

Posílení biologické rozmanitosti a ochrany půdy v zemědělské krajině s využitím konceptu konektivity

Šarapatka, B., Bednář, M., Kuras, T., Mazalová, M., Tuf, I. H.: Enhancement of Biological Diversity and Soil Protection in the Agricultural Landscape Using the Connectivity Concept. *Životné prostredie*, 2018, 52, 4, p. 221 – 227.

The most serious degradation factor affecting soil quality in the Czech Republic, as in other countries, is water erosion. This threatens more than 50% of agricultural land. One of the contributing factors to accelerated water erosion is the structure of the agricultural land fund where there was land consolidation in the post-war period and disposal of landscape elements, including greenery. The present fragmented landscape thus forms a mosaic of significantly larger "grain" than it did in the pre-war period. For example, the average size of arable land blocks is now approximately 11 hectares, and this was much lower before World War II. The result is a remarkable decline in biodiversity, bound to the original heterogenous landscape which has disappeared from today's dull environment. This paper presents a new approach to soil protection solutions while supporting biodiversity in the landscape. It offers a developed method for changes to landscape structure which considers erosion threats and the land's potential to contribute to preserving both landscape and species biodiversity. Based on raster modelling of erosion processes and landscape connectivity in GIS and Statistics, we propose measures that will reduce the overall risk of erosion and other related degradation changes and increase functional connectivity of the landscape; thus resulting in increased biodiversity in areas of interest.

Key words: water erosion, biodiversity, agricultural landscape, connectivity, optimisation measures

Nedílnou součástí kulturní středoevropské krajiny jsou zemědělské plochy, které tvoří podle statistických ročenek 53,4 % z rozlohy České republiky (ČR). Značné problémy v současné zemědělské krajině způsobuje ztráta biologické rozmanitosti organismů, které jsou součástí funkční biodiverzity a podílejí se na správném fungování ekosystémů. Většinu volně žijících druhů u nás tvoří hmyz a podle aktuálního červeného seznamu bezobratlých je v této skupině ohroženo 22 % druhů (Hejda a kol., eds., 2017). V některých skupinách se však toto ohrožení blíží až 50 % (např. vážky, denní motýli). O obdobných trendech hovoří i zahraniční zdroje. Například aktuální data z monitoringu v Německu dokumentují velmi významný pokles abundancí denních motýlů, a to až o 50 % (van Swaay et al., 2013). Uvědomíme-li si nezastupitelnou úlohu bezobratlých, coby opylovačů, herbivorů, detritivorů, parazitoidů, jako potravní základny pro druhy postavené výše v potravním řetězci, lze dovést značný problém v provozu celých ekosystémů.

Půda, jakkoliv nezbytná pro člověka, je však zároveň negativně ovlivňována degradačními procesy, za nimiž stojí nejčastěji právě lidské vlivy. Nejzávažnějším z nich je vodní eroze, postihující v různých stupních ohrožení od mírně ohrožených až po nejohroženější plochy 67,05 % výměry zemědělské půdy (Ministerstvo zemědělství, 2015). Dochází při ní k od-

nosu půdy a k její depozici ve spodních částech svahů, nebo je půda ve vodních tocích unášena nenávratně pryč. Důsledkem eroze je snížení produktivity půdy, dochází při ní k ochuzování edafonu, změně jeho druhového složení a v neposlední řadě i ke snížení schopnosti krajiny zadržovat vodu. V krajině bývá výsledná degradace půdy mnohdy kombinací více faktorů. Vlastní eroze bývá často spojena s utužením půdy a ztrátou organické hmoty. Velké problémy způsobuje i odplavená půda uložená na komunikacích, ve spodních částech svahů či na jiných pozemcích, případně zanášející toky a nádrže.

V zemědělské krajině se stávají otázky související s poklesem biologické rozmanitosti a s narušením půdního fondu prioritními tématy ochrany životního prostředí (obr. 1). V tomto článku se pokusíme zamyslet nad komplexním řešením obou těchto negativně působících jevů.

Je ochrana druhové diverzity u nás dostatečná?

