

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH  
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Studijní program: B4131 Zemědělství

Studijní obor: Trvale udržitelné systémy hospodaření v krajině

Katedra: Katedra rostlinné výroby a agroekologie

Vedoucí katedry: prof. Ing. Vladislav Čurn, Ph.D.

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Struktura krajiny a biologická rozmanitost - návrh struktury krajiny  
vedoucí k větší biologické rozmanitosti a udržitelnosti v katastrálním  
území Pěčín (CHKO Orlické hory)

Vedoucí diplomové práce: Doc. RNDr. Jaroslav Boháč, DrSc.

Autor: **Jana Ledečová**

České Budějovice 2014

## ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Jméno a příjmení: **JANA LEDEČOVÁ**

Studijní program: Zemědělství

Studijní obor: Trvale udržitelné systémy hospodaření v krajině

Název tématu: Struktura krajiny a biologická rozmanitost - návrh struktury krajiny vedoucí k větší biologické rozmanitosti a udržitelnosti v katastrálním území Pěčín (CHKO Orlické hory)

Landscape structure and biodiversity – a proposal of landscape structure to reach higher biodiversity and sustainability in cadaster of Pěčín (Landscape Protected Area Orlické hory)

Z á s a d y p r o v y p r a c o v á n í :

(v zásadách pro vypracování uveďte cíl práce a metodický postup)

1. Vypracovat literární rešerši problematiky významu struktury krajiny na biodiverzitu.
2. Význam ztráty stanovišť v krajinné matrix a vlivu fragmenatace na populace a společenstva organismů - rešerše.
3. Popsat reakci na ztrátu biotopu u individuů, populací a druhu - rešerše.
4. Ztráta biotopů a vymírání druhů v metapopulacích a úloha biocenter a biokoridorů v kulturní krajině - rešerše.
5. Poznat základní metody sledování biodiverzity chráněných druhů živočichů v modelovém území (CHKO Orlické hory).
6. Srovnání funkčnosti současného stavu a návrhem z hlediska přežívání vybraných druhů bezobratlých.
7. Odběr vzorků na pokusných plochách v CHKO Orlické hory.
8. Navrhnout opatření pro ochranu biodiverzity v modelovém CHKO Orlické hory.

**Rozsah grafických prací:** tabulky a grafy, fotografická příloha

**Rozsah průvodní zprávy:** 50 stran textu vč. tabulek

**Seznam odborné literatury:**

Boháč, J., 1991: The effect of dispersed belts in agroecosystems on communities of epigeic beetles. In: Mahn, E., Tietze, F. (eds.), Agroekosysteme und Habitatsinseln in der Agrarlandschaft t. Martin Luther Universitata, Halle-Wittenberg, 1991, p. 289-394.

Hanski I., 2005: The shrinking world: ecological consequences of habitat loss. International Ecology Institute Nordbunte, Oldendorf/Luhe.

Kovář P., 1992: Ecotones in agricultural landscape. Ekológia (Bratislava), 11: 251-258.

Míchal I., 1991: Územní zabezpečování ekologické stability. Teorie a praxe. Terplán, Praha.

Zonneveld I.S., 1995: Land Ecology. SPB Publishing, Amsterdam.

**Vedoucí bakalářské práce:** Doc. RNDr. Jaroslav Boháč, DrSc., Jihočeská univerzita v Č. Budějovicích, Zemědělská fakulta

**Konzultant:**

Datum zadání bakalářské práce: 27.1.2012

Termín odevzdání bakalářské práce: 30.4.2013

L.S.

Prof.. Ing. Vladislav Čurn, CSc.

prof. Ing. Miloslav Šoch, CSs.

Vedoucí katedry

Děkan

V Českých Budějovicích dne 27. 1.2012

Prohlášení:

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury. Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě (v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných Zemědělskou fakultou JU) elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích a na jejích internetových stránkách.

V Českých Budějovicích dne .....

Jana Leděčová

Poděkování patří především doc. RNDr. Jaroslavu Boháčovi, DrSc. za cenné rady, připomínky a za čas, který mi věnoval při vedení bakalářské práce.

**In English:****Landscape structure and biodiversity – a proposal of landscape structure to reach higher biodiversity and sustainability in cadaster of Pěčín (Landscape Protected Area Orlické hory)****Abstract:**

In the present planning work there was studied the influence of anthropogenic load of the species of epigenic beetles in the cultural landscape. The landscape fragmentation has the primarily very significant impact on the ability of the survival of populations of beetle species. Using ground traps filled with ethylene glycol was realised capture of epigenic samples. The samples were classified according to the degree of tolerance to the antropogenic load into three groups. The first group forms eurytop samples with neutral habitat demands, which occurs in habitats very influenced by human being . The second group (RII) consists of more adaptable samples capable populate habitats medium influenced by man. The last one consists of samples with closest ecologic quantivalence - the relicts of I.cohort (R I). They have often character of relicts and in our monitored localities were not find on the whole. The traps were installed in four types of locations - cultural forest, wildlife corridor, field and along the stream. All the sites were located in the land register of the willage Pěčín in the part which is situated in the protected landscape area of Eagle mountains. The highest activity of samples and specimens was recorded in th field where predominated europyt sorts. In the other stations were higher occurence of more adaptable species. The land composition has the influence above all on the generic constitution of communities. In the landscape with a higher fragmentation and more land use predominate eurotop samples with less demands for habitat. Construed study confirmed this presumptions.

Key words: biodiversity, landstructure, fragmentation, communities, habitat, epigenic beetles

## **Téma bakalářské práce:**

### **Struktura krajiny a biologická rozmanitost - návrh struktury krajiny vedoucí k větší biologické rozmanitosti a udržitelnosti v katastrálním území Pěčín (CHKO Orlické hory)**

#### **Abstrakt:**

V předkládané práci byl studován vliv antropogenního zatížení na druhové zastoupení epigeických brouků v kulturní krajině. Pomocí zemních pastí naplněných etylenglykolem byl odchycen vzorek epigeických brouků. Ten byl zařazen podle míry tolerance k antropogennímu zatížení do tří skupin. První skupinu tvořily druhy eurytopní (E) s nevyhraněnými stanovištními nároky, vyskytující se na silně člověkem ovlivněných stanovištích. Druhou skupinu (RII) tvořily druhy adaptabilnější, schopné obývat stanoviště středně ovlivněné člověkem. Poslední skupinu, relikty I. řádu (RI) zastupují druhy s nejužší ekologickou valencí, mající mnohdy charakter reliktních a na sledovaných lokalitách nebyly nalezeny vůbec. Pasti byly instalovány do čtyř typů stanovišť: kulturní les, biokoridor, pole a podél Pěčínského potoka. Všechny zkoumané lokality se nacházely v katastru obce Pěčín, v části, která se nachází na území chráněné krajinné oblasti Orlické hory. Nejvyšší aktivita druhů byla zaznamenána na poli, kde převažovalo zastoupení druhů eurytopních. Na ostatních stanovištích byla aktivita druhů nižší, ale bylo zde vyšší zastoupení adaptabilnějších druhů citlivějších k antropogenním vlivům. Pro stabilizaci společenstev bezobratlých a ochranu biodiverzity navrhuji na základě svého průzkumu zařazení stabilizačních prvků (biokoridory, lesní plošky, drobné toky) do kulturní krajiny v podhůří Orlických hor.

**Klíčová slova:** biodiverzita, struktura krajiny, fragmentace, společenstva, stanoviště, epigeičtí brouci

## OBSAH:

<b>1. Úvod</b> .....	9
<b>2. Literární přehled</b> .....	10
<b>2.1. Krajina a fragmentace krajiny</b> .....	10
2.1.1. Ostrovní biogeografie a okrajový efekt .....	13
2.1.2. Fragmentace stanovišť .....	15
2.1.3. Rozdíly mezi fragmenty a původním stanovištěm .....	16
<b>2.2. Populace ve fragmentované krajině</b> .....	16
2.2.1. Metapopulace .....	17
2.2.2. Zánik druhu .....	19
<b>2.3. Územní systém ekologické stability (ÚSES)</b> .....	21
2.3.1. Biocentrum .....	22
2.3.2. Biokoridory .....	22
2.3.3. Interakční prvky .....	23
<b>3. Epigeičtí brouci jako modelová skupina pro studium fragmentace krajiny</b> ..	24
<b>3.1 Charakteristika dominantních čeledí</b> .....	24
3.1.1. Střevlíkovití ( <i>Carabidae</i> ) .....	24
3.1.2. Drabčíkovití ( <i>Staphylinidae</i> ) .....	26
3.1.3. Ostatní významnější čeledi .....	28
<b>3.2. Bioindikace antropogenního zatížení společenstev</b> .....	28
<b>4. Materiál a metodika</b> .....	32
4.1. Modelové území .....	32
4.2. Popis odchytových lokalit .....	39
4.3. Metody sběru vzorků .....	41
<b>5. Výsledky</b> .....	42
5.1. Rozdělení společenstev podle tolerance k antropogenním vlivům .....	46
5.2. Index antropogenního ovlivnění společenstev .....	48
5.3. Shrnuté zjištěné charakteristiky sledovaných lokalit .....	49
<b>6. Diskuse</b> .....	51
<b>7. Návrh struktury krajiny vedoucí ke zvyšování biodiverzity</b> .....	55
<b>8. Závěr</b> .....	56
<b>9. Použitá literatura</b> .....	57



## 1. Úvod

Cílem této bakalářské práce bylo poznat vliv činnosti člověka na biodiverzitu. Zejména člověkem podmíněná fragmentace způsobuje ohrožení populací mnoha druhů. Mozaikovitost krajiny, velikost a struktura fragmentů, přítomnost či absence propojení mezi nimi, to vše ovlivňuje společenstva, ať už přírodní či agroekosystémy. Do této problematiky pomohlo nahlédnout složení skupin epigeických brouků v různých typech společenstev, kteří byli získáni pomocí zemních pastí.

Zájmové území se nachází v chráněné krajinné oblasti Orlické hory v katastru obce Pěčín. Zemní pasti byly umístěny v biokoridoru „Pěčínský potok“ LBK 3, v pšeničném poli obhospodařovaném konvenčním způsobem, podél potoka, který je součástí biokoridoru a v kulturním, převážně smrkovém lese. Sesbíraný materiál byl determinován a zařazen do skupin podle citlivosti k antropogenním vlivům. Zastoupení různě citlivých druhů k narušení přírodních podmínek v jednotlivých lokalitách odpovídá kvalitě a stabilitě těchto lokalit.

Nedá se říci, že by člověk svou činností krajinu pouze poškozoval. Po tisíciletí utvářelo soužití přírody a lidí pestrou mozaiku ekosystémů. Pouze tak mohla vzniknout velká část důležitých biotopů. Mnoho druhů rostlin a živočichů se stalo neodmyslitelnou součástí přírody právě díky tradičnímu způsobu hospodaření.

Ovšem intenzivní a necitlivý průmyslový rozvoj, zejména v zemědělství, se negativním způsobem promítl do celkového stavu prostředí. Z krajiny mizí ekotonové (přechodové) plochy, významné jako zbytkové biotopy s vysokou biologickou rozmanitostí. Také rozvoj liniových staveb vede ke snížení průchodnosti krajiny a fragmentaci areálů výskytu populací některých taxonů (Brožová et al. 2004).

V devadesátých letech minulého století však došlo k posunu ve vnímání ochrany přírody a krajiny. Navržený koncept územního systému ekologické stability poskytuje možnost jak zajistit ochranu bioty, zvyšovat ekologickou stabilitu v kulturní krajině a zachovávat, v lepším případě zvyšovat, hodnotu krajinného rázu.

## **2. Literární přehled**

Literární přehled je rozdělen do tří částí. V první části se zabývá krajinou, krajinnou matrix a fragmentací kulturní krajiny. Ve druhé části popisuje způsob existence druhů a jejich populací ve fragmentované krajině. V části třetí je popsána praktická aplikace těchto teoretických částí v územních systémech ekologické stability (ÚSES).

