

ČASOPIS

STUDIA OECOLOGICA

Ročník XIV

Číslo 1/2020

**Redakční rada:**

prof. Ing. Pavel Janoš, CSc. – šéfredaktor

Mgr. Diana Holcová, Ph.D. – výkonný redaktor

doc. RNDr. Jiří Anděl, CSc.

Ing. Jitka Elznicová, Ph.D.

prof. RNDr. Agáta Fargašová, DrSc.

prof. Mgr. Ing. Jan Frouz, CSc.

doc. RNDr. Jaromír Hajer, CSc.

Mgr. Michal Holec, Ph.D.

prof. RNDr. Olga Kontrišová, Ph.D.

doc. RNDr. Karel Kubát, CSc.

prof. Ing. Emanuel Kula, CSc.

Dr. Habil István Lakatos, Ph.D.

prof. dr. hab. Marek Lorenc

Ing. Martin Neruda, Ph.D.

doc. Ing. Jiří Němec, CSc.

Ing. Jan Popelka, Ph.D.

†doc. RNDr. Ing. Josef Rajchard, Ph.D.

doc. Mgr. Pavel Raška, Ph.D.

RNDr. Ing. Jaroslav Rožnovský, CSc.

doc. Ing. Josef Seják, CSc.

prof. Ing. Miloslav Šoch, CSc.

doc. Ing. Josef Trögl, Ph.D.

**Technický redaktor:**

Mgr. Ing. Petr Novák

**Recenzenti:**

Ing. Václav Fanta, Ph.D., FŽP ČZU v Praze

doc. RNDr. Jaromír Hajer, CSc., PřF UJEP v Ústí nad Labem

Mgr. Martin Vohralík, AOPK ČR v Ústí nad Labem

Ing. Johana Zacharová, Ph.D., FŽP UJEP v Ústí nad Labem

**Foto obálky:** Bc. Radim Veselý

Vydává: FŽP UJEP v Ústí nad Labem

Tisk: Centrum digitálních služeb MINO

Toto číslo bylo dáno do tisku v prosinci 2020

ISSN 1802-212X

MK ČR E 17061

# JAK ZOHLEDNIT DRUHOVOU DIVERZITU ŽIVOČICHŮ PŘI HODNOCENÍ STAVU BIOTOPŮ V NARUŠENÉ A KULTURNÍ KRAJINĚ

## HOW TO CONSIDER THE ANIMAL BIODIVERSITY IN ASSESSING THE CONDITION OF HABITATS IN DISTURBED AND CULTIVATED LANDSCAPES

Ondřej CUDLÍN<sup>1</sup>, Kateřina BERCHOVÁ<sup>2</sup>, Emilie PECHAROVÁ<sup>3</sup>, Markéta  
SLÁBOVÁ<sup>4</sup>, Zuzana ČERMÁKOVÁ<sup>2</sup>, Martin ŠLACHTA<sup>1</sup>, Josef SEJÁK<sup>5</sup>,  
Pavel CUDLÍN<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Ústav výzkumu globální změny AV ČR, Lipová 1789, České Budějovice, 370 05

<sup>2</sup>Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí, Katedra aplikované ekologie, Kamýcká  
129, Praha – Suchdol, 165 00

<sup>3</sup>ENKI, o.p.s. Dukelská 145, Třeboň, 379 01

<sup>4</sup>Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, Katedra biologických disciplín,  
Studentská 1668, České Budějovice, 370 05

<sup>5</sup>Univerzita Jana E. Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí,  
Králova výšina 3132/7, Ústí nad Labem, 400 96,

### Abstrakt

Pro zdůvodnění významu ochrany a zachování stávajících přírodních a přírodě blízkých biotopů je důležité vyjádření jejich hodnoty. Cílem naší studie bylo vyhodnotit stav biotopů pomocí Metody hodnocení biotopů (Seják a kol., 2003) a zjistit, pro jaké typy biotopů je vhodné využít údaje o druhové diverzitě živočichů pro zpřesnění jejich hodnoty. Sledování biodiverzity vybraných skupin živočichů (střevlíkovitých, motýlů a drobných zemních savců) bylo provedeno na výsypkách po povrchové těžbě hnědého uhlí (Sokolovsko, Mostecko) a v kulturní leso-zemědělské krajině (Mostecko, Třeboňsko). Byla prokázána odlišná míra vhodnosti vybraných skupin živočichů pro zpřesnění bodové hodnoty jednotlivých typů biotopů; nejvhodnější skupinou se ukázali být motýli. Vzhledem k převažující rozloze přírodě vzdálených biotopů, s minimálním výskytem sledovaných indikačních druhů živočichů, není nutné v našich dalších navazujících studiích živočišné druhy do hodnocení těchto biotopů zahrnovat.

### Abstract

To justify the importance of preserving existing natural habitats, it is important to express their value. The aim of our study was to assess the condition of habitats using the Biotope Valuation Method (Seják a kol., 2003) and to find out for which types of habitats it is appropriate to use data on species diversity of animals to refine their value. Monitoring of biodiversity of selected groups of animals (ground beetles, butterflies and small terrestrial mammals) was carried out on spoil heaps in the Sokolovsko and Most regions and in the forest-agricultural cultural landscape in the Most and Třeboň regions. Selected groups of animals proved to be differently suitable for refining the scores of individual habitat types. Due to the large number of distant-natural habitats, with a minimal occurrence of the monitored indicator species, it is not necessary to include animal species in habitat biodiversity valuation in our further follow-up studies.

---

Cudlín, O., Berchová, K., Pecharová, E., Slábová, M., Čermáková, Z., Šlachta, M., Seják, J.,  
Cudlín, P. (2020): Jak zohlednit druhovou diverzitu živočichů při hodnocení stavu biotopů  
v narušené a kulturní krajině *Studia Oecologica*, 14, No. 1, pp. 12–29, ISSN: 1802-212X

**Klíčová slova:** *narušená krajina, vegetace, vybrané živočišné druhy, hodnocení biotopů, ekosystémové služby*

**Key words:** *disturbed landscape, vegetation, selected animal species, habitats assessment, ecosystem services*

## 1 Úvod

Při hodnocení využití krajiny, jednotlivých ekosystémů a biotopů se stále častěji využívají krajinné studie a expertní metody, které oceňují ekosystémové služby plynoucí z jednotlivých ekosystémů. Krajina je velmi často hodnocena z hlediska historického vývoje (Skaloš a Kašparová, 2012), z pohledu zastoupení kategorií krajinného pokryvu a využití území (land cover and land use) pomocí metodiky CORINE Land Cover a satelitních dat (Yilmaza, 2010). Stále častěji se uplatňuje kombinace hodnocení krajiny z hlediska plnění jednotlivých ekosystémových funkcí a oceňování poskytovaných ekosystémových služeb (Koschke a kol., 2011; Pettorelli, 2017). Při hodnocení biotopů je důležité kromě vyhodnocení abiotických podmínek zohlednit míru biodiverzity, která je nezbytná pro udržitelnost stanoviště a pro poskytování ekosystémových služeb (Salles, 2011).

Nejčastěji užívanou metodou pro hodnocení biotopu je porovnání druhové diverzity rostlinných druhů (Hobbs a Norton, 1996; Holl a Cairns, 2002; Lopez a Fennesy, 2002). Vhodným indexem pro rostlinné druhy je Hillův index diverzity (Hill, 1973), který zahrnuje pokryvnost jednotlivých druhů. Mezi často používané indexy pro živočišné druhy zohledňující vyrovnanost populace patří např. Simpsonův index diverzity (Simpson, 1949), a Shannon-Wienerův index diverzity (Shannon, 1948). Protože samotné druhové bohatství či indexy druhové diverzity nejsou často dostatečné pro hodnocení biotopu, je vhodné hodnotit více aspektů diverzity (MEA, 2005) nebo kombinovat hodnocení biodiverzity s dalšími charakteristikami, např. s vzácností druhů (de Groot a kol., 2003) nebo s hodnotou biomasy rostlin (Turner a kol., 2008).

Hodnocením biodiverzity, která je klíčovou složkou pro mnoho dalších ekosystémových služeb, se většina autorů zabývá z pohledu určitého stanoviště (habitatu), který poskytuje útočiště pro migraci a přežití živočichů. Tento přístup odpovídá definici De Groota (2010), který službu nazývá „Podpora stanovištěm“ (Habitat supporting). Ve zprávě společnosti hodnotící ekonomii ekosystémů a biologickou rozmanitost (TEEB) (Sukhdev a kol., 2014) je tato služba definovaná jako „Poskytování prostředí pro organizmy“ (Habitat service). Ve společné mezinárodní klasifikaci ekosystémových služeb (CICES) (Haines-Young a Potschin, 2013) je zařazena do kategorie „Regulační a udržovací služby“ (Regulation and Maintenance services) a nazývá se „Udržování životního cyklu, ochrana stanovišť a genofondu“ (Lifecycle maintenance, habitat and gene pool protection). Hodnocením diverzity na úrovni biotopu se zabývali Efroymson a kol. (2008), kteří hodnotili diverzitu rostlinných druhů, přítomnost vzácných druhů rostlin, strukturu a zapojení biotopu do krajiny. V souladu se středoevropskou tradicí je pojem biotop považován za základní klasifikační jednotku přírody, pojem habitat (přírodní stanoviště) byl zaveden v unijním systému ochrany přírody Natura 2000. Ve většině případů se pojmy překrývají, ale poněkud širěji vymezený habitat může zahrnovat více biotopů (Chytrý a kol., 2010).

Jednou z univerzálních metod pro hodnocení stavu biotopu na základě stavu rostlinných druhů a významu a zapojení biotopu v krajině pro Českou republiku, je metoda Hodnocení a oceňování biotopů České republiky („Biotope Valuation Method“, dále jen metoda BVM). Metoda BVM vychází z metody pro odhad ekologické újmy v Hesensku, v Německé spolkové republice (věstník státu Hesensko, 26/1992). Kromě hodnocení typů biotopů má metoda ještě druhou část, tzv. individuální hodnocení, prováděné v terénu, které určuje kvalitu konkrétního biotopu a jeho příspěvek k diverzitě a stabilitě na krajinné úrovni (Seják a kol., 2003).

Pro ověření vztahu mezi stavem biodiverzity a bodovou hodnotou biotopů stanovenou metodou BVM byly vybrány tři skupiny živočichů: střevlíkovití, motýli a drobní zemní savci. Skupinu střevlíkovitých jsme vybrali jako vhodné indikátory přírodní zachovalosti životního prostředí. Možnost využít střevlíkovité jako vhodné indikátory ověřili již Hůrka a kol. (1996). Skupinu motýli jsme vybrali pro dobré indikační hodnoty stavu biotopu, odrážející přítomnost jednotlivých rostlinných

druhů. K přiřazení motýlů k jednotlivým typům biotopů podle jejich potravních a ekologických faktorů byly použity studie Beneš a kol. (2002) a Karova a kol. (2010). Skupinu drobných zemních savců jsme vybrali z několika důvodů. Podle Barretta a Pelese (1999) se jedná o vhodnou skupinu pro monitoring změn v krajině z důvodů možnosti individuálního označení jedinců a sledování jejich pohybu, a také z důvodu výskytu v relativně malých oblastech. Existuje několik studií (Bejček, 1983; Pecharová a Hanák, 1997; Slábová a kol., 2008; Cudlín a kol., 2010) porovnávajících diverzitu drobných zemních savců na plochách vzniklých odlišným typem rekultivace, případně ponechaných spontánní sukcesí a srovnávajících ji s diverzitou v přírodě blízkých biotopech. V neposlední řadě pak hrálo roli i to, že někteří zástupci hlodavců mohou ovlivňovat stav biotopu jako škůdci (Zejska a kol., 2002).

Cílem studie bylo zjistit, pro jaké typy biotopů, jejichž kvalita biodiverzity byla vyhodnocena pomocí expertně nákladové Metody BVM (Seják a kol., 2003), je vhodné využít údaje o druhové diverzitě živočichů pro zpřesnění jejich hodnoty v těžbou narušené krajině (dále jen narušené krajině) a ve srovnatelné kulturní leso-zemědělské krajině (dále jen kulturní krajině).

Dílejší cíle práce:

1. Zjistit, zda existuje vztah mezi hodnotou biotopu a druhovou diverzitou vybraných skupin živočichů, které mají bioindikační roli, nebo se podílejí na udržitelnosti biotopu.
2. Zjistit, jestli se druhová diverzita jednotlivých skupin živočichů liší v narušené a kulturní krajině a zda se liší její hodnota mezi jednotlivými biotopy.
3. Navrhnout využití skupin testovaných živočichů s těsným vztahem k biotopům pro upřesnění jejich bodové hodnoty metodou BVM tak, aby upravená výsledná hodnota biotopu lépe charakterizovala ekosystémovou službu „Poskytování prostředí pro organizmy“.

## 2 Metodika

### 2.1 Sledování výskytu rostlinných a živočišných druhů

Sledování biodiverzity bylo provedeno na výsypkách po povrchové těžbě hnědého uhlí na Sokolovsku a Mostecku (narušená krajina) a v relativně stabilní leso-zemědělské krajině v okolí Mostu a v rybníční krajině na Třeboňsku (kulturní krajina). Krajina Jihočeských pánví byla intenzivně disturbována zejména v době výstavby rybníční soustavy a těžby rašeliny, kdy došlo k rozsáhlým plošným změnám krajinného pokryvu (Dykyjová, 2000). V současnosti patří tato zcela unikátně vytvořená krajina k nejstabilnějšímu typu kulturní krajiny. Z tohoto pohledu může být krajina v Severočeské pánvi po těžbě hnědého uhlí na počátku vývoje budoucí „jezerní“ krajiny s vyváženými ekologickými funkcemi. Podkrušnohorské pánve byly historicky významnou rybníční (Sokolovsko) a mokřadní (Mostecko) krajinou (Trpáková a Trpák, 2008; Skaloš a kol., 2012). Současné snižování intenzity těžby a probíhající hydrické rekultivace obnovují tuto krajinu do určité podobnosti s Jihočeskými pánvemi. Typy krajin Sokolovska a Třeboňska lze navíc charakterizovat i podobnou skladbou potenciální přirozené vegetace (Neuhäuslová a kol., 1998).

Na Sokolovku byly všechny vybrané plochy součástí lokality Velká podkrušnohorská výsypka (VPV), která se nachází 3 km severovýchodně od města Sokolov. Na Mostecku se nacházely jednotlivé lokality do 10 km v okolí města Most. Lokalita Střimice (ST) 3 km severně od Mostu, lokalita Kaňkov (KA) 3 km severovýchodně od Mostu, lokalita Malé Březno (MB) 4 km jihozápadně od Mostu a lokalita Milá (MI) 6 km jihovýchodně od Mostu. Plochy na lokalitě Třeboňsko byly umístěny na Mokřích loukách u Třeboně (ML) 2 km severovýchodně od Třeboně a na kulturních loukách 4 km jihozápadně od Třeboně u obce Domanín (DO) (Tab. 1).

Mapování výskytu motýlů proběhlo na vybraných lokalitách na Mostecku v letech 2009-2012 (Tab. 1). Každé stanoviště bylo opakovaně navštíveno během vegetační sezóny v době od května do září, pokaždé mezi devátou a sedmáctou hodinou. Byla použita metoda sledování za jednotku času („sightings per unit effort“) (Konvička a Beneš, 2003) a každé stanoviště bylo sledováno 45 minut jednou osobou.

Výskyt střevlíkovitých (*Carabidae*) byl zjišťován pomocí padacích pastí v roce 2010 na Sokolovsku a Třeboňsku (Tab. 1). Zemní padací pasti byly vyrobené z litrové sklenice, zakopány až po okraj do

země a jako fixační činidlo byl použit 5 % formalín. Počet pastí na každé ploše se lišil (2 – 3), aby se předešlo ztrátám způsobenými vnějšími vlivy, např. zaplavení vodou, zničení zvěří.

Odchyty drobných zemních savců (dále jen drobných savců) byly provedeny na lučních, mokřadních a lesních rekultivacích na Sokolovsku a na loukách na Třeboňsku (Tab. 1). Na Sokolovsku byli drobní savci odchyťováni pomocí dvou odlišných metodik. V letech 2004 a 2009-2010 byly provedeny odchyty do sklapovacích pastí, jako návnada byl použit knot napuštěný opraženou moukou a tukem (Anděra a Horáček, 2005). Pasti byly položeny jako linie (50 pastí po 5 metrech) a jako kvadráty (11 x 11 pastí po pěti metrech). Při liniových odchytech byly pasti položeny po dobu 3 nocí, při odchytech na kvadrátech po dobu 6 nocí. V letech 2009-2011 byly na dalších 5 plochách provedeny každý rok tři odchyty do živochytných pastí na kvadrátech (7x7 pastí po 5 pěti metrech), každý odchyt trval tři noci. Ve stejném období proběhly s použitím stejné metodiky odchyty na 4 lučních plochách na Třeboňsku. Jako návnada byly v živochytných pastech ovesné vločky a rybičky z konzervy. Preferenční obou typů návnad (vločky/rybičky a napuštěný knot) drobnými savci je velmi vysoká a oba typy návnad jsou standardně používány k odchyťům drobných savců (Anděra a Horáček, 2005). Odchyty pomocí živochytných pastí probíhaly dle standardní metodiky zpětných odchyťů „capture-mark-release method (CMR)“ (Wilson a kol., 1996), odchycení jedinci byli označeni ušními značkami a opět puštěni. V roce 2012 byly opakovány odchyty na 5 plochách na Velké podkrušnohorské výsypce na Sokolovsku a na 4 plochách na Třeboňsku, kde byly použity sklapovací pasti. Schéma odchyťů bylo stejné jako v předchozích letech 2009-2011. Důvodem bylo využití orgánů odchycených jedinců na zjištění přítomnosti endoparazitů v jiné studii (Čadková a Válek, 2013). Podrobná charakteristika jednotlivých ploch a způsobů sledování živočichů je uvedena v disertační práci Cudlín (2012).

## 2.2 Výpočty indexů diverzity

Hodnocení diverzity jednotlivých skupin živočichů bylo provedeno několika indexy diverzity. Vyšší hodnota indexů vyjadřuje vyšší vyrovnanost společenstva, která je dána zastoupením jednotlivých druhů. Pro výpočet jednotlivých indexů diverzity byly použity všechny zjištěné druhy skupin živočichů a rostlin. Vzácnost jednotlivých druhů byla posuzována podle Červeného seznamu ohrožených druhů České republiky pro bezobratlé (Hejda a kol., 2017), pro savce (Chobot a Němec, 2017) a pro cévnaté rostlinné druhy (Grulich a Chobot, 2017) a porovnána s kategoriemi ohroženosti podle IUCN z roku 2012.

Pro testování vztahu mezi bodovou hodnotou biotopů a velikostí diverzity pro všech vybrané skupiny živočichů v obou typech krajín byl použit Shannon-Wienerův index diverzity (dále jen Shannonův index diverzity), Vzorec 1. Data byla standardizována a centrována na průměr.

$$H' = -\sum p_i \ln(p_i) \quad [1]$$

$H'$  – Shannon-Wienerův index diverzity,  $p_i$  je relativní abundance jednotlivých druhů.

Při výpočtech vztahů mezi bodovou hodnotou BVM a diverzitou pro jednotlivé skupiny živočichů byl pro stanovení diverzity stěvlíkovitých a motýlů použit opět Shannonův index diverzity. Diverzita drobných savců byla vyjádřena Simpsonovým indexem diverzity z důvodů menšího množství dat a potřeby zahrnutí vyrovnanosti populace do výpočtu indexu, Vzorec 2. Byla použita data z odchyťů drobných savců do živochytných pastí z let 2009 až 2012. Zahrnuta byla jen data poprvé odchycených jedinců. Pro rostlinné druhy byl použit Hillův index diverzity. Do výpočtu byla zahrnuta pokryvnost jednotlivých rostlinných druhů, Vzorec 3.

$$D = \frac{1}{\sum_{i=1}^s p_i^2} \quad [2]$$

$D$  - Simpsonův index diverzity;  $p_i$  je relativní abundance, kterou všichni jednotlivci přispívají do celého společenstva,  $S$  - celkový počet druhů ve společenstvu.

$$N_2 = (\sum x_i)^2 / \sum x_i^2 \quad [3]$$

$N_2$  - Hillův index diverzity,  $x_i$  = podíl  $i$ -tého druhu v porostu.