Pokud si položíme otázku, zda umíme chránit druhovou diverzitu, pak odpovědí je ano i ne. Na jedné straně patří ČR mezi země s nejpropracovanějším systémem ochrany přírody – v tomto oboru máme dlouholetou tradici a solidní renomé i v zahraničí. Na straně druhé se seznamy ohrožených druhů stále



Obr. 1. Zemědělsky intenzivně využívaná krajina spojená s projevy degradace půdy a s nedostatkem rozptýlené zeleně s vlivy na biodiverzitu (krajina Čejčska, jižní Morava, duben 2016). Foto: Bořivoj Šarapatka



Obr. 2. Modrásek ligrusový (*Polyommatus damon*) – kriticky ohrožený a vymírající motýl střední Evropy, zástupce druhů, pro které je důležité udržet kvalitu stanovišť i jejich prostorovou strukturu formou podpory konektivity krajiny (Národní přírodní památka Na Adamcích, Želetice-Nenkovice, okres Hodonín, červenec 2010). Foto: Vladislav Holec

prodlužují, i když je ochrana *in situ* realizována systémem chráněných území a aktivní péčí. Mezi mizející druhy patří právě bezobratlí, přičemž hmyz představuje většinu druhové rozmanitosti (obr. 2).

V ČR je v současné době legislativně chráněno zhruba 16 % rozlohy státu. I když se tato plocha může zdát pro ochranu biologické rozmanitosti dostačující,

bohužel tomu tak není. Z hlediska bezobratlých totiž nejde jen o plochu, ale také o její kvalitu a rozmanitost stanovišť udržovaných aktivním managementem, stejně jako o vzájemnou dostupnost (konektivitu) takových ploch pro organismy. Většinu zmíněné chráněné plochy zaujímají velkoplošná chráněná území, situovaná převážně v našich pohořích, která bývají často pokryta hospodářským typem lesa. Rozloha maloplošných chráněných území však v ČR dosahuje pouhých 1,2 % a aktivní management (termínovaná seč, pastva aj.), podporující populace ohrožených druhů, probíhá na zlomku z této již tak malé rozlohy. Dostáváme se tak do situace, kdy krajina ve zvláště chráněných územích (ZCHÚ) nabízí pro ohrožené druhy v podstatě totéž, co krajina mimo ně (snad jen s tím rozdílem, že chráněné krajinné oblasti jsou tvořeny většinou kulturními lesy, zatímco zemědělská krajina nížin intenzivně obhospodařovanými poli). To, že se nám druhy chránit nedaří, nám naznačují i data z transektového monitoringu motýlů v Německu za dekádu 2005 – 2016. Jediný rozdíl je v tom, že v chráněných územích klesající trend začíná na vyšších hodnotách oproti sčítání vedenému mimo tato chráněná území. Relativní míra poklesu (popisující trend změn) je však totožná (Rada et al., 2018).

Na základě provedených studií je možno konstatovat, že klíčem k podpoře druhové rozmanitosti je heterogenita krajiny. Můžeme to demonstrovat například přeshraničním srovnáním diverzity denních motýlů podél státní hranice ČR a Polska. Prakticky jde o stejné přírodní oblasti rozdělené pomyslnou linkou státní hranice. Jedna podstatná odlišnost mezi nimi

ale je, a tou je struktura krajinné mozaiky. Zatímco na polské straně hranice je krajina jemně mozaikovitě fragmentována na menší hospodářství, na české straně převládají scelené mnohahektarové bloky orné půdy či travních porostů. Jaký je výsledek srovnání z pohledu biodiverzity? Na polské straně hranice byl zaznamenán téměř dvojnásobek druhů denních mo-

týlů a více než dvojnásobek jejich jedinců. Obojí lze jednoznačně přičíst krajinné heterogenitě (Konvička et al., 2016).

Pomůže nám s druhovou ochranou územní systém ekologické stability?