### **2. 1. Krajina a fragmentace krajiny**

Krajina se mění v čase s různou intenzitou v rámci všech svých složek. Mění se v průběhu geologických období (geomorfologické utváření reliéfu), vlivem endogenních (zemětřesení, sopečná činnost) a exogenních sil (probíhají mimo zemskou kůru, změny atmosféry a klimatu). V důsledku změny klimatu se mění prostředí pro život rostlin a živočichů. Dochází k disturbancím, které mohou vyvolat významnou změnu ekosystémů, potažmo krajiny. K disturbancím dochází vlivem přírodních procesů (požáry, záplavy...), ale také antropogenní činností (zemědělství, těžba...). Tento vliv je patrný už od neolitu (Semorádová 1998). Proces, při kterém docházelo ke změnám způsobu života člověka, se označuje jako neolitizace a Sádlo et al. (2008) ji chápou jako proces nejen společenský, ale primárně krajinný. Vztah člověk – krajina je koevolucí, tedy vývojem, během nějž se vzájemně přizpůsobují a ovlivňují zpětnými vazbami. Stejnou měrou, jakou člověk měnil prostředí, nutilo jej prostředí k novým strategiím.

V podmínkách střední Evropy je prakticky celá krajina dlouhodobě ovlivněna činností člověka a z velké části je stále i využívána, hovoříme tedy o krajině kulturní (Kostkan 1996). Löw (1995) charakterizuje kulturní krajinu jako mozaiku ekosystémů do různé míry ovlivněnou činností člověka, s různou strukturou a druhovým složením, vyžadující ke svému fungování různý přísun dodatečné energie z vnějšku. Kostkan (1996) dodává, že tato mozaikovitost rozděluje krajinu do více či méně izolovaných ostrovů, které svojí funkcí v celém systému do jisté míry ostrovy připomínají a opravňují k aplikaci ostrovní teorie.

Struktura krajiny je jedním z nejvýznamnějších faktorů ovlivňující biodiverzitu, jako základní ukazatel ekologické hodnoty krajiny. Do značné míry determinuje i prostorovou distribuci živočišných populací (internetový zdroj č. 1).

Krajinná struktura může být rozdělena v horizontálním či vertikálním směru. Ve vertikálním členění se jedná o dělení na jednotlivé sféry (geosféra, pedosféra, hydrosféra atd.), horizontálně je struktura rozdělena na matrice, enklávy a koridory (Brtnický et al. 2012). Není-li narušována horizontální struktura krajiny, má krajina tendenci vyvíjet se k homogenitě. Mírné disturbance značně zvyšují její heterogenitu. Silné disturbance mohou heterogenitu jak zvyšovat, tak snižovat. O krajině lze prohlásit, že se v každém časovém okamžiku nachází ve stavu dynamické rovnováhy. Je objektem dvou proti sobě působících sil: vývoje a disturbance (Forman & Godron 1993). Krajina se vyznačuje třemi vlastnostmi a to strukturou, funkcí a dynamikou.

Strukturu krajiny chápou Forman & Godron (1993) jako prostorové vztahy mezi zastoupenými ekosystémy či složkami, jako rozložení energie, látek a druhů organismů ve vztahu k velikosti, tvaru, počtu, druhu a prostorovému uspořádání ekosystémů. Struktura krajiny má rozhodující vliv na funkční vlastnosti krajiny. Jakákoliv změna v krajinné struktuře – prostoru i v čase – mění průběh energomateriálových toků v krajině, ovlivňuje průchodnost a obytnost krajiny.

Krajinná ekologie rozlišuje skladebné součásti krajiny – krajinné složky nebo elementy – podle prostorově funkčních kritérií na 3 základní kategorie:

- 1) Krajinná matrice (matrix)
- 2) Krajinné enklávy neboli plošky („patches“)
- 3) Krajinné koridory

**Krajinná matrice** je plošně převládající, nejvíce zastoupený a zároveň prostorově nejpropojenější (nejspojitější) typ krajinné složky, který hraje dominantní roli ve fungování krajiny. Je to v podstatě rozsáhlá krajinná složka, která tvoří prostředí pro složky zbývající. V přírodní krajině je krajinná matrice za „normálních“ podmínek tvořena klimaxovým společenstvem (klimatický klimax). V mozaikovitě a fragmentované kulturní krajině, tvořené pestrou strukturou sídel, intenzivně využívaných ploch a různě velkých „zbytkových“ ploch přírodních a polopřírodních společenstev, je krajinná matrice mnohem heterogennější a její určení obtížnější. Forman & Godron navrhli pro určování krajinné matrix tři kritéria: relativní plocha, spojitost, vliv na dynamiku krajiny.

a) Relativní plocha – jestliže jeden typ krajinné složky jasně převládá nad ostatními, můžeme jej prohlásit za matici. Druhy organismů, které jsou dominantní v matici, převládají v celé krajině.

b) Spojitost – matrice se vyznačují vyšší spojitostí než ostatní typy krajinných složek. Matrix spojitě obklopuje jiné krajinné elementy. Spojitost matrix má na fungování krajiny velký vliv. Může fungovat jako fyzická bariéra, oddělující od sebe ostatní složky. Může fungovat jako koridor, usnadňující pohyb, migraci a genetickou výměnu. Může izolovat ostatní krajinné složky a vytvořit tak biologické ostrovy. V intenzivně využívané zemědělské krajině je matrice tvořena zemědělskou půdou, která má dominantní vliv na fungování energomateriálových toků v krajině.

c) Řízení dynamiky krajiny – maticí je takový typ krajinné složky, který ovlivňuje dynamiku celé krajiny daleko více než ostatní složky. V lesní krajině je to les, v zemědělské krajině orná půda, v přírodní krajině klimaxové společenstvo.

Na území naší republiky tvořily před příchodem člověka – zemědělce krajinnou matici klimaxové lesní porosty. V současné kulturní krajině je na většině území krajinná matrice tvořena zemědělskou, převážně ornou půdou. Les, byť s pozměněnou druhovou skladbou, se jako krajinná matrix vyskytuje především v horských oblastech (Lipský 1998).

**Krajinné enklávy (plošky)** lze vymezit jako nelineární plošnou část povrchu, která se vzhledem nápadně liší od svého okolí. Enklávy se vyznačují velkou rozmanitostí, liší se svou velikostí, tvarem, typem, heterogenitou i hranicemi. Základními charakteristikami krajinných enkláv jsou původ (příčina vzniku), velikost a tvar, dále jejich počet a uspořádání v krajinné mozaice. Plošky jsou často obklopeny krajinnou matrix a mají charakteristická rostlinná a živočišná společenstva, jsou jakýmsi ostrovy v moři matrice. Je to základní, relativně homogenní ekologický prvek či jednotka (Forman & Godron 1993, Lipský 1998).

Zonneveld (1995) používá pojem „krajinná jednotka“ (land unit), který považuje za úsek země (krajiny), který je v daném měřítku relativně homogenní. Krajinné jednotky mohou být vymezeny a rozlišeny na libovolných úrovních (v libovolném měřítku), existuje tedy hierarchie krajinných jednotek. Homogenní v tomto smyslu znamená, že v rámci krajinné jednotky jako celku nemohou být rozlišeny větší gradienty jednotlivých charakteristik (např. vlhkost). Ve skutečnosti absolutní homogenita neexistuje a vždy existují rozdíly i v rámci krajinné jednotky.

**Krajinné koridory** se vyznačují výrazně protáhlým (až lineárním) tvarem a specifickou funkcí v krajině, jako je umožnění a usměrnění pohybu ekologických objektů v krajině, bariérový (selektivně bariérový) účinek, propojení krajinných enkláv, působení na okolní matici, od níž se výrazně odlišuje, poskytnutí útočiště, případně i trvalých existenčních podmínek některým druhům bioty. Přírodní i kulturní krajiny jsou protkány množstvím koridorů různého původu, velikosti a významu. Biotické koridory, mezi něž můžeme řadit větrolamy, živé ploty, zelené pásy, se vyznačují často bohatým druhovým složením (okrajový efekt) a příznivým stabilizačním působením na okolní intenzívně využívanou, zemědělskou nebo industriální krajinu (snížení rychlosti větru, protierozní účinek, protihluková bariéra, filtrace pachů, zadržení vlhkosti). Koridory jsou často liniemi okrajů, přechodných pásem mezi dvěma plošnými útvary (viz ekotony). Česká a Slovenská metodika ÚSES stanovuje minimální šířku projektovaných biokoridorů 10-20 m, neboť u koridorů užších převládají pouze druhy okrajů (Lipský 1998).

### **2.1.1. Ostrovní biogeografie a okrajový efekt**

**Teorie ostrovů** neboli ostrovní biogeografie se zabývá vztahy mezi počtem druhů a plochou ostrovů (ne pouze ostrovy v oceánech, ale také stanovištními ostrovy jako jsou jezera, vrcholky hor, mezery v lesním porostu, parky ve městech, meze a další krajinné enklávy). Vychází z teorie náhodného osídlování a vymírání druhů na ostrovech. Větší ostrovy obývá více druhů, což způsobuje: a) vyšší diverzita biotopů, b) větší plocha a únosnost prostředí pro organismy, c) relativně nižší „odlehlost“.

MacArthurova a Wilsonova teorie (1963) rovnovážného stavu uvádí, že počet druhů je dán rovnováhou mezi náhodnou imigrací (kolonizací společenstev nově přichozími druhy = invaze) a extinkcí. Čím bude ostrov větší a blíže pevnině, tím bude druhově bohatší. Po určité době je počet druhů na ostrově ustálen, přestože dochází k neustálé obměně části druhů. Izolovanost ostrova znamená méně druhů, protože některé druhy dosud neměly dost času na kolonizaci, společenstva jsou proto nenasyčená (Dolný et al. 2004).

Prostorové uspořádání ostrovů (enkláv, plošek) vytváří charakteristickou krajinnou strukturu a je mimořádně důležité pro fungování krajiny (Lipský 1998).

Na rozhraní dvou a více sousedních biocenóz se vytvářejí specifické biocenózy – **ekotony**, společenstva ekologických rozhraní. Tato okrajová společenstva hostí kromě některých druhů biocenóz, které zde přicházejí do kontaktu, také specifické ekotonové druhy, které se uvnitř vlastních společenstev nevyskytují. Z těchto důvodů bývá často v ekotonech větší počet druhů oproti sousedním biocenózám. Tento jev se nazývá okrajový efekt.

Okrajový efekt se projevuje odlišnými podmínkami mezi okrajem a vnitřním prostředím stanoviště. Jsou to výkyvy, respektive změny v množství dopadajícího světla, teplotě, vlhkosti, rychlosti větru, šíření antropofilních druhů organismů z okolí do středu biotopu. V lese jsou okrajové efekty zřetelné mnohdy až do hloubky 250 m. Fragmentace prostředí v důsledku lidské činnosti může mít silný negativní dopad na biodiverzitu, především na populace druhů přizpůsobených k podmínkám vnitřního převážně lesního prostředí. Jak uvádí Usher et al. (1993) množství lesních druhů střeblíků v kulturní krajině se zvyšuje s velikostí lesních ploch obklopených polními kulturami. Tyto druhy nemívají schopnost přežívat v ekotonových společenstvech.