**Tabulka 1.** Charakteristika sledovaných ploch pro stanovení diverzity vybraných skupin živočichů v letech 2009-2012

Území	Lokalita	Skupina živočichů			Skupina biotopů	Biotop (%)	Body IBVM
		střevlíkovití	motýli	drobní savci			
N - Sok	VPV	x (p.p)		x (ž.p.)	lesy	XK4 (90), X6.4 (10)	14,5
N - Sok	VPV	x (p.p)		x (ž.p.)	lesy	XK4	14,3
N - Sok	VPV	x (p.p)		x (ž.p.)	lesy	XK4	16,9
N - Sok	VPV	x (p.p)		x (ž.p.)	mokřady, louky	M1.1(50), XT5 (20), X4.5 (30)	19,0
N - Sok	VPV	x (p.p)		x (ž.p.)	louky	XT3	14,3
N - Sok	VPV	x (p.p)			lesy	XL5	17,0
N - Sok	VPV	x (p.p)		x (s.p)	lesy	XL5	17,0
N - Sok	VPV	x (p.p)		x (s.p)	lesy	XL4	22,8
N - Sok	VPV			x (s.p)	lesy	XK4	14,3
N - Sok	VPV			x (s.p)	lesy	XK4	14,3
N - Sok	VPV			x (s.p)	louky	XT3	14,3
N - Sok	VPV			x (s.p)	mokřady	XM1	19,0
N - Sok	VPV			x (s.p)	křoviny, mokřady	XK4 (60), M1.1 (40),	19,2
N-Most	ST		x (po)		louky	XT3	15,6
N-Most	ST		x (po)		louky	XT6	15,0
N-Most	ST		x (po)		křoviny, louky	XK2 (60), XT6 (40)	17,7
N-Most	MB		x (po)		louky	XT6	14,3
N-Most	MB		x (po)		louky	XT6	14,3
N-Most	MB		x (po)		louky, křoviny	XT6 (75), XK2 (25)	16,8
K-Most	MI		x (po)		louky	T1.1	31,3
K-Most	MI		x (po)		louky	T1.1(90), T3.3D (10)	37,7
K-Most	MI		x (po)		louky, křoviny	T1.1 (40), XT3 (20), XK2 (40)	25,6
K-Most	KA		x (po)		louky	T1.1	31,4
K-Most	KA		x (po)		louky	T1.1 (70), XT3 (30)	26,4
K-Most	KA		x (po)		louky, křoviny	T3.5B (30), XT3 (30), XK2 (40)	30,5
K-Třeb	ML	x (p.p)		x (ž.p.)	louky	M1.7	26,1
K-Třeb	ML	x (p.p)		x (ž.p.)	louky, mokřady	M1.7 (40), XM1 (60)	23,5
K-Třeb	DO	x (p.p)		x (ž.p.)	louky, mokřady	XT3 (60), XM1 (40)	17,3
K-Třeb	DO	x (p.p)		x (ž.p.)	louky	XT3	13,0

Zkratky typů území: N-Sok – narušená krajina na Sokolovsku, N-Most – narušená krajina na Mostecku, K-Most – kulturní krajina na Mostecku, K-Třeb – kulturní krajina na Třeboňsku.

Zkratky jednotlivých lokalit: VPV – Velká podkrušnohorská výsypka, ST – Střimice, MB – Malé Březno, MI – Milá, KA – Kaňkov, ML – Mokré louky u Třeboně, DO – Domanín.

Zkratky použitých metod odchytů a pozorování živočišných druhů: p.p. – padací pastí, ž.p. – živochytné pastí, s.p. – sklápovací pastí, po – jedinci byly pozorováni na lokalitě.

Zkratky biotopů podle Seják a kol. (2003): M1.1 – Rákosiny eutrofních stojatých vod ; M1.7 – Vegetace vysokých ostrůvků, T1.1 – Mezofilní ovsíkové louky; T3.3D – Úzkolisté suché trávníky, porosty bez význačného výskytu vstavačovitých; T3.5B – Acidofilní suché trávníky, porosty bez význačného výskytu vstavačovitých; XT5 – Bylinné porosty naspů dopravních staveb a zemních hrází; XT6 – nové těžební prostory a odvaly zemních substrátů; XK2 – Lada s křovinnými porosty a stromy; XK4 – Pionýrská dřevinná vegetace nekultivovaných antropogenních ploch; XL4 – Degradované lesné porosty s ruderálními společenstvy; XL5 – Paseky, Les po výsadbě a renaturalizační výsadby dřevin; XM1 – Zamokřelá ruderální lada; XT3 – Intenzivní nebo degradované mezofilní louky; XT6 – Nové těžební prostory a odvaly zemních substrátů; X4.5 – Bylinné porosty na opuštěných degradovaných plochách, nerektivovaných haldách a skládkách; X6.4 – Monokultury alochtonních druhů dřevin (např. akátiny).

Zkratka Body IBVM – počet bodů spočítaný podle individuálního hodnocení biotopů metodou BVM (Seják a kol., 2003).

### 2.3 Stanovení bodové hodnoty biotopu

Pro hodnocení stavu biotopů na jednotlivých plochách byla použita metoda BVM – „Biotope Valuation Method“ (Seják a kol. 2003). Tato metoda, odvozená od Hesenské metody pro stanovení ekologické újmy, je založena na bodovém ocenění biotopů ČR podle Katalogu biotopů ČR (Chytrý a kol., 2010) a seznamu 52 upřesněných nepřirodních biotopů – biotopy ovlivněné nebo vytvořené člověkem (Seják a kol., 2003). Každý biotop je hodnocen na základě osmi vybraných ekologických charakteristik (kritérií), které mohou dosahovat 0 – 6 bodů. První čtyři charakteristiky jsou vlastním vyjádřením ekologické kvality biotopu (zralost, přirozenost, diverzita struktur a diverzita druhů), zatímco další čtyři charakteristiky (vzácnost biotopu, vzácnost druhů, citlivost biotopu, ohrožení biotopu) vyjadřují stupeň vzácnosti či ohroženosti biotopu (Tab. 2). Součet bodů za první čtyři charakteristiky byl násoben součtem bodů za druhé čtyři charakteristiky a výsledný počet byl vztažen k maximálně možnému počtu bodů (576) (Vzorec 4). Bodové hodnoty pro biotopy na sledovaných plochách byly nejprve převzaty z tabulky bodů pro typy biotopů v rámci ČR; pro zpřesnění bylo provedeno individuální hodnocení biotopů, které zohledňuje ontogenetickou zralost, přirozenost, nasycenost struktur, nasycenost druhů, nasycenost ohrožených a chráněných druhů a integritu biotopu vzhledem k okolní krajině (Tab. 3) (Seják a kol., 2003).

$$BVM \text{ body} = \frac{\sum_{i=1}^n B_i \times \sum_{j=1}^n E_j}{B_{max} \times E_{max}} \times 100 \quad [4]$$

BVM body – hodnota bodů celého biotopu,  $B_i$  – jednotlivé kategorie biologických charakteristik biotopu,  $E_j$  – jednotlivé kategorie environmentálních charakteristik biotopu,  $n$  – celkový počet bodů každé kategorie.

**Tabulka 2.** Popis jednotlivých osmi charakteristik pro výpočet základní bodové hodnoty podle metody BVM

<b>Z</b>	Zralost biotopu (body podle vývojového stáří formace a druhů)
<b>P</b>	Přirozenost typu biotopu (6 bodů zcela přirozený, 1 bod zcela antropogenní)
<b>DS</b>	Diverzita struktur typu biotopu (6 bodů za všechna vegetační patra)
<b>DD</b>	Diverzita druhů typu biotopu (body dle počtu všech přirozeně se vyskytujících druhů)
<b>VB</b>	Vzácnost typu biotopu (body dle geografické a klimatologické ojedinečnosti, četnosti a rozlohy)
<b>VD</b>	Vzácnost druhů typu biotopu (body dle počtu vzácných a ohrožených druhů)
<b>CB</b>	Citlivost = zranitelnost typu biotopu (body dle míry zranitelnosti změnou stanovištních podmínek)
<b>OB</b>	Ohrožení typu biotopu (body dle závislosti na změně lidských aktivit)

**Tabulka 3.** Popis jednotlivých šesti charakteristik pro zpřesnění bodové hodnoty biotopu podle metody BVM

<b>O</b>	Ontogenetická zralost hodnotí míru plnění funkcí biotopu podle stáří porostu biotopu
<b>P</b>	Přirozenost hodnotí stav biotopu z hlediska přítomnosti synantropních druhů
<b>NS</b>	Nasycenost struktur hodnotí biotopu podle narušení a absence potenciálních vegetačních pater
<b>ND</b>	Nasycenost druhů hodnotí přítomnost a četnost indikačních druhů v biotopu
<b>NO</b>	Nasycenost ohrožených a chráněných druhů hodnotí aktuální stav ohrožených druhů v biotopu
<b>IB</b>	Integrita biotopu hodnotí významnost biotopu na ekologické stabilitě krajiny

### 2.4 Statistické zpracování dat

Vztah mezi diverzitou sledovaných skupin organismů (střevlíkovití, motýli a drobní savci), vyjádřenou standardizovaným Shannonovým indexem diverzity a stavem biotopu (vyjádřeným bodovou hodnotou na základě metody BVM), byl testován pomocí zobecněných lineárních modelů. Nejmenší

vhodný model byl vybrán dle Akaikeho informačního kritéria (AIC) pomocí programu R. Jako nejvhodnější model pro vysvětlení vztahu se ukázal jednoduchý lineární vztah.

Rozdíly v diverzitě sledovaných živočichů v narušené a kulturní krajině byly testovány pomocí ne-parametrického Kruskal-Wallisova testu v programu Statistika 9.0. Jako závislá proměnná byl použit standardizovaný Shannonův index diverzity pro všechny skupiny testovaných živočichů, jako nezávislá proměnná bylo použito umístění ploch v narušené nebo v kulturní krajině.

Pro hledání skupin živočichů, nejvíce ovlivněných sledovanými osmi charakteristikami biotopu, byly použity mnohorozměrné metody v programu Canoco for Windows. Výstupy byly graficky zpracovány v programu Cano Draw (Lepš a Šmilauer, 2003). Byla použita nepřímá detrendovaná korespondenční analýza – DCA, nepřímá analýza hlavních komponent – PCA a přímá redundantní analýza – RDA. K prověření významnosti provedených testů byl použit Monte Carlo permutační test. V přímé analýze (RDA) byla provedena standardizace a centralizace druhových dat. K prověření významnosti provedených testů byl použit Monte Carlo permutační test. Jako vysvětlujících proměnných bylo použito osm charakteristik biotopu podle metody BVM (Tab. 2). Z testovaných vysvětlujících proměnných byly postupným výběrem vybrány signifikantně významné proměnné na hladině průkaznosti  $p < 0,05$ , s nejsilnější vazbou k vysvětlovaným proměnným. Jako vysvětlované proměnné byly použity počty druhů a počty jedinců u živočichů, u rostlin pouze počty druhů. Pro jednotlivé skupiny organismů byly použity indexy diverzity, které nejlépe postihovaly danou skupinu. Shannonův index diverzity pro motýly byl stanoven z dat získaných v letech 2009-2011, pro střevlíkovité z dat z roku 2010, Simpsonův index diverzity pro drobné savce z let 2009-2012 a Hillův index diverzity pro rostlinné druhy z let 2009-2012.

### 3. Výsledky

#### 3.1 Vztah mezi bodovou hodnotou biotopu a biodiverzitou

Pomocí regresní analýzy byl zjištěn vztah mezi bodovou hodnotou biotopu a standardizovaným Shannonovým indexem diverzity vybraných skupin živočichů (střevlíkovitých, motýlů a drobných savců) v narušené krajině ( $R^2 = 0,59$ ;  $p < 0,05$ ), v kulturní krajině ( $R^2 = 0,65$ ;  $p < 0,05$ ) i v obou typech krajin dohromady ( $R^2 = 0,44$ ;  $p < 0,05$ ) (Tab. 4). V dalších analýzách byl testován vztah vždy pro jednu skupinu živočichů k bodové hodnotě biotopu. Vzhledem k malému množství testovaných ploch pro jednotlivé živočišné druhy byly provedeny regresní analýzy pro narušenou a kulturní krajinu dohromady. Jako závislá proměnná byl použit standardizovaný Shannonův index diverzity, jako nezávislá proměnná byl použit počet bodů pro daný biotop stanoven metodou BVM.

Průkazný vztah mezi indexem diverzity a bodovou hodnotou biotopu byl zjištěn u všech skupin živočichů (Tab. 4).

Z výsledků lze usuzovat, že sledovaní živočichové preferovali biotopy s vyšším bodovým hodnocením (Tab. 5). Mezi plochy, kde byl zjištěn vyšší index diverzity, patřil lesní biotop XL5 - Paseky, Les po výsadbě a renaturalizační výsadby dřevin pro skupinu střevlíkovití na Velké Podkrušnohorské výsypce, luční biotopy T1.1 - Mezofilní ovsíkové louky pro skupinu motýli v kulturní krajině a mokřadní biotop M1.1 - Rákosiny eutrofních stojatých vod pro skupiny střevlíkovití a drobné savce na Velké Podkrušnohorské výsypce. Mezi plochy kde hodnota indexu diverzity dosahovala nižších hodnot pro střevlíkovité a drobné savce patřily převážně degradované louky odpovídající biotopu XT3 - Intenzivní nebo degradované mezofilní louky v kulturní i narušené krajině.

#### 3.2 Vztah mezi velikostí biodiverzity v narušené a kulturní krajině a odlišnost biodiverzity mezi jednotlivými biotopy

Statisticky významná odlišnost velikosti standardizovaného Shannonova indexu diverzity vybraných tří živočišných skupin mezi plochami v narušené krajině (výsypky) a plochami v kulturní krajině nebyla prokázána ( $H = 0,127$ ,  $N = 39$ ,  $p = 0,721$ ).



**Tabulka 4.** Výsledky regresních analýz pro vybrané skupiny živočichů na sledovaných plochách v kulturní i narušené krajině v letech 2009-2011

Skupina živočichů	Území	Lineární model	R	R <sup>2</sup>	N	P-value
střevlíkovití, motýli, drobní savci	narušená krajina	$y = -6,039 + 0,35777 \times \text{body BVM}$	0,781	0,594	24	<10 <sup>-6</sup>
	kulturní krajina					
střevlíkovití, motýli, drobní savci	kulturní krajina	$y = -2,064 + 0,10085 \times \text{body BVM}$	0,821	0,649	15	<10 <sup>-5</sup>
střevlíkovití, motýli, drobní savci	narušená a kulturní krajina	$y = -2,148 + 0,11185 \times \text{body BVM}$	0,676	0,442	40	<10 <sup>-3</sup>
střevlíkovití	narušená a kulturní krajina	$y = -3,642 + 0,19849 \times \text{body BVM}$				<0,001
			0,797	0,602	13	
motýli	narušená a kulturní krajina	$y = -2,481 + 0,1077 \times \text{body BVM}$	0,861	0,715	12	<10 <sup>-3</sup>
	kulturní krajina					
drobní savci	narušená a kulturní krajina	$y = -2,382 + 0,19341 \times \text{body BVM}$	0,567	0,29	23	<0,05
	kulturní krajina					

Odlišnost mezi diverzitou jednotlivých biotopů v kulturní i narušené krajině byla testována neparametrickou analýzou variance. Podle výsledků analýzy variance a provedení následné Bonferonniho korekce ( $H = 29,2078$ ,  $p = 0,0001$ ) se statisticky významně odlišovaly od mokřadních biotopů M.1 – Rákosiny eutrofních stojatých vod a M1.7 – Vegetace vysokých ostřic následující nelesní biotopy: T1.1 – Mezofilní ovsíkové louky, XT3 – Intenzivní nebo degradované mezofilní louky, XT6 – Nové těžební prostory a odvaly zemních substrátů a biotop XK4 – Pionýrská dřevinná vegetace nekultivovaných antropogenních ploch. Od lučního biotopu T1.1 se významně odlišovaly lesní biotopy XL4 – Degradované lesní porosty s ruderalními společenstvy, XL5 – Paseky, les po výsadbě a renaturalizační výsadby dřevin a křoviny zastoupené biotopem XK4 (Obr. 1).

### 3.3 Vztah mezi biodiverzitou sledovaných skupin živočichů a charakteristikami BVM

Pro hledání skupiny živočichů, která je nejvíce ovlivňována jednotlivými charakteristikami biotopu a je proto možné ji využít pro upřesnění bodové hodnoty biotopu, byly použity mnohorozměrné metody. Byla provedena nepřímá analýza PCA (Obr. 2), která postihla dvěma osami hlavní část variability (71,8 %) všech vysvětlujících proměnných, které byly do analýzy zahrnuty. Jako vysvětlované proměnné byly zahrnuty do analýzy počet druhů a index diverzity pro rostliny, střevlíkovité a drobné savce. Ze zjištěných druhů rostlin a odchycených druhů střevlíkovitých a drobných savců nebyl zjištěn žádný ohrožený druh z Červeného seznamu ČR. Všech osm charakteristik, vyjadřující bodovou hodnotu metody BVM, bylo do analýzy pasivně promítnuto jako vysvětlující proměnné. Z PCA analýzy je patrný vztah mezi počtem a indexem diverzity přítomných rostlinných druhů a indexem diverzity střevlíkovitých, které mají vztah k charakteristice „diverzita struktur“. Naopak počet druhů střevlíkovitých dosahoval odlišných hodnot od indexů diverzity pro střevlíkovité a rostlinné druhy a měl nejsilnější vazbu k charakteristice „citlivost biotopu“. To bylo pravděpodobně způsobeno odlišnou početností jednotlivých druhů střevlíkovitých na jednotlivých plochách. Počet a diverzita druhů drobných savců, které spolu souvisí, měly nejsilnější vztah k charakteristikám „diverzita druhů“ a „vzácnost druhů“. Neutrální vztah mezi počtem rostlinných druhů a charakteristikou „druhovita diverzita“ souvisí s vysokou variabilitou počtu rostlinných druhů na jednotlivých rekultivovaných plochách, často zařazených do stejného typu biotopu. Zároveň neutrální vztah mezi počtem střevlíkovitých a charakteristikou „druhovita diverzita“ souvisí se slabou vazbou střevlíkovitých na konkrétní rostlinné druhy i typ biotopu. Přímá gradientová analýza (RDA) se stejnými daty jako nepřímá analýza (PCA) na 5 % hladině významnosti nebyla průkazná.

