č. 332/1996 o vinohradníctve a vinárstve.

Poďakovanie

Táto práca bola podporovaná v rámci riešenia vedeckého projektu 2/0051/11 „Významnosť a úžitky ekosystémov v historických štruktúrach poľnohospodárskej krajiny“ v rámci Vedeckej grantovej agentúry MŠ SR a SAV.

DOPADY MENIACEJ SA KLÍMY NA POĽNOHOSPODÁRSKU KRAJINU – INDEXY SUCHA

Jozef Takáč, Rastislav Skalský, Zuzana Klikušovská, Martina Nováková, Andrej Morávek

Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava, e-mail: j.takac@vupop.sk, r.skalsky@vupop.sk, z.klikusovska@vupop.sk, m.novakova@vupop.sk, a.moravek@vupop.sk

Abstrakt: Rast a produkcia poľnohospodárskych plodín je v klimatických podmienkach Slovenska závislá na prítomnosti dostatočného množstva zrážok. Výskyt sucha predstavuje významný faktor možného zníženia kvantity a kvality poľnohospodárskej produkcie. V predkladanom príspevku prezentujeme spôsob, akým je možné sucho objektívne hodnotiť. Pre výpočet sucha používame zjednodušenú rovnicu hydrologickej bilancie, ktorá berie do úvahy údaje o počasí aj o pôde. Prezentujeme kumulatívny index anomálie sucha založený na klimatologickom hodnotení konkrétnej udalosti oproti referenčnému obdobiu. Zistili sme, že v našich podmienkach sa sucho vyskytuje najmä v letnom období, ale často pretrváva aj počas zimných mesiacov a prenáša sa do ďalšej poľnohospodárskej sezóny. Využitie priestorových údajov nám umožnilo analyzovať sucho aj z priestorového hľadiska. Analýza dvoch suchých rokov (2011, 2012) nám pomohla identifikovať tak kvantitatívny ako aj teritoriálny charakter výskytu sucha a jeho variabilitu. Prezentované indikátory sucha a ich implementácia v rámci geografickej databázy vytvára vhodné podmienky pre tvorbu národného informačného systému o suchu v poľnohospodárskom sektore.
Kľúčové slová: sucho, vodná bilancia, vlhkosť pôdy, evapotranspirácia, zrážky

Abstract: In condition of Slovakia crop growth and production depends upon the presence of appropriate rainfall. Drought occurrence is therefore significant factor, which can influence both quality and quantity of crop production. In the paper we present the methodology for evaluation of drought. For the drought quantifying we use simplified hydrological balance equation based on climate and soil data. We introduce drought anomaly index based on climatological assessment of the actual event according to reference period. From the results we found out, that in conditions of Slovakia drought occurrence is mostly during the summer, but it can last also during winter and this way influence drought severity in next agricultural season. We analysed also territorial aspect of drought occurrence using spatial data. Analysis of two drought years (2011, 2012) revealed quantitative and territorial aspects of drought occurrence and their variability. Drought indicators we present here and their implementation within geographical database could become a basis for National drought information system development in agricultural sector.
Keywords: drought, water balance, soil moisture, evapotranspiration, precipitation

ÚVOD

Rast a vývin rastlín je v našich podmienkach vo veľkej miere determinovaný vodným režimom. Nedostatok vody v pôde je stresovým faktorom negatívne ovplyvňujúcim výšku úrod. Častý výskyt sucha môže byť limitujúcim faktorom poľnohospodárskej výroby.

Vodný režim pôdy je v nížinných oblastiach závislý hlavne na dotáciách atmosférickými zrážkami. Vzhľadom na prirodzenú vlastnosť klímy – jej územnú a časovú premenlivosť, stretávame sa na jednej strane s obdobiami s intenzívnymi zrážkami, na druhej strane s obdobiami sucha. V našej zemepisnej šírke je sucho prirodzeným prejavom atmosférickej cirkulácie. Vyskytuje sa s rôznou frekvenciou. Nastupuje pomaly a jeho dopady sa zosilňujú s narastajúcou dĺžkou suchého obdobia.

Sucho sa líši svojou závažnosťou, trvaním a rozsahom postihnutého územia. Výraz *sucho* vyjadruje zápornú odchýlku vodnej bilancie od normálu na danom území (Brázdil a iní, 2009). Kvantitatívne vymedzenie stupňa abnormality daného sucha pomocou rôznych klimatických indexov je zložité vzhľadom na vzájomné pôsobenie meteorologických, hydropedologických, agrotechnických a ďalších faktorov. Vzhľadom na komplexnosť problému a jeho viaceré aspekty neexistujú jednotné kritériá na kvantifikáciu sucha. Podľa meteorologického slovníka (Sobíšek a iní, 1993) rozlišujeme meteorologické sucho, agronomické sucho, hydrologické sucho a fyziologické sucho.

Územie Slovenska nie je v európskom kontexte chápané ako územie náchylné na výskyt sucha. Meteorologické pozorovania však potvrdzujú, že v posledných desaťročiach sa aj na našom území oveľa častejšie vyskytovalo lokálne alebo celoplošné sucho. Vplyv sucha na zraniteľnosť krajiny v podmienkach klimatickej zmeny a zvyšujúcich sa požiadaviek na vodu v budúcnosti porastie. V Európe sa očakáva zvýšený výskyt neúrodných rokov v dôsledku sucha a vĺn horúčav, čo bude mať aj ekonomické následky (EEA 2012). Riziko výskytu nepriaznivých suchých rokov v strednej Európe sa v dôsledku zmeny klímy zvýši, čo bude mať za následok nižšiu produktivitu (Trnka a iní, 2013). V teplej a suchej Podunajskej nížine bude produkčný potenciál vo zvýšenej miere limitovaný klesajúcou dostupnosťou vody pre plodiny a horúčavami (Eitzinger a iní, 2012).

Priestorové vymedzenie sucha a stanovenie pravdepodobnosti jeho výskytu je základným predpokladom pre formulovanie následných opatrení a aktivít súvisiacich s budovaním potrebných kapacít a so zmierňovaním jeho dôsledkov.

MATERIÁL A METÓDY

Rast plodín je limitovaný dostatkom pôdnej vody pre evapotranspiráciu a preto ako najvhodnejšie na hodnotenie sucha sa považujú metódy, ktoré určitým spôsobom zahrňujú aj pôdnu vlhkosť. Dynamika vody v pôde je výsledkom pôsobenia tokov vody v systéme atmosféra - porast - pôda - podzemná voda a patrí k najdynamickejším pôdnym vlastnostiam.

Časť vody v pôde nachádzajúca sa pod hodnotou bodu vädnutia θ_{BV} je pre rastliny ťažko dostupná, resp. nedostupná. Za využiteľnú sa považuje pôdna voda z intervalu vymedzeného poľnou vodnou kapacitou W_{PK} [mm], resp. θ_{PK} [-] a bodom vädnutia W_{BV} [mm], resp. θ_{BV} [-]. Preto sa v agronomickej praxi zaužívalo vyjadrenie vlhkosti pôdy W ako využiteľnej vodnej kapacity W_{VV} [mm] alebo VVK [%]:

$$W_{VV} = W - W_{BV}$$

$$VVK = \frac{\theta - \theta_{BV}}{\theta_{PK} - \theta_{BV}}.100,$$

Aktuálna vlhkosť pôdy θ a hodnoty hydrolimitov θ_{PK} a θ_{BV} sa počítajú ako vážené priemery vlhkosti pôdy jednotlivých horizontov. Získavať údaje o vlhkosti pôdy je možné okrem priameho merania aj riešením rovnice vodnej bilancie alebo matematickým modelovaním, ktoré umožňuje získať kontinuálne údaje v dennom kroku.

Aktuálna zásoba vody v pôde sa získa zo základnej rovnice vodnej bilancie:

$$W_1 + Z + K_p + q_1 + q_2 = ET + O_1 + O_2 + W_2$$

kde W_1 je zásoba vody v pôde na začiatku sledovaného obdobia [mm], Z je zrážkový úhrn za sledované obdobie [mm], K_p je prírastok vody v pôde z podzemnej vody a podložia [mm], q_1 je povrchový prítok [mm], q_2 je podpovrchový prítok, ET je evapotranspirácia [mm], O_1 je povrchový odtok [mm], O_2 je podpovrchový odtok [mm] a W_2 je zásoba vody v pôde na konci

sledovaného obdobia (Kutílek, 1978). Pri aplikácii rovnice vodnej bilancie sa predpokladalo, že prítokové zložky vodnej bilancie q_1 a q_2 sú zanedbateľné.

V závislosti od toho, či obsah vody v pôde je alebo nie je limitujúcim faktorom, sa rozoznáva aktuálna a potenciálna evapotranspirácia. Aktuálnou evapotranspiráciou *ET* sa rozumie evapotranspirácia porastu konkrétnej plodiny za aktuálneho stavu porastu a vlhkosti pôdy. Aktuálna evapotranspirácia *ET* sa rovná potenciálnej evapotranspirácii ET_0 ak je pôda dostatočne nasýtená vodou. Pri vlhkosti pôdy *W* menšej ako jej kritická hranica W_0 sa evapotranspirácia zmenšuje úmerne s poklesom vlhkosti pôdy:

$$ET = ET_0 \frac{W}{W_0}$$

Na vyjadrenie anomálií v časových radoch sú vhodné štandardizované indexy. Štandardizované indexy vyjadrujú relatívny vzťah odchýlok hodnôt od priemeru k smerodajnej odchýlke časových radov a všeobecne sa používajú predovšetkým na porovnanie veľkých súborov údajov. Príkladom štandardizovaného indexu je štandardizovaný index zrážok *SPI* (McKee a iní, 1993). Navrhovaný štandardizovaný index anomálie využiteľnej zásoby pôdnej vody AI_{VV} sa vypočíta pre každý deň z denných hodnôt vlhkosti pôdy podľa vzťahu (Takáč, 2013):

$$AI_{VV} = \frac{W_{VV} - \overline{W}_{VV}}{\sigma(W_{VV})}$$

kde $\overline{W}_{VV}$ je dlhodobý priemer využiteľnej zásoby vody v pôde pre daný deň a $\sigma(W_{VV})$ je smerodajná odchýlka prislúchajúca danému dňu. Podobne ako v prípade štandardizovaných klimatických indexov je potrebná pre výpočet hodnôt $\overline{W}_{VV}$ a $\sigma(W_{VV})$ dĺžka časového radu 30 rokov. Aby bolo možné historicky porovnávať intenzitu sucha a dopady zmeny klímy, zvolili sme klimatické normálové obdobie 1961-1990 ako referenčné obdobie.

Štandardizáciou sa dosiahne rozdelenie indexu blízke normovanému normálnemu rozdeleniu (Takáč, 2012). Výhodou štandardizovaných indexov je, že umožňujú hodnotiť anomálie za rôzne dlhé časové úseky (rok, polrok, štvrťrok, mesiac).

V súlade s kvalitatívnym hodnotením zaužívaným v klimatológii (Lapin a iní, 1988) boli podľa pravdepodobnosti opakovania stanovené hranice 25 % pre stredne silné sucho, 10 % pre silné sucho a 2 % pre mimoriadne sucho. Štandardizácia zásob vody v pôde umožňuje porovnanie intenzity sucha nielen v rôznych obdobiach, ale aj v rôznych regiónoch s rozdielnymi pôdnymi a klimatickými podmienkami. Aritmetický priemer hodnôt AI_{VV} zo súboru staníc pre stredne silné sucho bol -0,72, pre silné sucho -1,15 a pre mimoriadne sucho -1,81. Hodnoty zodpovedajúce mediánu pre jednotlivé stupne sucha boli -0,72, -1,16 a -1,80 (Takáč, 2012).

Sucho sa vzťahuje k dlhodobým priemerným podmienkam a je chápané ako dlhodobý regionálny výskyt podpriemernej zásoby pôdnej vody. Pri splnení základnej podmienky $VVK < 50$ % musí byť súčasne zásoba vody v pôde menšia ako je dlhodobý priemer pripadajúci na daný deň. Sucho bolo definované ako po sebe idúce dni so zápornou hodnotou AI_{VV}. Pri hodnotení závažnosti sucha sme posudzovali jednotlivé stupne sucha podľa hodnoty AI_{VV} v intervale zabezpečenia podľa tab. 1. Začiatok suchého obdobia daného stupňa bol daný dňom, keď AI_{VV} pokleslo pod prahovú hodnotu a sucho pokračuje do doby, kým nie je prahová hodnota prekročená. Aby bolo dané obdobie zaradené do príslušného stupňa sucha, musí trvať neprerušene minimálne 15 dní. V prípade, že príslušná podmienka trvá dlhšie ako 15 dní, kratšie vlhšie obdobia nie sú považované za ukončenie obdobia sucha v prípadoch, keď prerušenie trvá kratšie ako 10 % trvania predchádzajúceho suchého obdobia. Tieto dni sú zarátané do daného obdobia. Ak sucho prechádza z jedného roku do druhého, je formálne

priradené k tomu roku, kde je jeho väčšia časť. Kumulatívna hodnota indexu anomálie využiteľnej zásoby pôdnej vody za suché obdobie KAI_{VV} bola použitá na kvantifikáciu závažnosti obdobia sucha počas celej doby jeho trvania:

$$KAI_{VV} = \sum_{i=1}^{N} AI_{VV}^{i}$$

kde i je poradové číslo dňa v suchom období a N je počet dní v danom období so zápornou hodnotou AI_{VV}. Na základe pravdepodobnosti výskytu v referenčnom období 1961-1990 boli zvolené zaokrúhlené hodnoty KAI_{VV} pre klasifikáciu suchých období (tab. 2).

Tab. 1. Hranice intervalov pre hodnotenie závažnosti sucha podľa štandardizovaného indexu anomálie využiteľnej zásoby pôdnej vody AI_{VV} (Takáč, 2013)

Stupne sucha	Mimoriadne sucho	Silné sucho	Stredne silné sucho	Mierne sucho
Pravdepodobnosť	≤ 2 %	2,1 % až 10 %	10,1 % až 25 %	25,1 % až 50 %
Interval AI_{VV}	≤ –1,8	–1,8 až –1,151	–1,15 až –0,721	-0,72 až 0

Tab. 2. Hranice intervalov pre hodnotenie závažnosti obdobia sucha podľa kumulovaného indexu anomálie využiteľnej zásoby pôdnej vody KAI_{VV}

Klasifikácia	Mimoriadne závažné sucho	Veľmi závažné sucho	Závažné sucho	Mierne sucho
Pravdepodobnosť	≤ 2 %	2 % až 10 %	10,1 % až 25 %	25,1 % až 50 %
Interval KAI_{VV}	≤ -300	-299 až -200	-199 až -100	-99 až 0

Vo vykonaných výpočtoch boli použité denné údaje priemernej, maximálnej a minimálnej teploty vzduchu, priemernej relatívnej vlhkosti vzduchu, denného trvania slnečného svitu, priemernej dennej rýchlosti vetra a denných zrážkových úhrnov za obdobie 1970-2012. Denné úhrny potenciálnej a aktuálnej evapotranspirácie boli z týchto denných údajov vypočítané Penman-Monteithovou metódou podľa metodiky FAO (Allen a iní, 1998).

Pre potreby výpočtu bilancie vlhkosti pôdy na území poľnohospodárskych pôd Slovenska boli pripravené priestorové vstupy o počasí a pôde. Ako základný priestorový rámec boli použité priestorové siete s rozlíšením 1 x 1 km (údaje o pôde) a 10 x 10 km (údaje o počasí). Meteorologické údaje s denným chodom za roky 1970 až 2012 zo 71 klimatologických staníc Slovenského hydrometeorologického ústavu pokrývajúcich rovnomerne celé poľnohospodársky využívané územie Slovenska boli interpolované pre každú bunku štorcovej siete 10 km gridu pomocou modifikovanej interpolačnej metodiky implementovanej v systéme *Crop Growth Monitoring System* (CGMS), ktorý bol vyvinutý JRC (viac v Nováková, 2007). Každá bunka 10 km gridu je tak charakterizovaná dennými údajmi o priemernej, maximálnej a minimálnej teplote vzduchu (°C), trvaní slnečného svitu (hod), tlaku vodných pár (hPa), priemernej rýchlosti vetra ($m.s^{-1}$) a dennom úhrne atmosférických zrážok (mm). Systémom CGMS bol následne vzťahom podľa Penman-Monteitha dopočítaný pre každú bunku aj údaj o dennom úhrne potenciálnej evapotranspirácie (mm). Priestorové rozloženie pôdnych druhov bolo prevzaté z máp Bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek (BPEJ) v mierke 1:5 000 (Linkeš et al., 1996). V rámci každej bunky 1 km gridu bol identifikovaný prevládajúci pôdny druh povrchového

horizontu (údaj dostupný z kódu BPEJ). Pôdny druh povrchového horizontu bol pre účely výpočtu vodnej bilancie pôdy uvažovaný ako reprezentatívny pre celý pôdny profil do hĺbky 120 cm. Pre každý pôdny druh bol z dostupných údajov o celkom 17 740 sondách Komplexného prieskumu poľnohospodárskych pôd (databáza AISOP, Linkeš et al., 1988) vypočítaný priemerný obsah frakcií piesku, prachu a ílu a určená reprezentatívna hodnota objemovej hmotnosti (tab. 3).

Tab. 3 Charakteristika pôdnych druhov BPEJ priemernými hodnotami obsahu piesku, prachu a ílu vypočítanými z databázy AISOP a odhadované hodnoty objemovej hmotnosti (OH), vybraných hydrolimitov a využiteľnej vodnej kapacite vo vrstve 0 – 120 cm.

Kód pôdneho druhu*	%			g/cm^3	vlhkosť %		mm
	íl	prach	piesok	OH	poľná vodná kapacita	bod vädnutia	VVK
1	7,7	22,3	70,0	1,6	21,69	4,19	210
2	20,9	53,3	25,8	1,4	34,18	11,95	266
3	31,4	52,4	16,2	1,35	37,87	16,81	252
4	44,3	46,4	9,4	1,3	41,91	21,54	244
5	13,0	41,3	45,7	1,45	29,28	7,60	260

*) 1 – piesočnatá a hlinito-piesočnatá pôda, 2 – hlinitá pôda, 3 – ílovitohlinitá pôda, 4 – ílovitá pôda a íl, 5 – piesočnato-hlinitá pôda

Pomocou súboru pedo-transférových rovníc HYPRES (Wösten et al. 1998, 1999) boli z údajov o obsahu piesku, prachu, ílu a objemovej hmotnosti vyrátané hodnoty vlhkosti pôdy pri hydrolimitoch poľná vodná kapacita a bod vädnutia a z nich následne odvodená hodnota využiteľnej vodnej kapacity podľa vzťahu:

$$VVK = (PK - BV) * h,$$

kde *VVK* je využiteľná vodná kapacita (mm/mm), *PK* je obsah vody (cm^3/cm^3) v pôde pri hydrolimite poľná vodná kapacita, *BV* je obsah vody (cm^3/cm^3) v pôde pri hydrolimite bod vädnutia a *h* je hrúbka vrstvy (mm), pre ktorú bol realizovaný výpočet (1200 mm). Výsledná hodnota VVK (tab. 3), ktorá bola priradená bunke 1 km gridu bola upravená na základe údajov o hĺbke a skeletovitosti pôdy. Údaje o hĺbke a skeletovitosti pôdy boli pre bunky 1 km gridu interpretované rovnakým spôsobom ako pre pôdny druh. V prípade, že pôda bola plytšia ako 60 cm alebo obsah skeletu vo vrchných 60 cm pôdy bol viac ako 50 % bola hodnota VVK znížená o 25 %. V prípade, že pôda bola plytšia ako 60 cm a zároveň obsah skeletu vo vrchných 60 cm pôdy bol viac ako 50 % bola hodnota VVK znížená o 50 %. Inak bola zachovaná pôvodná vypočítaná hodnota z tab. 3.

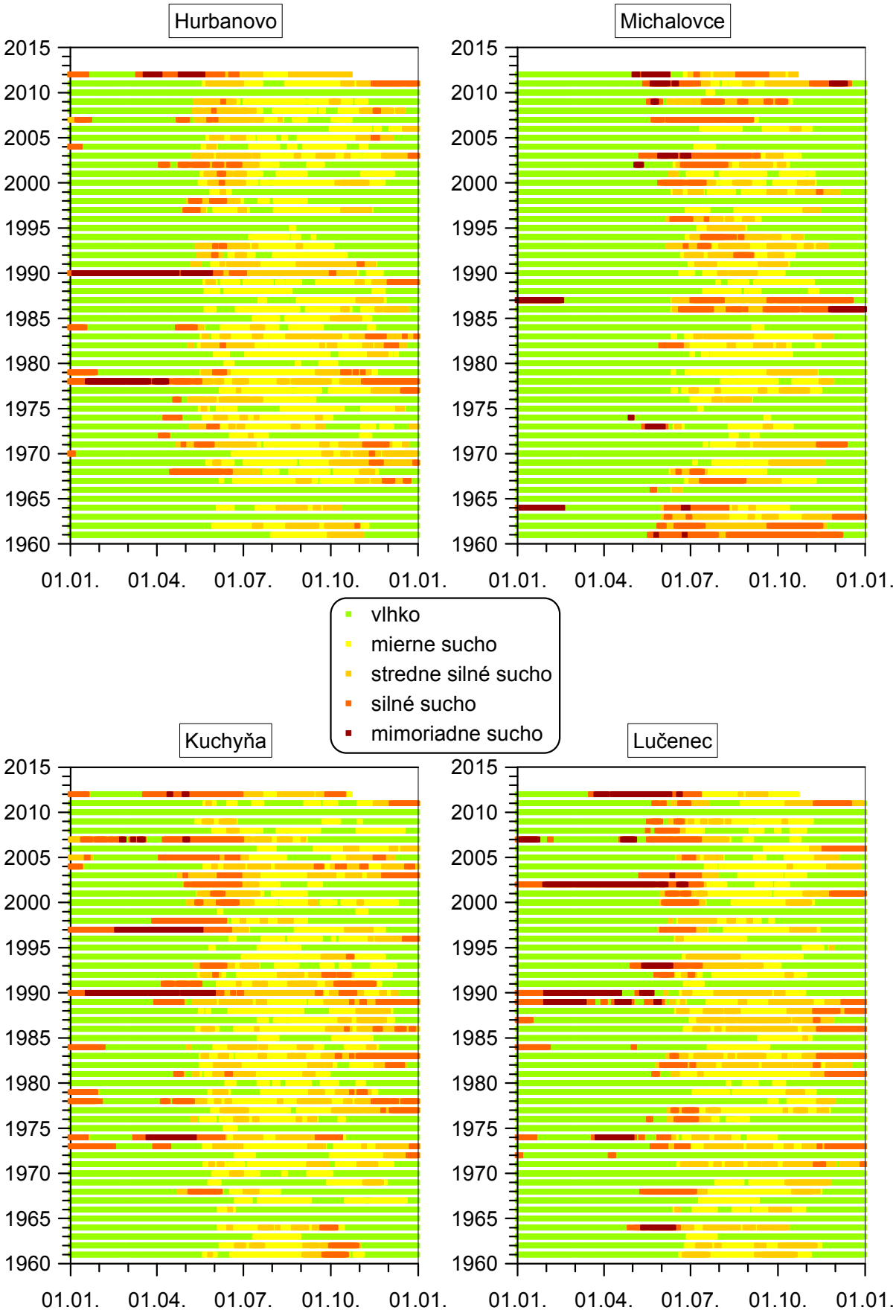
Pre potreby výpočtu vlhkostnej bilancie pôdy boli na úrovni buniek 1 km gridu identifikované územia s potenciálnym vplyvom hladiny podzemnej vody. Ako podklad slúžil údaj z BPEJ o typologickej pôdnej jednotke. Za pôdy ovplyvnené hladinou podzemnej vody boli považované všetky gleje a organozeme a glejové subtypy veľmi ťažkých pôd, ktorých výskyt dobre korešponduje z najnižšími časťami veľkých nív. Simulačné jednotky (SimU) predstavujú územie, ktoré je vnútorne homogénne s ohľadom na vlastnosti pôdy (hodnota VVK) a priebeh počasia. SimU boli vytvorené ako prienik 10 km gridu a 1 km gridu s údajmi o pôde (VVK a vplyv hladiny podzemenej vody). Každá SimU je fyzicky reprezentovaná množinou 1 až 100 buniek 1 km gridu a zároveň sa každá SimU vždy nachádza iba v rámci hraníc jednej bunky 10 km gridu. Celkom bolo vytvorených 3 865 SimU, ktoré reprezentujú v rámci vodnej bilancie pôdy pôdno-klimatické podmienky poľnohospodárskych pôd Slovenska.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Čas potrebný na vznik deficitu vody v pôde je rozdielny v závislosti od retenčnej schopnosti pôdy a tak aj čas, kedy meteorologické sucho (deficit zrážok) prechádza do agronomického sucha (deficit zásob pôdnej vody) je v závislosti od retenčnej schopnosti pôd rozdielny.

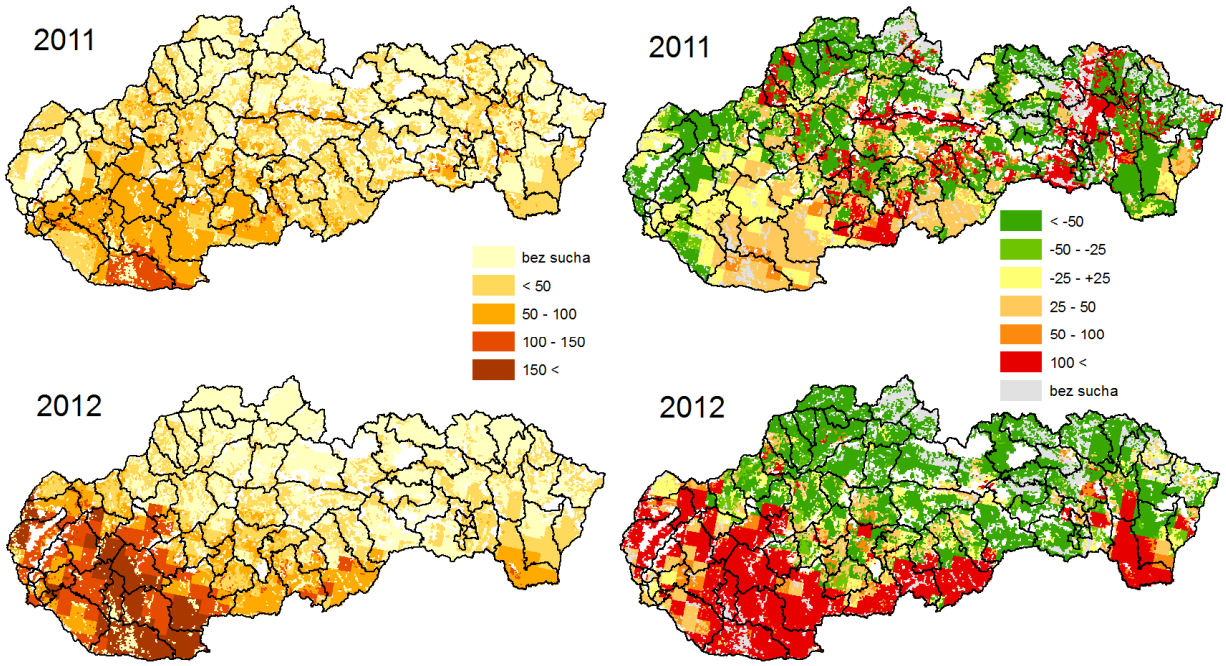
Vlhkosť pôdy má ročný cyklický charakter. Maximum zásob pôdnej vody je koncom zimy a minimum sa vyskytuje v letných mesiacoch. Z hľadiska dopadov na pestované plodiny je rozhodujúce trvanie jednotlivých suchých období a celkové trvanie sucha, intenzita sucha (deficit vody v pôde) a obdobie výskytu suchých období s vlhkosťou pôdy v koreňovej zóne pod 50 % VVK z hľadiska vývojových fáz pestovaných plodín. Hodnota *50 % VVK* je v agronomickej a závlahárskej praxi považovaná za hranicu, keď rastliny začínajú trpieť nedostatkom vody pre pokrytie ich vlahovej potreby. V južných oblastiach Slovenska zásoba vody v pôde prakticky každoročne v letných mesiacoch poklesne pod takto definovanú prahovú hodnotu. Je to normálny opakujúci sa jav. Rastlinná výroba je k tomu prispôsobená štruktúrou pestovaných plodín a ich odrôd, prípadne doplnkovou závlahou. Závažnosť a trvanie sucha sú však v jednotlivých rokoch rozdielne a v prípade výskytu extrémneho sucha môže mať veľmi vážne dopady na úrody.

Z grafického zobrazenia na obr. 1 vidieť, že v zimných mesiacoch prevláda vlhké obdobie so zásobou vody v pôde nad 50 % VVK. Sucho rôznej intenzity so zásobou vody v pôde pod 50 % VVK sa objavuje v letných mesiacoch takmer každoročne, pričom skôr nastupuje na západnom Slovensku ako na strednom a východnom Slovensku. V niektorých rokoch sucho pretrváva aj v zimných mesiacoch a pokračuje v priebehu ďalšieho roka. Ak sa v zimnom období dostatočne nedoplnia zásoby vody v pôde, zosilnia sa dopady nízkych zrážkových úhrnov v letných mesiacoch a dochádza k takmer úplnému vysušeniu pôdneho profilu.