Velikost plochy ekotonových společenstev závisí na velikosti a také na tvaru krajinných prvků. Liniová společenstva (meze, větrolamy, stromořadí, břehové porosty) plní funkci biokoridorů nejčastěji. Vzhledem k protáhlému a úzkému tvaru koridorů má šířka na jeho funkční zapojení významný vliv. Diverzita ekotonových druhů nekoreluje s šířkou, avšak diverzita organismů charakteristických pro vnitřní prostředí lesa se šířkou koridoru podstatně vzrůstá. Šířka 12 m u koridorů byla na základě výzkumů zaměřených na šíření lesních druhů bylin označena jako prahová (Forman & Godron 1993, Dolný 2004, Lipský 1998). Navíc podle Niemelä (2001) diverzitu střeblíků ovlivňuje také druhová skladba dřevin a jejich výška v okrajovém společenstvu. Okrajové efekty jsou krajově specifické a mohou být závislé např. také na intenzitě využívání krajiny.

Kromě struktury je krajina charakterizovaná dalšími vlastnostmi a to funkcí a dynamikou. Funkce představuje interakce mezi prostorovými složkami, tj. toky energie, látek a druhů mezi skladebnými ekosystémy. Dynamika (změna) krajiny je přestavba struktury a funkce ekologické mozaiky v čase (Forman & Godron 1993).

### 2.1.2. Fragmentace stanovišť

Největší hrozbu pro biodiverzitu, která pramení z lidské činnosti, představují disturbance, fragmentace a degradace životního prostředí, globální změna klimatu, nadměrné využívání druhů pro lidské potřeby, invaze exotických druhů a také nárůst šíření nemocí. Nejohroženější druhy jsou ty, které čelí více problémům současně (Primack et al. 2001).

Fragmentace přírodních a polopřírodních stanovišť je jedním z nejzávažnějších problémů ovlivňujících biodiverzitu (Brtnický et al. 2012). Jedná se o negativní proces, při němž je původní velké stanoviště děleno na řadu menších částí za současného snížení celkové rozlohy stanoviště (Shafer 1990; Reed et al. 1996 in Primack 2001) v důsledku antropogenní činnosti, například budováním silnic, železnic, kanálů, plotů, ropovodů, rozšiřováním měst a polí, průmyslové zemědělství (Primack et al. 2001). Tato místa ztrácí potenciál k plnění původních ekologických funkcí. Populace živočichů i rostlin rozdělené na menší skupiny jsou existenčně ohroženy. Pod pojmem úbytek stanovišť je myšlena přímá destrukce stanovišť spojená s nadměrným využíváním přírodních zdrojů (Brtnický et al. 2012).

Proces fragmentace v sobě zahrnuje postupné snižování kvality. Základní otázkou při hodnocení fragmentace je volba druhů, ke kterým je fragmentace vztahována. Obecně používanou modelovou skupinou jsou velcí savci (rys ostrovid, vlk obecný, los evropský, medvěd hnědý a jelen lesní). Tyto druhy plní funkci tzv. deštníkových druhů, protože splnění ekologických podmínek pro ně je současně dostatečnou ochranou pro většinu lesních druhů savců v ČR (Anděl 2010). Definovat univerzální indikátor fragmentace je nemožné vzhledem k naprosto odlišným ekologickým nárokům jednotlivých organismů (Brtnický et al. 2012).

Storch (2000) uvádí, že fragmentace prostředí má i pozitivní dopad. V případě, že stejné prostředí obývají dva druhy, z nichž jeden ohrožuje druhý (predace, kompetice) může fragmentace prostředí a částečná izolace populace umožnit ohroženému druhu přežít. Pokud bude mít dominantní druh nižší schopnost migrace, budou dlouhodobě oba druhy moci nerušeně koexistovat.

### 2.1.3. Rozdíly mezi fragmenty a původním stanovištěm

Je-li původní stanoviště zničeno, může po něm zůstat mozaika fragmentů, které mohou být od sebe odděleny značně změněnou nebo degradovanou krajinou - matrix. Fragmenty stanoviště se od původního stanoviště liší:

- a) Fragmenty mají větší celkovou délku ekotonu (tj. delší přechodná společenstva) s charakteristickými okrajovými efekty (Primack et al. 2001). Ekotony často nebývají zřetelně vymezené, ale tvoří postupný přechod mezi matrix a ploškami. Lze očekávat větší pohyb druhů mezi ploškami a matrix za předpokladu, že hranice není tak ostrá (Forman & Gordon 1993). Přechodná společenstva se často vyznačují vyšším počtem druhů ve srovnání se sousedními biocenózami (Šarapatka et al. 2010).
- b) Střed každého fragmentu je blíže k jeho okraji.
- c) Fragmentace může také limitovat migrační a kolonizační potenciál druhu, proto mohou být některé fragmenty neobydlené, i když by za normálních okolností byly pro druh vhodné.
- d) Fragmentace může vést k poklesu populační hustoty nebo extinkci druhu, protože menší populace snadno podléhají inbrední depresi (křížení mezi blízkými příbuznými), genetickému driftu (náhodný posun frekvence alel v populaci) aj.
- e) Fragmentace zvyšuje náchylnost fragmentů k invazím nepůvodních druhů i ke gradacím místních škůdců (Primack et al. 2001).

### 2.2. Populace ve fragmentované krajině

Jednotlivé druhy organismů a jejich populace jsou vůči fragmentaci svých stanovišť různě citlivé. Obecně jsou za více ohrožené považovány druhy s velkými domovskými okrsky (zejména šelmy) a druhy typické značnou denní či sezonní prostorovou dynamikou. Ohroženy jsou také málo pohyblivé druhy, pro něž je i zdánlivě nevýznamný zásah bariérou (např. lesní paseka, běžné komunikace). Citliví jsou v tomto směru nejen bezobratlí, ale překvapivě i řada druhů ptáků či malých savců (Internetový zdroj č. 2). Usher et al. (1993) například uvádí, že společenství střívlíků vázané na lesní prostředí, potřebuje lesní fragment o rozloze minimálně 10 ha k tomu, aby nedošlo k porušení tohoto společenstva.

Je-li prostředí přirozeně fragmentované, málokdy dochází k lokálnímu vymření populací, a pokud k tomu dojde, daná lokalita je zase rychle kolonizována. Druhy, které měly sníženou schopnost migrace, totiž z takového prostředí časem



vymizely a u druhů, které tam zůstaly, vedla evoluce ke zlepšování schopnosti migrace. Přirozená fragmentace prostředí tedy ani neznamena významnější oddělení populací, protože mezi jednotlivými ostrůvky je nepřetržitý pohyb jedinců (Harrison & Hastings 1996 in Storch & Mihulka 2000).

Obecně platí, že organismy obývající fragmentovanější typy prostředí lépe a dále migrují než druhy žijící v souvislém prostředí (Dieckmann & O'hara 1999 in Storch & Mihulka 2000). Pokud je ovšem fragmentace prostředí způsobena člověkem, mnoho druhů na ni není adaptováno, proto jich hodně vymizí (Storch & Mihulka 2000). Fragmentace stanoviště navíc zvyšuje náchylnost fragmentů k invazím nepůvodních druhů, ke gradacím místních škůdců, také umožňuje bližší kontakt divoce žijících druhů s domácími zvířaty a člověkem pěstovanými rostlinami. To může způsobovat oboustranný přenos chorob (Primack et al. 2001).

### **2.2.1. Metapopulace**

Termín metapopulace navrhl v roce 1970 americký ekolog Richard Levins pro soubor malých populací (někdy také subpopulací) propojených disperzí (rozptylem) jedinců. Tato koncepce předpokládá, že prostor je ohraničený, a že proto má smysl oddělovat tyto diskrétní stanovištní ostrůvky – plošky, vhodné pro daný druh, od okolního nevhodného prostředí nazývaného matrix. V tomto ohledu se podobá teorii ostrovní biogeografie, která je ale primárně o společenstvech a jejich dynamice (Tkadlec 2008). Stejně tak Jarošík (2005) uvádí, že populace mnoha druhů nejsou tvořeny izolovanými populacemi, ale jsou složeny z lokálních populací, navzájem propojených migranty.

Metapopulační biologie se zabývá „sítí“ lokálních prostorově oddělených populací propojených migrací. Studuje procesy probíhající na dvou úrovních – lokální a metapopulační. Zkoumá, jak funguje celá metapopulace obývající fragmentované prostředí. Metapopulace je vlastně populace populací, respektive soubor lokálních populací propojených občasnou migrací. Migrace nemůže být nepřetržitá, pak by to byla jedna populace (Storch 2000). Avšak pro koncepci metapopulace jsou migrační procesy stěžejní. Bez přísunu nových jedinců nemohou být kolonizována nová území a malé izolované populace jsou odsouzeny k zániku. Migrace je proto základním demografickým procesem (Tkadlec 2008).

Metapopulace může dlouhodobě přetrvávat jen díky takové dynamice jednotlivých lokálních populací, která není synchronizována. A to je zajištěno oddělením dynamiky jednotlivých populací díky fragmentaci prostředí a složitosti lokálních populačních dynamik. Takže složitost, která na úrovni lokální populace vede k nestabilitě, ji naopak na úrovni metapopulace zajišťuje, což je díky fragmentaci prostředí, která je jinak obecně považována za jasně negativní jev. Sama různorodost prostředí může být důsledkem složité metapopulační dynamiky v prostoru, která metapopulace udržuje při životě (Storch 2000).

Území, které obývá lokální populace, musí mít dostatečnou velikost, která uspokojuje požadavky na reprodukci, přežívání a migraci. Populační hustota sice v čase může kolísat, ale vlivem zpětných vazeb k vymření zpravidla nedojde. Velká populace je mnohem odolnější proti náhodným disturbancím a díky závislosti na hustotě se po vychýlení vrací zpět do ekvilibria. V malých populacích je význam náhodných vlivů mnohem větší. Lokální vymření jedné malé populace, ale není totéž, co regionální extinkce neboli vymření všech populací v daném regionu. Zbývající lokální populace stále produkují dostatek migrantů, kteří mohou vakantní plošku rekolonizovat. Daný druh proto může v čase perzistovat ve formě souboru malých populací, které jsou navzájem propojeny migrujícími jedinci (Levins 1969; Hanski 1982; Hanski a Gilpin 1997; Hanski 1999 in Tkadlec 2008). Koncepce metapopulace našla uplatnění v ochraně ohrožených druhů, biologické kontrole a při studiu šíření nemocí ve fragmentované krajině.

Burel & Baudry (1995) zjistili, že lesní druhy čeledě *Carabidae* žijící v lesnatých ekotonech a malých lesních ploškách by mohly tvořit metapopulace v zemědělské krajině. Tito lesní obyvatelé mají nízkou schopnost disperze a jejich přežití ve fragmentované krajině závisí na propojenosti a krátké vzdálenosti mezi vhodnými stanovišti.

Hanski (1997) upozorňuje na to, že ne všechny populace s ploškovou strukturou jsou nutně metapopulace. Metapopulace musí splňovat čtyři základní podmínky:

- 1) plošky jsou dobře ohraničeny od okolní matrix a v jednotlivých ploškách musí být lokální rozmnožující se populace;
- 2) i největší populace musí mít nenulovou pravděpodobnost extinkce;

3) plošky nesmí být příliš izolované, i nejbližší populace, má-li patřit k metapopulaci, musí mít nenulovou pravděpodobnost kolonizace;

4) lokální dynamiky musí být alespoň částečně nezávislé, asynchronní, tj. nesmí být ve stejné fázi.

I když dynamika lokálních populací je náhodná, může být metapopulace stabilní. Při změně počtu osídlených ostrůvků má metapopulace tendenci vrátit se k původnímu stavu. Celé je to založeno na rovnováze kolonizace a vymírání. Intenzita kolonizace se zvýší, když se sníží počet obsazených ostrůvků, poněvadž tím se zvýší počet ostrůvků, které je možno kolonizovat. Jestliže tedy chceme chránit daný druh, nelze chránit jen prostředí, kde se druh vyskytuje, ale je třeba chránit i prostředí, kde se nevyskytuje, avšak mohl by se tam uchýlit (Storch 2000).