**Tabulka 5.** Počet zjištěných druhů živočichů na sledovaných plochách v letech 2009-2012

Území	Lokalita	Skupina živočichů (Počet druhů)			Skupina biotopů	Biotop (%)	Body IBVM
		střevlíkovití	motýli	drobní savci			
N - Sok	VPV	4		2	lesy	XK4 (90), X6.4 (10)	14,5
N - Sok	VPV	4		2	lesy	XK4	14,3
N - Sok	VPV	6		5	lesy	XK4	16,9
N - Sok	VPV	2		9	mokřady, louky	M1.1(50%), XT5 (20), X4.5 (30)	19,0
N - Sok	VPV	4		1	louky	XT3	14,3
N - Sok	VPV	5			lesy	XL5	17,0
N - Sok	VPV	7		2	lesy	XL5	17,0
N - Sok	VPV	8		4	lesy	XL4	22,8
N - Sok	VPV			4	lesy	XK4	14,3
N - Sok	VPV			6	lesy	XK4	14,3
N - Sok	VPV			2	louky	XT3	14,3
N - Sok	VPV			4	mokřady	XM1	19,0
N - Sok	VPV			8	křoviny, mokřady	XK4 (60), M1.1 (40)	19,2
N-Most	ST		17		louky	XT3	15,6
N-Most	ST		22		louky	XT6	15,0
N-Most	ST		19		křoviny, louky	XK2 (60), XT6 (40)	17,7
N-Most	MB		18		louky	XT6	14,3
N-Most	MB		18		louky	XT6	14,3
N-Most	MB		14		louky, křoviny	XT6 (75), XK2 (25)	16,8
K-Most	MI		26		louky	T1.1	31,3
K-Most	MI		28		louky	T1.1(90), T3.3 D (10)	37,7
K-Most	MI		28		louky, křoviny	T1.1 (40), XT3 (20), XK2 (40)	25,6
K-Most	KA		26		louky	T1.1	31,4
K-Most	KA		25		louky	T1.1 (70), XT3 (30)	26,4
K-Most	KA		20		louky, křoviny	T3.5B (30), XT3 (30), XK2 (40)	30,5
K-Třeb	ML	13		5	louky	M1.7	26,1
K-Třeb	ML	13		7	louky, mokřady	M1.7 (40), XM1(60)	23,5
K-Třeb	DO	4		1	louky, mokřady	XT3 (60), XM1 (40)	17,3
K-Třeb	DO	13		1	louky	XT3	13,0

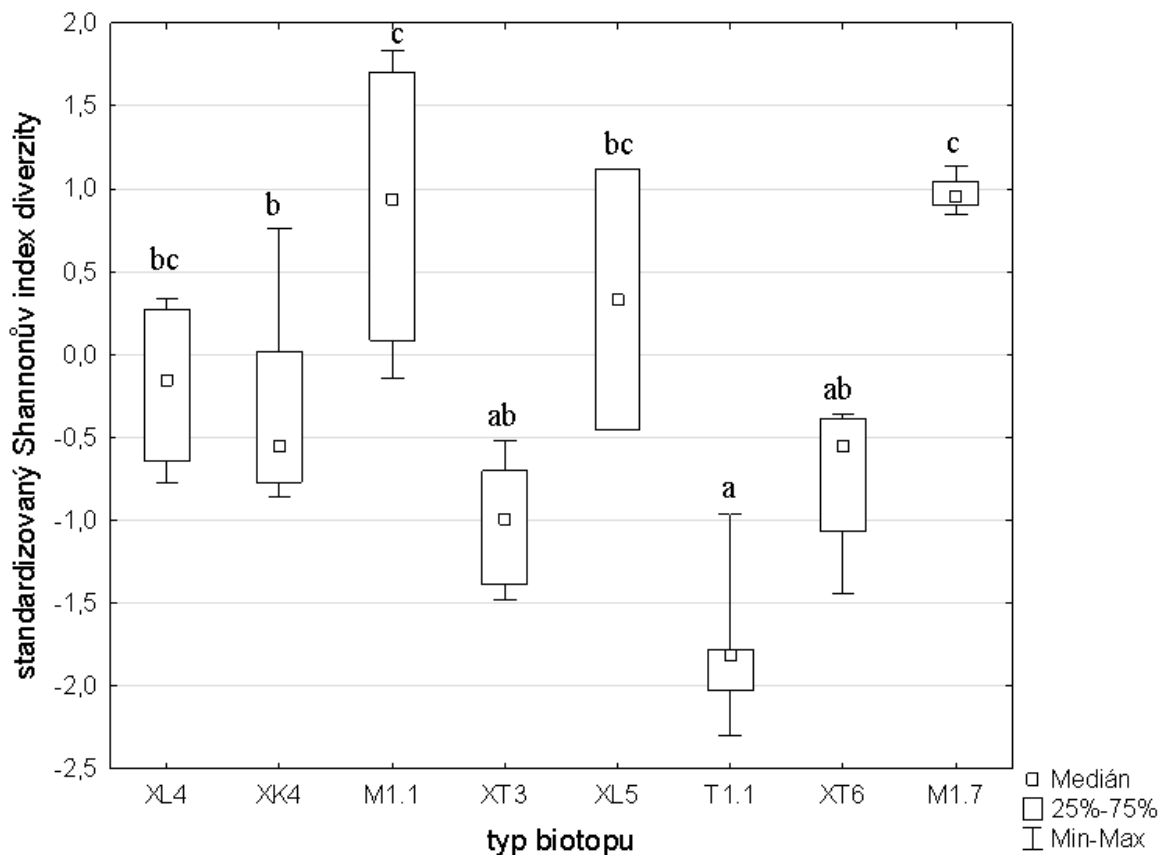
Zkratky typů území: N-Sok – narušená krajina na Sokolovsku, N-Most – narušená krajina na Mostecku, K-Most – kulturní krajina na Mostecku, K-Třeb – kulturní krajina na Třeboňsku.

Zkratky jednotlivých lokalit: VPV – Velká podkrušnohorská výsypka, ST – Střimice, MB – Malé Březno, MI – Milá, KA – Kaňkov, ML – Mokré louky u Třeboně, DO – Domanín.

Zkratky biotopů podle Seják a kol. (2003): M1.1 – Rákosiny eutrofních stojatých vod ; M1.7 – Vegetace vysokých ostřic, T1.1 – Mezofilní ovsíkové louky; T3.3D – Úzkolisté suché trávníky, porosty bez význačného výskytu vstavačovitých; T3.5B – Acidofilní suché trávníky, porosty bez význačného výskytu vstavačovitých; XT5 – Bylinné porosty náspů doprav-

ních staveb a zemních hrází; XT6 – nové těžební prostory a odvaly zemních substrátů; XK2 – Lada s křovinnými porosty a stromy; XK4 – Pionýrská dřevinná vegetace nekultivovaných antropogenních ploch; XL4 – Degradované lesné porosty s ruderálními společenstvy; XL5 – Paseky, Les po výsadbě a renaturalizační výsadby dřevin; XM1 – Zamokřelá ruderální lada; XT3 – Intenzivní nebo degradované mezofilní louky; XT6 – Nové těžební prostory a odvaly zemních substrátů; X4.5 – Bylinné porosty na opuštěných degradovaných plochách, nerektifikovaných haldách a skládkách; X6.4 – Monokultury alochtonních druhů dřevin (např. akátiny).

Zkratka Body IBVM – počet bodů spočítaný podle individuálního hodnocení biotopů metodou BVM (Seják a kol., 2003).

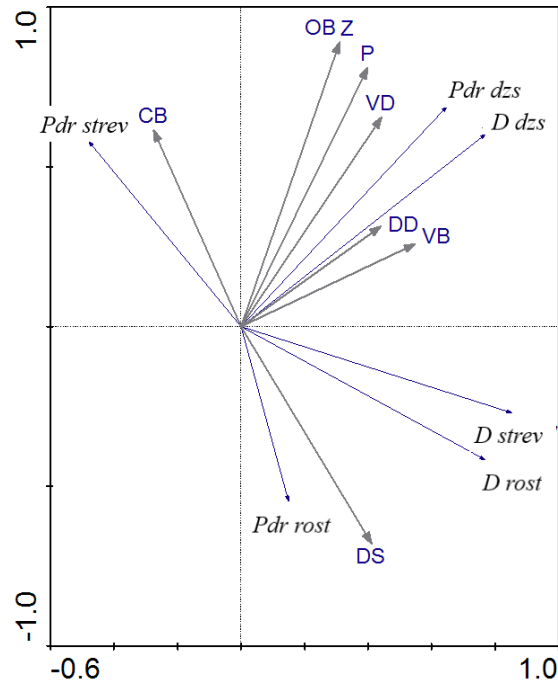


**Obr. 1.** Hodoty standardizovaného Shannonova indexu diverzity všech sledovaných skupin živočichů pro jednotlivé biotopy v narušené i kulturní krajině

Zkratky jednotlivých biotopů podle metody BVM: XL4 – Degradované lesní porosty s ruderálními společenstvy; XK4 – Pionýrská dřevinná vegetace nekultivovaných antropogenních ploch; M1.1 – Rákosiny eutrofních stojatých vod; XT3 – Intenzivní nebo degradované mezofilní louky; XL5 – Paseky, les po výsadbě a renaturalizační výsadby dřevin; T1.1 – Mezofilní ovsíkové louky; XT6 – Nové těžební prostory a odvaly zemních substrátů; M1.7 – Vegetace vysokých ostříc. Biotopy označené stejným písmenem se od sebe statisticky významně neliší.

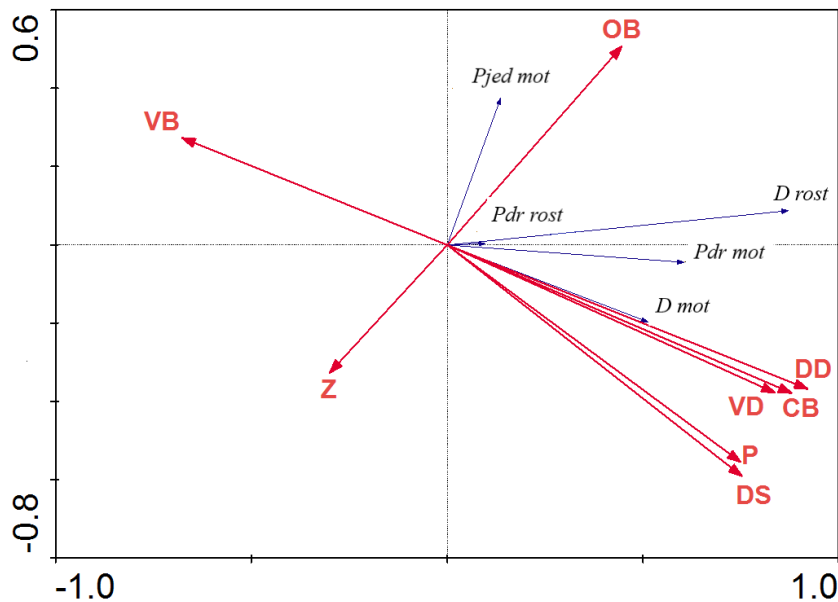
Byla provedena přímá analýza RDA pro zjištění vztahu mezi diverzitou a počty motýlů a jednotlivými charakteristikami hodnocení biotopu podle metody BVM. Ze sledovaných druhů motýlů bylo zjištěno pouze několik druhů v kategorii druh zranitelný, např. ostruháček trnkový (*Satyrium spini*), modrásek kozincový (*Glaucopteryx alexis*) a v kategorii druh téměř ohrožený např. otakárek ovocný (*Iphiclides podalirius*) a ostruháček ostružinový (*Callophrys rubi*) z Červeného seznamu ČR. Zjištěné ohrožené druhy byly zastoupeny pouze několika jedinci.

Pomocí vysvětlujících proměnných bylo vysvětleno 35,9 % celkové variability ( $F = 2,707$ ,  $p = 0,002$ ) a byly zjištěny 4 canonické osy (Obr. 3). Při postupném výběru (forward selection) byla průkazná na 5 % hladině významnosti z osmi vysvětlujících proměnných pouze charakteristika biotopu „zralost“, která měla negativní vztah k počtu jedinců motýlů. Index diverzity motýlů a počet druhů motýlů měly přesto silnou vazbu k vysvětlujícím proměnným biotopu „diverzita druhů“, „citlivost biotopu“ a „vzácnost druhů“. Také index diverzity a počet druhů rostlin měl nejsilnější vztah k charakteristikám biotopu „diverzita druhů“ a „ohrožení biotopu“. Počet druhů rostlin měl pouze velmi malou vypovídající schopnost (krátká šipka) a přímo koreloval s indexem diverzity rostlin.



**Obr. 2.** Ordinační diagram nepřímé analýzy PCA, zobrazující vztah mezi počty druhů (Pdr) a indexy diverzity (D) u rostlin (rost), střevlíkovitých (strev) a drobných zemních savců (dzs) a osmi charakteristikami hodnocení biotopů metodou BVM na Sokolovsku a Třeboňsku

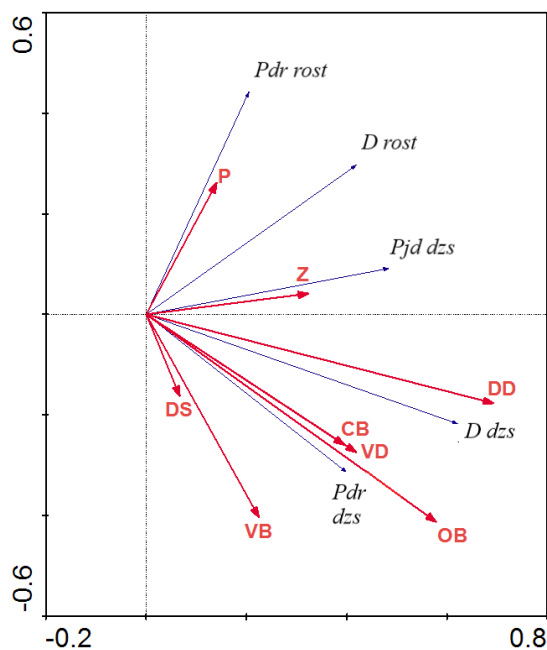
Vysvětlivky: Z – zralost biotopu, P – přirozenost biotopu, DS – Diverzita struktur biotopu, DD – diverzita druhů, VB – vzácnost biotopu, VD – vzácnost druhů v biotopu, CB – citlivost biotopu, OB – ohrožení biotopu.



**Obr. 3.** Ordinační diagram (RDA analýza) vztahu mezi indexy diverzity rostlin a motýlů (D rost, D mot), počty druhů rostlin (Pdr rost) a motýlů (Pdr mot) a jedinci motýlů (Pjed mot) (vysvětlovanými proměnnými) a osmi charakteristikami pro hodnocení biotopů metodou BVM (vysvětlujícími proměnnými) na Mostecku

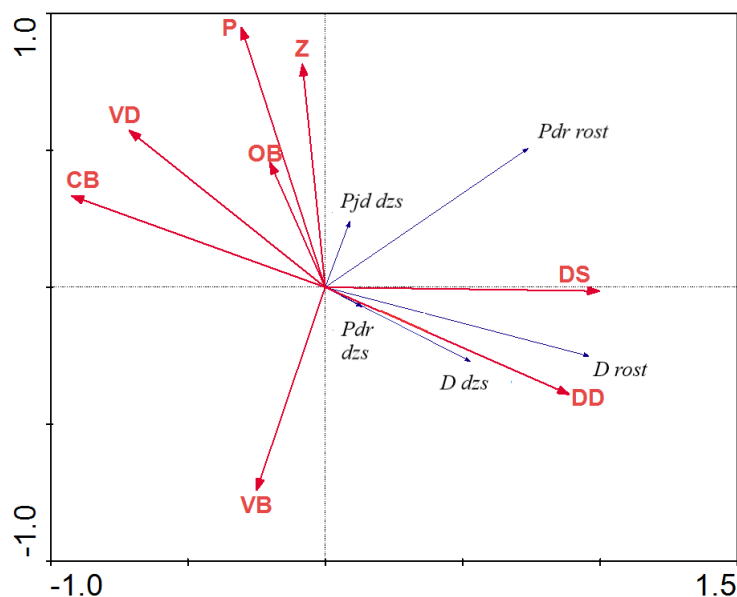
Vysvětlivky: Z – zralost biotopu, P – přirozenost biotopu, DS – Diverzita struktur biotopu, DD – diverzita druhů, VB – vzácnost biotopu, VD – vzácnost druhů v biotopu, CB – citlivost biotopu, OB – ohrožení biotopu.

Průkaznost analýzy vztahu mezi diverzitou drobných savců na lučních biotopech a jejich bodovou hodnotu nebyla zjištěna. Hlavním důvodem byl převažující výskyt degradovaných lučních porostů a malý výskyt přírodě blízkých typů biotopů. Byl ale zjištěn průkazný vztah mezi diverzitou drobných savců a charakteristikami BVM pro hodnocené lesní biotopy v narušené krajině. V RDA analýze byly jako vysvětlované proměnné použity indexy diverzity a počty druhů rostliny a drobných savců a počet jedinců drobných savců. Jako vysvětlující proměnné bylo použito opět osm charakteristik, ze kterých se skládá výsledná bodová hodnota biotopu. Celková vysvětlená variabilita vysvětlovaných proměnných byla 32,2 %, ( $F= 2.185$ ,  $p = 0,012$ ) a byly zjištěny 4 canonické osy (Obr. 4). Při postupném výběru na 5 % hladině významnosti byly zjištěny pouze dvě vysvětlující proměnné, „diverzita druhů“, která měla statisticky významný vztah k indexu diverzity drobných savců a „ohroženost biotopu“, která měla vztah k počtu drobných savců. Z grafu vyplývají též určité vztahy mezi počtem druhů drobných savců a charakteristikami „vzácnost druhů“ a „citlivost biotopů“, mezi počtem jedinců drobných savců a „zralostí biotopu“ a mezi počtem druhů rostlin a „přirozeností biotopu“. Další RDA analýza u nelesních mokřadních biotopů, ve které byly stejné vysvětlované a vysvětlující proměnné jako u lesních biotopů, vysvětlila celkově větší procento variability vysvětlovaných proměnných než u lesních biotopů, a to 45,8 %, ( $F= 3,949$ ,  $p = 0,004$ ) se třemi canonickými osami (Obr. 5). Při postupném výběru na 5 % hladině významnosti byly zjištěny pouze dvě vysvětlující proměnné, „přirozenost“ a „diverzita struktur“, které měly statisticky významný vztah k indexu diverzity rostlin, diverzita drobných savců a počet drobných savců.



**Obr. 4.** Ordinační diagram (RDA analýza) vztahu mezi vysvětlovanými proměnnými - indexy diverzity rostlin a drobných zemních savců (D rost, D dzs), počty druhů rostlin a drobných zemních savců (Pdr rost, Pdr dzs) a jedinci drobných zemních savců (Pjd dzs) a osmi vysvětlujícími proměnnými - kritérii pro hodnocení biotopů metodou BVM v lesních biotopech v narušené krajině na Sokolovsku

Vysvětlivky: Z – zralost biotopu, P – přirozenost biotopu, DS – Diverzita struktur biotopu, DD – diverzita druhů, VB – vzácnost biotopu, VD – vzácnost druhů v biotopu, CB – citlivost biotopu, OB – ohrožení biotopu.



**Obr. 5.** Ordinační diagram (RDA analýza) vztahu mezi vysvětlovanými proměnnými - indexy diverzity rostlin a drobných zemních savců (D rost, D dzs), počty druhů rostlin a drobných savců (Pdr rost, Pdr dzs) a počty jedinců drobných zemních savců (Pjd dzs) a osmi vysvětlujícími proměnnými - kritérii pro hodnocení biotopů metodou BVM v mokřadních biotopech na Sokolovsku a Třeboňsku

Vysvětlivky: Z – zralost biotopu, P – přirozenost biotopu, DS – Diverzita struktur biotopu, DD – diverzita druhů, VB – vzácnost biotopu, VD – vzácnost druhů v biotopu, CB – citlivost biotopu, OB – ohrožení biotopu.

## 4 Diskuze

### 4.1. Vztah mezi bodovou hodnotou a diverzitou sledovaných druhů

Byl potvrzen vztah mezi zvyšující se bodovou hodnotou biotopu a velikostí diverzity sledovaných druhů. Nejvyšší bodovou hodnotu i hodnotu indexu diverzity dosahoval biotop T1.1 – mezofilní ovsíkové louky v kulturní krajině pro skupinu motýli. Hlavním důvodem byla zřejmě silná vazba motýlů na určitý typ stanoviště a na konkrétní rostlinné druhy (Beneš a kol., 2002), které jsou častěji přítomné v přirozenějších a ohroženějších stanovištích s vyšším bodovým ohodnocením (Seják a kol., 2003). I přes relativně nízkou bodovou hodnotu biotopu XT6 – Nové těžební prostory a odvaly zemních substrátů zde dosahovala diverzita motýlů relativně vysokých hodnot, což bylo pravděpodobně způsobené nezapojeným porostem a přítomností alespoň některých důležitých rostlin pro motýly v narušené krajině (Károva a kol., 2010). U skupiny střevlíkovitých, kteří jsou vázáni více na mikroklimatické podmínky než na konkrétní biotop a rostlinné druhy (Farkač and Hůrka, 2003), nekorespondovala vyšší hodnota diverzity střevlíkovitých výrazně s vyšší bodovou hodnotou biotopu v narušené krajině. Na základě našich výsledků se domníváme, že nově utvářené biotopy v narušené krajině poskytovaly střevlíkovitým podobné podmínky, a proto se hodnoty diverzity střevlíkovitých v těchto biotopech významně nelišily. K těmto závěrům dospěli i Hrajnová Gillarová a Chochel (2010) z průzkumu střevlíkovitých v blízkosti napouštěného jezera Medard na Sokolovsku. V kulturní krajině se diverzita střevlíkovitých zvyšovala s bodovou hodnotou biotopu, která souvisela s extenzivním managementem vlhkých luk u Třeboně. Diverzita drobných savců byla nejvyšší v mokřadních biotopech (M1.1 – Rákosiny eutrofních stojatých vod a M1.7 – Vegetace vysokých ostřic), které dosahovaly nejvyšších bodových hodnot v kulturní i narušené krajině. Toto zjištění odpovídá i ekologickým nárokům většiny druhů drobných savců, pro které je vlhké prostředí s ekotony biotopů navazující na mokřadní společenstva nejvhodnějším prostředím (Wilson a kol., 1996).

#### **4.2. Vztah mezi velikostí biodiverzity v narušené a kulturní krajině a odlišnost biodiverzity mezi jednotlivými biotopy**

Hodnota diverzity sledovaných druhů živočichů se v narušené a kulturní krajině statisticky významně neodlišovala. Tento výsledek byl pravděpodobně způsoben již relativně rychlou obnovou narušeného prostředí pomocí jednotlivých typů rekultivací (Frouz a kol., 2007). Zároveň kulturní krajina především Sokolovska (Trpáková a Trpák 2008) a Mostecka (Skaloš a kol., 2012) byla v minulosti negativně ovlivněna především povrchovou těžbou uhlím a rozvojem průmyslu, a pravděpodobně proto byl zjištěn jen jeden reliktní indikační druh ze skupiny střevlíkovitých v této narušené krajině. Přesto že je Třeboňsko zachovalou kulturní krajinou, byly i zde zjištěny jen 2 reliktní druhy střevlíkovitých na mokřích loukách u Třeboně (Farkač a Hůrka, 2003). To bylo pravděpodobně způsobeno dlouhodobým managementem kulturní krajiny, ve které došlo k přeměně původních přírodních biotopů na přírodě blízké až přírodě vzdálené biotopy, které jsou intenzivně využívány jako louky a pastviny (Dykyjová, 2000).