Obr. 1. Výskyt a trvanie suchých období podľa štandardizovaného indexu zásoby vody v pôde IS_θ na vybraných klimatologických staniciach v období 1961-2012

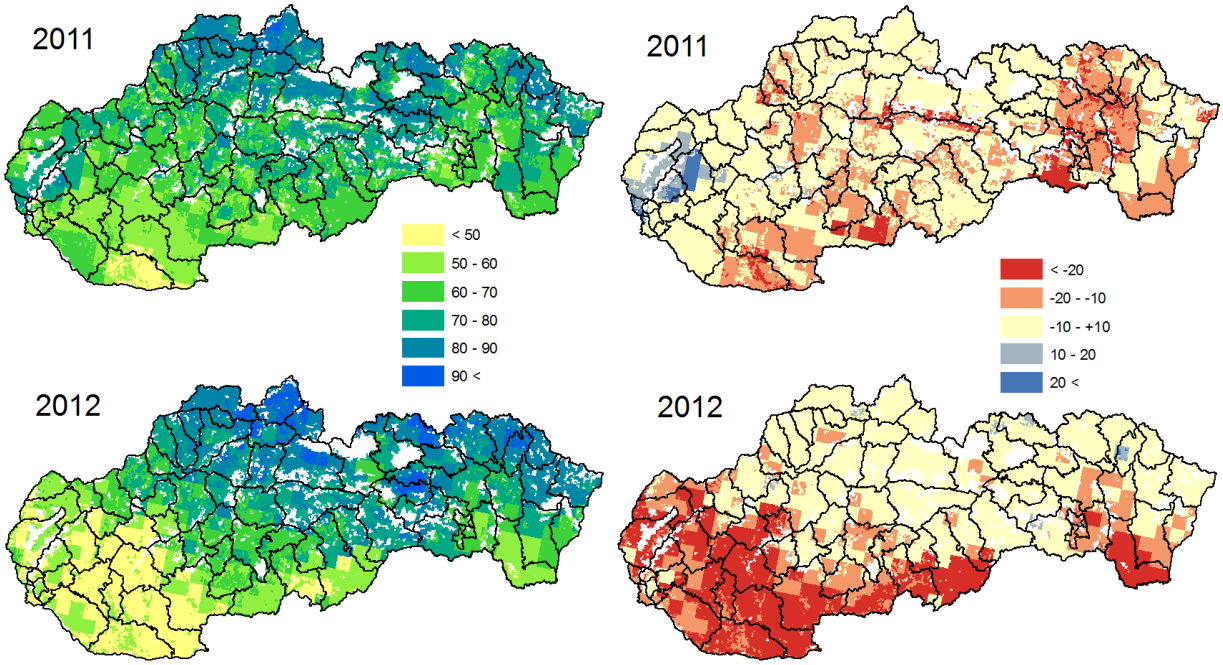
Obrázky 2 a 3 vyjadrujú výsledky spracovania simulácií vlhkosti pôdy v agregovanej podobe. Na obr. 2 je zobrazený indikátor sucha v podobe počtu suchých dní počas letného polroka (1. 4. – 31. 10.), t. j. dní, v ktorých aktuálna vlhkosť pôdy je < 50 % VVK. Na obr. 3 je zobrazený indikátor sucha v podobe priemernej ročnej relatívnej vlhkosti pôdy, ktorá je vyjadrená ako pomer aktuálnej vlhkosti pôdy k hodnote VVK počas letného polroku. Vybrané roky (2011 a 2012) predstavujú roky, v rámci ktorých sa na území Slovenska výrazne prejavilo sucho.



Obr. 2. Priestorový model výskytu počtu suchých dní v letnom polroku rokov 2011 a 2012 (vľavo) a relatívna odchýlka (%) počtu suchých dní oproti dlhodobému priemeru za obd. 1970 – 2000 (vpravo)

Oba indikátory poukazujú na výskyt sucha vo vybraných regiónoch poľnohospodárskej pôdy Slovenska, ktoré bolo významnejšie ako sucho, ktoré sa prejavuje z dlhodobého hľadiska. V roku 2011 boli suchom postihnuté najmä kotlinové polohy stredného a východného Slovenska. Oblasť Podunajskej nížiny sa javila ako menej postihnutá a vo svojej západnej časti dokonca mierne vlhkejšia. V roku 2012 sa sucho negatívne prejavilo predovšetkým v južnej časti územia. Najviac boli postihnuté nížinné oblasti západného Slovenska (Záhorská a Podunajská nížina), Juhoslovenská a Košická kotlina a Východoslovenská nížina. Priemerná relatívna vlhkosť pôdy v týchto oblastiach bola v poľnohospodárskej sezóne 2012 až 1,5-krát nižšia ako je dlhodobý priemer za obdobie rokov 1970 – 2000.

Priestorovo vyjadrené indikátory sucha poukazujú na dva závažné aspekty sucha, ktoré môžu ovplyvňovať množstvo a kvalitu poľnohospodárskej produkcie. Je to aspekt kvantitatívneho prejavu sucha v danej lokalite (pozri aj obr. 1), kde v dvoch rozdielnych časových obdobiach môže dochádzať k výrazne odlišnému priebehu vlhkosti pôdy. Druhý aspekt výskytu sucha je teritoriálny. Analýza dvoch po sebe nasledujúcich rokov ukázala, že priestorové rozloženie sucha v rámci poľnohospodársky využívaného územia sa môže meniť. Tiež to, do akej miery vnímame výskyt sucha v danom regióne ako prirodzené, to sa môže potom vo výslednom hodnotení poľnohospodárskej sezóny alebo regiónu javiť ako menej alebo viac závažné.



Obr. 3. Priestorový model priemerného podielu aktuálnej vlhkosti pôdy a využiteľnej vodnej kapacity (%) v letnom polroku rokov 2011 a 2012 (vľavo) a relatívna odchýlka (%) tejto hodnoty oproti dlhodobému priemeru za obd. 1970 – 2000 (vpravo)

ZÁVER

Hodnotenie výskytu a trvania sucha bolo založené na simuláciách vodnej bilancie pôdy pomocou zjednodušenej bilančnej rovnice na vybraných lokalitách v poľnohospodárskych regiónoch Slovenska a celoplošne pomocou priestorových údajov o počasí a vlastnostiach pôdy. Kritériami pre posudzovanie výskytu a trvania sucha boli 1) zásoba vody v pôde menšia ako 50 % VVK, 2) podpriemerná zásoba vody v pôde v porovnaní s dlhodobým priemerom a 3) súvislé trvanie obdobia spĺňajúceho uvedené podmienky 15 a viac dní. Použitá metodika dovoľuje klasifikovať aj extrémne dlhotrvajúce sucho v celej dĺžke trvania jeho účinkov. Je použiteľná v reálnom čase na hodnotenie vývoja aktuálnej situácie. Zavedenie referenčného obdobia umožňuje vyjadrenie závažnosti sucha v historickom kontexte. Prepojenie klimatickej databázy s pôdnou databázou a GIS dáva možnosť vybudovať pomocou tejto metodiky informačný systém o suchu.

LITERATÚRA

BRÁZDIL, R., TRNKA, M., DOBROVOLNÝ, P., CHROMÁ, K., HLAVINKA, P., ŽALUD, Z. 2009. Variability of Droughts In Czech Republic, 1881-2006. *Theor Appl Climatol (2009)* 97: 297-315.

EITZINGER, J., TRNKA, M., SEMERÁDOVÁ, D., THALER, S., SVOBODOVÁ, E., HLAVINKA, P., ŠIŠKA, B., TAKÁČ, J., MALATINSKÁ, L., NOVÁKOVÁ, M., DUBROVSKÝ, M.,ŽALUD, Z. 2012. Regional climate change impacts on agricultural crop production in Central and Eastern Europe – hotspots, regional differences and common trends. *The Journal of Agricultural Science*, Cambridge University Press. s. 1-26.

EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY. 2012. *Climate Change, Impacts and Vulnerability in Europe 2012. An Indicator Based Report*. EEA Report No. 12/2012. EEA, Copenhagen, 2012. 300 s. ISBN 978-92-9213-346-7

KUTÍLEK, M. 1978. *Vodohospodářská pedologie*. Praha : SNTL/ALFA, 1978. 296 s.
LAPIN, M., FAŠKO, P., KVETÁK, Š. 1988. *Metodický predpis 3-09-1/1. Klimatické normály*. Bratislava : SHMÚ. 25 s.
LINKEŠ, V., GROMOVÁ, A., LUPTÁK, D., PESTÚN, V., POLIAK, P., 1988. *Informačný systém o pôde*. Bratislava : Príroda. 198 s.
LINKEŠ, V., PESTÚN, V., DŽATKO, M. 1996. *Príručka pre používanie máp bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek*. Bratislava : Výskumný ústav pôdnej úrodnosti. 103 s. ISBN 80-85361-19-1
MCKEE, T.B., DOESKEN, N.J., KLEIST, J. 1993. The Relationship of Drought Frequency and Duration to Time Scales. In *Proceedings of the 8th Conference on Applied Climatology, January 17-22, American Meteorological Society*, Anaheim CA, USA, s. 179-184.
NOVÁKOVÁ, M. 2007. Interpolácia meteorologických údajov pre potreby monitoringu stavu vývoja a odhadu úrod poľnohospodárskych plodín. In Bujnovský, R. (ed.) *Vedecké práce Výskumného ústavu pôdoznalectva a ochrany pôdy č. 29*. Bratislava : VÚPOP, s. 95-105. ISBN 978-80-89128-40-2
SOBÍŠEK, B. et al. 1993. *Meteorologický slovník výkladový a terminologický*. Praha : ACADEMIA, MŽP ČR. 594 s. ISBN 80-85368-45-5.
TAKÁČ, J. 2012. Hodnotenie závažnosti sucha založené na modelovaní vlhkosti pôdy. In *Vedecké práce Výskumného ústavu pôdoznalectva a ochrany pôdy*, 34. Bratislava : VÚPOP, s. 153-168. ISBN 978-80-89128-98-3.
TAKÁČ, J. 2013. Assessment of Drought in Agricultural Regions of Slovakia Using Soil Water Dynamics Simulation. *Agriculture (Poľnohospodárstvo), 59, 2013 (2): 74−87.* DOI: 10.2478/agri-2013-0007.
TRNKA, M., KERSEBAUM, K.C., EITZINGER, J., HAYES, M., HLAVINKA, P., SVOBODA, M., DUBROVSKÝ, M., SEMERÁDOVÁ, D., WARDLOW, B., POKORNÝ, E., MOŽNÝ, M., WILHITE, D., ŽALUD, Z. 2013. Consequences of Climate Change for the Soil Climate in Central Europe and the Central Plains of the United States. *Climate Change,* vol. 120, iss. 1-2, s. 405-418.
WÖSTEN J. H., LILLY A., NEMES A., C. LE BAS, 1999. Development and use of a databas of hydraulic properties of Europen soils. *Geoderma, 70*, s. 169-185.
WÖSTEN J.H.M., LILLY A., NEMES A., C. LE BAS, 1998. *Using existing soil data to derive hydraulic parameters for simulation models in environmental studies and in land use planning. Final report on the EU funded project*, Report 156, Wageningen, DLO-Staring Centre, 1998. 106 s. ISSN 0927-4537

AGROENVIRONMENTÁLNE PÔDOOCHRANNÉ OPATRENIA PROGRAMU ROZVOJA VIDIEKA SR – REALIZÁCIA, EFEKTÍVNOSŤ A BUDÚCNOSŤ

Adriana Zverková, Michal Sviček

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

Abstrakt: Príspevok prezentuje výsledky hodnotenia realizácie pôdoochranných agroenvironmentálnych opatrení na poľnohospodárskej pôde SR počas druhého programovacieho obdobia Programu rozvoja vidieka (PRV) 2007-2013 na úrovni regiónov SR, pre jednotlivé kraje. Analýza jednotlivých opatrení, ako aj ich geografická lokalizácia a kartografická interpretácia bola realizovaná pomocou nástrojov geografického informačného systému. Jej výsledky tvorili dôležitý vstupný podklad pre účely hodnotenia stavu a vývoja efektívnosti agroenvironmentálnych opatrení so zreteľom na formuláciu návrhov a odporúčaní na opatrenia do budúceho programovacieho obdobia 2014-2020. Výsledky hodnotenia efektívnosti pôdoochranných opatrení s použitím nástrojov GIS boli limitované možnosťami aplikovanej základnej priestorovej údajovej jednotky (kultúrne diely pôdnych blokov LPIS). V novom programovacom období PRV 2014-2020 sa v rámci Opatrenia č. 8 Agroenvironmentálno-klimatické opatrenie počíta s pokračovaním modifikovaných pôdoochranných opatrení.
Kľúčové slová: pôdoochranné opatrenia, agroenvironmentálne opatrenia, protierózne opatrenia, LPIS, GIS, poľnohospodárska pôda, Program rozvoja vidieka (PRV)

Abstract: The paper presents the results of evaluation of the application of soil protection measures on agricultural land in Slovakia during the second programming period of the Rural Development Programme (RDP) 2007-2013 by the Slovak regions for the individual regions. The analysis of measures as well as their geographic location and cartographic interpretation were performed using geographic information system instruments. Its results form the basis for an important input for the development and evalution of the effectiveness of state environmental measures with regard to the formulation of proposals and recommendations for action to the next programming period 2014-2020. The results of soil-conservation measures RDP evaluation by using GIS tools have limited capabilities for applying basic spatial data unit (LPIS reference parcels). In the new programming period RDP 2014-2020 are under measure 8 agri-environment-climate measures foresee the continuation of modified soil protection measures.
Keywords: soil protection measures, agri-environmental measures, anti-erosion control measures, LPIS, GIS, agricultural soil, Rural Development Programme

ÚVOD

K zníženiu negatívnych dopadov poľnohospodárskej výroby na pôdu a ďalšie základné zložky životného prostredia, ako aj posilnenie ekologizácie poľnohospodárstva v SR, mal ambíciu prispieť systém agroenvironmentálnych podpôr pre farmárov z Programu rozvoja vidieka. Jedným z najzávažnejších problémov degradácie poľnohospodárskej pôdy v SR je urýchlená vodná erózia. Na ochranu poľnohospodársky využívanej pôdy bola preto zameraná skupina pôdoochranných opatrení, ktorú tvoria štyri podopatrenia:

- Ochrana proti erózii na ornej pôde;
- Ochrana proti erózii vo vinohradoch;
- Ochrana proti erózii v ovocných sadoch;
- Zatrávňovanie ornej pôdy.

Hlavným cieľom stanovených pôdoochranných podopatrení je znížiť rozsah vodnej erózie, a tým zamedziť odnosu pôdy a zabrániť znečisteniu vodných tokov. Zároveň tieto prispievajú k ochrane a zvyšovaniu biodiverzity prostredníctvom rozširovania zelených plôch (zatrávnenie, stabilizujúce biopásy) a podieľajú sa na zmierňovaní klimatickej zmeny redukciou skleníkových plynov a zvyšovaním ich záchytov.

Kritériom pri posudzovaní územia z hľadiska schválenia a výšky agroenvironmentálnej podpory na realizáciu protieróznych opatrení podľa stanovených podmienok na ornej pôde, vo vinohradoch a v ovocných sadoch bol morfometrický parameter – *sklon svahu*, resp. *priemerná svahovitosť* kultúrnych dielov pôdnych blokov. Protierózna ochrana ornej pôdy prostredníctvom *Stabilizačného osevného postupu* a/alebo *Prijateľnej veľkosti parcely*, protierózna ochrana vo vinohradoch a v ovocných sadoch je podporovaná na pôdach náchylných na eróziu na dieloch pôdnych blokov s *priemernou svahovitosťou nad 3°*, pričom sú uprednostnené územia s vyššou erodovateľnosťou v zraniteľných oblastiach (vymedzené podľa smernice 91/676/EHS) a znevýhodnených oblastiach (LFA). V rámci opatrenia *Ochrana proti erózii vo vinohradoch* je výška podpory na realizáciu protieróznych opatrení odstupňovaná podľa hraničných hodnôt priemernej svahovitosti vinohradu 3º, 10º, 18º a pre *Ochranu proti erózii v ovocných sadoch* je to podľa priemernej svahovitosti 3º a 10º. Pri ochrane proti erózii na ornej pôde prostredníctvom realizovania opatrenia *Prijateľnej veľkosti parcely* je možné získať dotáciu aj na diely pôdneho bloku väčšie ako 30 ha. *Zatrávňovanie ornej pôdy* je podporované na dieloch pôdnych blokov s priemernou svahovitosťou nad 7º, pričom uprednostnené sú zraniteľné oblasti a znevýhodnené oblasti (MPRV SR, 2007).

Cieľom nášho príspevku je vyhodnotenie realizácie pôdoochranných agroenvironmentálnych opatrení na poľnohospodárskej pôde SR počas druhého programovacieho obdobia Programu rozvoja vidieka 2007-2013. Analýza bola vyhotovená pre obdobie rokov 2008-2012 pre jednotlivé regióny SR, na úrovni krajov. Analýzu z obdobia rokov 2008-2012 možno pokladať za dostatočne reprezentatívnu na to, aby jej výsledky mohli tvoriť dôležitý vstupný podklad pre účely hodnotenia stavu a vývoja efektívnosti Agroenvironmentálnych opatrení so zreteľom na formuláciu návrhov a odporúčaní na opatrenia do budúceho programovacieho obdobia 2014-2020.

MATERIÁL A METÓDY

Hodnotenie pôdoochranných opatrení, ako aj identifikácia ich geografickej lokalizácie a výsledná kartografická interpretácia boli realizované pomocou nástrojov geografického informačného systému (GIS). Analýzu opatrení pre rok 2007 sme nerobili, pretože žiadosti z tohto obdobia sa na Pôdohospodárskej platobnej agentúre (PPA) nikdy nevyhodnocovali, teda neboli na ne prijaté žiadne záväzky a ani poskytnuté platby. Zároveň ani rok 2013 nebol predmetom našich analýz, pretože tieto žiadosti ešte zatiaľ neboli vyhodnocované.

Vytvorenie digitálnych GIS vrstiev a odvodených grafických kartografických výstupov pre pôdoochranné opatrenia PRV SR zahŕňalo: zber, analýzu a generovanie nových priestorových údajov. Príprava tabuľkových údajov a selekcia atribútov bola realizovaná v prostredí databázového programu MS Access. Všetky analýzy údajov, tvorba GIS vrstiev jednotlivých podopatrení a následné exportovanie grafických kartografických výstupov boli realizované v prostredí Arc GIS 9.

Vstupnú údajovú bázu pre GIS analýzu tvorili údaje o subjektoch, ktoré realizujú konkrétne pôdoochranné opatrenia z Integrovaného administratívneho a kontrolného databázového systému IACS z PPA vo forme tabuľkových exportov, doplnených o vysvetlenie štruktúry týchto údajov pre roky 2008 až 2012, a tiež digitálna vektorová údajová vrstva kultúrnych dielov a údaje o využívaní poľnohospodárskej pôdy evidovanej

v registri pôdy LPIS pre roky 2008 až 2012 z Výskumného ústavu pôdoznalectva a ochrany pôdy.

Základnou priestorovou údajovou jednotkou analýzy bol kultúrny diel (KD) z LPIS, pričom najmenšia veľkosť KD bola 0,3 ha, čo je minimálna výmera plochy pre získanie agroenvironmentálnej podpory z PRV SR. Pri zisťovaní plošného rozsahu realizovaného podopatrenia sme vychádzali z hodnoty výmery „SAPS stanovenej" (schválená výmera pre Jednotnú platbu na plochu) (podľa PPA, 2011) uvedenej v tabuľkách deklarácií žiadateľov pre roky 2008-2012 zo systému IACS. K tejto výmere sme pripočítali výmeru záväzku z predchádzajúceho Plánu rozvoja vidieka 2004-2006 z MPRV SR (2007). Výstupné kartografické informácie majú plošný charakter.

V rámci nami analyzovaných pôdoochranných opatrení PRV SR boli realizované aj viaceré záväzky, prenesené z predchádzajúceho plánovacieho obdobia 2004-2006. Realizácia týchto opatrení mala dôležitý environmentálny efekt a význam pri ochrane poľnohospodárskej krajiny, avšak nebolo možné ich zaradiť do našich priestorových analýz v rámci krajov SR, pretože ich evidencia na PPA nebola ešte uskutočňovaná k jednotlivým kultúrnym dielom, ani iným objektom, ktoré by bolo možné jednoznačne polohovo lokalizovať pomocou GIS.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

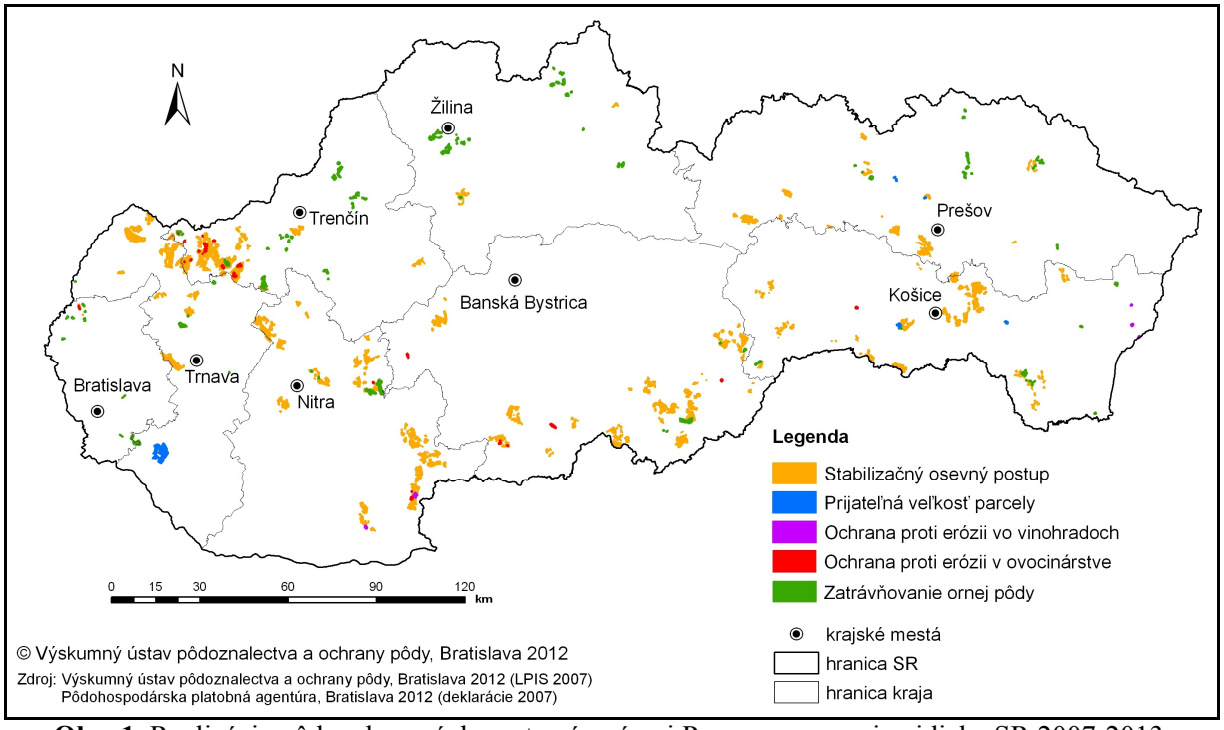
Realizácia pôdoochranných opatrení v rámci PRV SR v rokoch 2008 - 2012

Plošne najväčšia výmera pôdy podporenej v rámci opatrenia *Ochrana proti erózii na ornej pôde* bola dosiahnutá v roku 2010. Pre územie celej SR to predstavuje *85 581 ha* (z toho *22 293 ha* bolo zo súčasného *PRV* a *63 288 ha* bolo prenesených z predchádzajúceho plánovacieho obdobia 2004-2006). Ochrana proti erózii na ornej pôde bola realizovaná v rámci celého územia SR, avšak boli zaznamenané výrazné regionálne disproporcie (tab. 1). Pri realizácii tohto opatrenia prevládal *Stabilizačný osevný postup*, ktorý bol použitý na *99,7 %* z celého opatrenia. Ochrana proti erózii na ornej pôde realizovaná prostredníctvom *Prijateľnej veľkosti parcely* bola v rámci územia SR využitá vo veľmi malej miere, a to len na *0,3 %* z celého opatrenia (iba na 12 kultúrnych dieloch). Realizácia agrotechnických postupov tohto opatrenia, kedy by sa mal veľkoplošný hon rozdeliť na menšie časti (po vrstevniciach), ktoré by mali byť od seba oddelené najmenej 10 m širokými stabilizujúcimi pásmi obsiatymi ďatelinotrávnymi, lucernotrávnymi, alebo trávami na semeno, významne znižuje intenzitu vplyvu vodnej erózie na pôdu, a teda významne chráni pôdu pred jej degradáciou. Zo strany žiadateľov bol však nízky záujem o toto opatrenie, čo v konečnom dôsledku znížilo celkovú efektivitu jeho pozitívneho účinku na poľnohospodársku pôdu v rámci SR. Je možné predpokladať, že tento stav je dôsledkom ekonomickej „neefektívnosti" a značnej poddimenzovanosti kompenzačných platieb. Opatrenie bolo realizované aj na kultúrnych dieloch Trnavského kraja (okres Dunajská Streda), ktoré mali priemerný sklon svahu menší ako 0,5º, teda išlo o rovinaté územia, ktoré nie sú ohrozené urýchlenou vodnou eróziou. Bolo to spôsobené nesprávnym zadefinovaním podmienok pre získanie podpory, kde je uvedené, že ju môžu získať diely pôdneho bloku nad 3° a/alebo väčšie ako 30 ha (MP SR, 2007). Spomínané kultúrne diely spĺňajú teda kritérium veľkosti nad 30 ha, avšak z hľadiska protieróznej ochrany bolo čerpanie podpory za takýchto podmienok úplne neefektívne.

Plošne najväčšia výmera pôdy podporenej v rámci opatrenia *Ochrana proti erózii vo vinohradoch* bola dosiahnutá v roku 2009. Pre územie celej SR to predstavuje *707 ha* (z toho *61 ha* bolo zo súčasného *PRV* a *646 ha* bolo prenesených z predchádzajúceho plánovacieho obdobia 2004-2006). Pri realizácii tohto opatrenia boli v rámci SR zaznamenané výrazné regionálne odlišnosti (tab. 1), pričom opatrenie bolo realizované len v Nitrianskom a Košickom kraji.

Plošne najväčšia výmera pôdy podporenej v rámci opatrenia *Ochrana proti erózii v ovocných sadoch* bola dosiahnutá v roku 2010. Pre územie celej SR to predstavuje *919 ha* (z toho *353 ha* bolo zo súčasného *PRV* a *566 ha* bolo prenesených z predchádzajúceho plánovacieho obdobia 2004-2006). Aj pri realizácii tohto opatrenia boli v rámci SR zaznamenané výrazné regionálne disproporcie (tab. 1).

Plošne najväčšia výmera pôdy podporenej v rámci podopatrenia *Zatrávňovanie ornej pôdy* bola dosiahnutá v roku 2010. Pre územie celej SR to predstavuje *18 659 ha* (z toho *1 672 ha* bolo zo súčasného *PRV SR* a *16 987 ha* bolo prenesených z predchádzajúceho plánovacieho obdobia 2004-2006). V rámci krajov SR bolo *Zatrávňovanie ornej pôdy* realizované veľmi nerovnomerne. Prevládalo v Žilinskom a Trenčianskom kraji, zatiaľ čo minimálne sa vyskytovalo v Nitrianskom a Banskobystrickom kraji.



Obr. 1. Realizácia pôdoochranných opatrení v rámci Programu rozvoja vidieka SR 2007-2013

Tab. 1. Distribúcia pôdoochranných opatrení PRV SR 2007-2013 v regiónoch SR

Kraj	*Podiel v krajoch SR (%)*				
	Ochrana proti erózii na ornej pôde		*Zatrávňovanie ornej pôdy*	*Ochrana proti erózii vo vinohradoch*	*Ochrana proti erózii v ovocných sadoch*
	Stabilizačný osevný postup	*Prijateľná veľkosť parcely*			
Banskobystrický	10,63	0,00*	1,84	0,00*	22,83
Bratislavský	0,60*	0,00*	14,22	0,00*	1,50
Košický	16,23	37,23**	6,77	35,03	6,20
Nitriansky	25,44**	0,00*	1,49*	64,97**	7,97
Prešovský	8,58	34,72	9,72	0,00*	0,00*
Trenčiansky	22,63	0,00*	25,84	0,00*	61,51**
Trnavský	14,92	28,05	10,03	0,00*	0,00*
Žilinský	0,96	0,00*	30,10**	0,00*	0,00*

* kraj s najnižším zastúpením podopatrenia, ** kraj s najvyšším zastúpením podopatrenia

Zhodnotenie účinnosti Pôdoochranných opatrení PRV SR v rámci LPIS

Environmentálne efekty skupiny Pôdoochranných opatrení spočívajú v znížení rizika výskytu vodnej erózie pôdy, v stabilizácii, prípadne zvýšení obsahu pôdnej organickej hmoty pôdy, v znižovaní rizika transportu dusíka do vodných zdrojov a v zlepšení biodiverzity (Bujnovský, 2010). Opatrenia *Zatrávňovanie ornej pôdy* a *Ochrana proti erózii na ornej pôde prostredníctvom prijateľnej veľkosti parcely* patria medzi agroenvironmentálne opatrenia s najvyšším environmentálnym efektom.

