

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

DISERTAČNÍ PRÁCE

**Zhodnocení různých typů koridorů v zemědělské krajině na
příkladu střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae)**

Ing. Zuzana Jahnová

2016

Školitel: doc. RNDr. Jaroslav Boháč, DrSc.

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Zemědělská fakulta

Poděkování

Na tomto místě bych ráda poděkovala vedoucímu práce doc. RNDr. Jaroslavu Boháčovi, DrSc., za cenné rady a pomoc při determinaci odchyceného materiálu a Ing. Michalovi Knappovi, PhD., za spolupráci na článku, který vzešel z výsledků této práce.

Nemalý dík patří i rodičům - za pomoc při sběru vzorků a finanční podporu během studia.

Tato práce vznikla za podpory projektu GAJU 063/2013/Z.

Prohlašuji, že jsem disertační práci vypracovala samostatně na základě vlastních zjištění a za pomoci uvedené literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své disertační práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejich internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

.....
Ing. Zuzana Jahnová

V Českých Budějovicích dne 14. 2. 2016

ABSTRAKT

Polopřirozené, méně intenzivně obdělávané struktury, jako jsou například koridory (remízy), tvoří nedílnou součást zemědělské krajiny. Zvyšují biodiverzitu a pozitivně působí i z dalších hledisek v člověkem intenzivně využívané zemědělské krajině. V této práci jsem se zaměřila na tři konkrétní typy koridorů (travnatý, křovinatý a stromový) a na jejich vliv na zaznamenanou početnost, zaznamenanou druhovou početnost a zaznamenanou druhovou kompozici střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae). Střevlíkovití byli odchytáváni pomocí zemních pastí v Pošumaví v České republice, a to v krajině, ve které výrazně převládají louky. Zaznamenaná početnost byla průkazně vyšší na loukách než v koridorech a v různých typech koridorů se zvyšovala od travnatých přes křovinaté až po stromové koridory. Zaznamenaná druhová početnost střevlíkovitých nebyla průkazně ovlivněna ani typem lokality (koridor nebo louka), ani typem koridoru. Zaznamenaná druhová skladba byla průkazně ovlivněna typem lokality (koridor nebo louka) a interakcí mezi typem lokality a typem koridoru. Byl zaznamenan větší rozdíl mezi společenstvy obývajícími různé koridory než mezi společenstvy v koridoru a na přilehlé louce. Koridory v krajině, ve které převládají louky, zvyšují lokální druhovou diverzitu tím, že se zde vyskytují druhy odlišné od druhů žijících na loukách. Dále bylo zjištěno, že není průkazná rozdílnost mezi společenstvy luk na obou stranách koridoru v závislosti na typu koridoru. Výsledky naznačují, že polopřirozená stanoviště hrají důležitou roli nejen v zemědělsky intenzivně obdělávané krajině, kde převažují pole, ale i v krajině, kde převažují louky.

Klíčová slova: druhová početnost; lineární krajinné struktury; luční okraje; stanovištní preference; lokální diverzita; střevlíkovití

ABSTRACT

Less intensively managed semi-natural habitats, e.g., field and meadow margins like hedgerows, are thought to be crucial landscape components for maintaining biodiversity in highly disturbed and intensively managed agricultural landscapes. In this study, we focused on the effects of three meadow margin types on activity density, species richness and species composition of carabid beetles recorded by pitfall traps in Central European landscapes dominated by intensively managed meadows. Carabid activity density was significantly higher in meadows than in meadow margins and within meadow margins their activity-density increased from grassy meadow margins via shrubby ones to woody meadow margins. We found that recorded species richness of carabid beetles was not significantly affected by habitat identity (meadow margin or neighbouring meadow) and meadow margin type. Recorded species composition of investigated taxa was significantly affected by habitat identity and interaction between habitat identity and meadow margin type (i.e. it differed between particular meadow margin types). Assemblages inhabiting various meadow margin types were more dissimilar between each other than assemblages from neighbouring meadows. Meadow margins within grassland dominated landscapes maintain local species richness by hosting different species from those living in surrounding meadows. Dissimilarity of carabid assemblages from meadows neighbouring both sides of particular meadow margin did not differ between meadow margin types. Our results indicate that semi-natural habitats play an important role in maintaining biodiversity not only in agricultural landscapes dominated by arable fields, but also in those dominated by meadows.

Key words: Species richness; Linear landscape structures; Habitat preferences; Local diversity; Ground beetles

OBSAH

1	ÚVOD.....	9
2	LITERÁRNÍ REŠERŠE.....	10
2.1	Vymezení termínu bioindikátor a biomonitoring.....	10
2.2	Charakteristika „ideálních“ bioindikátorů.....	12
2.3	Dělení bioindikátorů.....	14
2.3.1	Dělení bioindikátorů dle McGeoch (1998) a Gerhardt (2009)	14
2.3.2	Dělení bioindikátorů dle Lindenmayer et al. (2000).....	15
2.4	Skupiny bezobratlých využitelné k bioindikaci a biomonitoringu.....	16
2.4.1	Žížaly (Annelida: Opisthopora).....	16
2.4.2	Půdní hlístice (Nematoda).....	17
2.4.3	Suchozemští měkkýši (Mollusca).....	17
2.4.4	Pavouci (Chelicerata: Araneae)	18
2.4.5	Suchozemští koryši řádu Isopoda	18
2.4.6	Ploštice (Insecta: Heteroptera).....	19
2.4.7	Sít'okřídli (Insecta: Neuroptera).....	20
2.4.8	Dvoukřídli (Insecta: Diptera).....	20
2.4.9	Motýli (Insecta: Lepidoptera)	21
2.4.10	Mravenci (Hymenoptera: Formicoidea).....	21
2.4.11	Včely a čmeláci (Apocrita: Apoidea).....	22
2.4.12	Drabčíkovití (Coleoptera: Staphylinidae)	22
2.4.13	Střevlíkovití (Coleoptera: Carabidae)	24
2.5	Střevlíkovití a jejich využití k bioindikaci	25
2.5.1	Obecná charakteristika.....	25
2.5.2	Posouzení vhodnosti využití střevlíkovitých k indikaci kvality prostředí .	29

2.5.3	Funkční skupiny střevlíkovitých.....	32
2.5.4	Využití zemních pastí k odchytu střevlíkovitých.....	34
2.6	Příklady využití střevlíkovitých v bioindikačních studiích.....	41
2.6.1	Hodnocení stavu agroekosystémů, hodnocení různých typů hospodaření	41
2.6.2	Znečištění těžkými kovy	42
2.6.3	Energetické plodiny	42
2.6.4	Sukcese	42
2.6.5	Indikátory biodiverzity.....	43
2.6.6	Doprava.....	43
2.6.7	Urbanizace	43
2.6.8	Fragmentace.....	44
2.7	Fragmentace zemědělské krajiny a střevlíkovití.....	45
2.7.1	Zmírnění následků fragmentace – tvorba koridorů.....	46
2.7.2	Typy koridorů	50
2.7.3	Pozitivní a negativní vlivy koridorů v krajině	51
2.7.4	Lokální vs. krajinné faktory a jejich vliv na střevlíkovité	55
3	CÍLE PRÁCE	57
4	METODIKA.....	59
4.1	Zkoumané území, design studie	59
4.2	Odchyt a zpracování materiálu.....	63
4.3	Analýza dat.....	64
5	VÝSLEDKY.....	66
5.1	Všeobecné zhodnocení.....	66
5.2	TRENDY DLE ODCHYTOVÝCH OBLASTÍ	69
5.2.1	Porovnání luk a koridorů	69
5.2.2	Porovnání koridorů	70
5.3	Reliktnost výskytu.....	71

5.4	Zaznamenaná početnost, zaznamenaná druhová početnost	73
5.5	Zaznamenaná druhová kompozice	74
5.6	Zaznamenaná početnost ostatních odchycených skupin	77
6	DISKUZE	80
7	ZÁVĚR	86
8	LITERATURA	87
9	SEZNAM TABULEK	100
10	SEZNAM OBRÁZKŮ	101
11	SEZNAM VLASTNÍCH PUBLIKOVANÝCH PRACÍ	102

1 ÚVOD

Koridory, lineární struktury, neobdělávaná polopřirozená stanoviště, meze, remízky, polní okraje, luční okraje – pro zkoumaný fenomén existuje celá řada pojmenování. Jedno však mají společné. Jsou považovány za struktury, které mohou napravovat negativní efekt fragmentace (Bennet 2003). Netřeba dodávat, že fragmentace je dnes považována za jeden z nejrozšířenějších důsledků lidské aktivity v kulturní zemědělské krajině (Fahrig 2003), a proto je toto téma častým námětem vědeckých studií (Beier a Noss 1998; Davies a Pullin 2007; Gilbert-Norton et al. 2010). Pro účely této práce byl zvolen jako jednotící termín termín koridory. Ty mohou být různého původu (Baudry et al. 2003), skládat se z původních i importovaných bylin a dřevin (Bowie et al. 2014), může zde převažovat travnatá, křovinatá nebo stromová vegetace a s tím souvisí i management těchto struktur. V některých zemích jsou cíleně vysazovány jako zdroj palivového dřeva, ale mají i roli ve formování ekologického zdraví krajiny a přísluší jim kulturní, estetické a historické hodnoty (Baudry et al. 2003).

Pro hodnocení některých fenoménů v krajině se často používají bioindikátory. V této práci byli za bioindikátor zvoleni střevlíkovití (Coleoptera: Carabidae), protože tato čeleď je jedna z klíčových skupin terestrických ekosystémů (Boháč a Fuchs 1991). Mnozí střevlíkovití jsou známí jako přirození regulátoři škůdců (Kromp 1999), predátoři semen plevelů (Honěk et al. 2007) a zdroj potravy pro ptáky (Hofmann a Mason 2006). V neposlední řadě jsou citliví k celé řadě environmentálních faktorů jako jsou změna krajinné struktury, znečištění prostředí nebo zemědělská intenzifikace. To z nich činí ideální bioindikátor (Rainio a Niemela 2003), jakkoliv je tato jejich funkce zpochybňována (Koivula 2011).

Pokus probíhal v Pošumaví na pomezí okresu Klatovy a Strakonice v České republice. Střevlíkovití byli zkoumáni v šesti oblastech, v každé oblasti byly zkoumány tři typy koridorů (travnatý, křovinatý a stromový) a louky, které k těmto koridorům přiléhaly. Cílem práce bylo zjistit, jakým způsobem v krajině fungují různé typy koridorů, které se nachází mezi loukami.

2 LITERÁRNÍ REŠERŠE

2.1 Vymezení termínu bioindikátor a biomonitoring

Jedním z prvních bioindikátorů byl bezpochyby již kanár (*Serinus canaria*). Tento drobný pěvec z čeledi pěnkavovitých je znám i laikům. V dolech měl horníkům napomoci při signalizaci důlních plynů, stal se i jejich oblíbeným maskotem a jakýmsi symbolem. Byl využíván zejména proto, že sloužil jako nejlevnější detektor nedostatku kyslíku či výskytu jedovatých plynů.

I dnes jsou bioindikátory užitečným nástrojem monitorování a zaznamenávání změn v životním prostředí. V této práci budou indikátory na základě prostudované literatury nadefinovány, budou shrnuty jejich ideální vlastnosti a popsány nejpoužívanější bioindikační skupiny, zejména bezobratlí. Detailně se bude práce věnovat střívkovitým broukům.

Velkou hrozbu pro lidskou společnost v dnešním světě představuje vzrůstající znečištění životního prostředí způsobené zejména masivní industrializací, nárůstem dopravy a využitím pesticidů v zemědělství (Munawar et al. 1995). Zvyšující se poptávka po identifikaci vhodných bioindikátorů je v souladu s potřebou ustanovení účinných, levných a rychlých způsobů jak zhodnotit stav životního prostředí (Paoletti a Bressan 1996).

Pojem indikátor jako takový byl původně definován v ekonomii, později v sociálních vědách. Dnes je tento termín zaveden i v ekologii, kde zahrnuje indikátory stavu vody, půdy a vzduchu, indikátory zdravého stavu ekosystémů i indikátory lidského zdraví (Burger 2006). Bioindikátory slouží pro hodnocení terestrických i vodních ekosystémů a jsou při něm využívány různorodé skupiny živočichů i rostlin (Munawar et al. 1995). Málo pohyblivé organismy jsou považovány za vhodnější, ale je víceméně nemožné určit jeden ideální všeobecný indikátor (Paoletti a Bressan 1996).

Bioindikátor je druh nebo skupinu druhů, které odráží stav biotických a abiotických podmínek životního prostředí a zprostředkovávají informaci o změně společenstev, stanovišť a ekosystémů nebo informaci o diverzitě jiných druhů (McGeoch 1998). V nejširším pojetí bioindikátory upozorňují na fakt, který vyjadřuje něco jiného než jen individuální odpověď. Např. různé druhy vypovídají o různých typech stanovišť skrze jejich asociaci s určitými biotickými a abiotickými podmínkami (Koivula 2011).

Jako bioindikátory pro monitorování změn prostředí můžeme využít celou řadu biotických i abiotických systémů v různých prostorových i časových měřítkách. Monitorováním získáme včasnou informaci o změně prostředí, která by mohla vést k ohrožení druhů, populací, společenstev, ale i ekosystémů a lidské populace (Burger 2006). Odpověď indikátorů na změnu v prostředí má různý charakter, může dojít například k fyziologickým změnám nebo ke změnám v početnosti či druhové diverzitě. Odpověď lze hledat na různých úrovních - odpověď na úrovni jedince, odpověď na úrovni druhu a odpověď na úrovni celých společenstev (McGeoch 1998).

Bioindikátory se využívají pro účely monitoringu. Monitoring je považován za opakovanou aplikaci bioindikačních skupin za účelem poskytnutí informace o stavu prostředí. Biologický monitoring využívá taxony jako náhradní filtry, které jsou analyzovány pro zjištění kvality prostředí. Ekologický monitoring je cílené a opakované zkoumání stavu definovaných skupin vzhledem k externím stresům (McGeoch 1998).

Data využitelná pro monitoring jsou různorodá, mohou být technologicky nevyspělá (pozorování v terénu), ale i technologicky vyspělá (okamžitá data získaná ze satelitních družic). Pozorování mohou trvat od jednoho měření za rok po měření aktualizovaná několikrát denně. Většina pozorovaných dat má kvalitativní charakter, který je zapotřebí transformovat v charakter kvantitativní (Burger 2006).

Názory na využití bioindikátorů nejsou jen kladné, někteří považují jejich využití za příliš zjednodušené zevšeobecnění faktů. Je však lepší využít bioindikátorů než nevyužít vůbec žádných informací, což je častá chyba dnešního rozhodovacího procesu. Dále je zapotřebí najít správné indikátory pro jednotlivé účely a výsledky dobře interpretovat (Sisula 1995; McGeoch 1998).

Ve vědeckém světě přetrvává snaha o vytváření sítě bioindikátorů, které by hodnotily ekologickou hodnotu biotopů a které by popisovaly vliv krátkodobých i dlouhodobých lidských aktivit na diverzitu a funkci ekosystémů (Marc et al. 1999).

2.2 Charakteristika „ideálních“ bioindikátorů

Vhodný bioindikátor by měl mít několik ideálních vlastností, které se dají posuzovat z více hledisek - z biologického, metodologického i společenského (Burger 2006).

Biologické hledisko:

- poskytuje včasné varování
- reaguje změnou na působení stresoru, tato změna je měřitelná a intenzita změny odpovídá intenzitě působení stresoru

Metodologické hledisko:

- je snadno použitelný v terénních podmínkách
- může být využitelný i laiky
- analýza a interpretace získaných dat by měla být co nejjednodušší
- odráží pouze to, co je zapotřebí měřit
- může být využit v přiměřeném časovém úseku
- nevyžaduje drahé a komplikované metody
- metodu lze snadno provést a opakovat i bez větších zkušeností

Společenské hledisko

- zaujme veřejnost
- zaujme politiky
- získaná informace je snadno interpretovatelná směrem k veřejnosti
- náklady na použití indikátoru odpovídají jeho významu a jsou hospodárné

Společenské hledisko by nemělo být přehlíženo, protože pokud nebudeme schopni vysvětlit význam indikátorů veřejnosti, politikům a osobám s rozhodovací pravomocí, ti jeho použití nepochopí a informace získané pomocí indikátorů nebudou považovat za relevantní (Burger 2006).

Pokud ideální vlastnosti shrneme, měly by vhodné indikátory být citlivé k určité znečišťující látce, způsobu využití půdy nebo jiné dobře definované lidské činnosti, která narušuje ekosystémy. Indikátory by také neměly být drahé a jejich použití by mělo být co nejjednodušší, aby umožňovalo široké využití ve velkém množství studií. Sofistikované indikátory, které vyžadují vysoce kvalifikované hodnocení, nemohou napomoci v každodenním monitoringu nebo ve výzkumu (Sisula 1995). Dále musí vhodný indikátor nějakým způsobem odpovídat na změnu způsobenou stresorem, zároveň však nesmí být příliš přecitlivělý. Odpověď musí být odlišitelná od běžných výkyvů a pokud možno shodná u celých populací, společenstev nebo u ekosystému (Burger 2006). Indikátor musíme použít ve vhodném krajinném či časovém měřítku. Pokud svoji studii založíme na jaře na druhu, který je sice vhodným indikátorem, ale vyskytuje se na podzim, nikdy nedojdeme k požadovaným výsledkům (Rainio a Niemela 2003).

2.3 Dělení bioindikátorů

2.3.1 Dělení bioindikátorů dle McGeoch (1998) a Gerhardt (2009)

McGeoch (1998) i Gerhardt (2009) dělí indikátory na:

- 1) indikátory environmentální
- 2) indikátory ekologické
- 3) indikátory biodiverzity

Environmentální indikátory (environmental indicators)

Druh nebo skupina druhů, které reagují dle známého a očekávaného schématu na narušení životního prostředí nebo jeho změnu. Mají za úkol popsat stav životního prostředí a slouží jako podklad pro rozhodovací procesy. Tato skupina se dále dělí na:

- sentinely (sentinels) - citlivé organismy, které jsou zaváděny do prostředí, např. jako early warning nástroje (nástroje včasného varování)
- detektory (detectors) - druhy, které se v oblasti přirozeně vyskytují, a které vykazují měřitelnou odpověď na změnu prostředí, např. změna v chování, úmrtnosti, věkové struktuře
- exploátory (exploiters) - druhy, jejichž přítomnost indikuje pravděpodobnost, že došlo k narušení nebo znečištění prostředí
- akumulátory (accumulators) - organismy, které přijímají a hromadí chemikálie v měřitelných hodnotách
- bioassay organismy (bioassay organisms) - vybrané organismy používané v laboratořích k detekci přítomnosti nebo koncentraci polutantů nebo k seřazení látek podle toxicity, tj. organismy pro biologické kvantitativní zkoušky (McGeoch 1998; Gerhardt 2009)

Ekologické indikátory (ecological indicators)

Druh, který je známý pro svoji citlivost ke znečištění, fragmentaci stanovišť nebo dalším stresorům. To, jakým způsobem indikátor odpovídá na působení stresoru, charakterizuje odpověď nejméně jednoho dalšího společenstva na stanovišti (McGeoch 1998; Gerhardt 2009)

Indikátory biodiverzity (biodiversity indicators)

Taxonomická jednotka (rod, čeleď, řád) nebo funkční skupina, jejíž diverzita reprezentuje míru diverzity dalších vyšších taxonů na stanovišti. Pojem indikátor biodiverzity je také používán v případě, že se zmiňujeme o měřitelných parametrech nebo proměnných biodiverzity – druhová bohatost, endemismus, genetické parametry, parametry populační dynamiky, parametry diverzity a krajinné parametry (McGeoch 1998; Gerhardt 2009).

Z předchozích definicí lze zavést termín **biologický indikátor (biological indicator)** a charakterizovat ho jako druh (nebo skupinu druhů), který reaguje na abiotické a biotické podmínky prostředí, reprezentuje dopad změny prostředí na stanoviště, společenstvo či ekosystém, nebo indikuje diverzitu dalších taxonů případně celkovou diverzitu uvnitř cílové oblasti (McGeoch 1998).

2.3.2 Dělení bioindikátorů dle Lindenmayer et al. (2000)

taxon indicators - druhy, jejichž přítomnost indikuje přítomnost dalších druhů a jejichž nepřítomnost indikuje nepřítomnost celé řady jiných druhů

key stone indicators - druhy, jejichž odebrání nebo přidání do ekosystému vede ke změnám v početnosti nebo výskytu nejméně jednoho dalšího druhu

pollution indicators - druhy, jejichž přítomnost indikuje člověkem pozmeněné abiotické podmínky (např. znečištění vzduchu nebo vody)

dominance indicators - dominantní druhy, které v oblasti převažují co do počtu jedinců nebo hmotnosti biomasy

environmental indicators - druhy, které indikují určité podmínky prostředí, např. typ podloží

early warning indicators - citlivní druhy, které rychle indikují změnu

disturbance and management indicators - druhy, které reflektují vliv disturbancí nebo účinnost úsilí vynaloženého k zmírnění těchto narušujících disturbancí

2.4 Skupiny bezobratlých využitelné k bioindikaci a biomonitoringu

V této části práce bude na příkladu několika studií detailněji popsáno, jakým způsobem se různé skupiny suchozemských bezobratlých dají využít k bioindikaci.

2.4.1 Žížaly (Annelida: Opisthopora)

Laikům dostatečně známé žížaly se jeví jako vhodný indikátor - obývají půdu a vrstvu opadu ve většině světa a v oblasti mírného klimatického pásu je taxonomie žížal poměrně jednoduchá. Odchyt je poměrně snadný, většinou se provádí za vlhka, někdy se můžou žížaly uměle vylákat ven z půdy nebo se používají zemní pasti a fotoeklektory. Výhodou je, že žížaly jsou málo mobilní, proto se výsledek z jejich mapování může vztáhnout ke konkrétní oblasti. Především velké druhy žížal zmizely z obdělávaných ploch a nadále žijí jen v lesnaté krajině nebo krajině protkané mozaikou luk (Paoletti 1999).

Nevýhodou je, že se nevyskytují v oblastech s kamenitými a písčnými půdami jen málo ve středozemních oblastech. Je rovněž zapotřebí provést další výzkum zabývající se jejich podrobnější a přesnější klasifikací a nomenklaturou (Herzog et al. 2012).

Žížaly dělíme do pěti skupin dle jejich schopnosti zavrtávat se, preference potravy, barvy, tvaru a velikosti těla (Paoletti 1999):

- Epigés (epigeické) - aktivní na povrchu, zbarvené, nezavrtávají se
- Anéciques (anektické) - velké druhy zahrabávající se do země za vlhka, budují vertikální chodby
- Endogés (endogenické) - žijí u povrchu země, ve vrstvě opadu, budují horizontální chodby
- koprofágní druhy - žijí ve výkalech
- druhy deštných pralesů

Pomocí výskytu různých typů žížal se např. porovnávají ekologicky a konvenčně obhospodařované plochy, mapuje se přítomnost insekticidů, pesticidů, fungicidů a těžkých kovů v půdě, vliv agrotechnických opatření. Porovnávají se rovněž různé typy krajiny (mozaikovitá krajina s remízky, neobdělávanými polními okraji, potůčky a dalšími prvky

hostí celou řadu druhů žížal). Je možné měřit biomasu žížal nebo zkoumat druhové složení žížal (Cenci a Jones 2009).

2.4.2 Půdní hlístice (Nematoda)

Půdní hlístice jsou velmi malí půdní živočichové (0,3 až 5 mm), přesto jsou v půdě početní a různorodí. Jejich výskyt ovlivňují biologické a fyzikální vlastnosti půdy. Mohou se stát vhodným indikátorem změny využití půdy. Výskyt hlístic se mění v průběhu růstu plodin, je proto těžké stanovit metodiku odběru. Nejčastěji se provádí při přípravě seťového lůžka nebo po sklizni. V prostředí luk a pastvin se sběr provádí na jaře nebo na podzim. Odebírá se vzorek půdy, ideálně do hloubky 30 cm. Navrhovaným postupem je na stanovišti vybrat 10 různorodých ploch, na každé ploše odebrat 5 půdních čtverců, hlístice fixovat 8 % formaldehydem a určovat pomocí mikroskopu (Yeates a Bongers 1999). Překážkou jejich běžného použití se stává určování druhů a detailní laboratorní práce, přesto je některé studie využívají. Cenci a Jones (2009) zkoumali tři různě obhospodařovaná pole. Jednalo se o pole hnojená hnojem, zeleným hnojením nebo kalem z čistíren odpadních vod. Jako indikátor byly použity právě půdní hlístice. Pole hnojená zeleným hnojením vykazovala největší druhovou pestrost, největší pestrost funkčních skupin a také největší početnost půdních hlístic.

2.4.3 Suchozemští měkkýši (Mollusca)

Suchozemští měkkýši jsou v rámci středoevropské fauny dobře prozkoumání v prostoru i v čase. Lze jich využít k podchycení dlouhodobých trendů vývoje, při posuzování původnosti a vývoje přírody v geologické minulosti, ale odráží i současné změny biodiverzity. V České republice se suchozemští měkkýši vyskytují na široké škále stanovišť, dostatečný počet z nich je stenoekních. Nevýhodou je jejich slabý výskyt na extrémně kyselých oligotrofních stanovištích. Suchozemští měkkýši jsou úzce vázáni na substrát a vegetaci, lze je snadno identifikovat a jako doklad o jejich přítomnosti slouží i prázdné čerstvé ulity, takže jejich výzkum nenarušuje živé populace. Výskyt suchozemských měkkýšů (malakofauny) je ovlivněn geologickým podkladem, typem půdy, reliéfem, podnebím, vegetací, další faunou a činností člověka. Objektivní využití měkkýšů jako ekologických indikátorů se zakládá na co nejpřesnější znalosti jejich vztahu k stanovištním podmínkám. Pokles diverzity malakofauny lze snadno odstupňovat podle zastoupení specifických druhů měkkýšů na stanovišti (Ložek 2005).

2.4.4 Pavouci (Chelicerata: Araneae)

Pavouci netvoří ucelenou funkční skupinu, žijí ale skoro na všech stanovištích světa a vyskytují se v přirozeném prostředí i v zemědělských oblastech. Jsou významnými predátory, je zde proto snaha využít je v biologické kontrole škůdců. Vývoj pavouků prochází čtyřmi stádii. Někteří tvoří sítě, jiní ne. Co se týče odchyty pavouků, neexistuje jedna metoda sběru, která by postihla celé jejich spektrum, je nutné kombinovat více metod. Uchování pavouků k pozdější determinaci je rovněž složitější. Pavouci kumulují ve svých tělech těžké kovy (kadmium, zinek, měď, olovo). Jejich výskyt úzce souvisí s dostupností kořisti, indikují tedy výskyt drobného hmyzu. Podle toho, kde si pavouci budují sítě, lze usuzovat na vegetační strukturu stanoviště a tím i na antropogenní vliv na stanoviště (Marc et al. 1999).

Pavouky dělí Buchar a Růžička (2002) do čtyř skupin podle toho, které biotopy preferují:

- klimaxová stanoviště (původní horská stanoviště, původní a přirozené lesy, mokřady, rašeliniště, skalní stepi apod.), která jsou osidlována převážně K- strategickými druhy
- druhotná, polopřirozená stanoviště (kulturní lesy, křoviny, extenzivně využívané, druhově bohaté louky a pastviny apod.), která jsou osidlována druhy se širší ekologickou valencí
- pravidelně narušovaná stanoviště s vysokým stupněm disturbance (intenzivně obhospodařované louky a pole, haldy a výsypky v prvních stádiích vývoje), která jsou převážně osidlována R-strategickými, pionýrskými druhy
- umělé prostředí lidských sídel, které je však poměrně stálé, bez výrazné disturbance

Marc et al. (1999) tvrdí, že ekologická klasifikace pavouků dle valence k biotopu není moc přesná, protože nejsou příliš často vyhranění specialisté

2.4.5 Suchozemští korýši řádu Isopoda

Tito suchozemští stejnonožci jsou velcí 1,2 až 30 mm. Celkově je známo asi 5000 druhů, které žijí po celém světě od pouští, přes lesy a zemědělské systémy až po hory a jeskyně. Tvoří převážnou část půdních členovců, živí se odumřelým organickým

materiálem, jsou klíčové pro dekompozici a přeměnu živin a existuje několik jejich životních forem. Další vlastností, která je předurčuje jako bioindikátor, je snadný odchyt ručně nebo pomocí zemních pastí. Jsou citlivé k aplikaci pesticidů a k agrotechnickým operacím. Ve svém těle akumulují některé těžké kovy (především měď, dále poté zinek a kadmium), mohou tedy sloužit jako bioindikátor znečištění těžkými kovy. Diverzita těchto koryšů se rapidně snižuje v oblastech s intenzivním zemědělstvím a lesnictvím (Paoletti a Hassall 1999).

Tuf a Tufová (2008) navrhuje spolu s nimi používat k indikaci i stonožky (Chilopoda) a mnohonožky (Diplopoda). Všechny tyto skupiny vykazují podobný styl života, obdobnou početnost, aktivitu v průběhu roku a další charakteristiky, ale stonožky a mnohonožky vykazují větší druhovou diverzitu než Isopoda a jsou proto vhodným doplňkem ke studiu suchozemských koryšů. Tyto skupiny sice stojí v pořadí oblíbenosti až za střevlíkovitými a pavouky, ale jsou spolu s nimi odchyťovány do zemních pastí. Jedná se o běžné druhy, které v prostředí České republiky obývají všechny typy terestrických stanovišť od nížin po hory. Mají omezenou schopnost přemísťování, jsou bezkřídlé a pohybují se relativně pomalu. Pro prostředí České republiky navrhli autoři dělení do třech ekologických skupin na reliktní, adaptabilní a eurytopické, podobně jako Hůrka et al. (1996) pro střevlíkovité a Boháč (1999) a Boháč et al. (2007b) pro drabčíkovité. Přírodě blízká stanoviště jsou obývána reliktními a adaptabilními druhy, středně ovlivněná stanoviště (např. hospodářské lesy) jsou obývána druhy adaptabilními a zčásti i reliktními. Člověkem vytvořená stanoviště (např. sídelní oblasti) jsou obývána zčásti adaptabilními druhy, ale většinu zde tvoří druhy eurytopické. Hodnocení stanoviště pomocí poměru jednotlivých skupin není závislé na jeho velikosti.