I přesto, že se diverzita v narušené a kulturní krajině významně nelišila, byla zjištěna signifikantní odlišnost ve velikosti hodnot standardizovaného Shannonova indexu diverzity pro jednotlivé skupiny živočichů mezi jednotlivými biotopy v narušené i v kulturní krajině. Mokřadní biotopy (M1.1 – Rákosiny eutrofních stojatých vod., M1.7 – Vegetace vysokých ostřic) a luční biotop (T1.1 – Mezofilní ovsíkové louky) měly odlišnou hodnotu standardizovaného Shannonova indexu diverzity než lesní biotopy a křoviny. To bylo pravděpodobně způsobeno odlišnou úživností jednotlivých biotopů a potravní nabídkou v okolí biotopů pro jednotlivé skupiny živočichů. Vysoká hodnota indexu diverzity byla zjištěna pro biotop T1.1, kde byli sledováni jen motýli. U skupiny motýli byla zjištěna vyšší preference lučních biotopů před křovinami, což odpovídá jejich stanovištním i potravním nárokům (Beneš a kol., 2002). Naopak lesní biotopy byly více preferovány skupinou střevlíkovitých, především biotop XL5 – Paseky, Les po výsadbě a renaturalizační výsadby dřevin. Jednalo se o mladou smrkovou výsadbu s hustým porostem třtiny křovištní a na okraji výsadby se vyskytovaly i zástupci z čeledi miříkovité, vhodné jako potravní zdroj pro některé vzácnější druhy střevlíkovitých (Veselý a kol., 2012). V tomto biotopu se vyskytovaly zástupci střevlíkovitých, kteří preferují suché travní porosty, stepi, úhory. Počet druhů drobných savců byl zjištěn nejvyšší v obou mokřadních biotopech, M1.1 a M1.7, což odpovídá stanovištním nárokům většiny druhů drobných savců (Anděra a Horáček, 2005).

#### **4.3 Vztah mezi biodiverzitou a charakteristikami BVM**

Podle výsledků mnohorozměrné nepřímé analýzy PCA byl patrný vztah mezi indexem diverzity rostlin a střevlíkovitých a počtem druhů rostlin k charakteristikám biotopu „diverzita struktur“. To bylo pravděpodobně způsobeno vysokým počtem rostlinných druhů v lesních biotopech s vyšší diverzitou struktur než v nelesních. Také podle Farkače a Hůrky (2003) naprostá většina druhů střevlíkovitých nemá přímou vazbu na druhové složení vegetačního krytu. Jejich výskyt ovlivňují především stanovištní mikroklimatické podmínky, podmíněné celkovým vegetačním pokryvem. Počet druhů střevlíkovitých souvisel nejsilněji s charakteristikou „citlivost biotopu“, což vyjadřuje míru vlivu lidské činnosti na biotop. Na plochách v narušené krajině byla u většiny biotopů citlivost biotopu ohodnocena jen jedním bodem (biotopy silně odolné vůči antropogenním vlivům) v porovnání s biotopy v kulturní krajině, kde byla citlivost hodnocena průměrně 3 body (biotopy odolné) (Seják a kol., 2003). Nejvyšších hodnot dosahovala citlivost biotopu v lučních biotopech. Také průměrný počet druhů střevlíkovitých byl výrazně vyšší na plochách v kulturní krajině (14-24), než v krajině narušené (7-16).

Index diverzity i počet druhů motýlů byly v přímé RDA analýze nejvíce ovlivněny charakteristikami biotopu „diverzita druhů“, „citlivost biotopu“ a „vzácnost druhů“. Vztah výskytu motýlů k charakteristice „diverzita druhů“ je patrně způsoben především vysokou závislostí motýlů na konkrétních rostlinách, které jim poskytují potravu (Károva a kol., 2010). Všechny tři zmíněné charakteristiky biotopu nabývaly o něco vyšších hodnoty v kulturní krajině na rozdíl od ploch v narušené krajině. Naopak počet jedinců motýlů klesal s vyššími hodnotami charakteristiky „zralost biotopu“, která odráží přechod lučního biotopu do klimaxového stádia les. Tento výsledek odpovídá ekologickým nárokům motýlů na potravu, kdy na zarůstajících travních biotopech se vyskytuje pouze několik

dominantních druhů trav a keřů a ubývá množství vhodné potravy pro motýly. Proto je potřeba vhodným managementem udržovat nelesní biotopy pro podporu diverzity nejen motýlů, ale i dalších bezobratlých (Konvička a kol., 2005).

Také charakteristika „diverzita druhů“ v přímé RDA analýze měla vztah k velikost indexu diverzity drobných savců v lesních a mokřadních biotopech (Obr. 4, 5). Na rozdíl od motýlů, vázaných na přítomnost živých rostlin je výskyt drobných savců podmíněn typem a strukturou biotopu. Pro býložravé druhy vyšší diverzita rostlinných druhů poskytuje i větší potravní nabídku. Pro všechny druhy drobných savců představuje zapojený a vysoký porost lepší možnost úkrytu před predátory (Heroldová a kol., 2007). Počet druhů drobných savců v lesních biotopech byl silně ovlivněn charakteristikou „ohroženost biotopu“, která souvisí s vývojem a stavem daného biotopu v krajině. U většiny vysazených lesní porostů v narušené krajině se jejich plošný podíl v krajině zvolna zvyšoval nebo neměnil, a proto byly vhodným prostředím pro drobné savce. V mokřadních biotopech byl počet jedinců i druhů drobných savců nejvíce ovlivněn charakteristikami „zralost biotopu“ a „diverzita struktur“. Obě charakteristiky souvisí s více vyvinutým biotopem a s přítomností většího počtu druhů a vegetačních pater, což je pro drobné savce významné opět z hlediska dobrého úkrytu před predátory (Anděra a Gaisler, 2019).

Silnou vazbu mezi diverzitou rostlinných druhů a živočichů, vyjádřenou indexy biodiverzity, a charakteristikou typu biotopu „diverzita druhů“ jsme očekávali u všech mnohorozměrných analýz. Průkazný vztah byl zjištěn pouze u motýlů a drobných savců. Vztah mezi počtem druhů rostlin a charakteristikou „diverzita druhů“ nebyl podle analýz RDA průkazný. Tento vztah byl nejužší na plochách s průzkumem motýlů, na kterých se více vyskytovaly přirozenější biotopy než u ostatních dvou skupin sledovaných živočichů. Důvodem mohl být způsob hodnocení charakteristiky „diverzita druhů“ v přírodě vzdálených biotopech v metodice BVM (Seják a kol., 2003). Hodnocení bylo založeno na procentuálním zastoupení druhů přírodních stanovišť, ze kterých byly přírodě vzdálené biotopy odvozeny na základě degradačních procesů. Výpočet indexu diverzity rostlinných druhů se pravděpodobně přiblížil tomuto způsobu hodnocení charakteristiky „diverzita druhů“, a proto byl vztah mezi indexem diverzity rostlinných druhů a charakteristikou „diverzita druhů“ v RDA analýzách silnější.

## 5 Závěr

Na základě regresních analýz byl potvrzen předpoklad, že druhová diverzita sledovaných druhů živočichů (střevlíkovitých, motýlů, drobných zemních savců) se zvyšuje při zvyšující se bodové hodnotě biotopu. Tento předpoklad vycházel z expertních odhadů stavu biotopu a byl ověřen pomocí dat ze sledování vybraných skupin živočichů. Zároveň se však tento vztah lišil velikostí hodnoty determinančního koeficientu v regresních analýzách pro jednotlivé skupiny živočichů. U skupiny motýli dosáhl determinanční koeficient nejvyšší hodnoty v porovnání s hodnotami pro ostatní sledované skupiny živočichů. Statisticky významná odlišnost velikosti Shannonova indexu diverzity mezi plochami v narušené krajině a v kulturní krajině nebyla prokázána.

Podle výsledků mnohorozměrných analýz měly velký vliv na indexy diverzity a počty druhů živočichů charakteristiky biotopů „diverzita druhů“ a „diverzita struktur“. Byla prokázána odlišná míra vhodnosti vybraných skupin živočichů pro zpřesnění bodové hodnoty jednotlivých typů biotopů. Pro luční biotopy se nejvíce osvědčily jako indikační skupina motýli, kdy bodová hodnota biotopu relativně dobře vystihuje diverzitu motýlů. Pro mokřadní a lesní biotopy se ukázala jako vhodná skupina drobní savci, kteří mají v tomto biotopu nejvyšší diverzitu. Skupina střevlíkovití byla shledána jako nejméně vhodná pro zpřesnění bodové hodnoty biotopu. Hlavním důvodem je, že naprostá většina druhů nemá přímou vazbu na druhové složení vegetačního krytu a jejich výskyt ovlivňují především stanovištní mikroklimatické podmínky.

Vzhledem k velkému výskytu přírodě vzdálených biotopů a malé přítomnosti přírodních a přírodě blízkých biotopů není nutné v našich zájmových územích sledované živočišné druhy zahrnovat do hodnocení biotopů. Zároveň se jedná o velmi pracnou metodu, vyžadující dobrou znalost sledovaných živočišných druhů. V případě výskytu přírodních a přírodě blízkých biotopů s relativně málo narušeným přirozeným vývojem a s výskytem alespoň průměrného počtu indikačních druhů, doporučujeme především charakteristiky biotopu „diverzita druhů“ a „diverzita struktur“, sledované



metodou BVM pomocí živočišných druhů, upřesnit. Postup zpřesnění bodové hodnoty pro jednotlivé biotopy je uveden v metodice Seják a kol. (2003, 2017). Území s vysokou mírou přirozenosti se většinou vyskytují v I. a II. zónách velkoplošných chráněných oblastí ČR (CHKO, NP), případně i v maloplošných chráněných oblastech (PP, PR).

### **Poděkování**

Výzkum byl podpořen projektem TAČR „Inovovaný restart metodiky hodnocení biotopů“, TD03000093 a projektem MŠMT ČR CzeCOS č. LM2018123.

### **Seznam literatury**

- ANDĚRA M., HORÁČEK J. (2005) *Poznáváme naše savce*. Sobotáles, Praha.
- ANDĚRA M., GAISLER J. (2019) *Savci České republiky*. Academia, Praha.
- BARRETT G.W., PELES J. D. (1999) *Landscape Ecology of Small Mammals*. Springer, New York.
- BEJČEK V. (1983) *Sukcese a produktivita drobných savců na výsypkách v Mostecké pánvi*. Academia.
- BENEŠ J., KONVIČKA M., DVOŘÁK J., FRIC Z., HAVELDA Z., PAVLÍČKO A., VRABEC V., WEIDENHOFFER Z. (eds.) (2002) *Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana I, II*. Společnost pro ochranu motýlů, Praha.
- CUDLÍN O., HAIŠOVÁ M., MIKLAS B., PECHAROVÁ E. (2010) *Comparison of different types of spoil heap reclamation from the small mammal biodiversity perspective – preliminary results*. In: SKLENIČKA P., SINGHAL R., KAŠPAROVÁ I., (eds.) 12th International Symposium on Environmental Issues and Waste Management in Energy and Mineral Production SWEMP 2010. Proceedings of conference during 24-26.5. 2010, Czech University of Life Sciences Prague, Czech Republic, pp. 57-68.
- CUDLÍN O. (2012) *Plnění ekosystémových funkcí pro zvýšení ekologické stability v narušené krajině*. Disertační práce. Katedra aplikované ekologie, FŽP ČZU v Praze.
- ČADKOVÁ Z., VÁLEK P. (2013) *Prevalence gastrointestinálních helmintů u drobných zemních savců v oblasti severozápadních Čech*. Sborník oblastního muzea v Mostě. Vol. 34, pp. 3-13.
- DE GROOT R. S., VAN DER PERK J. P., CHIESURA A., VAN VLIET A. J. H. (2003) Importance and threat as determining factors for criticality of natural capital. *Ecological Economy* Vol. 44, pp. 187-204.
- 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* Vol. 7, pp. 260-272.
- DYKYJOVÁ D. (2000) *Třeboňsko, Příroda a člověk v krajině pětileté růže*. ENKI, o.p.s.
- EFROYMSON R. A., PETERSON M. J., WELSCH CH. J., DRUCKENBROD D. L., RYON M. G., SMITH J. G., WILLIAM W., HARGROVE W. W., GIFFEN N. R., ROY W. K., QUARLES H. D. (2008) Investigating habitat value to inform contaminant remediation options: approach. *Journal of Environmental Management* Vol. 88. Doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.07.023.
- FARKAČ J., HŮRKA K. (2003) *Střevlíkovití*. In: SEJÁK J., DEJMAL I. a kol. (2003): *Hodnocení a oceňování biotopů České republiky*. Český ekologický ústav, pp. 264-277.
- FROUZ J., POPPERL J., PŘIKRYL I., ŠTRUDL J. (2007) *Tvorba nové krajiny na Sokolovsku*. Sokolovská uhelná, právní nástupce a.s., Sokolov.
- GRULICH V., CHOBOT K. (eds.) (2017) Červený seznam cévnatých rostlin ČR. *Příroda*. AOPK ČR, Praha.

- HEJDA R., FARKAČ J., CHOBOT K. (eds.) (2017) Červený seznam ohrožených druhů české republiky, bezobratlí. *Příroda*. AOPK ČR, Praha.
- HEROLDOVÁ M., BRYJA J., ZEJDA J., TKADLEC E. (2007): Structure and diversity of small mammal communities in agriculture landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment* Vol. 120, pp. 206-210.
- HILL M. O. (1973) Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* Vol. 54, pp. 427-432.
- HRAJNOHOVÁ - GILLAROVÁ H., CHOCHEL M. (2010) *Entomologický průzkum lokality Medard 2009-2010*. Manuskript, nepublikováno.
- HOBBS R. J., NORTON D. A. (1996) Towards the conceptual framework for restoration. *ecology. Restoration ecology* Vol. 4, PP. 93-110.
- HOLL K.D., CAIRNS J. (2002) MONITORING AND APPRAISAL. IN: PERROW M. R., DAVY A. J. (eds.). *Handbook of ecological restoration*, pp. 411-432. Cambridge University Press. Cambridge, England.
- HAINES-YOUNG R., POTSCHEIN M. (2013) *Common International Classification of ECOSYSTEM SERVICES (CICES), VERSION 4.1*. EEA FRAMEWORK CONTRACT NO EEA/IEA/09/003.
- HŮRKA K., VESELÝ P., FARKAČ J. (1996) Využití střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) k indikaci kvality prostředí. *Klapalekiana*, Vol. 32, pp. 15-26.
- CHOBOT K., NĚMEC M. (eds.) (2017) Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Obratlovci. *Příroda*. AOPK ČR, Praha.
- CHYTRÝ, M., KUČERA, T., KOČÍ, M., GRULICH, V., LUSTYK, P. (eds.). (2010). *Katalog biotopů České republiky*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- KAROVA Z., FRIC. Z., MARTIS M., PECHAROVA E. (2010) *Does the landscape management influence butterflies?* In: SKLENIČKA P., SINGHAL R., KAŠPAROVÁ I., (eds.). 12th International Symposium on Environmental Issues and Waste Management in Energy and Mineral Production SWEMP 2010. Proceedings of conference during 24-26.5. 2010, Czech University of Life Sciences Prague, Czech Republic., pp. 235-240.
- KOSCHKE L., FÜRST CH., MAKESCHIN F. (2011) A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision for planning support. *Ecological Indicators* Vol. 21, pp. 54-66. Doi: 10.1016/j.ecolind.2011.12.010.
- KONVIČKA M., BENEŠ J. (2003) Metodika v rámci inventarizačních průzkumů na Grantu „*Inventarizace národních kategorií maloplošných zvláště chráněných území*“. Grant VaV620/2/03, Programu výzkumu a vývoje MŽP pro rok 2003, Biosféra.
- KONVIČKA M., BENEŠ J., ČÍŽEK L. (2005) *Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management*. Sagittaria, Olomouc, 127s.
- LEPŠ J., ŠMILAUER P. (2003) *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. Cambridge University Press, Cambridge.
- LOPEZ R. D., FENNESSY M. S. (2002) Testing the floristic quality assessment index as an indicator of wetland condition. *Ecological Applications* Vol. 12, pp. 487-497.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005) *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- NEUHÄUSLOVÁ Z., BLAŽKOVÁ D., GRULICH V., HUSOVÁ M., CHYTRÝ M., JENÍK J., JIRÁSEK J., KOLBEK J., KROPÁČ Z., LOŽEK V., MORAVEC J., PRACH K., RYBNÍČEK K., RYBNÍČKOVÁ E., SÁDLO J. (1998) *Mapa potencionální přirozené vegetace České republiky*. Academia, Praha.

- PECHAROVÁ E., HANÁK P. (1997) *Obnova funkce krajiny v oblastech narušených povrchovou těžbou*. Sborník referátů, mezinárodní vědecká konference Agroregion, České Budějovice 3. - 4. 9. 1997.
- PETTORELLI N. a kol. (2017) Satellite remote sensing of ecosystem functions: opportunities, challenges and way forward. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*. Doi:10.1002/rse2.59.
- SALLES J. M. (2011) Valuing biodiversity and ecosystem services: why linking economic values with Nature? *Comptes Rendus Biologies* Vol. 334, pp. 469-482.
- SEJÁK J., DEJMAL I., PETŘÍČEK V., CUDLÍN P., MÍCHAL I., ČERNÝ K., KUČERA T., VYSKOT I., STREJČEK J., CUDLÍNOVÁ E., CABRNOCH J., ŠINDLAR M., PROKOPOVÁ M., KOVÁŘ J., KUPKA M., SČASNÝ M., ŠAFAŘÍK M., ROUŠAROVÁ Š., STEJSKAL V., ZAPLETAL J. (2003) *Hodnocení a oceňování biotopů České republiky*. Český ekologický ústav.
- SEJÁK J., CUDLÍN P., PETŘÍČEK V., PROKOPOVÁ M., CUDLÍN O., HOLCOVÁ D., KAPROVÁ K., MELICHAR J., ŠKARKOVÁ P., ŽÁKOVSKÁ K., BIRKLEN P. (2017) *Metodika hodnocení biotopů AOPK ČR 2017 (6. verze)*. AOPK ČR, Praha.
- SHANNON C. E. (1948) A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal* Vol. 27, pp. 379-423; pp. 623-653.
- SIMPSON E. H. (1949) Measurement of diversity. *Nature* Vol. 163.
- SKALOŠ J., PECHAROVÁ E., KAŠPAROVÁ I., VÁVROVÁ R., VRLOVÁ J., VRLOVÁ L., HNÁTEK M. (2012) *Změny ve využití krajiny (land use) na území Mostecka 1842 – 2010*. Soubor map se specializovaným obsahem, FŽP ČZU v Praze.
- SLÁBOVÁ M., BROUMOVÁ H., PECHAROVÁ E. (2008) *Communities of small mammals as indicators of biodiversity changes in reclaimed areas after coal mining*. 10th International Mine Water Association Congress, Karlovy Vary, Czech Republic. June 2-5. 2008, pp 179-182.
- SUKHDEV P., WITTMER H., MILLER D., 'The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) (2014) *Challenges and Responses*. In Helm, D., Hepburn, C. (eds.), *Nature in the Balance: The Economics of Biodiversity*. Oxford, Oxford University Press.
- TRPÁKOVÁ I., TRPÁK P. (2008) *Zpráva o stavu analýzy historických podkladů na základě písemných a mapových podkladů stabilního katastru zájmového území Sokolovska za rok 2008*. In: Zpráva o první etapě řešení projektu č. QH 82106 rekultivace jako nástroj obnovy funkce vodního režimu krajiny po povrchové těžbě hnědého uhlí za rok 2008.
- TURNER R. K., GEORGIU S., FISHER B. (2008) *Valuing ecosystem services*. Earthscan publishing London.
- Věstník státu Hesensko 26/1992. Staatsanzeiger, für das land Hessen, pp. 1437-1452. [http://www.lexsoft.de/share/pdf/stanz\\_hessen\\_1992\\_26.pdf](http://www.lexsoft.de/share/pdf/stanz_hessen_1992_26.pdf), dostupné 18.1.2021.
- VESELÝ P., ŠLACHTA M., BLÍZEK J., HEJKAL J. 2012: Pozoruhodný výskyt střeblíka *Ophonus (Ophonus) ardosiacus* (Lutshnik, 1922) v západních Čechách. *Erica*, Plzeň, Vol. 19, pp. 29-137.
- WILSON D. E., COLE F. R., NICHOLS J. D., RUDRAN R., FOSTER M. S. (1996) *Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for mammals*. Smithsonian institution press, Washington and London.
- YILMAZ R. (2010) Monitoring land use/land cover changes using CORINE land cover data: a case study of Silivri coastal zone in Metropolitan Istanbul. *Environmental Monitoring Assessment* Vol. 165, pp. 603–615. DOI 10.1007/s10661-009-0972-z.
- ZEJDA J., ZAPLETAL M., PIKULA J., OBDRŽÁLKOVÁ D., HEROLDOVÁ M., HUBÁLEK Z. (2002) *Hlodavci v zemědělské a lesnické praxi*. Praha, Agrospoj s.r.o.