Čiastočný obraz o účinnosti opatrení realizovaných v rámci PRV SR, je možné získať prostredníctvom ukazovateľa podielu poľnohospodárskej pôdy, na ktorej boli uskutočnené pôdoochranné opatrenia v rámci PRV SR, z rozlohy poľnohospodárskej pôdy evidovanej v LPIS, ktorá spĺňa kritéria pre realizáciu protieróznych opatrení (tab. 2, 3). Analyzovali sme rozlohu opatrenia z roku, kedy bola dosiahnutá jeho plošne najväčšia výmera.

Spomedzi ornej pôdy, vinohradov a ovocných sadov obhospodarovaných v SR spĺňa kritéria pre získanie podpory na protieróznu ochranu v rámci Pôdoochranných opatrení PRV SR až 64 % z nich. Pôdoochranné opatrenia PRV SR boli však realizované len na 7,5 % ich rozlohy. Viac ako polovicu ornej pôdy v LPIS tvoria kultúrne diely (KD) pôdnych blokov s priemernou svahovitosťou nad 3º, pričom pôdoochranné opatrenia boli realizované len na 6 %.

Tab. 2. Kultúrne diely pôdnych blokov z LPIS, spĺňajúce kritéria pre realizáciu Pôdoochranných opatrení PRV SR na ornej pôde, vo vinohradoch a v ovocných sadoch

Kultúrne diely (KD) pôdnych blokov v LPIS	Výmera (ha)	Počet KD	Podiel z celkovej rozlohy príslušnej kultúry v LPIS (%)
Orná pôda nad 3º do 30 ha	467 712	4 451	33,55
Orná pôda nad 3º nad 30 ha	312 364	22 798	22,41
Orná pôda nad 7º do 30 ha	80 227	6 527	5,75
Orná pôda nad 7º nad 30 ha	36 545	662	2,62
Vinohrady od 3º do 9º	8 316	893	47,19
Vinohrady od 10º do 17º	513	92	2,91
Ovocné sady od 3º do 9º	3 816	424	41,69
Ovocné sady nad 10º	503	98	5,50

Zdroj: Vlastná analýza podľa LPIS 2008-2012 (VÚPOP).

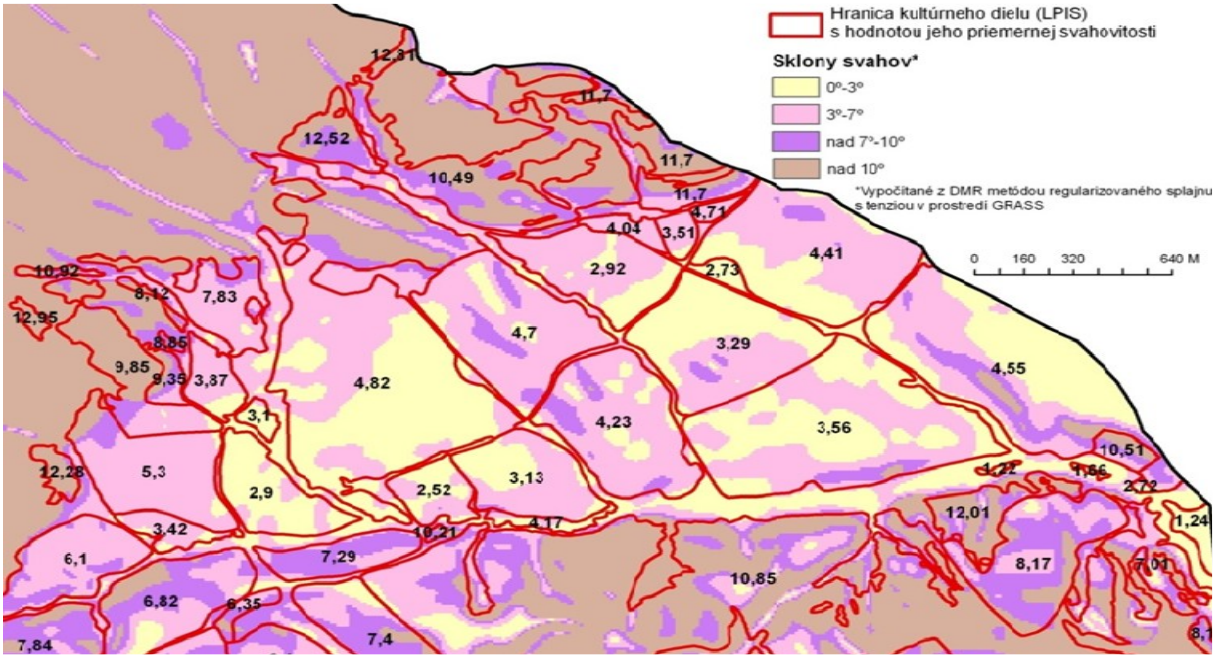
Tab. 3. Podiel poľnohospodárskej pôdy, na ktorej boli realizované Pôdoochranné opatrenia PRV SR z rozlohy poľnohospodárskej pôdy LPIS, ktorá spĺňa kritéria pre ich realizáciu

Pôdoochranné opatrenie	Realizácia (ha)	LPIS (ha)*	Podiel opatrenia z LPIS** (%)
Ochrana proti erózii na ornej pôde	85 581	780 076	10,97
Ochrana proti erózii vo vinohradoch	707	8 829	8,01
Ochrana proti erózii v ovocinárstve	919	4 319	21,28
Zatrávňovanie ornej pôdy	18 659	116 772	15,98
Spolu pôdoochranné opatrenia	**105 866**	**909 996**	**11,63**

*rozloha poľnohospodárskej pôdy LPIS, ktorá spĺňa kritéria pre realizáciu Pôdoochranných opatrení
** podiel poľnohospodárskej pôdy, na ktorej boli realizované Pôdoochranné opatrenia PRV SR z rozlohy poľnohospodárskej pôdy LPIS, ktorá spĺňa kritéria pre ich realizáciu
Zdroj: Vlastná analýza podľa Deklarácie 2008-2012 (PPA); LPIS 2008-2012 (VÚPOP).

Veľkosť mnohých kultúrnych dielov je príčinou veľkej variability sklonu ich svahov, ktorý bol základným morfometrickým atribútom pre posúdenie vhodnosti KD z hľadiska získania podpory na jeho protieróznu ochranu z PRV SR (obr. 2). Takmer polovica kultúrnych dielov s obhospodarovanými vinohradmi, evidovanými v LPIS, má priemernú

svahovitosť od 3º do 9º, len necelé 3 % majú svahovitosť od 10º do 17º a kultúrne diely vinohradov s priemernou svahovitosťou nad 18º sa nevyskytujú vôbec (tab. 2). Avšak v rámci týchto KD sa vyskytujú aj časti vinohradov so svahovitosťou nad 18º. Pre tieto plochy farmári nemohli dostať stanovenú vyššiu podporu, pretože tá bola viazaná na hodnotu priemernej svahovitosti aktuálne ohraničených KD. Tento problém sa dotýkal napr. 114 KD s rozlohou 678 ha, ktoré patria do kategórie s priemernou sklonitosťou od 3º do 9º a 50 KD s rozlohou 158 ha s priemernou svahovitosťou od 10º do 17º. Podobný problém nastával aj pri ďalších hraničných hodnotách priemernej svahovitosti vinohradov (3º, 10º), na ktoré je viazaná rôzna výška podpory. KD s ovocnými sadmi s priemernou svahovitosťou od 3º do 9º tvoria niečo vyše 40 % z evidovaných ovocných sadov v LPIS a nad 10º je ich menej ako 6 % (tab. 2). Avšak medzi KD s priemernou svahovitosťou od 3º do 9º je 252 KD (1975 ha), v ktorých sú časti s priemernou svahovitosťou nad 10º.



Obr. 2. Ukážka variability svahovitosti v rámci kultúrnych dielov pôdnych blokov LPIS

Okrem variability sklonov svahov v rámci veľkých kultúrnych dielov, predstavovala ďalší problém, nemožnosť priestorovej identifikácie realizovaného pôdoochranného opatrenia v prípade, že nebolo realizované v rámci celého KD, ale len v jeho jednej, resp. viacerých častiach.

Pôdoochranné opatrenia PRV SR – budúcnosť

V roku 2014 bude prebiehať prechodné obdobie, nakoľko kvôli prebiehajúcim rokovaniam, námietkam členských krajín a štruktúr EÚ neboli včas pripravené zásadné nariadenia EK. Z tohto dôvodu, budú ešte v roku 2014 dobiehať záväzky zo súčasného PRV.
V súčasnom PRV existujú štyri pôdoochranné opatrenia a predpokladaná plošná výmera ich realizácie mala byť 154 000 ha poľnohospodárskej pôdy. Táto plocha sa nedosiahla, najmä pri podopatrení zatrávňovanie ornej pôdy a ochrana proti erózii v ovocných sadoch (skutočná realizácia prebiehala na až tri krát menšej ploche, oproti plánovanej).

V novom programovacom období PRV 2014-2020 sa v rámci Opatrenia č. 8 Agroenvironmentálno-klimatické opatrenie počíta s pokračovaním modifikovaných pôdo-ochranných opatrení. Plánovaná plocha je viac ako o tretinu menšia, oproti súčasnému PRV. Pozitívom je, že priemerná svahovitosť KD už nebude smerodajným kritériom pri získavaní

podpory na jeho protieróznu ochranu. Určujúca bude aktuálna svahovitosť konkrétnej poľnohospodárskej parcely, na ktorej sa bude realizovať opatrenie.

ZÁVER

Príspevok prezentuje výsledky hodnotenia realizácie a efektívnosti pôdoochranných agroenvironmentálnych opatrení na poľnohospodárskej pôde SR počas druhého programovacieho obdobia Programu rozvoja vidieka 2007-2013 na úrovni regiónov SR, pre jednotlivé kraje. Pôdoochranné opatrenia, ktorých realizácia sa prejavuje s najvyšším environmentálnym efektom - zatrávňovanie ornej pôdy a ochrana proti erózii na ornej pôde prostredníctvom prijateľnej veľkosti parcely boli realizované na veľmi malej časti poľnohospodárskej pôdy SR a s veľkými regionálnymi disproporciami. To výrazne znížilo efektívnosť týchto opatrení v rámci celej SR. Celková efektívnosť pôdoochranných opatrení PRV SR bola znížená v dôsledku ekonomickej „neefektívnosti" niektorých kompenzačných platieb. Variabilita sklonu svahov v rámci veľkých kultúrnych dielov obmedzila farmárov v získavaní podpory na protierózne opatrenia, pretože hlavným kritériom pri posudzovaní bola hodnota priemernej svahovitosti pre celý kultúrny diel. V novom programovacom období PRV 2014-2020 dôjde k zmene, pričom sa bude zohľadňovať svahovitosť konkrétnej poľnohospodárskej parcely.

LITERATÚRA

BUJNOVSKÝ, R. 2010. Hodnotenie efektov vyplývajúcich z realizácie vybraných agroenvironmentálnych opatrení. In: BUJNOVSKÝ, R. (ed.) *Výskumné práce Výskumného ústavu pôdoznalectva a ochrany pôdy č. 32*. Bratislava : VÚPOP, 2010, s. 24-32. ISBN 978-80-89128-82-2.

MINISTERSTVO PÔDOHOSPODÁRSTVA SR (2007). Program rozvoja vidieka SR 2007-2013. Bratislava : MP SR, 2007. 234 s.

Nariadenie Rady (ES) č. 1257/1999 zo 17. mája 1999 o podpore rozvoja vidieka z Európskeho poľnohospodárskeho usmerňovacieho a záručného fondu (EPUZF).

PÔDOHOSPODÁRSKA PLATOBNÁ AGENTÚRA (2011). *Príručka pre žiadateľa o priame podpory na poľnohospodárskej pôde.* Bratislava : PPA, 2011. 31 s.

ZVERKOVÁ, A. et al. 2012. *Vytvorenie GIS vrstvy pre vykazovanie indikátorov Agroenvironmetálneho opatrenia v rámci Programu rozvoja vidieka SR 2007-2013.* Záverečná správa úlohy „Vytvorenie GIS vrstvy pre vykazovanie indikátorov Agroenvironmetálneho opatrenia v rámci Programu rozvoja vidieka SR 2007 – 2013" riešenej na základe zmluvy o dielo č. 251/2012-600/MPRVSR. Bratislava : VÚPOP, 2012. 85 s.

PRIEREZOVÉ PRÁCE, ABSTRAKTY A POSTERY

ÚLOHA EKOHYDROLÓGIE PRI OCHRANE A POSILNENÍ EKOSYSTÉMOVÝCH SLUŽIEB V URBÁNNYCH POVODIACH

Tomáš Lepeška

Inštitút výskumu krajiny a regiónov FPV UMB v Banskej Bystrici, Cesta na amfiteáter 1, 974 01 Banská Bystrica
Katedra aplikovanej ekológie FEE TU vo Zvolene, T.G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen
e-mail: tomaslepeska@yahoo.com

Abstrakt: Globálny nárast urbanizácie spolu s klimatickými zmenami predstavujú nové výzvy a možnosti pre urbánny manažment, vodné zdroje a kvalitu života obyvateľov. Vo väčšine stratégií, vodné ekosystémy, ktoré sú základnou zložkou integrovaného riadenia urbánnych vodných zdrojov, sú považované za objekty ochrany a rehabilitácie, nie, ako hovoria ekohydrologické princípy, ako manažmentové nástroje. Tento článok sa zameriava na možnosti funkčného začlenenia vodných a suchozemských ekosystémov do integrovaného riadenia vodných zdrojov v meste a optimalizáciu ich fungovania pomocou ekohydrologickým prístupom.
Kľúčové slová: ekohydrológia, zrážkové vody, nepriepustné povrchy, integrovaný manažment povodí, urbánne povodie

Abstract: The increasing global rate of urbanisation and concurrent global climate changes create new challenges and new opportunities for managing cities, water resources and related quality of life. In most strategies, however, water ecosystems, which are the fundamental component of the integrated urban water resources management, are regarded as object s of protection or rehabilitation; not, as postulated by ecohydrology, as management tools. This paper addresses the possibilities of the functional incorporation of aquatic and terrestrial ecosystems into the integrated urban water resources management and optimising their functioning by local ecohydrological approach.
Keywords: ecohydrology, stormwater, impervious surfaces, integrated catchment management, urban catchment

ÚVOD

Celosvetovo rastúca ľudská populácia, jej sťahovanie z vidieka do miest a rozvoj urbanizácie, predstavujú významné a často nezvratné zmeny vo využití krajiny. Urbanizáciu môžeme vnímať ako proces, ktorý transformuje prirodzené ekosystémy na *„nové ekosystémy (novel ecosystems* – Hobbs et al., 2006*)“,* so zmenenými habitatmi a biotickými štruktúrami, vyšším stupňom fragmentácie biotopov a ich následnou izoláciou. Rast obyvateľov miest je tiež spojený s priestorovou expanziou zastavaných oblastí a vedie k následnej degradácii krajiny.

Urbanizované územia pokryté nepriepustnými povrchmi sú z priestorového hľadiska vnímané ako súčasť povodia, alebo môžu byť vnímané ako uzavreté gravitačné celky *(urbánne povodia)*, nakoľko mestá sú chránené proti extravilánovým vodám sieťou záchytných priekop. V porovnaní s prírodnými (prirodzenými) povodiami sú charakteristické vysokou výmerou plôch s nepriepustnými povrchmi, ktoré v širokej miere ovplyvňujú ekohydrologické procesy v meste. Dôsledkom záberu pôdy *(soil sealing)* nepriepustnými plochami, je znížená alebo úplne potlačená infiltrácia a narušenie prirodzených ekologických väzieb. V urbánnych povodiach prevažuje priamy (a najmä povrchový) odtok nad základným, čo má za následok najnepriaznivejšie ekologické a environmentálne vplyvy (Verworn, 2002; Hvitved-Jacobsen et al., 2010). Nedostatok vegetácie a zvýšený povrchový odtok prispieva k redukcii evapotranspirácie, čo ovplyvňuje energetickú bilanciu miest (Grimmond, Oke, 1991)

a vedie k prehrievaniu území s vysokým podielom zástavby. V niektorých prípadoch môže evapotranspirácia systému pôda-vegetácia vytvoriť o 2 až 8 °C chladnejšie „oázy“, než ich zastavané okolie (Oke, 1987). Zistenia Turisovej et al. (2010) túto tézu potvrdzujú a demonštrujú, že vegetácia má výrazne nižší rozptyl nameraných teplôt, čo má veľký význam pre tlmenie teplotných extrémov. Prehriate nepriepustné povrchy zvyšujú teplotu ovzdušia a vytvárajú nad centrami veľkých miest tzv. urbánne tepelné ostrovy, s vyššou teplotou ovzdušia v priemere o 1 až 3 °C. Ohriate nepriepustné povrchy vedú k zvýšeniu teploty zrážkových vôd (Kaushal, Belt, 2012). Odtok z urbánneho prostredia je až o 15 °C teplejší ako odtok z prírodných povodí (James, 2002), čo môže viesť k zníženiu biodiverzity riečnych a pririečnych ekosystémov.

Zastavaním krajiny nepriepustnými a polopriepustnými povrchmi, stráca pôda a vegetácia schopnosť plniť ekologické funkcie (Blum, 1990; Bedrna, 2002), resp. ekosystémové služby (Costanza et al,. 1997). Redukcia vegetácie so sebou nesie zvýšenú prašnosť v mestách, obmedzenú schopnosť regulácie mikroklímy, infiltrácie zrážok, vytváranie bariér proti hluku, zvýšené náklady na čistenie odpadových vôd a zníženie rekreačných a kultúrnych hodnôt (Bolund, Hunhammar, 1999). Väčšina pôd v urbanizovanom území je vytvorená umelo a existuje silná náchylnosť týchto pôd na kontamináciu, acidifikáciu, salinizáciu, redukčné a oglejené procesy, eróziu a nadmerný výskyt patogénnych organizmov (Sobocká, 2005). Pôdne prostredie je na jednej strane často extrémne skeletnaté (s prímesami antropogénneho materiálu), no prevažne silne zhutnené, čo má vplyv na nízku schopnosť infiltrácie zrážok. Prirodzená filtračná a pufračná schopnosť pôd zapríčiňuje vysoký obsah ťažkých kovov, prachu, organických polutantov, zlúčenín síry, dusíka a solí v kultizemiach (Sobocká, 2007).

Vplyvom rozvoja miest dochádza k oslabeniu *hydrického potenciálu krajiny* (Lepeška, 2010, 2013a), čiže schopnosti jej prvkov a zložiek spomaľovať, zadržiavať a vsakovať atmosférické zrážky. Ide o priamy vplyv urbanizácie na množstvo, kvalitu, distribúciu a dostupnosť vodných zdrojov. Očakáva sa, že k uvedeným krajinnoekologickým a environmentálny problémom urbánnych povodí sa pridá globálna zmena klímy a s ňou súvisiaca destabilizácia vodného cyklu (Radojevic et al., 2010). Predpokladané dlhšie periódy sucha a častejšie intenzívne zrážky budú mať priamy vplyv na zvýšenú početnosť a intenzitu povodní, resp. suchých období (Vrochidou et al., 2013). Vyššie teploty zvýšia dĺžku, frekvenciu a intenzitu mestských tepelných ostrovov. Výsledná zmena mikroklímy a znížená kvalita ovzdušia následne ohrozí environmentálnu bezpečnosť, zdravie a kvalitu života obyvateľov miest.

Možnosti aplikácie ekohydrologických princípov v urbánnych povodiach

Poskytovanie služieb ekosystémami urbánnych povodí závisí najmä od ich funkčnosti a stability. Tieto sú limitované (Wagner, Breil, 2013) priestorovým rozvojom miest a stavom v akom sa ekosystémy nachádzajú. V prvom prípade môže pomôcť citlivé urbánne plánovanie a vhodný manažment zrážkových vôd, redukuje „vonkajší“ vplyv urbánneho povodia na ekosystémy. Ich očakávaným prínosom je zníženie povrchového odtoku, čo smeruje k zlepšeniu chemických, fyzikálnych a čiastočne aj hydromorfologických podmienok pre fungovanie ekosystémov. Stav ekosystémov je možné zlepšiť rozličnými metódami sanácie, resp. renaturácie a revitalizácie (napr. Vráblíková, Vráblík, 2010).

Hore uvedené prístupy, predovšetkým pokiaľ sú implementované spolu, preukázateľne prispievajú k zlepšeniu ekologického stavu alebo potenciálu mestských vodných tokov (Rámcová smernica o vode 2000/60/ES). Posilnenie funkčného prístupu k ekosystémom je jedným z princípov *ekohydrológie* (Zalewski, 2002) a konceptu hydrického potenciálu krajiny (Lepeška, 2010, 2013a). Ekohydrológia je založená na porozumeniu prepojení medzi povodím, poskytujúcim priestor pre dynamiku vody (materiálu, informácií, energie)

a biologickými (ekologickými, sukcesnými) procesmi, zmenou habitatov a kolobehom živín (Zalewski et al., 1997). Toto prepojenie sa využíva pri „obojsmernej regulácii“; regulácia biologických procesov ovládaním hydrologických parametrov ekosystémov a riadenie hydrologických procesov manažmentom bioty. Cieľom je zvýšenie odolnosti ekosystémov, resp. povodia voči antropogénnemu zaťaženiu, udržateľné využívanie vôd a životného prostredia a posilnenie poskytovania ekosystémových služieb (Zalewski, 2006).

Prenesenie skúseností z manažmentu viac-menej prírodných povodí, či ekosystémov do urbánnych, čeliacich dynamickému rozvoju, je veľkou výzvou. Najmä ak uvážime vysoké ovplyvnenie ekosystémov ľudskou činnosťou a obmedzený priestor pre implementáciu opatrení, zaujímavou možnosťou je potenciálne posilnenie únosnosti ekosystémov (Wagner et al., 2008).

MATERIÁL A METÓDY

Príspevok čiastočne využíva výsledky prípadovej štúdie, ktorá hodnotila environmentálne problémy urbánneho povodia na príklade intravilánu Banskej Bystrice (Lepeška, 2013b). Štúdia (Lepeška, 2013b) sa sústreďuje na identifikáciu a kvantifikáciu nepriepustných povrchov v intraviláne, ich vplyvu na množstvo a čiastočne aj na kvalitu povrchových a podzemných vôd, impaktu na ekosystém rieky Hron a na jeho osem významnejších prítokov. Prevažná časť vodných tokov pramení mimo intravilánu Banskej Bystrice. Pri pretekaní intravilánom je táto časť povodia charakteristická riedkou zástavbou rodinných domov so záhradami a poliami. Tieto vodné toky sú však všetky z morfologického hľadiska antropicky ovplyvnené – regulované korytá, betónové brehy. Hlbšie v meste je väčšia časť povodia pokrytá asfaltom, betónom, budovami a je typická nízkou infiltráciou. V modelovom území sa sleduje kvalita vôd na toku Bystrica a Hron. Všetky sledované indexy kvality povrchových vôd (všeobecné, syntetické a nesyntetické látky) spĺňajú Nariadenie vlády č. 269/2010, výnimku tvoria len hodnoty amoniakálneho dusíka, dusitanového dusíka a sapróbny index biosestónu rieky Hron (Valúchová et al., 2011).

Cieľom štúdie je poukázať na možnosti využitia princípov ekohydrológie v urbánnych ekosystémoch, ktoré majú skrze posilnenie ekosystémových služieb ambíciu zlepšiť odtokové pomery, kvalitu vôd a životného prostredia. Urbánne povodie sme analyzovali najmä z hľadiska prírodných, environmentálnych a sčasti aj socio-ekonomických podmienok, ktoré sú podľa princípov ekohydrológie kľúčové.

Výsledky sme rozdelili do troch oblastí:

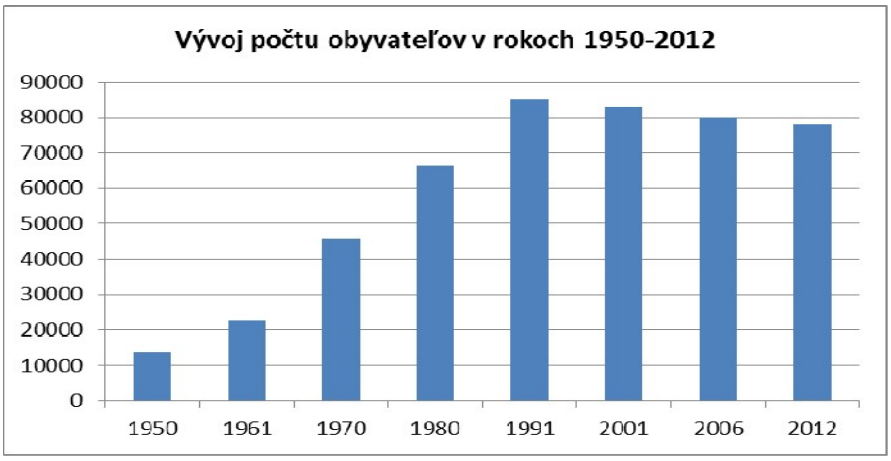
- analýza podmienok urbánneho povodia z aspektu ekohydrológie
- vzťahy medzi urbanizáciou, mestským vodným cyklom a na ňom závisiacimi ekosystémami
- identifikácia očakávaných ekohydrologických odoziev vo vzťahu k posilneniu služieb ekosystémov v urbánnom povodí.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Analýza podmienok urbánneho povodia

Priestorový rozvoj mesta Banská Bystrica zaznamenal rast v druhej polovici 20. storočia. Súvisel s budovaním nových priemyselných závodov v meste (Slovenka, Smrečina, cementáreň, pivovar, Tesla) a jeho blízkom okolí (Biotika v Slovenskej Ľupči, strojárne vo Vlkanovej, Harmanecké papierne a výroba máp v Harmanci). V období po roku 1945 sa vybudovali rozsiahle obytné areály v mestských častiach Fončorda a Sásová-Rudlová, či priemyselné a skladové areály v Kráľovej. K mestu bolo v rokoch 1966-1980 pričlenených 20 prímestských obcí, čím mesto zväčšilo svoje administratívne teritórium

z 13,3 km^2 na 130 km^2 (Baran, 2002). V súčasnosti má Banská Bystrica 78 068 obyvateľov, pričom trend znižovania populácie pokračuje od 90-tych rokov minulého storočia. Napriek tomu sa modelové územie stále rozširuje (Gallay, Gallayová, 2011).



Obr. 1. Vývoj počtu obyvateľov Banskej Bystrice v rokoch 2002-2012

Hydrogeologické pomery územia sú podmienené jeho geologicko-tektonickou stavbou, morfologickými a klimatickými činiteľmi. Na základe geologickej stavby možno v predmetnom území vyčleniť podzemné vody mezozoika a kvartéru (ŠGÚDŠ 2008). Hydrogeologická štruktúra viazaná na stredno- až vrchnotriasové dolomity chočskej jednotky, je mierne zvrásnená a porušená priečnymi zlomami. Tektonické rozrušenie a dobrá rozpukanosť dolomitov spôsobuje ich dobrú priepustnosť a zvodnenie. Prevažná časť infiltrovanej podzemnej vody skryto prestupuje priamo do toku Hrona. Kvarér je tvorený fluviálnymi sedimentmi, ktoré sú typické hrubozrnnými a značne zahlinenými štrkmi, v ktorých sa akumuluje podzemná voda s voľnou až mierne napätou hladinou. Podzemné vody sú v priamej hydraulickej spojitosti s hladinou vody v toku Hrona (Banský, Dujčík, 1972). Hladina podzemnej vody sa na základe meraní v prieskumných vrtov, pohybuje v hĺbke 2 až 4 m pod povrchom terénu. Deluviálne svahové kamenito-hlinité sutiny predstavujú mohutné uloženiny, v ktorých sa v období intenzívnych zrážok vytvárajú nestále pramene malých výdatností. Celkovo nepredstavujú významný kolektor podzemnej vody. Uplatňujú sa ako regulátor vlahy so schopnosťou akumulovať väčšiu časť zrážok ako skalné podložia. Obdobný význam majú aj náplavové kužele najmä pravostranných prítokov Hrona (Lizoň, 1982).