2.4.6 Ploštice (Insecta: Heteroptera)

Existují terestrické i vodní ploštice. Na terestrické ploštice bylo dlouho nahlíženo pouze jako na škůdce rostlin, proto se staly objektem zájmu mnoha entomologů a je dostupná celá řada dat o jejich životě. V 60. a 70. letech byl vyvinut koncept integrované ochrany rostlin, což vedlo k jejich dalšímu zkoumání. K determinaci ploštic je k dispozici mnoho klíčů, dobře se rozpoznávají i podle nymf a vajíček. Metody sběru se liší podle toho, kde ploštice žijí, zda na stromech nebo v travním porostu. Používá se sklepávání, smýkání, odchyt na lepové desky, metoda, při níž se na celé stromy aplikuje insekticid i zemní pasti. Ploštice jsou citlivé k aplikaci insekticidů. Změna ve výskytu ploštic v sadech indikuje

změnu managementu sadů, největší diverzita druhů je známa z opuštěných sadů. Některé druhy indikují sucho a v období sucha dochází k jejich masivnímu šíření (Fauvel 1999).

2.4.7 Sít'okřídílí (Insecta: Neuroptera)

Sít'okřídílí jsou vhodné jako indikátory přirozených a polopřirozených stanovišť. Entomologové se o ně zajímají především z toho důvodu, že se živí mšicemi a sviluškami. Jsou také testováni jako biologická ochrana proti mšicím, i když pokusy jsou prozatím úspěšné pouze ve sklenicích. Sít'okřídílí jsou odolní vůči mnoha pesticidům, využívají se k toxikologickému zkoumání agrochemikálií. Larvy jsou terestrické i vodní, predátoři i parazité a vyskytuje se skoro po celém světě. Některé druhy odolávají extrémním horkům, jiné extrémnímu chladu. Dospělci jsou až na několik výjimek dravci. Odchyt probíhá pomocí sklepávání, na světlo, Malaiseho pastmi a u larev exhaustorem (Stelzl a Devetak 1999).

2.4.8 Dvoukřídílí (Insecta: Diptera)

Larvy dvoukřídílých tvoří významnou složku edafonu, jejich početnost se liší od několika stovek k několika tisícům jedinců na čtvereční metr. Účastní se dekompozice a recyklace živin. Dvoukřídílí reagují na změny na úrovni jedinců – úmrtnost, změna ve fyziologii a morfologii; na úrovni druhu a na úrovni společenstva. Tento typ odpovědi je využíván u manipulativních experimentů a při hodnocení působení stresorů jako je změna vodního režimu, změna hnojení nebo mechanické narušení půdy. Pro reálné využití jako bioindikátorů je zde ale problém s determinací (Frouz 1999).

Jedna ze skupin dvoukřídílých, pestřenky (Syrphidae), zahrnuje 6 000 druhů. Pestřenky měří 4 až 35 mm, často napodobují vosy a včely a jsou vynikajícími letci. Živí se nektarem a pylem. Larvy jsou fytofágní, mykofágní, saprofágní a zoofágní. Fytofágní larvy jsou často specializované, zoofágní dokonce žerou mšice. Pestřenky se odchytávají pomocí sítí (tato metoda dává informaci o přítomnosti nebo nepřítomnosti druhu), dále se používají smýkadla (ale z nich často pestřenky uniknou), Malaiseho pasti a leповé desky. Výhodou při využití k bioindikaci je fakt, že jejich larvy se živí různorodou potravou a vyskytují se téměř všude. Vzhledem k libivému vzhledu dospělců je zpracována celá řada i obrazových klíčů a můžeme je tedy snadno determinovat. Nevýhodou je, že dospělci jsou aktivní jen krátkou dobu v roce a není snadné zaznamenat všechny druhy na lokalitě. Jejich dobré letecké schopnosti jim umožňují rychle kolonizovat i poničené biotopy. Použití pesticidů

výrazně snižuje početnost pestřenek, jsou ale schopny oblast rychle dosídlit. Použití k hodnocení vlivu různých agrotechnických opatření je nemožné, protože jsou velmi pohyblivé (Sommaggio 1999).

2.4.9 Motýli (Insecta: Lepidoptera)

Konvička a Beneš (2005) popisují využití motýlů k bioindikaci. Jejich využití umožňuje rozsáhlé síťové mapování, které probíhá od 90. let a které bylo posléze publikováno.

Tvorba těchto tzv. síťových atlasů má tradici ve Velké Británii, kde byl první atlas publikován již v roce 1984 a mapování zde probíhá od roku 1976 (Brereton et al. 2011). V roce 2005 byli dokonce motýli ve Velké Británii stanoveni vládou jako indikátory biodiverzity. Ze získaných údajů vyplývá, že početnost motýlů rok od roku kolísá a stanovištní specialisté mají tendenci vymírat. Generalisté sice na některých místech ubývají, v některých částech Anglie jich ale přibývá. Trendy ve změně početnosti se neliší v chráněných a nechráněných oblastech, i když v chráněných oblastech byla za poslední roky provedena celá řada kroků, která měla vést ke zvýšení diverzity.

I z údajů získaných mapováním v ČR vyplývá, že u nás vymírá celá řada druhů. Denní motýli přitom dostatečně reflektují změnu stavu ekosystémů a proto je zapotřebí dále rozvíjet ukazatele změn společenstev motýlů (Konvička a Beneš 2005). Mnozí motýli indikují heterogenitu prostředí a přítomnost klíčových zdrojů (nektar, závětrné úkryty) (Kuussaari et al. 2007). Heterogenní krajina protkaná křovinami, lesíky a malými pastvinami hostí mnohem více druhů než krajina tvořená rozsáhlými loukami a obklopená nekonečnými lány polí (Schneider a Fry 2001; Bergman et al. 2004). Motýli mohou indikovat i stav ovzduší, např. masivní výskyt obaleče smrkového (*Epinotia tedella*) je dáván do souvislosti se znečištěním ovzduší a byl popsán již v roce 1831 (Holopainen a Oksanen 1995).

2.4.10 Mravenci (Hymenoptera: Formicoidea)

Mravenci osídlují nejrozličnější biotopy od nivních až po vysokohorské ekosystémy. Jsou početní v extrémních suchých habitatech i v zaplavovaných lužních lesích. Protože kromě abiotických faktorů prostředí jsou závislí na potravních zdrojích, jejich přítomnost v dostatečném počtu druhů i jedinců zpravidla indikuje vysokou diverzitu a tedy i zachovalost poměrů prostředí, ve kterém se vyskytují (Bezděčka 2005).

Mravenci jsou rovněž bioindikátorem dobrého stavu půdy. Chodbičky mravenců mohou podpořit infiltraci vody, zvýšit aeraci půdy a podpořit růst kořenů. V jejich hnízdech dochází k hromadění živin, při stavbě hnízd přesouvají velké množství půdy, čímž ji kypří. Jejich úloha je často podceňována, i když jsou schopni přežít disturbance vyvolané počasím či agrotechnickými zásahy (de Bruyn 1999). Detailnější informace o využití mravenců v monitoringu lze nalézt v práci (Underwood a Fisher 2006). Podle některých autorů by bylo vhodné vymyslet takové hodnocení stanovišť za pomoci mravenců, při kterém by se hodnotily morfologické znaky mravenců a doba jejich aktivity. Hodnocení by tak mohli využívat i nespécialisté (de Bruyn 1999).

2.4.11 Včely a čmeláci (Apocrita: Apoidea)

Divoké včely a čmeláci opylují některé zemědělské plodiny a byliny, jsou citliví k dostupnosti pylu a nektaru a potřebují rovněž vhodná stanoviště k hnízdění. V posledních letech dochází k poklesu jejich početnosti. Odchyt probíhá do sítí za suchého a jasného počasí. Včely a čmeláci jsou považováni za indikátory stavu prostředí, při tomto využití se zjišťuje počet druhů na určitém území (Herzog et al. 2012) nebo ke stanovení kontaminace prostředí těžkými kovy, např. olovem (Lambert et al. 2012).

2.4.12 Drabčíkovití (Coleoptera: Staphylinidae)

Drabčíkovití jsou jedna z největších skupin brouků. Na celém světě již bylo popsáno více než 45 000 druhů, je však velmi pravděpodobné, že více než 75 % druhů především z tropických oblastí stále nebylo zaznamenáno. Ve střední Evropě je popsán výskyt 1500 až 1700 druhů (Balog et al. 2009), v České republice se vyskytuje okolo 1400 druhů (Boháč et al. 2007b) a jedná se o nejpočetnější skupinu brouků na našem území.

Velikost těla drabčíkovitých kolísá mezi 0,5 až 60 mm. Ve střední Evropě se velikost nejčastěji pohybuje mezi 1 až 35 mm. Od ostatních brouků jsou dobře odlišitelní zkrácenými krovkami, které pokrývají jen část jejich ohebného zadečku (Boháč a Matějček 2003). Drabčíkovití se spolehlivě odchyťávají do zemních pastí (Hofmann a Mason 2006). V některých případech jsou drabčíkovití vhodnějšími indikátory než střevlíkovití, protože jsou citlivější ke změnám prostředí. Jejich využití je ale menší než střevlíkovitých, a to z důvodu jejich obtížnější determinace (Boháč 1999; Honěk a Kocián 2003).

Drabčíkovití se vyskytují prakticky ve všech druzích terestrických ekosystémů. Asi polovina druhů žije v opadu a tvoří důležitou součást půdní fauny. Řada druhů je vázána na původní lesní porosty, mokřadní biotopy či lesostepní biotopy (Boháč 1999). Larvy i dospělci jsou většinou dravci, mnoho z nich je vázáno na tlející organické látky. Někteří jsou býložraví, žerou části květů, houby i řasy (Hůrka 2005). Potravní vztahy u drabčíkovitých jsou mnohem rozmanitější než u střevlíkovitých a slouží jako základ klasifikace jejich životních forem. Tyto životní formy jsou následující: zoofágové, fytofágové, saprofágové, mecytofágové a myrmekofilové, termitofilové (Boháč a Matějček 2003).

Hofmann a Mason (2006) zkoumali drabčíkovité v různě obhospodařovaných podmáčených loukách při pobřeží Anglie. Tyto podmáčené louky jsou ohroženy vysoušením a přeměnou na ornou půdu, některé jsou ponechány jako rezervace. Otázkou je, do jaké míry jim různý typ managementu škodí. Změny ve společenstvech drabčíkovitých vysvětlovalo 7 environmentálních proměnných, především vlastnosti půdy a charakter vegetace. Různý způsob využití podmáčených luk průkazně drabčíkovité neovlivňoval.

Balog et al. (2010) se zabývali studiem drabčíkovitých v geneticky modifikované kukuřici. Zjistili, že společenstva drabčíkovitých v geneticky modifikované a obyčejné kukuřici se nelišila. Výskyt drabčíkovitých závisel spíše na výskytu kořisti.

Indikační klasifikace drabčíkovitých vychází z předpokladu, že organismy opakovaně nacházené na určitém biotopu lze zpětně využít k indikaci tohoto biotopu. Pravidelný výskyt na biotopu je využitelný pro indikační potřeby, i když nemusíme přesně vědět objektivní příčinu výskytu na daném biotopu. Je důležité, že druhy lze k indikaci využít pouze v prostředí, ve kterém klasifikace vzešla, ideálně na území malého státu (Chobot et al. 2005). Pro území České republiky byla Boháčem (1990, 1999; Boháč et al. 2007b) zpracována klasifikace, která zařazuje druhy do indikačních skupin R1, R2 a E. Skupina R1 zahrnuje druhy biotopů nejméně ovlivněných činností člověka. Jedná se především o druhy s arктоalpinním, boreoalpinním a boreomontánním rozšířením, dále druhy charakteristické pro rašeliniště (tyrfobionti a tyrfofilové), druhy vyskytující se jen v původních lesních porostech atd. Skupina R2 obsahuje druhy stanovišť středně ovlivněných činností člověka, většinou druhy kulturních lesů, ale i druhy neregulovaných a původnějších břehů toků. Skupina E reprezentuje druhy odlesněných stanovišť silně ovlivněných činností člověka.

Dělení drabčíkovitých do ekologických skupin se využívá pro výpočet indexu společenstev drabčíků pro hodnocení antropogenních vlivů na ekosystém (ISD). Index se stanoví dle vzorce $ISD = 100 - (E + 0.5 R2)$, kde E = frekvence jedinců skupiny E (%) a $R2$ = frekvence jedinců skupiny $R2$ (%). Hodnota indexu se pohybuje v rozmezí 0 – 100. Společenstvo drabčíkovitých, které je nejvíce ovlivněno aktivitami člověka, má hodnotu indexu blízkou nule a společenstvo drabčíkovitých, které není aktivitami člověka ovlivněno, má hodnotu indexu 100. Pokud známe hodnotu indexu, můžeme jedním číslem charakterizovat antropogenní ovlivnění biotopů bez nutnosti porovnávat pokus s dalšími (Boháč 1999; Boháč a Jahnová 2015).

2.4.13 Střevlíkovití (Coleoptera: Carabidae)

Této skupině bezobratlých se bude věnovat podrobněji následující kapitola.

2.5 Střevlíkovití a jejich využití k bioindikaci

2.5.1 Obecná charakteristika

Střevlíkovití jsou čeledí brouků, která je druhově početná a celosvětově rozšířená. Dosud bylo popsáno více než 40 000 druhů, z toho téměř 2 700 v Evropě (Kromp 1999). Kult (1947) vypracoval první kompletní klíč střevlíkovitých pro Českou republiku, který později revidoval a o další údaje o jejich vlastnostech doplnil Hůrka (1996). V zahraniční vyšla souhrnná díla Thiele (1977) a nověji Holland (2002). Aktuální nomenklatura je dostupná v práci Löbl a Smetana (2003). V práci Holland a Luff (2000) můžeme najít údaje o nejběžnějších polních druzích (jaké druhy se vyskytují v ozimech, jaké v jarních plodinách, při různém typu orby a při různých systémech hospodaření).

Naši zástupci střevlíkovitých jsou potravně nesespecializovaní masožravci lovící aktivně kořist nebo vyhledávající uhynulé bezobratlé i obratlovce. Část z nich jsou potravní specialisté vázaní např. na housenky motýlů, chvostokoky, plicnaté plže, larvy i imaga drabčíkovitých nebo žížaly. Jako predátoři mšic jsou uváděny některé druhy rodu *Bembidion* a druh *Anchomenus dorsalis*. Mnoho druhů je všežravých s převahou masožravosti nebo i býložravosti (*Amara*, *Harpalus*), existují i specializovaní býložravci (*Zabrus*, *Ophonus*) (Hůrka 1992, 1996). Tito specializovaní býložravci se nazývají predátoři semen a Honěk et al. (2007) při laboratorním pokusu na jedincích tribů Harpalini, Platynini, Trechini a Zabryni zjistili, že střevlíkovití požírají semena odpovídající velikosti jejich těla, a že se živí takovými druhy semen, která jsou pro daný druh typická. Mohou se tedy stát významnými regulátory plevelných rostlin, např. pampelišek (*Taraxacum sect. Ruderalia*), pcháče osetu (*Cirsium arvense*) nebo kokošky pastuší tobolky (*Capsella bursa-pastoris*).

Střevlíci mají různou schopnost mobility, nelétající druhy obvykle ujdou několik stovek metrů za den, létající druhy se mohou přemisťovat na delší vzdálenosti a nejsou závislé na koridorech (Thiele 1977).

Střevlíkovití obývají nejrůznější stanoviště od mokrých, bažinatých nebo pobřežních až po suchá stepní a pouštní. Většina druhů žije na povrchu půdy pod kameny nebo v hrabance. Žijí i na bylinách, keřích a stromech, někteří i pod kůrou a v hničícím dřevě. Jsou známy druhy vyžadující zastínění (lesní), ale i druhy heliofilní, pobíhající za dne

a plného slunce na otevřených biotopech. Většina středoevropských druhů je vlhkomilných, s noční aktivitou (Hůrka 1992, 1996).

V Evropě a v oblasti mírného klimatu jsou střevlíkovití většinou univoltinní, tzn., že mají jen jednu generaci za rok (Thiele 1977). Strategie rozmnožování je jedním z nejdůležitějších poznatků o střevlíkovitých, umožňuje nám pochopit, jak jednotlivé druhy přežívají i v narušeném prostředí. Holland a Luff (2000) uvádí k vývoji poznatků o tom, jak se jednotlivé druhy rozmnožují, že již v roce 1939 rozlišil Larsson tři reprodukční typy střevlíkovitých. Jednalo se o tzv. **autumn breeders** (rozmnožují se na podzim a přezimují jako larvy), **spring breeders with autumn activity** (přezimují jako dospělci a rozmnožují se od jara do časného léta, následně většina dospělců umírá a druhá generace brouků se objeví na podzim, jsou aktivní, ale nerozmnožují se) a **spring breeders without autumn activity** (přezimují jako dospělci a rozmnožují se od jara do časného léta, pak většina dospělců umírá, druhá generace brouků se vylíhne, ale zůstávají neaktivní až do jara následujícího roku). V roce 1949 Lindroth zjistil, že mnoho druhů se rozmnožuje v létě a zjednodušil terminologii na tzv. **larval hibernators** (přezimují jako larvy) a **adult hibernators** (přezimují jako dospělci). Další poznatky uváděly, že některé druhy se mohou rozmnožovat více než jednou za rok a přežít déle než jeden rok, u některých druhů se dokonce liší chování u různých populací, a proto Thiele (1977) navrhuje 5 skupin brouků dle jejich způsobu vývoje: druhy, u kterých se na jaře vyskytuje larva a přezimují jako dospělci; druhy, u kterých přezimuje larva a brouci se rozmnožují od léta do podzimu; druhy u kterých přezimuje larva a brouci se rozmnožují po krátkém období dormance; druhy s přizpůsobeným obdobím rozmnožování a druhy, které se vyvíjí více než jeden rok.

Nejběžnější druhy střevlíkovitých v agroekosystémů a jejich způsob rozmnožování jsou uvedeny v tabulce 1.

Tabulka 1. Nejběžnější druhy střevlíkovitých v agroekosystému a jejich způsob rozmnožování podle Holland a Luff (2000).

Druh	Období rozmnožování	Období aktivity (měsíc)	Stádium při přezimování	Místo pro přezimování
<i>Anchomenus dorsalis</i>	jaro	4–7; 9–10	dospělec, kukla	polní okraj
<i>Bembidion lampros</i>	jaro	4–8	dospělec	polní okraj
<i>Bembidion obtusum</i>	podzim	9–5	dospělec	pole
<i>Pseudoophonus rufipes</i>	podzim	5–8	dospělec, larva	pole
<i>Loricera pilicornis</i>	jaro	5–6; 8–9	dospělec	polní okraj
<i>Nebria brevicollis</i>	podzim	4–5; 9–11	dospělec, larva	polní okraj
<i>Notiophilus biguttatus</i>	jaro, podzim	1–5; 9–12	dospělec	pole
<i>Poecilus cupreus</i>	jaro	6–9	dospělec, larva	polní okraj, pole
<i>Pterostichus madidus</i>	jaro	5–10	dospělec, larva	pole
<i>Pterostichus melanarius</i>	podzim	5–10	dospělec, larva	pole
<i>Trechus quadristriatus</i>	léto	4–10	dospělec	pole

Populace střevlíkovitých žijící na orných půdách patří k nejprostudovanějším ze všech. Dlouho se předpokládalo, že tyto neustále narušované biotopy jsou obývány ubikvistními (všudypřítomnými) druhy, které se formovaly jako pozůstatek lesních druhů a několika migrantů ze stepí. I přes rozdílné klimatické podmínky jsou pole obývána stejnými druhy polních střevlíkovitých, žádný druh není spojen jen s jednou plodinou (Thiele 1977).

V praxi lidé s rozhodovacími pravomocemi na poli ochrany přírody a lokální politici nepoužívají údaje z výzkumu střevlíkovitých při rozhodování. To může být způsobeno tím, že nejsou tak charismatičtí, pro laiky jsou nenápadní a v porovnání např. s rostlinami je těžší je najít i determinovat (Koivula 2011). Přitom střevlíkovití mají v suchozemských

ekosystémech nezastupitelnou úlohu. Jsou predátory mnoha škůdců (Kromp 1999) a požírají také semena plevelů (Honěk et al. 2007). V současnosti jsou tyto služby žádané vzhledem k zájmu o zajištění bezzávadnosti potravin (Brooks et al. 2012). Pro použití v praxi by bylo zapotřebí vyvinout databázi, ve které by se sjednotily údaje o střevlíkovitých a vyvinout standardizované metody hodnocení. Dále je zapotřebí zvýšit znalost o jejich koexistenci s jinými taxony a vytvořit mapovací síť na národní úrovni (Koivula 2011).

V Anglii jsou střevlíkovití monitorováni na nejrůznějších stanovištích již od roku 1993 v rámci projektu Environmental Change Network (ECN). Brooks et al. (2012) se z tohoto pozorování pokusili vyvodit, jak údaje o výzkumu střevlíkovitých začlenit do rozhodovacích procesů. Zjistili celkový pokles střevlíkovitých u tří čtvrtin druhů, přičemž polovina z nich poklesla o více než 30 % v průběhu 10 let. Trendy se lišily v rámci stanovišť, na pastvinách byl pokles nejnižší, v lesích a křovinách byly populace stabilní. Druhy, které někde početně poklesly, ale jejich populace jsou v lesích stabilní, je zapotřebí v lesích zkoumat, a na základě tohoto zkoumání navrhnout management i pro ohrožená stanoviště. Tyto údaje mohou být klíčové pro pochopení, jakým způsobem environmentální změna ovlivní biodiverzitu a mohou být použity jako podpůrný fakt v rozhodovacích procesech.

Nejen lidé s rozhodovacími pravomocemi na poli ochrany přírody a lokální politici, ale i zemědělci jsou důležitými tvůrci krajiny. Je zřejmé, že střevlíkovití brouci jsou ovlivněni především intenzitou agrotechnických operací a kvalitou okolních stanovišť, proto musí být přijata správná opatření na podporu střevlíkovitých v zemědělské krajině. Je ovšem těžké přesvědčit farmáře o hodnotě ekosystémové služby, kterou jim poskytují střevlíkovití a další členovci (Holland a Luff 2000). Přitom stačí mnohdy jen málo, např. ponechání různorodých neobhospodařovaných polních okrajů významně podporuje diverzitu půdních členovců, včetně střevlíkovitých. Polní okraje poskytují úkryt, zdroj potravy a vhodné mikroklimatické podmínky, jak zjistili Pérez-Bote a Romero (2012) při svém výzkumu ve Španělsku.

2.5.2 Posouzení vhodnosti využití střevlíkovitých k indikaci kvality prostředí

O vhodnosti či nevhodnosti využití střevlíkovitých k bioindikaci či jako modelových organismů polemizuje celá řada autorů (Thiele 1977; Lovei a Sunderland 1996; Niemela 2001; Avgin a Luff 2010; Koivula 2011). Hůrka et al. (1996) udávají, že použití střevlíkovitých jako bioindikátorů pro podmínky agrocenóz navrhl poprvé Heydemann v roce 1955 v Německu. Nespornou výhodou střevlíkovitých je jednoduchý odchyt, který se provádí pomocí zemních pastí. Někteří autoři tuto metodu sice kritizují, přesto je stále využívána ve většině vědeckých prací týkajících se střevlíkovitých. Více o problematice v samostatné kapitole.

Důkladnější posouzení vhodnosti střevlíkovitých jako bioindikátorů je čerpáno z review Rainio a Niemela (2003):

Indikátor by měl:

mít dobře známou taxonomii a ekologii, žít v širokém geografickém areálu

Požadavek na známou taxonomii a ekologii splňují převážně v oblastech severní polokoule a mírného klimatického pásu. Jejich výskyt je však potvrzen kromě oblastí s extrémními klimatickými podmínkami téměř po celém světě.

být závislý na určitém typu prostředí

Část střevlíkovitých je považována za specialisty, kteří se objevují jen v některých typech prostředí. Větší část druhů je generalistická a kvůli tomuto faktu jsou střevlíkovití jako indikátory často kritizováni.

včas upozornit na změnu

Střevlíkovití odpovídají na změnu prostředí rychle, tento fakt se ale netýká většiny druhů a na to se při studiích musí brát zřetel.

být jednoduše a levně použitelný

Nejoblíbenější metodou odchyty střevlíkovitých je odchyt do zemních pastí, i když je tato metoda stále kritizována. Dále je možné použít žluté lepové desky, smýkání, Malaiseho pasti pro odchyt létajícího hmyzu, nárazové pasti, individuální sběr pod kameny nebo pod kůrou, prosívání opadu či sklepávání.

být nezávislý na velikosti odebraného vzorku

Případné problémy se řeší přidáním více odběrových míst.

jeho odpověď na změnu by měla podat informaci o očekávané odpovědi i jiných organismů

Toto téma je prozatím málo prozkoumané.

měl by od sebe prokazatelně oddělit vliv cyklických změn a změn způsobených činností lidstva

Je doporučeno provádět odchyt brouků po celý rok. Tím se eliminuje vliv sezonních cyklů brouků.

Koivula (2011) hodnotí střevlíkovité jako indikátory ve smyslu indikátorů definovaných v práci Lindenmayer et al. (2000):

Taxon indicators

Přítomnost „taxon indicators“ vypovídá o přítomnosti dalších druhů nebo skupin živočichů a jejich absence indikuje absenci dalších skupin. Předpokládá se, že malá skupina nebo jedinec může vypovídat o velké skupině. Prozatím byl zkoumán vztah střevlíkovitých s pavouky (slabý) nebo s ptáky (slabý). Vztahy se dají vypořádat u větších skupin ve velkých krajinných měřítkách, ale může to být ovlivněno prostě faktem, že směrem k rovníku se obecně zvyšuje početnost druhů. Vždy je zapotřebí dát si pozor, jak věc interpretujeme. V Kanadě se zjistilo, že kácení zvětšilo celkovou druhovou bohatost střevlíkovitých, ale bylo to vzhledem k tomu, že se sem přemístily druhy otevřených stanovišť.

Keystone indicators

„Keystone indicator“ je druh, skupina druhů, nebo struktura, která ovlivňuje své okolí a působí tak na další druhy disproporcionálně silně vzhledem ke své početnosti (Mills et al., 1993 in Koivula, 2011). Zmizení keystone indicator druhů povede ke změnám ve výskytu, početnosti a distribuci jiných druhů. Klasickým případem jsou datlovití (Picidae). Staví hnízda pro jiné sekundární druhy, jsou vektorem pro houby, mohou regulovat výskyt kůrovce, ovlivňují ekonomickou hodnotu lesa. U střevlíkovitých by mohl tento systém fungovat tak, že jsou důležitými predátory škůdců rostlin a jejich nepřítomnost by vedla

k masivnímu přemnožení těchto škůdců. Otázkou zůstává, zda jsou pro ekosystém nenahraditelní nebo je nějaký jiný druh dokáže zastoupit.

Pollution indicators

Tyto druhy reflektují člověkem pozmeněné abiotické podmínky v půdě, vodě a ve vzduchu (Spellerberg, 1994 in Koivula, 2011). Nejznámějším typem tohoto indikátoru jsou lišejníky. Podle Avgin a Luff (2010) těžké kovy střeblíkovité negativně ovlivňují. Koivula (2011) zmiňuje studie, ve kterých byl zkoumán vliv hnojiv a pesticidů na střeblíkovité. Bylo zjištěno, že některé insekticidy je mohou ovlivňovat přímo, hnojiva a herbicidy je ovlivňují nepřímo přes vývoj rostlin.

Dominance indicators

Tyto druhy tvoří většinu z celkové biomasy nebo z počtu jedinců z oblasti zájmu. U těchto analýz se nemusí určovat druhy, jen se váží nebo měří jedinci a tento typ analýz lze využít i u střeblíkovitých. MIB (mean individual biomass), průměrná biomasa, se zvětšuje od luk k lesu, přičemž zvyšující se hodnota indikuje sukcesně vyspělá stádia.

Environmental indicators

Tyto druhy spolehlivě odráží podmínky v půdě – vlhkost, kvalitu půdy, zaplavovací režim a další. Nejčastěji jsou takto využívány rostliny, ale i střeblíci mohou některé vlastnosti indikovat, reagují na typ půdy nebo na vlhkostní podmínky.

Early warning indicators

Tyto indikátory jsou extrémně citlivé k měnícím se podmínkám prostředí, často jsou nazývány pravé bioindikátory. Mnoho studií popisuje extrémní změnu ve výskytu střeblíkovitých po kácení, účincích silného větru, pastvě, hnojení, fragmentaci atd.

Disturbance and management indicators

Disturbance indicators odráží přírodní a člověkem způsobené poškození, management indicators odráží změny způsobené převážně člověkem. Po kácení se zvýší počet druhů otevřených stanovišť a samozřejmě ubude lesních specialistů. Platí to u střeblíkovitých, rostlin i ptáků.

2.5.3 Funkční skupiny střevlíkovitých

Pokud máme jen málo odchycených jedinců nebo potřebujeme generalizovat, často střevlíkovité dělíme do funkčních skupin (species traits). Tyto skupiny jsou členěny podle různých vlastností: nejvyšší výskyt v průběhu sezony, doba rozmnožování, velikost těla, tvar křídel, preference potravy, otevřenost stanoviště, nároky na vlhkost (Koivula 2011). Např. Noreika a Kotze (2012) dělí druhy na vlhkomilné a suchomilné a na druhy lesní, generalisty a druhy otevřených stanovišť a zjišťují odpověď jednotlivých funkčních skupin na různé typy lesních okrajů ve městech. Gaublomme et al. (2008) pracují s podobnými funkčními skupinami a tvrdí, že co se týče hodnocení urbanizace, je lepším ukazatelem funkční rozdělení druhů než druhová bohatost. S tím souhlasí i Gobbi a Fontaneto (2008) a přidává další funkční skupiny. Brouky dělí na makropterní (křídla uzpůsobena k letu), brachypterní (křídla krátká nebo žádná, nejsou schopni letu) a dimorfní (existují odchylky u jedinců) a na predátory a fytofágy. Tvrdí, že jejich výsledky prokázaly, že funkční skupiny jsou lepšími ukazateli vlivu lidských aktivit na krajinu než druhová bohatost.