Protože procesy v metapopulaci probíhají na větší prostorové škále v heterogenním prostředí, pojetí metapopulace se také blíží krajinné ekologii. Na rozdíl od ní se však mnohem více zaměřuje na procesy uvnitř plošek a na interakce mezi ploškami, zatímco matrixové pozadí ponechává spíše stranou a jeho strukturu a dynamiku studuje spíše okrajově (Tkadlec 2008).

Tkadlec (2008) uzavírá, že zcela zásadním požadavkem pro každou metapopulaci je diskrétnost lokální rozmnožující se populace. Čím více jsou populace ohraničené v prostoru a čím jsou menší, tím lépe, neboť tak dochází k populační obměně v důsledku rekolonizace a extinkce. Plošky se liší svou kvalitou, množstvím zdrojů a velikostí, lze je pak dělit na dvě kategorie: zdrojové a propadové. Ve zdrojových populacích převažuje natalita nad mortalitou, zatímco v propadových populacích je tomu naopak.

### **2.2.2. Zánik druhu**

Druh zanikne v okamžiku, když zaniknou všechny jeho populace. Jestliže je výskyt druhu omezen na malé území, stačí k jeho zániku drobná katastrofa. Občas ovšem vymizí druh z velkého území, a přitom si nevšimneme žádné změny prostředí, která by postihla všechny lokální populace najednou. Jak je to možné? Závisí to na zásobě migrujících. Stačí, když počet populací klesne pod určitou mez (která nemusí být nijak nízká) a migrace už nestačí dosycovat náhodné početní propady ve zbylých lokálních populacích. Tak mohou zaniknout ještě další lokální populace, čímž se ještě sníží počet migrantů, až celá metapopulace zanikne. Zánik metapopulace (a

celého druhu) tedy může být spuštěn mírným snížením počtu osídlených ostrůvků nebo mírným snížením celkového počtu jedinců. Záleží na tom, kde je onen práh, za nímž už je metapopulace odsouzena k zániku (Storch 2000).

Vzhledem k poškozování prostředí činností člověka velikost populací mnoha druhů klesá a některé druhy zaniknou. Některé druhy však mají vyšší pravděpodobnost vyhynutí:

- Druhy s malým geografickým rozšířením. Některé druhy se vyskytují jen na jednom nebo na několika místech. Je-li celá oblast ovlivněna činností člověka, mohou tyto druhy vymřít.
- Druhy s jednou nebo velmi malým počtem populací. Jakákoli populace jednoho druhu může zaniknout na daném místě vlivem přírodních faktorů nebo vlivem činnosti člověka. Druhy s více populacemi jsou tudíž méně náchylné k celkovému vyhubení než druhy s jednou nebo malým počtem populací.
- Druhy s malou velikostí populace neboli paradigma malých populací. Malé populace zaniknou na daném místě spíše než větší populace kvůli větší citlivosti vůči demografickým změnám a ztrátě genetické variability.
- Druhy s klesající velikostí populace neboli paradigma ubývajících populací. Populační trendy mají sklon pokračovat, takže populace s klesající tendencí pravděpodobně vyhyne, pokud se nezjistí a neodstraní příčiny úbytku.
- Druhy s nízkou hustotou populace, tzn. několik jedinců na jednotku plochy. Uvnitř každého fragmentu území může být velikost populace příliš malá na to, aby umožnila danému druhu přežít.
- Druhy vyžadující velká teritoria. Druhy, kde jednotlivá zvířata nebo sociální skupiny potřebují shánět potravu na rozsáhlém území, jsou náchylné k vyhynutí, je-li část jejich území poškozena nebo fragmentována činností člověka.
- Živočišné druhy s velkými tělesnými rozměry. Velká zvířata mají tendenci vyžadovat větší individuální prostor, více potravy, soupeří s člověkem o zdroje a jsou lovena ze sportu. Člověk může zapříčinit jejich vyhynutí snáze než u malých zvířat.
- Druhy, které nedokážou migrovat. Prudké tempo změn vyvolaných lidmi často brání adaptaci a jako jedinou alternativu dovolí migraci. Druhy, které nejsou schopny překonat bariéry vytvořené člověkem, jsou odsouzeny k zániku.

- Sezonní migranti. Druhy, které sezonně migrují, jsou závislé na dvou nebo více odlišných typech přirozeného prostředí. Jestliže je jedno z těchto prostředí zničeno, pak druh nemusí být schopen přežít.
  - Druhy s malou genetickou variabilitou. Genetická variabilita v populaci umožňuje druhům přizpůsobit se změnám prostředí.
  - Druhy se specializovanými požadavky na stanoviště. Některé druhy jsou omezeny na stanoviště, která jsou roztroušená a unikátní. Ohroženy jsou také druhy s velice specifickými potravními požadavky.
  - Druhy vytvářející stálé nebo dočasné seskupení. Druhy, které se seskupují na specifických místech, jsou vysoce citlivé k lokálnímu vymírání. Lovci mohou takto seskupené populace lehce vyhubit. Některé druhy skupinově žijících zvířat nejsou schopny přežít, když se velikost jejich populace sníží pod určitou mez, buď nemohou dále efektivně lovit, pářit se nebo se ubránit dravcům.
  - Druhy, které jsou loveny a využívány člověkem. Jestliže lov a sklizeň nejsou regulovány buď zákonem, nebo místními zvyklostmi jsou populace druhů využívány nadměrně a hrozí jim reálné vymření.
  - Druhy, které se obvykle nacházejí ve stabilním prostředí. Mnoho druhů je adaptováno na prostředí, které je minimálně narušováno a není schopno tolerovat změny mikroklimatu a soutěžit s pionýrskými druhy sukcese a invazními druhy.
- Tyto charakteristiky druhů náchylných k vymírání se mohou kombinovat. Například druhy s velkými tělesnými rozměry mívají nízkou populační hustotu a rozsáhlé teritorium (Primack et al. 2001).

### **2. 3. Územní systém ekologické stability (ÚSES)**

Podle zákona č. 114/1992 Sb. je ÚSES takový vzájemně propojený soubor přirozených i pozmeněných, avšak přírodě blízkých ekosystémů, který udržuje přírodní rovnováhu. Rozlišuje se místní (lokální), regionální a nadregionální územní systém ekologické stability.

Koncepce územního zajištění ekologické stability vychází z teze, že k uchování vysoké a trvalé produktivity a ekologické stability je nutné izolovat od sebe jednotlivé ekologicky labilní části krajiny soustavou stabilních a stabilizujících ekosystémů, tzv. ekologicky významných segmentů krajiny (EVSK), (Stalmachová 1996, Internetový zdroj č. 8).

Územní systém ekologické stability je vybraná soustava ekologicky stabilnějších částí krajiny, účelně rozmístěných podle funkčních a prostorových kritérií. Těmito kritérii jsou:

- rozmanitost potenciálních přírodních ekosystémů v řešeném území,
- jejich prostorové vazby (kritérium udává směry biokoridorů a polohu přirozených i umělých bariér),
- nezbytné prostorové parametry (minimální plochy biocenter, různého typu, maximální délky biokoridorů a jejich minimální nutné šířky),
- aktuální stav krajiny,
- společenské limity a záměry určující současné a perspektivní možnosti kompletování uceleného systému (Míchal 1994, Löw et al. 1995).

Podle funkce v územních systémech ekologické stability krajiny rozlišujeme ekologicky významné segmenty krajiny na biocentra, biokoridory a interakční prvky.

### **2.3.1. Biocentrum**

Biocentrum (centrum biotické diverzity) je území, které svou velikostí a stavem ekologických podmínek má umožnit trvalou existenci druhů přirozeného genofondu krajiny (Buček & Lacina 1993, internetový zdroj č. 8). Hlavním úkolem biocentra je ochrana a uchování určitého typu společenstva. Biocentra jsou vymezována tak, aby zahrnovala celou škálu přírodních i člověkem podmíněných přirozených společenstev krajiny v určité oblasti. Biocentra rozlišujeme na existující a navrhovaná v plánech ÚSES. Optimálně funkční jsou již v současné době existující biocentra s přírodními a přirozenými ekosystémy s vysokým stupněm ekologické stability na celé ploše vymezeného území. Takový musí být cílový stav všech biocenter, zařazených do ÚSES. V těch oblastech, kde je naprostý nedostatek zbytků přírodních a přirozených společenstev, je nutné biocentra nově vytvářet (Buček & Lacina 1993, Míchal et al. 1992).

### **2.3.2. Biokoridory**

Biokoridory jsou stabilizační prvky liniového charakteru, které svou velikostí a stavem ekologických podmínek umožňují migraci organismů mezi biocentry. Posláním biokoridorů je propojovat biocentra do vzájemně se ovlivňujícího systému, umožňujícího trvalou výměnu veškerého genofondu (Míchal et al. 1992). Biokoridor

pro rozhodující část organismů nemusí poskytovat trvalé existenční podmínky (Stalmachová 1996).

Přestože je v definici biokoridoru uveden pojem migrace, jde spíše u koridorů dominantně o jiný typ pohybu organismu v prostoru, o rozptyl (disperzi). Rozptyl zahrnuje na rozdíl od migrací taková přemísťování organismů v prostoru, která nejsou hromadná, směrovaná (probíhají difúzně různými směry), nemusejí být aktivní, obvykle nepravidelná, probíhající na krátké vzdálenosti a příčina jejich vzniku souvisí především s reprodukcí (Dolný 2004).

### **2.3.3. Interakční prvky**

Interakční prvky zprostředkovávají příznivé působení biocenter na okolní méně stabilní ekosystémy (Míchal et al. 1992). Na lokální úrovni představují doplňkový krajinný segment, zpravidla ekotonálního charakteru (Stalmachová 1996).

Koncepce územního zajištění ekologické stability krajiny od počátku vychází ze dvou základních operací:

- vymezování kostry ekologické stability (KES) krajiny jako souboru existujících relativně ekologicky stabilních segmentů krajiny, významných z hlediska biodiverzity, bez ohledu na jejich prostorové funkční vztahy,

- navrhování územních systémů ekologické stability krajiny (ÚSES) jako soustavy existujících i navrhovaných, účelně prostorově propojených segmentů krajiny (Internetový zdroj č. 8, Míchal 1994).

Ekologicky významné segmenty krajiny, tvořící kostru ekologické stability, které zůstaly zachovány zpravidla na místech zemědělsky a lesnický obtížněji využitelných jsou obvykle prostorově izolovány, nepravidelně rozloženy a velmi často mají nedostatečnou rozlohu. Proto je třeba kostru ekologické stability doplnit nově navrhovanými skladebnými prvky, účelně rozmístěnými na základě prostorových a funkčních kritérií tak, aby vznikl optimálně fungující územní systém ekologické stability krajiny (Lów et al. 1995, internetový zdroj č. 8).

### 3. Epigeičtí brouci jako modelová skupina pro studium fragmentace krajiny

Epigeičtí brouci patří mezi druhově nejpočetnější zástupce živočichů v kulturní zemědělské krajině. Boháč (1999) uvádí, že v našich podmínkách v polních kulturách se vyskytuje asi 400 druhů drabčků a 100 druhů střevlíků. Následuje charakteristika dominantních čeledí a druhů a způsoby vyhodnocení ovlivnění jejich společenstev antropogenními vlivy.

#### 3.1. Charakteristika dominantních čeledí

Střevlíkovití i drabčkovití brouci jsou typickými představiteli hmyzu s dokonalou proměnou, čili larva se nepodobá dospělému hmyzu a klidové stadium předchází dospělci (Internetový zdroj č. 3).

##### 3.1.1. Střevlíkovití (*Carabidae*)

Čeď *Carabidae* patří do podřádu *Adephaga*, který je znám z archeologických nálezů z nejsvrchnějšího permu (geologického období prvohory). Podřád zahrnuje 9 čeledí, 7 se vyskytuje v ČR, z nichž 5 čeledí žije ve vodě. Střevlíkovití patří mezi nejpočetnější čeledě brouků (na 35 000 druhů), z patnácti podčeledí jich v ČR a SR žije 9 s více jak 600 druhy (Hůrka 1996, 2005).