Hmyz se v maloplošných chráněných územích efektivně chránit nedaří, protože tato bývají malá a izolovaná. Pokud chceme účinně chránit hmyz, je potřeba se více zaměřit na krajinu jako takovou, tedy i mimo ZCHÚ. Jistou nadějí pro ochranu druhů přezívajících ve volné krajině mohl být územní systém ekologické stability (ÚSES). Bohužel, tak jak je ÚSES navrhován, představuje přinejlepším diskutabilní a neefektivní nástroj ochrany přírody (Hlaváč, Pešout, 2017). Problémem bývá mimo jiné nerespektování aktuálního stavu přírodních stanovišť, rezignace na znalosti o přezívání druhů ve volné krajině a o příčinách jejich ústupu. Jinak řečeno, ÚSES se opírá o rekonstrukci potenciální přirozené vegetace a naprostá většina navržených a realizovaných prvků ÚSES je tedy lesního typu. Vznikají tak z ekologického hlediska mnohdy nepochopitelné situace, kdy např. bezlesé stepní enklávy na dvou sousedních kopcích (biocentra) jsou „propojovány“ liniovou výsadbou stromů (biokoridorem; obr. 3). Nejohroženější bezlesá společenstva a na ně vázané ohrožené druhy tudíž ÚSES v podstatě ignoruje. Proto je třeba pro ochranu druhové rozmanitosti v krajině hledat i jiné cesty.



Obr. 3. Příklad nevhodně realizovaného územního systému ekologické stability v okolí Čejče na jižní Moravě: dvě stepní biocentra (Přírodní památka Špidláký a Přírodní památka Bílý kopec u Čejče) jsou „propojeny“ lesním biokoridorem (červen 2017). Foto: Tomáš Kuras



Obr. 4. Na silně erozně ohroženém území může plošná eroze přejít v erozi rýhovou či výmolovou (Kostelec u Kyjova, srpen 2005). Foto: Bořivoj Šarapatka

Degradace zemědělské půdy vodní erozí

V nížinách i podhůřích má v ČR dominantní postavení obhospodařovaná půda. Více než polovina celosvětové výměry orné půdy je středně nebo silně poškozena a zásadním problémem, který významně postihuje vlastní zemědělskou produkci i mimoprodukční funkce v celosvětovém měřítku, je eroze. To platí jak celosvětově, tak i v Evropě a v ČR. Průměrné ztráty půdy z každého hektaru evropského území dosahují neuvěřitelných 2,46 tuny za rok (Panagos et al.,

2015) a v ČR jsou vodní erozí ohroženy zhruba dvě třetiny výměry zemědělské půdy (Ministerstvo zemědělství, 2015; obr. 4).

Vedle vodní eroze je vážným degradačním problémem eroze větrná, utužení půdy, ztráta půdní organické hmoty a kontaminace půdního prostředí. Vliv erozních procesů na půdní vlastnosti je možné si přiblížit na některých publikovaných výsledcích z černozemní oblasti jižní Moravy, která je vodní erozí značně ohrožena. Rozbořem chemických vlastností mezi erozními a akumulacími částmi svahů zazname-



Obr. 5. Nedílnou součástí protierozní ochrany na silně ohrožených pozemcích jsou technické protierozní prvky, např. meze (Šumperk, duben 2008). Foto: Bořivoj Šarapatka



Obr. 6. I v intenzivně zemědělsky obhospodařované krajině je možné najít lokality využitelné jako základ pro vytvoření sítě funkční konektivity (Bošovice, květen 2018). Foto: Bořivoj Šarapatka

náváme průkazné rozdíly v obsahu živin, množství a kvalitě organické hmoty, biochemických charakteristikách, ale i ve společenstvech epigeonu. Mnohé výsledky výzkumu i publikované závěry dalších výzkumů přesvědčivě dokládají nutnost bezodkladného řešení problému prostřednictvím účinné protierozní ochrany (Sarapatka et al., 2018).