Nižší počet druhů, ale vyšší přítomnost predátorů, bezkřídlých a velkých druhů nalezená v lese poukazuje na stabilitu a tím i na kvalitní prostředí. Podobnost společenstev střevlíkovitých nelze považovat za dobrý index hodnocení různých stanovišť, tím spíše v oblastech s velkou lidskou disturbancí. Ani druhová bohatost není dobrým indexem. Na konvenčně obhospodařovaných polích žije více druhů než v přirozeném lese. V narušených oblastech rychle vymizí brachypterní druhy, které nejsou schopny kolonizovat nová prostředí. Výskyt fytofágních druhů stoupá se zvyšující se mírou disturbance. V lesích se vyskytují vždy větší druhy (Gobbi a Fontaneto 2008).

Honěk a Kocián (2003) na transektu les, pole a travnatý pás při porovnání pouze početnosti a druhové bohatosti zjistili, že nejvíce druhů a jedinců se vyskytovalo na poli. Porovnáním funkčních skupin (lesní druhy, lesní emigranti, polní druhy a generalisté) poodhalili další vztahy mezi střevlíkovitými a prostředím. Druhy typické pro travnaté okraje migrovaly do polí nebo se šířily celým prostorem, přilehlému lesu se vyhýbaly polní druhy a lesní druhy jen zřídka migrovaly do polí.

Koivula (2011) upozorňuje na fakt, že dělení do těchto skupin je často značně subjektivní, protože u některých druhů chybí informace o daných vlastnostech.

Hůrka et al. (1996) jako příspěvek k využití střevlíkovitých k bioindikaci vymezili tři funkční skupiny střevlíkovitých České republiky. Kritériem pro zařazení do těchto skupin

byla především šíře ekologické valence taxonů a jejich vázanost ke stanovišti. Jedná se o skupiny R, A a E. Úpravu hodnocení některých druhů provedl Veselý (2002).

Do skupiny R patří druhy s nejužší ekologickou valencí, které dnes mají charakter reliktní. Jedná se o vzácné a ohrožené druhy přirozených, nepřilíš poškozených ekosystémů, druhy sutí, skalních stepí, druhy vřesovišť, klimaxových lesů, pramenišť, bažin, močálů, přirozených břehů vod, dále druhy s arktoalpinním a boreomontánním rozšířením. Tato skupina zahrnuje v České republice 174 druhů (Hůrka et al. 1996).

Ke skupině A patří adaptabilnější druhy, osidlující více nebo méně přirozená nebo přirozenému stavu blízká stanoviště. Vyskytují se i na druhotných, dobře regenerovaných biotopech, zvláště v blízkosti původních ploch. Tato nejpočetnější skupina zahrnuje především typické druhy lesních porostů přirozených i umělých, pobřežní druhy stojacích i tekoucích vod, druhy lučin, pastvin a jiných travních porostů typu paraklimaxů. Lze sem zařadit 259 druhů (Hůrka et al. 1996).

Skupinu E tvoří eurytopní druhy, které nemají často žádné zvláštní nároky na charakter a kvalitu prostředí, druhy nestabilních, měnících se stanovišť, stejně jako druhy, které obývají silně antropogenně ovlivněnou, tedy poškozenou krajinu. Zahrnuje i expanzivní druhy šířící se v současné době na těchto nestabilních stanovištích a rozšiřující svůj areál, stejně jako expanzivní druhy, které v současnosti ustupují, a také nestálé migranty. Skupina čítá 93 druhů České republiky (Hůrka et al. 1996).

Z tohoto dělení a matematického modelu dle Boháč (1990, 1999) vychází index komunity střevlíkovitých, který stanovil Nenadál (1998). Stanoví se dle stejného vzorce jako index společenstev drabčků a používá se rovněž pro hodnocení antropogenních vlivů na ekosystém.

Tato klasifikace není neomylná a měla by být provedena její revize. Např. Hůrka et al. (1996) řadí druh *Carabus scheidleri* do skupiny R2, naproti tomu Andorkó a Kádár (2009) jej považují za druh, který si vyvinul schopnost přežít v nestabilním prostředí a je velmi dobře adaptovaný k narušení, které je způsobeno člověkem a v biotopech narušených člověkem je schopen bez problémů přežít (má několik reprodukčních období, žije dlouho, generace se překrývají v důsledku toho, že přezimuje jako larva i jako dospělec).

2.5.4 Využití zemních pastí k odchytu střevlíkovitých

Zemní pasti jsou jednou z nejvyužívanějších metod pro odchyt střevlíkovitých. Greenslade (1964) uvádí, že zemní pasti jsou využívány od roku 1948. Buchholz a Hannig (2009) tvrdí, že byly využívány od roku 1931 Barberem a Woodcock (2005) uvádí, že poprvé byly použity již v roce 1927 Hertzem.

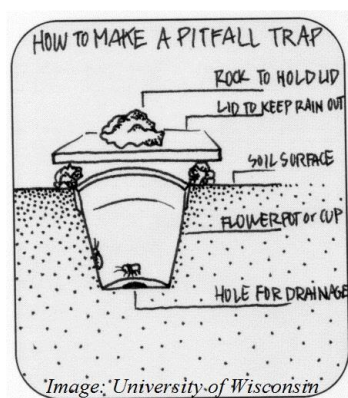
Woodcock (2005) sepsal review týkající se využití zemních pastí v ekologických studiích. Podle něj je využití pastí finančně nenáročné a jejich obsluha je jednoduchá. V terénu jsou nenápadné a mohou být umístěny po celý rok, stačí je jen pravidelně vybírat. Už Greenslade (1964) si byl vědom, že jejich použití má také řadu nedostatků a píše, že úlovek ze zemních pastí závisí na hustotě populace a aktivitě jedinců, kteří okolo pasti žijí. Počet odchycených brouků tedy neodráží jejich relativní početnost, ale tzv. activity-density. Dle Knapp a Růžička (2012) jsou do pastí odchyťovány hlavně velcí aktivní jedinci. Dále uvádí, že pokud porovnáváme více studií, ve kterých jsou zemní pasti použity, můžeme počítat s tím, že ovlivněny byly všechny výsledky a tento fakt přejít.

Úlovky jsou ovlivněny celou řadou faktorů, které nelze kontrolovat (počasí, teplota v době sběru, chování brouků, okolní vegetace) a faktory, které měníme tím, že využíváme různých modifikací zemních pastí. Každý, kdo zemní pasti k odchytu využívá, by měl porozumět jejich limitům. I když má tato metoda mnoho nedostatků, je srovnatelná s jinými odchyťovými metodami, které také mají své slabé stránky (Woodcock 2005).

2.5.4.1 Modifikace pastí

Zemní pasti se liší svou konstrukcí. V zásadě se skládají ze tří částí (Knapp a Růžička 2012). Jedná se o samotnou past, která je zakopaná v zemi (trap container), tekutiny pro odchyt (preservative) a o stříšku (trap lid) (obr. 1).

Samotná past může být plastová, kovová i skleněná. Sklo je považováno za nejúčinnější, co se počtu odchycených jedinců týče, ale je křehké, a proto se do některých studií nehodí (Woodcock 2005). Barva skla nehraje roli (Greenslade 1964).

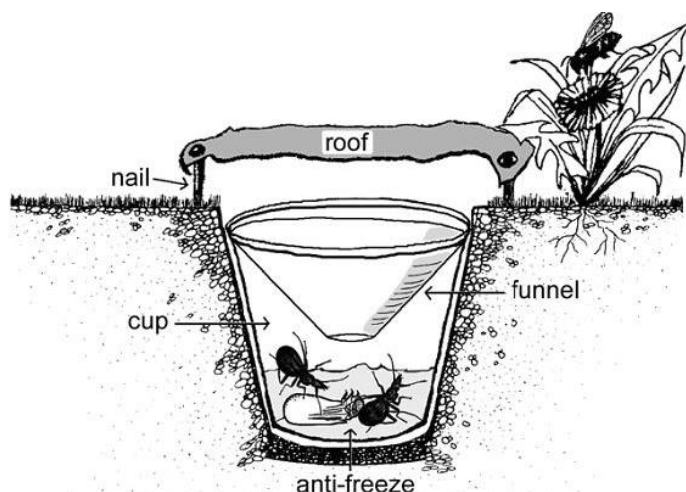


Obrázek 1. Návrh konstrukce zemní pasti. Zdroj: <http://wolvesonceroamed.com/>

Pasti z plastu jsou používány častěji. Buchholz et al. (2010) zkoumali vliv různé barvy plastového kelímku na úlovek. V jejich studii porovnávali hnědé, zelené, žluté a bílé plastové kelímky. Zjistili, že pro čeled' střevlíkovití byl průkazný rozdíl v úlovku v závislosti na barvě pasti, největší úlovek byl zaznamenán v pastech bílých. Střevlíkovití jsou přitahováni kontrastní barvou, takže pokud je cílem naší studie odchyt co největšího počtu jedinců, je dobré používat bílé plastové kelímky. Musíme ale počítat s faktem, že tato barva láká i velké množství necílových organismů.

Většina pastí má kruhový tvar, obvyklý průměr je 6-8 cm, ale zaznamenáno je i 25 cm. Work et al. (2002) porovnávali úlovek v pastech o průměru 4,5 cm, 6,5 cm, 11 cm, 15 cm a 20 cm u různých taxonomických skupin. Všeobecně se ve větších pastech odchytilo více jedinců ze skupiny členovců (nebyla ale zjištěna přímá statistická úměra), v menších pastech bylo odchyceno více střevlíkovitých a drabčíkovitých. Zdá se, že použití menších pastí je u střevlíkovitých nejefektivnější, je odchyceno méně necílových organismů a zpracování úlovku nezabere tolik času. Woodcock (2005) zmiňuje, že důležitá je i hloubka pastí. Pasti by měly být nejméně 8 cm hluboké, aby z nich brouci nemohli uniknout.

Nechybí ani studie, která porovnává klasicky řešenou past a tzv. funnel trap (obr. 2). Knapp a Růžička (2012) zjistili, že do klasických pastí bylo odchyceno více druhů a počet druhů i jejich druhová kompozice byly tvarem pasti průkazně ovlivněny. Vzhledem k různému druhovému složení v jednotlivých typech pastí navrhuje, aby v ekologických studiích byly používány kombinace různých typů pastí, které nám umožní získat lepší přehled o druzích žijících v daném prostředí.



Obrázek 2. Schéma konstrukce tzv. funnel trap. Zdroj: <http://www.ecoplexity.org>.

Stříška na pastech zabraňuje vniknutí dešťové vody nebo vyschnutí konzervační tekutiny. Chrání past před nečistotami, které umožňují broukům z pastí utéct. Vliv tří různě velkých stříšek zkoumali Work et al. (2002) a nezjistili žádný vliv velikosti stříšky na úlovek. Buchholz a Hannig (2009) zkoumali rozdíl v úlovku mezi pastmi s třemi různými barvami stříšek (bílá, zelená, černá) a v pastech bez stříšky. U pavouků ani u střevlíkovitých nebyl statisticky průkazný vliv stříšek na počet odchycených druhů ani jedinců. Závěrem své práce tvrdí, že lze porovnávat studie, ve kterých se stříšky využívají a ve kterých ne.

2.5.4.2 Využití různých fixačních (konzervačních) tekutin

Pokud ve studii využíváme živochytné pasti, tekutinu neaplikujeme. Musíme ale dát pozor, aby se v pastech ulovení brouci navzájem nesežrali. Tento problém snadno vyřešíme vhozením substrátu na dno kelímku, do kterého se malé druhy mohou schovat, a zároveň častým výběrem pastí (Woodcock 2005).

Častější je využití některé z konzervačních (fixačních) tekutin. Typy různých konzervačních tekutin používaných v zemních pastech shrnuje tabulka 2.

Tabulka 2. Typy různých konzervačních tekutin používaných v zemních pastech a jejich vlastnosti podle Woodcock (2005).

Konzervační tekutina	Vlastnosti konzervační tekutiny
Ethylenglykol	25 -50 % roztok; dostupný v nemrznoucí směsi; dobře uchová; toxický pro ptáky a savce; láká některé bezobratlé (atraktant)
Propylenglykol	25 -50 % roztok; dražší ale méně toxický než ethylenglykol, možný atraktant
Voda	dostupná; špatně konzervuje
Formalín	relativně snadno dostupný, ale toxický; atraktant
Solný roztok	dobře dostupný; konzervuje, ale některé druhy ničí
Alkohol	dobře dostupný; dobře konzervuje; atraktant; vysychá
Kyselina octová	dobře dostupná ve formě octa; dobře konzervuje; atraktant
Chloralhydrát	relativně dostupný; může snížit růst bakterií vedoucí ke hnilobě; toxický

Tato tematika je vděčným námětem mnoha studií. Schmidt et al. (2006) porovnávali pět různých tekutin (čistá voda, roztok vody s ethanolem, roztok ethanolu s glycerínem, roztok ethylenglykolu s vodou a solný roztok) a jejich vliv na úlovek pavouků a střevlíkovitých. Konstatují, že od dříve využívaného formalínu se upustilo, protože byl zdraví nebezpečný. Zjistili, že ve vodě, v roztoku vody s ethanolem a v roztoku ethanolu s glycerínem byli pavouci 3x více rozloženi než v solném roztoku a roztoku ethylenglykolu s vodou. Vzorokly s vodou a roztokem vody a ethanolu po týdnu v lednici zplesnivěly. Celkový počet odchycených střevlíkovitých se statisticky průkazně lišil u různých tekutin. Do solného roztoku se odchýtilo o 35 % méně pavouků. Co se týče střevlíkovitých, byl odchyt o 25 % nižší u solného roztoku a roztoku ethanolu s glycerínem než u roztoku vody s ethanolem a thylenglykolu s vodou. Závěrem lze říci, že roztok ethylenglykolu s vodou má nejlepší konzervační účinky a nejvyšší schopnost odchytu pavouků a střevlíkovitých ze všech zkoumaných roztoků. Problémem je, že může být toxický pro ostatní živočichy. Především by se mělo zabránit jeho možnému zkonzumování obratlovci.

Porovnáním živochytných pastí a pastí s využitím vody, ethylenglykolu a propylenglykolu v Coloradu Weeks a McIntyre (1997) zjistili, že úlovky z pastí s propylenglykolem a ethylenglykolem se průkazně nelišily v počtu odchycených druhů. Do obou typů bylo odchyceno průkazně více druhů než do pastí s vodou a do živochytných pastí. Propylenglykol je méně toxický, proto autoři navrhují jeho použití místo toxického ethylenglykolu. Jedná se o jeho adekvátní, ale dražší alternativu.

Přidání návnady do pastí by mělo být využito jen v případě, pokud hodnotíme danou lokalitu kvalitativně, pokud je našim cílem inventarizační průzkum nebo pokud chceme odchytávat jen jeden specifický druh. V jiných případech použití návnady může ovlivnit analýzu. Jako návnada se používají mršiny, ovoce, hnůj, pivo nebo med (Woodcock 2005).

2.5.4.3 Různé strategie odběru vzorků - počet pastí

Vliv na výsledky studií nemá jen typ používaných pastí, ale i strategie odběru vzorků (Woodcock 2005). Musíme pečlivě zvážit počet pastí, jejich umístění v prostoru i délku sběru a interval mezi jednotlivými sběry.

Obrtel (1971) uvádí, že na poznání dominantních druhů lokality stačí 5 až 7 zemních pastí na lokalitu. Woodcock (2005) uvádí, že čím více pastí, tím lépe, ale musíme zvážit naše reálné schopnosti takový pokus zvládnout, a uvědomit si, zda je nutné zahubit tak velké množství cílových i necílových organismů.

2.5.4.4 Různé strategie odběru vzorků - délka odchyty

Doporučení pro délku odchyty se liší. U dlouhodobějších studií se někdy počty odchycených jedinců výrazně liší v porovnání mezi sezonami. Rainio a Niemelä (2003) si tento fakt vysvětlují rozdílným počasím v jednotlivých letech, Porhajašová et al. (2008) populačními cykly brouků a kompeticí. Rainio a Niemelä (2003) i Porhajašová et al. (2008) navrhují dostatečně dlouhou dobu pozorování, která tyto sezonní výkyvy eliminuje. Na otázku jak dlouho a kdy mají být pasti položeny Woodcock (2005) odpovídá, že v různých pracích najdeme různá doporučení od celého roku, vynechání zimy až k odchyty pouze v jarních měsících.

Lövei a Magura (2011) se zaměřili ve své práci na možné ovlivnění úlovku při různém tzv. sampling effort (úsilí vynaložené při sběru). Ten je vyjádřen dvěma částmi – počtem

odchyťových jednotek (pastí), tedy intenzitou sběru a časem (délka odchyťového období). Počítá se jako počet pastí znásobený dobou, po kterou byly instalovány. Jednotkou sampling effortu je trap day (past'onoc) nebo trap week (past'otýden). Někdy se uvádí pouze údaj o počtu past'onocí bez detailní informace o tom, jak byl tento údaj vypočten. Předpokládá se, že pokud máme možnost umístit jen limitní počet pastí, nahrazujeme to dobou, po kterou jsou pasti aktivní a následným přepočtem získáme stejný počet past'onocí. Autoři testovali dvě varianty, každá o počtu 400 past'otýdnů. V jedné variantě bylo instalováno 20 pastí po dobu 20 týdnů, v druhé bylo instalováno 100 pastí po dobu 4 týdnů. Autoři bývají často kritizováni za to, že nesbírají celou sezonu, ale výsledky práce ukazují, že na velikost úlovku má větší vliv počet pastí než délka sběru. Pokud musíme udělat kompromis, raději dejme více pastí, než abychom sbírali co nejdéle.

2.5.4.5 Různé strategie odběru vzorků - design pastí

Důležité je podle práce Woodcock (2005) i to, v jakém designu jsou pasti umístěny. Tento fakt musíme vždy zohlednit ve statistické analýze. Dále je zapotřebí vzít v potaz sezónní změny vegetace. Odchyt jednotlivých druhů se liší v různých typech pokryvu a je závislý na tom, jakým způsobem pokryv ovlivňuje schopnost pohybu střevlíkovitých v něm (Greenslade 1964). Dalším problémem, který je nutno zvážit při využití zemních pastí je, nedochází-li při příliš velkém počtu pastí k vychytání populace. Digweed et al. (1995) tuto myšlenku v jejich práci potvrdili. U pastí instalovaných blízko u sebe existuje možnost, že dojde k lokálnímu vychytání druhů. Abychom se tomuto problému vyhnuli, doporučují v lesích umístit série pastí nejméně 25 m od sebe. Ti sami autoři se zabývali vlivem digging-in efektu. Jedná se o stav, kdy v období po instalaci pastí, tedy po narušení povrchu, dochází k většímu odchytu střevlíkovitých. Brouci jsou pravděpodobně lákáni větší produkcí CO₂ při manipulaci s povrchem půdy. Schirmel et al. (2010) na práci navázali a porovnávali vliv digging-in efektu u řady dalších živočichů (Apidae, Araneae, Carabidae, Formicidae, Isopoda). Pasti vybírali v různých intervalech (týdně, jednou za čtrnáct dní, jednou za měsíc) a zjistili, že nejmenší úlovek byl v pastech vybíraných měsíčně. U střevlíkovitých byla v poměru s týdenním výběrem odchycena pouze polovina jedinců. Digging-in efekt při častém vybírání pastí může vést k přecenění velikosti populace. Autoři doporučují umístit pasti o týden dříve a nechat je po tuto dobu zavřené, nebo používat systém dvou do sebe vnořených kelímků, při kterém se nehýbe s půdou. Dále doporučují při srovnávání studií brát v úvahu, v jakém intervalu byly pasti vybírány a neporovnávat studie s různým intervalem výběru. Podle Grandchamp et al. (2000) na

sřevlíkovité působí i seřlap v okolí pastí (tzv. trampling effect). Čím více se v okolí pastí chodí, tím vyšší je úlovek, protože seřlapávání brouky vyruší, ti začnou pobíhat a snadno spadnou do pastí.

2.5.4.6 Speciální typy zemních pastí

Z práce Woodcock (2005) je převzat přehled různých speciálních typů pastí. K výzkumům mohou být využívány tzv. time sorting traps (pro zjiřování aktivity sřevlíkovitých během dne), gutter traps (velké pasti pro získání co největřího úlovku). Používají se i tzv. drift fences (naváděcí ploty, které vedou k pastím a zvyšují úlovek), nebo se může odchytávat metodou zvanou barrier trapping (v okolí pastí jsou zábrany, výzkumník má jistotu, že odchytává brouky v rámci oploceného místa). V případě, že terén nedovoluje past zakopat, lze využít tzv. ramp traps (k pasti vede rampa, po které k ní brouci dolezou). Posledním typem pastí jsou tzv. subterranean traps (obr. 3). Tato past se skládá z pletiva, které je stočené do válce a vede směrem ze sběrné nádoby. Celá past je zakopaná v zemi a tímto způsobem mohou být odchyceny vzácné druhy, které se vyskytují v hlubří vrstvě půdy.



Obrázek 3. Subterranean trap. Zdroj: <http://markgtelfer.co.uk>.

Problematika zemních pastí je rozsáhlá, neexistuje jedna univerzální metodika. Lze tvrdit, že co vědecký tým, to jiná modifikace pastí.

2.6 Příklady využití střevlíkovitých v bioindikačních studiích

Příklady využití střevlíkovitých v bioindikačních studiích jsou různorodé a zaštiťují nespočetně témat, i když v některých případech by dle Koivula (2011) bylo vhodnější použít termín modelové organismy. Definice modelového organismu říká, že je to druh (nebo skupina druhů), který je využíván za účelem prozkoumání určitého vědeckého problému. Např. otázka, zda fungicidy ovlivňují půdní organismy je typická ukázka použití střevlíkovitých jako modelových organismů.

2.6.1 Hodnocení stavu agroekosystémů, hodnocení různých typů hospodaření

Podle práce Porhajašová et al. (2008, 2012) nebyl prokázán signifikantní vliv různých typů organického hnojení na střevlíkovitě, větší vliv mělo klima, migrace a dlouhodobé fluktuace. Irmeler (2003) udává, že meziroční variabilita ve složení společenstev střevlíkovitých je velká a nezávislá na pěstované plodině, ale je v korelaci s klimatickými podmínkami. S uvedeným souhlasí i Kromp (1999), podle něj je zdrojem diverzity střevlíkovitých v agroekosystémech diverzita uvnitř polí (within-field), která závisí na poloze (makroklima, půdní druh, topografie, hydrologie) a na prováděných agrotechnických pracích (hnojení, orba, plodina, pesticidy a další). Dalším zdrojem diverzity střevlíkovitých je diverzita mezi polí (between-field), která je dána jejich okolím (tzv. field margins).

Studie se zabývají nejen polními kulturami, ale např. i pastvinami. Söderström et al. (2001) zmapovali šest skupin živočichů a rostlin (cévnaté rostliny, motýly, čmeláky, střevlíkovité, vrubounovité a ptáky) v 31 polopřirozených pastvinách ve Švédsku. Střevlíkovité zkoumali za použití 20 pastí náhodně rozmístěných na každé pastvině. Zjistili, že výskyt čmeláků a motýlů je negativně korelován s intenzitou pastvy – snižuje se počet květin a tím i počet čmeláků a motýlů. Počet střevlíkovitých byl pozitivně korelován s úrovní umělého hnojení. Druhová bohatost rostlin, hmyzu a ptáků byla pozitivně korelována se zvyšující se heterogenitou pastvin. Dále se ukazuje, že degradace kvality stanovišť může mít mnohem horší efekt než fragmentace stanovišť a jejich následné prostorové rozmístění a propojenost.

V lesních ekosystémech navrhli Podrázský et al. (2010a, 2010b) využití společenstev střevlíkovitých (tzv. carabidocenóz) k indikaci lesního hospodaření. Došli k závěrům, že

střevlíkovití rozlišují velmi dobře přirozená a člověkem pozměněná hospodaření a hrubé změny v krajině a dobře indikují stav přirozenosti lesních porostů, co se týče druhové a prostorové skladby, ale k indikaci hospodářských způsobů a lesního hospodářství nejsou až tak vhodné. Prvky obhospodařování jsou často menší, než jsou plochy areálů populací a střevlíkovití budou zachycovat spíše velkoplošné aspekty druhové skladby než konkrétní použití lesopěstebních opatření a zásahů.

2.6.2 Znečištění těžkými kovy

Střevlíkovití brouci jsou spojeni se zemským povrchem, proto reagují na těžké kovy, které se sem dostávají spadem (Avgin a Luff 2010). Byla popsána reakce druhu *Poecilus cupreus* na zvýšený výskyt mědi změněnými pohybovými schopnostmi, či na zvýšený výskyt zinku, při kterém samice kladly mnohem méně vajíček. V některých dalších studiích byl zkoumán vliv těžkých kovů na kvalitu gamet, na schopnost klást vejce, na velikost těla. U predátorů, kteří požírají infikovanou kořist, dochází k větší infikaci těžkými kovy. Zvýšená kontaminace těžkými kovy nemusí nutně vést k úmrtí brouků, ale může ovlivňovat jejich rozmnožování, fyziologii a chování.

2.6.3 Energetické plodiny

V souvislosti se zaváděním rychle rostoucích dřevin a bylin se objevují práce, které hodnotí jejich vliv na krajinu a diverzitu. I zde jsou jako bioindikátory vlivu energetických plodin na okolní prostředí využíváni střevlíkovití. Boháč et al. (2007a), Elek et al. (2010) a Weger et al. (2013) zkoumali střevlíkovité v rychle rostoucích dřevinách, Semere a Slater (2007), Jahnová a Boháč (2011) v rychle rostoucích bylinách. Dle výzkumů se zdá, že společenstva střevlíkovitých v těchto plodinách nejsou ovlivňována samotnými energetickými plodinami, ale spíše je ovlivňuje okolní krajina. Nebyl nalezen jeden určitý druh provázaný na energetické dřeviny a byliny.

2.6.4 Sukcese

Různá stádia sukcese jsou indikována výskytem různých druhů střevlíkovitých (Schwerk a Szyszko 2009). Druhová diverzita střevlíkovitých byla průkazně vyšší v raných stádiích sukcese (Purtauf et al. 2004).

2.6.5 Indikátory biodiverzity

Tento typ indikátorů je dnes nejžádanější, jelikož šetří čas a peníze potřebné k výzkumům. V současné době nejsou střevlíkovití považováni za vhodný indikátor diverzity, výsledky studií jsou rozporuplné (Rainio a Niemela 2003). Cameron a Leather (2012) zkoumali, jestli početnost a druhová bohatost střevlíkovitých zbytkových plošek reprezentuje početnost bezobratlých a bohatost dalších řádů bezobratlých. V pokusu odchytili celkem 26 853 bezobratlých a zjistili, že regrese závislosti početnosti střevlíkovitých na početnosti ostatních bezobratlých byla signifikantní, což naznačuje, že celková početnost se zvyšuje se zvyšující se početností střevlíkovitých, ale početnost střevlíkovitých vysvětlila pouze 12 % variace v početnosti všech bezobratlých, což znamená, že nemůže sloužit k odhadu celkové početnosti bezobratlých. Výsledky studií, které používají střevlíkovité jako indikátory biodiverzity by měly být publikovány s opatrností.

2.6.6 Doprava

Dálnice mohou působit na střevlíkovité jako nepřekonatelná bariéra a tento fakt byl potvrzen i genetickou studií (Keller et al. 2005). Ovšem i menší a méně frekventované silnice mají na rozmístění střevlíkovitých v krajině výrazný vliv (Melis et al. 2010). Fragmentace způsobená dopravou působí na různé druhy různě. U druhu *Abax parallelepipedus*, který není schopen létat, může v malých fragmentech dojít ke genetické izolaci nebo vyhynutí druhu (Keller et al. 2004). Naopak více pohyblivý *Pterostichus oblongopunctatus* (malý, schopný létat) migrací úspěšně potlačuje případný negativní efekt fragmentace (Lagisz et al. 2010).

2.6.7 Urbanizace

I v městském prostředí dochází při fragmentaci lesů ke změně velikosti a kvality stanoviště, zvyšuje se izolace a vytváří ekologické bariéry (Gaublomme et al. 2008). Kotze et al. (2012) zkoumali, jaký vliv na střevlíkovité má sešlap, tedy přítomnost lidí v městských lesích. Podle nich lesní cesty způsobují mikrofragmentaci prostředí a intenzita jejich využívání přímo ovlivňuje střevlíkovité. Mělo by se zvážit zamezení přístupu do některých městských lesů nebo omezit přístup jen na cesty, protože další a další mikrofragmentace může vést k tomu, že běžné druhy odtud vymizí. Noreika a Kotze (2012) zjišťovali, jak pomocí úpravy okrajů městských lesů co nejlépe podpořit

biodiverzitu městských lesů. Prokázali, že typ lesního okraje má průkazný vliv na jednotlivce i celá společenstva brouků a doporučují vyhnout se kontrastním lesním okrajům např. vysázením pásu křovin podél těchto kontrastních okrajů.

Při analýze výsledků musíme odlišit hodnotnější druhy střevlíkovitých a druhy běžné a více početné. Mezi hodnotnější druhy řadíme druhy lesní, které ve fragmentovaných oblastech ubývají. Klíčem k jejich ochraně ve městech není propojení stanovišť, ale ochrana souvislého lesa, protože tyto druhy ve městech nepronikají do koridorů a do nášlapných kamenů (Gaublomme et al. 2008). To dokazují i Fujita et al. (2008) na příkladu souvislého příměstského lesa a izolovaného lesa uprostřed města, kde druhová diverzita lesních druhů prokazatelně vzrostla se vzrůstající velikostí izolovaného lesa.

Pokud se jedná o nelesní druhy, malé plošky lesa ve městech se pro ně ukázaly jako vhodné stanoviště, celkově zde může žít více druhů ve velkém lesním fragmentu. Fragmentace tedy nemusí nutně vést ke ztrátě diverzity, ale spíše ke změně ve struktuře společenstev (Gaublomme et al. 2008).

Převládá názor, že jakákoliv zeleň ve městě je pro biodiverzitu dobrá. Vergnes et al. (2012) na základě studie druhu *Abax parallelepipedus* a jeho přežívání ve fragmentovaných městských lesích a městských zahradách v Paříži zjistili, že zahrady nejsou pro přežívání lesních druhů ideálním místem. Z hlediska zlepšení diverzity střevlíkovitých ve městech autoři doporučují zdivočení městských zahrad vysázením keřů a ne příliš časté sečení. Zdivočení zelených ploch doporučují pro lepší přežití střevlíkovitých a dalších skupin bezobratlých i Vergnes et al. (2012) a Smith et al. (2006a, 2006b).