# JAK ZOHLEDNIT DRUHOVOU DIVERZITU ŽIVOČICHŮ PŘI HODNOCENÍ STAVU BIOTOPŮ V NARUŠENÉ A KULTURNÍ KRAJINĚ

## HOW TO CONSIDER THE ANIMAL BIODIVERSITY IN ASSESSING THE CONDITION OF HABITATS IN DISTURBED AND CULTIVATED LANDSCAPES

Ondřej CUDLÍN<sup>1</sup>, Kateřina BERCHOVÁ<sup>2</sup>, Emilie PECHAROVÁ<sup>3</sup>, Markéta  
SLÁBOVÁ<sup>4</sup>, Zuzana ČERMÁKOVÁ<sup>2</sup>, Martin ŠLACHTA<sup>1</sup>, Josef SEJÁK<sup>5</sup>,  
Pavel CUDLÍN<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Ústav výzkumu globální změny AV ČR, Lipová 1789, České Budějovice, 370 05

<sup>2</sup>Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí, Katedra aplikované ekologie, Kamýcká  
129, Praha – Suchdol, 165 00

<sup>3</sup>ENKI, o.p.s. Dukelská 145, Třeboň, 379 01

<sup>4</sup>Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, Katedra biologických disciplín,  
Studentská 1668, České Budějovice, 370 05

<sup>5</sup>Univerzita Jana E. Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí,  
Králova výšina 3132/7, Ústí nad Labem, 400 96,

### Abstrakt

Pro zdůvodnění významu ochrany a zachování stávajících přírodních a přírodě blízkých biotopů je důležité vyjádření jejich hodnoty. Cílem naší studie bylo vyhodnotit stav biotopů pomocí Metody hodnocení biotopů (Seják a kol., 2003) a zjistit, pro jaké typy biotopů je vhodné využít údaje o druhové diverzitě živočichů pro zpřesnění jejich hodnoty. Sledování biodiverzity vybraných skupin živočichů (střevlíkovitých, motýlů a drobných zemních savců) bylo provedeno na výsypkách po povrchové těžbě hnědého uhlí (Sokolovsko, Mostecko) a v kulturní leso-zemědělské krajině (Mostecko, Třeboňsko). Byla prokázána odlišná míra vhodnosti vybraných skupin živočichů pro zpřesnění bodové hodnoty jednotlivých typů biotopů; nejvhodnější skupinou se ukázali být motýli. Vzhledem k převažující rozloze přírodě vzdálených biotopů, s minimálním výskytem sledovaných indikačních druhů živočichů, není nutné v našich dalších navazujících studiích živočišné druhy do hodnocení těchto biotopů zahrnovat.

### Abstract

To justify the importance of preserving existing natural habitats, it is important to express their value. The aim of our study was to assess the condition of habitats using the Biotope Valuation Method (Seják a kol., 2003) and to find out for which types of habitats it is appropriate to use data on species diversity of animals to refine their value. Monitoring of biodiversity of selected groups of animals (ground beetles, butterflies and small terrestrial mammals) was carried out on spoil heaps in the Sokolovsko and Most regions and in the forest-agricultural cultural landscape in the Most and Třeboň regions. Selected groups of animals proved to be differently suitable for refining the scores of individual habitat types. Due to the large number of distant-natural habitats, with a minimal occurrence of the monitored indicator species, it is not necessary to include animal species in habitat biodiversity valuation in our further follow-up studies.

---

Cudlín, O., Berchová, K., Pecharová, E., Slábová, M., Čermáková, Z., Šlachta, M., Seják, J.,  
Cudlín, P. (2020): Jak zohlednit druhovou diverzitu živočichů při hodnocení stavu biotopů  
v narušené a kulturní krajině *Studia Oecologica*, 14, No. 1, pp. 12–29, ISSN: 1802-212X

**Klíčová slova:** *narušená krajina, vegetace, vybrané živočišné druhy, hodnocení biotopů, ekosystémové služby*

**Key words:** *disturbed landscape, vegetation, selected animal species, habitats assessment, ecosystem services*

## 1 Úvod

Při hodnocení využití krajiny, jednotlivých ekosystémů a biotopů se stále častěji využívají krajinné studie a expertní metody, které oceňují ekosystémové služby plynoucí z jednotlivých ekosystémů. Krajina je velmi často hodnocena z hlediska historického vývoje (Skaloš a Kašparová, 2012), z pohledu zastoupení kategorií krajinného pokryvu a využití území (land cover and land use) pomocí metodiky CORINE Land Cover a satelitních dat (Yilmaza, 2010). Stále častěji se uplatňuje kombinace hodnocení krajiny z hlediska plnění jednotlivých ekosystémových funkcí a oceňování poskytovaných ekosystémových služeb (Koschke a kol., 2011; Pettorelli, 2017). Při hodnocení biotopů je důležité kromě vyhodnocení abiotických podmínek zohlednit míru biodiverzity, která je nezbytná pro udržitelnost stanoviště a pro poskytování ekosystémových služeb (Salles, 2011).

Nejčastěji užívanou metodou pro hodnocení biotopu je porovnání druhové diverzity rostlinných druhů (Hobbs a Norton, 1996; Holl a Cairns, 2002; Lopez a Fennesy, 2002). Vhodným indexem pro rostlinné druhy je Hillův index diverzity (Hill, 1973), který zahrnuje pokryvnost jednotlivých druhů. Mezi často používané indexy pro živočišné druhy zohledňující vyrovnanost populace patří např. Simpsonův index diverzity (Simpson, 1949), a Shannon-Wienerův index diverzity (Shannon, 1948). Protože samotné druhové bohatství či indexy druhové diverzity nejsou často dostatečné pro hodnocení biotopu, je vhodné hodnotit více aspektů diverzity (MEA, 2005) nebo kombinovat hodnocení biodiverzity s dalšími charakteristikami, např. s vzácností druhů (de Groot a kol., 2003) nebo s hodnotou biomasy rostlin (Turner a kol., 2008).

Hodnocením biodiverzity, která je klíčovou složkou pro mnoho dalších ekosystémových služeb, se většina autorů zabývá z pohledu určitého stanoviště (habitatu), který poskytuje útočiště pro migraci a přežití živočichů. Tento přístup odpovídá definici De Groota (2010), který službu nazývá „Podpora stanovištěm“ (Habitat supporting). Ve zprávě společnosti hodnotící ekonomii ekosystémů a biologickou rozmanitost (TEEB) (Sukhdev a kol., 2014) je tato služba definovaná jako „Poskytování prostředí pro organizmy“ (Habitat service). Ve společné mezinárodní klasifikaci ekosystémových služeb (CICES) (Haines-Young a Potschin, 2013) je zařazena do kategorie „Regulační a udržovací služby“ (Regulation and Maintenance services) a nazývá se „Udržování životního cyklu, ochrana stanovišť a genofondu“ (Lifecycle maintenance, habitat and gene pool protection). Hodnocením diverzity na úrovni biotopu se zabývali Efroymson a kol. (2008), kteří hodnotili diverzitu rostlinných druhů, přítomnost vzácných druhů rostlin, strukturu a zapojení biotopu do krajiny. V souladu se středoevropskou tradicí je pojem biotop považován za základní klasifikační jednotku přírody, pojem habitat (přírodní stanoviště) byl zaveden v unijním systému ochrany přírody Natura 2000. Ve většině případů se pojmy překrývají, ale poněkud širěji vymezený habitat může zahrnovat více biotopů (Chytrý a kol., 2010).

Jednou z univerzálních metod pro hodnocení stavu biotopu na základě stavu rostlinných druhů a významu a zapojení biotopu v krajině pro Českou republiku, je metoda Hodnocení a oceňování biotopů České republiky („Biotope Valuation Method“, dále jen metoda BVM). Metoda BVM vychází z metody pro odhad ekologické újmy v Hesensku, v Německé spolkové republice (věstník státu Hesensko, 26/1992). Kromě hodnocení typů biotopů má metoda ještě druhou část, tzv. individuální hodnocení, prováděné v terénu, které určuje kvalitu konkrétního biotopu a jeho příspěvek k diverzitě a stabilitě na krajinné úrovni (Seják a kol., 2003).

Pro ověření vztahu mezi stavem biodiverzity a bodovou hodnotou biotopů stanovenou metodou BVM byly vybrány tři skupiny živočichů: střevlíkovití, motýli a drobní zemní savci. Skupinu střevlíkovitých jsme vybrali jako vhodné indikátory přírodní zachovalosti životního prostředí. Možnost využít střevlíkovité jako vhodné indikátory ověřili již Hůrka a kol. (1996). Skupinu motýli jsme vybrali pro dobré indikační hodnoty stavu biotopu, odrážející přítomnost jednotlivých rostlinných

druhů. K přiřazení motýlů k jednotlivým typům biotopů podle jejich potravních a ekologických faktorů byly použity studie Beneš a kol. (2002) a Karova a kol. (2010). Skupinu drobných zemních savců jsme vybrali z několika důvodů. Podle Barretta a Pelese (1999) se jedná o vhodnou skupinu pro monitoring změn v krajině z důvodů možnosti individuálního označení jedinců a sledování jejich pohybu, a také z důvodu výskytu v relativně malých oblastech. Existuje několik studií (Bejček, 1983; Pecharová a Hanák, 1997; Slábová a kol., 2008; Cudlín a kol., 2010) porovnávajících diverzitu drobných zemních savců na plochách vzniklých odlišným typem rekultivace, případně ponechaných spontánní sukcesí a srovnávajících ji s diverzitou v přírodě blízkých biotopech. V neposlední řadě pak hrálo roli i to, že někteří zástupci hlodavců mohou ovlivňovat stav biotopu jako škůdci (Zejska a kol., 2002).

Cílem studie bylo zjistit, pro jaké typy biotopů, jejichž kvalita biodiverzity byla vyhodnocena pomocí expertně nákladové Metody BVM (Seják a kol., 2003), je vhodné využít údaje o druhové diverzitě živočichů pro zpřesnění jejich hodnoty v těžbou narušené krajině (dále jen narušené krajině) a ve srovnatelné kulturní leso-zemědělské krajině (dále jen kulturní krajině).

Dílejší cíle práce:

1. Zjistit, zda existuje vztah mezi hodnotou biotopu a druhovou diverzitou vybraných skupin živočichů, které mají bioindikační roli, nebo se podílejí na udržitelnosti biotopu.
2. Zjistit, jestli se druhová diverzita jednotlivých skupin živočichů liší v narušené a kulturní krajině a zda se liší její hodnota mezi jednotlivými biotopy.
3. Navrhnout využití skupin testovaných živočichů s těsným vztahem k biotopům pro upřesnění jejich bodové hodnoty metodou BVM tak, aby upravená výsledná hodnota biotopu lépe charakterizovala ekosystémovou službu „Poskytování prostředí pro organizmy“.

## 2 Metodika

### 2.1 Sledování výskytu rostlinných a živočišných druhů

Sledování biodiverzity bylo provedeno na výsypkách po povrchové těžbě hnědého uhlí na Sokolovsku a Mostecku (narušená krajina) a v relativně stabilní leso-zemědělské krajině v okolí Mostu a v rybníční krajině na Třeboňsku (kulturní krajina). Krajina Jihočeských pánví byla intenzivně disturbována zejména v době výstavby rybníční soustavy a těžby rašeliny, kdy došlo k rozsáhlým plošným změnám krajinného pokryvu (Dykyjová, 2000). V současnosti patří tato zcela unikátně vytvořená krajina k nejstabilnějšímu typu kulturní krajiny. Z tohoto pohledu může být krajina v Severočeské pánvi po těžbě hnědého uhlí na počátku vývoje budoucí „jezerní“ krajiny s vyváženými ekologickými funkcemi. Podkrušnohorské pánve byly historicky významnou rybníční (Sokolovsko) a mokřadní (Mostecko) krajinou (Trpáková a Trpák, 2008; Skaloš a kol., 2012). Současné snižování intenzity těžby a probíhající hydrické rekultivace obnovují tuto krajinu do určité podobnosti s Jihočeskými pánvemi. Typy krajin Sokolovska a Třeboňska lze navíc charakterizovat i podobnou skladbou potenciální přirozené vegetace (Neuhäuslová a kol., 1998).

Na Sokolovku byly všechny vybrané plochy součástí lokality Velká podkrušnohorská výsypka (VPV), která se nachází 3 km severovýchodně od města Sokolov. Na Mostecku se nacházely jednotlivé lokality do 10 km v okolí města Most. Lokalita Střimice (ST) 3 km severně od Mostu, lokalita Kaňkov (KA) 3 km severovýchodně od Mostu, lokalita Malé Březno (MB) 4 km jihozápadně od Mostu a lokalita Milá (MI) 6 km jihovýchodně od Mostu. Plochy na lokalitě Třeboňsko byly umístěny na Mokřích loukách u Třeboně (ML) 2 km severovýchodně od Třeboně a na kulturních loukách 4 km jihozápadně od Třeboně u obce Domanín (DO) (Tab. 1).

Mapování výskytu motýlů proběhlo na vybraných lokalitách na Mostecku v letech 2009-2012 (Tab. 1). Každé stanoviště bylo opakovaně navštíveno během vegetační sezóny v době od května do září, pokaždé mezi devátou a sedmáctou hodinou. Byla použita metoda sledování za jednotku času („sightings per unit effort“) (Konvička a Beneš, 2003) a každé stanoviště bylo sledováno 45 minut jednou osobou.

Výskyt střevlíkovitých (*Carabidae*) byl zjišťován pomocí padacích pastí v roce 2010 na Sokolovsku a Třeboňsku (Tab. 1). Zemní padací pasti byly vyrobené z litrové sklenice, zakopány až po okraj do

země a jako fixační činidlo byl použit 5 % formalín. Počet pastí na každé ploše se lišil (2 – 3), aby se předešlo ztrátám způsobenými vnějšími vlivy, např. zaplavení vodou, zničení zvěří.

Odchyty drobných zemních savců (dále jen drobných savců) byly provedeny na lučních, mokřadních a lesních rekultivacích na Sokolovsku a na loukách na Třeboňsku (Tab. 1). Na Sokolovsku byli drobní savci odchyťováni pomocí dvou odlišných metodik. V letech 2004 a 2009-2010 byly provedeny odchyty do sklapovacích pastí, jako návnada byl použit knot napuštěný opraženou moukou a tukem (Anděra a Horáček, 2005). Pasti byly položeny jako linie (50 pastí po 5 metrech) a jako kvadráty (11 x 11 pastí po pěti metrech). Při liniových odchytech byly pasti položeny po dobu 3 nocí, při odchytech na kvadrátech po dobu 6 nocí. V letech 2009-2011 byly na dalších 5 plochách provedeny každý rok tři odchyty do živochytných pastí na kvadrátech (7x7 pastí po 5 pěti metrech), každý odchyt trval tři noci. Ve stejném období proběhly s použitím stejné metodiky odchyty na 4 lučních plochách na Třeboňsku. Jako návnada byly v živochytných pastech ovesné vločky a rybičky z konzervy. Preferenční obou typů návnad (vločky/rybičky a napuštěný knot) drobnými savci je velmi vysoká a oba typy návnad jsou standardně používány k odchyťům drobných savců (Anděra a Horáček, 2005). Odchyty pomocí živochytných pastí probíhaly dle standardní metodiky zpětných odchyťů „capture-mark-release method (CMR)“ (Wilson a kol., 1996), odchycení jedinci byli označeni ušními značkami a opět puštěni. V roce 2012 byly opakovány odchyty na 5 plochách na Velké podkrušnohorské výsypce na Sokolovsku a na 4 plochách na Třeboňsku, kde byly použity sklapovací pasti. Schéma odchyťů bylo stejné jako v předchozích letech 2009-2011. Důvodem bylo využití orgánů odchycených jedinců na zjištění přítomnosti endoparazitů v jiné studii (Čadková a Válek, 2013). Podrobná charakteristika jednotlivých ploch a způsobů sledování živočichů je uvedena v disertační práci Cudlín (2012).

## 2.2 Výpočty indexů diverzity

Hodnocení diverzity jednotlivých skupin živočichů bylo provedeno několika indexy diverzity. Vyšší hodnota indexů vyjadřuje vyšší vyrovnanost společenstva, která je dána zastoupením jednotlivých druhů. Pro výpočet jednotlivých indexů diverzity byly použity všechny zjištěné druhy skupin živočichů a rostlin. Vzácnost jednotlivých druhů byla posuzována podle Červeného seznamu ohrožených druhů České republiky pro bezobratlé (Hejda a kol., 2017), pro savce (Chobot a Němec, 2017) a pro cévnaté rostlinné druhy (Grulich a Chobot, 2017) a porovnána s kategoriemi ohroženosti podle IUCN z roku 2012.

Pro testování vztahu mezi bodovou hodnotou biotopů a velikostí diverzity pro všech vybrané skupiny živočichů v obou typech krajín byl použit Shannon-Wienerův indexy diverzity (dále jen Shannonův index diverzity), Vzorec 1. Data byla standardizována a centrována na průměr.

$$H' = -\sum p_i \ln(p_i) \quad [1]$$

$H'$  – Shannon-Wienerův indexy diverzity,  $p_i$  je relativní abundance jednotlivých druhů.

Při výpočtech vztahů mezi bodovou hodnotou BVM a diverzitou pro jednotlivé skupiny živočichů byl pro stanovení diverzity stěvlíkovitých a motýlů použit opět Shannonův index diverzity. Diverzita drobných savců byla vyjádřena Simpsonovým indexem diverzity z důvodů menšího množství dat a potřeby zahrnutí vyrovnanosti populace do výpočtu indexu, Vzorec 2. Byla použita data z odchyťů drobných savců do živochytných pastí z let 2009 až 2012. Zahrnuta byla jen data poprvé odchycených jedinců. Pro rostlinné druhy byl použit Hillův index diverzity. Do výpočtu byla zahrnuta pokryvnost jednotlivých rostlinných druhů, Vzorec 3.

$$D = \frac{1}{\sum_{i=1}^s p_i^2} \quad [2]$$

$D$  - Simpsonův index diverzity;  $p_i$  je relativní abundance, kterou všichni jednotlivci přispívají do celého společenstva,  $S$  - celkový počet druhů ve společenstvu.

$$N_2 = (\sum x_i)^2 / \sum x_i^2 \quad [3]$$

$N_2$  - Hillův index diverzity,  $x_i$  = podíl  $i$ -tého druhu v porostu.