Principy řešení protierozní ochrany půdy

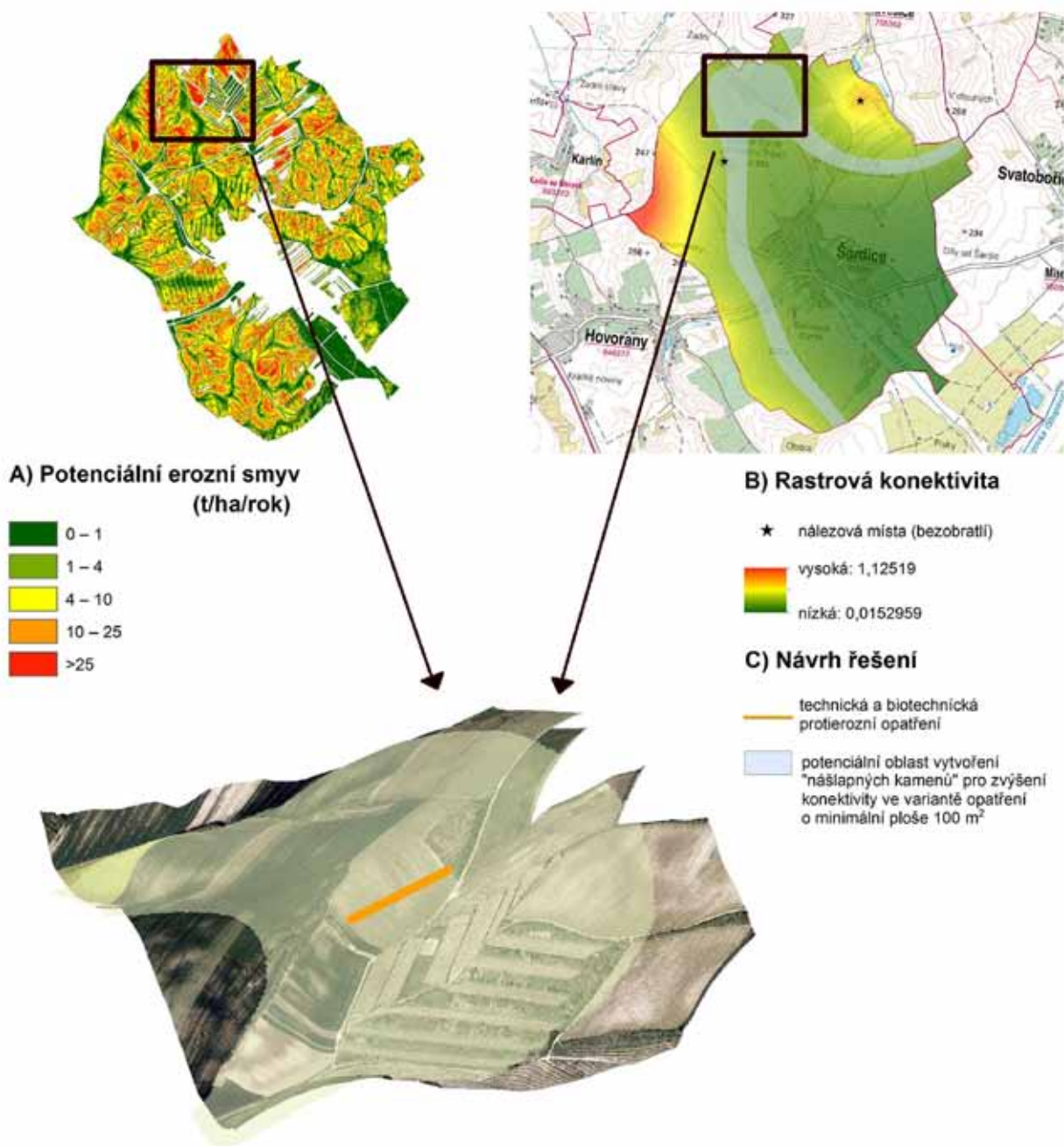
Protierozní ochrana půdy je řešena jak v pozemkových úpravách, tak v rámci jiných projektů v krajině. Vychází přitom ze zákonných norem (např. zá-