2.6.8 Fragmentace

Střevlíkovité fragmentace ovlivňuje co se týče početnosti i druhové bohatosti. Studie hodnotící fragmentaci mají různé výsledky. V některých byla početnost druhů větší v malých izolovaných zbytkových ploškách, v jiných bylo zjištěno, že nejmenší fragmenty hostí nejméně druhů. Pouhé počítání druhů poskytuje jen málo informací o vlivu fragmentace. Může se stát, že se zvýší počet druhů, ale je to způsobeno navýšením druhů schopných obývat i narušená prostředí. Je doporučováno soustředit se i na odpověď jednotlivých druhů, především těch vzácnějších, nebo na funkční skupiny (species traits). Poté zjistíme, že v malých fragmentech se skoro vůbec nevyskytují lesní druhy, které ve většině případů neumí létat (Niemela 2001).

2.7 Fragmentace zemědělské krajiny a střevlíkovití

Krajina je dle jedné z mnoha definic heterogenní část zemského povrchu, skládající se ze souboru vzájemně se ovlivňujících ekosystémů, který se v dané části povrchu v podobných formách opakuje (Forman a Godron 1993). Rozlišujeme dva základní typy krajiny, prvním z nich je krajina přírodní. Krajina přírodní postrádá významnější zásahy člověka, hranice mezi ploškami jsou nevýrazné, krajina je tvořena pouze prvky přírodního charakteru, jako je hornina, půda, vodstvo, ovzduší, flóra a fauna (Novotná 2001). Druhým typem krajiny je krajina kulturní. Ta se skládá z mozaiky ekosystémů, které jsou do různé míry ovlivněny činností člověka, mají různou strukturu a druhové složení a ke svému fungování vyžadují různý přísun dodatečné energie (Buček a Lacina 1995).

Jako jeden z typů kulturní krajiny jmenují Hradecký a Buzek (2001) zemědělskou kulturní krajinu, která má základní výrobní funkci v rostlinné a živočišné výrobě. Spektrum zemědělských krajin je v odlišných částech světa různorodé. Společným jmenovatelem zemědělských krajin je změna druhové skladby rostlinných společenstev, změna struktury půdy, úbytek druhů a rozvoj degračních procesů (např. eroze).

Formování společenstev v zemědělské krajině výrazně ovlivňuje **fragmentace krajiny** (habitat fragmentation). Ta je spolu s destrukcí stanovišť kvůli lidským aktivitám považována za jednu z hlavních hrozeb ztráty biodiverzity (Berges et al. 2011).

Fragmentace je proces, při kterém **se zmenšuje rozloha velkých a souvislých stanovišť** a při kterém **dochází k rozdělení původních stanovišť na dva či více fragmentů**. Původní nepřerušené stanoviště s velkými populacemi je nahrazeno několika od sebe oddělenými částmi a v každé části žije menší populace (Fahrig 2003). Aby populace ve fragmentech mohly přežít, musí být fragmenty dostatečně velké. Drees et al. (2011) využili k podpoření svých teorií o důležitosti zachování dostatečně velkých plošek s nenarušeným prostředím genetickou analýzu. Zkoumali druh *Poecilus lepidus* v dochovaných zbytcích vřesovišť. Jako nejmenší vhodnou velikost plošek určili výměru 10 ha. Magura a Kődöbocz (2007) popisují fragmentaci původních stepních trávníků v Maďarsku. I oni zjistili průkaznou negativní korelaci mezi celkovým počtem druhů a výměrou plošky.

Dalším negativním rysem fragmentace je **okrajový efekt**. Čím jsou fragmenty menší, tím větší procento rozlohy fragmentů tvoří okrajové části a následkem toho jsou fragmenty více vystaveny okrajovým efektům, střed každého fragmentu je blíže k jeho okraji (Fahrig

2003). Vliv okrajového efektu na střevlíkovité testovali v kontrolovaném experimentu v Austrálii Davies a Margules (1998). V lesní plošce a v přilehlém lese testovali 8 druhů střevlíkovitých brouků dva roky před fragmentací a další čtyři roky po fragmentaci. Zjistili, že druhová diverzita zkoumaných střevlíkovitých nebyla fragmentací, velikostí fragmentu ani okrajovým efektem ovlivněna. Dále uvádí, že různé druhy odpovídaly různě, nelze proto dojít k všeobecnému jednotnému závěru.

Střevlíkovité před a po experimentální fragmentaci zkoumali i Abildsnes a Tommeras (2000). Fragmentace lesa zde působila průkazně, ale ne dramaticky negativně na početnost tří ze sedmi zkoumaných druhů. Možná je ale výskyt těchto druhů více ovlivněn výskytem jiných druhů (kořist, kompetice) než výsledkem fragmentace. Pokud se plochy opětovně zalesní, situace se dostane zpět do normálu, pokud ne, může dojít k úbytku druhů.

Fragmentace stanovišť může být přirozeného původu i člověkem vyvolaná a může se projevit v mnoha měřítkách. Nejčastěji se však mluví o fragmentaci způsobené člověkem v krajinném měřítku. Je způsobena kácením lesů pro lidskou činnost (MacDonald 2003).

Fragmentace stanovišť může mít za následek také **pokles populace a její vymření**, neboť rozdělí velkou populaci na dvě nebo více subpopulací, z nichž každá bude žít pouze ve vymezené oblasti s omezeným výběrem partnerů. Tyto malé populace jsou více náchylné k inbrední depresi následkem příbuzenského křížení, ke genetickému driftu a jiným problémům spojeným s malou velikostí populace (Primack et al. 2011).

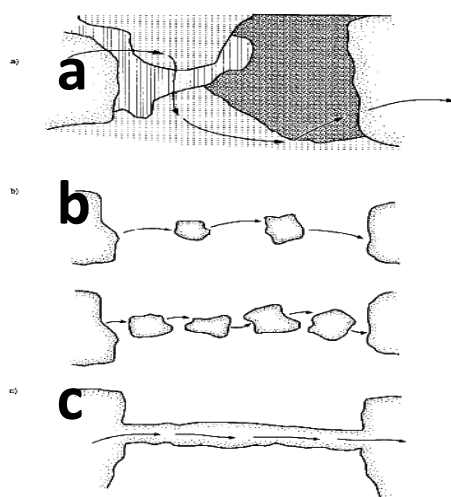
Dalším negativním rysem fragmentace je **ztráta propojenosti krajiny**. Fragmentace stanovišť může omezovat schopnost druhu migrovat a kolonizovat nová stanoviště a může se negativně projevit na schopnosti zde žijících zvířat získat potravu či jiné zdroje (Primack et al. 2011).

2.7.1 Zmírnění následků fragmentace – tvorba koridorů

Ke zmírnění následků fragmentace se doporučuje zajistit propojení mezi zbytkovými ploškami (Berges et al. 2011).

Propojenost krajiny může být dosažena různými způsoby (Bennet 2003) (obr. 4):

- a) podporou mozaikové krajiny
- b) podporou specifických stanovišť, které umožňují pohyb ve formě budování nášlapných kamenů
- c) pomocí koridorů



Obrázek 4. Možné způsoby dosažení propojenosti krajiny podle Bennet (2003). Propojenost lze dosáhnout a) podporou mozaikové krajiny, b) podporou specifických stanovišť, která umožňují pohyb ve formě budování nášlapných kamenů, c) pomocí koridorů.

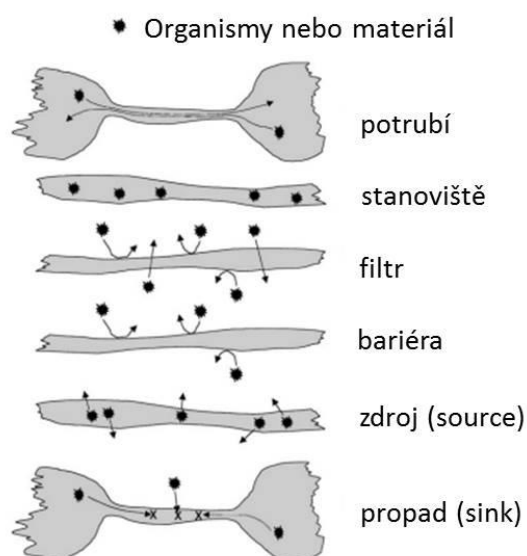
Podle Berges et al. (2011) jsou koridory lineární krajinné prvky, které spojují stanoviště (plošky) a zvyšují tok mezi organismy uprostřed nehostinného prostředí matrix. Zatímco Parminter (1998) definuje koridory jako lineární elementy, které se liší od elementu na svých okrajích a jakýkoliv kladný vliv ve své definici nepřipouští.

Prospěšnost koridorů vychází z některých dobře známých teorií. První z nich je teorie ostrovní biogeografie. Čím blíže jsou ostrovy k hlavní oblasti, tím snáze budou kolonizovány novými druhy, protože vzdálenost mezi nimi bude menší (Berges et al. 2011). S aplikováním teorie ostrovní biogeografie polemizují Magura a Kődöböcz (2007). Uvádí, že tato teorie platí jen na reálných ostrovech, kam jiné druhy opravdu nemohou proniknout. V případě zemědělské krajiny mohou do plošek pronikat druhy z krajinné matrix, které zde bez problémů přežívají.

Další teorie, teorie metapopulační, říká, že populace druhů nejsou izolovanými prvky, ale že jsou součástí celé řady subpopulací, které jsou více či méně geograficky izolované, ale propojené migrujícími jedinci, kteří umožní výměnu genů mezi těmito subpopulacemi. Výměna je závislá na schopnosti druhů k rozptylu, ale také na krajinné struktuře. Pokud nedochází k výměně genů, jsou populace zranitelnější. Proto je logické, že pro udržení životaschopných populací je vhodné podpořit takové podmínky, které umožní migraci

mezi stanovišti, tedy propojovat jednotlivá stanoviště (Berges et al. 2011). Propojenost ale není dána jen vzdáleností plošek, je také závislá na přítomnosti koridorů a nášlapných kamenů a na rezistenci okolní matrix. Různé studie prokázaly, že mozaika pěstovaných plodin, neobdělávaných plošek, mokřadů a živých plotů ovlivňuje v zemědělské krajině pohyb střevlíkovitých, motýlů, jezevců nebo motýlic. Interakce mezi druhy a prostředím je ovlivněna fenologických stádiem rostlin v okolním prostředí, dostupností zdrojů a úkrytů (Baudry et al. 2003).

Koridory mají celou řadu ekologických rolí (Hess a Fischer 2001). Slouží jako potrubí (organismy tudy prochází), jako stanoviště, filtr, bariéra, zdroj (organismy odtud migrují do prostředí) nebo propad populací (organismy do koridoru vstoupí a zde zahynou) (obr. 5).



Obrázek 5. Ekologické role koridorů podle Hess a Fischer (2001).

Rozeznáváme koridory vzniklé narušením, zbytkové koridory, koridory zdrojů prostředí, pěstované koridory a regenerující koridory. Dle jiného hlediska koridory dělíme na liniové a pásové a koridory podél vodních toků. U většiny koridorů se prudce mění druhové složení od středu k okrajům (Forman a Godron 1993).

Koridory se skládají z pěti paralelních cest, kterými se mohou pohybovat zvířata. Mluvíme o centrálním vnitřním prostředí, které je vklíněno mezi dva rozdílné okraje koridoru, a tyto dva okraje koridoru jsou obklopeny dvěma různými okraji matrixu. Je

pravděpodobné, že druhy lesního prostředí se pohybují v centrálním vnitřním prostředí (Forman 1995).

Protože se koridor táhne v krajině v určité délce, liší se také jeden konec od druhého. Podél koridoru se vyskytují postupné změny v druhovém složení a relativní abundanci. Gradient může odpovídat postupné změně prostředí nebo modelu kolonizace, extinkce, či může být výsledkem narušení (Forman a Godron 1993). Naopak Šustek (1994) a Burel (1992) tvrdí, že délka koridoru nemá na výskyt střeplíkovitých vliv.

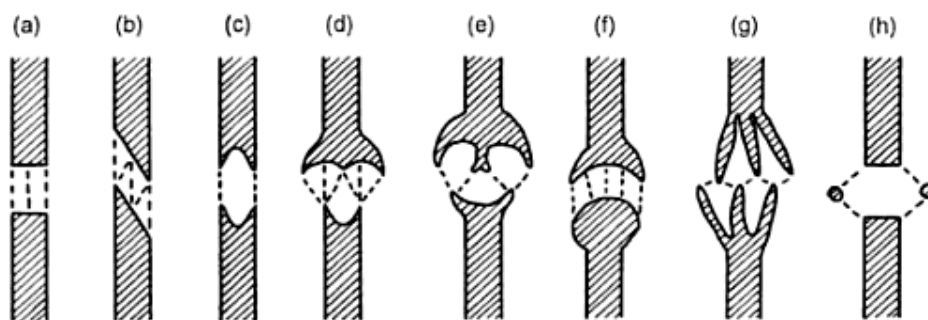
Výzkum zaměřený na úlohu koridorů v krajině probíhal postupně. Autoři zjišťovali, jestli koridory zvyšují nebo zhoršují životaschopnost populací druhů žijících v ploškách propojených koridory nejprve na příkladu savců, ptáků a drobných zemních savců. Ve svém review Beier a Noss (1998) hledali slovo koridor v časopisech z let 1980-1997 a to v nadpisu, abstraktu a v klíčových slovech. Definovali koridor jako lineární stanoviště zaklíněné uvnitř rozdílného matrixu, které propojuje dva nebo více větších stanovišť a má podpořit nebo udržet životaschopnost specifické populace. Z celkových třiceti pěti studií se pouze jedna zabývala střeplíkovitými.

V dalším review Davies a Pullin (2007) zjistili nárůst počtu studií, které se zabývaly i bezobratlými. Provedli systematické hodnocení efektivnosti koridorů tvořených z živých plotů při podporování životaschopnosti cílových druhů a biodiverzity uvnitř zbytkových lesních plošek pomocí metody systematického review. Systematické review je na rozdíl od literárního review opakovatelné a bez subjektivního názoru autora. Autoři prošli databáze, Google scholar, stránky vládních i nevládních organizací. Hledali kombinace klíčových slov hedgerow a corridor (movement, community, mammal, invertebrate, amphibian, bird). V roce 2005 zjistili 205 studií, 22 se jim nepodařilo získat jako fulltext, do finálního review po splnění všech podmínek zařadili 27 studií, přičemž 14 z nich se týkalo savců, šest ptáků a sedm bezobratlých (vše střeplíkovití). Ze savců jsou nejvíce zkoumáni hlodavci. Přítomnost a početnost hlodavců pozitivně koreluje s hustotou koridorů a počtem jejich propojení. Ptáky pozitivně ovlivňovala propojenost a hustota lineárních struktur, ale velcí ptáci klidně přelétají přes otevřenou krajinu polí. Co se týče bezobratlých (střeplíkovití), druhová početnost a přítomnost druhů je pozitivně spojená s vegetačním pokryvem a propojeností plotů, mezery v plotech inhibují pohyb jedinců.

2.7.2 Typy koridorů

Existují různé typy koridorů, tzv. **corridors** nebo **hedgerows**, po celém světě si pod tímto pojmem každý představí něco jiného (Kromp 1999; MacDonald 2003). Na rozdíl od větrolamů a koridorů vysázených k oddělení polí nebo sadů jsou např. naše remízy pokroucené a mají různou šířku (Forman 1995). Už v 50. letech 20. století bylo zjištěno, že v koridorech se pohybuje úplně jiná fauna než na polích a že sem migrují i lesní druhy. Z typicky polních druhů sem proniká *Anchomenus dorsalis*, druh *Bembidion lampros* se do koridorů stěhuje v době nepříznivých podmínek na poli, vyskytuje se zde časně zjara i na podzim (Kromp 1999). V koridorech nenacházíme jen druhy tudy se pohybující, ale i druhy zde žijící, které jsou tolerantní k narušení a žijí v okrajích koridoru (Forman 1995).

Koridor propojující dvě plošky a obklopený středně nebo vysoce kvalitním prostředím pravděpodobně umožňuje větší pohyb druhů, které žijí v ploškách. Snižující se propojenost a kvalita prostředí v okolí koridoru pohyb zmenšuje (Forman 1995). Joyce et al. (1999) se zabývali vlivem propojenosti koridorů na lesní druh *Nebria brevicollis*. Autoři zkoumali, jakým způsobem se tento druh pohybuje v rámci koridoru a jakým způsobem pokud je v koridoru mezera. Použili metodu zpětného odchyty a zjistili, že nejvyšší aktivitu brouci vykazují v místě propojení koridorů (tzv. uzlech). To, že nejvíce lesních druhů se nachází v uzlech, se dá vysvětlit tím, že je zde prostředí více podobné lesu. Je zde vhodnější mikroklima, více opadu, větší zastínění a další vhodnější podmínky pro druhy užitečné při kontrole škůdců. Tyto uzle bývají bohužel nejčastěji likvidovány, aby byl schůdnější přístup na pole. Mezery mezi koridory, které slouží k pojezdu techniky, měří 7 až 9 metrů a pohyb brouků byl zaznamenán i v těchto mezerách. I přesto by se mělo usilovat o zachování propojení koridorů. S tím souhlasí i Burel (1989), který píše, že při zvyšování počtu remízů v krajině musíme dbát i na jejich propojenost, remízy umístěné v krajině samostatně střevlíkovitým neprospívají. Forman (1995) uvádí, že pokud už mezera mezi koridory existuje, můžeme snížit její negativní působení přeměnou koncové části koridoru (obr. 6) Šustek (1994) došel k závěru, že krátká přerušování koridorů nemají na střevlíkovité žádný velký vliv.



Obrázek 6. Způsoby, jakými lze snížit negativní působení přítomnosti mezer za pomoci úpravy koncové části koridoru. Tečkovaná čára naznačuje možný pohyb (podle Forman, 1995).

2.7.3 Pozitivní a negativní vlivy koridorů v krajině

Efektivnost koridorů jako prvku, který zvyšuje schopnost disperze druhů, je stále otázkou celé řady studií a je považována za kontroverzní. Některé studie jejich kladný vliv potvrdily, jiné vyvrátily a rozdíly se najdou i v rámci skupin, např. u motýlů a u stěvlíkovitých (MacDonald 2003).

To, že koridory podporují pohyb a rozptyl jedinců mezi ploškami bylo prokázáno u mnoha organismů, např. u motýlů (Dover 1990; Dunning et al. 1992), u žab (Ficetola a De Bernardi 2004), pum (Beier 1995), ptáků (konkrétně lesních druhů) (Hinsley et al. 1995), hadů (Cameron et al. 1980), potkanů a dokonce i u rostlin (Haddad et al. 2003).

Dále koridory slouží různým druhům jako místa kde žijí, rozmnožují se a ukrývají se zde nejen před predátory, ale i před vlivy nepříznivého počasí. Tato funkce koridorů byla prokázána např. u motýlů (Dover et al. 2000), pavouků (Buddle et al. 2004), drobných zemních savců (Tew et al. 2000), drobných šelem (Pereira a Rodriguez 2010) nebo u ptáků (konkrétně u pěvců) (Green et al. 1994). Koridory také mohou podpořit populace užitečných opylovačů jako jsou včely medonosné, včely samotářky, čmeláci nebo pestřenky (Morandin a Kremen 2013).

Na druhou stranu mohou koridory podpořit výskyt škůdců (Hassan Al et al. 2013) a mít negativní vliv na některé druhy specializující se naopak na život v otevřené krajině a to tím, že fragmentují tuto otevřenou krajinu a stávají se vlastně jakousi bariérou (Eggers et al. 2010).

Z těchto údajů vyplývá, že je složité generalizovat funkci a využití koridorů. Komplexní studie, které by prokázaly vliv koridorů na organismy, jsou příliš nákladné na finance, pracné a jsou problémové i z metodologického hlediska (Berges et al. 2011).

Ideální vlastnosti koridorů tedy známe, celkově je ale úspěšnost koridorů závislá na třech faktorech (Rosenberg et al. 1997):

- organismus je musí najít
- musí se mu líbit více než okolní prostředí
- musí jimi projít bez úhony

Forman (1995), MacDonald (2003) a Davies a Pullin (2007) uvádí různé pozitivní i negativní vlivy koridorů v zemědělské krajině:

Pozitivní vlivy koridorů:

- zvyšují možnost znovuosídlení plošek
- asistence při migraci organismů
- podporují genový tok mezi ploškami a tím minimalizují inbrední depresi v malých populacích
- podporují rozptyl druhů z plošek do matrixu a okolních plošek
- poskytování ekosystémových služeb – kvalita vody, stabilita hydrologických cyklů, větrolamy, zmírnění eroze
- druhům ohroženým klimatickou změnou mohou pomoci k migraci do jiného prostředí
- zdroj potravy a úkryt pro bezobratlé

Negativní vlivy koridorů:

- mohou fungovat jako propad populací, kde dochází k úmrtí druhů, protože přinutí organismy, aby vstoupily do nehostinného prostředí koridorů
- zvyšují pravděpodobnost, že škůdci, plevelé, choroby, exotické druhy a narušení (např. oheň) se budou šířit do plošek
- zvyšují riziko predace vzhledem k okrajovému efektu

Forman (1995) uvádí, že nevýhody koridorů jsou pouze minimální, převládají jejich kladné vlastnosti. Podle Kromp (1999) je proto v některých státech dotována výsadba nových koridorů. K tomu Pollard a Holland (2006) dodávají, že samotní farmáři nejvíce ovlivňují propojenost krajiny a zároveň je zachování koridorů i v jejich zájmu. V koridorech procházejících mezi poli byla zjištěna enormní diverzita členovců, a jsou to právě členovci, kteří se vyskytují na obou koncích i ve středech koridorů a jsou potravou pro jiné druhy, podílí se na kontrole škůdců a přispívají k opylování.

V rámci Společně zemědělské politiky bude část peněz z národní obálky pro přímé platby vyplácena na tzv. greening, který obsahuje tři složky: diverzifikaci plodin, zachování výměry trvalých travních porostů a vymezení ploch v ekologickém zájmu. Greeningová platba je vyplácena na základě splnění určitých požadavků a různé typy koridorů nebo okrajů polí mohou být vymezeny jako plochy v ekologickém zájmu. Bude tedy v zájmu zemědělce tyto plochy udržovat nebo zakládat i z čistě finančního důvodu (Ministerstvo zemědělství 2015). Dále je výsadba nových koridorů a údržba stávajících v České republice podporována v rámci Operačního programu Životní prostředí 2014-2020, Prioritní osa 4 Ochrana a péče o přírodu a krajinu, Specifický cíl 4.3. Posílit přirozené funkce krajiny. Je podporováno vytváření, regenerace či posílení funkčnosti krajinných prvků a struktur a to za pomoci založení biocenter a biokoridorů ÚSES, zlepšení funkčního stavu biocenter a biokoridorů ÚSES, realizace interakčních prvků podporujících ÚSES nebo liniové a skupinové výsadby dřevin (stromořadí, větrolamy, břehové porosty, remízy), založení nebo obnova krajinného prvku (Ministerstvo životního prostředí 2015). Vzhledem k využití velmi významné indikační skupiny (střevlíkovitých) mohou být veškeré informace získané touto studií využitelné v praxi, ať už při projektování nových biokoridorů nebo liniových prvků nebo při managementu stávajících.

Nelze tvrdit, že každý koridor umístěný kdekoliv je prospěšný. Kvalita koridoru je dána mnoha jeho vlastnostmi, např. složením či umístěním v krajině (MacDonald 2003). Zdá se, že uměle vysázené koridory v raném stadiu sukcese zatím v zemědělské krajině jako koridory pro lesní druhy střevlíkovitých nefungují. Převažují v nich druhy polní, lesní sem pronikají až později (Kromp 1999). Ani remízy, ve kterých je jen málo stromů a mezi nimi holá půda nejsou střevlíkovitými využívány (Aviron et al. 2005), rovněž tak koridory s intenzivně spásanými vnitřky nejsou pro lesní střevlíkovité druhy vhodné k migraci (Petit a Usher 1998).

Šustek (1994) zjišťoval, jak různé typy větrolamů ovlivňují pohyb střevlíkovitých z lesních refugií do zemědělské krajiny na jižní Moravě. Podle něj mezi nejdůležitější faktory, které ovlivňují pohyb druhů, patří šířka, hustota a složení koridoru. Šířka by neměla klesat pod 15 m, jako dostačující šířka se zdá 25 m. Dále zjistil, že koridor skládající se z původních druhů křovin a dřevin umožnil mnohem větší migraci střevlíkovitých než koridor skládající se z nepůvodních druhů křovin a dřevin (liší se doba, při které mají listy, liší se i opad). K obdobným závěrům došli i Charrire et al. (1997). Podle nich role lesních koridorů závisí na jejich velikosti a struktuře. Nejlépe střevlíkovití využívají koridory tvořené ze dvou pásů stromů, uvnitř musí být samozřejmě dostatečně hustá vegetace.

Charrire et al. (1997) zkoumali využívání koridorů jedním konkrétním lesním druhem, jednalo se o druh *Abax parallelepipedus*. Pomocí telemetrických záznamů zjišťovali, jak se tento druh chová v různých lesních koridorech. Druh *Abax parallelepipedus* je ideálním studijním druhem pro tento účel. Jedná se o dominantní druh opadavých lesů, je noční a polyfágní, střední velikosti. Dospělec je aktivní od dubna do října (jedna z nejdelších dob aktivity vůbec), přezimují larvy i dospělci. Výzkum probíhal v typické krajině Francie u Rennes, kde jsou pole obklopená koridory. Autoři zkoumali čtyři struktury (lesík, starou cestu obklopenou dvěma paralelními koridory a dva koridory s různě hustou vegetací) a zjistili, že pohyb brouků je v koridorech s méně stromy menší. Pokud koridory nejsou dostatečně kvalitní, tento druh do nich neproniká. Při vstupu do louky brouci změnili charakter pohybu a pohybovali se více rovným směrem. Pokud na koridor navazovala postupně louka, brouci pronikali i na louky, do ostře odděleného kukuřičného pole ale nepronikli.

Další studie uvádí, že přítomnost koridorů v krajině pravděpodobně zvyšuje druhovou bohatost i abundanci střevlíků (Molina et al. 2014; Schweiger et al. 2005). Dokonce i druhy známé jako druhy otevřených krajín např. *Bembidion lampros* koridory preferují jako místa, kudy může probíhat jejich rozptyl (Marchi et al. 2013). Pro některé druhy, jako např. *Poecilus cupreus* nebo *Pterostichus melanarius*, žijící v otevřených krajinách, zejména na polích, se koridory stávají migrační bariérou (Mauremooto et al. 1995; Thomas et al. 2001).

Podle Aviron et al. (2005) mohou koridory vzhledem ke střevlíkovitým mít podobné ekologické role jako další zemědělsky nevyužívaná trvalá stanoviště (např. mokřady, vlhké louky, mezofilní louky, sady). Bylo dokázáno, že i velmi malá neproduktivní stanoviště

mohou hostit unikátní společenstva střevlíkovitých včetně druhů, které se nevyskytují v okolní polní krajině (Knapp a Řezáč 2015), což naznačuje, že i malé koridory (úzké či krátké) mohou být přínosné z hlediska zvýšení biodiverzity v zemědělské krajině. Ačkoliv se často nejedná o stanoviště, které by v porovnání s okolní polní obdělávanou krajinou hostilo větší počet druhů, mohou se stát domovem pro druhy vzácné nebo endemické (da Silva et al. 2009; Knapp a Řezáč 2015).

Za koridor můžeme považovat i nesečené pásy bylin podél vodotečí nebo cest, tzv. grassy strips. Ernoult et al. (2013) porovnávali tyto grassy strips podél vodotečí s klasickými křovinnými a lesnatými koridory a zjistili, že střevlíkovití mohou tyto grassy strips využívat k přezimování a na jaře odtud pronikají zpět do polí. Mezi druhy grassy strips, polí a koridorů nebyla nalezena průkazná rozdílnost. Grassy strips hostí obdobné druhy a čím jsou starší, tím více druhů se zde vyskytuje.

2.7.4 Lokální vs. krajinné faktory a jejich vliv na střevlíkovité

V současném holistickém pojetí výzkumu je důležité zmínit, že práce z posledních let se soustředí na vztahy mezi střevlíkovitými na lokální i krajinné úrovni. Pro praktický aplikovaný výzkum je důležité krajinné měřítko, protože v tomto měřítku působí farmáři a krajinní plánovači (Aviron et al. 2005).

Na lokální úrovni střevlíkovité ovlivňují:

- typ stanoviště (Aviron et al. 2005)
- dostupnost optimálních stanovišť v okolí (Vele et al. 2011)
- mezidruhová kompetice a přítomnost kořisti (Judas et al. 2002)
- zastínění a s tím spojený gradient sukcese (Vele et al. 2011)
- možný průnik herbicidů při ošetřování okolních polí (Aviron et al. 2005)

Na krajinné úrovni střevlíkovité ovlivňují:

- výskyt a prostorové uspořádání permanentních krajinných prvků a orné půdy (lesní druhy jsou přítomné v krajině protkané remízou, otevření krajiny způsobuje posun ve výskytu druhů tak, že relativní četnost velkých druhů klesá a malé pohyblivé druhy zvyšují svoji početnost (de la Pena et al. 2003; Burel et al. 2004)
- intenzita hospodaření v dané krajině (Aviron et al. 2005)
- topoklimatické faktory (Judas et al. 2002)

Woodcock et al. (2010) přišli s hypotézou, že vliv lokální a krajinné struktury na střevlíkovité je rozdílný v závislosti na tom, zda se jedná o predátory nebo fytofágy. Predátoři jsou více ovlivněni krajinnou strukturou než lokální, protože jsou vysoce mobilní a aktivně si hledají kořist, zatímco fytofágové reagují na lokální strukturu, protože je ovlivňuje existence určitého stanoviště. Fytofágní střevlíkovití opravdu reagovali na lokální strukturu, predátoři vůbec. Biomasa střevlíkovitých predátorů negativně korelovala s diverzitou stanovišť v rámci krajinné struktury, oproti tomu druhová diverzita korelovala pozitivně.