Vplyvy urbanizácie na úrovni urbánneho povodia a na downstream ekosystémy

Infiltrácia zrážkových vôd je však limitovaná nepriepustnými povrchmi, ktoré v intraviláne Banskej Bystrice zaberajú plochu 789,05 ha, čo predstavuje 44,6 % urbánneho povodia (Lepeška, 2013b). Pri priemernom ročnom úhrne zrážok 819 mm (Soták a Borsányi, 2000), tvorí ročný odtok z územia 5,007-6,251 mil. m^3 (Lepeška, 2013c). Rozpätie je dané variáciou odtokových koeficientov použitých pri výpočte povrchového odtoku pomocou Racionálnej metódy (Thompson, 2006). Podľa Arnolda a Gibbonsa (1996), pri 35-50 % pokrytí intravilánu nepriepustnými povrchmi, je povrchový odtok v porovnaní so zalesneným povodím trikrát vyšší (počítané s 10 % odtokom z lesa). Pri 75-100 % nepriepustnosti je vyšší až 5,5-násobne. Ak však uvažujeme s precíznejšími priamymi meraniami odtoku zo zalesneného územia (Midriak, 1993), odtok z urbánneho povodia je neporovnateľne vyšší. Podľa Midriaka (1993) tvorí povrchový odtok v porastoch listnatých drevín (v prípade modelového územia by v zložení potenciálnej vegetácie prevládali) 1,52 % objemu dopadnutých zrážok na voľnej ploche. Pri výmere nepriepustných povrchov intravilánu

Banskej Bystrice 789,05 ha a priemernej ročnej zrážke 819 mm, je ročný objem dopadnutých zrážok 6,46 mil. m^3. V prípade, že tento objem by dopadol na zalesnené povodie rovnakej výmery a priemerným úhrnom zrážok (uvažujeme s povrchovým odtokom 1,52 %), ročne by z tejto plochy odtieklo len 0,098 mil. m^3. Keďže aj nepriepustné povrchy majú istú, aj keď veľmi malú retenčnú kapacitu, z modelového povodia odtečie 5,007-6,251 mil. m^3 ročne. V porovnaní so zalesneným povodím ide o 51-64 krát vyšší odtok. Takáto strata vody sa najčastejšie prejavuje v nedostatočnom napájaní rezervoárov podzemných vôd a povrchových tokov. Následkom je pokles zásob podzemných vôd (Lerner, 1990) a miznutie vodných tokov (Elmore, Kaushal, 2008) v oblastiach urbánnych povodí. Veľká výmera nepriepustných povrchov znamená zvýšený povrchový odtok, čím významne stúpa riziko intraurbánnych povodní (Douglas et al., 2007), na druhej strane sú urbánne ekosystémy viacej ohrozené fyziologickým suchom.

Väčšia polovica modelového urbánneho povodia je pokrytá priepustnými a polopriepustnými povrchmi. Tieto však môžu mať obmedzené schopnosti infiltrovať zrážky a zadržať ich vo svojom priestore. Je to spôsobené odstránením vegetácie, výskytom nepôvodných ekosystémov a zhutnením pôdy (Craul, 1994). Veľký podiel pôd v mestách je antropicky ovplyvnených, premenených z pôvodných pôdnych typov na antropozeme (kultizeme antropozemné), náchylných na kontamináciu, zmenu pH (Sobocká, 2005) a typických nízkou schopnosťou infiltrovať zrážky (Sobocká, 2007), čo priamo ovplyvňuje ich schopnosť plniť ekologické funkcie.

Terestrické ekosystémy v meste trpia prejavmi urbanizácie. Priestorovým rastom miest a zhusťovaním zástavby sa postupne zmenšujú, strácajú celistvosť a prepojenie na okolité ekosystémy (Scalenghe, Marsan, 2008). Ich živú zložku sužuje teplo, sucho a na druhej strane zasa príležitostné záplavy (Douglas et al., 2007). Biocenózy a biotopy sú, v porovnaní s prirodzenými podmienkami, vystavenému silnejšiemu znečisteniu pochádzajúcemu z viacerých zdrojov. Vplyv neprirodzeného prostredia vedie k poklesu biodiverzity (Paucharda et al., 2006), v niektorých prípadoch, prekvapivo, aj k zvýšeniu počtu druhov (McIntyre et al., 2000, McKinney, 2008). Následkom je degradácia ekosystémov, ich služieb až ich zánik (Zhao et al. 2013). Ekosystémy stojacich vôd a tokv sú vystavené fyzikálnym a chemickým zmenám pritekajúcich vôd. Hodnotenia vybraných vodných tokov pretekajúcich intravilánom Banskej Bystrice, nevykazujú ich významné znečistenie (Valúchová et al., 2011). Ohrozenie kvality vôd je spojené s povrchovým odtokom z nepriepustných povrchov po dlhších bezzrážkových periódach. Nahromadené polutanty sa dostávajú do ohybu a najmä pri intenzívnych zrážkach nie je vylúčené, že dosiahnu až do vodného recipientu (Hvitved-Jacobsen et al., 2010). Ďalšie ohrozenie vodných ekosystémov je spojené s chronickým účinkom znečisťujúcich látok pochádzajúcich zo suchej a mokrej depozície. Pre podmienky Banskej Bystrice uvádzajú Miňďáš a Tóthová (2004) priemernú ročnú hodnotu depozície Pb 3,39 $g.ha^{-1}.rok^{-1}$ a Cd 1,74 $g.ha^{-1}.rok^{-1}$. Vypočítané potenciálne chronické zaťaženie povrchového odtoku intravilánu Banskej Bystrice predstavuje ročne 2674,87 g zlúčenín olova a 1372,95 g zlúčenín kadmia. Kadmium je pre živé organizmy, kancerogénne a teratogénne s letálnymi účinkami už pri nízkych koncentráciách v životnom prostredí (Eisler, 1985). V organizmoch sa na rozdiel od olova akumuluje na všetkých trofických úrovniach. (Sindayigaya et al., 1994). Rovnako aj olovo má vysoko negatívne vplyvy na živé organizmy, vrátane človeka (vplyv na činnosť mozgu, obličky, pečeň, kosti), aj keď je pravda, že biomagnifikácia nebola potvrdená pre celý trofický reťazec, obsahujúci aj stavovce, nakoľko tieto majú autoregulačné mechanizmy disperzie olova, avšak problém nastáva pri chronickej expozícii vyššími koncentráciami olova, kedy môžu byť kapacity týchto mechanizmov prekročené. V prípade bezstavovcov bola potvrdená aj biomagnifikácia olova v časti trofického reťazca (závisí od biochémie prostredia) (Prasuna et al., 2012). Nakoľko ide o prvky, ktorých zlúčeniny sú vysoko toxické, možný vstup kontaminovaného povrchového

odtoku do riečneho ekosystému predstavuje závažnú environmentálnu hrozbu. Predstavujú riziko nielen pre vodné organizmy, ale aj pre ľudské zdravie – kontaminovaná voda sa môže dostať do potravinového reťazca obzvlášť ak je používaná ako pitná, závlahová či úžitková. Polutanty sa časom akumulujú v sedimentoch odkiaľ môžu byť mobilizované narušením usadenín, zmenou pH a pod.

Revitalizácia a sanácia - identifikácia očakávaných ekohydrologických odoziev vo vzťahu k posilneniu služieb ekosystémov v urbánnom povodí.

Redukcia environmentálnych rizík v Banskej Bystrici priamo závisí od schopnosti prostredia infiltrovať a zadržať zrážky. Z tohto dôvodu tvorí identifikácia ekohydrologických služieb základy pre rozvoj a realizáciu viacerých opatrení na úrovni rieka – povodie - mesto. Východiskom je pokúsiť sa harmonizovať existujúcu infraštruktúru s potenciálom ekosystémov absorbovať vplyv ľudskej činnosti (Wagner, Breil, 2013). Dôležité je zvýšiť ich kapacitu pre retenciu vody a znečisťujúcich látok, bez toho, aby bola ohrozená kvalita a vzhľad ekosystému.

Kľúčové aktivity v urbánnom povodí Banskej Bystrice by mali zahŕňať:

- vytvorenie odstupňovaného čistiaceho systému zrážkovej vody pochádzajúcej z nepriepustných plôch „in situ“. Systém, pozostávajúci zo série nádrží – sedimentačnej, biogeochemickej zóny a mokradnej čistiarne, dokázal počas prvých dvoch rokov skúšobnej prevádzky znížiť koncentrácie celkového dusíka a fosforu o viac než 60 % (Zalewski et al., 2012);
- konštrukciu kaskád (retenčných priestorov) v tokoch vedúcich k zníženiu extrémnych prietokov a hydrologického stresu vyplývajúceho z minimálnych prietokov. Šedá (gabióny, hrádze, stupne) a zelená (fytotechnológie pre odstránenie živín a i.) infraštruktúra by mala byť navrhnutá tak, aby bola zvýšená schopnosť nádrží redukovať toxické riasy aj napriek ich vysokému zaťaženiu živinami (Wagner, Breil, 2013);
- renaturáciu, revitalizáciu regulovaných vodných tokov za účelom zlepšenia ekologického stavu tokov. Dôležitým krokom je otvoriť znovu obnovené priestory pre verejnosť, aby mohol byť využitý ich vzdelávací, kultúrny a rekreačný potenciál v širšom rozsahu;
- sanáciu, meliorácie „polopriepustných“ plôch – najmä antropicky významne ovplyvnených pôd vedie k zlepšeniu podmienok pre infiltráciu a zadržanie vody v krajine. Pôdy s menej priaznivými hydrofyzikálnymi vlastnosťami (antrozeme, zhutnené pôdy) by mali byť vylúčené z intenzívneho využívania. Pôdy náchylné na zhutnenie je potrebné chrániť pokrytím ich povrchu mulčom s pridaním piesku, resp. materiálu podmieňujúceho tvorbu pôdnych agregátov (Craul, 1992);
- ochrana a výsadba vegetácie, podpora najmä prirodzených a poloprirodzených ekosystémov;
- „recyklácia“ zastavaného územia – brownfields. Základnou myšlienkou je do najvyššej možnej miery zamedziť rozširovaniu a zhusťovaniu intravilánu. Pre tento krok môžu poslúžiť staré a nevyužívané priestory, ktoré po regenerácii slúžia ako rezervy rozvoja miest. Udržateľnosť regenerovaných brownfieldov by mala spočívať podobne ako udržateľnosť všeobecne – na troch pilieroch: environmentálnom, ekonomickom a sociálnom. Bližšie napr. Vaishar et al. (2012).
- využívanie polopriepustných materiálov (asfalt, betón, tvárnice – Hvitved-Jacobsen et al., 2010)
- vytvorenie koncepcie revitalizácie mestského povodia, zvýšenie schopnosti krajiny zadržiavať vodu – zvýšiť jej hydrický potenciál (Lepeška 2010) a využiť ekohydrické procesy nevyhnutné pre zaistenie služieb ekosystémov bez toho aby bol ohrozený rozvoj mesta.

Riziká a obmedzenia spojené s uplatňovaním ekohydrologických princípov v urbánnych povodiach

Najväčšie riziká spojené s uplatňovaním ekohydrologických princípov v urbánnych povodiach súvisia so zvolením vhodnej úpravy ekohydrologických opatrení, možnosťami ich regulácie a tiež aj s ich vhodnou lokalizáciou v priestore.

Vodohospodári v mestách môžu byť ďalej obmedzení dvoma ďalšími faktormi. Aj keď vedecké prístupy zdôrazňujú dôležitosť funkčných aspektov ekosystémov, predpisy manažmentu vôd ich stále nie sú schopné začleniť do plánovacej praxe. Obnovenie funkcií ekosystémov je zvyčajne dôsledkom vykonaných opatrení revitalizácie a zriedka sú plánované ako primárny zámer. Navyše, ekohydrologické riešenia by mali byť riadené a monitorované, ako je to v prípade zásobovania vodou, alebo čistenia odpadových vôd. Avšak metodika pre posudzovanie účinnosti ekohydrologických opatrení, ako aj funkcií ekosystémov, chýba (Wagner, Breil, 2013).

ZÁVER

Ekohydrológia urbánnych priestorov poskytuje alternatívne podklady pre mestské plánovanie a poukazuje na možnosti začlenenia prirodzených vodných útvarov do urbánneho vodného cyklu. Ekohydrologické princípy je možné implementovať tak pri prirodzených vodných ekosystémoch alebo pri terestrických ekosystémoch napájaných povrchovým odtokom z nepriepustných povrchov. Navrhnuté opatrenia musia harmonicky spolupracovať s mestskou infraštruktúrou, ktorá obvykle zaberá veľkú plochu, je zložitá a pevne spojená s podkladom. Ich realizácia si môže vyžadovať technické úpravy existujúcej infraštruktúry. V neposlednom rade si musíme uvedomiť, že zrážkové vody v intraviláne netreba vnímať ako hrozbu, ale ako cenný zdroj.

LITERATÚRA

ARNOLD, C. L., GIBBONS, C. J. 1996. Impervious Surface Coverage: The Emergence of a Key Environmental Indicator. *Journal of the American Planning Association*, 62, 2, s. 243-258.

BANSKÝ, M., DUJČÍK, J. 1972. Povodie Hrona, registrácia prameňov. *(nepubl.)*

BARAN, V. 2002. Historickogeografické etapy rozvoja mesta a jeho sídelného priestoru. In Baran, V. (ed.) *Banská Bystrica v geografickej realite času a priestoru*. Banská Bystrica : Mesto Banská Bystrica, s. 15-18.

BEDRNA, Z. 2002. *Environmentálne pôdoznalectvo*. Bratislava : Veda, 2002. 352 s.

BLUM, W. E. 1990. The Challenge of Soil Protection in Europe. *Environmental Conservation*, 17, 1, s. 72-74.

BUČKO, M. 2013. *Počet obyvateľov Banskej Bystrice stále klesá* [online], [cit. 2013-11-25]. Dostupné na: http://bbonline.sk/pocet-obyvatelov-banskej-bystrice-stale-klesa/

BOLUND, P., HUNHAMMAR, S. 1999. Ecosystem Services in Urban Areas. *Ecological Economics*, 29, 2, s. 293-301.

BREUSTE, J., HAASE, D., ELMQVIST, T. 2013. Urban Landscapes and Ecosystem Services. In *Ecosystem Services in Agricultural and Urban Landscapes*. Oxford : Wiley-Blackwell, s. 83-104.

COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R., PARUELO, J., RASKIN, R., SUTTON, P., VAN DEN BELT, M. 1997. The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. *Nature*, 387, 15, s. 253-260.

CRAUL, P. J. 1992. *Urban Soil in Landscape Design*. New York : John Wiley. 416 s.

CRAUL, P.J. 1994. Urban Soils: An Overview and Their Future. In Watson G.W., Neely, D. (Eds.) The *Landscape Below Ground. International Society of Arboriculture*, Illinois, USA, s. 115-125.

DOUGLAS, I., KOBOLD, M., LAWSON, N., PASCHE, E., WHITE, I. 2007. Characterization of Urban Streams and Urban Flooding. In Ashley, R., Gavin, S., Pasche, E., Vassilopoulos, A., Zevenbergen, C. (eds.) *Advances in Urban Flood Management*. London : Taylor Francis Group, s. 29-58.

EISLER, R. 1985. *Cadmium Hazards to Fish, Wildlife, and Invertebrates: A Synoptic Review*. US Fish Wildlife Service, Biological Report, 85. 45 s.

ELMORE, A. J., KAUSHAL, S. S. 2008. Disappearing Headwaters: Patterns of Stream Burial Due to Urbanization. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6, s. 308-312.

GALLAY, I., GALLAYOVÁ, Z. 2011. Nárast "zapečatenia" pôdy (soil sealing) vo VÚC Banská Bystrica za ostatné obdobie. Enviro i Fórum 2011. Banská Bystrica : SAŽP, s. 84-89.

GRIMMOND, C. S. B., OKE, T. R. 1991. An Evapotranspiration-Interception Model for Urban Areas. *Water Resources Research,* 27, 7, s. 1739-1775.

HOBBS, R.J., ARICO, S., ARONSON, J., BARON, J.S., BRIDGEWATER, P., CRAMER, V.A., EPSTEIN, P.R., EWEL, J.J., KLINK, C.A., LUGO, A.E., NORTON, D., OJIMA, D., RICHARDSON, D.M., SANDERSON, E.W., VALLADARES, F., VILÁ, M., ZAMORA, R., ZOBEL, M. 2006. Novel Ecosystems: Theoretical and Management Aspects of the New Ecological World Order. *Global Ecology and Biogeography* 15, s. 1-7.

HVITVED-JACOBSEN, T., VOLLERTSEN, J., NIELSEN, A. H. 2010. *Urban and Highway Stormwater Pollution*. Boca Raton : Taylor and Francis Group. 334 s.

JAMES, W. 2002. Green Roads: Research into Permeable Pavers. *Stormwater,* 3, 2, s. 48-40.

KAUSHAL, S. S., BELT, K. T. 2012. The Urban Watershed Continuum: Evolving Spatial and Temporal Dimensions. *Urban Ecosystems*, 15, 2, s. 409-435.

LEPEŠKA, T. 2010. Hydric Potential of Landscape and Integrated River Basin Management in Mountain and Submontane Regions. Ecohydrology & Hydrobiology, vol. 10, no.1, s. 13-24.

LEPEŠKA, T. 2013a. Hydric Potential of Selected River Basins in Slovakia. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 13, 3, s. 215-223.

LEPEŠKA, T. 2013b. Vybrané krajinnoekologické problémy urbánnych povodí. *Geografická revue*, 9, supplement, s. 279-290.

LEPEŠKA, T. 2013. Ekohydrologické aspekty urbánnych povodí. Acta Facultatis Ecologiae. 28. Zvolen : TU *(v tlači)*

LERNER, D. N. 1990. Groundwater Recharge in Urban Areas. *Atmospheric Environment*. Part B. Urban Atmosphere, 24, 1, s. 29-33.

LIZOŇ, I. 1982. Geofyzikálny výskum povodia Hrona, termometrické merania. Záverečná správa, etapa 1976-1981. Geofyzika Brno. *(nepubl.)*

MCKINNEY, M.L. 2008. Effects of Urbanization on Species Richness – A Review of Plants and Animals. *Urban Ecosystems*. 11, s. 161-176.

MCINTYRE, N.E., RANGOB, J., FAGANB, W.F., FAETH, S.H. 2000. Ground Arthropod Community Structure in a Heterogeneous Urban Environment. *Landscape and Urban Planning*. 52, s. 257-274.

MIDRIAK, R. 1993. Povrchový odtok a erózne pôdne straty v lesných porastoch Slovenska. *Acta Facultatis Forestalis*, 35, Zvolen, s. 71-85.

MIŇĎÁŠ, J., TÓTHOVÁ, S. 2004. Depozícia elementov v lesných ekosystémoch Slovenska – výsledky monitoringu. In Šiška, B., Igaz, D. (eds.) *Bioklimatologické pracovné dni 2004*, (CD) 8 s.

OKE, T. R. 1987. *Boundary Layer Climates*. London : Routledge. 435 s.

PAUCHARDA, A., AGUAYOB, M., PEÑAA, E., URRUTIA, R. 2006. Multiple Effects of Urbanization on the Biodiversity of Developing Countries: The Case of a Fast-Growing Metropolitan Area (Concepción, Chile). *Biological Conservation*, 127, s. 272-281.

PRASUNA, S.G., PAVANI, V., NAGESWARA, N A. 2012. Food Chain Bioaccumulation of Lead in Chrissia halyi (Ferguson 1969) Using Cladophora as Feed. *European Journal of Experimental Biology*, 2, (1), s. 83-87.

RADOJEVIC, B., BREIL, P., CHOCAT, B. 2010. Assessing Impact of Global Change on Flood Regimes. *International Journal of Climate Change Strategies and Management* 2, 2, s. 167-179.

SCALENGHE, R., MARSAN, F. A. 2009. The Anthropogenic Sealing of Soils in Urban Areas. *Landscape and Urban Planning*, 90, 1, s. 1-10.

SINDAYIGAYA, E. R., CAUWNBERGH, V., ROBBERECHT, H., DEELSTRA, H. 1994. Copper, Zinc, Manganese, Iron, Lead, Cadmium, Mercury, and Arsenic in Fish from Lake Tanganyika, Burundi. *The Science of the Total Environment*, 144, s. 103-115.

SOBOCKÁ, J. 2005. Funkcie urbánnych pôd a ich odraz v legislatíve. In Sobocká, J. (ed.) *VII. zjazd Slovenskej spoločnosti pre poľnohospodárske, lesnícke, potravinárske a veterinárske vedy pri SAV*. Bratislava : SSPLPVV pri SAV, VÚPOP, s. 32-36.

SOBOCKÁ, J. 2007. Urbánne pôdy ako súčasť mestskej populácie. *Enviromagazín*, 4, s. 28-29.

THOMPSON, D. B. 2006. *The Rational Method.* R. O. Anderson Engineering. Dostupné na: http://drdbthompson.net/writings/rational.pdf

ŠGÚDŠ. 2008. *Digitálna geologická mapa Slovenskej republiky v M 1 : 50 000*.

TURISOVÁ, I., HLADKÁ, D., SABO, P., MARTINCOVÁ, E., UHLIAROVÁ, E. 2010. Kúpeľný park mesta Piešťany a jeho mikroklimatická funkcia. In: Juhásová, G., Adamčíková, K., Kobza, M., Ondrušková, E. (eds.) *Dreviny vo verejnej zeleni 2010*. Zvolen : ÚEL SAV, s. 234-241.

VAISHAR, A., ŠŤASTNÁ, M., ZAPLETALOVÁ, J., EMMINGER, H., KŘENOVSKÁ, I., LORKOVÁ, H., ŽITŇÁKOVÁ, J. 2012. *Staré zátěže a brownfieldy v prostoru Brno - východ.* Brno : Mendelova univerzita v Brne, 2012. 49 s.

VALÚCHOVÁ, M., TÓTHOVÁ, L., BARTÍK, I., DÖMENYOVÁ, J., FÁBRYOVÁ, D., PAĽUŠOVÁ, Z., ŠKODA, P., BARBUŠOVÁ, Ľ., KOBELOVÁ, M., MATULÍK, D., PAŠERBOVÁ, E., ROZDOBUĎKOVÁ, N., MAJEROVÁ, M. 2011. *Hodnotenie kvality povrchových vôd Slovenska za rok 2010.* Bratislava : SHMÚ, VÚVH. 128 s.

VERWORN, H. R. 2000. Advances in Urban-drainage Management and Flood Protection. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, The Royal Society, s. 1451-1460.

VRÁBLÍKOVÁ, J., VRÁBLÍK, P. 2010. *Metodika revitalizace krajiny v Podkrušnohoří.* Ústí nad Labem : Univerzita Jana Evangelisty Purkyně. 68 s.

VROCHIDOU, A.-E. K., TSANIS, I. K., GRILLAKIS, M. G., KOUTROULIS, A. G. 2013. The Impact of Climate Change on Hydrometeorological Droughts at a Basin Scale. *Journal of Hydrology,* 476, s. 290-301.

WAGNER, I., MARSHALEK, J., BREIL, P. (eds.) 2008. *Aquatic Habitats in Sustainable Urban Water Management: Science, Policy and Practice.* Taylor & Francis, Balkema, Leiden. 272 s.

WAGNER, I., BREIL, P. 2013. The Role of Ecohydrology in Creating More Resilient Cities. *Ecohydrology & Hydrobiology*, *13*(2), s. 113-134.

ZALEWSKI, M. 2002. Ecohydrology – The Use of Ecological and Hydrological Processes for Sustainable Management of Water Resources. *Hydrological Sciences Journal* 47, s. 825-834.

ZALEWSKI, M. 2006. Flood Pulses and River Ecosystem Robustness. In: Tchiguirinskaia, I., Khin Ni Ni, T., Hubert, P. (Eds.), *Frontiers in Flood Research.* Kovacs Colloquium. IAHS Publication 305. Paris : UNESCO, s. 143-154.

ZALEWSKI, M., JANAUER, G.A., JOLANKAI, G. (Eds.) 1997. *Ecohydrology: A New Paradigm for the Sustainable Use of Aquatic Resources.* Technical Documents in Hydrology 7. Paris : UNESCO. 58 s.

ZALEWSKI, M., WAGNER, I., FRATCZAK, W., MANKIEWICZ-BOCZEK, J., PARNIEWKI, P., 2012. Blue–Green City for Compensating Global Climate Change. The Parliament Magazine 350, 2–3. Dostupné na: http://www.theparliament.com/digimag/issue350

ZHAO, M., MI, T., XIA, L., YAN, W., JIANG, Y., GAO, Y. 2013. Understanding the Patterns and Mechanisms of Urban Water Ecosystem Degradation: Phytoplankton Community Structure and Water Quality in the Qinhuai River, Nanjing City, China. *Environmental Science and Pollution Research International*, 20,7, s. 5003-5012.

Poďakovanie

Tento výskum bol podporený projektmi APVV-0591-07, APVV-0625-11, VEGA č. 1/1190/12.

REVITALIZÁCIA KRAJINY SLOVENSKA AKO SÚČASŤ PÔDOHOSPODÁRSKYCH OPATRENÍ

Rudolf Midriak[1], Ľubica Zaušková[2]

[1]Inštitút výskumu krajiny a regiónov, FPV UMB, Cesta na amfiteáter 1, 974 01 Banská Bystrica, e-mail: r.midriak@seznam.cz
[2]Katedra geografie, geológie a krajinnej ekológie, FPV UMB, Tajovského 41,974 01 Banská Bystrica e-mail: l.zauskova@seznam.cz

Abstrakt: Príspevok je zameraný na revitalizáciu krajiny ako pôdohospodárske opatrenia, plusy a mínusy Programu revitalizácie krajiny Slovenska v rokoch 2010 – 2012. Z krajinnoekologického hľadiska upriamuje pozornosť na potenciály a únosnosť krajiny; z praktického hľadiska autori navrhujú, čo treba revitalizovať na Slovensku. Uvádzajú sa možnosti uplatnenia revitalizácie krajiny v podmienkach novej Spoločnej poľnohospodárskej politiky a Programu rozvoja vidieka do roku 2020.
Kľúčové slová: revitalizácia, krajina, lesnícke-, poľnohospodárske- a vodohospodárske opatrenia, krajinný potenciál, únosnosť krajiny

Abstract: The paper is aimed at revitalizing the landscape as agricultural, forestry and hydrological measures, pro-and-con of the Landscape Revitalization Program in Slovakia during 2010 – 2012. From the point of view of landscape ecology is focused on the landscape potential and carrying capacity of landscape; in practical terms, the authors suggest what needs to be revitalized in Slovakia. They indicate the possibility of applying the revitalization of landscape in terms of the new Common Agricultural Policy and Rural Development Program up to 2020.
Keywords: revitalization, landscape, forest-, agricultural- and hydrological measures, landscape potential, carrying capacity of landscape

Revitalizácia krajiny

V tomto príspevku sa zaoberáme revitalizáciou krajiny Slovenska najmä z pohľadu Komisie Predsedníctva Slovenskej akadémie pôdohospodárskych vied pre ekológiu a krajinné inžinierstvo, v ktorej sa už táto problematika viac ráz prerokovávala. „***Revitalizácii krajiny“*** predchádzali ešte v nedávnej minulosti také termíny, ako *meliorácia krajiny, rekultivácia krajiny,* prípadne termín *obnova krajiny,* resp. *rekonštrukcia, sanácia* (pozri aj Jůva, Zachar et al., 1981). Pri nich však väčšinou išlo len o zahrnutie riešenia niektorých čiastkových problémov v krajine.

Revitalizácia vo svojej podstate znamená *obnovu životných funkcií, (znovu)oživenie, vzpruhu, posilnenie, zotavovanie, renaturáciu,* resp. jednoducho opätovné obnovenie úrodnosti pôdy alebo zničeného porastu, spravidla po technickom narušení ľudskou činnosťou (Braniš et al., 1999; Hanušin et al., 2000; Klinda, 2000; Vráblíková, Vráblík, 2010 a i.). Ide teda o znovuobnovenie funkčnosti zväčša degradovanej alebo zdevastovanej krajiny, resp. o oživenie prostredia – obnovu podmienok na druhovú rôznorodosť (Lisický, 1993; Hanušin et al., 2000).

Niektorí autori rozlišujú medzi *renaturáciou* - obnovou pôvodnej prírodnej štruktúry a *revitalizáciou* – oživením, ktorého cieľom nemusí byť pôvodný, ale len jemu blízky stav. Tak, či tak, renaturácia a revitalizácia sú vo vyspelých krajinách významnými nástrojmi na obnovu priestorovej ***ekologickej stability*** územia. Cudlín et al. (2001) opisujú ***revitalizáciu krajiny*** v zásade **ako zvyšovanie jej ekologickej stability**. Táto stabilita je dynamický

proces, udržiavajúci krajinu prostredníctvom autoregulácie v rovnováhe (dynamickej homeostáze). Zaujímavým spôsobom opísal ***renaturalizáciu krajiny*** Vaníček (in Jůva, Zachar et al., 1981), ktorý konštatoval, že dlhodobé rozvojové poľnohospodárske plány musia brať do úvahy skutočnosť, že trvalý trend smerom k agroekosystémom – najmä veľkoplošného monokultúrneho usporiadania polí – vedie k určitému biotickému znehodnoteniu viacúčelového uplatnenia krajinného prostredia. Opačne, zasa veľký posun smerom k lesným ekosystémom a prírodným trávnym biómom predstavuje akúsi renaturalizáciu krajiny, svedčiacu o určitej kultúrno-civilizačnej degradácii územia.