kona č. 41/2015 Sb., kterým se mění zákon č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu, ve znění pozdějších předpisů, a zákona č. 388/1991 Sb., o Státním fondu životního prostředí ČR, ve znění pozdějších předpisů) a prakticky je prováděna s využitím platných metodik (Janeček a kol., 2012). Při návrhu opatření se přitom vychází z přípustné ztráty půdy erozí, která by měla odrážet rychlost tvorby půd. Erozní smyv lze v praxi snížit pomocí organizačních, agrotechnických a technických opatření. Na lokalitách silně erozně ohrožených přitom často nestačí jen jednodušší opatření, která jsou v současnosti preferována a jsou zvládnutelná samotným zemědělcem (např. změna struktury plodin, půdoochranné technologie). V takových případech je nutné přistupovat k opatřením složitějším, a to technickým a biotechnickým (průlehy, meze atd.; obr. 5). Některá z nich mohou úzce souviset s posílením biodiverzity v zemědělské krajině. Lze se tedy právem ptát, zda opatření na posílení biodiverzity mohou zároveň přispět k protierozní ochraně půdy a naopak.

Konsensuální přístup k ochraně biodiverzity a půdy

V zemědělské krajině se snažíme zvyšovat biodiverzitu prostřednictvím budování sítě ÚSES, degradaci půdy bráníme pomocí protierozních opatření. Nabízí se ovšem otázka, zda lze tato opatření navrhovat komplexně, tedy jak v zájmu ochrany půdního fondu a vody, tak i pro žádoucí podporu biodiverzity. Jako perspektivní se jeví podpora konektivity mimoprodukčních stanovišť, tedy právě těch, na která se v agrární krajině váže biologická rozmanitost (obr. 6).

Konektivitu lze vyjádřit pro všechny definované typy stanovišť (lesy, bezlesí, mokřady aj.). S její rostoucí mírou se zvyšuje také druhová bohatost hmyzu (Leibold et al., 2004, Kremen et al., 2007). Zvýšená konektivita různých typů stanovišť rovněž podporuje žádoucí heterogenitu krajiny (Diekötter et al., 2008), a to i v dalších souvislostech v krajinném prostoru (např. s ochranou půdy a zadržováním vody v krajině).



Obr. 7. Schematický postup komplexního řešení biodiverzity a erozního ohrožení v katastrálním území obce Šardice. Tato lokalita je na základě předcházejících analýz problémová z hlediska zvýšené eroze a zároveň vhodná pro realizaci opatření na posílení biodiverzity

Vysvětlivky: linie představuje vhodnou lokalitu pro realizaci navrhovaných opatření (např. mezi s vegetací, biokoridorů)

Přidržíme se tedy myšlenky komplexního návrhu opatření v krajině, který by zohledňoval jak problematiku ochrany půdního fondu, tak i žádoucí podporu biodiverzity. Lze tyto zájmy nějak propojit? Biodiverzitu můžeme podpořit doplněním současné krajinné struktury o prvky umožňující šíření cílových organismů v krajině. Tyto prvky však

mohou při vhodném umístění plnit i funkci půdoochrannou. Je potřeba určit geograficky optimální lokalizaci stanovišť, která by tuto dvojí funkci plnila. Pro řešení tohoto problému musíme nahlédnout do aktuálních postupů kalkulace konektivity i protierozních opatření a pokusit se spojit je dohromady.

Konektivita: teorie a praxe

Kvantifikace funkční konektivity je řešena různými způsoby, většinou však jde o modifikace postupu, který navrhli Moilanen, Hanski (2001) jako rozšíření původní metriky publikované Hanskim (1994):