**Tabulka 1.** Charakteristika sledovaných ploch pro stanovení diverzity vybraných skupin živočichů v letech 2009-2012

Území	Lokalita	Skupina živočichů			Skupina biotopů	Biotop (%)	Body IBVM
		střevlíkovití	motýli	drobní savci			
N - Sok	VPV	x (p.p)		x (ž.p.)	lesy	XK4 (90), X6.4 (10)	14,5
N - Sok	VPV	x (p.p)		x (ž.p.)	lesy	XK4	14,3
N - Sok	VPV	x (p.p)		x (ž.p.)	lesy	XK4	16,9
N - Sok	VPV	x (p.p)		x (ž.p.)	mokřady, louky	M1.1(50), XT5 (20), X4.5 (30)	19,0
N - Sok	VPV	x (p.p)		x (ž.p.)	louky	XT3	14,3
N - Sok	VPV	x (p.p)			lesy	XL5	17,0
N - Sok	VPV	x (p.p)		x (s.p)	lesy	XL5	17,0
N - Sok	VPV	x (p.p)		x (s.p)	lesy	XL4	22,8
N - Sok	VPV			x (s.p)	lesy	XK4	14,3
N - Sok	VPV			x (s.p)	lesy	XK4	14,3
N - Sok	VPV			x (s.p)	louky	XT3	14,3
N - Sok	VPV			x (s.p)	mokřady	XM1	19,0
N - Sok	VPV			x (s.p)	křoviny, mokřady	XK4 (60), M1.1 (40),	19,2
N-Most	ST		x (po)		louky	XT3	15,6
N-Most	ST		x (po)		louky	XT6	15,0
N-Most	ST		x (po)		křoviny, louky	XK2 (60), XT6 (40)	17,7
N-Most	MB		x (po)		louky	XT6	14,3
N-Most	MB		x (po)		louky	XT6	14,3
N-Most	MB		x (po)		louky, křoviny	XT6 (75), XK2 (25)	16,8
K-Most	MI		x (po)		louky	T1.1	31,3
K-Most	MI		x (po)		louky	T1.1(90), T3.3D (10)	37,7
K-Most	MI		x (po)		louky, křoviny	T1.1 (40), XT3 (20), XK2 (40)	25,6
K-Most	KA		x (po)		louky	T1.1	31,4
K-Most	KA		x (po)		louky	T1.1 (70), XT3 (30)	26,4
K-Most	KA		x (po)		louky, křoviny	T3.5B (30), XT3 (30), XK2 (40)	30,5
K-Třeb	ML	x (p.p)		x (ž.p.)	louky	M1.7	26,1
K-Třeb	ML	x (p.p)		x (ž.p.)	louky, mokřady	M1.7 (40), XM1 (60)	23,5
K-Třeb	DO	x (p.p)		x (ž.p.)	louky, mokřady	XT3 (60), XM1 (40)	17,3
K-Třeb	DO	x (p.p)		x (ž.p.)	louky	XT3	13,0

Zkratky typů území: N-Sok – narušená krajina na Sokolovsku, N-Most – narušená krajina na Mostecku, K-Most – kulturní krajina na Mostecku, K-Třeb – kulturní krajina na Třeboňsku.

Zkratky jednotlivých lokalit: VPV – Velká podkrušnohorská výsypka, ST – Střimice, MB – Malé Březno, MI – Milá, KA – Kaňkov, ML – Mokré louky u Třeboně, DO – Domanín.

Zkratky použitých metod odchytů a pozorování živočišných druhů: p.p. – padací pastí, ž.p. – živochytné pastí, s.p. – sklápovací pastí, po – jedinci byly pozorováni na lokalitě.

Zkratky biotopů podle Seják a kol. (2003): M1.1 – Rákosiny eutrofních stojatých vod ; M1.7 – Vegetace vysokých ostrůvků, T1.1 – Mezofilní ovsíkové louky; T3.3D – Úzkolisté suché trávníky, porosty bez význačného výskytu vstavačovitých; T3.5B – Acidofilní suché trávníky, porosty bez význačného výskytu vstavačovitých; XT5 – Bylinné porosty naspů dopravních staveb a zemních hrází; XT6 – nové těžební prostory a odvaly zemních substrátů; XK2 – Lada s křovinnými porosty a stromy; XK4 – Pionýrská dřevinná vegetace nekultivovaných antropogenních ploch; XL4 – Degradované lesné porosty s ruderálními společenstvy; XL5 – Paseky, Les po výsadbě a renaturalizační výsadby dřevin; XM1 – Zamokřelá ruderální lada; XT3 – Intenzivní nebo degradované mezofilní louky; XT6 – Nové těžební prostory a odvaly zemních substrátů; X4.5 – Bylinné porosty na opuštěných degradovaných plochách, nerektivovaných haldách a skládkách; X6.4 – Monokultury alochtonních druhů dřevin (např. akátiny).

Zkratka Body IBVM – počet bodů spočítaný podle individuálního hodnocení biotopů metodou BVM (Seják a kol., 2003).



### 2.3 Stanovení bodové hodnoty biotopu

Pro hodnocení stavu biotopů na jednotlivých plochách byla použita metoda BVM – „Biotope Valuation Method“ (Seják a kol. 2003). Tato metoda, odvozená od Hesenské metody pro stanovení ekologické újmy, je založena na bodovém ocenění biotopů ČR podle Katalogu biotopů ČR (Chytrý a kol., 2010) a seznamu 52 upřesněných nepřirodních biotopů – biotopy ovlivněné nebo vytvořené člověkem (Seják a kol., 2003). Každý biotop je hodnocen na základě osmi vybraných ekologických charakteristik (kritérií), které mohou dosahovat 0 – 6 bodů. První čtyři charakteristiky jsou vlastním vyjádřením ekologické kvality biotopu (zralost, přirozenost, diverzita struktur a diverzita druhů), zatímco další čtyři charakteristiky (vzácnost biotopu, vzácnost druhů, citlivost biotopu, ohrožení biotopu) vyjadřují stupeň vzácnosti či ohroženosti biotopu (Tab. 2). Součet bodů za první čtyři charakteristiky byl násoben součtem bodů za druhé čtyři charakteristiky a výsledný počet byl vztažen k maximálně možnému počtu bodů (576) (Vzorec 4). Bodové hodnoty pro biotopy na sledovaných plochách byly nejprve převzaty z tabulky bodů pro typy biotopů v rámci ČR; pro zpřesnění bylo provedeno individuální hodnocení biotopů, které zohledňuje ontogenetickou zralost, přirozenost, nasycenost struktur, nasycenost druhů, nasycenost ohrožených a chráněných druhů a integritu biotopu vzhledem k okolní krajině (Tab. 3) (Seják a kol., 2003).

$$BVM \text{ body} = \frac{\sum_{i=1}^n B_i \times \sum_{j=1}^n E_j}{B_{max} \times E_{max}} \times 100 \quad [4]$$

BVM body – hodnota bodů celého biotopu,  $B_i$  – jednotlivé kategorie biologických charakteristik biotopu,  $E_j$  – jednotlivé kategorie environmentálních charakteristik biotopu,  $n$  – celkový počet bodů každé kategorie.

**Tabulka 2.** Popis jednotlivých osmi charakteristik pro výpočet základní bodové hodnoty podle metody BVM

<b>Z</b>	Zralost biotopu (body podle vývojového stáří formace a druhů)
<b>P</b>	Přirozenost typu biotopu (6 bodů zcela přirozený, 1 bod zcela antropogenní)
<b>DS</b>	Diverzita struktur typu biotopu (6 bodů za všechna vegetační patra)
<b>DD</b>	Diverzita druhů typu biotopu (body dle počtu všech přirozeně se vyskytujících druhů)
<b>VB</b>	Vzácnost typu biotopu (body dle geografické a klimatologické ojedinečnosti, četnosti a rozlohy)
<b>VD</b>	Vzácnost druhů typu biotopu (body dle počtu vzácných a ohrožených druhů)
<b>CB</b>	Citlivost = zranitelnost typu biotopu (body dle míry zranitelnosti změnou stanovištních podmínek)
<b>OB</b>	Ohrožení typu biotopu (body dle závislosti na změně lidských aktivit)

**Tabulka 3.** Popis jednotlivých šesti charakteristik pro zpřesnění bodové hodnoty biotopu podle metody BVM

<b>O</b>	Ontogenetická zralost hodnotí míru plnění funkcí biotopu podle stáří porostu biotopu
<b>P</b>	Přirozenost hodnotí stav biotopu z hlediska přítomnosti synantropních druhů
<b>NS</b>	Nasycenost struktur hodnotí biotopu podle narušení a absence potenciálních vegetačních pater
<b>ND</b>	Nasycenost druhů hodnotí přítomnost a četnost indikačních druhů v biotopu
<b>NO</b>	Nasycenost ohrožených a chráněných druhů hodnotí aktuální stav ohrožených druhů v biotopu
<b>IB</b>	Integrita biotopu hodnotí významnost biotopu na ekologické stabilitě krajiny

### 2.4 Statistické zpracování dat

Vztah mezi diverzitou sledovaných skupin organismů (střevlíkovití, motýli a drobní savci), vyjádřenou standardizovaným Shannonovým indexem diverzity a stavem biotopu (vyjádřeným bodovou hodnotou na základě metody BVM), byl testován pomocí zobecněných lineárních modelů. Nejmenší

vhodný model byl vybrán dle Akaikeho informačního kritéria (AIC) pomocí programu R. Jako nejvhodnější model pro vysvětlení vztahu se ukázal jednoduchý lineární vztah.

Rozdíly v diverzitě sledovaných živočichů v narušené a kulturní krajině byly testovány pomocí ne-parametrického Kruskal-Wallisova testu v programu Statistika 9.0. Jako závislá proměnná byl použit standardizovaný Shannonův index diverzity pro všechny skupiny testovaných živočichů, jako nezávislá proměnná bylo použito umístění ploch v narušené nebo v kulturní krajině.

Pro hledání skupin živočichů, nejvíce ovlivněných sledovanými osmi charakteristikami biotopu, byly použity mnohorozměrné metody v programu Canoco for Windows. Výstupy byly graficky zpracovány v programu Cano Draw (Lepš a Šmilauer, 2003). Byla použita nepřímá detrendovaná korespondenční analýza – DCA, nepřímá analýza hlavních komponent – PCA a přímá redundantní analýza – RDA. K prověření významnosti provedených testů byl použit Monte Carlo permutační test. V přímé analýze (RDA) byla provedena standardizace a centralizace druhových dat. K prověření významnosti provedených testů byl použit Monte Carlo permutační test. Jako vysvětlujících proměnných bylo použito osm charakteristik biotopu podle metody BVM (Tab. 2). Z testovaných vysvětlujících proměnných byly postupným výběrem vybrány signifikantně významné proměnné na hladině průkaznosti  $p < 0,05$ , s nejsilnější vazbou k vysvětlovaným proměnným. Jako vysvětlované proměnné byly použity počty druhů a počty jedinců u živočichů, u rostlin pouze počty druhů. Pro jednotlivé skupiny organismů byly použity indexy diverzity, které nejlépe postihovaly danou skupinu. Shannonův index diverzity pro motýly byl stanoven z dat získaných v letech 2009-2011, pro střevlíkovité z dat z roku 2010, Simpsonův index diverzity pro drobné savce z let 2009-2012 a Hillův index diverzity pro rostlinné druhy z let 2009-2012.

### 3. Výsledky

#### 3.1 Vztah mezi bodovou hodnotou biotopu a biodiverzitou

Pomocí regresní analýzy byl zjištěn vztah mezi bodovou hodnotou biotopu a standardizovaným Shannonovým indexem diverzity vybraných skupin živočichů (střevlíkovitých, motýlů a drobných savců) v narušené krajině ( $R^2 = 0,59$ ;  $p < 0,05$ ), v kulturní krajině ( $R^2 = 0,65$ ;  $p < 0,05$ ) i v obou typech krajin dohromady ( $R^2 = 0,44$ ;  $p < 0,05$ ) (Tab. 4). V dalších analýzách byl testován vztah vždy pro jednu skupinu živočichů k bodové hodnotě biotopu. Vzhledem k malému množství testovaných ploch pro jednotlivé živočišné druhy byly provedeny regresní analýzy pro narušenou a kulturní krajinu dohromady. Jako závislá proměnná byl použit standardizovaný Shannonův index diverzity, jako nezávislá proměnná byl použit počet bodů pro daný biotop stanoven metodou BVM.

Průkazný vztah mezi indexem diverzity a bodovou hodnotou biotopu byl zjištěn u všech skupin živočichů (Tab. 4).

Z výsledků lze usuzovat, že sledovaní živočichové preferovali biotopy s vyšším bodovým hodnocením (Tab. 5). Mezi plochy, kde byl zjištěn vyšší index diverzity, patřil lesní biotop XL5 - Paseky, Les po výsadbě a renaturalizační výsadby dřevin pro skupinu střevlíkovití na Velké Podkrušnohorské výsypce, luční biotopy T1.1 - Mezofilní ovsíkové louky pro skupinu motýli v kulturní krajině a mokřadní biotop M1.1 - Rákosiny eutrofních stojatých vod pro skupiny střevlíkovití a drobné savce na Velké Podkrušnohorské výsypce. Mezi plochy kde hodnota indexu diverzity dosahovala nižších hodnot pro střevlíkovité a drobné savce patřily převážně degradované louky odpovídající biotopu XT3 - Intenzivní nebo degradované mezofilní louky v kulturní i narušené krajině.

#### 3.2 Vztah mezi velikostí biodiverzity v narušené a kulturní krajině a odlišnost biodiverzity mezi jednotlivými biotopy

Statisticky významná odlišnost velikosti standardizovaného Shannonova indexu diverzity vybraných tří živočišných skupin mezi plochami v narušené krajině (výsypky) a plochami v kulturní krajině nebyla prokázána ( $H = 0,127$ ,  $N = 39$ ,  $p = 0,721$ ).

**Tabulka 4.** Výsledky regresních analýz pro vybrané skupiny živočichů na sledovaných plochách v kulturní i narušené krajině v letech 2009-2011

Skupina živočichů	Území	Lineární model	R	R <sup>2</sup>	N	P-value
střevlíkovití, motýli, drobní savci	narušená krajina	$y = -6,039 + 0,35777 \times \text{body BVM}$	0,781	0,594	24	<10 <sup>-6</sup>
	kulturní krajina					
střevlíkovití, motýli, drobní savci	kulturní krajina	$y = -2,064 + 0,10085 \times \text{body BVM}$	0,821	0,649	15	<10 <sup>-5</sup>
střevlíkovití, motýli, drobní savci	narušená a kulturní krajina	$y = -2,148 + 0,11185 \times \text{body BVM}$	0,676	0,442	40	<10 <sup>-3</sup>
střevlíkovití	narušená a kulturní krajina	$y = -3,642 + 0,19849 \times \text{body BVM}$				<0,001
			0,797	0,602	13	
motýli	narušená a kulturní krajina	$y = -2,481 + 0,1077 \times \text{body BVM}$	0,861	0,715	12	<10 <sup>-3</sup>
	kulturní krajina					
drobní savci	narušená a kulturní krajina	$y = -2,382 + 0,19341 \times \text{body BVM}$	0,567	0,29	23	<0,05
	kulturní krajina					

Odlišnost mezi diverzitou jednotlivých biotopů v kulturní i narušené krajině byla testována neparametrickou analýzou variance. Podle výsledků analýzy variance a provedení následné Bonferonniho korekce ( $H = 29,2078$ ,  $p = 0,0001$ ) se statisticky významně odlišovaly od mokřadních biotopů M.1 – Rákosiny eutrofních stojatých vod a M1.7 – Vegetace vysokých ostřic následující nelesní biotopy: T1.1 – Mezofilní ovsíkové louky, XT3 – Intenzivní nebo degradované mezofilní louky, XT6 – Nové těžební prostory a odvaly zemních substrátů a biotop XK4 – Pionýrská dřevinná vegetace nekultivovaných antropogenních ploch. Od lučního biotopu T1.1 se významně odlišovaly lesní biotopy XL4 – Degradované lesní porosty s ruderalními společenstvy, XL5 – Paseky, les po výsadbě a renaturalizační výsadby dřevin a křoviny zastoupené biotopem XK4 (Obr. 1).

### 3.3 Vztah mezi biodiverzitou sledovaných skupin živočichů a charakteristikami BVM

Pro hledání skupiny živočichů, která je nejvíce ovlivňována jednotlivými charakteristikami biotopu a je proto možné ji využít pro upřesnění bodové hodnoty biotopu, byly použity mnohorozměrné metody. Byla provedena nepřímá analýza PCA (Obr. 2), která postihla dvěma osami hlavní část variability (71,8 %) všech vysvětlujících proměnných, které byly do analýzy zahrnuty. Jako vysvětlované proměnné byly zahrnuty do analýzy počet druhů a index diverzity pro rostliny, střevlíkovité a drobné savce. Ze zjištěných druhů rostlin a odchycených druhů střevlíkovitých a drobných savců nebyl zjištěn žádný ohrožený druh z Červeného seznamu ČR. Všech osm charakteristik, vyjadřující bodovou hodnotu metody BVM, bylo do analýzy pasivně promítnuto jako vysvětlující proměnné. Z PCA analýzy je patrný vztah mezi počtem a indexem diverzity přítomných rostlinných druhů a indexem diverzity střevlíkovitých, které mají vztah k charakteristice „diverzita struktur“. Naopak počet druhů střevlíkovitých dosahoval odlišných hodnot od indexů diverzity pro střevlíkovité a rostlinné druhy a měl nejsilnější vazbu k charakteristice „citlivost biotopu“. To bylo pravděpodobně způsobeno odlišnou početností jednotlivých druhů střevlíkovitých na jednotlivých plochách. Počet a diverzita druhů drobných savců, které spolu souvisí, měly nejsilnější vztah k charakteristikám „diverzita druhů“ a „vzácnost druhů“. Neutrální vztah mezi počtem rostlinných druhů a charakteristikou „druhovita diverzita“ souvisí s vysokou variabilitou počtu rostlinných druhů na jednotlivých rekultivovaných plochách, často zařazených do stejného typu biotopu. Zároveň neutrální vztah mezi počtem střevlíkovitých a charakteristikou „druhovita diverzita“ souvisí se slabou vazbou střevlíkovitých na konkrétní rostlinné druhy i typ biotopu. Přímá gradientová analýza (RDA) se stejnými daty jako nepřímá analýza (PCA) na 5 % hladině významnosti nebyla průkazná.

**Tabulka 5.** Počet zjištěných druhů živočichů na sledovaných plochách v letech 2009-2012

Území	Lokalita	Skupina živočichů (Počet druhů)			Skupina biotopů	Biotop (%)	Body IBVM
		střevlíkovití	motýli	drobní savci			
N - Sok	VPV	4		2	lesy	XK4 (90), X6.4 (10)	14,5
N - Sok	VPV	4		2	lesy	XK4	14,3
N - Sok	VPV	6		5	lesy	XK4	16,9
N - Sok	VPV	2		9	mokřady, louky	M1.1(50%), XT5 (20), X4.5 (30)	19,0
N - Sok	VPV	4		1	louky	XT3	14,3
N - Sok	VPV	5			lesy	XL5	17,0
N - Sok	VPV	7		2	lesy	XL5	17,0
N - Sok	VPV	8		4	lesy	XL4	22,8
N - Sok	VPV			4	lesy	XK4	14,3
N - Sok	VPV			6	lesy	XK4	14,3
N - Sok	VPV			2	louky	XT3	14,3
N - Sok	VPV			4	mokřady	XM1	19,0
N - Sok	VPV			8	křoviny, mokřady	XK4 (60), M1.1 (40)	19,2
N-Most	ST		17		louky	XT3	15,6
N-Most	ST		22		louky	XT6	15,0
N-Most	ST		19		křoviny, louky	XK2 (60), XT6 (40)	17,7
N-Most	MB		18		louky	XT6	14,3
N-Most	MB		18		louky	XT6	14,3
N-Most	MB		14		louky, křoviny	XT6 (75), XK2 (25)	16,8
K-Most	MI		26		louky	T1.1	31,3
K-Most	MI		28		louky	T1.1(90), T3.3 D (10)	37,7
K-Most	MI		28		louky, křoviny	T1.1 (40), XT3 (20), XK2 (40)	25,6
K-Most	KA		26		louky	T1.1	31,4
K-Most	KA		25		louky	T1.1 (70), XT3 (30)	26,4
K-Most	KA		20		louky, křoviny	T3.5B (30), XT3 (30), XK2 (40)	30,5
K-Třeb	ML	13		5	louky	M1.7	26,1
K-Třeb	ML	13		7	louky, mokřady	M1.7 (40), XM1(60)	23,5
K-Třeb	DO	4		1	louky, mokřady	XT3 (60), XM1 (40)	17,3
K-Třeb	DO	13		1	louky	XT3	13,0

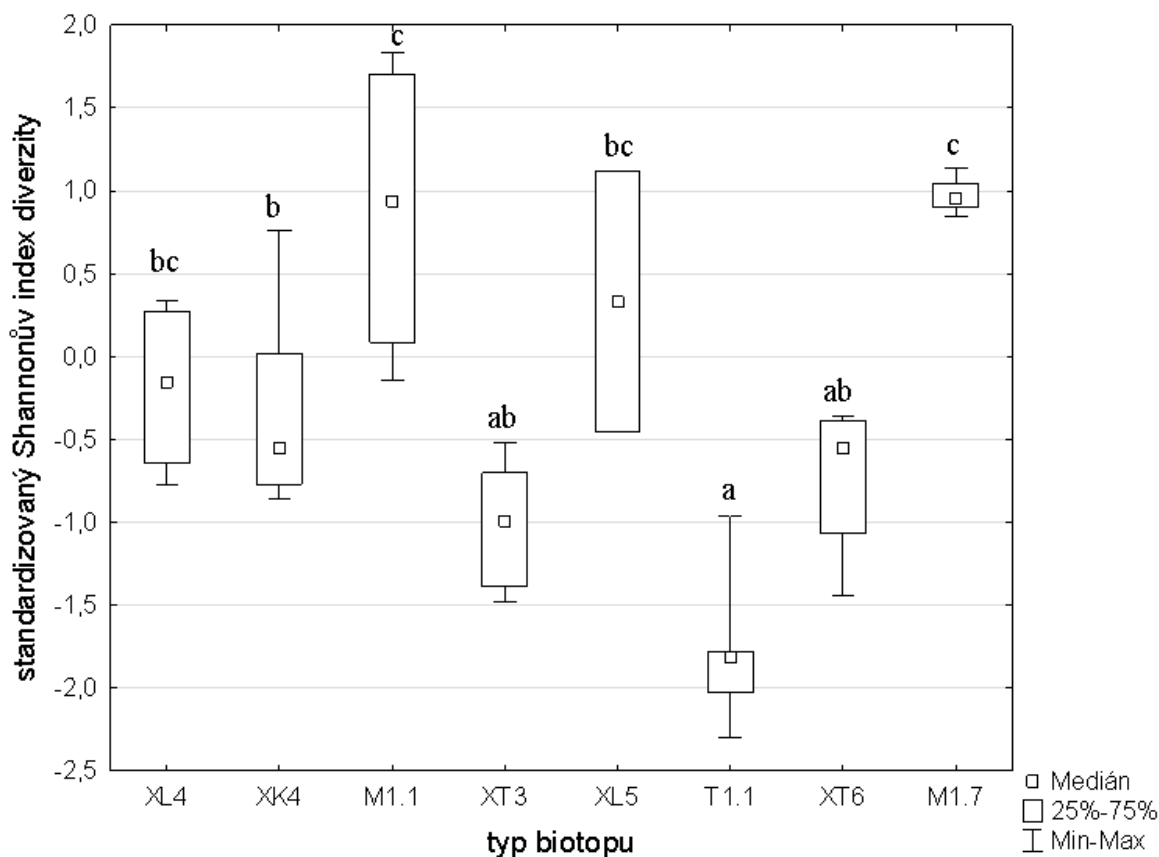
Zkratky typů území: N-Sok – narušená krajina na Sokolovsku, N-Most – narušená krajina na Mostecku, K-Most – kulturní krajina na Mostecku, K-Třeb – kulturní krajina na Třeboňsku.