Aby sa postrehli kauzálne súvislosti v krajine – čo je nevyhnutné pri riešení problému jej revitalizácie je potrebné načrieť do informácií z krajinnej ekológie (napr. Forman, Godron, 1993; Ružička, 2000; Drdoš, 2004; Zaušková, Midriak, 2007 a iné). Ak je krajina stabilná, nepozorujeme v nej podstatnejšie zmeny. **Stabilita krajiny** vo všeobecnosti znamená tendenciu geosystému udržať si určitý stav, alebo sa vracať k nemu po narušení vplyvmi zvonka. Popri stabilite je vo vzťahu k revitalizácii krajiny potrebné poznať aj *dynamiku krajiny*. Týmto termínom označujeme také zmeny krajiny, ktoré sú väčšie a významnejšie ako fungovanie krajiny. Presahujú rámec fungovania, ale prebiehajú pri nemennej štruktúre krajiny. Z hľadiska foriem dynamiky krajiny rozlišujeme *zvratné zmeny* v krajine (po výkyve krajiny presahujúcom fungovanie sa krajina vracia k určitému stavu v rámci jednej invariantnej štruktúry, ale predsa znamená zmenu v krajine) a *nezvratné zmeny* krajiny (napr. postupné rozčleňovanie krajiny vplyvom líniových eróznych foriem, postupné zanášanie jazera sedimentmi a pod.). Tieto vlastnosti krajiny je potrebné brať do úvahy pri riešení problémov *únosnosti krajiny*, veľmi dôležitej súčasti úvah pred každou revitalizáciou krajiny.

Dôležité je upozorniť, že **revitalizácia krajiny** neznamená len úpravu hydrických pomerov na vodných tokoch a priľahlých pozemkoch, resp. v povodiach (hoci tento jej aspekt rezonuje vo verejnosti najviac). Do obsahu revitalizácie krajiny sa čím ďalej, tým viac pretláčajú aj *sociálno-ekonomické prvky*. Ide o všetky ľudské aktivity súvisiace so zlepšovaním kvality životného prostredia predovšetkým v človekom negatívne ovplyvnenom území. Sem možno zaradiť aj všetky aspekty súvisiace s pustnutím kultúrnej krajiny Slovenska (Midriak, Zaušková, Sabo et al., 2011). Ako konštatujú Vráblíková a Vráblík (2010), **cieľmi revitalizácie** sú prepojenie ekologických cieľov s ďalšími zreteľmi (sociálnymi, ekonomickými, politickými, historickými, kultúrnymi, estetickými a pod.), ako aj zabezpečenie služieb ekosystémov (materiálové a energetické toky, fyzikálne a chemické vlastnosti pôdy, kvalita vody).

Program revitalizácie krajiny Slovenskej republiky – plusy a mínusy

Program revitalizácie krajiny a integrovaného manažmentu povodí SR schválila vláda SR dňa 27.10.2010 ako medzirezortný hospodársky program zameraný na revitalizáciu poškodených úsekov krajiny prostredníctvom obnovy jej retenčnej schopnosti. Cieľom tohto Programu bolo podľa bývalého splnomocnenca vlády SR pre územnú samosprávu, integrovaný manažment povodí a krajiny M. Kováča (2012) vytvoriť, aktivovať a dlhodobo vytvárať podmienky nielen pre efektívne fungovanie komplexného a integrovaného systému opatrení na zabezpečenie prevencie pred povodňami, ale aj na zabezpečenie znižovania rizík vysušovania krajiny, lepšie hospodárenie s vodou v krajine, ochranu pôdneho fondu, vrátane opatrení zameraných na zníženie rizík erózie pôdy a zvyšovať odolnosť krajiny na extrémy a zmeny počasia a klímy. Z informačného materiálu vlády SR (2012) vyplýva, že program sa opieral o najlepšiu medzinárodnú prax prevencie pred povodňami, ktorá spočíva podľa európskych expertov v trojstupňovom prístupe: v zachytení dažďovej vody na mieste kde padá, v jej retencii a až nakoniec v jej odvádzaní. Program vznikol ako reakcia na dramatické povodne roku 2010 za účelom posilnenia prevencie a zlepšenia starostlivosti o krajinu.

Projekt mal environmentálne, sociálne a hospodárske prínosy. Environmentálne spočívali v eliminácii degradácie pôd, obnove mokradí, vlhkosti pôdy a biodiverzity územia, v zvýšení podielu vegetačnej pokrývky a obnove vodného režimu krajiny. Podľa Kováča (2012) v rokoch 2010 až 2012 boli zrealizované **3 realizačné projekty Programu, do ktorých sa zapojilo** postupne 23, 190 a 354 obcí, niektoré obce aj opakovane, **celkovo 488 obcí a miest. Sezónnu prácu na 6 mesiacov získalo 7700 ľudí**, z toho viac ako 2/3 tvorili uchádzači o zamestnanie, ktorí si obnovili a rozšírili pracovné zručnosti na spoločensky a environmentálne užitočnej práci, čo predstavuje sociálne prínosy programu. Hospodárske prínosy mali byť hlavne vo zvyšovaní konkurencieschopnosti obcí a regiónov, v znižovaní rizík, inovácii manažmentu dažďových vôd a uplatnenia mechanizácie.

Odborná verejnosť z oblasti životného prostredia, reprezentovaná občianskou iniciatívou Monitor, vyjadrila na tlačovej besede dňa 8.2.2012 svoje výhrady k Programu revitalizácie krajiny a integrovaného manažmentu povodí SR. Medzi hlavné nedostatky Programu a jeho realizačných projektov uviedli (Klaučo, 2012) najmä legislatívne pochybenia, pritom došlo k porušeniu viacerých legislatívnych noriem SR ako aj európskych smerníc, týkajúcich sa najmä posúdenia Programu ako strategického dokumentu, zamedzenie účasti verejnosti pri procese schvaľovania, vykonávanie aktivít v chránených územiach NATURA 2000, budovanie vodných stavieb bez súhlasu štátnej správy, atď. Ďalšie nedostatky sa týkali odborného a realizačného pochybenia. Vytýkala sa živelnosť pri budovaní konštrukčne a funkčne neadekvátnych prehrádzok, nefunkčných plôtikov a rýchlo kolmatujúcich jám a rigolov, kamenných hrádzí s nedostatočným retenčným objemom, ktoré vytvárajú potenciálne riziko prielomových povodňových vĺn.

Program revitalizácie krajiny je ale aj strategickým cieľom slovenského pôdohospodárstva a krajinárstva. Preto mu bola venovaná vedecká rozprava na 38. valnom zhromaždení Slovenskej akadémie pôdohospodárskych vied dňa 6.12.2011. V rozprave sa pozitívne hodnotila myšlienka revitalizácie krajiny, avšak kvôli tomu, že sa pri realizácii praktických opatrení v rámci tohto programu v slovenskej krajine vyskytli aj niektoré nedostatky, resp. z vedeckého hľadiska nevhodné prístupy, vedecká rozprava mala za cieľ vyvolať diskusiu medzi vedeckovýskumnými pracovníkmi a prostredníctvom viacerých prezentovaných referátov alebo príspevkov, publikovaných v zborníku (Novotný, J., Konôpka, J., Midriak, R., Šimková, D., eds., 2012), upozorniť na zásady a princípy, dodržiavaním ktorých by sa mohlo podariť úspešne zabezpečiť očakávané ciele revitalizácie krajiny a integrovaného manažmentu povodí na Slovensku.

Rozprava ukázala, že revitalizácia krajiny neznamená len úpravu hydrických pomerov na vodných tokoch a priľahlých pozemkoch, resp. v povodiach, ale je to súhrn opatrení za účelom obnovy, resp. nápravy prirodzených funkcií ekosystémov, spoločenstiev, stanovíšť a krajinných celkov, poškodených človekom.

Z pohľadu hodnotenia tohto Programu Komisiou SAPV pre ekológiu a krajinné inžinierstvo je taktiež potrebné pristupovať k nemu kriticky, čo sme už vyjadrili vo viacerých príspevkoch Zborníka SAPV (2012), ale aj v diskusii a záverečnom hodnotení konferencie Obnova krajiny a aktuálne príležitosti pre vidiek a mestá (Levoča, 17.10.2013). Napriek všetkému je však potrebné uznať, že to bol na naše pomery grandiózny počin, ktorý nemá od čias zániku Štátnej melioračnej správy obdobu. Veď na Slovensku sa po celom území, v rozličných typoch krajiny s poľnohospodárskym i lesníckym využívaním, realizovalo rozptýlene okolo 100 tisíc (!) diel – ako odrážok na poľných a lesných cestách, zápletových plôtikov, drevených i kamenných prahov, stupňov a prehrádzok (obr. 1), preciedzavých drôtokamenných a drôtoštrkových hrádzí – teda všetko objektov na zmiernenie sklonu nivelety dna výmoľov, strží, bystrín, potokov, zadržanie splavenín, ďalej zasakovacích pásov, zasakovacích a kalových jám, resp. malých nádrží (pozri Kravčík et al., 2012). Keby aj došlo pri nich k relatívne skorému zaplneniu retenčného priestoru – najmä pri priečnych stavbách,

treba mať na mysli to, že vlastne splnili svoju úlohu, lebo kaskádovite odstupňovali sklon terénu (nivelety dna) na kritických miestach, prispeli k zmierneniu rizika povodní a sucha, k protieróznej ochrane krajiny a k dlhodobejšiemu zadržaniu a čistote vody v krajine. A v tom je (okrem iných – napr. sociálnych aspektov) ich špecifická a nezastupiteľná funkcia, ktorú nevyvažujú vždy veľké stavby vodných nádrží – priehrad! Po odstránení vážnych nedostatkov (ak k nim pri ich realizácií došlo) treba dať realizácii takýchto revitalizačných opatrení na Slovensku ďalšiu šancu, a to bez väčších administratívnych prieťahov. Práve takéto opatrenia uprednostňuje a finančne podporuje v budúcom programovacom období 2014-2020 aj Európska komisia!

Obr. 1. Drevené a kombinované stupne a prehrádzky – priečne stavby na spomalenie, resp. zadržanie koncentrovaného odtoku vody. (Zdroj: M. Kravčík et al., 2012)

Revitalizácia krajiny a pôdohospodárske opatrenia

Pôdohospodárstvo, prostredníctvom svojich ťažiskových aktivít, ako je *poľnohospodárstvo*, *lesné hospodárstvo*, *vodné hospodárstvo*, *ochrana pôdy* a pod. (pozri vyššie), rozhodujúcim spôsobom ovplyvňuje dianie v krajine a tým aj reálny manažment krajinotvorby, manažment hospodárenia s vodou v krajine a regulovanie odtokových pomerov zrážkových vôd. Pôdohospodárstvo, ktoré manažuje 91 % územia Slovenska (42 % lesný pôdny fond, 49 % poľnohospodársky pôdny fond) je hlavný spravovateľ a využívateľ krajiny a spolu s vodným hospodárstvom aj rozhodujúci regulátor krajinotvorby na Slovensku. Preto akákoľvek aktivita súvisiaca s krajinou, t. j. s jej využívaním, manažmentom, ochranou, či revitalizáciou je bez participácie pôdohospodárstva a vodného hospodárstva nemožná (Novotný, 2012).

Revitalizácia krajiny je zložitý a vysoko odborný proces. Predstavuje aktívnu implementáciu opatrení, zameraných na plné sfunkčnenie ekosystémových funkcií – služieb, ktoré krajina (príroda, biodiverzita, atď.) poskytuje a je zameraná na zlepšenie kvality pre existenciu a prežitie organizmov a v konečnom dôsledku aj pre trvalo udržateľný život samotného človeka. Základom účinnej prevencie proti povodniam je postupné, ale bezpodmienečné obnovenie ekosystémových funkcií krajiny, ktoré svojimi prirodzenými vlastnosťami zadrží dažďovú vodu, umožní jej vsakovanie do pôdy a podložia, zvýši kvalitu pôdy a v rámci priestorovej optimalizácie funkcií, potrieb a využívania krajiny človekom, zabezpečí aj jej ekologickú stabilitu (Novotný, 2012).

Zložitým problémom ostáva popri revitalizácii krajiny aj *integrovaný manažment povodí*. Zdá sa, že tento pojem sa často používa pri rozličných príležitostiach len ako „nevyhnutná“, resp. módna ozdoba. Osobitnú pozornosť si koncepcia integrovaného manažmentu vodných zdrojov získala najmä po medzinárodných konferenciách o vode a otázkach životného prostredia v Dubline a v Rio de Janeiro v roku 1992. Napriek tomu sa nepodarilo integrovaný manažment vodných zdrojov ani jednoznačne definovať, ani celkom doriešiť otázku, ako by sa mal prakticky realizovať.

Nové aspekty v ochrane a využívaní vôd prináša smernica Európskeho parlamentu a Komisie 2000/60/EC, ustanovujúca rámec pre činnosť v oblasti vodnej politiky (tzv. rámcová smernica EÚ pre vodu). Zdôrazňuje prioritný aspekt integrovanej ochrany vôd, zahŕňajúcej ako povrchové, tak aj podzemné vody, ich kvalitu a kvantitu. Jej aplikácia umožní uspokojiť avizované nároky na potrebu vody v celej Európskej únii v dlhodobom časovom horizonte. Hlavnou ideou tejto smernice je dosiahnutie dobrého stavu vôd na celom území za pomoci účelových opatrení v povodiach, bez ohľadu na hranice štátov – od prameňa riek až po ich vyústenie do mora. Plánovací proces sa predpokladá realizovať komplexom nástrojov, označovaných ako *integrovaný manažment v povodí*.

Integrovaný manažment povodia možno chápať ako široko koncipovaný, procesne, logicky a účelne prepojený súbor postupov, ekostabilizačných, technických, technologických a legislatívnych opatrení a nariadení, ktorých cieľom je dosiahnutie a udržanie dobrého stavu vôd a povodia ako celku. Integrovaný manažment povodí chápaný ako proces a koncepcia má nezastupiteľnú úlohu v úsilí vyriešiť problémy spojené s otázkou vody a udržateľným rozvojom v krajine. V praxi je ho možné chápať ako zosúladenie činností (najmä lesníckej, poľnohospodárskej, vodohospodárskej, ako aj ochrany prírody a krajiny) v rámci celého gravitačného celku – povodia s dopadom až na urbánnu krajinu (Zaušková, 2003; Lepeška, 2010). Ide o zosúladenie lesných hospodárskych plánov s pozemkovými úpravami s ohľadom na ochranu prírody na báze krajinno-ekologického plánu, ktorý žiaľ, doteraz nie je na Slovensku kodifikovaný. Je však zahrnutý v stavebnom zákone (zákon 237/2000 Z. z.) a v zákone o vodách 364/2004 Z. z. (Midriak, 2012).

Aj tu je potrebné opätovne zdôrazniť, že medzi najpodstatnejšie revitalizačné opatrenia v krajine je potrebné zaradiť rovnako tie lesnícke, poľnohospodárske i vodohospodárske opatrenia, ktorými sa vyrieši najmä plnenie edafických a hydrických funkcií vegetácie v krajine. Tieto obzvlášť nadobúdajú na význame s prebiehajúcimi klimatickými zmenami a s tým súvisiacimi extrémami (sucho, záplavy, vetrové kalamity, nedostatok pitnej vody). Pôjde teda predovšetkým o optimálne priestorové usporiadanie lesa v jednotlivých krajinných typoch Slovenska, o jeho vhodné rozmiestnenie v rámci každého povodia, o posilnenie plnenia spomínaných funkcií vhodným drevinovým zložením, o zlepšenie jeho zdravotného stavu, posilnenie ekologickej a aj statickej stability, ako aj o správnu organizáciu poľnohospodárskeho územia vhodným protieróznym usporiadaním pozemkov (z hľadiska tvaru, veľkosti, orientácie na svahu, prípustnej dĺžky svahu a pod. – obr. 2, 3), a vhodnými organizačno-agrotechnickými opatreniami na nich (vrstevnicová orba a sejba, brázdovanie, jamkovanie, podrývanie, bezorbové technológie, protierózne osevné postupy, ochranné medziplodiny a pod.), ako aj agrochemickými protieróznymi opatreniami (vápnenie, hnojenie maštaľným hnojom a pod.).

Obr. 2. Príklad nevhodného usporiadania poľnohospodárskych pozemkov orientovaných po spádnici – výsledok: intenzívna výmoľová erózia - Laborecká vrchovina (foto R. Midriak, 1964)

Obr. 3. Dlhodobo vhodné usporiadanie a obrábanie pozemkov, orientovaných po vrstevnici a s medzami vytvára terasy a tak dostatočne eliminuje povrchový odtok – Javorie (foto R. Midriak, 1965)

Krajinnoekologické východiská revitalizácie krajiny

V súvislosti s revitalizáciou krajiny je nutná zmienka o potenciáli a únosnosti krajiny, lebo na mnohých miestach došlo vplyvom antropických zásahov k ich obmedzeniu, prekročeniu alebo narušeniu, a práve to vyvoláva v súčasnosti potrebu revitalizácie krajiny. Spomedzi účelových vlastností krajiny je *potenciál* pravdepodobne tou najvýznamnejšou vlastnosťou, lebo z nej sa odvodzuje (ekologická) únosnosť krajiny, resp. jej možné optimálne využitie, alebo zaťažiteľnosť jednotlivými aktivitami človeka bez toho, aby v krajine došlo k deštrukcii jednotlivých zložiek ekosystémov a k nezvratným zmenám v štruktúre krajiny.

Človek krajinu chápe a pristupuje k nej v prvom rade z hľadiska úžitkovosti, z hľadiska toho, čo mu poskytuje. Ponuka bola základom, z ktorej sa vyvinul pojem prírodného zdroja a z neho pojem *krajinného potenciálu*. Krajina poskytuje človeku množstvo prírodných zdrojov, ktoré sú jej ponukami pre uspokojovanie najširšieho spektra ľudských potrieb. **Potenciál** (*vhodnosť*) prírodného prostredia odpovedá na otázku, či možno dané prírodné prostredie využiť na realizáciu určitej antropickej aktivity. Vhodnosť nie je absolútna vlastnosť, platiaca všeobecne pre úplný súbor aktivít, ale má individuálny charakter. Každá konkrétna aktivita človeka si vyžaduje iné prírodné podmienky, vyjadrujúce potenciál pre túto aktivitu.

Únosnosť krajiny je témou krajinnej ekológie a environmentálneho plánovania. Nie je to exaktne a jednoznačne stanovený pojem. Možno ju pokladať za *účelovú vlastnosť*, vyplývajúcu zo vzťahu človeka ku krajine. Je *antropocentrickou* kategóriou (Drdoš, 1992). Dávame ju často do súvislosti so *zaťažiteľnosťou*, *kapacitou krajiny* a *vhodným využívaním územia*. Je vhodné ju používať pri porovnávaní, či je súčasné využívanie lokalizované v súlade s krajinnoekologickými podmienkami, alebo nie. V téme únosnosti krajiny je podstatným problémom určenie ***kritického prahu***, ktorý upozorňuje, že po jeho prekročení môže dôjsť k ***nezvratným zmenám*** v štruktúre krajiny.

Prírodný potenciál súvisí s prírodným zdrojom, ale v sebe zahŕňa celý prírodný komplex krajiny. Predstavuje súhrn všetkých vlastností krajiny, ktoré vytvárajú predpoklady pre ekonomické zhodnocovanie priestoru krajiny. Je to vlastne schopnosť určitého priestoru vo vhodnej miere poskytovať zdroje pre produkčné (aj mimoprodukčné) a konzumné účely.

Krajinný potenciál je pojem vzťahujúci sa ku krajine z hľadiska jej využívania s podstatným kritériom ochrany životného prostredia. Nepredstavuje teda celé množstvo prírodného zdroja alebo zdrojov, ale len tú časť, ktorej využívanie nespôsobí neželateľné zmeny v krajine. Krajinný potenciál teda vyjadruje vhodnosť poskytovať a plniť rôzne funkcie (služby) s cieľom uspokojovať potreby spoločnosti v súlade s harmonickým fungovaním funkčných väzieb krajinného systému. Poznáme niekoľko druhov krajinných potenciálov, spomedzi ktorých je pred revitalizáciou krajiny potrebné zhodnotiť, resp. zobrať do úvahy minimálne tieto:

- *Potenciál ochrany prírody:* Ide najmä o areály a javy, ktoré sú chránené podľa zákona na ochranu prírody, alebo spĺňajú predpoklady tohto zákona. Zisťuje sa výskyt chránených, ohrozených a vzácnych rastlinných a živočíšnych druhov, spoločenstiev, biotopov a krajinných typov. Má však oveľa širšiu platnosť (nie len v chránených územiach), využívanú všeobecne na ochranu prírodných zdrojov v krajine. Z jeho čiastkových potenciálov uvádzame osobitne napr. *protierózny* (pôdoochranný) potenciál lesa na lesných i poľnohospodárskych pozemkoch, ako aj trvalých trávnych porastov na poľnohospodárskej pôde, *protideflačný* potenciál vegetácie na poľnohospodárskej pôde, *protizosuvný* potenciál lesa v krajine, *protilavínový* potenciál lesa v oblasti hornej hranice lesa, *brehoochranný* potenciál lesa, resp. drevinovej a krovinovej vegetácie v okolí vodných tokov a vodných nádrží atď. (bližšie Papánek, 1978; Midriak, 1979; Midriak et al., 1981 a i.).
- *Rekreačný potenciál:* Predstavuje schopnosť krajiny poskytnúť človeku zotavenie. Predpokladom sú vhodná štruktúra krajiny (v závislosti od druhu rekreačných aktivít), reliéfové, klimatické, hydrologické a vegetačné vlastnosti, dostupnosť, vhodný krajinný obraz.
- *Biotický produkčný potenciál:* Je schopnosťou krajiny zabezpečovať produkciu biomasy (potravinovej, drevnej, farmaceutickej, priemyselnej). Ide tak napr. o drevoprodukčný potenciál lesných porastov na lesnej i nelesnej pôde (Čaboun et al. 2010).
- *Potenciál využiteľných vodných zásob:* Predstavuje schopnosť krajiny vytvárať obnoviteľné a využiteľné zdroje podzemných alebo povrchových vôd.
- *Klimatický regeneračný potenciál:* Je schopnosťou krajiny poskytovať silne technizovaným areálom čistý a čerstvý vzduch (ale aj reagovať napr. na sucho a pod.).
- *Surovinový potenciál:* Predstavuje schopnosť krajiny poskytovať rudné a nerudné suroviny.
- *Zástavbový potenciál:* Je schopnosťou krajiny poskytnúť plochy pre výstavbu (spravidla sa nerozlišuje medzi výstavbou obytných budov, priemyselných, poľnohospodárskych a dopravných zariadení).
- *Potenciál pre lokalizáciu skládok:* Predstavuje schopnosť krajiny absorbovať cudzie látky bez toho, aby prenikli do systému vzťahov medzi jej zložkami.

- *Energetický potenciál:* Je schopnosťou krajiny poskytovať rôzne možnosti na výrobu elektrickej energie.

Z praktického hľadiska možno určiť *veľkosť potenciálu krajiny* posúdením vlastností každej jej zložky vo vzťahu ku každej uvažovanej socioekonomickej aktivite. Na základe takejto analýzy môžeme v zmysle Urbánka (1981) určiť:

- *Čiastkový potenciál krajiny*: len vzhľadom na jednu socioekonomickú aktivitu, napr. poľnohospodársky, lesohospodársky, vodohospodársky, rekreačný potenciál.
- *Celkový potenciál krajiny*: vzhľadom na všetky požadované aktivity. Tento však nie je sumou, ale systémom čiastkových potenciálov, ktoré sa navzájom ovplyvňujú, prípadne až vylučujú.
- *Absolútny potenciál*: predstavuje limit, t. j. maximálne možnú mieru zaťažiteľnosti krajiny bez toho, aby sa narušila jej stabilita.
- *Reálny potenciál*: ide o reálnu možnosť využitia potenciálu vzhľadom na úroveň poznania, stupeň rozvoja techniky a pod.
- *Využitý potenciál*: predstavuje veľkosť súčasnej zaťaženosti krajiny činnosťou človeka a jej negatívnymi následkami.
- *Voľný potenciál*: zodpovedá voľnej, zatiaľ nevyužitej rezerve v rámci únosnosti krajiny.

Absolútny potenciál krajiny, t.j. maximálne možná miera zaťažiteľnosti krajiny, sa podľa Drdoša a Hrnčiarovej (2003) určuje pomocou limitov – abiotických, geodynamických, ekologických, ekosozologických, kultúrno-historických, hygienických a bezpečnostných.

Faktormi únosnosti krajiny (podľa Drdoša, 1989), ktoré je vždy potrebné vopred analyzovať, sú: *typ krajiny* (prírodný krajinný typ), *kontrastnosť krajinnej štruktúry, odolnosť krajiny* (podľa jej štruktúry a stability), *priestorová veľkosť krajinného typu, poloha v systéme krajiny* (centrálne, resp. periférne umiestnenie), *sezónna premenlivosť krajiny, priestorová vhodnosť krajiny, ohrozenosť krajiny* (napr. prírodnými hazardmi – povodňami, eróziou pôdy, lavínami, zosunmi, sutinovými prúdmi a pod. – táto môže znížiť inak aj značne vysokú únosnosť krajiny na minimum).

V súvislosti s implementáciou európskej Smernice o vode 2000/60/EC a integrovaným manažmentom povodí, osobitne povodí vodárenských nádrží, došlo k modifikácii metodického postupu stanovovania ekologickej únosnosti, a to najmä s ohľadom na vysokú lesnatosť týchto území a potrebu zabezpečiť dostatok kvalitnej pitnej vody vo vodárenských nádržiach (Zaušková, 2003). Modifikáciu metodického postupu si vyžiadalo aj jeho uplatnenie v kultúrnej poľnohospodárskej krajine (Midriak, Zaušková, 2007) po reforme európskej agrárnej politiky v roku 2003 a po prijatí *Národného strategického plánu rozvoja vidieka na roky 2007 – 2013 v Slovenskej republike*.

Čo treba revitalizovať v našej krajine?

Ak teda máme pristúpiť k revitalizácii našej krajiny (hoci na jej realizáciu nemáme v celom rozsahu finančné a iné prostriedky), z holistického hľadiska je potrebné rozanalyzovať všetky vyššie opísané vlastnosti, resp. kritériá krajiny, aby sme objektívne usúdili na únosnosť krajiny, čo a kde je (aký, alebo ktorý potenciál) – v ktorej časti krajiny Slovenska narušené, ohrozené, preťažené a až potom je možné vypracovať plán na realizáciu revitalizácie krajiny a jej časovú postupnosť.

Ako jeden z mnohých príkladov môžeme uviesť, že v Slovenskej republike je potrebné:

- najmä zalesňovaním revitalizovať minimálne cca 38 tisíc ha erodovaných spustnutých pôd (ďalšia rovnaká výmera - teda ich polovica - je už zalesnená) – obr. 4,

Obr. 4. Pri zalesňovaní spustnutých pôd (ako revitalizačnom opatrení) je potrebné aplikovať aj priečne stavby v eróznych ryhách na stabilizáciu pohyblivých sutín – Brezovské Karpaty (foto R. Midriak, 1964)

- vyriešiť problém pustnutia kultúrnej poľnohospodárskej krajiny, v rámci ktorej ide o sukcesné procesy zarastania poľnohospodárskej pôdy na výmere asi 420 - 452 tisíc ha, opustenej ústupom od jej obrábania, resp. využívania na asi 19 % výmery poľnohospodárskych pozemkov (!) s rozhodnutím sa, či ich chce a bude spoločnosť využívať na bioprodukciu a plnenie ďalších funkcií poľnohospodárskej pôdy, alebo ich nechá ďalej pustnúť a zväčšovať ich rozsah,
- ďalej v súvislosti s uvedenou skutočnosťou vyriešiť problém súčasnej existencie viac ako 273 tisíc ha tzv. *bielych plôch*, ktoré síce zvyšujú lesnatosť územia Slovenska o 5,5 %, ale z krajinnoekologického hľadiska nie je vyriešený postup ich ďalšieho zaradenia a obhospodarovania, resp. využitia v rámci zásad integrovaného manažmentu povodí (Midriak, Zaušková, Sabo et al., 2011) atď.

Vyššie uvedené problémy, a mnohé ďalšie podobné v našej krajine (ako napr. to, že 25 % poľnohospodárskej pôdy SR je postihnuté strednou, silnou a extrémne silnou vodnou eróziou, ďalej 6,5 % poľnohospodárskej pôdy SR je postihnuté silnou až extrémnou intenzitou veternej erózie, vyše 148 tisíc ha devastovaného územia lúk, pasienkov, ornej pôdy a pôdy lesných porastov je postihnuté svahovými poruchami – predovšetkým vo forme zosuvov, asi 200 tisíc ha je reálne zhutnených poľnohospodárskych pôd, problémy zavlažovania a odvodňovania poľnohospodárskej pôdy atď. – Midriak, 2004; patria sem aj opustené banské diela – najmä viac ako 16 tisíc ťažobných jám kameňolomov, pieskovní, tehelní, štrkovísk, háld, výsypiek, 56 registrovaných odkalísk (obr. 5, 6), tisíce neriadených skládok odpadov roztrúsených po celej Slovenskej republike, desiatky, resp. aj stovky regulárnych skládok komunálnych odpadov, spustnuté plochy na miestach opustených poľnohospodárskych dvorov, hál technických služieb, vojenských a iných objektov – teda tzv. brownfields, spustnuté plochy pri výstavbe priemyselných parkov, diaľnic a pod.,

rekonštrukcia až o 150 až 200 m v priemere zníženej hornej hranice lesa vo vysokých pohoriach Západných Karpát (obr. 7), zdevastované nespevnené zemné cesty – zvážnice, rozsiahle kalamitné plochy na lesnej pôde najmä v našich podhorských i horských oblastiach sú problémami, ktoré spadajú pod revitalizáciu.