$$S_i = A_i^c \sum_{j \neq i} \exp(-\alpha d_{ij}) A_j^b,$$

kde S_i – konektivita daného fragmentu (i), A_i – plocha fragmentu, A_j – plocha zdrojového fragmentu (j). Parametry b a c určují míru emigrace a imigrace a jsou stanoveny empiricky. Hodnotu d_{ij} určuje vzájemná vzdálenost fragmentů a parametr α reprezentuje disperzní schopnost organismu. Konektivita zdrojového fragmentu je stanovena na základě vzdálenosti k ostatním cílovým dílům, disperzní schopnosti organismu a plochy jednotlivých fragmentů. Zjednodušeně platí, že s rostoucí vzdáleností od zdroje a zmenšující se plochou se konektivita snižuje a naopak. Jednotlivé způsoby výpočtu konektivity se většinou liší ve stanovení vzdálenosti d_{ij} jednotlivých fragmentů. Vzdálenost mezi dvěma fragmenty můžeme chápat jako přímou – tzv. euklidovskou vzdálenost – kde v zásadě nezáleží na tom, jakým prostředím se organismy pohybují, nebo nepřímou, kde je více zohledněn skutečný pohyb organismů krajinou. Pro výpočet nepřímé vzdálenosti se používá metoda cenového ohodnocení průchodu krajinou s výpočtem nejlevnější cesty (*least cost distance*). Tento nepřímý výpočet však vyžaduje specifikaci parametrů odporu krajiny, kterou daný organismus potenciálně prochází. Různé skupiny organismů se totiž krajinou šíří rozdílně. Tímtož územím se budou jinak šířit denní motýli a jinak půdní organismy, jako třeba žížaly. Výpočet vzdáleností je v současné době řešen nejčastěji prostřednictvím geografických informačních systémů (GIS), stanovení parametrů odporu krajiny pak buď experimentálně, nebo automaticky – často s využitím nástrojů a postupů umělé inteligence.

Přestože běžný přístup k vyhodnocování je vhodný pro stanovení funkční konektivity stávajících zdrojových plošek území, příliš nám nepomůže, chceme-li stanovit nejvhodnější místa pro zakládání plošek nových, jenž by konektivitu území zvýšili. K řešení, které by ohodnotilo i jiné než zdrojové fragmenty a umožnilo zacílit na nejvhodnější místa pro opatření, můžeme využít moderních nástrojů GIS a jejich rastrových analýz.

Rastr krajiny si lze představit jako hustou síť pixelů (čtverců) s daným rozlišením, kde např. jeden pixel odpovídá reálné plošce 5×5 m. Řešení je intuitivní. Stačí si představit každý pixel území jako potenciální zdrojový fragment a vypočítat pro něj potenciální hodnotu S_i podle postupu Molainena a Hanskiho (2001). Ohodnotíme-li takto celé území rastru, dostaneme

ohodnocenou síť pixelů, která ukazuje potenciální konektivitu na úrovni daného pixelu. Tento přístup jsme nazvali rastrovou konektivitou. Metoda rastrové konektivity také umožňuje v různých variantách (na základě plochy zamýšleného návrhového opatření) přesně lokalizovat místa (tzv. nášlapné kameny), kde by realizace opatření výrazně zvýšila pravděpodobnost výskytu cílových druhů. Toho je dosaženo kombinací dat monitoringu, rastrové konektivity a nástrojů korelační statistiky.

Na rozdíl od konektivity je ohrožení půdy vodní erozí řešeno hned od počátku prostřednictvím metod erozního modelování na úrovni rastrových GIS operací. V ČR se nejvíce používají metody založené na rovnici univerzální ztráty půdy (Wischmeier, Smith, 1978, Janeček a kol., 2012), která ohodnocuje každý pixel území průměrnou ztrátou půdy v t/ha/rok. Tyto hodnoty lze dále nástroji zonální statistiky zpracovat pro získání průměrné hodnoty odosu půdy za jednotlivé půdní bloky.

Obrázek 7 zachycuje v jednoduchosti typický postup komplexního řešení v katastru obce Šardice v okrese Hodonín. Erozní ohroženost území je vypočítávána na základě běžně dostupných podkladů z Veřejného registru půdy (LPIS – *Land Parcel Identification System*), dat bonitovaných půdně ekologických jednotek (BPEJ) a výškového modelu DMR4G.