Velikost střeoevropských zástupců *Carabidae* kolísá od 1,6 mm až po 40 mm. Nejčastěji jsou to štíhlí, dobří běžci, se silnými, dlouhými nohama, vybavené silnými kusadly, někteří pomocí upravených předních nohou hrabou. Většina druhů má zadečkové obranné žlázy produkující sekret různého, často skupinově specifického složení, mnohdy silně páchnoucí. Mnohé druhy rodu *Carabus* ztratily schopnost letu, mají zakrnělá zadní křídla a na švu srostlé krovky (Hůrka 2005).

*Carabidae* 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, na bylinách, keřích a stromech, některé i pod kůrou (*Tachyta nana*, Gyllenhal, 1810) a v hničícím dřevě. Jsou to převážně za soumraku a v noci aktivní živočichové. Druhy skupiny prskavců a rodu *Lebia* Latreille 1802 se vyvíjí jako ektoparazitoidi na kuklách střevlíkovitých, vodomilovitých a mandelinkovitých brouků. Jsou známé druhy vyžadující zastínění (lesní), ale i druhy



heliofilní, pobíhající za dne a plného slunce na otevřených biotopech. Také se vyskytují druhy žijící i v jeskyních (Hůrka 1996, 2005).

Vesměs jsou naši zástupci nespécializovaní dravci, kteří loví různý hmyz i jeho larvy, žížaly, měkkýše, požírají i muší larvy v mrtvolách zvířat, nebo vyhledávají uhynulé bezobratlé i obratlovce. Některé druhy jsou potravní specialisté vázaní např. na housenky motýlů (*Calosoma*), chvostoskoky (*Leistus*), plicnaté plže (*Cychnus*, *Licinus*), larvy i imaga drabčičků rodů *Bledius* a *Carpelinus* (někteří z rodu *Dyschirius*) nebo žížaly (některé druhy rodu *Carabus*). Mezi predátory mšic patří některé druhy rodu *Bembidion* a *Anchomenus dorsalis*. Mnoho druhů je všežravých s převahou masožravosti nebo i býložravosti (*Amara*, *Harpalus*), vysloveně býložravé druhy jsou vzácné například druhy rodu *Zabrus*, *Ophonus*. Stejně jako jiné dravé druhy brouků tráví i střevlíci svou kořist extraintestinálně. Také larvy jsou dravé, žijí vesměs v hrabance, někdy i na stromech (Hůrka 1996). Vývoj většiny našich druhů je jednoletý. U některých druhů byla zjištěna péče o potomstvo. Mezi nejdůležitější faktory podmiňující jejich výskyt patří vlhkost, teplota, zastínění, typ vegetace a charakter půdního podkladu (Internetový zdroj č. 3).

Význam střevlíkovitých v přirozených i umělých suchozemských biocenózách je značný. Většina druhů jsou predátoři ostatních bezobratlých, zejména členovců a měkkýšů, hrající především v antropocenózách, kde se procentuálně nejvíce uplatňují, roli významných entomofágů. Ale i v přirozených biocenózách se díky své diverzitě i abundanci významně podílejí na dodržování rovnováhy i koloběhu látek a energie. Mnozí jsou citliví i na změnu pH a především vlhkosti. Z těchto důvodů slouží již řadu let jako modelová skupina pro nejrůznější, především ekologické, studie. Střevlíkovití citlivě reagují na nejrůznější toxické látky (insekticidy, herbicidy, umělá hnojiva) vnášené do biocenóz. S tím patrně souvisí praktické vymizení jediného škodlivého střevlíka našich teplejších oblastí hrbáče osenního, *Zabrus tenebrioides* (Hůrka 1996).

Nejhojnější zástupci čeledě *Carabidae* jsou:

**Střevlíček obecný**, *Pterostichus melanarius* (Illiger, 1798), E

Je to eurosibiřský druh, zavlečený do severní Ameriky. V ČR a SR je to velmi obecný eurytopní druh polí zahrad a lesů, od nížin do hor, 13-17 mm velký černý a lesklý brouk s hlubokými rýhami na krovkách. Imago i larva jsou masožravé, vyskytují se pod kameny, ve sklepích, v tmavých chodbách (Hůrka 1996).

### **Střevlíček měděný, *Poecilus cupreus* (Linné, 1758), E**

Jedná se o západopalearktický druh, rozšířený po střední Sibiř a střední Asii. V ČR se vyskytuje od nížin do hor (Hůrka 1996). Střevlíček je nejběžnější, 9,6 - 14,0 mm velký, barevně variabilní zástupce rodu. Je to eurytopní druh spíše nezastíněných stanovišť stepí, polí, ruderálů, luk i břehů vod. Brouci i larvy pronásledují drobný hmyz, a proto jsou i v umělých biocenózách užiteční (Hůrka 2005).

### **Střevlík zrnitý, *Carabus granulatus* (Linnaeus, 1758), E**

Vlhkomilný, eurytopní střevlík nezastíněných i zastíněných stanovišť, od nížin až do hor. Rozšířen od Pyrenejí a Velké Británie až po Japonsko, zde vytváří 10 poddruhů, ve střední Evropě se běžně vyskytuje poddruh *C. granulatus granulatus*. Jedná se o 16 - 23 mm velkého brouka, kterého můžeme nejčastěji spatřit ve smíšeném nebo listnatém lese, na polích a loukách. Vyhledává vlhčí místa jako okraje vod a podmáčenou půdu. Vyskytuje se v rozpadajícím se dřevě, pod opadlou kůrou, listím, pod kameny apod. Živí se nejčastěji drobným hmyzem, mršinami, byl pozorován i na opadaném ovoci. Někteří jedinci jsou schopni letu (Hůrka 1995, internetový zdroj č. 9).

### **Střevlík fialový, *Carabus violaceus* (Linné, 1758), RII**

Běžný druh kulturní krajiny, 22 - 35mm velký střevlík žijící jak na otevřených stanovištích luk a polí, tak i v zahradách a lesích. Je to eurosibiřský druh a na svém rozsáhlém areálu výskytu vytváří několik poddruhů. Loví drobnější živočichy a nevyhýbá se ani zdechlinám. Přezimují larvy i dospělci (Hůrka 2005).

### **3.1.2. Drabčíkovití (*Staphylinidae*)**

Čeleď *Staphylinidae* patří do nejpočetnějšího podřádu *Polyphaga*, jehož fosilní zástupce známe od svrchního triasu (geologické období druhohor). Členění do nadčeledí není jednoduché, v současné době se stále více prosazuje dělení podřádu do 16 - 17 nadčeledí. Čeleď drabčíkovití patří do nadčeledě *staphylinoidea* spolu s dalšími 6 menšími čeleděmi, jako je například čeleď *Silphidae*, mrchožroutovití. V pojetí předkládaném Hůrkou (2005) zahrnuje čeleď *Staphylinidae* téměř 40 podčeledí s 1900 zástupci na území ČR a SR.

Charakteristickým znakem této skupiny jsou silně zkrácené krovky, které jen nepatrně přesahují zadohrudí a nechávají větší část ohebného zadečku nepokrytou. Ve střední Evropě dosahují brouci nejčastěji velikosti od 1 mm do 35 mm. Tělo je

oválné až dlouze protáhlé, nažloutlé až tmavě hnědé či černé, jiné barvy jsou vzácné. (Boháč & Matějček 2003, Hůrka 2005).

Drabčící jsou aktivní hlavně během dne a jejich aktivita je ovlivňována intenzitou světla. Většina druhů preferuje zastíněné biotopy a vyžadují určitý stupeň vlhkosti. Drabčící obývají velmi rozmanitá stanoviště, zdržují se na březích vodních toků, ve vlhkém mechu, v tlejícím listí, dřevě, v různých druzích hub, pod kameny, v lesní hrabance, pod mrtvolami živočichů, v hnízdech ptáků, v norách savců, v jeskyních, někteří i v květech a keřích (Boháč & Matějček 2003). Některé malé druhy žijí v půdních pórech. Značná část druhů žije pod kůrou dřevin, zvláště pod kůrou odumřelých a poraněných stromů (Boháč & Matějček 2003, Boháč 1982, 1999). Mnoho drabčíkovitých má značné migrační schopnosti. Mnoho druhů dobře létá (např. *Oxytelus migrator*, *Philonthus spinipes*, *Trichiusa imigranta* a další). Vysoká frekvence druhů s dobrými migračními možnostmi ve společenstvech drabčíků indikuje silný vliv člověka na biotopy (Internetový zdroj č. 3, Boháč & Matějček 2003, Boháč 1999).

Potravní vztahy čeledě *Staphylinidae* jsou velmi rozmanité a slouží jako základ klasifikace jejich životních forem. Velká část druhů *Staphylinidae* je známa jako nespecifičtí predátoři. Živí se různými půdními bezobratlými jako jsou hlístice, roztoči, chvostokoci, malé druhy hmyzu a jejich larvy atd. Některé druhy podčeledi *Oxytelinae* se živí různými organickými zbytky. Druhy rodu *Bledius* se živí řasami. Druhy rodu *Eusphalerum* se živí pylem kvetoucích rostlin. Velká skupina drabčíkovitých je mykofágní, živí se houbami a některé druhy jsou i svým vývojem na houby vázané. Nejvíce potravně specializováni jsou myrmekofilní a termitofilní druhy drabčíků. Zástupci rodu *Aleochara* jsou známi jako paraziti pupáří dvoukřídlých (Boháč & Matějček 2003).

Hospodářský význam čeledi *Staphylinidae* spočívá především v jejich predaci drobných druhů bezobratlých (např. mšic a roztočů). Velké masožravé druhy z podčeledě *Staphylininae* jsou velmi dravé a zničí tak velké množství hmyzu i jejich larev, zejména zástupci rodu *Staphylinus* L. a *Ocypus* Leach patří k nejužitečnějším druhům hmyzu. V lesním hospodářství jsou významné druhy žijící pod kůrou jehličnatých stromů, kde loví především larvy lýkožroutů. V této skupině hmyzu nenajdeme žádného významného hospodářského škůdce. Drabčící žijící v půdě jsou důležitou složkou edafonu (Boháč 1982, 1999).

### ***Philonthus decorus* (Gravenhorst, 1802), RII**

Patří k lesním druhům, někdy se však objeví i v zahradách, především ve vlhkém prostředí. Ukrývá se pod kameny, někdy pod starým listím, v hrabance, mokřím mechu i pod zvířecími exkrementy a na podzim na hnilých houbách. Vyznačuje se černou barvou a nápadnou vůní, velikostí 11 - 13 mm. Patří k běžným druhům. Vyskytuje se především v podhorských a horských oblastech střední Evropy (Hůrka 2005).

### **3.1.3. Ostatní významnější čeledi**

Kromě těchto dvou nejpočetnějších čeledí se v kulturní krajině vyskytují i další skupiny epigeických brouků. Početně významnější byly dvě:

#### **Čeď Mrchožroutovití (*Silphidae*)**

Hůrka (2005) popisuje zástupce čeledě jako středně velké (8-30mm), oválné smírně protažené a více nebo méně zploštělé brouky, jejichž krovky často nekryjí poslední zadečkové články. Imaga i larvy se živí především mršinami, některé druhy jsou predátory plicnatých plžů, žížal nebo housenek motýlů, jiné druhy jsou dokonce býložravé. Čeď je členěna do dvou podčeledí s 25 druhy na území ČR a SR.

#### **Čeď chrobákovití (*Geotrupidae*)**

Čeď Geotrupidae, chrobákovití, zahrnuje přes 600 více či méně zavalitých druhů. Mnoho druhů má komplikovanou péči o potomstvo, spojenou se stavbou charakteristických podzemních hnízd. Imága i larvy se živí trusem, mršinami, houbami i rozkládajícími se rostlinnými zbytky. Larvy i imaga vydávají zvuky (stridulují). V ČR a SR bylo zjištěno 9 druhů (Hůrka 2005).