Zkratky jednotlivých lokalit: VPV – Velká podkrušnohorská výsypka, ST – Střimice, MB – Malé Březno, MI – Milá, KA – Kaňkov, ML – Mokré louky u Třeboně, DO – Domanín.

Zkratky biotopů podle Seják a kol. (2003): M1.1 – Rákosiny eutrofních stojatých vod ; M1.7 – Vegetace vysokých ostřic, T1.1 – Mezofilní ovsíkové louky; T3.3D – Úzkolisté suché trávníky, porosty bez význačného výskytu vstavačovitých; T3.5B – Acidofilní suché trávníky, porosty bez význačného výskytu vstavačovitých; XT5 – Bylinné porosty náspů doprav-

ních staveb a zemních hrází; XT6 – nové těžební prostory a odvaly zemních substrátů; XK2 – Lada s křovinnými porosty a stromy; XK4 – Pionýrská dřevinná vegetace nekultivovaných antropogenních ploch; XL4 – Degradované lesné porosty s ruderálními společenstvy; XL5 – Paseky, Les po výsadbě a renaturalizační výsadby dřevin; XM1 – Zamokřelá ruderální lada; XT3 – Intenzivní nebo degradované mezofilní louky; XT6 – Nové těžební prostory a odvaly zemních substrátů; X4.5 – Bylinné porosty na opuštěných degradovaných plochách, nerektivovaných haldách a skládkách; X6.4 – Monokultury alochtonních druhů dřevin (např. akátiny).

Zkratka Body IBVM – počet bodů spočítaný podle individuálního hodnocení biotopů metodou BVM (Seják a kol., 2003).

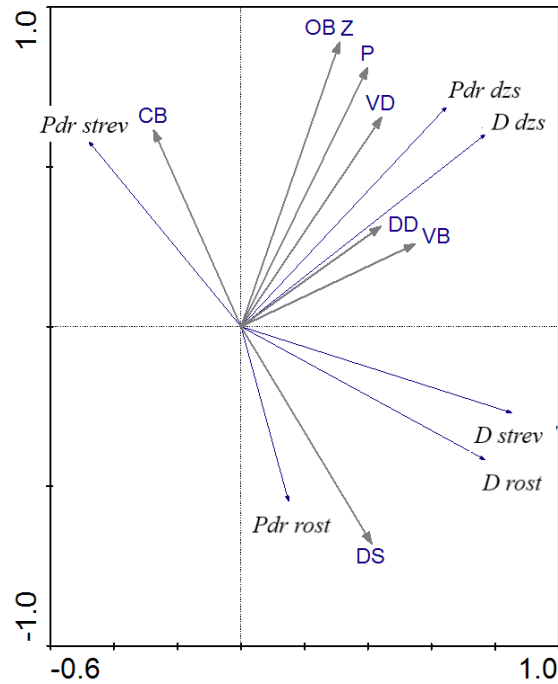


**Obr. 1.** Hodoty standardizovaného Shannonova indexu diverzity všech sledovaných skupin živočichů pro jednotlivé biotopy v narušené i kulturní krajině

Zkratky jednotlivých biotopů podle metody BVM: XL4 – Degradované lesní porosty s ruderálními společenstvy; XK4 – Pionýrská dřevinná vegetace nekultivovaných antropogenních ploch; M1.1 – Rákosiny eutrofních stojatých vod; XT3 – Intenzivní nebo degradované mezofilní louky; XL5 – Paseky, les po výsadbě a renaturalizační výsadby dřevin; T1.1 – Mezofilní ovsíkové louky; XT6 – Nové těžební prostory a odvaly zemních substrátů; M1.7 – Vegetace vysokých ostřic. Biotopy označené stejným písmenem se od sebe statisticky významně neliší.

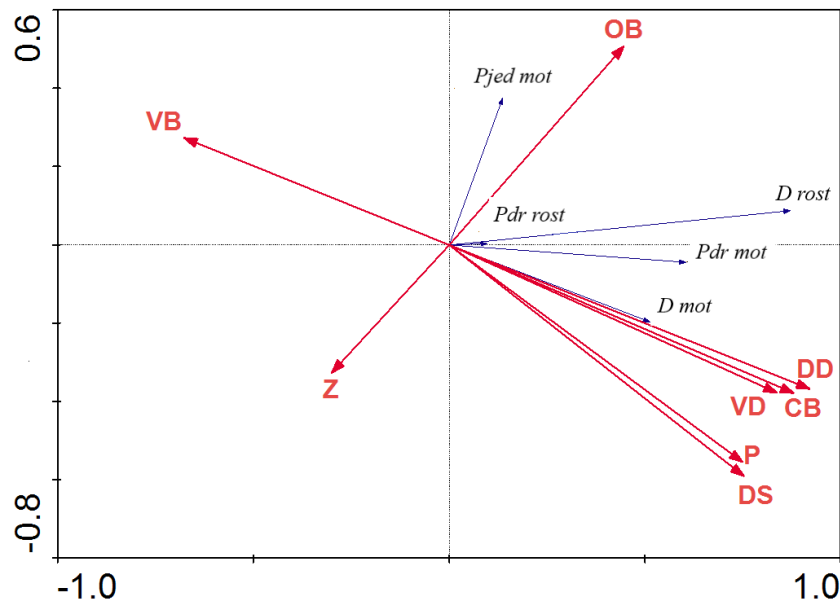
Byla provedena přímá analýza RDA pro zjištění vztahu mezi diverzitou a počty motýlů a jednotlivými charakteristikami hodnocení biotopu podle metody BVM. Ze sledovaných druhů motýlů bylo zjištěno pouze několik druhů v kategorii druh zranitelný, např. ostruháček trnkový (*Satyrium spini*), modrásek kozincový (*Glaucopteryx alexis*) a v kategorii druh téměř ohrožený např. otakárek ovocný (*Iphiclides podalirius*) a ostruháček ostružinový (*Callophrys rubi*) z Červeného seznamu ČR. Zjištěné ohrožené druhy byly zastoupeny pouze několika jedinci.

Pomocí vysvětlujících proměnných bylo vysvětleno 35,9 % celkové variability ( $F = 2,707$ ,  $p = 0,002$ ) a byly zjištěny 4 canonické osy (Obr. 3). Při postupném výběru (forward selection) byla průkazná na 5 % hladině významnosti z osmi vysvětlujících proměnných pouze charakteristika biotopu „zralost“, která měla negativní vztah k počtu jedinců motýlů. Index diverzity motýlů a počet druhů motýlů měly přesto silnou vazbu k vysvětlujícím proměnným biotopu „diverzita druhů“, „citlivost biotopu“ a „vzácnost druhů“. Také index diverzity a počet druhů rostlin měl nejsilnější vztah k charakteristikám biotopu „diverzita druhů“ a „ohrožení biotopu“. Počet druhů rostlin měl pouze velmi malou vypovídající schopnost (krátká šipka) a přímo koreloval s indexem diverzity rostlin.



**Obr. 2.** Ordinační diagram nepřímé analýzy PCA, zobrazující vztah mezi počty druhů (Pdr) a indexy diverzity (D) u rostlin (rost), střevlíkovitých (strev) a drobných zemních savců (dzs) a osmi charakteristikami hodnocení biotopů metodou BVM na Sokolovsku a Třeboňsku

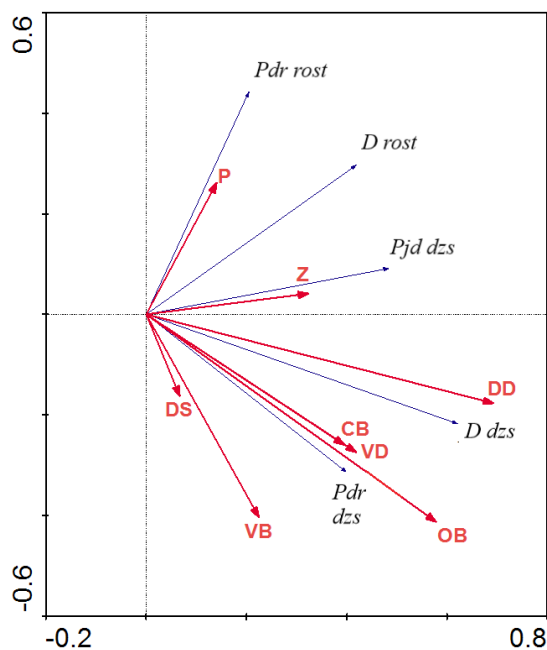
Vysvětlivky: Z – zralost biotopu, P – přirozenost biotopu, DS – Diverzita struktur biotopu, DD – diverzita druhů, VB – vzácnost biotopu, VD – vzácnost druhů v biotopu, CB – citlivost biotopu, OB – ohrožení biotopu.



**Obr. 3.** Ordinační diagram (RDA analýza) vztahu mezi indexy diverzity rostlin a motýlů (D rost, D mot), počty druhů rostlin (Pdr rost) a motýlů (Pdr mot) a jedinci motýlů (Pjed mot) (vysvětlovanými proměnnými) a osmi charakteristikami pro hodnocení biotopů metodou BVM (vysvětlujícími proměnnými) na Mostecku

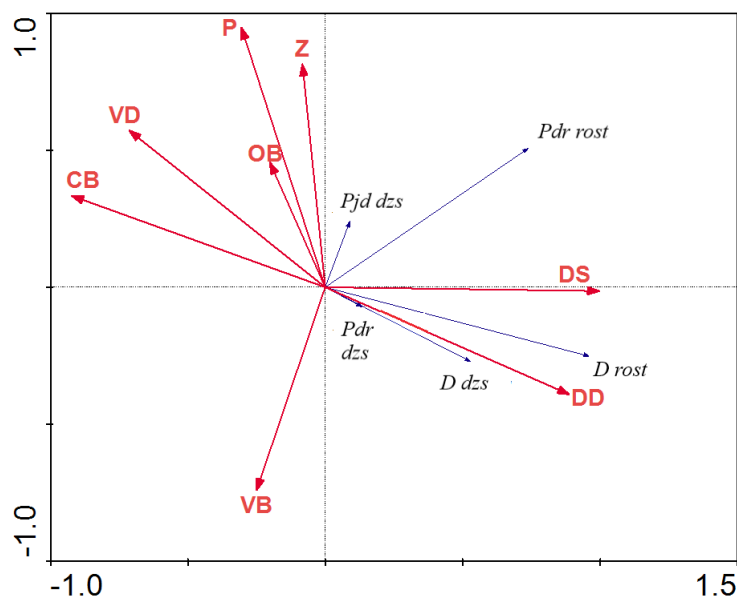
Vysvětlivky: Z – zralost biotopu, P – přirozenost biotopu, DS – Diverzita struktur biotopu, DD – diverzita druhů, VB – vzácnost biotopu, VD – vzácnost druhů v biotopu, CB – citlivost biotopu, OB – ohrožení biotopu.

Průkaznost analýzy vztahu mezi diverzitou drobných savců na lučních biotopech a jejich bodovou hodnotu nebyla zjištěna. Hlavním důvodem byl převažující výskyt degradovaných lučních porostů a malý výskyt přírodě blízkých typů biotopů. Byl ale zjištěn průkazný vztah mezi diverzitou drobných savců a charakteristikami BVM pro hodnocené lesní biotopy v narušené krajině. V RDA analýze byly jako vysvětlované proměnné použity indexy diverzity a počty druhů rostliny a drobných savců a počet jedinců drobných savců. Jako vysvětlující proměnné bylo použito opět osm charakteristik, ze kterých se skládá výsledná bodová hodnota biotopu. Celková vysvětlená variabilita vysvětlovaných proměnných byla 32,2 %, ( $F= 2.185$ ,  $p = 0,012$ ) a byly zjištěny 4 canonické osy (Obr. 4). Při postupném výběru na 5 % hladině významnosti byly zjištěny pouze dvě vysvětlující proměnné, „diverzita druhů“, která měla statisticky významný vztah k indexu diverzity drobných savců a „ohroženost biotopu“, která měla vztah k počtu drobných savců. Z grafu vyplývají též určité vztahy mezi počtem druhů drobných savců a charakteristikami „vzácnost druhů“ a „citlivost biotopů“, mezi počtem jedinců drobných savců a „zralostí biotopu“ a mezi počtem druhů rostlin a „přirozeností biotopu“. Další RDA analýza u nelesních mokřadních biotopů, ve které byly stejné vysvětlované a vysvětlující proměnné jako u lesních biotopů, vysvětlila celkově větší procento variability vysvětlovaných proměnných než u lesních biotopů, a to 45,8 %, ( $F= 3,949$ ,  $p = 0,004$ ) se třemi canonickými osami (Obr. 5). Při postupném výběru na 5 % hladině významnosti byly zjištěny pouze dvě vysvětlující proměnné, „přirozenost“ a „diverzita struktur“, které měly statisticky významný vztah k indexu diverzity rostlin, diverzita drobných savců a počet drobných savců.



**Obr. 4.** Ordinační diagram (RDA analýza) vztahu mezi vysvětlovanými proměnnými - indexy diverzity rostlin a drobných zemních savců (D rost, D dzs), počty druhů rostlin a drobných zemních savců (Pdr rost, Pdr dzs) a jedinci drobných zemních savců (Pjd dzs) a osmi vysvětlujícími proměnnými - kritérii pro hodnocení biotopů metodou BVM v lesních biotopech v narušené krajině na Sokolovsku

Vysvětlivky: Z – zralost biotopu, P – přirozenost biotopu, DS – Diverzita struktur biotopu, DD – diverzita druhů, VB – vzácnost biotopu, VD – vzácnost druhů v biotopu, CB – citlivost biotopu, OB – ohrožení biotopu.



**Obr. 5.** Ordinační diagram (RDA analýza) vztahu mezi vysvětlovanými proměnnými - indexy diverzity rostlin a drobných zemních savců (D rost, D dzs), počty druhů rostlin a drobných savců (Pdr rost, Pdr dzs) a počty jedinců drobných zemních savců (Pjd dzs) a osmi vysvětlujícími proměnnými - kritérii pro hodnocení biotopů metodou BVM v mokřadních biotopech na Sokolovsku a Třeboňsku

Vysvětlivky: Z – zralost biotopu, P – přirozenost biotopu, DS – Diverzita struktur biotopu, DD – diverzita druhů, VB – vzácnost biotopu, VD – vzácnost druhů v biotopu, CB – citlivost biotopu, OB – ohrožení biotopu.

## 4 Diskuze

### 4.1. Vztah mezi bodovou hodnotou a diverzitou sledovaných druhů

Byl potvrzen vztah mezi zvyšující se bodovou hodnotou biotopu a velikostí diverzity sledovaných druhů. Nejvyšší bodovou hodnotu i hodnotu indexu diverzity dosahoval biotop T1.1 – mezofilní ovsíkové louky v kulturní krajině pro skupinu motýli. Hlavním důvodem byla zřejmě silná vazba motýlů na určitý typ stanoviště a na konkrétní rostlinné druhy (Beneš a kol., 2002), které jsou častěji přítomné v přirozenějších a ohroženějších stanovištích s vyšším bodovým ohodnocením (Seják a kol., 2003). I přes relativně nízkou bodovou hodnotu biotopu XT6 – Nové těžební prostory a odvaly zemních substrátů zde dosahovala diverzita motýlů relativně vysokých hodnot, což bylo pravděpodobně způsobené nezapojeným porostem a přítomností alespoň některých důležitých rostlin pro motýly v narušené krajině (Károva a kol., 2010). U skupiny střevlíkovitých, kteří jsou vázáni více na mikroklimatické podmínky než na konkrétní biotop a rostlinné druhy (Farkač and Hůrka, 2003), nekorespondovala vyšší hodnota diverzity střevlíkovitých výrazně s vyšší bodovou hodnotou biotopu v narušené krajině. Na základě našich výsledků se domníváme, že nově utvářené biotopy v narušené krajině poskytovaly střevlíkovitým podobné podmínky, a proto se hodnoty diverzity střevlíkovitých v těchto biotopech významně nelišily. K těmto závěrům dospěli i Hrajnová Gillarová a Chochel (2010) z průzkumu střevlíkovitých v blízkosti napouštěného jezera Medard na Sokolovsku. V kulturní krajině se diverzita střevlíkovitých zvyšovala s bodovou hodnotou biotopu, která souvisela s extenzivním managementem vlhkých luk u Třeboně. Diverzita drobných savců byla nejvyšší v mokřadních biotopech (M1.1 – Rákosiny eutrofních stojatých vod a M1.7 – Vegetace vysokých ostřic), které dosahovaly nejvyšších bodových hodnot v kulturní i narušené krajině. Toto zjištění odpovídá i ekologickým nárokům většiny druhů drobných savců, pro které je vlhké prostředí s ekotony biotopů navazující na mokřadní společenstva nejvhodnějším prostředím (Wilson a kol., 1996).



#### **4.2. Vztah mezi velikostí biodiverzity v narušené a kulturní krajině a odlišnost biodiverzity mezi jednotlivými biotopy**

Hodnota diverzity sledovaných druhů živočichů se v narušené a kulturní krajině statisticky významně neodlišovala. Tento výsledek byl pravděpodobně způsoben již relativně rychlou obnovou narušeného prostředí pomocí jednotlivých typů rekultivací (Frouz a kol., 2007). Zároveň kulturní krajina především Sokolovska (Trpáková a Trpák 2008) a Mostecka (Skaloš a kol., 2012) byla v minulosti negativně ovlivněna především povrchovou těžbou uhlím a rozvojem průmyslu, a pravděpodobně proto byl zjištěn jen jeden reliktní indikační druh ze skupiny střevlíkovitých v této narušené krajině. Přesto že je Třeboňsko zachovalou kulturní krajinou, byly i zde zjištěny jen 2 reliktní druhy střevlíkovitých na mokřích loukách u Třeboně (Farkač a Hůrka, 2003). To bylo pravděpodobně způsobeno dlouhodobým managementem kulturní krajiny, ve které došlo k přeměně původních přírodních biotopů na přírodě blízké až přírodě vzdálené biotopy, které jsou intenzivně využívány jako louky a pastviny (Dykyjová, 2000).