Burel (1992) tvrdí, že ani délka koridorů ani struktura krajiny střevlíkovité neovlivňuje, protože změny ve složení střevlíků nereflektují tak rychle změny v krajině. Podle něj je početnost lesních druhů v koridorech závislá na vzdálenosti koridoru od lesa, na propojenosti koridorů, též na přítomnosti linií, které jsou z obou stran ohraničeny vegetací a na struktuře koridorů. Úbytek koridorů vede k izolaci některých populací a může vést až k jejich zániku, ale populace odříznuté od okolí jsou schopné ještě nějaké roky přežít.

Dále se zdá se, že role permanentních krajinných struktur je jiná v závislosti na intenzitě hospodaření v dané krajině. Složení společenstev střevlíků ve stejných živých plotech obklopených stejně využívanou krajinou se může lišit v závislosti na širším okolí (Burel et al. 2004). Výskyt střevlíkovitých je kombinací lokálních i krajinných faktorů. V reálném světě nelze vliv těchto faktorů od sebe oddělit (Aviron et al. 2005).

3 CÍLE PRÁCE

Po prostudování literatury je zřejmé, že práce soustředící se na výzkum vlivu různých typů koridorů na střevlíkovité nejsou tak časté (Bowie et al. 2014; Charrier et al. 1997; Griffiths et al. 2007; Pywell et al. 2005; Šustek 1994). Existuje sice celá řada prací, které se zabývají koridory, ale zpravidla bývají hodnoceny koridory, které se nachází mezi poli (Šustek 1994; Mauremooto et al. 1995; Joyce et al. 1999; Thomas et al. 2001; Varchola a Dunn 2001; Griffiths et al. 2007; Bowie et al. 2014). Pole jsou intenzivně obdělávána, agrotechnické operace často zahrnují orbu, navíc se mění v průběhu roku mikroklimatické podmínky na poli (vegetační pokryv se pohybuje od hustého pokryvu hustěřádkovou plodinou po holou plochu) a dochází k aplikaci celé řady pesticidů a hnojiv. Kontrast mezi ornou půdou a přilehlým koridorem je tedy velký a není překvapující, že v takovýchto systémech mohou koridory biodiverzitu podporovat.

Jakým způsobem ale v krajině fungují různé typy koridorů, které se nachází mezi loukami? Částečné údaje o této problematice můžeme najít v pracích Burel (1992), Charrier et al. (1997) a Duflot et al. (2014). Komplexní studie ale chybí. Proto pro účely této práce byly stanoveny následující cíle.

Cíle práce:

- zhodnotit společenstva střevlíkovitých v různých typech koridorů v zemědělské krajině
- porovnat, do jaké míry se jednotlivé koridory liší jako biotop pro střevlíkovité
- zjistit, zda střevlíkovití různé typy koridorů využívají a jak se liší jejich výskyt v koridoru a v okolním prostředí
- popsat vztahy mezi střevlíkovitými a ostatními skupinami bezobratlých
- zjistit, které faktory ovlivňují výskyt střevlíkovitých v koridorech a mimo ně

Práce se snaží zjistit, zda různé typy koridorů (travnatý, křovinatý a stromový) hostí stejné druhy jako okolní louky nebo se v nich vyskytují druhy jiné. Zda se rozdíl mezi zaznamenanou početností (abundancí), zaznamenanou druhovou početností a zaznamenanou druhovou kompozicí mezi koridory a okolními loukami zvyšuje se

zvyšujícím se kontrastem ve vegetační struktuře koridoru (od travnatého přes křovinatý ke stromovému).

Na koridory je v této práci pohlíženo jako na struktury, které mohou ovlivnit lokální biodiverzitu a sloužit jako útočiště pro střevlíkovité brouky tím, že se jedná o permanentní neobdělávané krajinné struktury. Použitá metodika neumožňuje hodnotit jejich funkci z hlediska pohybu brouků mezi stanovišti.

4 METODIKA

4.1 Zkoumané území, design studie

Pokus probíhal v okresech Klatovy a Strakonice na pomezí Jihočeského a Plzeňského kraje, v podhůří Šumavy (obr. 7A). Česká zemědělská krajina, stejně jako ostatní zemědělské krajiny střední Evropy, prošla dlouhým historickým vývojem formovaným zásahy člověka (Lipský 2000). Samotná zkoumaná oblast byla ovlivněna přírodními i kulturními vlivy. V nejstarších dobách a ve středověku bylo zdejší osídlení formováno klimatickými podmínkami a bylo nestabilní. Ve středověku byla ale krajina odlesněna a využívána převážně pro zemědělské účely (Beneš 1996). Největší změny ale prodělala po roce 1958 v průběhu transformace během socialistické éry. Do té doby diverzifikované plochy zemědělské půdy byly unifikovány a byla vytvořena rozsáhlá pole bez všeho, co by mohlo narušit jejich kultivaci. Zmizely i remízy (koridory), což s sebou přineslo spoustu negativních jevů v krajině (Lipský 2000). Po roce 1989, po pádu komunismu, se krajina postupně mění ke své původní podobě a velké plochy polí jsou v této oblasti přeměňovány zpět v louky a pastviny (Sklenička 2002).

Pasti byly umístěny v šesti různých oblastech, které od sebe ležely v průměrné vzdálenosti cca 10 km (obr. 7B). Jednalo se o následující lokality: Kadešice, Hartmanice, Milínov, Vojnice, Pohorsko a Čejkovy. Oblasti reprezentují podhorskou zemědělskou krajinu s převahou intenzivně obhospodařovaných luk nacházející se v nadmořské výšce 500 až 750 m. n. m. Více o oblastech v tabulce 3. V následujícím textu jsou oblasti pojmenovány jako „sampling areas“.

V každé oblasti byly vzorkovány následující lokality: koridor se vzrostlými stromy, koridor s keři, a koridor travnatý (obr. 7C). Pro účely dalšího statistického zpracování jsou tyto tři typy koridorů pojmenovány jako „sampling sites“. Koridory byly vybírány tak, aby byly od sebe dostatečně vzdálené a aby se po obou jejich stranách nacházela louka. Louky v této oblasti jsou koseny většinou dvakrát v roce, na konci května a uprostřed srpna. Na obrázcích 8, 9 a 10 jsou ukázky jednotlivých typů koridorů. Travnatý koridor se skládal z různých druhů trav a bylin a byl charakteristický tím, že na něm neprobíhal žádný management, protože nebyl dostupný pro mechanizaci. Zůstávalo zde velké množství stařiny. V křovinatých koridorech převládaly keře, především šípky (*Rosa spp.*), hloh (*Crataegus monogyna*), bez černý (*Sambucus nigra*), trnka (*Prunus spinosa*) a líska (*Corylus avellana*). Ve stromových koridorech převládal dub (*Quercus spp.*), vrby

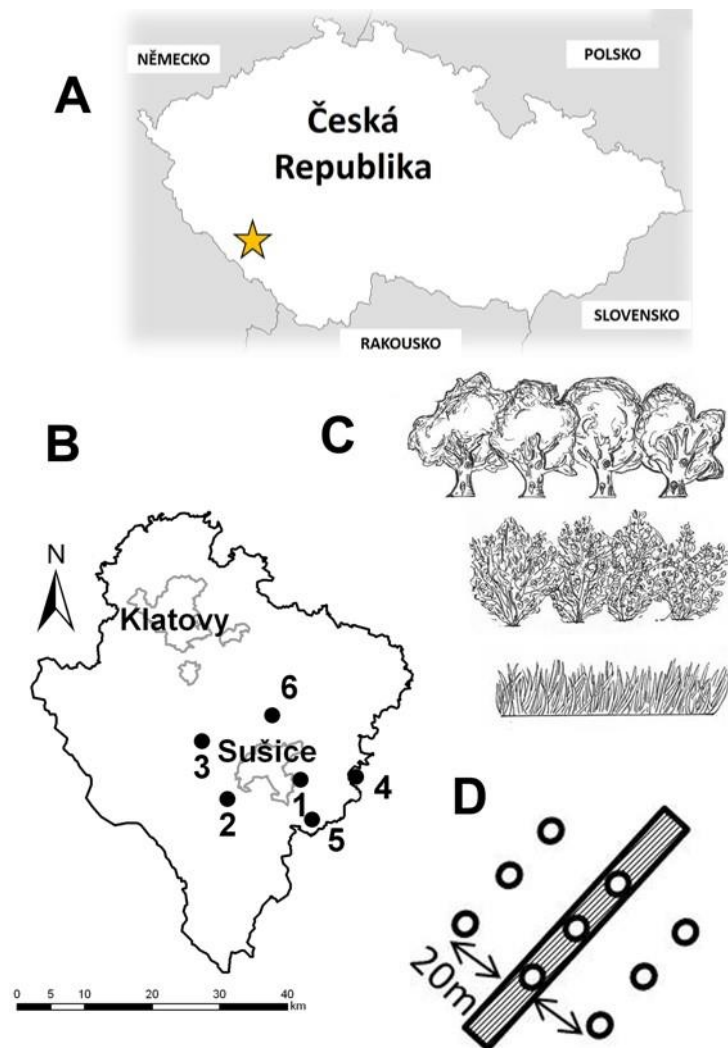
(*Salix spp.*), javory (*Acer spp.*), bříza (*Betula pendula*), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*) a topol osika (*Populus tremula*).

V každém koridoru byly uprostřed v linii umístěny tři pasti ve vzdálenosti 5 m a stejná linie byla umístěna na louce na každé straně koridoru ve vzdálenosti 20 m (obr. 7D). Orientace koridorů, ani jejich návaznost na ostatní krajinné struktury nehrála při výběru ploch roli.

V každé oblasti (sampling area) byla tedy vzorkovány tři lokality (sampling site) a na každé lokalitě bylo instalováno devět pastí. Celkem tedy bylo v provozu 162 pastí (6 oblastí * 3 lokality * 9 pastí na lokalitě).

Tabulka 3. Charakteristika oblastí. Legenda: KAga (kambizem oglejená kyselá), KAd (kambizem districká), KAa (kambizem acidní), MT (mírně teplá), CH (chladná). Podíl krajinných prvků byl stanoven odhadem.

Oblast	Nadmořská výška (m. n. m.)	Půdní typ dle Atlasu půd Kozák a Němeček (2009)	Klima dle Quitt (1971)	Číslo mapovacího pole dle Pruner a Míka (1996)	Podíl krajinných prvků v okruhu 5 km		
					Louky (%)	Lesy (%)	Koridory (%)
Kadešice	543	KAga	MT7	6747	55	30	15
Hartmanice	712	KAd	CH7	6846	40	50	10
Milínov	668	KAd	MT1	6746	65	15	30
Vojnice	550	KAa	MT7	6748	80	10	10
Pohorsko	746	KAd	CH7	6847	20	65	15
Čejkovy	508	KAa	MT7	6747	80	10	10



Obrázek 7. Mapa umístění lokalit a vizualizace použitého designu studie. A) lokace zájmové oblasti v rámci České republiky; B) detailní lokace oblastí v rámci okresu Klatovy a Strakonice: Kadešice (1), Hartmanice (2), Milínov (3), Vojnice (4), Pohorsko (5), Čejkovy (6); C) schematický nákres typů studovaných koridorů (stromový, křovinatý, travnatý); D) prostorové rozmístění pastí na jednotlivém stanovišti. Koridor je vyznačen šrafovane, okolní bílá plocha představuje louku.



Obrázek 8. Travnatý koridor.



Obrázek 9. Křovinatý koridor.



Obrázek 10. Stromový koridor.

4.2 Odchyt a zpracování materiálu

Sběr střevlíkovitých brouků byl uskutečněn pomocí zemních pastí pro sběr epigeonu (Knapp a Růžička 2012). Do země byly zahlobeny sběrné nádoby sestávající se ze dvou do sebe vložených plastových kelímku o objemu 500 ml (výška 148 mm, spodní průměr 55 mm, svrchní průměr 95 mm). Pasti byly zarovnány s povrchem. Spodní kelímek sloužil k udržení tvaru pastí a byl v něm vytvořen otvor, který sloužil k odvodu vody a zamezil zničení pastí při srážkách. Svrchní kelímek byl naplněn fixační tekutinou o objemu 200 ml. Jako fixační tekutina byl použit propylenglykol ředěný vodou v poměru 1:3. Při výběru pastí byl vyjmut svrchní kelímek a jeho obsah přelit do skleněné uzavíratelné nádoby. Aby se zamezilo znehodnocení pastí dešťovými srážkami a zanesenými nečistotami (listí, tráva) byly pasti kryty stříškou z plechu. Na horní hraně kelímku byla umístěna drátěná síťka s oky 13 x 13 mm bránící drobným zemním savcům spadnout do pastí.

Sběr dat probíhal vždy po dobu jednoho měsíce na jaře a na podzim roku 2014, aby byly odchyceny jarní i podzimní druhy. Začátek sběru byl určen s ohledem na počasí. Na jaře byly pasti položeny od 17. dubna do 20. května 2014, na podzim od 18. srpna do 18. září 2014.

Ze získaných vzorků byly v laboratoři odstraněny hrubé nečistoty. Brouci čeledi Carabidae byli fixováni v 75 % roztoku ethanolu, vypreparováni a uloženi do sbírky autorky. K determinaci materiálu byl použit klíč Húrky (1996), pro sjednocení nomenklatury práce Löbl a Smetana (2003). Necílové organismy byly určeny do základních skupin a spočteny.

Je důležité zmínit, že sběr střevlíkovitých pomocí zemních pastí je nejrozšířenější metodou odchytu těchto brouků, ale má své limity, které musíme při každé studii vzít v potaz. Počet odchycených jedinců nepředstavuje početnost střevlíkovitých v okolí pastí, je ovlivněn například pohybovou aktivitou jednotlivých druhů nebo teplotou okolního prostředí (Saska et al. 2013). Proto je vhodnější používat místo pojmu početnost jedinců („abundance“) pojem aktivita-denzita („activity-density“), případně zaznamenaná početnost. Co se týče počtu odchycených druhů, do zemních pastí jsou s větší efektivitou odchytávány velké druhy, což může vést k mylné interpretaci výskytu druhů (Hancock a Legg 2012). Proto je vhodnější používat termín zaznamenaný počet druhů či zaznamenaná druhová početnost („recorded species richness“) a zaznamenaná druhová kompozice („recorded species composition“).

4.3 Analýza dat

K základnímu hodnocení společenstev patřilo určení dominantních druhů a zařazení druhů do ekologických skupin na základě reliktnosti výskytu. Zařazení střevlíků do jednotlivých ekologických skupin dle reliktnosti výskytu stanovili Hůrka et al. (1996), úpravu hodnocení některých druhů provedl Veselý (2002).

Pro potřeby analýzy odchycených necílových skupin organismů (kapitola 5.6 Zaznamenaná početnost ostatních odchycených skupin) bylo stanoveno devět typů lokalit napříč odchytovými oblastmi a to tak, aby byl ve všech vzorcích stejný počet pastí (data byla sečtena bez ohledu na odchytové oblasti). Jednalo se o lokality travnatý koridor (TK), louku přiléhající k levé straně travnatého koridoru (TL) a louku přiléhající k pravé straně travnatého koridoru (TP), křovinatý koridor (KK), louku přiléhající k levé straně křovinatého koridoru (KL) a louku přiléhající k pravé straně křovinatého koridoru (KP), stromový koridor (SK), louku přiléhající k levé straně stromového koridoru (SL) a louku přiléhající k pravé straně stromového koridoru (SP). Dále byl stanoven u každé odchycené skupiny procentuální poměr počtu odchycených jedinců na celkovém počtu odchycených organismů.

Před zahájením analýz pro kapitoly 5.4 Zaznamenaná početnost, zaznamenaná druhová početnost a 5.5 Zaznamenaná druhová kompozice, byla data z jarního a podzimního sběru sečtena dohromady a rovněž tak data ze tří pastí na jednom transektu, aby nedocházelo k pseudoreplikaci. Bylo tedy získáno 54 směsných vzorků.

V dalším kroku byla data zpracována za pomoci programů R 3.0.3 (R Development Core Team 2014) a CANOCO 5 (Šmilauer a Lepš 2014). Řada tří pastí na jednotlivé lokality byla sloučena, oblast bude značena jako AREA, $n=6$; za jednu lokalitu bude považována řada pastí v koridoru a na přiléhající louce (SITE, $n=18$). Lokalita bude porovnávána uvnitř jednotky oblast, celkem tedy bude testováno 54 směsných vzorků (SAMPLE, $n=54$).

K analýze vlivu typu lokality (koridor nebo louka) na zaznamenanou početnost a k analýze rozdílu v zaznamenané početnosti mezi koridorem a loukou v závislosti na typu koridoru (stromový, křovinatý, travnatý) byl použit program R a zobecněný lineární model se smíšenými efekty (GLMM) s Poissonovo distribucí dat. Jako proměnná s náhodným efektem byla použita oblast (AREA) a lokalita (SITE). Tím bylo zajištěno, že vzorky z louky a koridoru byly mezi sebou porovnávány v rámci lokality a typu koridoru

byly mezi sebou porovnávány v rámci oblasti. Jako fixní efekty byly testovány proměnné typ lokality (habitat), typ koridoru (type) a interakce typu lokality a typu koridoru, tj. rozdíl mezi loukou a koridorem v závislosti na typu koridoru (habitat:type). Vliv typu koridoru byl zanesen do modelu proto, aby bylo možné zkoumat vztah mezi typem lokality (louka nebo koridor) a typem koridoru. Průkaznost vlivu proměnných byla testována F-testem. Stejný model byl použit k testování vlivu typu lokality a vztahu mezi typem lokalit a typu koridoru na zaznamenanou druhovou početnost. Vliv konkrétního typu koridoru na průkaznost rozdílu mezi koridorem a sousední loukou byla testována pomocí Tukeyho HSD post-hoc testu. Byla použita funkce „glht“ z programového balíčku „multcomp“ (Hothorn et al. 2008). Tyto analýzy byly zpracovány v programu R 3.0.3 (R Development Core Team 2014).

K analýze vlivu typu lokality (koridor nebo louka) na zaznamenanou druhovou kompozici a k analýze vlivu rozdílu v zaznamenané druhové kompozici mezi koridorem a loukou v závislosti na typu koridoru (stromový, křovinatý, travnatý) byl použit program Canoco 5 (Šmilauer a Lepš 2014), konkrétně kanonická korespondenční analýza CCA. Data byla logaritmičsky transformována ($\log_{10}(x+1)$). Vliv typu lokality a interakce mezi typem lokality v závislosti na typu koridoru byl zanesen do finálního modelu podle významnosti určené postupným výběrem nezávislých proměnných. Typ koridoru byl použit jako kovariáta, aby bylo umožněno správné testování průkaznosti interakcí. K testování statistické průkaznosti finálního modelu byl použit permutační test o 999 permutacích. Použito bylo následující testovací schéma: 1) bloky byly definovány pomocí oblastí (sampling area) a permutace byly prováděny uvnitř těchto bloků (tzn. že žádný ze vzorků nebyl vyměněn mezi dvěma bloky v průběhu randomizace); 2) split-plot design byl použit uvnitř každého bloku (whole plots = lokality byly volně prohazovány a split-plots = 3 transekty z každé oblasti byly rovněž prohazovány). K analýze vlivu typu koridoru na rozdílnost společenstev brouků odchycených na loukách sousedících s oběma stranama koridoru byla použita detrendovaná korespondenční analýza (DCA). Euklidovská vzdálenost mezi jednotlivými vzorky (napříč osami) zjištěná v DCA analýze byla použita k vypočtení rozdílnosti mezi loukami sousedícími s určitým typem koridoru. Vliv typu koridoru (stromový, křovinatý, travnatý) na rozdílnost společenstev pocházejících z luk po obou stranách koridoru byl testován za pomoci testu ANOVA, který byl aplikován na rozdílové hodnoty získané z DCA analýzy.

5 VÝSLEDKY

5.1 Všeobecné zhodnocení

Celkem bylo odchyceno 3 206 jedinců střevlíkovitých náležících k 51 druhům (tab. 4).

Tabulka 4. Zaznamenaná početnost a druhové složení střevlíkovitých v jednotlivých typech koridorů a na okolních loukách. Je důležité poznamenat, že lučních lokalit bylo jednou tolik, než každého typu koridoru.

Druh	Ekologická skupina	Stromový koridor	Křovinatý koridor	Travnatý koridor	Louka
<i>Abax parallelepipedus</i>	A	14	5	0	6
<i>Abax parallelus</i>	A	7	2	0	2
<i>Amara aenea</i>	E	0	6	2	64
<i>Amara eurynota</i>	E	0	2	13	91
<i>Amara familiaris</i>	E	1	0	0	3
<i>Amara similata</i>	E	0	0	0	1
<i>Amara tibialis</i>	A	0	0	0	2
<i>Anchomenus dorsalis</i>	E	0	1	1	0
<i>Badister bullatus</i>	A	0	0	5	2
<i>Badister sodalis</i>	A	0	0	0	1
<i>Bembidion lampros</i>	E	1	0	5	44
<i>Calathus fuscipes</i>	E	1	0	0	64
<i>Calathus melanocephalus</i>	E	1	1	0	23
<i>Carabus arvensis</i>	A	0	0	0	1
<i>Carabus auronitens</i>	A	9	2	0	5
<i>Carabus cancellatus</i>	A	0	1	1	3
<i>Carabus convexus</i>	A	0	1	0	1
<i>Carabus granulatus</i>	E	14	5	5	85
<i>Carabus hortensis</i>	A	20	8	5	21
<i>Carabus intricatus</i>	A	0	0	0	1
<i>Carabus nemoralis</i>	A	3	6	3	27
<i>Carabus scheidleri</i>	A	0	0	0	1
<i>Clivina fossor</i>	E	0	0	0	3
<i>Cychrus carabiodes</i>	A	2	0	0	1
<i>Dromius quadrimaculatus</i>	A	0	0	1	0
<i>Dyschirius globosus</i>	E	0	0	0	4
<i>Harpalus affinis</i>	E	0	0	0	4
<i>Harpalus atratus</i>	A	0	0	1	2
<i>Harpalus distinguendus</i>	E	0	0	0	1
<i>Harpalus honestus</i>	A	0	0	0	1
<i>Harpalus rubripes</i>	E	0	2	4	4

<i>Harpalus signaticornis</i>	E	0	0	0	1
<i>Harpalus tardus</i>	E	0	0	0	1
<i>Leistus ferrugineus</i>	E	0	0	1	0
<i>Loricera pilicornis</i>	E	0	0	0	1
<i>Molops elatus</i>	A	2	24	0	0
<i>Nebria brevicollis</i>	A	0	30	0	42
<i>Nothiophilus biguttatus</i>	A	0	0	1	0
<i>Nothiophilus palustris</i>	E	0	1	1	0
<i>Notiophilus aquaticus</i>	A	0	2	0	0
<i>Ophonus rupicola</i>	E	0	0	1	2
<i>Platynus assimilis</i>	A	44	16	0	1
<i>Poecilus versicolor</i>	E	108	24	83	1805
<i>Pseudoophonus rufipes</i>	E	0	0	1	2
<i>Pterostichus melanarius</i>	E	26	49	6	178
<i>Pterostichus niger</i>	A	3	10	0	3
<i>Pterostichus nigrita</i>	E	0	0	0	1
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	A	71	13	0	0
<i>Pterostichus strenuus</i>	E	2	0	5	2
<i>Pterostichus vernalis</i>	A	0	1	0	11
<i>Stenolophus skrimshiranus</i>	A	0	0	0	2

Na loukách bylo odchyceno 2 520 jedinců, ve stromovém koridoru 329 jedinců, v křovinatém 212 jedinců a v travnatém 145 jedinců. Vzhledem k tomu, že na loukách bylo umístěno jednou tolik pastí, byl stanoven přepočtem průměr na past. I po tomto přepočtu bylo nejvíce jedinců odchyceno na loukách 23,3 jedince/past, dále v stromovém koridoru 18,3 jedince/past, v křovinatém koridoru 11,8 jedince/past a v travnatém koridoru 8,1 jedince/past. Na louce bylo odchyceno 43 druhů, ve stromovém koridoru 18 druhů, v křovinatém 23 druhů a v travnatém 20 druhů. Po přepočtu byl stanoven nejvyšší počet druhů v křovinatém koridoru (1,3 druhu/past), dále v travnatém koridoru (1,1 druhu/past), stromovém koridoru (1 druh/past) a nejmenší zaznamenaná druhová početnost byla na loukách (0,4 druhu/past) (tab. 5).

Tabulka 5. Přehled odchycených druhů a jedinců na jednotlivých lokalitách a přepočít tohoto odchyty v průměru na past.

	Stromový koridor	Křovinatý koridor	Travnatý koridor	Louky
Počet jedinců	329	212	145	2520
Počet jedinců (průměr na past)	18,3	11,8	8,1	23,3
Počet druhů	18	23	20	43
Počet druhů (průměr na past)	1	1,3	1,1	0,4

Osm z 51 zaznamenaných druhů se vyskytovalo pouze v koridorech (*Anchomenus dorsalis*, *Dromius quadrimaculatus*, *Leistus ferrugineus*, *Molops elatus*, *Nothiophilus biguttatus*, *Nothiophilus palustris*, *Nothiophilus aquaticus*, *Pterostichus oblongopunctatus*). Druh *Molops elatus* (24 jedinců) je vázán na jeden typ koridoru (křovinatý) a druhy *Platynus assimilis* a *Pterostichus oblongopunctatus* byly odchyceny, ve větším počtu, pouze v křovinatých a travnatých koridorech.

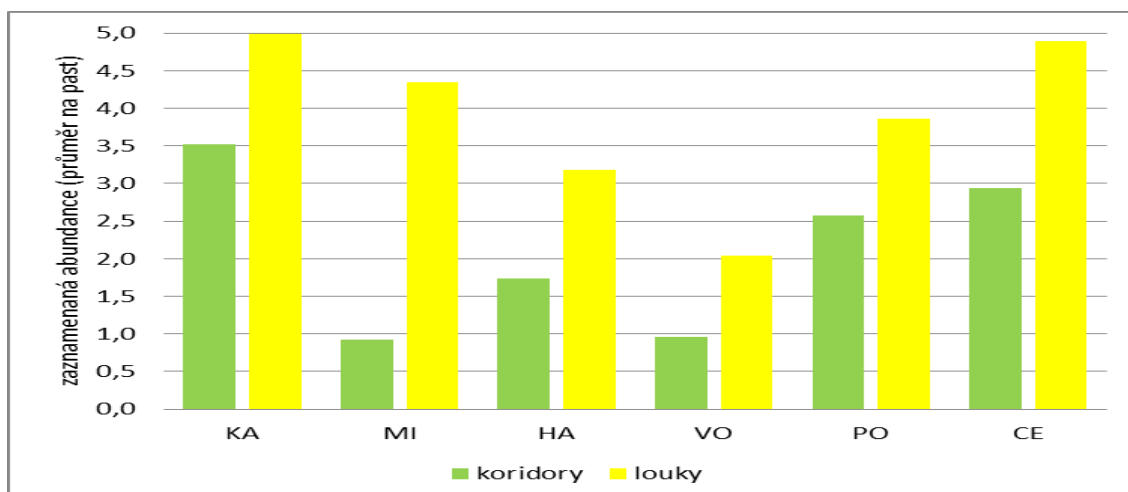
Druhy *Amara similata*, *Amara tibialis*, *Badister sodalis*, *Carabus arvensis*, *Carabus intricatus*, *Carabus scheidleri*, *Clivina fossor*, *Dyschirius globosus*, *Harpalus affinis*, *Harpalus distinguendus*, *Harpalus honestus*, *Harpalus signaticornis*, *Harpalus tardus*, *Loricera pilicornis*, *Pterostichus nigrita* a *Stenolophus skrimshiranus* byly odchyceny pouze na loukách, často se však jednalo o druhy odchycené jen v počtu několik málo jedinců. Výskyt druhu *Calathus fuscipes* a *Calathus melanocephalus* je vázán na louky.

Druh *Poecilus versicolor* představoval 63 % veškerého úlovku.

5.2 TRENDY DLE ODCHYTOVÝCH OBLASTÍ

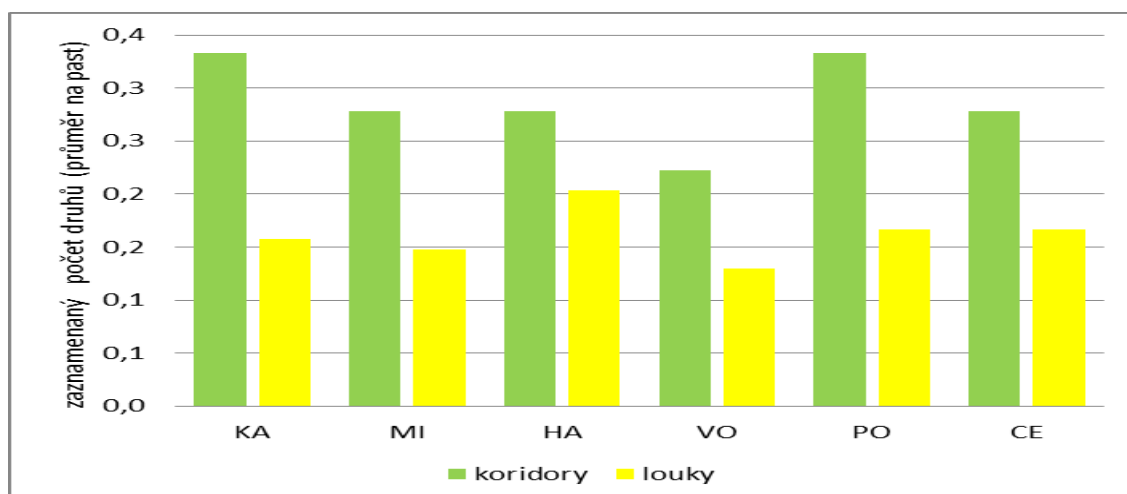
5.2.1 Porovnání luk a koridorů

Na všech odchytovéch oblastech byla průměrná zaznamenaná početnost vyšší v loukách než v koridorech (obr. 11).



Obrázek 11. Porovnání průměrné zaznamenané početnosti na loukách a v koridorech. Zeleně jsou zobrazeny koridory, žlutě louky, sloupce znázorňují jednotlivé oblasti: KA – Kadešice, MI – Milínov, HA – Hartmanice, VO – Vojnice, PO – Pohorsko, CE – Čejkovy.