### **3.2. Bioindikace antropogenního zatížení společenstev**

V roce 1983 publikoval Buchar základní práci o využití klasifikace druhů arachnofauny Čech k bioindikaci kvality životního prostředí. Jeho metodického přístupu rozdělení druhů pavouků do skupin podle jejich ekologických nároků ve vztahu k původnosti habitatu použil v r. 1988 Boháč pro čeď *Staphylinidae*. Skoro současně, v roce 1993, se pokusili o interpretaci klasifikace Buchara na čeď *Carabidae* Nenadál a Farkač (Hůrka et. al. 1996) a také Bezděčka (2004) u mravenců (Chobot et al. 2005).

Indikační klasifikace vychází z předpokladu, že organismy opakovaně nacházené na určitém typu biotopu lze zpětně využít k indikaci tohoto biotopu (Chobot et al. 2005).

K bioindikaci změn prostředí byla navržena řada více či méně vhodných organismů. Použití střevlíkovitých jako bioindikátorů navrhl poprvé Heydmann (v roce 1955) v Německu pro podmínky agrocenóz. Od té doby se problematikou použitelnosti této skupiny pro účely bioindikace přírodního prostředí zabývala řada autorů. Výhodou využití střevlíkovitých je tradiční zájem širšího okruhu specialistů, dobře vypracovaná metodika sběru a determinace, bohatý literární a sbírkový fond a také velký počet druhů, v České republice 526 (Hůrka et al. 1996). Ekologické vlastnosti jednotlivých druhů se jeví jako aktuální právě pro využití v bioindikačním hodnocení. Jak uvádí Farkač (1994) spolu s prof. K. Hůrkou připravili návrh hodnocení kvality (stavu ovlivněnosti) prostředí na základě rozdělení čeledi *Carabidae* do čtyř skupin, reliktů I. a II. řádu, adaptabilní a eurytopní druhy, podle vazby jednotlivých druhů na určitý typ prostředí, jejich schopnosti či neschopnosti migrace a podle míry jejich přizpůsobivosti. Hůrka et al. (1996) se nakonec rozhodli pro vymezení pouze tří základních skupin druhů a poddruhů čeledi *Carabidae* v ČR. Kriteřiem pro zařazení do těchto skupin je především šíře ekologické valence taxonů a jejich vázanost k habitatu.

Také znalost ekologických nároků většiny středoevropských druhů a přítomnost zástupců čeledi *Staphylinidae* ve všech středoevropských polopřirozených i člověkem ovlivněných ekosystémech jsou důvodem, že i tyto brouci jsou citlivými bioindikátory antropogenních změn prostředí (Internetový zdroj č. 6). Pro možnost využití kvantitativního zastoupení exemplářů v jednotlivých skupinách navrhl Boháč (1990) použití „indexu společenstev drabčků“ jako vhodného ukazatele stupně antropogenního ovlivnění biotopů.

Boháč (1990) při vyhodnocení struktury společenstev brouků čeledi *Staphylinidae* podle frekvence počtu exemplářů druhů jednotlivých skupin a podle tolerance k antropogenním vlivům rozděluje naše druhy drabčků do tří skupin.

V případě střevlíkovitých, drabčkovitých a mravenců bylo navrženo zmíněnými autory rozdělení do tří analogických indikačních skupin:

1) Skupinu RI (R), reliktů I řádu, tvoří druhy s nejužší ekologickou valencí (stenotopní), jsou tedy specializováni na poměrně úzce vymezené ekologické

podmínky. Mají ustálenou vazbu na stanoviště, která se svým charakterem nejvíce podobají původnímu stavu, to znamená lokality relativně antropogenně nenarušené, jako původní a přirozené lesy, horské polohy, rašeliniště apod., mající v současnosti charakter reliktních. Jedná se většinou o vzácné a ohrožené druhy přirozených, nepříliš poškozených ekosystémů, nejméně ovlivněných činností člověka.

2) Skupina RII (A), relikty II řádu, je tvořena souborem adaptabilnějších druhů. Jsou to druhy stanovišť středně ovlivněných činností člověka, většinou druhy kulturních lesů, druhy neregulovaných a původnějších břehů toků. Vyskytují se i na druhotných, dobře regenerovaných biotopech, zvláště v blízkosti původních ploch.

3) Skupina E je reprezentována expanzními (ubikvistními) druhy, které nemají žádné zvláštní nároky na charakter a kvalitu prostředí. Druhy nestabilních, měnících se biotopů, odlesněných stanovišť silně ovlivněných činností člověka. Druhy s těžištěm výskytu v otevřené zemědělské krajině a urbánních ekosystémech (Chobot et al. 2005, Boháč 1990).

Na základě tohoto dělení střeplíků, drabčků a mravenců do skupin podle tolerance k antropogenním vlivům navrhl Boháč (1990, 1999) index antropogenního ovlivnění společenstev dračků a střeplíků, kdy skupiny podle Hůrky et al. (1996) odpovídají skupinám podle Boháče (1990) takto: první skupina R = RI, druhá skupina A = RII, třetí skupina E = E. Index je stanoven podle vzorce:

$$I = 100 - (E + 0,5 R2),$$

kde **E** se rovná frekvenci expanzivních druhů (%) a **R2** se rovná frekvenci reliktních II řádu (%). Hodnota indexu se pohybuje **od 0** (ve společenstvu byly zjištěny pouze druhy expanzivní, společenstvo je nejvíce ovlivněno člověkem) **do 100** (ve společenstvu se vyskytují pouze relikty I řádu, společenstvo není člověkem ovlivněno). Hodnota indexu tak umožňuje jedním číslem charakterizovat antropogenní ovlivnění biotopů (tabulka č. 1). Navíc vztah mezi hodnotou indexu jednotlivých biotopů a abundancí druhů ve společenstvu může být využit pro zjištění senzitivity jednotlivých druhů na stres vyvolaný činností člověka (Internetový zdroj č. 3, Chobot et al. 2005, Boháč 1990).

Tabulka č. 1: Stupně antropogenního ovlivnění biotopů (ekosystémů) pomocí indexu společenstev drabčíkovitých.

Stupeň	Hodnota indexu	Ekosystém, krajina, stabilita	Charakteristika	Počet životních forem
I	0-15	Velmi silně ovlivněné, nestabilní, udržované managementem	Velkoplošné pozemky orných půd bez ekotonového zázemí, rumišť, městské skládky a ostatní nestabilní biotopy	2-5
II	10-35	Silně ovlivněné, nestabilní bez managementu člověka.	Maloplošné pozemky orných půd s ekotonovým zázemím liniových formací agrárních teras, mezí a lesních okrajů. Kulturní louky, pastviny, zahrady a sady	4-7
III	30-50	Málo ovlivněné, středně stabilní s občasným managementem člověka.	Hospodářské lesy všech typů, lesoparky, přirozená luční společenstva, břehy stojatých a běhutých vod.	8-12
IV	45-65	Málo ovlivněné, stabilní, management nutný jen velmi zřídka při ohrožení daných ekosystémů.	Polopřirozená až přirozená lesní společenstva především v chráněných územích, horské lesy, subalpínská luční společenstva, břehy horských potoků, rašeliniště.	9-15
V	50-100	Neovlivněné, stabilní, management nutný jen velmi zřídka při ohrožení daných ekosystémů.	Klimaxové horské lesy, kosodřevina, alpínské trávníky a sutě, okraje sněžných jam, horská vrchoviště, břehy horských ples a horských potoků.	

Internetový zdroj č. 11

Při praktickém studiu půdní fauny se nejčastěji setkáváme s brouky z čeledí drabčíkovitých a střevlíkovitých. Zástupci zmíněných čeledí jsou v půdě všech typů terestrických ekosystémů nejpočetnější. Patří tak k významným skupinám hmyzu používaných při bioindikačních studiích, zejména v krajinném měřítku. Vyplývá to z relativně jednoduchého odběru vzorků v terénu metodou zemních pastí, relativně dobrou znalostí jejich biologických nároků a možností určení (Internetový zdroj č. 3).

## 4. Materiál a metodika

### 4.1. Modelové území

Výzkum probíhal v Chráněné krajinné oblasti Orlické hory. Jedná se o souvislé území se značnými přírodními a kulturními hodnotami, jež byly impulsem k vyhlášení Chráněné krajinné oblasti Orlické hory (mapa č. 1). Stalo se tak výnosem č. 16369/69 ze dne 28. 12. 1969 Ministerstvem kultury ČR. Výměra činí 20 400 ha. Rozkládá se na části okresu Rychnov nad Kněžnou a malou částí zasahuje do okresu Ústí nad Orlicí. Leží při státní hranici s Polskou republikou. Celé pásmo Orlických hor je dlouhé 55 km a jeho šířka kolísá mezi 3 až 5 km. Celé území CHKO je také chráněnou oblastí přirozené akumulace vod. Najdeme zde pestrou mozaiku dochovaných ekosystémů se značnou koncentrací výskytu chráněných druhů. (Faltysová, Mackovič & Sedláček 2002).

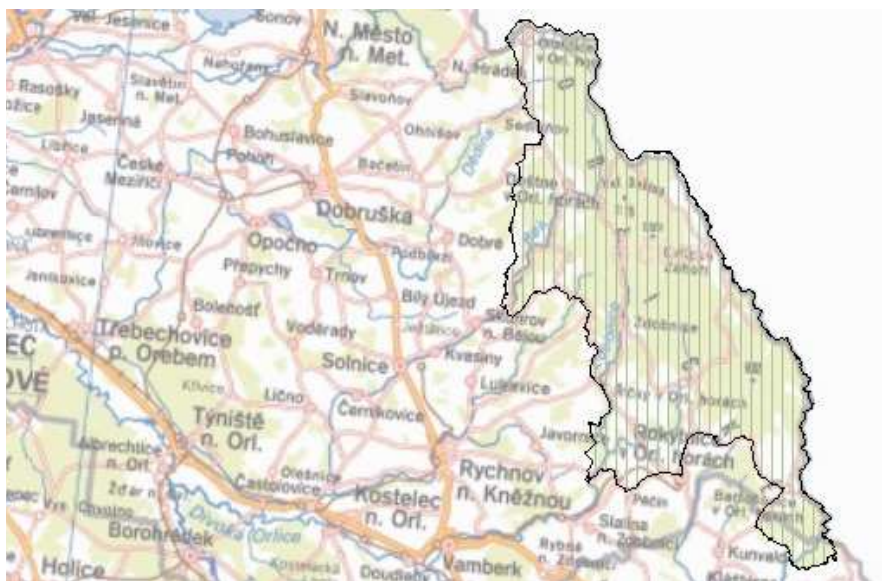
Převážná část území CHKO náleží do povodí Divoké Orlice. Pro své přírodní podmínky tvořící významnou přirozenou akumulaci podzemních a povrchových vod byly Orlické hory v roce 1978 vyhlášeny chráněnou oblastí přirozené akumulace vod – CHOPAV.

Klimaticky patří větší část území CHKO do chladné oblasti (Internetový zdroj č. 6). Ta je charakteristická velmi krátkým až krátkým mírně chladným a vlhkým létem, dlouhým přechodným obdobím s mírně chladným jarem a mírným podzimem, dlouhou zimou až mírně vlhkou zimou s dlouhým trváním sněhové pokrývky (Internetový zdroj č. 7).

Orlické hory se vyznačují poměrně velkou rozmanitostí přírodních biotopů. Přirozeným hlavním lesním biotopem byly bučiny (*Fagus sylvatica* L. (internetový zdroj č. 4).