Výpočet konektivity se odvíjí od stanovení cílového druhu nebo skupiny druhů, pro které je kalkulována. Tento cílový druh nebo skupina druhů představují zpravidla ekologicky definovanou jednotku obývací jeden konkrétní typ prostředí (step, louka, les, vodní stanoviště). Následně lze podle vlastností druhu/ů (schopnosti šíření) a aktuální pozice biotopu, který tato skupina osídluje, počítat rastrovou konektivitu pro každý jednotlivý pixel zájmového území. Zdrojem mapového podkladu a výběru biotopů byla konsolidovaná vrstva ekosystémů Agentury ochrany přírody a krajiny ČR (v našem případě byl vybrán biotop suchých trávníků). Výpočet rastrové konektivity byl doplněn výpočtem oblasti vhodné pro realizaci případných opatření a vytvoření tzv. nášlapných kamenů, které zvýší konektivitu, a tím i druhovou diverzitu krajiny.

Tento poslední výpočet je variantní, použili jsme variantu minimální plochy uvažovaného opatření o velikosti 100 m^2 . Výsledky erozního modelování a rastrové konektivity lze opět GIS metodami mapové algebry propojit nebo jen vizuálně určit místa, která by měla být primárně řešena (obr. 7).

Pro výpočet rastrové konektivity, resp. vzdálenosti mezi fragmenty, byla použita metoda nejkratší cesty (euklidovská vzdálenost), odpor krajiny vůči pohybu organismů byl považován pro tuto ukázkou zpracování za indiferentní. Toto, samozřejmě, nemusí odpovídat skutečnosti, zapracování jiné metody výpočtu na

základě odporu krajiny vůči pohybu konkrétních organismů je předmětem aktuálního výzkumu. Je totiž velký rozdíl v tom, jak „čte“ krajinu kupříkladu pohyblivý čmelák, preferující osluněné bezlesí s dostatkem květů, suchomilný plž, anebo chvostokok trávící většinu života konzumací opadu, jenž tvoří lesní hrabanku.

Všechny analýzy byly realizovány s využitím nástrojů ArcGIS 10.2 firmy ESRI, rozšíření Spatial Analyst a 3D Analyst a prvních verzí námi pro tyto účely vyvíjeného rozšíření ArcGIS KONER.

* * *

Dnešní zemědělská krajina strádá mnoha „civilizačními chorobami“, mezi nejzávažnější patří postupující půdní eroze a všeobecný pokles diverzity. Ochrana ani jednoho se zatím nedaří, proto navrhujeme nový přístup, který implementuje oba – doposud individuální – způsoby „léčby“. Navrhujeme komplexní přístup k ochraně půdy proti erozi v synergickém spojení s posílením biodiverzity. Metodu aplikujeme v intenzivně zemědělsky využívané krajině jižní Moravy. Metoda má nyní jistě své limity. Při zpracování analýz konektivity jsme předpokládali, že krajina nemá vliv na pohyb organismů. To nemusí vždy odpovídat skutečnosti. Přesnějších výsledků možno dosáhnout jen se znalostí tzv. odporu krajiny pro jednotlivé typy ekosystémů, resp. jednotlivé druhy či skupiny druhů. Výsledná vzdálenost mezi zájmovými fragmenty je pak počítána metodou „nejlevnější cesty“ (*least cost distance*), což je výpočetně značně obtížné. Tento problém aktuálně řešíme a v konkrétních územích ověřujeme. Praxe ukáže, nakolik bude náš inovativní přístup využíván k efektivní ochraně zemědělské krajiny.

Článek vznikl díky výzkumným projektům QJ1630422 *Ochrana půdy formou optimalizace prostorových a funkčních parametrů proků krajinové struktury v pozemkových úpravách a QK1810233 Kvantifikace dopadu hospodaření na erozi, kvalitu půd a výnosy pěstovaných plodin s návrhem pěstebních technologií šetrných k životnímu prostředí financovaných Národní agenturou pro zemědělský výzkum při Ministerstvu zemědělství.*

Literatura

- Diekötter, T., Billeter, R., Crist, T. O.: Effects of Landscape Connectivity on the Spatial Distribution of Insect Diversity in Agricultural Mosaic Landscapes. *Basic and Applied Ecology*, 2008, 9, 3, p. 298 – 307.
- Hanski, I.: A Practical Model of Metapopulation Dynamics. *Journal of Animal Ecology*, 1994, 63, 1, p. 151 – 162.
- Hejda, R., Farkač, J., Chobot, K. (eds): Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí (Red List of Threatened Species of the Czech Republic. Invertebrates). Praha: Příroda, 2017, 612 s.
- Hlaváč, V., Pešout P.: Nová metodika vymezení ÚSES – promarněná příležitost. *Ochrana přírody*, 2017, 4, s. 6 – 9.