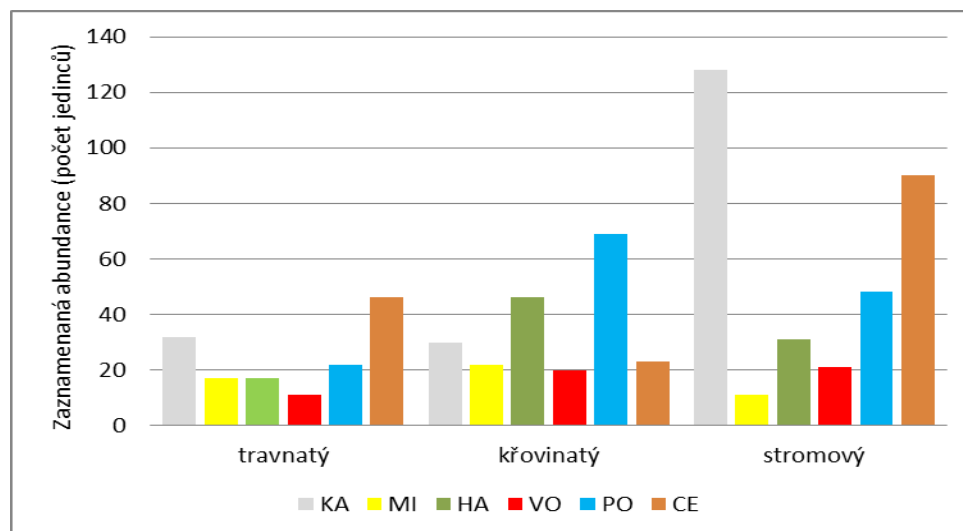
Na všech odchytovéch oblastech byla průměrná zaznamenaná druhová početnost vyšší v koridorech než na loukách (obr. 12).



Obrázek 12. Porovnání průměrného počtu druhů na loukách a v koridorech. Zeleně jsou zobrazeny koridory, žlutě louky, sloupce znázorňují jednotlivé oblasti: KA – Kadešice, MI – Milínov, HA – Hartmanice, VO – Vojnice, PO – Pohorsko, CE – Čejkovy.

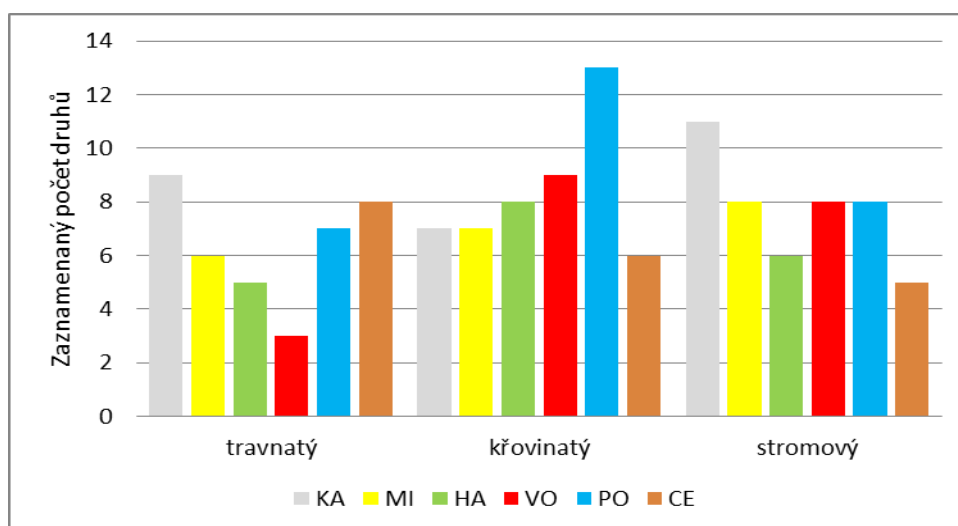
5.2.2 Porovnání koridorů

Co se týče zaznamenané početnosti, není z obrázku 13 patrný rozdíl mezi jednotlivými typy koridorů. Je patrná vysoká odlišnost mezi zkoumanými oblastmi.



Obrázek 13. Zaznamenaná početnost střevlíkovitých v jednotlivých typech koridorů mezi zkoumanými oblastmi. Sloupce znázorňují jednotlivé oblasti: KA – Kadešice, MI – Milínov, HA – Hartmanice, VO – Vojnice, PO – Pohorsko, CE – Čejkovy.

Z hlediska počtu odchycených druhů zkoumané oblasti nevykazují tak velkou heterogenitu, ani mezi typy koridorů není patrný viditelný rozdíl (obr. 14).



Obrázek 14. Zaznamenaný počet druhů střevlíkovitých v jednotlivých typech koridorů mezi zkoumanými oblastmi. Sloupce znázorňují jednotlivé oblasti: KA – Kadešice, MI – Milínov, HA – Hartmanice, VO – Vojnice, PO – Pohorsko, CE – Čejkovy.

5.3 Reliktnost výskytu

Z 51 odchytených druhů jich přibližně polovina spadala do kategorie A a přibližně polovina do kategorie E. Co do početnosti jedinců převažovaly druhy kategorie E, tvořily 86 % úlovku. Nebyl odchyten žádný druh z kategorie R (tab. 6).

Tabulka 6. Přehled odchytených ekologických skupin střevlíkovitých. R - vzácné druhy, A – adaptabilní druhy, E – eurytopní druhy.

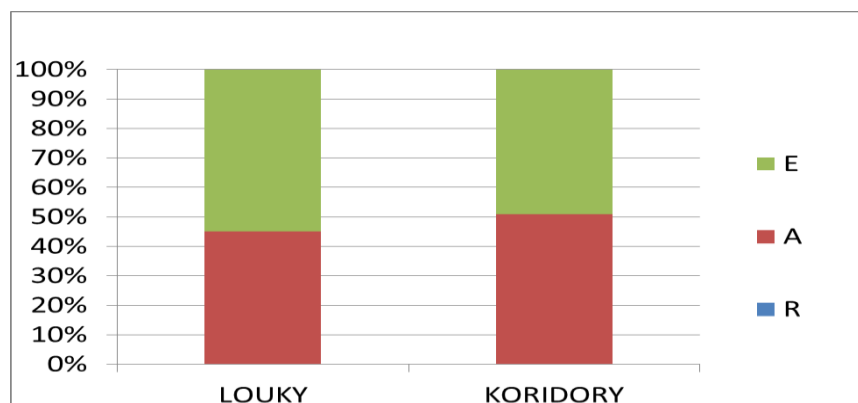
	Druhy		Kusy	
	Σ	%	Σ	%
R	-		-	
A	26	51	449	14
E	25	49	2757	86
Σ	51		3206	

V šesti odchyťových oblastech převládaly druhy z kategorie E, pouze v oblasti Pohorska a Hartmanic převládaly druhy kategorie A (tab. 7).

Tabulka 7. Přehled odchytených ekologických skupin střevlíkovitých v jednotlivých odchyťových oblastech. R - vzácné druhy, A – adaptabilní druhy, E – eurytopní druhy.

	Oblast																							
	Kadešice				Milínov				Hartmanice				Vojnice				Pohorsko				Čejkovy			
	druhy	kusy	druhy	kusy	druhy	kusy	druhy	kusy	druhy	kusy	druhy	kusy	druhy	kusy	druhy	kusy	druhy	kusy	druhy	kusy				
	Σ	%	Σ	%	Σ	%	Σ	%	Σ	%	Σ	%	Σ	%	Σ	%	Σ	%	Σ	%				
R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
A	14	50	137	19	9	45	35	7	15	56	103	23	8	38	32	12	15	63	106	19	9	41	36	5
E	14	50	592	81	11	55	486	93	12	44	336	77	13	62	241	88	9	37	450	81	13	59	652	95
Σ	28		729		20		521		27		439		21		273		24		556		22		688	

Rozdíl výskytu ekologických skupin mezi koridory a loukami je pouze nepatrný. Na loukách převládají eurytopní druhy (55 %) a v koridorech adaptabilní druhy (51 %) (obr. 15).



Obrázek 15. Porovnání výskytu ekologických skupin mezi loukami a koridory. R - vzácné druhy, A – adaptabilní druhy, E – eurytopní druhy.

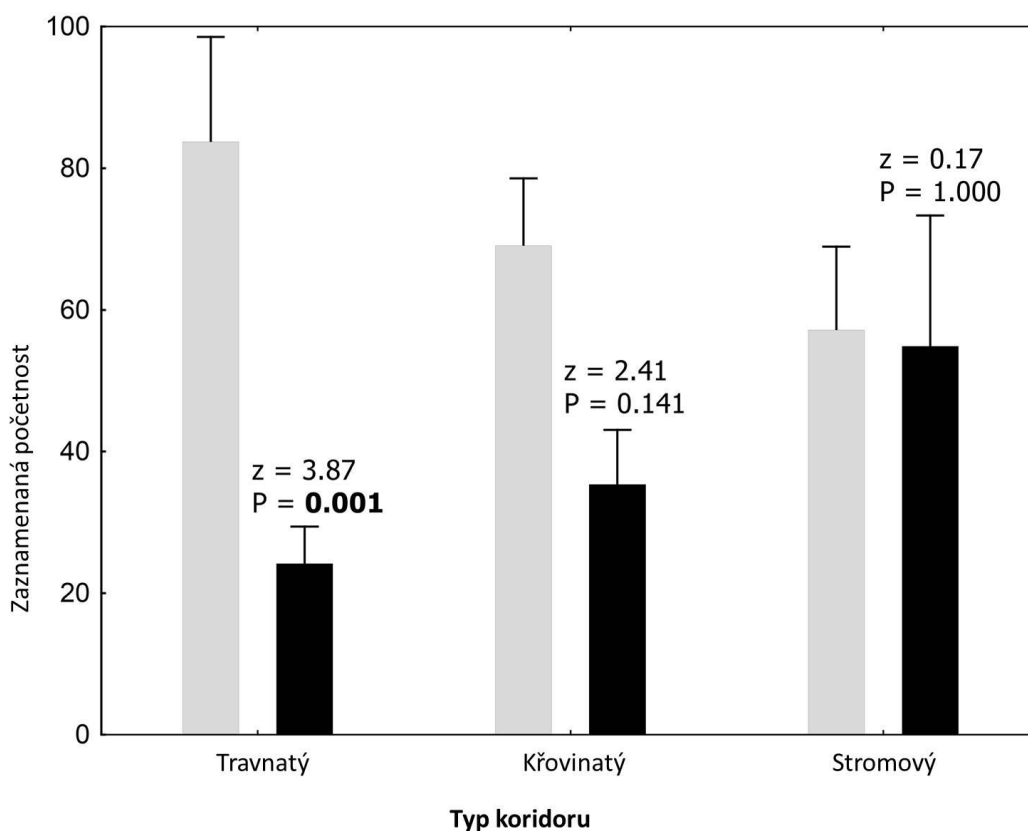
5.4 Zaznamenaná početnost, zaznamenaná druhová početnost

Zaznamenaná početnost střevlíkovitých byla průkazně ovlivněna typem lokality (koridor nebo louka) a interakcí mezi typem lokality a typem koridoru (travnatý, křovinatý, stromový) (tab. 8). Zaznamenaná početnost byla vyšší na loukách než v koridorech a rozdíl mezi typem lokality byl způsoben průkazným rozdílem mezi travnatým koridorem a sousedící loukou. Zaznamenaná druhová početnost střevlíkovitých nebyla ovlivněna ani typem lokality (louka nebo koridor), ani interakcí mezi typem lokality a typem koridoru (tab. 8).

Tabulka 8. Vliv typu lokality (louka, koridor), typu koridoru (travnatý, křovinatý, stromový) a vliv interakce typu lokality a typu koridoru na zaznamenaný počet druhů a zaznamenanou početnost střevlíkovitých. Zobrazené výsledky vycházejí ze zobecněného lineárního modelu se smíšenými efekty GLMM s Poissonovo distribucí dat, kde oblast a typ lokality byly použity jako náhodné efekty. Průkazné výsledky ($P < 0,05$) jsou zvýrazněny tučně.

Střevlíkovití	proměnná	Df	F-value	P-value
zaznamenaná početnost	typ lokality	1	10,91	0,002
	typ koridoru	2	0,14	0,871
	interakce	2	4,12	0,025
zaznamenaný počet druhů	typ lokality	1	0,68	0,417
	typ koridoru	2	0,35	0,711
	interakce	2	1,54	0,229

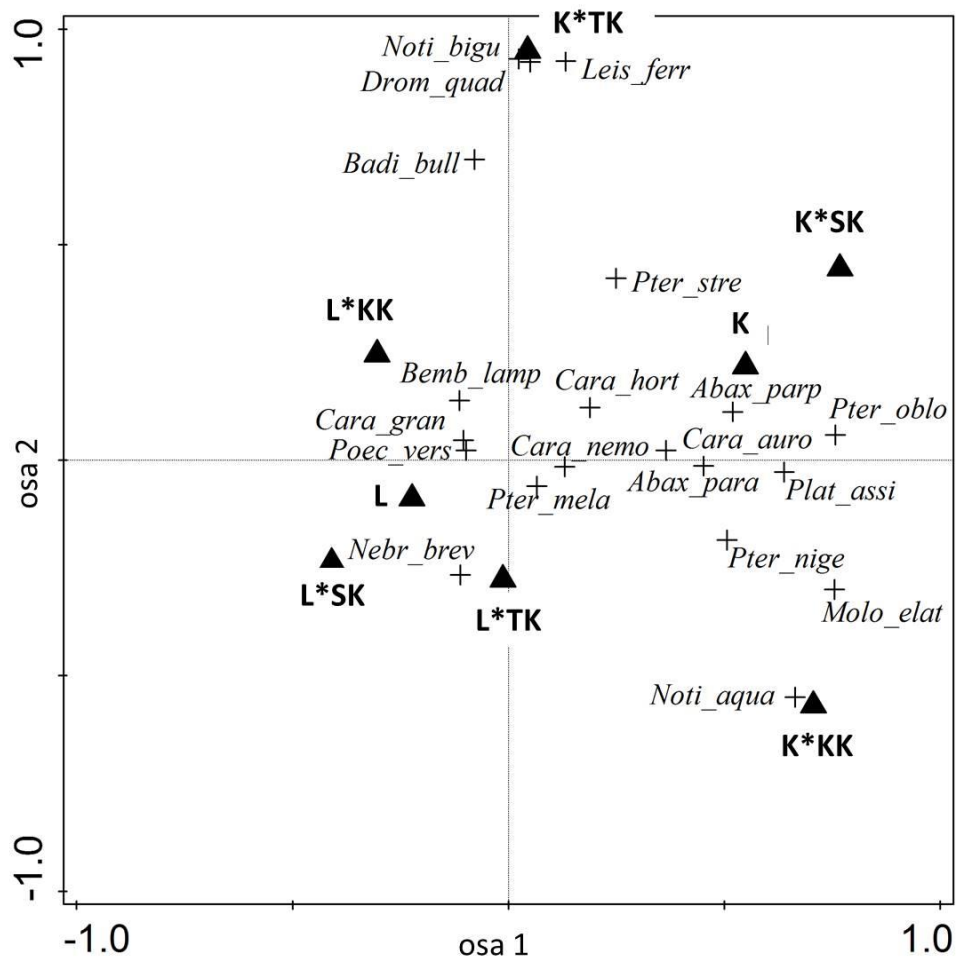
Rozdíl mezi loukou a určitým typem koridoru co se týče zaznamenané početnosti byl nejmenší mezi loukami a stromovými koridory (obr. 16).



Obrázek 16. Zaznamenaná početnost stěvlíkovitých v různých typech koridorů a na přilehlých loukách. Černou barvou jsou znázorněny koridory, šedou louky. Je zobrazen průměr odchycených jedinců na transekt (3 pasti fungující ve dvou třicetidenních intervalech) a směrodatná odchylka. Dále je zobrazená průkaznost rozdílu zaznamenané početnosti mezi typy koridoru a mezi přilehlými loukami (Tukeyho HSD test).

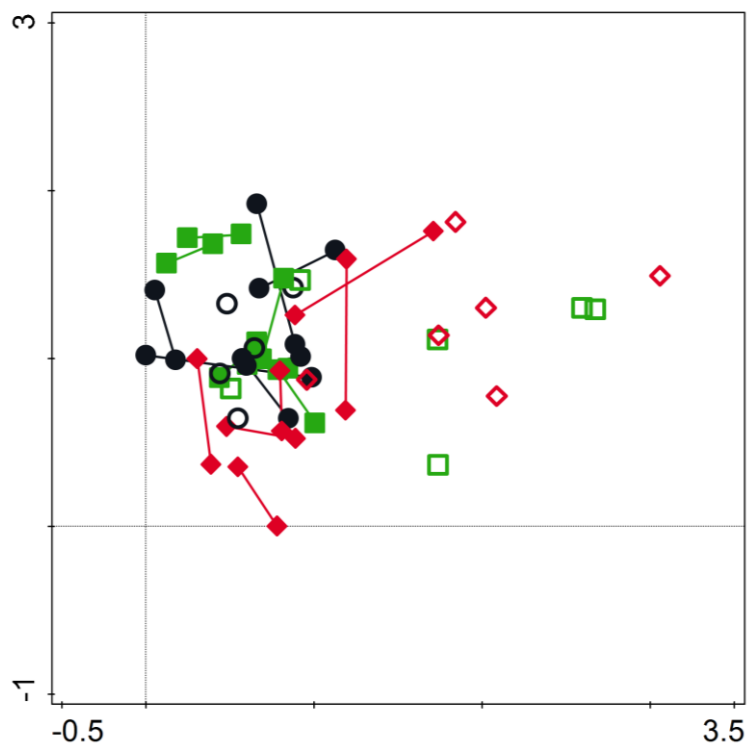
5.5 Zaznamenaná druhová kompozice

Zaznamenaná druhová kompozice stěvlíkovitých byla průkazně ovlivněna typem lokality (louka nebo koridor) a interakcí mezi typem lokality a typem koridoru (pseudo- $F = 2,8$, $P = 0,001$, model vysvětlil 16,2 % celkové variability druhových dat). Společenstva obývající různé typy koridorů se mezi sebou lišila více, než společenstva obývající určitý typ koridoru a přilehlou louku (obr. 17). Zaznamenaná druhová kompozice stěvlíkovitých z travnatých koridorů a z okolních luk přiléhajících k těmto koridorům si byly hodně podobné (obr. 17, první osa).



Obrázek 17. Zaznamenaná druhová kompozice střívkovitých v různých typech koridorů a v přilehlých loukách. Ordinační diagram znázorňuje kanonickou korespondenční analýzu. Zkratky vycházejí z latinského názvu druhu a jsou tvořeny prvními čtyřmi písmeny rodového názvu a prvními čtyřmi písmeny druhového názvu (seznam odchycených druhů v tabulce 4). Environmentální proměnné: K – koridor; L – louka; K*TK – travnatý koridor; K*KK – křovinatý koridor; K*SK – stromový koridor; L*TK – louka přiléhající k travnatému koridoru; L*KK – louka přiléhající ke křovinatému koridoru; L*SK – louka přiléhající k stromovému koridoru. První ordinační osa vysvětlila 10,8 % celkové variability druhových dat a druhá ordinační osa vysvětlila 2,96 % celkové variability druhových dat (všechny kanonické osy dohromady = všechny environmentální proměnné vysvětlily 16,2 % celkové variability druhových dat).

Odlišnost střevlíkovitých odchycených v různých typech lokalit (koridory nebo louky) je patrná z obrázku 18. Rozdílnost střevlíkovitých odchycených po obou stranách určitého typu koridoru se nelišila v závislosti na různém typu koridoru (ANOVA: $F = 0,78$; $P = 0,48$). Tento fakt naznačuje, že travnaté, křovinaté i stromové koridory představují pro střevlíkovité obdobnou bariéru.



Obrázek 18. Ordinační diagram založený na detrendované kanonické analýze. Zobrazení nepodobnosti společenstev střevlíkovitých odchycených v koridorech (symboly bez výplně) a přilehlých loukách (vyplněné symboly). Černá barva znázorňuje travnaté koridory, zelená křovinaté koridory a červená stromové koridory. Délka čáry naznačuje nepodobnost společenstev střevlíkovitých odchycených na loukách po obou stranách koridoru.

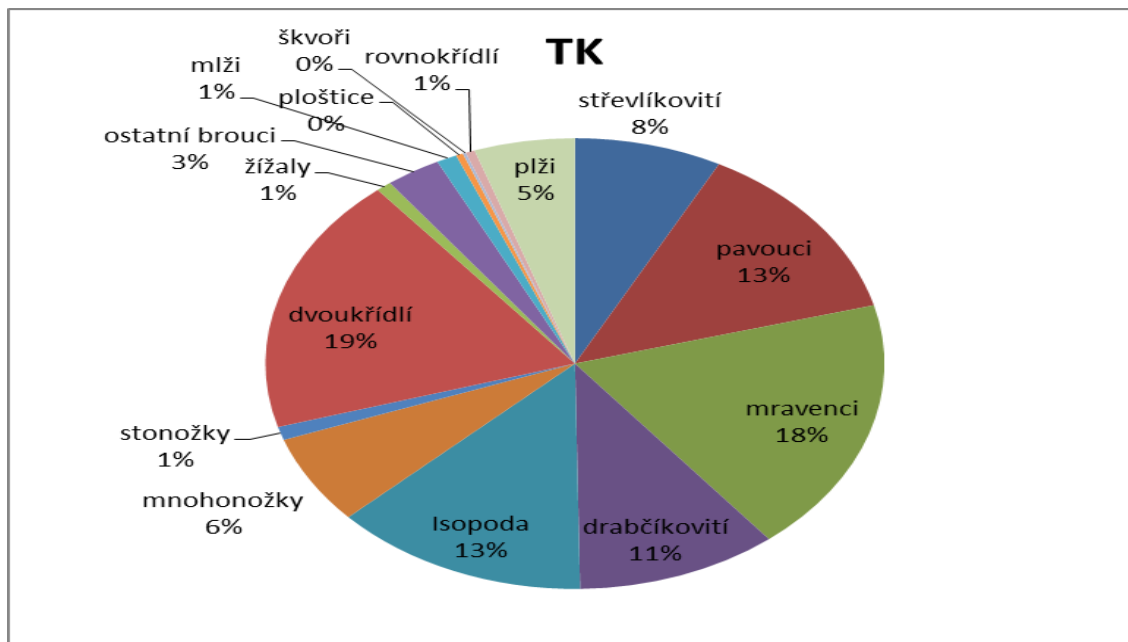
5.6 Zaznamenaná početnost ostatních odchycených skupin

Celkem bylo odchyceno 11 810 jedinců necílových skupin (tab. 9).

Tabulka 9. Seznam odchycených necílových organismů. V tabulce je pro lepší přehlednost zobrazena i zaznamenaná početnost střevlíkovitých.

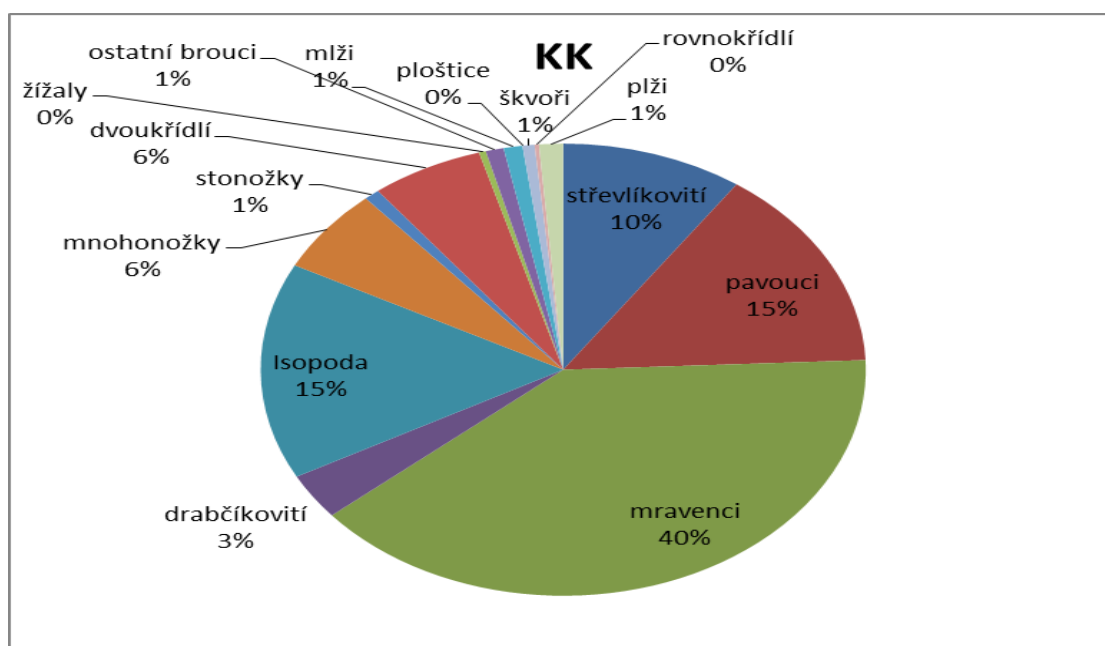
Skupina	Lokalita									celkem
	KK	KL	KP	SK	SL	SP	TK	TL	TP	
střevlíkovití	212	453	376	329	466	220	145	55	410	3206
pavouci	39	490	45	212	780	25	47	509	430	3693
mravenci	863	426	216	443	183	86	346	417	27	3007
drabčíkovití	72	49	130	88	55	108	198	89	167	956
Isopoda	338	33	111	181	24	10	251	36	38	1022
mnohonožky	132	51	32	72	30	22	121	70	50	580
stonožky	18	2	2	24	6	14	18	4	4	92
dvoukřídlí	13	8	26	47	68	38	349	44	27	768
žížaly	8	11	38	14	49	12	15	33	14	194
ostatní brouci	21	48	21	43	49	35	54	111	57	439
mlži	22	14	7	3	0	1	20	1	2	70
ploštice	0	1	5	0	0	0	7	17	0	30
škvoři	14	3	3	2	0	2	3	20	15	62
rovnokřídlí	5	164	10	6	9	16	9	45	63	327
plži	8	67	90	28	45	59	99	82	72	570

V travnatém koridoru tvořili největší část úlovku dvoukřídlí (19 %), dále mravenci (18 %), pavouci a Isopoda (13 %) a drabčíkovití (11 %). Střevlíkovití, tedy cílová skupina, tvořili 8 % úlovku (obr. 19).



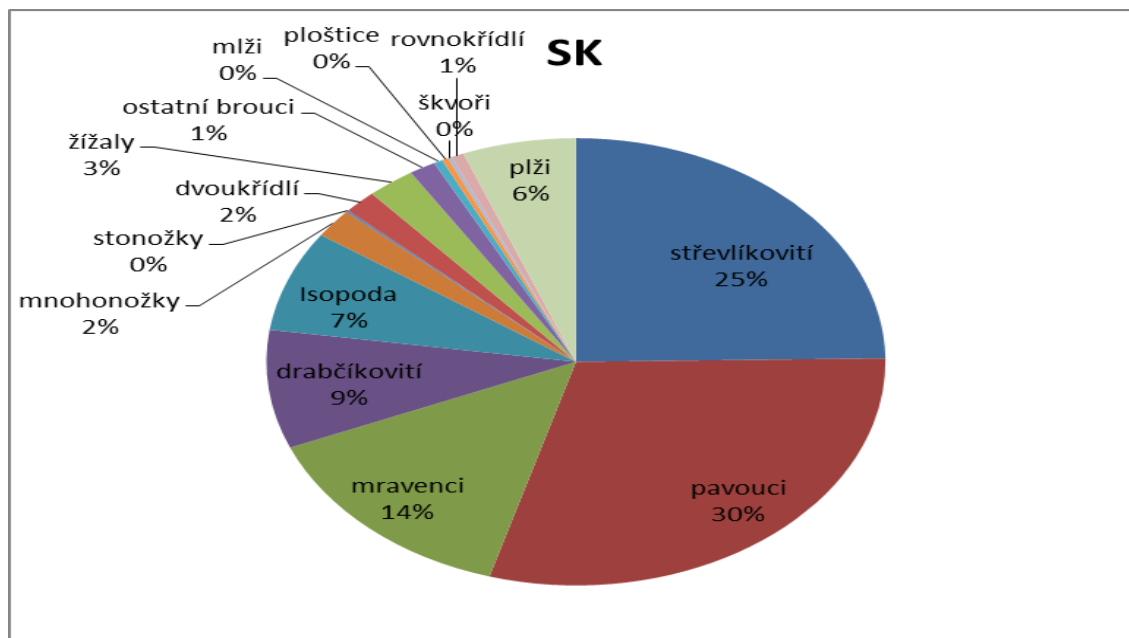
Obrázek 19. Poměr odchycených skupin na celkovém úlovku v travnatých koridorech.

V křovinatém koridoru tvořili největší část úlovku mravenci (40 %) a pavouci a Isopoda (15 %). Střevlíkovití představovali 10 % úlovku (obr. 20).



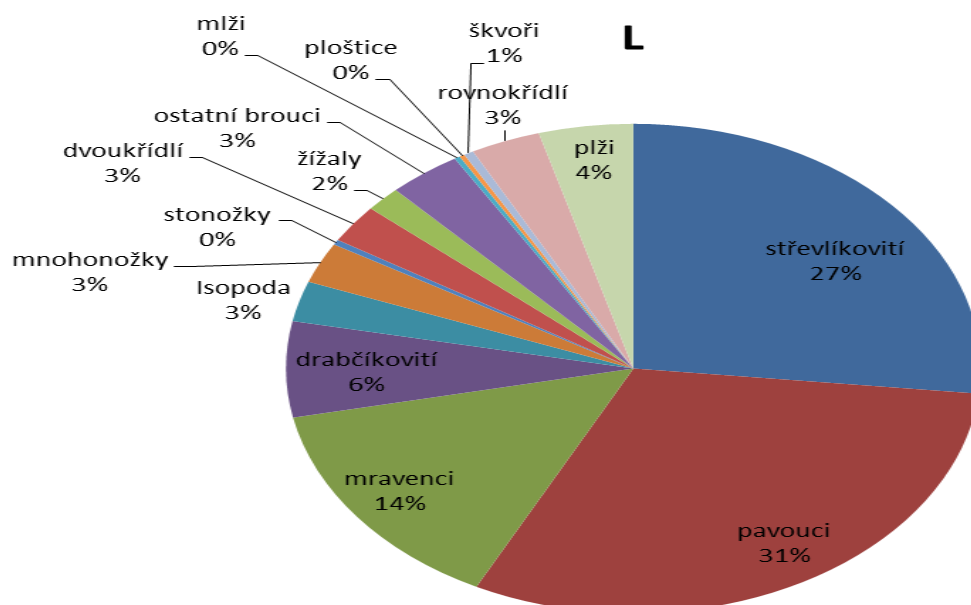
Obrázek 20. Poměr odchycených skupin na celkovém úlovku v křovinatých koridorech.