Obr. 5. Odkalisko v Žiari nad Hronom je objektom, ktorých revitalizácia v krajine patrí medzi najnáročnejšie (foto R. Midriak, 2004)

Obr. 6. Kameňolom pripravený na revitalizáciu. Kremnické vrchy (foto Ľ. Zaušková, 2010)

Obr. 7. Zvyšovanie antropogénne zníženej hornej hranice lesa na lokalitách lavinísk je potrebné realizovať spolu s budovaním protilavínových opatrení – Veľká Fatra (foto R. Midriak, 1974)

Ako revitalizačné metódy, ktorými by sa mala ďalšia realizačná činnosť v tejto oblasti vo všeobecnosti riadiť, odporúčame metódy navrhnuté Vráblíkovou a Vráblíkom (2010). Zovšeobecnene ide o tieto postupy:

- riadená sukcesia
- ekologická revitalizácia
- technické rekultivácie
- revitalizácia agroekosystémov
- revitalizácia lesných ekosystémov a ostatnej krajinnej vegetácie
- revitalizácia dopravnej infraštruktúry a inžinierskych sietí v záujmových územiach.

Vzhľadom na to, že vo väčšine prípadov pôjde na Slovensku o revitalizáciu poľnohospodárskej krajiny, užitočnými sú opisy projektovania ekologickej obnovy v poľnohospodárskej krajine, osobitne postupy projektov revitalizácie krajiny v marginálnych oblastiach, ktoré odporúčajú Demo, Látečka et al. (2004).

Možnosti uplatnenia revitalizácie krajiny v podmienkach novej Spoločnej poľnohospodárskej politiky a Programu rozvoja vidieka (2014 - 2020)

Z tlačovej správy Európskej komisie (2013) vyplýva, že Európsky parlament, Rada ministrov EÚ a Európska komisia dospeli k dohode o reforme Spoločnej poľnohospodárskej politiky (SPP) po roku 2013. Táto dohoda prináša podstatné zmeny v týchto štyroch oblastiach: priame platby budú spravodlivejšie a ekologickejšie, posilní sa pozícia poľnohospodárov v potravinovom reťazci, zlepší sa ekologický charakter poľnohospodárstva a SPP bude účinnejšia a transparentnejšia. Tieto rozhodnutia sú rozhodnou reakciou EÚ na výzvy v oblasti potravinovej sebestačnosti, zmeny klímy, rastu a zamestnanosti vo vidieckych oblastiach. SPP výrazne prispeje k dosahovaniu celkového cieľa, ktorým je podpora trvalo udržateľného, inteligentného a inkluzívneho rastu.

Všetky členské štáty, všetky územia a všetci poľnohospodári budú prispievať riešeniu výzvy, ktorou je udržateľnosť a boj proti zmene klímy, a to prostredníctvom jednoduchých

opatrení so zrejmým pozitívnym dosahom. V rokoch 2014 až 2020 sa investuje viac ako 100 mld. EUR s cieľom pomôcť poľnohospodárstvu čeliť výzvam týkajúcim sa kvality pôdy, vody, biodiverzity a zmeny klímy:

- „Ekologizácia“: 30 % priamych platieb bude naviazaných na dodržiavanie troch poľnohospodárskych postupov priaznivých pre životné prostredie: diverzifikácia plodín, udržiavanie trvalých trávnatých plôch a zachovanie 5 %, neskôr 7 % oblastí ekologického významu od roku 2018, prípadne ďalšie opatrenia považované za rovnocenné z hľadiska priaznivých účinkov na životné prostredie.
- Aspoň 30 % rozpočtu programov na rozvoj vidieka sa bude musieť prideliť agroenvironmentálnym opatreniam, pomoci biologickému poľnohospodárstvu alebo projektom spojených s investíciami alebo inovačnými opatreniami priaznivými pre životné prostredie.
- Agroenvironmentálne opatrenia budú posilnené.

Uvedené opatrenie je potrebné chápať ako súčasť revitalizačných opatrení.

V rámci Programu rozvoja vidieka na roky 2014-2020 je možné revitalizačné opatrenia uplatniť najmä v rámci priority 4: *Zachovanie a posilnenie ekosystémov závislých od poľnohospodárstva a lesníctva* so zameraním na biodiverzitu/krajinu, vodu, obhospodarovanie pôd, sekvestráciu uhlíka. EK odporúča alokovať aspoň 25 % z fondu na opatrenia, akými sú podpora hospodárenia v znevýhodnených oblastiach, podpora systému ekologického poľnohospodárstva, podpora udržateľnosti krajiny a životného prostredia v rámci agroenvironmentálnych opatrení.

Agroenvironmentálne opatrenia konkrétne podporujú poľnohospodárov, aby chránili, udržiavali a zvyšovali kvalitu životného prostredia svojej poľnohospodárskej pôdy. Agroenvironmentálne opatrenia môžu byť navrhnuté na vnútroštátnej, regionálnej alebo miestnej úrovni a tak ich je možné prispôsobiť konkrétnym poľnohospodárskym systémom a osobitným environmentálnym podmienkam. Podporovaním opatrení presahujúcich právne a povinné požiadavky tieto agroenvironmentálne opatrenia dopĺňajú prístup GAEC (dobré poľnohospodárske a environmentálne podmienky). Agroenvironmentálne opatrenia, ktoré sú zamerané na ochranu, zachovanie alebo zlepšenie stavu pôdy, riešia najmä eróziu spôsobenú vodou alebo vetrom, kontamináciu pôdy alebo určité fyzické, chemické a biologické vlastnosti pôdy. Navrhované postupy, zamerané proti vodnej erózii (napr. sejba do mulču, bezorbové technológie, zavedenie trávnatých koridorov, plodiny so zelenou pokrývkou počas zimy ap.) a postupy zamerané proti úbytku organických látok a biodiverzity (napr. používanie organických látok v pôde - maštaľný hnoj, zelené hnojenie, slama, prechod na organické poľnohospodárstvo - zníženie vstupov, rotácia plodín, extenzifikácia chovu), sú známe u nás už z dávnych čias!

LITERATÚRA

BRANIŠ, M. et al. 1999. *Výkladový slovník vybraných termínů z oblasti ochrany životního prostředí a ekologie*. Praha : Karolinum, 1999. 46 s.

CUDLÍN, P., ZEMEK, F., TĚŠITEL, J., LAPKA, M., HANOUSKOVÁ, I. 2001. Stress concept: Possible tool to study changes in landscape. *Ekológia,* Vol. 20, No. 1, s. 3-13.

ČABOUN, V. et al. 2010. *Uplatňovanie funkcií lesa v krajine*. Zvolen : Národné lesnícke centrum, 2010. 285 s.

DEMO, M., LÁTEČKA, M. et al. 2004. *Projektovanie trvalo udržateľných poľnohospodárskych systémov v krajine.* Nitra : Slovenská poľnohospodárska univerzita, 2004. 723 s.

DRDOŠ, J. 1989. Únosná návštevnosť krajiny v Tatranskom národnom parku. *Zborník TANAP*, 29, s. 191-237.

DRDOŠ, J. 1992. Prírodné prostredie: zdroje – potenciály – únosnosť – hazardy – riziká. *Geografický časopis*, 44, 1, s. 30-39.

DRDOŠ, J. 2004. *Geoekológia a environmentalistika. I. časť Krajinná ekológia/ geoekológia, jej environmentálne poslanie a úlohy.* Prešov : Prešovská univerzita, 2004. 202 s.

DRDOŠ, J., HRNČIAROVÁ, T. 2003. Hodnotenie únosnosti krajiny na Slovensku. In *Medzinárodný workshop o posudzovaní vplyvov na životné prostredie*, Teplý vrch, SAŽP, s. 27-38.

EURÓPSKA KOMISIA. 2013. Politická dohoda o novom smerovaní spoločnej poľnohospodárskej politiky. Brusel, 3 s.

FORMAN, R. T. T., GODRON, M. 1993. *Krajinná ekologie*. Praha : Academia, 583 s.

HANUŠIN, J., HUBA, M., IRA, V., KLINEC, I., PODOBA, J., SZÖLLÖS, J. 2000. *Výkladový slovník termínov z trvalej udržateľnosti*. Bratislava : Spoločnosť pre trvalo udržateľný život v SR. 158 s. Dostupné na: http://www.krajina.gov.sk/ index.php?ID=26027

JŮVA, K., ZACHAR, D. et al. 1981. *Tvorba krajiny ČSSR z hľadiska poľnohospodárstva a lesníctva.* Praha : Academia, Bratislava : Veda, 1981. 592 s.

KLAUČO, S. 2012. Program revitalizácie krajiny a integrovaného manažmentu povodí Slovenskej republiky má zásadné nedostatky! *Vodohospodársky spravodajca*, 3-4, s.16.

KLINDA, J. 2000. *Terminologický slovník environmentalistiky*. Bratislava : MŽP SR. 764 s.

KOVÁČ, M. 2012. Program revitalizácie krajiny a integrovaného manažmentu SR - výstupy, prínosy a skúsenosti z prvého roka jeho implementácie. In Novotný, J., Konôpka, J., Midriak, R.,Šimková, D. (eds.) 2012. *Revitalizácia krajiny a integrovaný manažment povodí ako vedecký problém.* Zborník SAPV č. 71. Nitra : Agentúra SAPV, 2012, s. 17-23.

KRAVČÍK, M. et al. *2012. Po nás púšť a potopa? Košice* : MVO Ľudia a voda, 2012. 231 s.

LEPEŠKA, T. 2010. Integrovaný manažment povodí v horských a podhorských oblastiach. *Vedecké štúdie*. Zvolen : TU, 2010. 115 s.

LISICKÝ, M. J. 1993. In Šteffek, J. (ed.), 1993. *Terminologický slovník ekológie a environmentalistiky.* Banská Štiavnica : Kabinet evolučnej a aplikovanej krajinnej ekológie SAV, 102 s.

MIDRIAK, R. 1979. Protilavínová ochrana lesa. *Lesnícke štúdie 27*, Bratislava : Príroda. 218 s.

MIDRIAK, R. 2004. Od erózneho ohrozenia po spustnuté pôdy Slovenska. In *Zborník z konferencie 3. pôdoznalecké dni na Slovensku",* Mojmírovce. Bratislava : VÚPOP, s. 193-200. (CD).

MIDRIAK, R. 2012. Predslov. In Novotný, J., Konôpka, J., Midriak, R.,Šimková, D. (eds.) 2012. *Revitalizácia krajiny a integrovaný manažment povodí ako vedecký problém*. Zborník SAPV č. 71. Nitra : Agentúra SAPV, s. 9-10.

MIDRIAK, R. et al. 1981. Diferencované obhospodarovanie lesa podľa integrovaných funkcií. *Lesnícke štúdie 31*. Bratislava : Príroda. 224 s.

MIDRIAK, R., ZAUŠKOVÁ, Ľ. 2007. Náčrt krajinnoekologických podkladov - potenciálov, únosnosti a (trvalo) udržateľného vývoja územia Medzibodrožia *(nepubl.)*. Projekt INTERREG IIIA, Košice. 19 s.

MIDRIAK, R., ZAUŠKOVÁ, Ľ., SABO, P. A KOL. 2011. Spustnuté pôdy a pustnutie krajiny Slovenska. Banská Bystrica : Univerzita Mateja Bela. 401 s.

NOVOTNÝ, J. 2012. Revitalizácia krajiny a jej trvalo udržateľné obhospodarovanie-strategický cieľ Slovenska. In Novotný, J., Konôpka, J., Midriak, R., Šimková, D. (ed.) 2012. *Revitalizácia krajiny a integrovaný manažment povodí ako vedecký problém*. Zborník SAPV č. 71. Nitra : Agentúra SAPV, s. 11-16.

NOVOTNÝ, J., KONÔPKA, J., MIDRIAK, R.,ŠIMKOVÁ, D. (eds.). 2012. Revitalizácia krajiny a integrovaný manažment povodí ako vedecký problém. Zborník SAPV č. 71. Nitra : Agentúra SAPV. 96 s.

PAPÁNEK, F. 1978. Teória a prax funkčne integrovaného lesného hospodárstva. *Lesnícke štúdie 29*. Bratislava : Príroda. 218 s.
Program revitalizácie krajiny (2012). Informačný materiál vlády SR. Dostupné na: www.krajina.gov.sk
RUŽIČKA, M. 2000. Krajinnoekologické plánovanie – LANDEP I. (Systémový prístup v krajinnej ekológii). Ed. *BIOSFÉRA*, A. Séria vedec. literatúry, vol. A.2, Nitra, 119 s.
URBÁNEK, J. 1981. Výskum potenciálu krajinných systémov a ich spoločenského využitia. ZS za čiast. úlohu II-5-1/14. Bratislava : Geograf. ústav SAV *(nepubl.)*
VRÁBLÍKOVÁ, J., VRÁBLÍK, P. 2010. Metodika revitalizace krajiny v Podkrušnohoří. Ústí nad Labem : Univerzita Jana Evangelisty Purkyně. 68 s.
ZAUŠKOVÁ, Ľ. 2003. Integrovaný manažment a ekologická únosnosť v povodiach vodárenských nádrží. Vedecké štúdie 4/2003/B. Zvolen : Technická univerzita. 85 s. + prezentačné CD.
ZAUŠKOVÁ, Ľ., MIDRIAK, R. 2007. *Únosnosť a využívanie krajiny* (multimediálne CD). Banská Bystrica : Univerzita Mateja Bela.

Poďakovanie
Táto práca bola podporovaná Agentúrou na podporu výskumu a vývoja pri riešení projektu APVV-0591-07 Spustnuté pôdy a pustnutie krajiny Slovenska.

EKOSYSTÉMOVÉ SLUŽBY – NOVÁ PARADIGMA KRAJINNEJ EKOLÓGIE

Ivan Vološčuk

Univerita Mateja Bela, Fakulta prírodných vied, Inštitút výskumu krajiny a regiónov, Cesta na amfiteáter 1, 974 00 Banská Bystrica, e-mail: ivoloscuk@azet.sk

Abstrakt: Príspevok analyzuje vzťah medzi krajinnou ekológiou a ekosystémovými službami. V 20. storočí sa krajinná ekológia stala vedeckým základom krajinného plánovania, ktoré optimalizuje ľudské aktivity v krajine. Teória ekosystémových služieb vznikla koncom 20. storočia. Jej silný rozvoj nastal po roku 2005, kedy boli publikované syntetické závery projektu vyhláseného OSN „Miléniové hodnotenie ekosystémov“ (Millennium Ecosystem Assessment). Ekonomické hodnotenie ekosystémových služieb používa novú terminológiu, ktorá sa doteraz v krajinnej ekológii nepoužívala (trh, cena, marketing a pod.). Ekonomické hodnotenie a oceňovanie ekosystémových služieb si vyžaduje tímovú spoluprácu ekonómov a ekológov. Najvýznamnejší prínos do hodnotenia a oceňovania ekosystémových služieb doteraz priniesli americkí autori.
Kľúčové slová: ekosystémové služby, krajinná ekológia, hodnotenie, oceňovanie, ekologická ekonomika

Abstract: The paper analyzes the relationship between landscape ecology and ecosystem services. In the 20th century landscape ecology has become a scientific basis for landscape planning that optimizes human activities in the country. Theory of ecosystem services was established at the end of the 20th century. Its strong development occurred after 2005, when they were published synthetic conclusions project of the United Nation´s Millenium Ecosystem Assessment. Economic evaluation of ecosystem services using new terminology, which has so far not been used in landscape ecology (market, price, marketing, etc.). Economic assessment and valuation of ecosystem services requires teamwork economists and ecologists. The most significant contribution to the assessment and valuation of ecosystem services has so far brought American authors.
Keywords: ecosystem services, landscape ecology, assessment, valuation, ecological economics

ÚVOD

V druhej polovici 20. storočia na severoamerických univerzitách sa začala rozvíjať nová oblasť krajinnej ekológie – ekosystémové služby, obohatená o ekonomické aspekty (ekologická ekonómia). Cieľom výskumu bolo hodnotenie stavu ekosystémov a možnosť ich zapojenia, ako netrhových darov prírody (nazývané ako služby) do trhového mechanizmu.

Ľudstvo stáročia užívalo a stále užíva materiálne i nemateriálne dary (produkty) prírody bez toho, aby si uvedomovalo ich ekonomickú hodnotu. Trhový a marketingový spoločenský systém si však vyžaduje, aby funkcie, vplyvy, účinky a služby prírodných ekosystémov boli vyjadrené v ekonomických kategóriách a ocenené ako nemateriálne i materiálne statky. Ukázalo sa, že nie je problém niektoré materiálne produkty prírody (napríklad drevo, vlákna a pod.) vyjadriť v peňažnej hodnote, ale problémom bolo a je, ako hodnotiť v peňažných jednotkách estetické zážitky z prírody, inšpiráciu, oddych, rekreáciu, klimatický, liečebný a rehabilitačný účinok prírodných ekosystémov na zdravie človeka, biodiverzitu a pod.

Ekologicky mysliaci ekonómovia vyvinuli rozličné metodické prístupy a spôsoby ekonomického hodnotenia ekosystémových služieb, ku ktorým však bolo mnoho kritických pripomienok. Úsilie vedeckých pracovníkov doteraz nevyústilo do všeobecne uznávaného jednotného metodického postupu oceňovania ekosystémových služieb. V prvom rade je však potrebné skúmať a študovať hodnotu ekosystémov, ich ohrozenie a schopnosť poskytovať potrebné účinky a vplyvy na kvalitu ľudského života a až potom ich cenové (monetárne) vyjadrenie.

K problematike ekosystémových služieb v uplynulých desaťročiach bolo usporiadaných mnoho konferencií, seminárov, sympózií a odborných porád. Bolo uverejnených mnoho vedeckých i popularizujúcich článkov a knižných publikácií. Snahou vedeckých pracovníkov je harmonizovať ekonomické a ekologické hodnotiace prístupy k ekosystémovým službám.

Predkladaný príspevok na základe analýzy domácej a zahraničnej literatúry prezentuje súčasné názory na vzťah krajinnej ekológie, environmentálnej ekonomiky a ekosystémových služieb.

Literatúra o krajinnej ekológii u nás je dnes už veľmi bohatá (Drdoš, 2000; Drdoš et al., 1995; Mičian, 1999; Midriak, 1994, 2005; Miklós, 1998; Miklós, Izakovičová, 1997 a ďalší).

Samotný termín „ekosystémové služby“ obsahuje dva kľúčové aspekty: ekologický, vzťahujúci sa na ekosystém a sociologický, vzťahujúci sa na služby, alebo vplyvy, účinky a dary pre blahobyt človeka.

EKOSYSTÉMOVÉ SLUŽBY A FUNKCIE – HODNOTY A OCEŇOVANIE

Moderné myšlienky ekosystémových služieb začali rozvíjať traja kľúčoví autori – Osborn (1948), Vogt (1948) a Leopold (1949), ktorí upozornili na závislosť ľudskej spoločnosti od prírodného prostredia a podnietili vznik myšlienky „prírodného kapitálu“. V roku 1956 Sears (1956) upozornil na zásadnú úlohu ekosystémov pri recyklácii živín a spracovaní organických odpadov. V roku 1970 dvojica amerických ekológov (Ehrlich, P. R., Ehrlich A., 1970) upozorňovala na nebezpečenstvo ohrozenia ľudskej existencie v prípade zničenia ekosystémov ľudskou činnosťou a zdôrazňovali, že ľudská existencia závisí od ekologických systémov. Pojem „environmentálne služby“ bol roku 1970 predstavený v správe zo štúdie kritických problémov životného prostredia (Study od Critical Environmental Problems, 1970), ktorá do tohto pojmu zahrnula opeľovanie hmyzom, rybolov, reguláciu klímy a ochranu pred povodňami. Termín „ekosystémové služby“ bol ustálený roku 1981, odkedy sa stal súčasťou ďalšej vedeckej literatúry (Ehrlich, P. R., Ehrlich, A., 1981). Moderné rozšírenie používania termínu „ekosystémové služby“ bolo aplikované v sociálnoekonomickej oblasti a v ochrane prírody (Daily, 1997).

Problematika ekosystémových služieb sa začala prudko rozvíjať po roku 2005, kedy boli publikované syntetické závery vyše 100 svetových vedeckých pracovníkov z riešenia projektu „Miléniové hodnotenie ekosystémov“ (Millennium Ecosystem Assessment), ktorý v roku 2000 vyhlásila Organizácia spojených národov na podnet jej generálneho tajomníka Kofi Annana (dostupné na www.millenniumassessment.org).

Miléniové hodnotenie nevykonalo nový výskum, ale zhromaždilo, triedilo, analyzovalo a syntetizovalo výsledky doterajších výskumov s cieľom, aby boli k dispozícii v oblasti rozhodovania vo forme, ktorá je relevantná vzhľadom k aktuálnym politickým problémom. Miléniové hodnotenie ekosystémov rozlišuje štyri kategórie ekosystémových služieb:

- podporné služby (*supporting services*), čiže procesy, ktoré udržujú život a funkcie ekosystémov a ktoré sú nevyhnutné pre vytvorenie všetkých ďalších ekosystémových služieb, ako je kolobeh živín a vody, tok energie, tvorba pôdy, primárna produkcia, tvorba kyslíka pri fotosyntéze,

- zásobovacie služby (*provisioning services*) predstavujú produkty získané z ekosystémov, ako sú potraviny, voda, drevo, vlákna, palivo, genetické zdroje, biochémické látky, prírodná medicína, lieky a ozdobné predmety,
- regulačné služby (*regulating services*) predstavujú prínosy získané z účelného pôsobenia na stabilitu ekosystémových procesov, keď na ne pôsobia rušivé vplyvy, ako je udržovanie kvalitného (čistého) vzduchu, ovplyvnenie klímy, chorôb, záplav, odpadov a kvality vody, napravovanie následkov erózie pôdy, usmernenie živelného priebehu nemocí, riadený zásah proti škodcom, účelné pôsobenie na zlepšenie opeľovania rastlín, usmernenie narastania prírodných nebezpečenstiev,
- kultúrne služby (*cultural services*) sú nehmotné prínosy, ktoré človek získava z ekosystémov, ako je duchovné obohatenie, kognitívny (poznávací) rozvoj, reflexia, rekreácia a estetické zážitky.

Miléniová syntetická správa definuje ekosystémové služby ako tovary a služby potrebné na zachovanie prosperity ľudskej spoločnosti a budúceho hospodárskeho a sociálneho rozvoja (Millenium Ecosystem Assessment 2005; Európska únia 2010).

Uverejnenie syntézy hodnotenia ekosystémov na prahu tretieho tisícročia vyvolalo živú diskusiu vo svetových ekologických vedeckých a odborných kruhoch (Ostrom et al., 2002). Doteraz vedeckí pracovníci v oblasti ekológie študovali zložitú sieť vzťahov a procesov v prírodných ekosystémoch Zeme. Miléniové hodnotenie sa však zameralo aj na ekológiu človeka a na identifikáciu poskytovateľov ekosystémových služieb pre človeka (Kremen, 2005). V súvislosti s tým bolo potrebné jasne definovať ekosystém, ekosystémové služby a kvalitu života (blahobyt človeka). Vedci vyvinuli mnoho metodických postupov ako identifikovať, opísať, analyzovať a hodnotiť kľúčové ekosystémy Zeme (Grime, 1997; Daily et al., 2000).

Podstatou Miléniového hodnotenia ekosystémov nebola striktná požiadavka monetárneho (peňažného) oceňovanie ekosystémových služieb, preto ani neuvádza metódy ich oceňovania. Stredobodom pozornosti Miléniového hodnotenia ekosystémov sú vzájomné súvislosti a väzby medzi ekosystémovými službami a kvalitou ľudského života. Ide o hodnotenie životnej úrovne ľudí, pričom sa uznáva, že biologická rozmanitosť a ekosystémy majú tiež svoju vnútornú hodnotu nezávislú od človeka, a že rozhodnutia týkajúce sa ekosystémov sú prijímané na základe ohľadov na životnú úroveň rovnako, ako na túto vnútornú hodnotu ekosystémov (Grime, 1997; Balvanera et al., 2001; Fischer et al., 2006; Daily 1997a, 1997b; Daily, 2000). Táto koncepcia vychádza z presvedčenia, že medzi ľuďmi a ekosystémami existujú komplexné vzájomné vzťahy a väzby, takže akékoľvek zmeny v životných podmienkach ľudí priamo alebo nepriamo vyvolávajú zmeny v ekosystémoch (Guo et al., 2000; Sabo a Sabová, 2013). Na druhej strane zmeny v ekosystémoch majú za následok zmeny v životnej úrovni ľudí (Daniel et al., 2010). Okrem toho, životné podmienky ľudí ovplyvňuje mnoho ďalších faktorov, ktoré nie sú závislé na životnom prostredí a ekosystémy sú zase ovplyvňované rozličnými prírodnými silami (de Groot et al., 2002).

Degradácia ekosystémových služieb (Osborn, 1948; SCEP, 1970) má mnoho príčin, vrátane nadmerného dopytu po ekosystémových službách vyplývajúcich z ekonomického rastu, demografických zmien a subjektívneho individuálneho rozhodovania (Ehrlich, P. R., Ehrlich, A., 1970, 1981; Ostrom 1990; Ostrom et al., 1999; Ostrom et al., 2002). Trhové mechanizmy nezaisťujú vždy ochranu ekosystémových služieb buď preto, že napríklad pre kultúrne a regulačné služby neexistujú trhy, alebo pokiaľ existujú, potom politika a inštitúcie neumožňujú ľuďom, aby mohli užívať služby ekosystémov na báze trhového systému (Daniel et al., 2012; Gómez-Baggethun et al., 2010).

Pre účely hodnotenia ekosystémových služieb Costanza združil ekosystémové služby 16 biómov sveta do 17 skupín (Costanza et al., 1997; Farber et al., 2002). Pritom ocenil hodnotu

svetových ekosystémových služieb a prírodného kapitálu v rozpätí 16 až 54 miliárd US dolárov ročne, priemerne 33 miliárd US dolárov ročne. Netreba však zabúdať, že v skutočnosti celková hodnota biodiverzity pre ľudstvo je nekonečná, a tak diskusia o jej hodnote je vlastne zbytočná, pretože ľudstvo bez biodiverzity nemôže žiť (TEEB, 2008).

Vo vedeckej literatúre služby ekologických systémov a prírodná kapitálová zásoba, ktorú produkujú, sa považujú za kriticky dôležité pre fungovanie život podporujúcich systémov sveta. Tieto systémy priamo alebo nepriamo prispievajú k ľudskému blahobytu a preto tvoria súčasť celkovej ekonomickej hodnoty Zeme.

Ekosystémové tovary (napríklad potraviny) a služby (napríklad asimilácia odpadu) predstavujú úžitky získané človekom priamo alebo nepriamo z ekosystémových funkcií. Zjednodušene vo vedeckej literatúre sa chápu tovary a služby ako ekosystémové služby. V odbornej literatúre bolo charakterizovaných mnoho funkcií a služieb ekosystémov (Costanza et al., 1997).

Vo všeobecnosti kapitál (zdroj, hodnota) sa chápe ako materiálny zdroj (zásoba) alebo ako informácia, ktorá sa vzťahuje na určité miesto a čas. Každá forma kapitálového zdroja sa generuje buď samostatne, alebo v spojení so službami iných kapitálových zdrojov, s tokmi služieb, ktoré sa môžu využiť na premenu materiálov alebo na priestorové usporiadanie materiálov za účelom zvýšenia ľudského blahobytu. Človek využíva tento tok služieb, pričom môže a nemusí nechať pôvodný kapitálový zdroj nedotknutý. Kapitálový zdroj má rozličné formy, najčastejšie sú to fyzikálne formy, vrátane prírodného kapitálu, ako sú stromy, minerály, ekosystémy, atmosféra a pod.; môže to byť výrobný kapitál, ako sú stroje, stavby; alebo aj ľudský kapitál určitých organizačných štruktúr. Okrem toho kapitálové zdroje môžu mať nemateriálovú formu, ako sú informácie uložené v počítačoch a v jednotlivých ľudských mozgoch, alebo môžu byť uložené v druhoch a ekosystémoch (Wunder, 2005).

Ekosystémové služby teda obsahujú toky látok (materiálov), energie a informácií z prírodných zdrojov, ktoré sa kombinujú s výrobnými a ľudskými zdrojmi služieb, s cieľom posilnenia ľudského blahobytu (Costanza et al., 1997).