Mapa č. 1: Chráněná krajinná oblast Orlické hory



<http://mapy.nature.cz/>

První významné osídlení a využívání Orlických hor nastalo ve 12. – 14. století. Postupně byl mýcen prales a půda začala být zemědělsky využívána. Ve století 16. a 17. došlo k dalšímu rychlému rozvoji území včetně řemesel a průmyslu (sklárný, pily, hutě). Do této doby spadá přeměna původních smíšených lesů na smrkové monokultury. Největší růst ekonomiky a počtu obyvatelstva nastal v 1. polovině 19. století, kdy začalo i turistické využívání oblasti. Po zrušení nevolnictví a začátku průmyslové revoluce došlo k poklesu počtu obyvatelstva migrací do měst. Další dramatické snížení počtu obyvatelstva došlo po 2. světové válce vlivem odsunu německého obyvatelstva. Velká část nevyužívané zemědělské půdy byla opět zalesněna a zanikla řada osad.

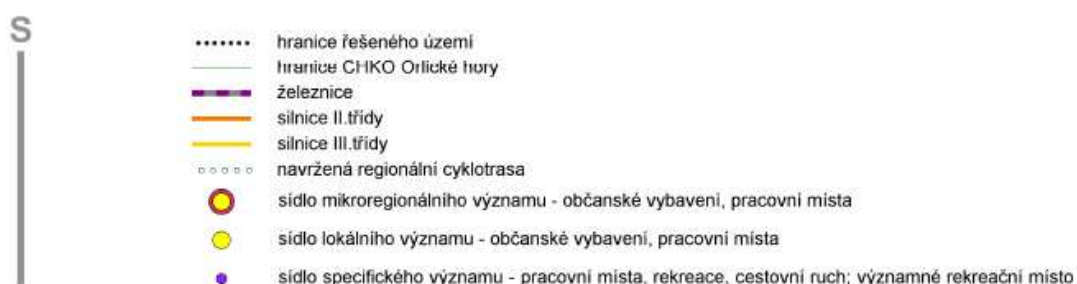
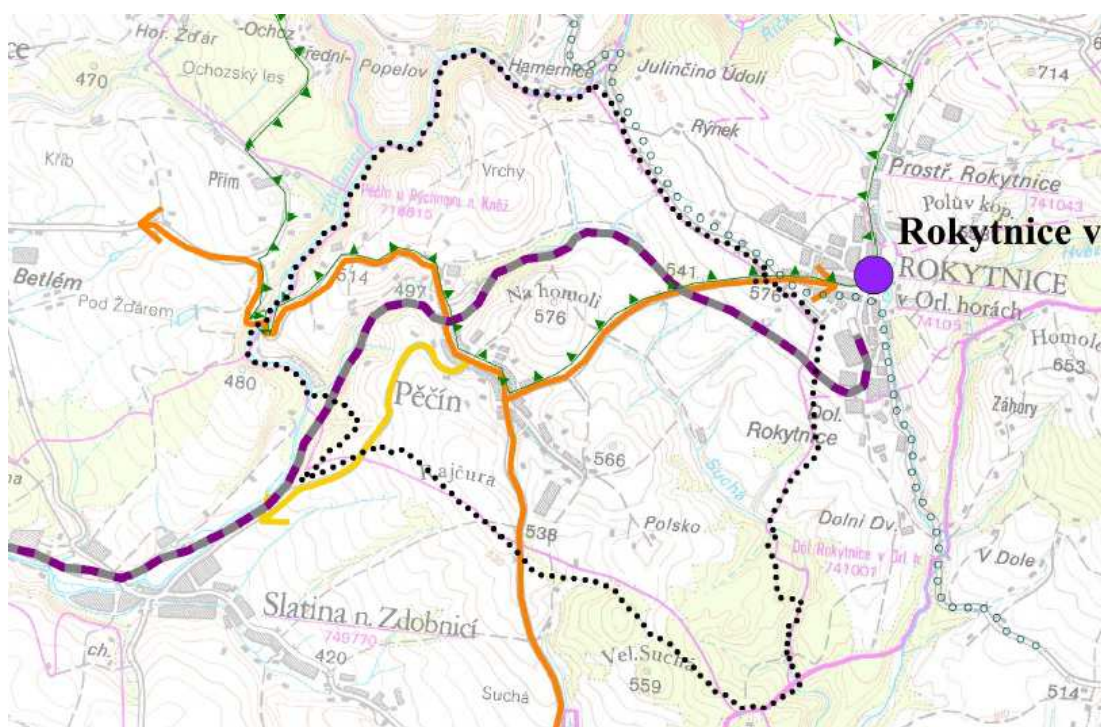
Od 70. let se výrazně projevil rozvoj socialistického velkoplošného intenzivního zemědělství, který těžce poškodil přírodní prostředí (odvodnění mokřadů, napřimování vodních toků, likvidace stromů v krajině, chemizace krajiny). Na konci 20. století došlo k utlumení zemědělské výroby, téměř všechna orná půda byla převedena na louky a pastviny a díky dotacím na údržbu krajiny je i pravidelně kosena.

Na území CHKO jsou v současné době odlišeny čtyři zóny odstupňované ochrany přírody:

1. zóna (7% plochy CHKO) soustřeďuje nejcennější fragmenty zachovaných přirozených ekosystémů. Jedná se o zbytky přirozených lesů, mokřady a louky s chráněnými druhy rostlin a živočichů.
2. zóna (43% plochy CHKO) zahrnuje zachovalé části krajiny – lesy se zachovalou mozaikou přírodě blízkých porostů, druhově bohaté louky, pastviny, mokřady a nívné polohy.
3. zóna (47% plochy CHKO) zaujímá zbylé plochy volné krajiny. Jedná se o lesní monokultury a porosty poškozené imisemi, intenzivněji zemědělsky využívané plochy a menší osady bez souvislé zástavby.
4. zóna (3% plochy CHKO) zahrnuje zastavěné části větších sídel CHKO včetně velkých zemědělských objektů. Z volné krajiny do ní patří pouze souvislé plochy orné půdy a sadů v okolí Pěčína a Rokytnice v Orlických horách (Faltysová, Mackovič & Sedláček 2002).

Vlastní výzkum probíhal v katastrálním území obce Pěčín, které leží ve Východních Čechách, kraji královéhradeckém, v podorlické pahorkatině, mezi Rychnovem nad Kněžnou a Rokytnicí v Orlických horách (mapa č. 2). V nadmořské výšce 500-560 m n. m. Většina domků se rozkládá v údolí Pěčínského potoka, směrem po úbočích údolí se výstavba rozvolňuje do samot. Významná část katastru obce spadá do chráněné krajinné oblasti Orlické hory. Severozápadní část katastru je součástí soustavy chráněných území evropského významu, Natura 2000, jako evropsky významná lokalita. Část oblasti je součástí migračně významného území (Internetový zdroj č. 5).

Mapa č. 2: Pěčín – výkres širších vztahů



Zdroj: <http://www.rychnov-city.cz/up-pecin/ds-1067/archiv=0&p1=1589>

Počátky zásadních proměn krajiny důsledkem osídlení lze položit do 13. století za vlády Přemysla Otakara II. Došlo k postupnému mýcení lesních porostů a následné kultivaci krajiny pro zemědělské hospodaření. Tyto zásahy vedly k celkové xertermizaci krajiny a otevřené formace vytvořily podmínky pro osídlení krajiny řadou nových druhů. Vznikala nová (náhradní) společenstva lesních lemů, květnatých luk, pasek apod. Při takovém maloplošném hospodaření získala krajina na rozmanitosti a dosáhla vysokých estetických hodnot. Lesnatost byla poměrně malá. Vývoj lesních porostů byl realizován s ohledem na maximální produktivitu

dřevní hmoty. Byly vysazovány dřeviny méně náročné na výchovu, avšak ekonomicky rentabilní. Hlavní dřevinou se stal smrk, který byl od 18. století vysazován bez ohledu na stanovištní poměry, původ semene a ekotyp. Vznikly tak smrkové monokultury. Původní dřevinná skladba se dochovala pouze v omezeném rozsahu, zpravidla v obtížněji přístupných lokalitách. V současné dřevinné skladbě zájmového území je 66% jehličnanů (z toho 61% smrk) a 34% listnáčů (s nejvyšším zastoupením: buk 6%, olše 6%, topol 4%, bříza 3%) V druhé polovině 20. století došlo díky intenzifikaci zemědělské výroby k poškození křehké rovnováhy krajiny. Tehdy došlo k nadměrnému zornění s likvidací interakčních prvků krajinné zeleně a k likvidaci vlhkomilných biotopů a mokřadů. V posledních letech byl rozsah zorněných ploch redukován dílčím zatravněním.

Ekologicky nejvýznamnějším segmentem krajiny jsou hluboce zaříznutá údolí Zdobnice a Říčky s fragmenty nejstabilnějších lokalit. Koryta obou vodotečí jsou převážně přirozená, místy v meandrech. Údolí má funkci regionálního biokoridoru a na soutoku je navrženo vymezení regionálního biocentrum. Dalším významným segmentem krajiny je hluboce zaříznuté údolí Pěčínského potoka s meandrující vodotečí. Ekologicky významnou hodnotu v předmětné krajině mají pozemky s trvale travními porosty. Zvýšenou pozornost zaslouží fragmenty vlhkomilných lokalit s výskytem ohrožených druhů. V zemědělsky obhospodařované krajině se místy dochovaly významné prvky protierozních mezí a polních kamenišť (Generel místních ÚSES 2000).

#### **Vymezené prvky ÚSES v Pěčíně (mapa č. 3) dle ÚP jsou:**

- Regionální biokoridor RBK 1 „Zdobnice-Pěčín“. Jedná se o hluboce zaříznuté údolí s přirozeným tokem Zdobnice, s nivními loučkami a břehovými porosty. Na přilehlých svazích jsou převážně smrkové porosty s fragmenty původní dřevinné skladby. Délka biokoridoru je 2000 m.
- Regionální biocentrum RBC 1/1 „Soutok“. Jde o souběh dvou hluboce zaříznutých údolí s vodními toky Zdobnice a Říčky. Údolní svahy jsou lesnaté s převahou smrkových porostů s fragmenty původní dřevinné skladby. Řeky a pobřeží v přirozeném stavu. Rozloha na katastrálním území Pěčín je 43,60 ha.