V stromovém koridoru bylo odchyceno nejvíce pavouků (30 %), dále střevlíkovitých (25 %) a mravenců (14 %) (obr. 21).



Obrázek 21. Poměr odchycených skupin na celkovém úlovku v stromových koridorech.

Na loukách největší úlovek představovali pavouci (31 %), střevlíkovití (27 %), mravenci (14 %) a drabčíkovití (6 %) (obr. 22).



Obrázek 22. Poměr odchycených skupin na celkovém úlovku na loukách.

6 DISKUZE

Je složité porovnávat zjištěné výsledky s dalšími studii, protože neexistuje mnoho prací, které by se zabývaly vlivem koridorů na výskyt epigeických členovců v typicky luční krajině. Na druhou stranu existuje celá řada prací, které se zabývaly rolí koridorů v krajině s převahou obdělávaných polí. Tyto studie potvrdily důležitost maloplošných permanentních polopřirozených krajinných struktur pro členovce, kteří obývají zemědělskou krajinu (Bowie et al. 2014; Frampton et al. 1995; Varchola a Dunn 2001).

Na základě prostudované literatury a z údajů zjištěných v krajině s převahou polí nad loukami bylo očekáváno, že i v luční krajině mohou koridory zvyšovat lokální diverzitu, protože zde žijí druhy odlišné od druhů žijících na loukách. Travnaté koridory se oproti loukám vyznačují výskytem stařiny a např. velkých kamenů nebo terénních nerovností, které neumožňují obdělávání, křovinaté a stromové koridory jsou složeny z jiného typu vegetace. Ačkoliv zaznamenaná druhová početnost střevlíkovitých byla u koridorů i u luk velice podobná, odlišná zaznamenaná druhová kompozice potvrzuje důležitost koridorů při zvyšování diverzity v krajině, kde převažují luční porosty. Při porovnání luk a koridorů je jasně vidět, že určité druhy převažují na loukách a určité v koridorech a dokonce některé druhy byly nalezeny pouze v určitém typu koridoru (travnatý, křovinatý, stromový).

Výsledky této práce mohou použít lokální politici nebo instituce ke zdůvodnění finanční podpory směřované do založení nových koridorů nebo do zlepšování stavu stávajících koridorů v člověkem ovlivněné krajině. Některé koridory se mohou stát částí tzv. ploch v ekologickém zájmu (Ecological Focus Area), které jsou definovány v Společné zemědělské politice Evropské unie. V České republice se mohou koridory stát součástí Územního systému ekologické stability. V obou případech je výsadba a údržba koridorů podpořena dotacemi (Ministerstvo zemědělství 2015; Ministerstvo životního prostředí 2015). Výsledky této práce mluví především pro podporu křovinatých a stromových koridorů, které zvyšují lokální diverzitu díky přítomnosti druhů odlišných od druhů vyskytujících se na loukách.

I přesto, že byl v této studii zjištěn vliv koridorů na zaznamenanou početnost a zaznamenanou druhovou početnost střevlíkovitých, je při porovnání se studii z krajiny, kde převládají obdělávaná pole patrné, že v krajině protkané loukami mají koridory zřetelně menší vliv (Burel et al. 2004; de la Pena et al. 2003; Thomas et al. 2001). V polní krajině je patrný značný přesah brouků z neproduktivních neobdělávaných ploch

(stanovišť) na obdělávaná pole (Wamser et al. 2011). Společenstva žijící na polích jsou tedy průkazně ovlivňována přítomností neobdělávaných ploch v okolní krajině (Weibull et al. 2003), zatímco v této práci bylo zjištěno, že společenstva střevlíkovitých žijící na loukách (a odchycená 20 m směrem od koridoru do louky) nejsou koridory ovlivňována. Toto zjištění není ale až tak překvapující. Obdělávaná pole jsou v prostředí mírného klimatického pásu pokryta vegetací jen po určitou část roku, a proto kontrastují s okolní krajinou více než louky, na kterých je vegetace po celý rok. Společenstva střevlíkovitých na loukách pravděpodobně nepotřebují pohybovat se mezi loukou a přilehlým okolím (koridorem) tak často, jako střevlíkovití žijící na polích, kteří se v koridorech snaží najít zdroj potravy nebo je využívají jako místo pro přezimování (Andersen 1997; Dennis et al. 1994; Wamser et al. 2011). Průkazně nižší zaznamenaná početnost střevlíkovitých v koridorech v porovnání s loukami v průběhu vegetační sezóny by mohla být překvapující, ale tento vzor (nižší zaznamenaná početnost v neobdělávaných stanovištích) je patrný i v polní krajině (da Silva et al. 2009; Knapp a Řezáč 2015). Vyšší zaznamenaná početnost člověku prospěšných členovců je patrně spojena s vyšší produktivitou těchto stanovišť, což vede k vyššímu přesunu energie v rámci potravního řetězce (Siemann 1998).

Varchola a Dunn (2001) popisují ve své práci, že přítomnost komplexní sítě koridorů může ovlivňovat společenstva střevlíkovitých nacházejících se na polích. Podle jejich výsledků byli střevlíkovití mnohem aktivnější a dosahovali větší druhové početnosti na poli, které bylo ohraničeno hustými koridory než na poli, které bylo ohraničeno pouze travnatým pásem. Výsledky této práce neprokázaly vliv typu koridoru (nebyla zaznamenána rozdílnost vzorků z luk a z koridorů), ale u některých druhů byl zaznamenán přesah druhů z koridorů směrem do luk. Například druhy *Abax parallelepipedus* a *Carabus hortensis* byly často odchyceny na loukách, ačkoliv jsou dle Hůrky (1996) považovány za druhy preferující křovinatá a lesnatá stanoviště. Charrier et al. (1997) pozoroval toto chování u druhu *Abax parallelepipedus* a potvrdil ho za pomoci telemetrického sledování. Polovina jedinců opustila koridor a pronikla do louky, většinou v dosahu stínu stromů. Podobný okrajový efekt je dobře zdokumentován pro další druhy střevlíkovitých známých svojí schopností pronikat desítky metrů do okolního stanoviště (Lacasella et al. 2015).

Existuje jen malé množství prací, které by porovnávaly společenstva členovců žijících v konkrétních typech koridorů (Šustek 1994; Charrier et al. 1997; Pywell et al. 2005; Griffiths et al. 2007; Bowie et al. 2014) a není mi známa práce, která by porovnávala různé typy koridorů na rozhraní luk. Griffiths et al. (2007) vzorkoval za pomoci výletových pastí

(emergence trap) šest zachovalých koridorů, šest poničených koridorů a šest koridorů s nižší vegetací. Zaznamenaná druhová početnost a početnost střevlíkovitých si byly u koridorů podobné. V této studii byl průkazný efekt zaznamenán pouze pro početnost střevlíkovitých, a ta se zvyšovala od travnatého přes křovinatý až k stromovému typu koridoru.

Zajímavý je také vysoký kontrast mezi zaznamenanou početností střevlíkovitých mezi travnatým koridorem a přilehlou loukou, protože se jedná o stanoviště, která si jsou díky podobné vegetaci nejbližší. Na druhou stranu podobnost společenstev (podobná druhová skladba dominantních druhů) mohla mít za následek zvýraznění rozdílu v prostorovém rozmístění druhů kvůli nárokům na mikrostanoviště. Například druh *Poecilus versicolor*, který se v polní krajině často shlukuje na travnatých okrajích polí, byl v této studii více než čtyřikrát méně aktivní uvnitř travnatého koridoru v porovnání s loukami. Zdá se, že členovci jsou schopni si vybrat příhodné podmínky prostředí a hromadit se v kvalitnější oblasti (Čížek et al. 2012). Pohyb brouků mezi koridory a loukami vede k nahromadění brouků uvnitř jedné lokality a je méně pravděpodobný u křovinatých a stromových koridorů, které jsou domovem specifických společenstev (např. druhů s menšími sklony opouštět koridor a vydávat se do otevřených stanovišť).

Některé druhy typické pro otevřená stanoviště, např. *Poecilus versicolor*, byly odchyceny v křovinatém a dokonce i ve stromovém koridoru. To může být způsobeno pasivním přesahem do koridoru nebo faktem, že koridory poskytují druhům nějaké doplňkové zdroje, které pro ně nejsou dostupné uvnitř luk (Eggers et al. 2010). Druhý zmíněný fakt hraje roli především v období přezimování (Dennis et al. 1994; Thomas et al. 2001; Wamser et al. 2011) nebo na jaře. Marchi et al. (2013) zjistili, že stromové koridory byly pro druh *Bembidion lampros* hlavní rozptylovou cestou, i když je tento druh považován za druh vyskytující se čistě v otevřené krajině. Obdělávaná pole představují pro tento druh bariéru zabraňující toku genů, brouci se snaží během přezimování navracet zpět do koridorů, dokonce do stejných koridorů. V této studii bylo v koridorech odchyceno šest jedinců, 44 jedinců bylo odchyceno na louce. Nízká přítomnost v koridorech lze vysvětlit načasováním sběru nebo počasím. Různé typy koridorů v této studii zdá se představují pouze malou bariéru v pohybu lučních druhů, protože rozdílnost mezi vzorky pocházejícími z obou stran koridorů se nelišila v závislosti na různém typu koridoru.

Zajímavým nálezem je nález druhu *Carabus cancellatus* v Pohorsku a v Milínově. Jedná se o polní bezkřídlý druh, dříve běžný. V důsledku chemizace a změn v zemědělství

v předchozím režimu byl jeho výskyt snížen na minimum (Hůrka 1996). Dnes se do krajiny vrací a osidluje lokálně vlhké a stinné biotopy jako okraje lesů, zahrady a pole.

Krátce ještě k použité metodice. V roce 2014 proběhl zkušební sběr na jedné lokalitě. Cílem bylo zjistit, jestli jsou ve výskytu střevlíkovitých v koridorech a na loukách patrné nějaké rozdíly. Tento výzkum probíhal po celou vegetační sezonu a data z něj jsou k dispozici u autorky. V následujícím roce bylo rozhodnuto, že sběr musí probíhat na více lokalitách, aby bylo možné kvalitní statistické zhodnocení a aby byla ošetřena pseudoreplikace způsobená blízkostí jednotlivých typů koridorů. Dále bylo rozhodnuto, že odchyt bude probíhat jen v jarním a podzimním období. I Lovei a Magura (2011) ve svém článku radí, že pokud musíme udělat kompromis, raději dejme více pastí, než abychom sbírali co nejdéle. Pro odchyt byly použity průhledné plastové kelímky, aby střevlíkovití nebyli do pastí cíleně lákáni. Problém s výskytem většího počtu pastí na loukách než v koridorech byl ošetřen statisticky.

Podle Wamser et al. (2011) se některé druhy střevlíkovitých mohou v krajině bohaté na přítomnost okrajových struktur a neprodukcčních ploch vracet ze zimovišť později, i tento fakt mohl v některých lokalitách spolu s načasováním jarního sběru ovlivnit úspěšnost sběru.

Podobný design, jako má tato práce, je zvolen i v práci Maudsley et al. (2002). Autoři umístili pasti do centrální části koridoru a do obou přilehlých ploch, jednalo se však o pole, ne o louky a věnovali se pouze jednomu koridoru. I když jejich studie byla primárně zaměřena na úspěch přezimování u střevlíkovitých a drabčíkovitých, pozorovali odlišnosti mezi společenstvy na obou stranách koridoru. Jedna strana koridoru vykazovala mnohem větší druhovou bohatost než druhá. Z těchto výsledků je patrné, že obě strany koridorů se průkazně nelišily v zaznamenané početnosti a v zaznamenané druhové početnosti ani u jednoho koridoru. To si lze vysvětlit tak, že koridory byly cíleně vybírány takovým způsobem, aby vedly jedním půdním blokem a analýza se mohla soustředit pouze na typ stanoviště, kdežto v práci Maudsley et al. (2002) byla na každé straně koridoru jiná vlhkost půdy a lišil se i výskyt plodin.

Také Thomas et al. (2001) zkoumali výskyt střevlíkovitých podél jednoho koridoru složeného z keřů a dřevin a v přilehlých polích. Podle nich se druhy *Poecilus cupreus* a *Pterostichus melanarius* objevují ve velkých shlucích uvnitř pole a je zajímavé, že každý z nich dominuje na jiné straně koridoru. V této studii se podobný druh *Poecilus versicolor* objevoval ve všech typech koridorů i na loukách (kde převažuje) a druh *Pterostichus*

melanarius se vyskytoval na loukách i v křovinatých a stromových koridorech. U druhů *Amara spp.* a *Pseudoophonus rufipes* potvrdili Thomas et al. (2001) výskyt v asociaci s koridorem, kdežto v této práci byly druhy *Amara spp.* mnohem početnější na loukách v otevřené krajině. Druh *Pseudoophonus rufipes* byl odchycen pouze v počtu 3 jedinců, z čehož nelze vyvodit žádné závěry. Thomas et al. (2001) zaznamenali výskyt druhu *Anchomenus dorsalis* na poli i v koridorech, v této provedené studii byl odchycen v koridorech, ale pouze v počtu 2 jedinců. S autory je shodný výskyt druhu *Nebria brevicollis*, který v obou studiích obýval koridory i otevřenou krajinu.

Travnaté koridory lze přirovnat k travnatým pásům. Obdobně jako zde, ani Ernoult et al. (2013) neprokázali jejich významný vliv na přítomnost střevlíkovitých v krajině, ale zjistili, že mohou sloužit jako další z polopřirozených krajinných složek, které zvyšují propojenost krajiny a umožňují rozptyl fauny i zachování určitých druhů a mohou přispět ke komplexnosti potravní sítě v zemědělské krajině. Na rozdíl od travnatých koridorů bývají zpravidla sečeny.

Travnaté polní okraje zkoumali Frampton et al. (1995). Podle jejich názoru mohou travnaté polní okraje sloužit jako úkryt pro užitečné členovce včetně střevlíkovitých. V této práci byla zaznamenaná početnost střevlíkovitých v travnatých koridorech nejnižší ze všech typů koridorů, ačkoliv by se dalo očekávat, že v travnatých koridorech budou mít střevlíkovití lepší podmínky. Tyto koridory nejsou sečeny a vyskytuje se zde stařina. Dokonce i Pywell et al. (2005) tvrdí, že půda v nenarušovaném prostředí travinného pokryvu obsahuje větší vrstvu opadu, více organického materiálu a rozsáhlý kořenový systém, a proto je vhodnější k vyhledávání útočiště i k přezimování.

Výskyt některých druhů byl svázán s určitým typem koridoru, např. *Molops elatus* s křovinatými koridory a *Pterostichus oblongopunctatus* se stromovými koridory. Z 51 zaznamenaných druhů jich osm bylo nalezeno pouze v koridorech. Obdobně i Bowie et al. (2014) zjistili, že některé druhy jsou silně specializovány na určitý typ koridorů a jsou nalézány jenom zde.

Bylo zjištěno, že zaznamenaná početnost střevlíkovitých, tedy cílové skupiny, není na žádné lokalitě převládající. Převládající nebo podobné zaznamenané početnosti jsou u mravenců a pavouků. Pavouci, obdobně jako střevlíkovití, také žijí na povrchu a jsou dobře odchytáváni do zemních pastí (Buchar a Růžička 2002). Často jsou ve studiích využíváni jako indikátor spolu se střevlíkovitými (Maudsley et al. 2002; Weibull et al. 2003; Bowie et al. 2014; Caprio et al. 2015; Knapp a Řezáč 2015). Problémem je málo

taxonomů schopných pavouky určit. Do zemních pastí jsou ve větším počtu odchyťováni i drabčíkovití, suchozemští korýši Isopoda, stonožky nebo mnohonožky. I pro ně jsou rozpracovány bioindikační klasifikace (Boháč 1999; Tuf a Tufová 2008), ale obdobně jako u pavouků existuje jen několik odborníků schopných je determinovat do druhu.

Při porovnání ekologických skupin je patrné, že v oblastech Pohorska a Hartmanic převažují druhy skupiny A. Tyto dvě lokality se nacházejí ve vyšší nadmořské výšce a v okruhu pěti kilometrů na nich převažuje výskyt lesů nad loukami. Rozdíl výskytu ekologických skupin mezi koridory a loukami je pouze nepatrný. Na loukách převládají eurytopní druhy (55 %) a v koridorech adaptabilní druhy (51 %). Předpokládalo se, že v koridorech budou adaptabilní druhy převládat ve větším poměru. Je ale možné, že výsledek byl ovlivněn tím, že travnaté koridory jsou sice více podobné loukám, ale jsou řazeny mezi koridory. Druhy skupiny R nebyly odchyceny, ale v prostředí zemědělské krajiny, i když méně intenzivně obdělávané, nelze tyto druhy, jak tvrdí Hůrka et al. (1996), očekávat.

7 ZÁVĚR

Na příkladu střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) byl zhodnocen význam tří typů koridorů (travnatý, křovinatý, stromový) v zemědělské krajině v Pošumaví, která je charakteristická převahou travnatých porostů.

Ve všech typech koridorů byla zjištěna rozmanitá společenstva střevlíkovitých. Jejich výskyt (zaznamenaná druhová kompozice) se průkazně lišil v koridorech a na loukách i v jednotlivých typech koridorů. Zaznamenaný počet druhů ovšem těmito faktory ovlivněn nebyl. Zaznamenaná početnost se průkazně lišila v koridorech a na loukách a na loukách byla vyšší. Rozdíl byl nejvíce patrný na loukách přiléhajících k travnatým koridorům.

Jak plyne z diskuse, výskyt mohl být dále ovlivněn nadmořskou výškou, kompozicí okolní krajiny, načasováním sběrů i použitou metodikou. Tyto faktory nebyly přímo testovány. Spolu se střevlíkovitými byli nejčastěji odchytáváni mravenci, pavouci a drabčíkovití. Pro další práci by bylo vhodné do analýz zahrnout i tyto skupiny, zvláště drabčíkovité nebo pavouky.

Význam koridorů v luční krajině byl potvrzen přítomností druhů unikátních pro různé koridory, např. druh *Molops elatus* se vyskytoval pouze v křovinatém koridoru a druh *Pterostichus oblongopunctatus* byl typický pro stromový koridor. Ochrana stávajících a tvorba nových koridorů v zemědělské krajině je důležitá a právem podporovaná českou legislativou i legislativou Evropské unie a s tím souvisejícím systémem dotací.

8 LITERATURA

ABILDSNES, J. a TOMMERAS, B. A. (2000): Impacts of experimental habitat fragmentation on ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in a boreal spruce forest. *Annales Zoologici Fennici*, 37, č. 3, s. 201–212.

ANDERSEN, A. (1997): Densities of overwintering carabids and staphylinids (Col., Carabidae and Staphylinidae) in cereal and grass fields and their boundaries. *Journal of Applied Entomology*, 121, č. 1-5, s. 77–80.

ANDORKO, R. a KADAR, F. (2009): Life-History Characteristics of the Ground Beetle *Carabus Scheidleri* (coleoptera: Carabidae) in Hungary. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 55, č. 4, s. 381–393.

AVGIN, S. S. a LUFF, M. L. (2010): Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators of human impact. *Munis Entomology & Zoology Journal*, 9, č. 1, s. 209–215.

AVIRON, S. et al. (2005): Carabid assemblages in agricultural landscapes: impacts of habitat features, landscape context at different spatial scales and farming intensity. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 108, č. 3, s. 205–217.

BALOG, A. et al. (2009): Farming system and habitat structure effects on rove beetles (Coleoptera: Staphylinidae) assembly in Central European apple and pear orchards. *Biologia*, 64, č. 2, s. 343–349.

BALOG, A. et al. (2010): Rove beetle (Coleoptera: Staphylinidae) communities in transgenic Bt (MON810) and near isogenic maize. *Crop Protection*, 29, č. 6, s. 567–571.

BAUDRY, J. et al. (2003): Temporal variability of connectivity in agricultural landscapes: do farming activities help? *Landscape Ecology*, 18, č. 3, s. 303–314.

BEIER, P. (1995): Dispersal of Juvenile Cougars in Fragmented Habitat. *Journal of Wildlife Management*, 59, č. 2, s. 228–237.

BEIER, P. a NOSS, R. F. (1998): Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology*, 12, č. 6, s. 1241–1252.

BENEŠ, J. (1996): The synantropic landscape history of the Šumava Mountains (Czech side). *Silva Gabreta*, 1, s. 237–241.

BENNET, A. F. (2003): Linkages in the landscape: The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN et Cambridge, Gland, 254 s.

BERGES, L. et al. (2011): Establishment of a National ecological network to conserve biodiversity. Pros and cons of ecological corridor. *Revue Public policy and biodiversity*, 03, s. 34–39.

BERGMAN, K. O. et al. (2004): Landscape effects on butterfly assemblages in an agricultural region. *Ecography*, 27, č. 5, s. 619–628.

- BEZDĚČKA, P. (2005): Formicoidea (Mravenci). In: Farkač, J. et al. (ed.): Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Red list of threatened species in Czech Republic. Invertebrates. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, s. 384–386.
- BOHÁČ, J. (1990): Numerical estimation of the impact of terrestrial ecosystems by using the staphylinid beetles communities. *Agrochemistry and Soil Science*, 39, s. 565–568.
- BOHÁČ, J. (1999): Staphylinid beetles as bioindicators. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 74, č. 1-3, s. 357–372.
- BOHÁČ, J. et al. (2007a): Communities of carabid beetles in plantations of fast growing plant species for energetic purposes. *Entomologica romanica*, 12, s. 213–221.
- BOHÁČ, J. et al. (2007b): Check-list of staphylinid beetles (Coleoptera, Staphylinidae) of the Czech Republic nad the division of species according to their ecological characteristic and sensitivity to human influence. *Časopis Slezského Muzea Opava*, 56, s. 227–276.
- BOHÁČ, J. a FUCHS, R. (1991): The structure of animal communities as bioindicators of landscape deterioration. In: Jeffrey, D. a Madden, B. (ed.): *Bioindicators and environmental management*. Academic Press, San Diego, s. 165–178.
- BOHÁČ, J. a JAHNOVÁ, Z. (2015): Land Use Changes and Landscape Degradation in Central and Eastern Europe in the Last Decades: Epigeic Invertebrates as Bioindicators of Landscape Changes. In: Armon, R. H. a Hänninen, O. (ed.): *Environmental Indicators*. Springer Netherlands, s. 395–420.
- BOHÁČ, J. a MATĚJÍČEK, J. (2003): Katalog brouků Prahy. Svazek IV. Drabčíkovití Staphylinidae. Clarion Production, Praha, 256 s.
- BOWIE, M. H. et al. (2014): Effect of boundary type and season on predatory arthropods associated with field margins on New Zealand farmland. *New Zealand Journal of Zoology*, 41, č. 4, s. 268–284.
- BRERETON, T. et al. (2011): The development of butterfly indicators in the United Kingdom and assessments in 2010. *Journal of Insect Conservation*, 15, č. 1-2, s. 139–151.
- BROOKS, D. R. et al. (2012): Large carabid beetle declines in a United Kingdom monitoring network increases evidence for a widespread loss in insect biodiversity. *Journal of Applied Ecology*, 49, č. 5, s. 1009–1019.
- BUČEK, A. a LACINA, J. (1995): Přírodovědná východiska ÚSES. In: Rukověť projektanta místního územního systému ekologické stability. Doplněk, Brno, s. 9–28.
- BUDDLE, C. M. et al. (2004): Ground-dwelling spider assemblages inhabiting riparian forests and hedgerows in an agricultural landscape. *American Midland Naturalist*, 151, č. 1, s. 15–26.
- BUCHAR, J. a RŮŽIČKA, V. (2002): Catalogue of spiders of the Czech Republic. Peres Publishers, Praha, 349 s.

- BUCHHOLZ, S. et al. (2010): Effect of the colour of pitfall traps on their capture efficiency of carabid beetles (Coleoptera: Carabidae), spiders (Araneae) and other arthropods. *European Journal of Entomology*, 107, č. 2, s. 277–280.
- BUCHHOLZ, S. a HANNIG, K. (2009): Do covers influence the capture efficiency of pitfall traps? *European Journal of Entomology*, 106, č. 4, s. 667–671.
- BUREL, F. (1989): Landscape structure effects on carabid beetles spatial patterns in western France. *Landscape Ecology*, 2, č. 4, s. 215–226.
- BUREL, F. (1992): Effect of landscape structure and dynamics on species diversity in hedgerow networks. *Landscape Ecology*, 6, č. 3, s. 161–174.
- BUREL, F. et al. (2004): Differential response of selected taxa to landscape context and agricultural intensification. *Landscape and Urban Planning*, 67, č. 1-4, s. 195–204.
- BURGER, J. (2006): Bioindicators: Types, Development, and Use in Ecological Assessment and Research. *Environmental Bioindicators*, 1, s. 22–39.
- CAMERON, K. H. a LEATHER, S. R. (2012): How good are carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) as indicators of invertebrate abundance and order richness? *Biodiversity and Conservation*, 21, č. 3, s. 763–779.
- CAMERON, R. et al. (1980): Historical and Environmental-Influences on Hedgerow Snail Faunas. *Biological Journal of the Linnean Society*, 13, č. 1, s. 75–87.
- CAPRIO, E. et al. (2015): Organic versus conventional systems in viticulture: Comparative effects on spiders and carabids in vineyards and adjacent forests. *Agricultural Systems*, 136, s. 61–69.
- CENCI, R. M. a JONES, R. J. A. ed. (2009): Holistic approach to biodiversity and bioindication in soil. Office for the Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 43 s.
- ČÍŽEK, O. et al. (2012): Diversification of mowing regime increases arthropods diversity in species-poor cultural hay meadows. *Journal of Insect Conservation*, 16, č. 2, s. 215–226.
- DA SILVA, P. M. et al. (2009): Cork-oak woodlands as key-habitats for biodiversity conservation in Mediterranean landscapes: a case study using rove and ground beetles (Coleoptera: Staphylinidae, Carabidae). *Biodiversity and Conservation*, 18, č. 3, s. 605–619.
- DAVIES, K. F. a MARGULES, C. R. (1998): Effects of habitat fragmentation on carabid beetles: experimental evidence. *Journal of Animal Ecology*, 67, č. 3, s. 460–471.
- DAVIES, Z. G. a PULLIN, A. S. (2007): Are hedgerows effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidence-based approach. *Landscape Ecology*, 22, č. 3, s. 333–351.
- DE BRUYN, L. a L. (1999): Ants as bioindicators of soil function in rural environments. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 74, č. 1-3, s. 425–441.

- DE LA PENA, N. M. et al. (2003): Landscape context and carabid beetles (Coleoptera : Carabidae) communities of hedgerows in western France. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 94, č. 1, s. 59–72.
- DENNIS, P. et al. (1994): Structural Features of Field Boundaries Which Influence the Overwintering Densities of Beneficial Arthropod Predators. *Journal of Applied Ecology*, 31, č. 2, s. 361–370.
- DIGWEED, S. C. et al. (1995): Digging out the digging-in effect'' of pitfall traps: Influences depletion and disturbance on catches of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Pedobiologia*, 39, č. 6, s. 561–576.
- DOVER, J. (1990): Butterflies and wildlife corridors. *The Game Conservancy Review of 1989*, 21, s. 62–64.
- DOVER, J. et al. (2000): Linear features and butterflies: the importance of green lanes. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 80, č. 3, s. 227–242.
- DREES, C. et al. (2011): Genetic erosion in a stenotopic heathland ground beetle (Coleoptera: Carabidae): a matter of habitat size? *Conservation Genetics*, 12, č. 1, s. 105–117.
- DUFLOT, R. et al. (2014): Landscape heterogeneity as an ecological filter of species traits. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology*, 56, s. 19–26.
- DUNNING, J. et al. (1992): Ecological Processes That Affect Populations in Complex Landscapes. *Oikos*, 65, č. 1, s. 169–175.
- EGGERS, B. et al. (2010): Value of Semi-Open Corridors for Simultaneously Connecting Open and Wooded Habitats: a Case Study with Ground Beetles. *Conservation Biology*, 24, č. 1, s. 256–266.
- ELEK, Z. et al. (2010): Carabid species responses to hybrid poplar plantations in floodplains in France. *Forest Ecology and Management*, 260, č. 9, s. 1446–1455.
- ERNOULT, A. et al. (2013): Grassy strips in their landscape context, their role as new habitat for biodiversity. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 166, s. 15–27.
- FAHRIG, L. (2003): Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 34, s. 487–515.
- FAUVEL, G. (1999): Diversity of Heteroptera in agroecosystems: role of sustainability and bioindication. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 74, č. 1-3, s. 275–303.
- FICETOLA, G. F. a DE BERNARDI, F. (2004): Amphibians in a human-dominated landscape: the community structure is related to habitat features and isolation. *Biological Conservation*, 119, č. 2, s. 219–230.
- FORMAN, R. T. T. (1995): *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge ; New York, 632 s.

FORMAN, R. T. T. a GODRON, M. (1993): Krajinná ekologie. Academia : Ministerstvo životního prostředí České republiky, Praha, 583 s.

FRAMPTON, G. et al. (1995): Effects of Grassy Banks on the Dispersal of Some Carabid Beetles (Coleoptera, Carabidae) on Farmland. *Biological Conservation*, 71, č. 3, s. 347–355.

FROUZ, J. (1999): Use of soil dwelling Diptera (Insecta, Diptera) as bioindicators: a review of ecological requirements and response to disturbance. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 74, č. 1-3, s. 167–186.

FUJITA, A. et al. (2008): Effects of forest fragmentation on species richness and composition of ground beetles (Coleoptera: Carabidae and Brachinidae) in urban landscapes. *Entomological Science*, 11, č. 1, s. 39–48.