- Janeček, M. a kol.: Ochrana zemědělské půdy před erozí. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze, 2012, 117 s.
- Konvička, M., Beneš, J., Poláková, S.: Smaller Fields Support More Butterflies: Comparing Two Neighbouring European Countries with Different Socioeconomic Heritage. *Journal of Insect Conservation*, 2016, 20, 6, p. 1113 – 1118.
- Kremen, C., Williams, N. M., Aizen, M. A., Gemmill-Herren, B., LeBuhn, G., Minckley, R., Packer, L., Potts, S. G., Roulston, T., Steffan-Dewenter, I., Vázquez, D. P., Winfree, R., Adams, L., Crone, E. E., Greenleaf, S. S., Keitt, T. H., Klein, A. M., Regetz, J., Ricketts, T. H.: Pollination and other Ecosystem Services Produced by Mobile Organisms: A Conceptual Framework for the Effects of Land-Use Change. *Ecology Letters*, 2007, 10, 4, p. 299 – 314.
- Leibold, M. A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J. M., Hoopes, M. F., Holt, R. D., Shurin, J. B., Law, R., Tilman, D., Loreau, M., Gonzalez, A.: The Metacommunity Concept: A Framework for Multi-Scale Community Ecology. *Ecology Letters*, 2004, 7, 7, p. 601 – 613.
- Ministerstvo zemědělství: Situační a výhledová zpráva. Půda. Praha: Ministerstvo zemědělství, 2015, 134 s.
- Moilanen, A. I., Hanski, P.: On the Use of Connectivity Measures in Spatial Ecology. *Oikos*, 2001, 95, 1, p. 147 – 151.
- Panagos, P., Borrelli, P., Poesen, J., Ballabio, C., Lugato, E., Meusburger, K., Montanarella, L., Alewell, C.: The New Assessment of Soil Loss by Water Erosion in Europe. *Environmental Science & Policy*, 2015, 54, p. 438 – 447.
- Rada, S., Schweiger, O., Harpke, A., Kühn, E., Kuras, T., Settele, J., Musche, M.: Protected Areas do not Mitigate Biodiversity Declines: A Case Study on Butterflies. *Diversity and Distributions*, 2018, in press.
- Sarapatka, B., Cap, L., Bila, P.: The Varying Effect of Water Erosion on Chemical and Biochemical Soil Properties in Different Parts of Chernozem Slopes. *Geoderma*, 2018, 314, p. 20 – 26.
- van Swaay, C., van Strien, A., Harpke, A., Fontaine, B., Stefanescu, C., Roy, D. et al.: The European Grassland Butterfly Indicator: 1990 – 2011. EEA Technical Reports, 2013, 11, 34 p.
- Wischmeier, W. H., Smith, D. D.: Predicting Rainfall Erosion Losses – A Guide to Conservation Planning. In: U. S. Department of Agriculture: Agriculture Handbook No. 537. Washington, D. C.: U. S. Department of Agriculture, 1978, 57 p.

prof. Dr. Ing. Bořivoj Šarapatka, CSc.,

borivoj.sarapatka@upol.cz

Ing. Marek Bednář, Ph.D., *marek.bednar@upol.cz*

RNDr. Tomáš Kuras, Ph.D., *tomas.kuras@upol.cz*

Mgr. Monika Mazalová, Ph.D., *monika.mazalova@upol.cz*

doc. RNDr. Mgr. Ivan H. Tuf, Ph.D., *ivan.tuf@upol.cz*

Katedra ekologie a životního prostředí Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci, Šlechtitelů 27, 771 46 Olomouc, Česká republika