I přesto, že se diverzita v narušené a kulturní krajině významně nelišila, byla zjištěna signifikantní odlišnost ve velikosti hodnot standardizovaného Shannonova indexu diverzity pro jednotlivé skupiny živočichů mezi jednotlivými biotopy v narušené i v kulturní krajině. Mokřadní biotopy (M1.1 – Rákosiny eutrofních stojatých vod., M1.7 – Vegetace vysokých ostřic) a luční biotop (T1.1 – Mezofilní ovsíkové louky) měly odlišnou hodnotu standardizovaného Shannonova indexu diverzity než lesní biotopy a křoviny. To bylo pravděpodobně způsobeno odlišnou úživností jednotlivých biotopů a potravní nabídkou v okolí biotopů pro jednotlivé skupiny živočichů. Vysoká hodnota indexu diverzity byla zjištěna pro biotop T1.1, kde byli sledováni jen motýli. U skupiny motýli byla zjištěna vyšší preference lučních biotopů před křovinami, což odpovídá jejich stanovištním i potravním nárokům (Beneš a kol., 2002). Naopak lesní biotopy byly více preferovány skupinou střevlíkovitých, především biotop XL5 – Paseky, Les po výsadbě a renaturalizační výsadby dřevin. Jednalo se o mladou smrkovou výsadbu s hustým porostem třtiny křovištní a na okraji výsadby se vyskytovaly i zástupci z čeledi miříkovité, vhodné jako potravní zdroj pro některé vzácnější druhy střevlíkovitých (Veselý a kol., 2012). V tomto biotopu se vyskytovaly zástupci střevlíkovitých, kteří preferují suché travní porosty, stepi, úhory. Počet druhů drobných savců byl zjištěn nejvyšší v obou mokřadních biotopech, M1.1 a M1.7, což odpovídá stanovištním nárokům většiny druhů drobných savců (Anděra a Horáček, 2005).

#### **4.3 Vztah mezi biodiverzitou a charakteristikami BVM**

Podle výsledků mnohorozměrné nepřímé analýzy PCA byl patrný vztah mezi indexem diverzity rostlin a střevlíkovitých a počtem druhů rostlin k charakteristikám biotopu „diverzita struktur“. To bylo pravděpodobně způsobeno vysokým počtem rostlinných druhů v lesních biotopech s vyšší diverzitou struktur než v nelesních. Také podle Farkače a Hůrky (2003) naprostá většina druhů střevlíkovitých nemá přímou vazbu na druhové složení vegetačního krytu. Jejich výskyt ovlivňují především stanovištní mikroklimatické podmínky, podmíněné celkovým vegetačním pokryvem. Počet druhů střevlíkovitých souvisel nejsilněji s charakteristikou „citlivost biotopu“, což vyjadřuje míru vlivu lidské činnosti na biotop. Na plochách v narušené krajině byla u většiny biotopů citlivost biotopu ohodnocena jen jedním bodem (biotopy silně odolné vůči antropogenním vlivům) v porovnání s biotopy v kulturní krajině, kde byla citlivost hodnocena průměrně 3 body (biotopy odolné) (Seják a kol., 2003). Nejvyšších hodnot dosahovala citlivost biotopu v lučních biotopech. Také průměrný počet druhů střevlíkovitých byl výrazně vyšší na plochách v kulturní krajině (14-24), než v krajině narušené (7-16).

Index diverzity i počet druhů motýlů byly v přímé RDA analýze nejvíce ovlivněny charakteristikami biotopu „diverzita druhů“, „citlivost biotopu“ a „vzácnost druhů“. Vztah výskytu motýlů k charakteristice „diverzita druhů“ je patrně způsoben především vysokou závislostí motýlů na konkrétních rostlinách, které jim poskytují potravu (Károva a kol., 2010). Všechny tři zmíněné charakteristiky biotopu nabývaly o něco vyšších hodnoty v kulturní krajině na rozdíl od ploch v narušené krajině. Naopak počet jedinců motýlů klesal s vyššími hodnotami charakteristiky „zralost biotopu“, která odráží přechod lučního biotopu do klimaxového stádia les. Tento výsledek odpovídá ekologickým nárokům motýlů na potravu, kdy na zarůstajících travních biotopech se vyskytuje pouze několik

dominantních druhů trav a keřů a ubývá množství vhodné potravy pro motýly. Proto je potřeba vhodným managementem udržovat nelesní biotopy pro podporu diverzity nejen motýlů, ale i dalších bezobratlých (Konvička a kol., 2005).

Také charakteristika „diverzita druhů“ v přímé RDA analýze měla vztah k velikost indexu diverzity drobných savců v lesních a mokřadních biotopech (Obr. 4, 5). Na rozdíl od motýlů, vázaných na přítomnost živých rostlin je výskyt drobných savců podmíněn typem a strukturou biotopu. Pro býložravé druhy vyšší diverzita rostlinných druhů poskytuje i větší potravní nabídku. Pro všechny druhy drobných savců představuje zapojený a vysoký porost lepší možnost úkrytu před predátory (Heroldová a kol., 2007). Počet druhů drobných savců v lesních biotopech byl silně ovlivněn charakteristikou „ohroženost biotopu“, která souvisí s vývojem a stavem daného biotopu v krajině. U většiny vysazených lesní porostů v narušené krajině se jejich plošný podíl v krajině zvolna zvyšoval nebo neměnil, a proto byly vhodným prostředím pro drobné savce. V mokřadních biotopech byl počet jedinců i druhů drobných savců nejvíce ovlivněn charakteristikami „zralost biotopu“ a „diverzita struktur“. Obě charakteristiky souvisí s více vyvinutým biotopem a s přítomností většího počtu druhů a vegetačních pater, což je pro drobné savce významné opět z hlediska dobrého úkrytu před predátory (Anděra a Gaisler, 2019).

Silnou vazbu mezi diverzitou rostlinných druhů a živočichů, vyjádřenou indexy biodiverzity, a charakteristikou typu biotopu „diverzita druhů“ jsme očekávali u všech mnohorozměrných analýz. Průkazný vztah byl zjištěn pouze u motýlů a drobných savců. Vztah mezi počtem druhů rostlin a charakteristikou „diverzita druhů“ nebyl podle analýz RDA průkazný. Tento vztah byl nejužší na plochách s průzkumem motýlů, na kterých se více vyskytovaly přirozenější biotopy než u ostatních dvou skupin sledovaných živočichů. Důvodem mohl být způsob hodnocení charakteristiky „diverzita druhů“ v přírodě vzdálených biotopech v metodice BVM (Seják a kol., 2003). Hodnocení bylo založeno na procentuálním zastoupení druhů přírodních stanovišť, ze kterých byly přírodě vzdálené biotopy odvozeny na základě degradačních procesů. Výpočet indexu diverzity rostlinných druhů se pravděpodobně přiblížil tomuto způsobu hodnocení charakteristiky „diverzita druhů“, a proto byl vztah mezi indexem diverzity rostlinných druhů a charakteristikou „diverzita druhů“ v RDA analýzách silnější.

## 5 Závěr

Na základě regresních analýz byl potvrzen předpoklad, že druhová diverzita sledovaných druhů živočichů (střevlíkovitých, motýlů, drobných zemních savců) se zvyšuje při zvyšující se bodové hodnotě biotopu. Tento předpoklad vycházel z expertních odhadů stavu biotopu a byl ověřen pomocí dat ze sledování vybraných skupin živočichů. Zároveň se však tento vztah lišil velikostí hodnoty determinančního koeficientu v regresních analýzách pro jednotlivé skupiny živočichů. U skupiny motýli dosáhl determinanční koeficient nejvyšší hodnoty v porovnání s hodnotami pro ostatní sledované skupiny živočichů. Statisticky významná odlišnost velikosti Shannonova indexu diverzity mezi plochami v narušené krajině a v kulturní krajině nebyla prokázána.

Podle výsledků mnohorozměrných analýz měly velký vliv na indexy diverzity a počty druhů živočichů charakteristiky biotopů „diverzita druhů“ a „diverzita struktur“. Byla prokázána odlišná míra vhodnosti vybraných skupin živočichů pro zpřesnění bodové hodnoty jednotlivých typů biotopů. Pro luční biotopy se nejvíce osvědčily jako indikační skupina motýli, kdy bodová hodnota biotopu relativně dobře vystihuje diverzitu motýlů. Pro mokřadní a lesní biotopy se ukázala jako vhodná skupina drobní savci, kteří mají v tomto biotopu nejvyšší diverzitu. Skupina střevlíkovití byla shledána jako nejméně vhodná pro zpřesnění bodové hodnoty biotopu. Hlavním důvodem je, že naprostá většina druhů nemá přímou vazbu na druhové složení vegetačního krytu a jejich výskyt ovlivňují především stanovištní mikroklimatické podmínky.

Vzhledem k velkému výskytu přírodě vzdálených biotopů a malé přítomnosti přírodních a přírodě blízkých biotopů není nutné v našich zájmových územích sledované živočišné druhy zahrnovat do hodnocení biotopů. Zároveň se jedná o velmi pracnou metodu, vyžadující dobrou znalost sledovaných živočišných druhů. V případě výskytu přírodních a přírodě blízkých biotopů s relativně málo narušeným přirozeným vývojem a s výskytem alespoň průměrného počtu indikačních druhů, doporučujeme především charakteristiky biotopu „diverzita druhů“ a „diverzita struktur“, sledované

metodou BVM pomocí živočišných druhů, upřesnit. Postup zpřesnění bodové hodnoty pro jednotlivé biotopy je uveden v metodice Seják a kol. (2003, 2017). Území s vysokou mírou přirozenosti se většinou vyskytují v I. a II. zónách velkoplošných chráněných oblastí ČR (CHKO, NP), případně i v maloplošných chráněných oblastech (PP, PR).

### **Poděkování**

Výzkum byl podpořen projektem TAČR „Inovovaný restart metodiky hodnocení biotopů“, TD03000093 a projektem MŠMT ČR CzeCOS č. LM2018123.

### **Seznam literatury**

- ANDĚRA M., HORÁČEK J. (2005) *Poznáváme naše savce*. Sobotáles, Praha.
- ANDĚRA M., GAISLER J. (2019) *Savci České republiky*. Academia, Praha.
- BARRETT G.W., PELES J. D. (1999) *Landscape Ecology of Small Mammals*. Springer, New York.
- BEJČEK V. (1983) *Sukcese a produktivita drobných savců na výsypkách v Mostecké pánvi*. Academia.
- BENEŠ J., KONVIČKA M., DVOŘÁK J., FRIC Z., HAVELDA Z., PAVLÍČKO A., VRABEC V., WEIDENHOFFER Z. (eds.) (2002) *Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana I, II*. Společnost pro ochranu motýlů, Praha.
- CUDLÍN O., HAIŠOVÁ M., MIKLAS B., PECHAROVÁ E. (2010) *Comparison of different types of spoil heap reclamation from the small mammal biodiversity perspective – preliminary results*. In: SKLENÍČKA P., SINGHAL R., KAŠPAROVÁ I., (eds.) 12th International Symposium on Environmental Issues and Waste Management in Energy and Mineral Production SWEMP 2010. Proceedings of conference during 24-26.5. 2010, Czech University of Life Sciences Prague, Czech Republic, pp. 57-68.
- CUDLÍN O. (2012) *Plnění ekosystémových funkcí pro zvýšení ekologické stability v narušené krajině*. Disertační práce. Katedra aplikované ekologie, FŽP ČZU v Praze.
- ČADKOVÁ Z., VÁLEK P. (2013) *Prevalence gastrointestinálních helmintů u drobných zemních savců v oblasti severozápadních Čech*. Sborník oblastního muzea v Mostě. Vol. 34, pp. 3-13.
- DE GROOT R. S., VAN DER PERK J. P., CHIESURA A., VAN VLIET A. J. H. (2003) Importance and threat as determining factors for criticality of natural capital. *Ecological Economy* Vol. 44, pp. 187-204.
- 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* Vol. 7, pp. 260-272.
- DYKYJOVÁ D. (2000) *Třeboňsko, Příroda a člověk v krajině pětileté růže*. ENKI, o.p.s.
- EFROYMSON R. A., PETERSON M. J., WELSCH CH. J., DRUCKENBROD D. L., RYON M. G., SMITH J. G., WILLIAM W., HARGROVE W. W., GIFFEN N. R., ROY W. K., QUARLES H. D. (2008) Investigating habitat value to inform contaminant remediation options: approach. *Journal of Environmental Management* Vol. 88. Doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.07.023.
- FARKAČ J., HŮRKA K. (2003) *Střevlíkovití*. In: SEJÁK J., DEJMAL I. a kol. (2003): *Hodnocení a oceňování biotopů České republiky*. Český ekologický ústav, pp. 264-277.
- FROUZ J., POPPERL J., PŘIKRYL I., ŠTRUDL J. (2007) *Tvorba nové krajiny na Sokolovsku*. Sokolovská uhelná, právní nástupce a.s., Sokolov.
- GRULICH V., CHOBOT K. (eds.) (2017) Červený seznam cévnatých rostlin ČR. *Příroda*. AOPK ČR, Praha.

- HEJDA R., FARKAČ J., CHOBOT K. (eds.) (2017) Červený seznam ohrožených druhů české republiky, bezobratlí. *Příroda*. AOPK ČR, Praha.
- HEROLDOVÁ M., BRYJA J., ZEJDA J., TKADLEC E. (2007): Structure and diversity of small mammal communities in agriculture landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment* Vol. 120, pp. 206-210.
- HILL M. O. (1973) Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* Vol. 54, pp. 427-432.
- HRAJNOHOVÁ - GILLAROVÁ H., CHOCHEL M. (2010) *Entomologický průzkum lokality Medard 2009-2010*. Manuskript, nepublikováno.
- HOBBS R. J., NORTON D. A. (1996) Towards the conceptual framework for restoration. *ecology. Restoration ecology* Vol. 4, PP. 93-110.
- HOLL K.D., CAIRNS J. (2002) MONITORING AND APPRAISAL. IN: PERROW M. R., DAVY A. J. (eds.). *Handbook of ecological restoration*, pp. 411-432. Cambridge University Press. Cambridge, England.
- HAINES-YOUNG R., POTSCHEIN M. (2013) *Common International Classification of ECOSYSTEM SERVICES (CICES), VERSION 4.1*. EEA FRAMEWORK CONTRACT NO EEA/IEA/09/003.
- HŮRKA K., VESELÝ P., FARKAČ J. (1996) Využití střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) k indikaci kvality prostředí. *Klapalekiana*, Vol. 32, pp. 15-26.
- CHOBOT K., NĚMEC M. (eds.) (2017) Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Obratlovci. *Příroda*. AOPK ČR, Praha.
- CHYTRÝ, M., KUČERA, T., KOČÍ, M., GRULICH, V., LUSTYK, P. (eds.). (2010). *Katalog biotopů České republiky*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- KAROVA Z., FRIC. Z., MARTIS M., PECHAROVA E. (2010) *Does the landscape management influence butterflies?* In: SKLENIČKA P., SINGHAL R., KAŠPAROVÁ I., (eds.). 12th International Symposium on Environmental Issues and Waste Management in Energy and Mineral Production SWEMP 2010. Proceedings of conference during 24-26.5. 2010, Czech University of Life Sciences Prague, Czech Republic., pp. 235-240.
- KOSCHKE L., FÜRST CH., MAKESCHIN F. (2011) A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision for planning support. *Ecological Indicators* Vol. 21, pp. 54-66. Doi: 10.1016/j.ecolind.2011.12.010.
- KONVIČKA M., BENEŠ J. (2003) Metodika v rámci inventarizačních průzkumů na Grantu „*Inventarizace národních kategorií maloplošných zvláště chráněných území*“. Grant VaV620/2/03, Programu výzkumu a vývoje MŽP pro rok 2003, Biosféra.
- KONVIČKA M., BENEŠ J., ČÍŽEK L. (2005) *Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management*. Sagittaria, Olomouc, 127s.
- LEPŠ J., ŠMILAUER P. (2003) *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. Cambridge University Press, Cambridge.
- LOPEZ R. D., FENNESSY M. S. (2002) Testing the floristic quality assessment index as an indicator of wetland condition. *Ecological Applications* Vol. 12, pp. 487-497.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005) *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- NEUHÄUSLOVÁ Z., BLAŽKOVÁ D., GRULICH V., HUSOVÁ M., CHYTRÝ M., JENÍK J., JIRÁSEK J., KOLBEK J., KROPÁČ Z., LOŽEK V., MORAVEC J., PRACH K., RYBNÍČEK K., RYBNÍČKOVÁ E., SÁDLO J. (1998) *Mapa potencionální přirozené vegetace České republiky*. Academia, Praha.

- PECHAROVÁ E., HANÁK P. (1997) *Obnova funkce krajiny v oblastech narušených povrchovou těžbou*. Sborník referátů, mezinárodní vědecká konference Agroregion, České Budějovice 3. - 4. 9. 1997.
- PETTORELLI N. a kol. (2017) Satellite remote sensing of ecosystem functions: opportunities, challenges and way forward. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*. Doi:10.1002/rse2.59.
- SALLES J. M. (2011) Valuing biodiversity and ecosystem services: why linking economic values with Nature? *Comptes Rendus Biologies* Vol. 334, pp. 469-482.
- SEJÁK J., DEJMAL I., PETŘÍČEK V., CUDLÍN P., MÍCHAL I., ČERNÝ K., KUČERA T., VYSKOT I., STREJČEK J., CUDLÍNOVÁ E., CABRNOCH J., ŠINDLAR M., PROKOPOVÁ M., KOVÁŘ J., KUPKA M., SČASNÝ M., ŠAFAŘÍK M., ROUŠAROVÁ Š., STEJSKAL V., ZAPLETAL J. (2003) *Hodnocení a oceňování biotopů České republiky*. Český ekologický ústav.
- SEJÁK J., CUDLÍN P., PETŘÍČEK V., PROKOPOVÁ M., CUDLÍN O., HOLCOVÁ D., KAPROVÁ K., MELICHAR J., ŠKARKOVÁ P., ŽÁKOVSKÁ K., BIRKLEN P. (2017) *Metodika hodnocení biotopů AOPK ČR 2017 (6. verze)*. AOPK ČR, Praha.
- SHANNON C. E. (1948) A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal* Vol. 27, pp. 379-423; pp. 623-653.
- SIMPSON E. H. (1949) Measurement of diversity. *Nature* Vol. 163.
- SKALOŠ J., PECHAROVÁ E., KAŠPAROVÁ I., VÁVROVÁ R., VRLOVÁ J., VRLOVÁ L., HNÁTEK M. (2012) *Změny ve využití krajiny (land use) na území Mostecka 1842 – 2010*. Soubor map se specializovaným obsahem, FŽP ČZU v Praze.
- SLÁBOVÁ M., BROUMOVÁ H., PECHAROVÁ E. (2008) *Communities of small mammals as indicators of biodiversity changes in reclaimed areas after coal mining*. 10th International Mine Water Association Congress, Karlovy Vary, Czech Republic. June 2-5. 2008, pp 179-182.
- SUKHDEV P., WITTMER H., MILLER D., 'The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) (2014) *Challenges and Responses*. In Helm, D., Hepburn, C. (eds.), *Nature in the Balance: The Economics of Biodiversity*. Oxford, Oxford University Press.
- TRPÁKOVÁ I., TRPÁK P. (2008) *Zpráva o stavu analýzy historických podkladů na základě písemných a mapových podkladů stabilního katastru zájmového území Sokolovska za rok 2008*. In: *Zpráva o první etapě řešení projektu č. QH 82106 rekultivace jako nástroj obnovy funkce vodního režimu krajiny po povrchové těžbě hnědého uhlí za rok 2008*.
- TURNER R. K., GEORGIU S., FISHER B. (2008) *Valuing ecosystem services*. Earthscan publishing London.
- Věstník státu Hesensko 26/1992. Staatsanzeiger, für das land Hessen, pp. 1437-1452. [http://www.lexsoft.de/share/pdf/stanz\\_hessen\\_1992\\_26.pdf](http://www.lexsoft.de/share/pdf/stanz_hessen_1992_26.pdf), dostupné 18.1.2021.
- VESELÝ P., ŠLACHTA M., BLÍZEK J., HEJKAL J. 2012: Pozoruhodný výskyt střeblíka *Ophonus (Ophonus) ardosiacus* (Lutshnik, 1922) v západních Čechách. *Erica*, Plzeň, Vol. 19, pp. 29-137.
- WILSON D. E., COLE F. R., NICHOLS J. D., RUDRAN R., FOSTER M. S. (1996) *Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for mammals*. Smithsonian institution press, Washington and London.
- YILMAZ R. (2010) Monitoring land use/land cover changes using CORINE land cover data: a case study of Silivri coastal zone in Metropolitan Istanbul. *Environmental Monitoring Assessment* Vol. 165, pp. 603–615. DOI 10.1007/s10661-009-0972-z.
- ZEJDA J., ZAPLETAL M., PIKULA J., OBDRŽÁLKOVÁ D., HEROLDOVÁ M., HUBÁLEK Z. (2002) *Hlodavci v zemědělské a lesnické praxi*. Praha, Agrospoj s.r.o.