GAUBLOMME, E. et al. (2008): The effects of forest patch size and matrix type on changes in carabid beetle assemblages in an urbanized landscape. *Biological Conservation*, 141, č. 10, s. 2585–2596.

GERHARDT, A. (2009): Bioindicator species and their use in biomonitoring. In: Inyang, H. I. a Daniels, J. H. (ed.): *Environmental monitoring*. Eolss Publishers, Oxford.

GILBERT-NORTON, L. et al. (2010): A Meta-Analytic Review of Corridor Effectiveness. *Conservation Biology*, 24, č. 3, s. 660–668.

GOBBI, M. a FONTANETO, D. (2008): Biodiversity of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in different habitats of the Italian Po lowland. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 127, č. 3-4, s. 273–276.

GRANDCHAMP, A. C. et al. (2000): The effects of trampling on assemblages of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in urban forests in Helsinki. *Urban Ecosystems*, 4, s. 321–332.

GREEN, R. et al. (1994): The Distribution of Passerine Birds in Hedgerows During the Breeding-Season in Relation to Characteristics of the Hedgerow and Adjacent Farmland. *Journal of Applied Ecology*, 31, č. 4, s. 677–692.

GREENSLADE, P. (1964): Pitfall Trapping as a Method for Studying Populations of Carabidae (Coleoptera). *Journal of Animal Ecology*, 33, č. 2, s. 301–310.

GRIFFITHS, G. J. K. et al. (2007): The representation and functional composition of carabid and staphylinid beetles in different field boundary types at a farm-scale. *Biological Conservation*, 135, č. 1, s. 145–152.

HADDAD, N. M. et al. (2003): Corridor use by diverse taxa. *Ecology*, 84, č. 3, s. 609–615.

HANCOCK, M. H. a LEGG, C. J. (2012): Pitfall trapping bias and arthropod body mass. *Insect Conservation and Diversity*, 5, č. 4, s. 312–318.

HASSAN AL, D. et al. (2013): Does the presence of grassy strips and landscape grain affect the spatial distribution of aphids and their carabid predators? *Agricultural and Forest Entomology*, 15, č. 1, s. 24–33.

- HERZOG, F. et al. ed. (2012): Biodiversity Indicators for European Farming Systems - a Guidebook. ART, Ettenhausen, 101 s.
- HESS, G. R. a FISCHER, R. A. (2001): Communicating clearly about conservation corridors. *Landscape and Urban Planning*, 55, č. 3, s. 195–208.
- HINSLEY, S. et al. (1995): Habitat and Landscape Factors Influencing the Presence of Individual Breeding Bird Species in Woodland Fragments. *Journal of Avian Biology*, 26, č. 2, s. 94–104.
- HOFMANN, T. A. a MASON, C. F. (2006): Importance of management on the distribution and abundance of Staphylinidae (Insecta: Coleoptera) on coastal grazing marshes. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 114, č. 2-4, s. 397–406.
- HOLLAND, J. M. ed. (2002): The agroecology of carabid beetles. Intercept, Andover, 356 s.
- HOLLAND, J. M. a LUFF, M. L. (2000): The effects of agricultural practices on Carabidae in temperate agroecosystems. *Integrated Pest Management Reviews*, 5, s. 109–129.
- HOLOPAINEN, J. K. a OKSANEN, J. (1995): Arboreal insects as indicators of air pollution effects on woody plants. In: Munawar, M. et al. (ed.): *Bioindicators of Environmental Health*. SPB Academic Publishing, Amsterdam, s. 83–96.
- HONĚK, A. et al. (2007): Size and taxonomic constraints determine the seed preferences of Carabidae (Coleoptera). *Basic and Applied Ecology*, 8, č. 4, s. 343–353.
- HONĚK, A. a KOCIÁN, M. (2003): Importance of woody and grassy areas as refugia for field Carabidae and Staphylinidae (Coleoptera). *Acta Societatis Zoologicae Bohemicae*, 67, s. 71–81.
- HOTHORN, T. et al. (2008): Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal*, 50, s. 346–363.
- HRADECKÝ, J. a BUZEK, L. (2001): *Nauka o krajině*. Ostravská univerzita, Ostrava, 215 s.
- HŮRKA, K. (1992): *Střevlíkovití-Carabidae*. Academia, Praha, 189 s.
- HŮRKA, K. (1996): *Carabidae of the Czech and Slovak Republics*. Kabourek, Zlín, 565 s.
- HŮRKA, K. et al. (1996): Využití střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) k indikaci kvality prostředí. 32, s. 15–26.
- HŮRKA, K. (2005): *Brouci České a Slovenské republiky*. Kabourek, Zlín, Czech Republic, 390 s.
- CHARRIER, S. et al. (1997): Movements of *Abax parallelepipedus* (Coleoptera, Carabidae) in woody habitats of a hedgerow network landscape: A radio-tracing study. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 61, č. 2-3, s. 133–144.

CHOBOT, K. et al. (2005): Epigeické skupiny bezobratlých a jejich indikační schopnosti. In: Vačkář, D. (ed.): Ukazatele změn biodiverzity. Academia, Praha, s. 239–248.

IRMLER, U. (2003): The spatial and temporal pattern of carabid beetles on arable fields in northern Germany (Schleswig-Holstein) and their value as ecological indicators. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 98, č. 1-3, s. 141–151.

JAHNOVÁ, Z. a BOHÁČ, J. (2011): Společenstva epigeických brouků (Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae) v porostech bylin pro energetické účely. *Acta Musei Beskidensis*, 3, s. 133–143.

JOYCE, K. A. et al. (1999): Influences of hedgerow intersections and gaps on the movement of carabid beetles. *Bulletin of Entomological Research*, 89, č. 6, s. 523–531.

JUDAS, M. et al. (2002): Distribution patterns of carabid beetle species at the landscape-level. *Journal of Biogeography*, 29, č. 4, s. 491–508.

KELLER, I. et al. (2004): Recent habitat fragmentation due to roads can lead to significant genetic differentiation in an abundant flightless ground beetle. *Molecular Ecology*, 13, č. 10, s. 2983–2994.

KELLER, I. et al. (2005): Estimation of effective population size and detection of a recent population decline coinciding with habitat fragmentation in a ground beetle. *Journal of Evolutionary Biology*, 18, č. 1, s. 90–100.

KNAPP, M. a RŮŽIČKA, J. (2012): The effect of pitfall trap construction and preservative on catch size, species richness and species composition of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *European Journal of Entomology*, 109, č. 3, s. 419–426.

KNAPP, M. a ŘEZÁČ, M. (2015): Even the Smallest Non-Crop Habitat Islands Could Be Beneficial: Distribution of Carabid Beetles and Spiders in Agricultural Landscape. *Plos One*, 10, č. 4, s. e0123052.

KOIVULA, M. J. (2011): Useful model organisms, indicators, or both? Ground beetles (Coleoptera, Carabidae) reflecting environmental conditions. *Zookeys*, č. 100, s. 287–317.

KONVIČKA, M. a BENEŠ, J. (2005): Stav a změny biodiverzity denních motýlů. In: Vačkář, D. (ed.): Ukazatele změn biodiverzity. Academia, Praha, s. 116–126.

KOTZE, D. J. et al. (2012): Effects of habitat edges and trampling on the distribution of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in urban forests. *Journal of Insect Conservation*, 16, č. 6, s. 883–897.

KOZÁK, J. a NĚMEČEK, J. (2009): Atlas půd České republiky. MZe ČR ve spolupráci s ČZU, Praha, 150 s.

KROMP, B. (1999): Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 74, č. 1-3, s. 187–228.

- KULT, K. (1947): Klíč k určování brouků čeledi Carabidae Československé republiky : (Zpracováno se zvláštním zřetelem k druhům zemědělsky důležitým). II. část. Československá společnost entomologická, Praha, 198 s.
- KUUSSAARI, M. et al. (2007): Contrasting trends of butterfly species preferring semi-natural grasslands, field margins and forest edges in northern Europe. *Journal of Insect Conservation*, 11, č. 4, s. 351–366.
- LACASELLA, F. et al. (2015): Asymmetrical responses of forest and „beyond edge” arthropod communities across a forest-grassland ecotone. *Biodiversity and Conservation*, 24, č. 3, s. 447–465.
- LAGISZ, M. et al. (2010): Genetic population structure of the ground beetle, *Pterostichus oblongopunctatus*, inhabiting a fragmented and polluted landscape: Evidence for sex-biased dispersal. *Journal of Insect Science*, 10, s. 105.
- LAMBERT, O. et al. (2012): Bees, honey and pollen as sentinels for lead environmental contamination. *Environmental Pollution*, 170, s. 254–259.
- LINDENMAYER, D. B. et al. (2000): Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation Biology*, 14, č. 4, s. 941–950.
- LIPSKÝ, Z. (2000): Historical development of Czech rural landscape: implications for present landscape planning. In: Richling, A. et al. (ed.): *Landscape ecology: theory and applications for practical purposes. The problems of landscape ecology*. Pultusk School of Humanities, Warsaw, s. 149–159.
- LOBL, I. a SMETANA, A. ed. (2003): *Archostemata, Myxophaga, Adepaga*. Apollo Books, Stenstrup, 819 s.
- LOVEI, G. L. a MAGURA, T. (2011): Can carabidologists spot a pitfall? The non-equivalence of two components of sampling effort in pitfall-trapped ground beetles (Carabidae). *Community Ecology*, 12, č. 1, s. 18–22.
- LOVEI, G. L. a SUNDERLAND, K. D. (1996): Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Annual Review of Entomology*, 41, s. 231–256.
- LOŽEK, V. (2005): Suchozemští měkkýši jako ukazatele biodiverzity. In: Vačkář, D. (ed.): *Ukazatele změn biodiverzity*. Academia, Praha, s. 262–274.
- MACDONALD, M. A. (2003): The role of corridors in biodiversity conservation in production forest landscapes: a literature review. *Tasforests*, 14, s. 41–52.
- MAGURA, T. a KODOBOCZ, V. (2007): Carabid assemblages in fragmented sandy grasslands. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 119, č. 3-4, s. 396–400.
- MARC, P. et al. (1999): Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 74, č. 1-3, s. 229–273.
- MARCHI, C. et al. (2013): Effects of Land Management Strategies on the Dispersal Pattern of a Beneficial Arthropod. *Plos One*, 8, č. 6, s. e66208.

MAUDSLEY, M. et al. (2002): Spatial distribution patterns of predatory arthropods within an English hedgerow in early winter in relation to habitat variables. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 89, č. 1-2, s. 77–89.

MAUREMOOTO, J. et al. (1995): Permeability of Hedgerows to Predatory Carabid Beetles. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 52, č. 2-3, s. 141–148.

MCGEOCH, M. A. (1998): The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews*, 73, č. 2, s. 181–201.

MELIS, C. et al. (2010): The effect of traffic intensity on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages in central Sweden. *Journal of Insect Conservation*, 14, č. 2, s. 159–168.

MINISTERSTVO ZEMĚDĚLSTVÍ (2015): Metodická příručka k novým podmínkám poskytování přímých plateb v roce 2015 v České republice (Dotace, eAGRI). [online]. Dostupné z <http://eagri.cz/public/web/mze/dotace/prime-platby/index-1.html>.

MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ (2015): Programový dokument Operační program Životní prostředí 2014 – 2020. [online]. Dostupné z <http://www.opzp.cz/obecnepokyny/dokumenty>. Ministerstvo životního prostředí.

MOLINA, G. A. R. et al. (2014): Epigeal arthropod communities in intensively farmed landscapes: Effects of land use mosaics, neighbourhood heterogeneity, and field position. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 192, s. 135–143.

MORANDIN, L. A. a KREMEN, C. (2013): Hedgerow restoration promotes pollinator populations and exports native bees to adjacent fields. *Ecological Applications*, 23, č. 4, s. 829–839.

MUNAWAR, M. et al. (1995): Preface. In: Munawar, M. (ed.): *Bioindicators and environmental health*. SPB Acad. Publ, Amsterdam, s. vii–viii.

NENADAL, S.- (1998): Využití indexu komunity střevlíkovitých (Coleoptera, Carabidae) pro posouzení antropogenních vlivů na kvalitu životního prostředí. *Vlastivědný sborník Muzea Vysočiny*, 13, s. 293–312.

NIEMELA, J. (2001): Carabid beetles (Coleoptera : Carabidae) and habitat fragmentation: a review. *European Journal of Entomology*, 98, č. 2, s. 127–132.

NOREIKA, N. a KOTZE, D. J. (2012): Forest edge contrasts have a predictable effect on the spatial distribution of carabid beetles in urban forests. *Journal of Insect Conservation*, 16, č. 6, s. 867–881.

NOVOTNÁ, D. (2001): Úvod do pojmosloví v ekologii krajiny. Ministerstvo životního prostředí : Enigma, [Praha].

OBRTTEL, R. (1971): Number of Pitfall Traps in Relation to Structure of Catch of Soil Surface Coleoptera. *Acta Entomologica Bohemoslovaca*, 68, č. 5, s. 300–&.

PAOLETTI, M. G. (1999): The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 74, č. 1-3, s. 137–155.

PAOLETTI, M. G. a BRESSAN, M. (1996): Soil invertebrates as bioindicators of human disturbance. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 15, č. 1, s. 21–62.

PAOLETTI, M. G. a HASSALL, M. (1999): Woodlice (Isopoda: Oniscidea): their potential for assessing sustainability and use as bioindicators. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 74, č. 1-3, s. 157–165.

PARMINTER, J. (1998): Natural disturbance ecology. In: Voller, J. a Harrison, S. (ed.): *Conservation biology principles for forested landscapes*. UBC Press, Vancouver [B.C.], s. 3–41.

PEREIRA, M. a RODRIGUEZ, A. (2010): Conservation value of linear woody remnants for two forest carnivores in a Mediterranean agricultural landscape. *Journal of Applied Ecology*, 47, č. 3, s. 611–620.

PEREZ-BOTE, J. L. a ROMERO, A. J. (2012): Epigeic soil arthropod abundance under different agricultural land uses. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 10, č. 1, s. 55–61.

PETIT, S. a USHER, M. B. (1998): Biodiversity in agricultural landscapes: the ground beetle communities of woody uncultivated habitats. *Biodiversity and Conservation*, 7, č. 12, s. 1549–1561.

PODRAZSKÝ, V. et al. (2010a): Příspěvek k využití společenstev střevlíkovitých (Carabidae) jako nástroje bioindikace v lesních ekosystémech. *Zprávy lesnického výzkumu*, 55, s. 99–104.

PODRAZSKÝ, V. et al. (2010b): Složení společenstva střevlíkovitých brouků (Coleoptera: Carabidae) v lesních porostech s různou druhovou strukturou a systémem hospodaření. *Zprávy lesnického výzkumu*, 55, s. 10–15.

POLLARD, K. A. a HOLLAND, J. M. (2006): Arthropods within the woody element of hedgerows and their distribution pattern. *Agricultural and Forest Entomology*, 8, č. 3, s. 203–211.

PORHAJAŠOVÁ, J. et al. (2008): Long-termed changes in ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages in a field treated by organic fertilizers. *Biologia*, 63, č. 6, s. 1184–1195.

PORHAJAŠOVÁ, J. et al. (2012): Biodiversity of occurrence of the epigeic groups in dependence on type of farming system. *Research Journal of Agricultural Science*, 44, s. 73–77.

PRIMACK, R. B. et al. (2011): Úvod do biologie ochrany přírody. Portál, Praha.

PRUNER, L. a MÍKA, P. (1996): Seznam obcí a jejich částí v České republice s čísly mapových polí pro síťové mapování fauny. *Klapalekiana*, 32, s. 1–115.

PURTAUF, T. et al. (2004): Carabid communities in the spatio-temporal mosaic of a rural landscape. *Landscape and Urban Planning*, 67, č. 1-4, s. 185–193.

PYWELL, R. F. et al. (2005): Determinants of overwintering habitat quality for beetles and spiders on arable farmland. *Biological Conservation*, 123, č. 1, s. 79–90.

QUITT, E. (1971): Klimatické oblasti Československa. Geografický ústav ČSAV, Brno, 73 s.

RAINIO, J. a NIEMELA, J. (2003): Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation*, 12, č. 3, s. 487–506.

R DEVELOPMENT CORE TEAM (2014): R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

ROSENBERG, D. K. et al. (1997): Biological corridors: Form, function, and efficacy. *Bioscience*, 47, č. 10, s. 677–687.

SASKA, P. et al. (2013): Temperature effects on pitfall catches of epigeal arthropods: a model and method for bias correction. *Journal of Applied Ecology*, 50, č. 1, s. 181–189.

SEMERE, T. a SLATER, F. M. (2007): Invertebrate populations in miscanthus (*Miscanthus x giganteus*) and reed canary-grass (*Phalaris arundinacea*) fields. *Biomass & Bioenergy*, 31, č. 1, s. 30–39.

SCHIRMEL, J. et al. (2010): Capture efficiency of pitfall traps is highly affected by sampling interval. *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, 136, č. 2, s. 206–210.

SCHMIDT, M. H. et al. (2006): Capture efficiency and preservation attributes of different fluids in pitfall traps. *Journal of Arachnology*, 34, č. 1, s. 159–162.

SCHNEIDER, C. a FRY, G. L. A. (2001): The influence of landscape grain size on butterfly diversity in grasslands. *Journal of Insect Conservation*, 5, č. 3, s. 163–171.

SCHWEIGER, O. et al. (2005): Quantifying the impact of environmental factors on arthropod communities in agricultural landscapes across organizational levels and spatial scales. *Journal of Applied Ecology*, 42, č. 6, s. 1129–1139.

SCHWERK, A. a SZYSZKO, J. (2009): Distribution and spatial preferences of Carabid species (Coleoptera: Carabidae) in a forest-field landscape in Poland. *Baltic Journal of Coleopterology*, 9, č. 1, s. 5–15.

SIEMANN, E. (1998): Experimental tests of effects of plant productivity and diversity on grassland arthropod diversity. *Ecology*, 79, č. 6, s. 2057–2070.

SISULA, H. (1995): Bioindicators in internal environmental cooperation: An users view. In: Munawar, M. (ed.): *Bioindicators and environmental health*. SPB Acad. Publ, Amsterdam, s. ix–x.

SKLENÍČKA, P. (2002): Temporal changes in pattern of one agricultural Bohemian landscape during the period 1938–1998. *Ekologia-Bratislava*, 21, č. 2, s. 181–191.

SMITH, R. M. et al. (2006a): Urban domestic gardens (VI): environmental correlates of invertebrate species richness. *Biodiversity and Conservation*, 15, č. 8, s. 2415–2438.

- SMITH, R. M. et al. (2006b): Urban domestic gardens (VIII): environmental correlates of invertebrate abundance. *Biodiversity and Conservation*, 15, č. 8, s. 2515–2545.
- SODERSTROM, B. et al. (2001): Plants, insects and birds in semi-natural pastures in relation to local habitat and landscape factors. *Biodiversity and Conservation*, 10, č. 11, s. 1839–1863.
- SOMMAGGIO, D. (1999): Syrphidae: can they be used as environmental bioindicators? *Agriculture Ecosystems & Environment*, 74, č. 1-3, s. 343–356.
- STELZL, M. a DEVETAK, D. (1999): Neuroptera in agricultural ecosystems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 74, č. 1-3, s. 305–321.
- ŠMILAUER, P. a LEPŠ, J. (2014): *Multivariate analysis of ecological data using Canoco 5*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom ; New York, 362 s.
- ŠUSTEK, Z. (1994): Windbreaks as Migration Corridors for Carabids in an Agricultural Landscape. In: Desender, K. et al. (ed.): *Carabid Beetles: Ecology and Evolution*. Kluwer Academic Publ, Dordrecht, s. 377–382.
- TEW, T. E. et al. (2000): Arable habitat use by wood mice (*Apodemus sylvaticus*). 2. Microhabitat. *Journal of Zoology*, 250, s. 305–311.
- THIELE, H.-U. (1977): *Carabid Beetles in Their Environments a Study on Habitat Selection by Adaptations in Physiology and Behaviour*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg.
- THOMAS, C. F. G. et al. (2001): Aggregation and temporal stability of carabid beetle distributions in field and hedgerow habitats. *Journal of Applied Ecology*, 38, č. 1, s. 100–116.
- TUF, I. H. a TUFOVÁ, J. (2008): Proposal of ecological classification of centipede, millipede and terrestrial isopod faunas for evaluation of habitat quality in Czech Republic. *Časopis Slezského Muzea Opava*, 57, s. 37–44.
- UNDERWOOD, E. C. a FISHER, B. L. (2006): The role of ants in conservation monitoring: If, when, and how. *Biological Conservation*, 132, č. 2, s. 166–182.
- VARCHOLA, J. M. a DUNN, J. P. (2001): Influence of hedgerow and grassy field borders on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) activity in fields of corn. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 83, č. 1-2, s. 153–163.
- VELE, A. et al. (2011): Local and landscape drivers of ant and carabid beetle communities during spruce forest succession. *European Journal of Soil Biology*, 47, č. 6, s. 349–356.
- VERGNES, A. et al. (2012): Green corridors in urban landscapes affect the arthropod communities of domestic gardens. *Biological Conservation*, 145, č. 1, s. 171–178.
- VESELÝ, P. (2002): *Střevlíkovití brouci Prahy (Coleoptera: Carabidae) = Die Laufkäfer Prags (Coleoptera: Carabidae)*. [s.n.], Praha, 167 s.

WAMSER, S. et al. (2011): Delayed colonisation of arable fields by spring breeding ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in landscapes with a high availability of hibernation sites. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 144, č. 1, s. 235–240.

WEEKS, R. D. a MCINTYRE, N. E. (1997): A comparison of live versus kill pitfall trapping techniques using various killing agents. *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, 82, č. 3, s. 267–273.

WEGER, J. et al. (2013): The influence of rotation length on the biomass production and diversity of ground beetles (Carabidae) in poplar short rotation coppice. *Biomass & Bioenergy*, 54, s. 284–292.

WEIBULL, A. C. et al. (2003): Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. *Biodiversity and Conservation*, 12, č. 7, s. 1335–1355.

WOODCOCK, B. A. (2005): Pitfall Trapping in Ecological Studies. In: Leather, S. R. (ed.): *Insect Sampling in Forest Ecosystems*. Blackwell Science Ltd, s. 37–57.

WOODCOCK, B. A. et al. (2010): Impact of habitat type and landscape structure on biomass, species richness and functional diversity of ground beetles. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 139, č. 1-2, s. 181–186.

WORK, T. T. et al. (2002): Pitfall trap size and capture of three taxa of litter-dwelling arthropods: Implications for biodiversity studies. *Environmental Entomology*, 31, č. 3, s. 438–448.

YEATES, G. W. a BONGERS, T. (1999): Nematode diversity in agroecosystems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 74, č. 1-3, s. 113–135.

9 SEZNAM TABULEK

Tabulka 1. Nejběžnější druhy střevlíkovitých v agroekosystému a jejich způsob rozmnožování	27
Tabulka 2. Typy různých konzervačních tekutin používaných v zemních pastech a jejich vlastnosti.....	37
Tabulka 3. Charakteristika oblastí.	60
Tabulka 4. Zaznamenaná početnost a druhové složení střevlíkovitých v jednotlivých typech koridorů a na okolních loukách.....	66
Tabulka 5. Přehled odchycených druhů a jedinců na jednotlivých lokalitách a přepočet tohoto odchyty v průměru na past.	68
Tabulka 6. Přehled odchycených ekologických skupin střevlíkovitých.	71
Tabulka 7. Přehled odchycených ekologických skupin střevlíkovitých v jednotlivých odchytočných oblastech.	71
Tabulka 8. Vliv typu lokality (louka, koridor), typu koridoru (travnatý, křovinatý, stromový) a vliv interakce typu lokality a typu koridoru na zaznamenaný počet druhů a zaznamenanou početnost střevlíkovitých.	73
Tabulka 9. Seznam odchycených necílových organismů.	77

10 SEZNAM OBRÁZKŮ

Obrázek 1. Návrh konstrukce zemní pasti.	35
Obrázek 2. Schéma konstrukce tzv. funnel trap.	36
Obrázek 3. Subterranean trap.....	40
Obrázek 4. Možné způsoby dosažení propojenosti krajiny podle Bennet (2003).	47
Obrázek 5. Ekologické role koridorů podle Hess a Fischer (2001).....	48
Obrázek 6. Způsoby, jakými lze snížit negativní působení přítomnosti mezer za pomoci úpravy koncové části koridoru.	51
Obrázek 7. Mapa umístění lokalit a vizualizace použitého designu studie.	61
Obrázek 8. Travnatý koridor.....	62
Obrázek 9. Křovinatý koridor.....	62
Obrázek 10. Stromový koridor.	62
Obrázek 11. Porovnání průměrné zazn. početnosti na loukách a v koridorech.....	69
Obrázek 12. Porovnání průměrného počtu druhů na loukách a v koridorech.	69
Obrázek 13. Zaznamenaná početnost stěvlíkovitých v jednotlivých typech koridorů mezi zkoumanými oblastmi.....	70
Obrázek 14. Zaznamenaný počet druhů stěvlíkovitých v jednotlivých typech koridorů mezi zkoumanými oblastmi.....	70
Obrázek 15. Porovnání výskytu ekologických skupin mezi loukami a koridory..	72
Obrázek 16. Zaznamenaná početnost stěvlíkovitých v různých typech koridorů a na přilehlých loukách..	74
Obrázek 17. Zaznamenaná druhová kompozice stěvlíkovitých v různých typech koridorů a v přilehlých loukách.....	75
Obrázek 18. Ordinační diagram založený na detrendované kanonické analýze.....	76
Obrázek 19. Poměr odchyc. skupin na celkovém úlovku v travnatých koridorech.....	78
Obrázek 20. Poměr odchyc. skupin na celkovém úlovku v křovinatých koridorech.	78
Obrázek 21. Poměr odchyc. skupin na celkovém úlovku v stromových koridorech.....	79
Obrázek 22. Poměr odchycených skupin na celkovém úlovku na loukách.....	79

11 SEZNAM VLASTNÍCH PUBLIKOVANÝCH PRACÍ

Publikace v časopise s impact faktorem

JAHNOVÁ, Z., KNAPP, M., BOHÁČ, J., TULACHOVÁ, M. (2016): The role of various meadow margin types in shaping carabid and staphylinid beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae) in meadow dominated landscapes. *Journal of Insect Conservation*, vol. 20, p. 59-69. DOI 10.1007/s10841-015-9839-5.

IF 1,717

ZÁBRANSKÝ, L., ŠOCH, M., BROUČEK, M., NOVÁK, P., TEJML, P., JIROTKOVÁ, D., PETRÁŠKOVÁ, E., RAABOVÁ, M., SMUTNÝ, L., **JAHNOVÁ, Z.**, SMUTNÁ, Š. (2015): Influence of selected feed supplements on the growth and health of calves depending on the sex, season of birth, and number of the dam's lactations. *Acta Veterinaria Brno*, vol. 84, p. 269-275.

IF 0, 469

Recenzované publikace:

JAHNOVÁ, Z., BOHÁČ, J. (2014): Studentské práce jako zajímavý a podceňovaný zdroj znalostí o střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae). *Sborník Jihočeského muzea v Českých Budějovicích, Přírodní vědy*, vol. 54, p. 165–177.

JAHNOVÁ, Z., BOHÁČ, J. (2011): Společenstva epigeických brouků (Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae) v porostech bylin pro energetické účely. *Acta Musei Beskidensis*, vol. 3., p. 131–141.

Kapitola v knize:

BOHÁČ, J., **JAHNOVÁ, Z.** (2015): Land use changes and landscape degradation in Central and Eastern Europe in the last decades: Epigeic invertebrates as bioindicators of landscape changes. In ARMON, R. H., HÄNNINEN, O. (eds.): *Environmental indicators*. Dordrecht: Springer Science, p. 395–420.

Publikace ve sbornících na konferencích s mezinárodní účastí

JAHNOVÁ, Z., KNAPP, M., BOHÁČ, J., TULACHOVÁ, M. (2015): The role of various hedgerow types in shaping carabid and rove beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae) in a meadow dominated landscape. In ŠERIC JELASKA, L., JELASKA, S.D. (eds.): Learning about carabid habits and habitats – a continuous proces in a continuously changing environment. Book of Abstracts. Zagreb: Croatian Ecological Society.

JAHNOVÁ, Z., BOHÁČ, J. (2013): Student theses as major source of knowledge on Carabids (Coleoptera: Carabidae). In SASKA, P., KNAPP, M., HONĚK, A., MARTINKOVÁ, Z. (eds.): XVIth European Carabidologist Meeting, September 22–27, 2013 Prague, Czech Republic, Book of Abstracts with Conference Programme. Praha: Výzkumný ústav rostlinné výroby, p. 33–34.

BOHÁČ, J., KOHOUT, P., **JAHNOVÁ, Z.** (2012): Environmental consciousness and education in Czech Republic. International Conference Ecological Culture in the Global World. Herald of the International Academy of Sciences, special issue, p. 20–23.

KOHOUT, P., **JAHNOVÁ, Z.**, BOHÁČ, J. (2010): Non-food utilization of Biomass in the energy sector of EU and its effect on biodiversity (Case study from the Czech Republic). International Conference Ecology, Technology, Culture in the Modern World. Herald of the International Academy of Sciences, special issue, p. 99–100.

JAHNOVÁ, Z., BOHÁČ, J. (2009): Communities of epigeic beetles (Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae) on plantations of fast growing grasses. In SOLDÁN, T., PAPÁČEK, M., BOHÁČ, J. (eds.): Communications and Abstracts, SIEEC 21. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, p. 38–41.

Publikace ve sbornících na konferencích

JAHNOVÁ, Z. (2013): Jak se žije stěvlíkům a drabčíkům (*Coleoptera, Carabidae, Staphylinidae*) v energetických bylinách? In HARABIŠ, F., SOLSKÝ, M. (eds.): Sborník abstraktů 5. ročníku konference Kostecké inspirování 21.–22. listopadu 2013. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze, p. 68.

TULACHOVÁ, M., ČEPA, L., BOHÁČ, J., **JAHNOVÁ, Z.** (2016): Druhové složení epigeických stěvlíků ve vápencovém lomu a jejich preference lokalit. In BRYJA, J., SEDLÁČEK, F., FUCHS, R. (eds.): Zoologické dny České Budějovice 2016. Sborník abstraktů z konference 11. - 12. února 2016.