Model toku materiálov, energie a informácií medzi prírodným prostredím a spoločnosťou aplikovali holandskí vedci na diferenciáciu hlavných funkcií prírodného prostredia. Podľa tohto modelu prvoradými sú *produkčné funkcie* , ktoré sú založené na toku hmoty a energie z prírodného prostredia do spoločnosti. Tieto ekosystémové služby poskytujúce hmotu a energiu predstavujú schopnosť ekosystémov vytvárať pre človeka nové zdroje (potraviny, suroviny, energetické zdroje, genetický materiál). Druhý hlavný tok zo spoločnosti do prírodného prostredia predstavujú *nosičové funkcie,* ktoré poskytujú priestor na rôzne ľudské aktivity (bývanie, rekreáciu). *Informačné funkcie* sú tretím tokom zameraným na informačné potreby spoločnosti, čiže na tok z prírodného prostredia do spoločnosti (orientácia, identifikácia a výskum). *Regulačné funkcie* sa vzťahujú na schopnosť prírodných a polo prírodných ekosystémov regulovať základné ekologické procesy a život podporujúce systémy, čím prispievajú ku skvalitneniu životného prostredia (poskytujú čistú vodu, vzduch atď.)

Koncepcia environmentálnych funkcií, ako statkov a služieb prírody, prispela k postupnému zjednocovaniu ekológie a ekonómie pri hodnotení ekologických a socioekonomických úžitkov ekosystémov a mala ambíciu nahradiť koncepciu prírodných zdrojov dovtedy uplatňovanú v environmentálnej ekonómii (de Groot et al., 2002).

Koncepcia ekosystémových služieb podľa kategorizácie Miléniového hodnotenia ekosystémov sa uplatnila v environmentálnej ekonómii, pričom používa ekonomickú terminológiu a spôsoby vyjadrovania – tovary, úžitky, statky, služby, atď. Tovary (statky) majú priamu trhovú hodnotu. Služby, čiže funkčné ekosystémové procesy udržujú a podporujú produkciu tovarov a biodiverzity a tak priamo alebo nepriamo poskytujú úžitky pre ľudí. Táto koncepcia je niekedy predmetom kritiky ekológov, lebo pri oceňovaní

ekosystémových služieb často dominujú len ekonomické hľadiská, postupy a metódy (antropocentrický prístup - Sabo, Sabová, 2013). Na druhej strane táto koncepcia umožnila rozvoj environmentálnej a ekologickej ekonómie, ktorá pomáha prekonať predstavu, že ekosystémové služby a prírodné zdroje sú bezplatným statkom, teda darom prírody pre ľudí a spoločnosť, za ktorý prijímateľ daru (človek) nemusí platiť.

Ekologická ekonómia považuje ekosystémové služby za prírodný kapitál, na rozdiel od človekom vytvoreného kapitálu, čím je zdôraznený význam ekosystémových služieb (neobnoviteľných a obnoviteľných prírodných zdrojov) pre ľudskú spoločnosť (Costanza et al., 1997). Spoločný záujem ekológie a ekonómie v prípade ekosystémových služieb je potrebné posudzovať veľmi citlivo a uvážlivo, pretože zo súčasných porovnávacích a analytických štúdií vyplýva, že ekologické a ekonomické systémy majú rozdielnu kvantitatívnu štruktúru, interakčné procesy, vplyvy, účinky, a platia v nich často rozdielne vzťahy, napríklad pokiaľ ide o rovnováhu (stabilitu) či integritu týchto systémov.

Hodnotenie a oceňovanie ekosystémových služieb si vyžaduje ďalší výskum a exaktné poznatky o štruktúre, procesoch, vplyvoch, účinkoch a interakčných vzťahoch v ekosystémoch. Manažovanie ekosystémov a vytvorenie trhu s ekosystémovými službami môže byť podľa ekologických ekonómov cestou k udržateľnému rozvoju a užívaniu ekosystémov a k zlepšeniu kvality ľudskej spoločnosti na Zemi.

Klasifikáciou funkcií vegetácie sa u nás zaoberali Pavol Eliáš (2010), Ján Supuka (1996, 1999) a ďalší. Problematikou inštitúcií a ekosystémových služieb v trhovej spoločnosti sa zaoberala Kluvánková-Oravská (2010).

Problematikou hodnotenia a oceňovania ekologických funkcií poľnohospodárskych pôd Slovenska sa zaoberali Vilček et al. (2010), Bujnovský et al. (2009, 2011).

V oblasti lesníctva funkciami lesných ekosystémov a ich oceňovaním u nás sa ako prvý zaoberal František Papánek (1912 – 1995) v 70. – 80. rokoch minulého storočia (Papánek, 1978). Funkciu lesa ako lesnícky termín chápal ako spoločenské poslanie lesa (teleologická funkcia), čiže ako úlohu, ktorá sa lesu prisudzuje v sústave hospodárenia, s cieľom zabezpečiť materiálne i nemateriálne potreby spoločnosti a ktorú lesné hospodárstvo uplatňuje a presadzuje špecifickým využívaním lesa a zaobchádzaním s ním. Funkcia lesa sa niekedy používa aj ako prírodovedný termín na označenie funkčných závislostí vo vnútri lesného ekosystému, alebo medzi lesným a iným ekosystémom (kauzálna funkcia). Papánek rozlišoval funkciu (poslanie určené človekom) a vplyv (účinok) lesa bez ohľadu na ľudskú činnosť.

Triedením funkcií lesa u nás sa zaoberali Zachar (1982), Čaboun a Zemko (2010), Čaboun et al. (2010). V zásade lesné ekosystémy plnia produkčnú, ekologickú a environmentálnu funkciu. Oceňovaním funkcií a vplyvov lesných ekosystémov u nás okrem Papánka (1978) sa v ostatných rokoch zaoberali Tutka a Kovalčík (2010).

V lesníctve na oceňovanie úžitku produktov a služieb výrobného procesu internalít, teda i lesnej výroby, sa uplatňuje metóda trhovej ceny alebo metóda produktivity. Na oceňovanie mimoprodukčných (verejnoprospešných) funkcií lesa (verejných statkov) existujú v rámci hodnotenia verejných statkov špecifické metódy a metodické postupy. V podstate ide o metodický prístup kvantifikácie nákladov alebo výnosov (Tutka, Kovalčík, 2010).

V modeli štruktúry metód oceňovania životného prostredia a verejnoprospešných funkcií lesa sú do skupiny preferenčních metód začlenené metódy, ktoré vychádzajú z ochoty platiť za určitú hodnotu rekreačnej funkcie alebo prírodného statku, služby alebo zlepšenia kvality prostredia (Seják et al., 1999, 2010). Do druhej skupiny metód, založených na nepreferenčných prístupoch, patria metódy kvantifikácie výdajov užívateľov a producentov úžitkov rekreačnej funkcie. K nepreferenčným prístupom oceňovania verejnoprospešných (mimoprodukčných) funkcií lesa patrí metóda nákladov na obnovenie, metóda alternatívnych nákladov a metóda akcie – reakcie.

K preferenčným metodickým prístupom patria preferenčné kontingentové dotazníkové metódy CVM – Contingent Valution Method, preferncné metódy cestovných nákladov TCM – Travel Cost Method a implicitné oceňovacie metódy – Hedonic Price Method (HPM) – implicitná metóda ocenenia požitku, efektu. Pomocou týchto metód v ostatných rokoch boli ocenené funkie lesných ekosystémov s cieľom zlepšiť ekonomickú situácia rezortu lesníctva, ktorý je úžívateľ lesnej pôdy a stará sa o poskytovanie verejnoprospoešných služeb lesných ekosystémov (Tutka, Kovalčík, 2010).

Metódy oceňovania produkčných funkcií lesa podrobne opísali Seják et al. (1999), pričom pripomínajú význam času, ktorý vyjadruje nerovnocennosť ekonomických veličín nákladov a úžitkov v čase. Autori pojem ceny pokladajú za synonymum pojmu hodnota, čiže chápu ju ako bežnú trhovú cenu.

Vo vedeckej literatúre existuje zhoda v chápaní termínu „ekosystém“, avšak pre „ekosystémové služby“ existujú rozličné definície (Ojea, 2010).

Dôležitým výstupom syntézy Miléniového hodnotenia ekosystémov je dôraz na určujúce prvky kvality života a blahobytu, ktorými je sloboda a možnosť voľby. Podmienkou kvality života ľudskej spoločnosti je:

- bezpečnosť: možnosť žiť v čistom a bezpečnom prostredí, schopnosť znížiť dopad ekologických stresov a živelných pohrôm,
- základné predpoklady pre spokojný život: možnosť prístupu k zdrojom v záujme zárobku a obživy,
- zdravie: možnosť vhodnej výživy, možnosť nebyť zbytočne chorý, dostatok čistej vody, čistý vzduch, energia k udržovaniu tepla a chladu,
- dobré sociálne vzťahy: možnosť uplatniť estetické a rekreačné hodnoty spojené s ekosystémami, možnosť vyjadriť kultúrne a duchovné hodnoty spojené s ekosystémami, možnosť pozorovať a študovať ekosystémy a učiť sa z nich.

Tieto najdôležitejšie súčasti životnej úrovne sa vzájomne ovplyvňujú s ľudskou slobodou a možnosťou voľby.

Vo vedeckej literatúre sa objavili aj kritické pripomienky ku koncepcii ekosystémových služieb. Najviac kritických pripomienok sa dotýkalo kultúrnych služieb ekosystémov (Daniel et al., 2012; Kirchhoff, 2012). Diskusia sa sústreďuje na problém, ako možno hodnotiť kultúrne ekosystémové služby, ktoré obsahujú veľkú pestrosť prvkov kvality života. Napríklad bezpečnosť, ako určujúci prvok kvality ľudského života, môže byť ovplyvnená zmenami kultúrnych služieb tam, kde strata dôležitých ceremoniálnych atribútov ekosystémov prispieva k oslabeniu sociálnych vzťahov v komunite, čo ovplyvňuje kvalitu ľudských skúseností a zážitkov. Zdravie je tiež previazané s kultúrnymi službami prostredníctvom rekreačných a duchovných prínosov. Sloboda a možnosť voľby sú tiež ovplyvňované zmenami v poskytovaní statkov, regulačných alebo kultúrnych služieb ekosystémov. Niektorí autori (Daniel et. al., 2012) hodnotia estetiku krajiny, kultúrne dedičstvo, rekreáciu a duchovný význam ekosystémov ako kultúrnu hodnotu. Kriticky hodnotia model explicitného spojenia ekologickej štruktúry a funkcie prírodného systému s kultúrnymi hodnotami ekosystémov a prínosmi pre kvalitu ľudského života. Zásadná kritika koncepcie kultúrnych ekosystémových služieb spočíva na troch argumentoch:

- Kultúrne statky, ktoré sa nachádzajú v prírodnej/kultivovanej krajine nemožno hodnotiť vedeckými metódami používanými v ekológii pri hodnotení štruktúry a funkcií ekosystémov.
- Kultúrne statky v prírodnej/kultivovanej krajine majú symbolický význam; predmetom hodnotenia nie sú ekosystémy v krajine, ale prírodné javy, ako sú hory, jazerá, lesy a symbolické krajiny (Cosgrove, 1984).

- Kultúrne hodnoty krajiny nevyplývajú z vlastností ekosystémov, ale sú výsledkom určitého tradičného spôsobu využívania krajiny človekom v danom kultúrnom rámci so špecifickou symbolickou skúsenosťou.

Vedeckí pracovníci navrhujú, aby klasifikácia ekosystémových služieb bola založená na jasnej a jednoznačnej definícii ekosystémových služieb, na pochopení charakteristík ekosystému alebo v nich obsiahnutých ekosystémových služieb a na pochopení rozhodovacích súvislostí v ktorých sú využívané ekosystémové služby. Vedci odporúčajú chápať ekosystémové služby ako „aspekty aktívneho alebo pasívneho využívania ekosystémov na vytváranie ľudského blahobytu“ (Fisher et al., 2009).

Na pochopenie dynamiky ekologických procesov vo vzťahu k ekosystémovým službám je nevyhnutná pomoc ekonómie. Medzi najvýznamnejších predstaviteľov koncepcie ekologickej ekonómie patrí americký ekológ a ekonóm Robert Costanza (* 14. 9. 1950).

PRIPOMENUTIA NA ZÁVER

Na začiatku tretieho tisícročia svetové spoločenstvo prostredníctvom Organizácie spojených národov nastolilo potrebu preskúmania stavu ekosystémov, ich ohrozenia a potenciálu poskytovať ekosystémové služby pre udržanie kvality života ľudskej populácie. V súvislosti so syntetickými závermi Miléniovho hodnotenia ekosystémov v roku 2005 bola nastolená aj potreba hodnotenia ekosystémových služieb ekonomickými metódami, teda trhovými nástrojmi a finančnými schémami, s cieľom upozorniť na ekonomickú hodnotu ekosystémových služieb a na stúpajúce náklady súvisiace s revitalizáciou degradovaných ekosystémov. Trhové mechanizmy a tzv. komodifikácia jednotlivých ekosystémových služieb majú však aj slabé stránky (Gómez-Baggethun et al., 2010). Špecifikovanie ekosystémových služieb za účelom ich peňažného ohodnotenia, oceňovania a obchodovania s nimi potláča komplexný pohľad na ekosystémy a ich služby (Vatn, 2000). Trhové mechanizmy a navrhované aktivity na ochranu alebo podporu určitej ekosystémovej služby môžu byť kontraproduktívne z hľadiska inej ekosystémovej služby. Komplexnosť ekosystémových služieb spočíva vo vzájomnom prepojení a závislosti biotických a abiotických komponentov pri ich vytváraní (Chobotová, 2010). Ak človek vníma ekosystémové služby len cez peniaze, prehliada ich hodnoty, pre ktoré je dôležitá ochrana biodiverzity (Kosoy, Corbera, 2010). Trhové mechanizmy a ekonomické hodnotenie ekosystémových služieb môže viesť k posunu myslenia a konania človeka od toho, čo sa považuje za všeobecne vhodné a potrebné, k tomu, čo je najlepšie a najvýhodnejšie pre neho samého (Vatn, 2000).

Ekosystémové služby, čiže úžitky, ktoré príroda poskytuje ľudskej spoločnosti, sa stali jedným z hlavných pojmov súčasnej ekológie, ochrany životného prostredia a koncepcie udržateľného rozvoja. Podľa Vackaťa (2010) tento pojem patrí do oblasti environmentálnej ekonómie a súčasná krajinná ekológia a ochrana životného prostredia našla v udržateľnosti ekosystémových služieb svoje nové opodstatnenie. Každý výrobok či služba je funkciou environmentálnych vstupov (napríklad vody, kyslíka, CO_2 , či živín), ľudskej práce a kapitálu. Ekosystémové služby možno chápať ako obnoviteľný prírodný kapitál, ktorého nenahraditeľnou súčasťou sú život podporujúce ekosystémové služby a funkcie.

Jednou z najdiskutovanejších otázok environmentálnej ekonómie sú platby za ekosystémové služby. O vyjadrení hodnoty ekosystémových služieb v peniazoch sa stále živo diskutuje. Všetky ekosystémové služby možno vyjadriť v biofyzikálnych indikátoroch, ktoré by mali byť základom každého hodnotenia (Vackař, 2010). Základný problém spočíva v tom, že pre hodnotenie životodarných služieb ekosystémov, ktoré nie sú predmetom trhových vzťahov, nie je doteraz vytvorený ani potrebný etický a hodnotový rámec, ani potrebné inštitúcie, metódy a nástroje. Štandardná ekonómia tradične vychádza len z koncepcie

účelovej, úžitkovej (inštrumentálnej) hodnoty statkov a služieb. Na trhu sú hodnotené len zásobovacie služby ekosystémov, ktoré sú spojené s priamymi úžitkami pre spotrebiteľa, avšak mimo trhový svet a trhové hodnotenie ostávajú existenčne najdôležitejšie podporné a regulačné ekosystémové služby.

V ostatných desaťročiach vzniklo niekoľko nových metód pre hodnotenie „netrhových" služieb ekosystémov, postavených prevažne na zisťovaní ochoty jednotlivcov platiť za ekosystémové služby, avšak rozhodujúca časť z nich ostáva v experimentálnej rovine vo vedeckých tímoch a nestala sa doteraz súčasťou cenového systému jednotlivých ekonomík. Medzi hlavné prekážky, ktoré bránia rýchlejšiemu rozvoju ekonomického hodnotenia netrhových aspektov ekosystémových služieb patrí postoj jednotlivcov vo vlastný prospech, ktorý nahradil etický kódex chovania jednotlivca v prospech komunity a prírody, utilitarizmus a subjektivizmus ekonomického hodnotenia, odúročenie (diskontovanie) budúcnosti, odmietanie vnútornej hodnoty prírody neoklasickou ekonómiou hlavného prúdu. Ľudská spoločnosť naliehavo potrebuje prepojenie prirodzených služieb a funkcií ekosystémov a možností rozvoja ekonomických aktivít ľudských jedincov a ich skupín v krajine. Potrebuje zahrnúť vnútornú hodnotu prírody, hodnotu funkcií a služieb ekosystémov do ekonomického systému a do rozhodovania ekonomických subjektov (Seják et al., 2010).

LITERATÚRA

BALVANERA, P., DAILY, G.C., EHRLICH, P.R., RICKETTS, T.H., BAILEY, S., KARK, S., KREMEN, C., PEREIRA, H. 2001. Conserving biodiversity and ecosystem services. *Science* 291: 2047.

BEGON, M., HARPER, J.L., TOWNSEND, C.R.. 1997. Ekologie, jedinci, populace a společenstva. (Preklad z angličtiny). Olomouc : Vydavatelství Univerzity Palackého. 949 s.

COSGROVE, D.E. 1984. *Social Formation and Symbolic Landscape*. London; Schama, S. 1995: *Landscape and memory*. New York.

COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R.S., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R.V., PARUELO, J., RASKIN, R.G., SUTTON, P., van den BELT, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387 (6630): 253-260.

COSTANZA, R. 2000. Societal goals and the valuation of ecosystem services. *Ecosystems*, 3: 4-10.

COSTANZA, R., d'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBERK, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., SHAHID NAEEM, I., O'NEILL, R.V., PARUELO, J., RASKIN, R.G., SUTTONKK, P., van den BELT, M. 2012. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.

ČABOUN, V., ZEMKO. 2010. Funkcie lesa a mimo les rastúcich spoločenstiev drevín, ich klasifikácia a možnosti využitia. In Čaboun, V., Tutka, J., Moravčík, M. (eds.) *Uplatňovanie funkcií lesa v krajine.* Zvolen : Národné lesnícke centrum, s. 11-94. ISBN 978-80-8093-120-9.

DAILY, G.C. 1997a. Introduction: What are ecosystem services? In Daily, G.C. (ed.) *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems.* Island Press, Washington, DC, s. 1-10.

DAILY, G.C. 1997b. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington. 392 s.

DAILY, G.C., SÖDERQVIST, T., ANIYAR, S., ARROW, K., DASGUPTA, P., EHRLICH, P.R., FOLKE, C ., JANSSON, A.M., JANSSON, B.O., KAUTSKY, N., LEVIN, S., LUBCHENCO, J., MÄLER, K.G., SIMPSON, D., STARRETT, D., TILMAN, D. , WALKER, B. 2000. The value of nature and the nature of value. *Science*, 289: 395-396.

DAILY, G. C., ELLISON, K. 2002. *The New Economy of Nature: The Quest to Make Conservation Profitable*. Island Press, Washington, DC.

DAILY, G. C. 2000. Management objectives for the protection of ecosystem services. *Environmental Science & Policy* 3: 333-339.

DANIELS, A. M., BAGSTAD, K., ESPOSITO, V., MOULEART, A., RODRIGUEZ, C.M. 2010. Understanding the impacts of Costa Rica´s PES: Are we asking the right questions? *Ecological Economics* 69, s. 2116-2126.

DANIEL, T. C. et al. 2012. *Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda.* Proc. Natl. Acad. Sci. USA 109: 8812-8819.

DE GROOT, R. S., WILSON, M., BOUMANS, R. 2002. A typology for the description, classification, and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41(3): 393-408.

DRDOŠ, J. 2000. *Súčasný stav a trendy rozvoja krajinnej ekológie*. In Vološčuk, I. (ed.): *Vývoj, súčasný stav a perspektívy aplikovanej ekológie na Slovensku.* Zborník referátov z vedeckého sympózia. Zvolen : Technická univerzita, s. 25-33.

DRDOŠ, J., MIKLÓS, L., KOZOVÁ, M., URBÁNEK, J. 1995. *Základy krajinného plánovania*. Zvolen : Technická univerzita, 172 s.

EHRLICH, P.R. , EHRLICH, A. 1970. *Population, Resources, Environment: Issues in Human Ecology.* W.H. Freeman, San Francisco. 383 s. - pozri s. 157

EHRLICH, P.R., EHRLICH, A. 1981. *Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species*. New York : Random House, 305 s.

ELIÁŠ, P. 2010. Od funkcií vegetácie k ekosystémovým službám. *Životné prostredie,* roč. 44, č. 2, s. 59-64. ISSN 0044-4863.

FARBER, S.C., CONSTANZA, R., WILSON, M.A. 2002. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics*, 41: 375-392.

FARLEY, J., COSTANZA, R. 2010. Payments for ecosystem services: From local to global. *Ecological Economics* 69: 2060-2068.

FISHER, J., LINDENMAYER, D.B., MANNING, A.D. 2006. Biodiversity, ecosystem function, and resilience: ten guiding principles for commodity production landscapes. *Ecological Environment* 4 (2): 80-86. The Ecological Society of America.

FRIEDERICHS, K. 1930. Grundfragen und Gesetzmäßigkeiten der land und forstwirtschaftlichen Zoologie insbesondere der Entomologie setzmäßigkeiten der land- und forstwirtschaftlichen Zoologie. Vol. 1: *Ökologischer Teil,* Vol. 2: Wirtschaftlicher Teil. Verlagsbuchhandlung Paul Parey, Berlin, Germany, 417 and 443 s.

GÓMEZ-BAGGETHUN, E.R., de GROOT, R., LOMAS, P.L., MONTES, C. 2010. The History of Ecosystem Services in Economic Theory and Practice: From Early Nations to Markets and Payment Schemes. *Ecological Economics,* 69: 1209-1218.

GRIME, J.P. 1997. Biodiversity and ecosystem function: The debate deepened. *Science* 277

GUO, Z.W., XIO, X.M., LI, D.M. 2000. An assessment of ecosystem services: water flow regulation and hydroelectric power production. *Ecological Applications* 10: 925-936.

CHAN, K.M.A., SHAW, M.R., CAMERON, D.R., UNDERWOOD E.C., DAILY, G.C. 2006. Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biology* 4: 2138-2152.

CHOBOTOVÁ,V. 2010. Trhový prístup k ekosystémovým službám. *Životné prostredie.* Ročník 44, č. 2, s. 92-95. ISSN 0044-4863.

KIRCHHOFF, T., TREPL, L., VICENZOTTI, V. 2012. What is landscape ecology? An analysis and evaluation of six different conceptions. *Landscape Reserach*, s. 1-19.

KLUVÁNKOVÁ-ORAVSKÁ, T., CHOBOTOVÁ, V. 2010. Inštitúcie a ekosystémové služby v demokratickej a trhovej spoločnosti. *Životné prostredie*, roč. 44, č. 2, s. 84-87.

KOSOY, N., CORBERA, E. 2010. Payment for ecosystem services as commodity fetishism. *Ecological Economics* 69 (2010): 1228-1236.

KREMEN, C. 2005. Managing Ecosystem Services: What do We Need to Know about Their Ecology? *Ecology Letters,* 8: 468-479.
LEOPOLD, A. 1949. *A Sand County Almanac.* Oxford University Press, New York. 226 pp.
LÉVÊQUE, CH. 2003. Ecology: From Ecosystem to Biosphere. Science Publischers, INC, USA. ISBN 1-57808-294-3 Dostupné na: http://www.ascipub.net
MIČIAN, Ľ. 1999. Geografia, fyzická geografia, krajinná ekológia, geoekológia: ich interpretácie a funkcie. *Geografický časopis* 51/4: 331-345.
MIDRIAK, R. 1994. *Geoekológia vysokých pohorí na Slovensku*. Zvolen : Technická univerzita, 113 pp.
MIDRIAK, R. 2005. *Horské oblasti a ich trvalo udržateľný rozvoj*. Zvolen : Technická univerzita, 173 pp.
MIKLÓS, L. 1998. Landscape as a Geosystem. *Ekológia,* Bratislava 17/Suppl. 1: 52-74.
MIKLÓS, L., IZAKOVIČOVÁ, Z. 1997. *Krajina ako geosystém*. Bratislava : VEDA, vyd. SAV, 152 pp.
MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MA). 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis.* Island Press, Washington. 155 s.
ODUM, E. 1953. *Fundamentals of Ecology*. W.B. Saunders, Philadelphia, PA.
ODUM, E. P. 1977. Základy ekologie. (Český preklad). ACADEMIA Praha, 736 s.
OSBORN, F. 1948. *Our Plundered Planet.* Little, Brown and Company: Boston. 217 s.
OSTROM, E. 1990. *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*. Cambridge University Press, Cambridge, 279 s.
OSTROM, E., BURGER, J., FIELD, C.B., NORGAARD, R.B., POLICANSKY, D. 1999. Revisiting the commons: Local lessons, global challenges. *Science*, 284, s. 278-282.
OSTROM, E., DIETZ, T., DOLŠAK, N., STERN, P.C., STONICH, S., WEBER, E.U. (eds.). 2002. *The Drama of the Commons*. National Academy Press, Washington, DC, 534 s.
OŤAHEL, J., IRA, V. 2013. Krajina – integrujúca koncepcia výskumných programov Geografického ústavu SAV. In Midriak, R. (ed.), *Krajina – ekológia, využívanie, ochrana*. Banská Bystrica : IVKR FPV UMB, s. 99-115. CD. ISBN 978-80-557-0576-7.
PAPÁNEK, F., 1978. Teória a prax funkčne integrovaného lesného hospodárstva. Lesnícke štúdie 29. Zvolen : Výskumný ústav lesného hospodárstva, 218 s.
PRETTY, J. 2003. Social capital and the collective management of resources. *Science* 302: 1912-1914.
SABO, P. 2002. *Zložitosť autoorganizujúcich sa systémov a ekologická integrita krajiny.* In Kozová, M., Pavlíčková, K., Barka, I. (eds.) *Zborník referátov z konferencie Nové trendy krajinnej ekológie.* Bratislava : Univerzita Komenského, s. 213-227. ISBN 80-223-876-0.
SABO, P. 2007. *Základy teórie ekologickej integrity krajiny a výpočty jej parciálnych indexov (a celku)*. In Daniš, D., Jančura, P. (eds.), *Vybrané problémy krajiny.* Zborník KTPK. Zvolen : Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita, s. 70-82.
SABO, P., SABOVÁ, Ľ. 2013. Niektoré z úskalí evolučnej ontológie. *Envigogika: Charles University E-journal for Environmental Education.* Praha, s. 1-9. ISSN 1802-3061. Dostupné na: http://www.envigogika.cuni.cz/
SARVAŠOVÁ, Z., ŠÁLKA, J. 2012. Stratégia transformácie verejnoprospešných funkcií lesa na trhové statky. In Sarvašová, Z., Šálka, J. (eds.) *Integrácia úžitkov verejnoprospešných funkcií lesov do trhového mechanizmu – teórie a zahraničné skúsenosti.* Zvolen : Technická univerzita, s. 207-201. ISBN 978-80-228-2394-4.
SEARS, P.B. 1956. *The processes of environmental change by man.* In Thomas, W.L. (ed.) *Man's Role in Changing the Face of the Earth (Volume 2).* University of Chicago Press, Chicago. 1193 s.

SEJÁK, J. et al. 1999. *Oceňování pozemků a přírodních zdrojů*. Praha : Grada Publishing, spol.s r.o. 256 s.

SEJÁK, J., POKORNÝ, P., CUDLÍN, P. 2010. Možnosti hodnocení ekosystémových služeb. *Životné prostredie*. Revue pre teóriu a starostlivosť o životné prostredie. Roč. 44, č. 2, s. 74-77. ISSN 0044-4863.

STUDY OF CRITICAL ENVIRONMENTAL PROBLEMS (SCEP). 1970. *Man's Impact on the Global Environment.* Cambrige : MIT Press, 319 s.

SUPUKA, J. 1996. Krajinotvorná funkcia vegetácie. In *Zborník z konferencie Krajina-Človek-Kultúra*. Banská Bystrica : Slovenská agentúra životného prostredia, s. 12-16.

SUPUKA, J. 1999. Funkcie a využitie drevinovej vegetácie v krajinnom plánovaní. In Hrnčiarová, T., Izakovičová, Z. *Krajinnoekologické plánovanie na prahu 3. tisícročia*. Bratislava : Ústav krajinnej ekológie SAV, s. 142-145.

ŠÁLKA, J., ĎURIŠ, M., BÁTOR, M., JAĎUĎ, J. 2012**.** Základný princíp integrácie úžitkov verejnoprospešných funkcií lesov do trhového mechanizmu. In Sarvašová, Z., Šálka, J. (eds.), *Integrácia úžitkov verejnoprospešných funkcií lesov do trhového mechanizmu – teórie a zahraničné skúsenosti.* Zvolen : Technická univerzita, s. 47-56. ISBN 978-80-228-2394-4.

TANSLEY, A.G. 1935. The use and abuse of vegetational terms and concepts. *Ecology*, 16 (3): 284-307. doi:10.2307/1930070. JSTOR 1930070.

TAYLOR, P. 1986. *Respect for Nature*. Princeton : Princeton University Press, NJ.

TEEB. 2008. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: An Interim Report*. Bonn.

TOWNSEND, C. R., HARPER, J. L., BEGON, M. 2000. *Essentials of Ecology*. Blackwell Science Oxford. 552 s.

TUTKA, J., KOVALČÍK. 2010. Ekonomické hodnotenie funkcií lesa. In Čaboun, V., Tutka, J., Moravčík, M. (eds.), *Uplatňovanie funkcií lesa v krajine.* Zvolen : Národné lesnícke centrum, s. 95-174. ISBN 978-80-8093-120-9.

VACKÁŘ. 2010. Ekosystémové služby: globální pohledy, indikátory, příklady. *Životné prostredie,* roč. 44, č. 2, s. 65-69.

VATN, A. 2000. The Environment as a Commodity. *Environmental Values*, 9, s. 493-509.

VOGT, W. 1948. *Road to Survival.* William Sloan: New York. 335 s.

WUNDER, S. 2005. *Payments for environmental services: Some nuts and bolts.* Center for International Forestry Research. Jakarta, Indonesia. CIFOR Occasional Paper No. 42, 32 s. ISSN 0854-9818.

ZACHAR, D. 1977. K problematike funkcií lesov v životnom prostredí v ČSSR. In Zachar, D. (ed.) *Les ako súčasť životného prostredia.* Bratislava : VEDA, vydavateľstvo SAV, s. 39-49.

ZACHAR, D. 1977. Sídelné funkcie lesa ako súčasť životného prostredia. In Zachar, D. (ed.) *Les ako súčasť životného prostredia*. Bratislava : VEDA, vydavateľstvo SAV, s. 227-239.

INŠTITÚCIE A POLITIKY PRE EKOSYSTÉMOVÉ SLUŽBY

Tatiana Kluvánková-Oravská

SPECTRA Centrum excelentnosti: Ústav ekológie lesa SAV a Slovenská technická univerzita, Vazovova 5, 812 43 Bratislava, e-mail: tana@cetip.sk

ROZŠÍRENÝ ABSTRAKT

Skutočnosť, že alarmujúci pokles biodiverzity zvyšuje zraniteľnosť životného prostredia a ohrozuje kvalitu života ľudstva, je vo vedeckej komunite známy už niekoľko desaťročí. Existujúce nástroje politík na úrovni štátu i EÚ nedokážu nastúpený pokles účinne zastaviť.

Príkladmi neúspechu sú napríklad devastačné dôsledky prioritizácie druhov biodiverzity, napríklad taxonomickej ochrany druhov na biotopy a funkcie ekosystémových služieb. Neslávne sa stali aj vedľajšie účinky nástrojov územnej ochrany prírody, napríklad prenos infekcií divo žijúcej zveri na domestifikované zvieratá prostredníctvom nefunkčných biokoridorov (Kinzig et al., 2011), presun záťaže rekreácie v území (Lambin, Meyfroidt, 2011), či prenos infekcie lesa z bezzásahovej zóny do hospodárskej časti lesa súkromného vlastníka. Alarmujúci je aj problém poklesu biodiverzity zanedbaných území kultúrnej krajiny.

V demokratickej spoločnosti rozhodnutia neprichádzajú „zhora“, ale sú verejnou voľbou s neustále rastúcim podielom úlohy neštátnych aktérov, napríklad vlastníkov, ekonomických a iných záujmových skupín pôsobiacich cez viaceré politicko-administratívne úrovne (EÚ, národná, regionálna, miestna). V politike životného prostredia za posledných 30 rokov EÚ prijala množstvo nových právnych úprav. Tieto úpravy, reagujúc na tlak neštátnych účastníkov podieľať sa na riadení verejných zdrojov, neplnia len regulačnú funkciu, ale poskytujú rámec na tvorbu nových pravidiel manažmentu. V dôsledku toho rozhodovanie prešlo podstatnou zmenou od priameho riadenia ku koordinácii spoločenských záujmov bez jednoznačnej autority (Bache, Flinders, 2004) a za účasti rôznorodých „hráčov“, nezávislých od centrálnej moci a existujúcich na viacerých úrovniach rozhodovania. Príkladom je viacúrovňové rozhodovanie v EÚ (Kluvánková-Oravská, 2010). Vznikli nové smernice EÚ, napríklad rámcové smernice v ochrane vôd, zdravia či biodiverzity, ktoré vyžadujú koordináciu moci a záujmov cez hranice štátov a sektorov.

Koncept ekosystémových služieb ponúka nový pohľad na manažment prírodných zdrojov podporou spoločenského významu funkcií ekosystémov a ich prínosu pre kvalitu života (Millennium Ecosystem Assessment 2005; TEEB, 2010). Prínos konceptu ekosystémových služieb je predovšetkým v zviditeľnení hodnoty prírodných systémov v ľudskom rebríčku potrieb a má ambíciu zapracovať socio-ekologickú dynamiku do plánovania ekonomických politík, či zvýšenie konvergencie sektorálnych politík motiváciou k spolupráci na udržateľnom manažmente krajiny a navrhovaní efektívnych stratégií manažmentu prírodných zdrojov a životného prostredia.

V kontexte kvality života a strategických cieľov je podstatné upriamiť pozornosť na charakter ekosystémových služieb v spoločenských systémoch. Ekosystémové služby sú najmä zdieľané prírodné a spoločensky tvorené statky – commons (Ostrom, 1990).

Užívatelia ekosystémových služieb si vzájomne konkurujú pri užívaní zdrojov a znižujú ich objem, zároveň je veľmi ťažké vylúčiť kohokoľvek zo spotreby. Ide potom o spoločenskú dilemu, v ktorej záujmy jednotlivca (maximalizácia úžitku) pri užívaní zdieľaných statkov sa dostávajú do konfliktu so záujmami skupiny (zachovanie kvality a kvantity statku). Preklad commons do slovenčiny je neľahký, keďže v našich podmienkach existuje málo príkladov uplatnenia z praxe[1].

Výskum commons prináša do praxe manažmentu a spravovania statkov novú dimenziu. Tradičný prístup k manažmentu prírodných zdrojov definovaný ekológom Garetom Hardinom (1968) považuje za optimálne riešenia privatizáciu a neskôr štátnu reguláciu statkov. Elinor Ostrom v práci „*Riadenie verejných statkov. Evolúcia inštitúcií pre kolektívnu voľbu"* (Ostrom, 1990) a neskôr aj na základe veľkého množstva empirických štúdií preukázala schopnosť kolektívnych užívateľov, najmä zdrojov na lokálnej úrovni, efektívne a udržateľne ich spravovať (Ostrom, 1999). Oponuje všeobecne uznávaný názor, že režim kolektívnych statkov musí zákonite vyústiť v kolaps. Jej prístup, ktorý nadácia Alfreda Nobela ocenila cenou Švédskej centrálnej banky za ekonómiu (2009), predstavuje režim spoločného-zdieľaného vlastníctva ako alternatívu k privatizácii či zoštátneniu statkov. Predpokladá preniesť tvorbu pravidiel manažmentu a rozhodovania na podielových vlastníkov alebo užívateľov formou samosprávy. Takýto režim je potom charakterizovaný obmedzením užívateľských práv na skupinu podielnikov, ktorá sama vytvára pravidlá užívania, vrátane kontrolných a sankčných mechanizmov, ktoré nie vždy musia byť formou finančnej pokuty, ale napríklad izoláciou v komunite. Iným príkladom je auto-monitoring či obmedzenie užívateľských práv v čase (tzv. kalendárový monitoring), stupňovité sankcionovanie, právo člena spoločenstva podieľať sa rovnakým dielom na rozhodovaní a potreba demokracie zdola. Pravidlá sebakontroly vykazujú vyššiu efektívnosť a sú akceptovanejšie ako tie, ktoré prichádzajú „zhora", cituje New York Times z 12.10.2009 Elinor Ostrom po udelení Nobelovej ceny. Výskum commons tak dokázal, že jednotlivci sú za istých podmienok a predpokladu dlhodobých práv užívania schopní sledovať kolektívne ciele (presadzovať kooperatívnu stratégiu) a dosiahnuť svoje ciele pri nižších nákladoch ako nástroje štátnej regulácie prijaté na centrálnej úrovni. Príklad režimu zdieľaného vlastníctva prírodných zdrojov v našich podmienkach predstavujú spoločenstvá vlastníkov lesa –urbariáty (Kluvánková-Oravská, 2013). Mestské zdieľané statky (*urban commons*) sú typickým predstaviteľom druhej skupiny – človekom vytvorených statkov. Podobne ako väčšina tradičných, a najmä prírodných zdieľaných statkov, je verejný priestor fyzický kolektívny zdroj, no jeho úžitky a služby však majú vo väčšine prípadov nehmotný charakter, čo je vlastnosť spoločná napríklad s digitálnymi zdieľanými statkami.

Rozsiahly výskum spravovania zdieľaných statkov ukazuje množstvo príkladov, kedy efektívny manažment za účasti lokálnych komunít dokázal podstatnou mierou prispieť k skvalitneniu ich fungovania. Určili sa princípy a kľúčové rámcové podmienky, pri ktorých dokázali takéto režimy spravovania efektívne a udržateľne fungovať, napríklad jasne určené hranice zdroja a práva v užívaní a spolurozhodovaní, spravodlivosť pri distribúcii benefitov a spoluzodpovednosti, monitoring, sankcie a iné (napríklad Ostrom, 1999; Kluvánková-Oravská, 2013; Poklembová, Kluvánková-Oravská, Finka, 2013).

Podstatou riešenia efektívnosti politík na podporu ekosystémových služieb je prijatie opatrení vhodných pre zdieľané statky, ktoré sú charakterizované vysokou mierou neistoty

[1]*Nezriedka sa kolektívny význam commons mylne zamieňa s kolektivizáciou uskutočnenou násilne komunistickým režimom v 50. rokoch 20. storočia, preto zdieľané statky považujeme za najvhodnejší termín pre anglický originál commons.*

informácií (asymetria prístupu k informáciám), nevylúčiteľnosť užívateľov z ich spotreby a konkurenčným užívaním vedúcim k redukcii zásob prírodných zdrojov. Tieto faktory spolu s komplexnosťou ekosystémových služieb a procesu rozhodovania (viacúrovňové rozhodovanie) spôsobujú znižovanie účinku tradičných nástrojov, najmä regulačných a trhových nástrojov sektorálnych politík. Zabezpečenie potrebných zmien na odvrátenie trvalých zmien klímy, biodiverzity a iných zložiek svetového ekosystému preto vyžaduje spoločenskú zmenu, najmä zmenu rozhodovania a zmenu správania užívateľov a aktérov rozhodovania od individuálnych a sektorálnych prístupov ku kooperatívnej stratégii a integrácii politík.

LITERATÚRA

BACHE I., FLINDERS M. 2004. Multi-level governance: conclusions and implications. In *Multi-Level Governance,* Bache I, Flinders M (eds.). Oxford University Press: New York; s. 195-206.

HARDIN G. 1968. The tragedy of the commons. *Science,* 162: 1243-1248.

KLUVÁNKOVÁ-ORAVSKÁ T. 2010. New Environmental Governance. In Kluvánková-Oravská T. 2010. *From Government to Governance?* Praha : Alfa Nakladatelství, s. 14-26.

KLUVÁNKOVÁ-ORAVSKÁ T. 2013. Governing natural commons:Forest regime. In Kluvánková-Oravská, T., Jílková, J., Kozová, M. (eds*.) From Governing to Governance*. Ružomberok : VERBUM vydavateľstvo KÚ, s. 19-29.

KINZIG A.P., PERRINGS, C., CHAPIN F.S., POLASKY S., SMITH V.K., TILMAN D., TURNER, B.L., 2011. Paying for ecosystem services - promise and peril. Science 334, s. 603-604.

LAMBIN E.F., MEYFROIDT P. 2011. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 108 (9), s. 3465-3472.

MEA 2005. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. Millennium Ecosystem Assessment. Washington, DC : World Resources Institute.

OSTROM E. 1990. Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action. New York : Cambridge University Press. 298 s.

OSTROM E. 1999. Rivisiting the Commons: Local Lessons, Global Challenges*. Science*, 284 (5412), s. 278-282.

POKLEMBOVÁ V., KLUVÁNKOVÁ-ORAVSKÁ T., FINKA M. 2013. Governing Urban Commons: Urban Public Spaces. In Kluvánková-Oravská, T., Jílková, J., Kozová, M. (eds.) *From Governing to Governance. Ružomberok* : VERBUM vydavateľstvo KÚ, s. 29-45.

THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY 2010. Mainstreaming the Economics of Nature. A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB. Dostupné na: /www.teebweb.orgS

OPERACIONALIZÁCIA PRÍRODNÉHO KAPITÁLU A EKOSYSTÉMOVÝCH SLUŽIEB – OD KONCEPTU K REÁLNYM APLIKÁCIÁM

Peter Mederly[1], Zita Izakovičová[2], Peter Bezák[2]

[1]REGIOPLÁN Nitra, Panská dolina 66, 949 01 Nitra, e-mail: mederly@regioplan.sk
[2]Ústav krajinnej ekológie SAV Bratislava, Nitra, e-mail: zita.izakovicova@savba.sk, peter.bezak@savba.sk

Projekt OpenNESS je súčasťou **7. rámcového programu EÚ** pre výskum, technický rozvoj a demonštračné činnosti, programu *Spolupráca*, tematickej oblasti *Životné prostredie a zmeny klímy*. Riešený bude v období **2013-2017** (54 mesiacov).

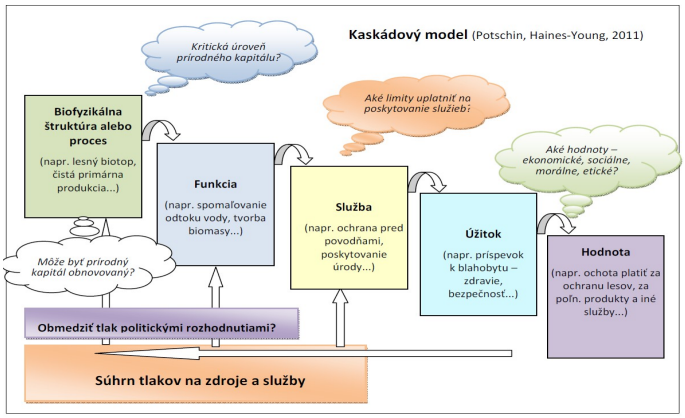
Riešiteľský tím tvorí **konzorcium 35 organizácií** z 18 krajín (z toho 14 európskych), medzi ktorými je množstvo významných európskych vedecko-výskumných a vzdelávacích inštitúcií.
Hlavným riešiteľom projektu je **SYKE – Fínsky ústav životného prostredia** so sídlom v Helsinkách. V SR sú riešiteľskými organizáciami **Ústav krajinnej ekológie SAV** a **Regioplán Nitra**.

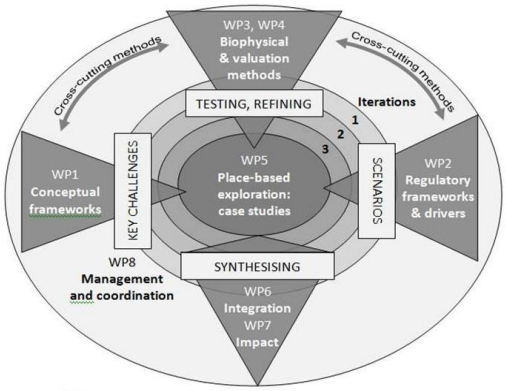
Hlavný cieľ projektu:

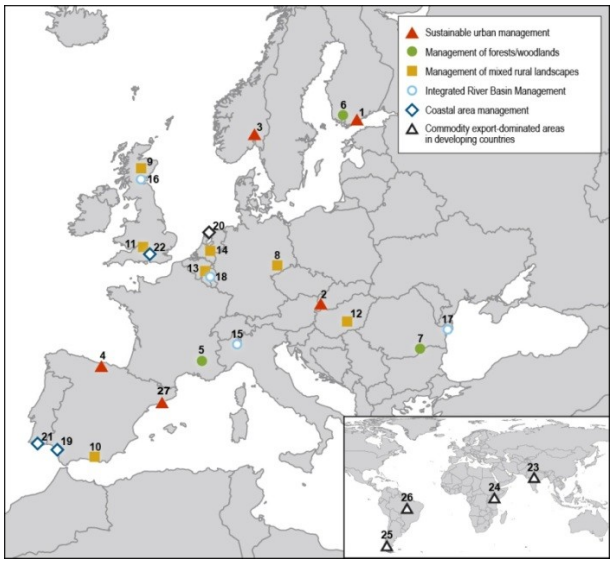
• vytvorenie operačného rámca pre uplatňovanie konceptu ***prírodného kapitálu*** a ***ekosystémových služieb (PK/ES)*** v procesoch krajinného a urbánneho plánovania, ako aj v manažmente území a prírodných zdrojov v európskych krajinách.

Štruktúra projektu

Projekt je členený do 8 pracovných blokov (WP), ktoré sú zamerané na teóriu a právny rámec problematiky PK/ES (WP 1,2), vývoj metodológie (WP 3,4), aplikáciu konceptu v prípadových štúdiách (WP 5), integráciu výsledkov (WP 6), distribúciu výsledkov, manažment a koordináciu projektu (WP 7,8).







WP 5 - Výskum konceptu PK/ES založený na miestnych prípadových štúdiách.

Cieľom prípadových štúdií je analýza reálnej využiteľnosti a aplikácie konceptu PK/ES pri konkrétnom manažmente územia a pri rozhodovaní o jeho rozvoji.

Modelové územia sú situované v rôznych ekosystémoch – sladkovodné a pobrežné územia, lesné oblasti, poľnohospodárska krajina, urbánne územia.

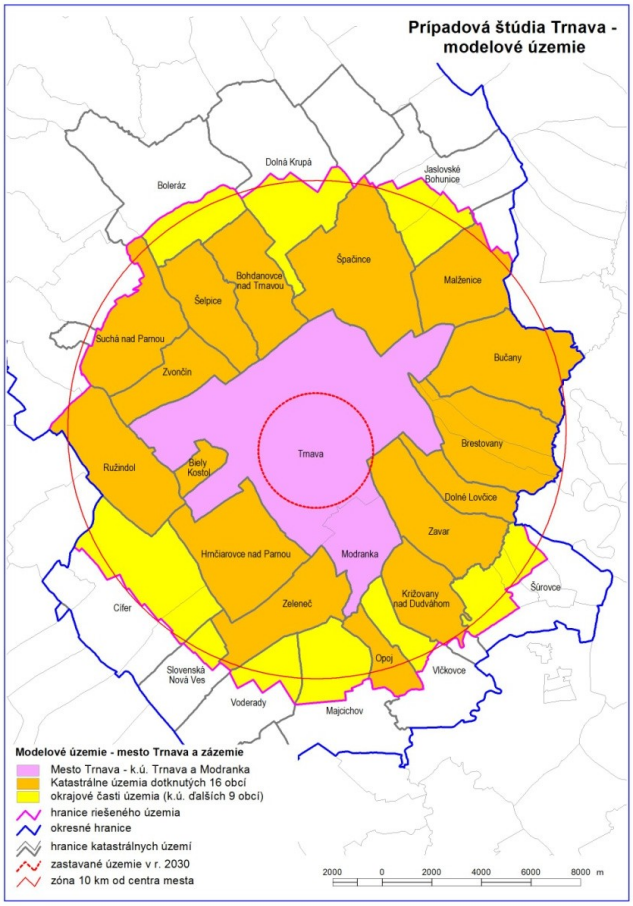
V rámci 14 krajín EÚ a 4 mimoeurópskych štátov bude riešených spolu **27 prípadových štúdií** – jedno z týchto území zahŕňa **mesto Trnava a jeho zázemie**.

Prípadová štúdia 02 – Mesto Trnava
Krajinno-ekologické a priestorové plánovanie v urbánnom a suburbánnom území

Hlavným cieľom štúdie je **zhodnotenie súčasného stavu uplatňovania konceptu prírodného kapitálu a ekosystémových služieb (PK/ES) na Slovensku a návrh vhodných postupov krajinného a priestorového plánovania** na miestnej resp. regionálnej úrovni v urbánnom a suburbánnom území na príklade modelového územia Trnava.

Čiastkové ciele:

- analýza súčasného stavu uplatňovania konceptu PK/ES v Slovenskej republike (existujúca legislatíva, kompetencie a pôsobenie dotknutých orgánov a organizácií),
- hodnotenie existujúcich rozvojových dokumentov z hľadiska uplatňovania konceptu PK/ES,
- návrhy zmien v plánovacom procese – zlepšenie implementácie konceptu PK/ES pri riadení a rozhodovaní o využití územia,
- hodnotenie osobitostí urbánneho a suburbánneho územia vo vzťahu ku konceptu PK/ES.



Modelové územie Trnava tvoria k.ú. *Trnava a Modranka* (jadro územia, 71,6 km²) a okolie mesta v dosahu cca 10 km od centra. Celková výmera územia je 324,8 km², v r. 2011 tu žilo 92.730 obyvateľov.

Medzi *priamo dotknuté obce* (celé alebo takmer celé k.ú. je v rámci modelového územia), patrí 16 obcí.

Medzi *nepriamo dotknuté obce* (do územia patrí menšia časť k.ú.) patrí ďalších 9 obcí.

Predpoklad úspešného riešenia prípadovej štúdie - **efektívna spolupráca riešiteľov s predstaviteľmi dotknutých orgánov a organizácií** na rôznych úrovniach:

- *národnej* - štátne orgány v oblasti riadenia životného prostredia, územného a priestorového plánovania (MŽP SR, MDVRR SS), veda a výskum (Trnavská univerzita), ...
- *regionálnej* - regionálna samospráva (Úrad TTSK), štátna správa (príslušné odbory OÚ), odborné organizácie v oblasti plánovania a riadenia prír. zdrojov a ochrany prírody, profesijné a záujmové združenia,...
- *miestnej* – miestna samospráva (Mesto Trnava a vybrané obce), zástupcovia významných podnikov, vybraní odborníci a občania,...

Postup prác v prvej fáze prípadovej štúdie:

- **interview a dotazníkový prieskum** v dotknutých obciach
- **hodnotenie kľúčových rozvojových dokumentov** mesta Trnava, priľahlých obcí a regiónu Trnavského samosprávneho kraja z hľadiska uplatňovania konceptu PK/ES
- **stretnutie pracovnej skupiny** zástupcov zainteresovaných orgánov a organizácií v Trnave dňa 24.9.2013 – prezentácia výsledkov, diskusia, zhromaždenie námetov a návrhov pre ďalšiu prácu
- zostavenie **metodického postupu hodnotenia** súčasného stavu PK/ES v modelovom území.

Havné etapy riešenia štúdie:

1. fáza - **hodnotenie súčasného stavu využívania konceptu PK/ES na Slovensku** na základe analýzy existujúcej legislatívy, plánovacích dokumentov, konzultácií a zapojenia skupiny odborníkov, **mapovanie súčasného stavu a potenciálu PK/ES** v modelovom území (do 03/2014),

2. fáza - zohľadnenie výsledkov a odporúčaní projektu OpenNESS a námetov získaných počas riešenia iných prípadových štúdií, aktívne zapojenie pracovnej skupiny do hodnotenia PK/ES v modelovom území. Na tomto základe bude zostavený návrh **implementácie konceptu PK/ES do krajinného a priestorového plánovania v SR** (04/2014-09/2015),

3. fáza - **výsledný návrh uplatnenia konceptu PK/ES v procese krajinného a priestorového plánovania so zameraním na urbanizované územia** nielen na Slovensku, ale aj v rámci celej EÚ (10/2015-03/2017).

Závery

Z hodnotených dokumentov majú najbližšie ku konceptu PK/ES krajinárske dokumentácie (MÚSES a KEP), ani tieto dokumenty však nemožno z hľadiska niektorých kritérií označiť za vyhovujúce a komplexné, na opačnej strane rebríčka sú odvetvové koncepcie

Súvislosť dokumentácie s konceptom NC a ES a jeho zohľadnenie závisí vo veľkej miere aj od spracovateľa.

Hodnotenie dokumentov - porovnanie

Mesto Trnava:

Program hospodárskeho a sociálneho rozvoja (2006) ★★

Územný plán (2009 + aktualizácie) ★★★

Miestny územný systém ekologickej stability (2008) ★★★★

Odvetvové koncepcie (priemerné hodnotenie) ★★

Trnavský samosprávny kraj:

Program hospodárskeho a sociálneho rozvoja (2009) ★★★

Územný plán regiónu – koncept návrhu (2012) ★★★

Krajinnoekologický plán (2011) ★★★★

Celkové hodnotenie dokumentov z hľadiska uplatnenia konceptu PK/ES:

podpriemerné až priemerné ★★★

Hlavné závery z prieskumov v dotknutých obciach:

- starostovia sa väčšinou s konceptom PK/ES stretli, spájajú ho s **ochranou životného prostredia,**
- dokumentmi, s ktorými najčastejšie pracujú a kde sú princípy PK/ES čiastočne zakotvené, sú **územné plány**
- **environmentálna legislatíva** sa niekedy považuje za prekážku sídelného rozvoja, podľa niektorých je spracovanie KEP a ÚSES zbytočné a nepodstatné
- vo väčšine obcí bola za prioritu určená potreba naliehavo riešiť **investičné zámery**
- zámery v oblasti život. prostredia sa skôr sústreďujú na budovanie **environmentálnej infraštruktúry**
- navrhované rozvojové zámery často nie je možné realizovať v dôsledku **nedostatku finančných zdrojov**
- environmentálne opatrenia sa realizujú v mnohých prípadoch len na **dobrovoľníckej báze**.

Hlavné námety z diskusie pracovnej skupiny (Trnava, 24.9.2013):

- Nedostatočné zakotvenie PK/ES do legislatívy
- Pretrvávajúca rezortnosť pri riadení a rozhodovaní, nedostatočné prepojenie samosprávy s rezortným plánovaním v krajine
- Nedostatočný oceňovací rámec PK/ES (existujú príklady– hodnotenie nehnuteľností, chránených druhov a biotopov)
- Potreba ekonomického ohodnotenia PK/ES aj pre komunikáciu so záujmovými skupinami
- Dôležitosť mapovania PK/ES a priestorových vplyvov (chýba metodika pre väčšinu PK/ES)
- Problémy pri implementácii rozvojových dokumentov (preferovanie vlastníckych a individuálnych záujmov)
- Nedostatočná informovanosť a zapojenie občanov v procese územného plánovania
- Negatívna úloha zmien a doplnkov v územných plánoch
- Nezáujem o problematiku PK/ES vlastníkmi bývajúcimi mimo územia
- Potreba spätnej väzby od firiem a developerov ohľadom ich príspevku k problematike PK/ ES
- Dôležitosť hodnoty kultúrnej krajiny
- Dôležitá úloha výchovy a vzdelávania.

Hodnotenie ekosystémových služieb v dokumentoch obcí:

Zásobovacie služby :

- najviac sa hodnotia výživové služby, čiastočne materiálové a minimálne energetické služby
- súčasťou dokumentov je analýza prírodných podmienok – chápu sa ako zdroje pre rozvoj jednotlivých socioekonom. aktivít

Regulačné a podporné služby :

- výskyt vhodných habitatov pre rozmnožovanie a reprodukciu rastlín a živočíchov– návrh prvkov ÚSES
- ochrana pred eróznymi procesmi, záplavami, hygienicko-izolačná, vizuálna a pachová funkcia – návrhy výsadby vegetácie
- regulácia klimatických podmienok - teploty, zrážok, vlhkosti – vyskytuje sa ojedinelo

Kultúrne služby :

- kultúrno-historické pamiatky a ich ochrana, ochrana sakrálnych pamiatok, pietnych miest
- čiastočne sa uvádza potreba zachovania tradičného rázu vidieckeho prostredia
- ojedinelo: zábavné a zážitkové funkcie (budovanie parkov, ihrísk a pod.), vedecké a výchovno-vzdelávacie úžitky.

ZBORNÍK z vedeckého seminára

Environmentálne indexy, agroenvironmentálne opatrenia a ekosystémové služby v krajine

podporený *Agentúrou na podporu vedy a výskumu* na základe zmluvy č. APVV-0242-06 a aktivitou *Komisie Predsedníctva Slovenskej akadémie pôdohospodárskych vied pre ekológiu a krajinné inžinierstvo.*

© Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy, Bratislava, 2013

Editori: Mgr. Zuzana Klikušovská, Ing. Michal Sviček, CSc.
Odborný recenzent: prof. Ing. Jozef Vilček, PhD.

Grafická úprava: Mgr. Zuzana Klikušovská
Vydal: Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy
Gagarinova 10, Bratislava

Tlač: Edičné stredisko
Výskumého ústavu pôdoznalectva a ochrany pôdy
Gagarinova 10, Bratislava

Počet strán: 138

ISBN 978-80-8163-001-9
Texty neprešli jazykovou úpravou

Späť na obsah