Lokální biokoridory jsou: LBK 2 „Hamernice – Suchá“, LBK 3 „Pěčínský potok“ 3, dále LBK 4 a LBK 5. Charakteristika některých z těchto prvků je následující:

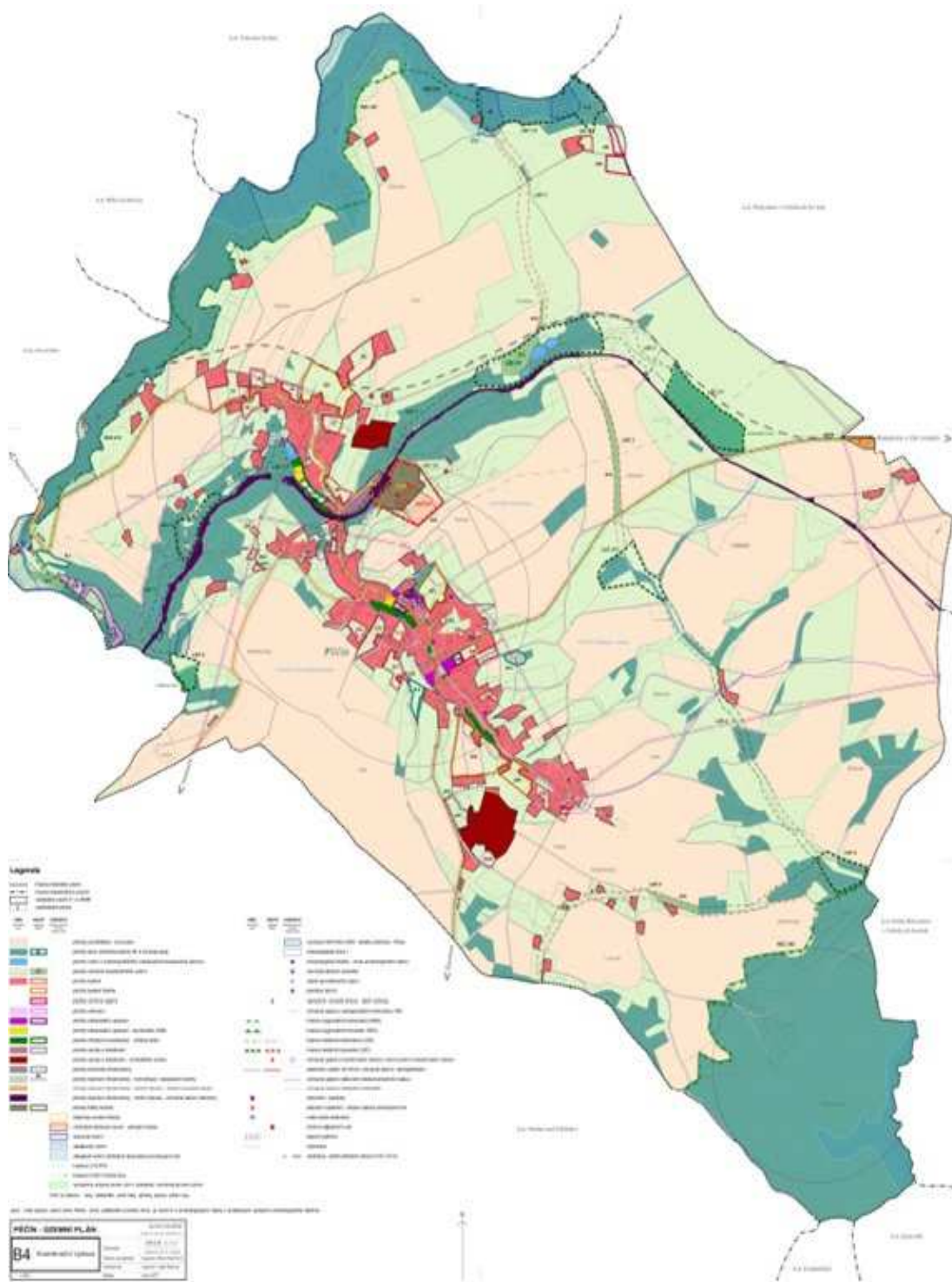
- LBK 2 „Hamernice – Suchá“. Původně významná biokoridorová trasa, vyplývající z geomorfologických vazeb, byla do značné míry setřena vlivem zemědělského hospodaření. Trasa prochází přes meliorované pozemky luk, zahrnuje 2 vzrostlé remízy, je podpořena biocentrem „Rybníčky“ 2/1, údolím Pěčínského potoka a dále protíná zorněné pozemky při přechodu k biocentru v údolí Suché. Pro strategický význam propojení dvou regionálních systémů je navrženo tuto trasu obnovit. Délka 1700 m, šířka 30 až 60 m.
- LBK 3 „Pěčínský potok“. V dolní části úzké a hluboce zaříznuté údolí Pěčínského potoka, které se v náhorní části otvírá do mělké rašeliništní kotliny, ale rašeliništní biotop byl do značné míry degradován odvodněním území a nadměrným hnojením přilehlých pozemků. Základem biokoridoru jsou luhy olše lepkavé a šedé. Na strmých svazích převládá smrk. Biokoridor je podporován lokálními biocentry 2/1, 3/1 a 3/2. Délka biokoridoru je 1180 m.

Lokální biocentra jsou: LB 1/2 „Hamernice“, LB 2/1 „Rybníčky“, LB 3/1 „U buku“, LB 3/2 „Lom“, dále LBC 4, LBC 5, LBC 6. Charakteristika některých z těchto prvků je následující:

- LB 1/2 „Hamernice“. Jedná se o strmý svah, severní expozice na levém břehu Říčky, převážně lesnatý, na východní straně dřívější louka a sad, nyní v sukcesi lesních společenstev. Zvýšenou pozornost zaslouží pramenné lokality a zavodněné erozní rýhy. Velikost 7,2 ha.
- LB 2/1 „Rybníčky“. Údolí Pěčínského potoka rozšiřující se do prameniště (rašelinné) kotliny. Ve vymezené lokalitě je vybudována kaskáda 3 rybníčků. Vodoteč je v živém korytě s tvorbou meandrů. Velikost je 7,7 ha.
- LB 3/1 „U buku“. Měkká prameniště kotlina Pěčínského potoka s vazbou na dřívější rašeliniště. Dříve luční porosty, nyní cca 40 let starý les. Původní floristická hodnota lokality byla degradována zalesněním a nadměrným hnojením a odvodněním přilehlých pozemků. V současné době je lokalita zajímavá výskytem pozůstatků původní květeny. Velikost 6,75 ha.
- LB 3/2 „Lom“. Dobývací prostor těžby stavebního kamene v přímé vazbě na lokální biokoridor podél Pěčínského potoka. Velikost 8,10 ha.

U interakčních prvků se jedná převážně o liniová společenstva podél cest, aleje, liniové členění bloků orné půdy. Je jich navrženo 13, většina jich není plně funkční.

Mapa č. 3: Územní plán, Koordinační výkres



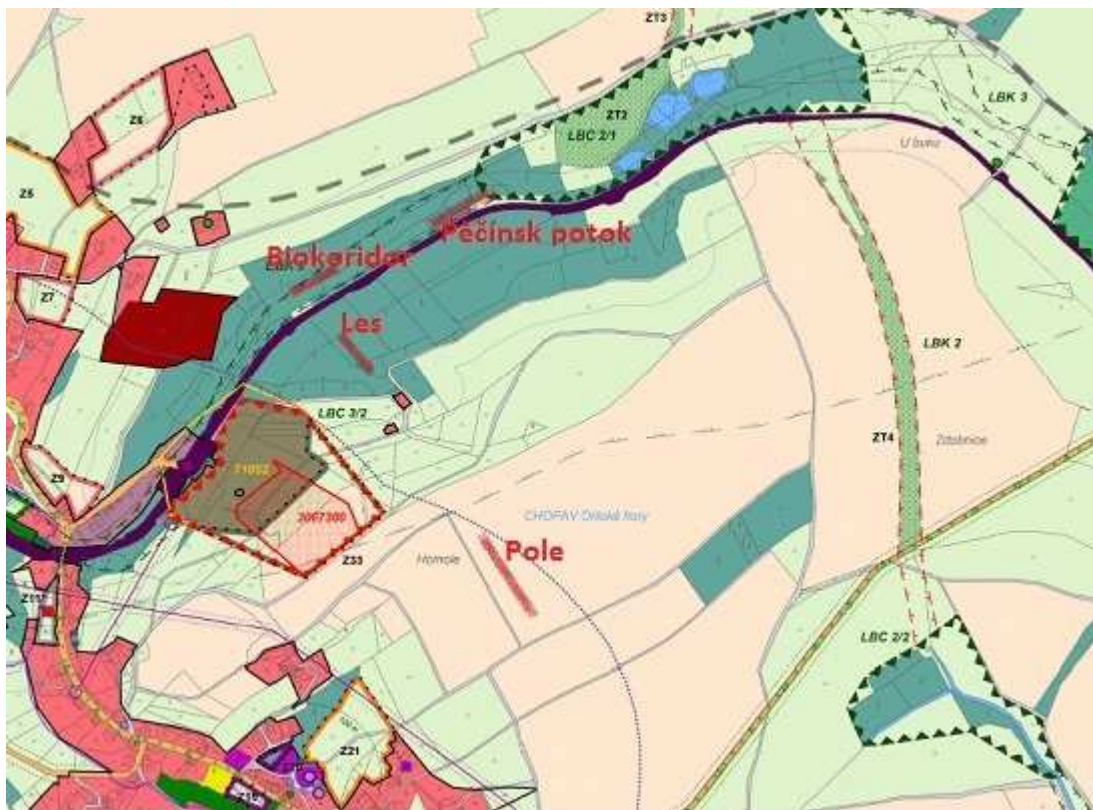
Zdroj: Územní plán obce Pěčín, Koordinační výkres

#### **4.2. Popis odchyťových lokalit (mapa č. 4)**

Byly studovány následující odchyťové lokality:

- Lokalita Pole. Uživatelem orné půdy je společnost Zdobnice a. s., která hospodaří konvenčním způsobem. V roce 2012 byla na orné půdě pěstována pšenice ozimá. Pole ze severozápadní strany sousedí s loukou, a také s bývalým lomem, LBC 3/2.
- Lokalita Les. Jedná se o kulturní smrkový les, velikost 8,3 ha. Zemní pasti byly instalovány v podrostu ostružiníku a hasivky orličí, nejméně 50 m od okraje lesa. Sousedí s lokálním biokoridorem, avšak tento celek je rozdělen Pěčínským potokem a železniční tratí.
- Lokalita Biokoridor. Jedná se o výše popisovaný biokoridor „Pěčínský potok“ 3. Pasti byly kladeny v lesnaté části biokoridoru cca 15 m od okraje, který sousedí s loukou. A asi 15 m od břehu Pěčínského potoka.
- Lokalita Pěčínský potok. Přirozeně meandrující tok v úzké ploché nivě. Pasti byly umístěny cca 1m od říčního koryta v porostu kopřivy a devětsilu.

Mapa č. 4: Poloha sledovaných lokalit v ÚP obce Pěčín



Zdroj: Územní plán obce Pěčín, Koordinační výkres



### 4.3. Metody odběru vzorků

Pro sběr epigeonu do padacích zemních pastí byla použita modifikovaná metodika podle Absolona (1994). Jedná se o dva plastové kelímky o objemu cca 250 ml zahloubené až po okraj v půdě (obrázek č. 1).

Obrázek č. 1: Zemní past



Zdroj: Autor

Vnější kelímek slouží jako forma pro vnitřní kelímek a zůstává při manipulaci stále v zemi. Jako fixační roztok byl použit zředěný etylenglykol (Fridex). Na jednotlivých stanovištích bylo umístěno 5 kusů zemních pastí, v řadě 10 metrů od sebe. Celkem bylo tedy položeno 20 pastí. Sběr materiálu probíhal od května do září roku 2012 jednou měsíčně. Materiál byl vyčištěn a dopraven do laboratoře doc. RNDr. J. Boháče, DrSc., který biologický materiál přesně determinoval a zařadil do skupin dle citlivosti k antropogennímu zatížení. Bylo určeno procentuální zastoupení druhů různých ekologických skupin na sledovaných lokalitách a index antropogenního ovlivnění společenstev.

## 5. Výsledky

Na sledovaných lokalitách bylo odchyceno 1319 exemplářů, 57 druhů ze 13 čeledí (*Carabidae*-střevlíkovití, *Staphylinidae*-drabčíkovití, *Sphaeritidae*-kulovníkovití, *Silphidae*-mrchožroutovití, *Geotrupidae*-chrobákovití, *Elatheridae*-kovaříkovití, *Leiodidae*-lanýžovníkovití, *Cantharidae*-páteříčkovití, *Nitidulidae*-lesknáčkovití, *Cryptophagidae*-maločlencovití, *Coccinellidae*-slunéčkovití, *Chrysomelidae*-mandelinkovití, *Curculionidae*-nosatcovití).

**Tabulka 2. Seznam nalezených druhů na sledovaných lokalitách v CHKO Orlické hory, jejich aktivita a zařazení do skupin podle citlivosti k antropogenním vlivům (R2 – relikty II. řádu, E – expanzivní druhy).**

Druh a ekologické zařazení/lokalita	Pole	Les	Potok	Biokoridor
<i>Carabus granulatus granulatus</i> (Linnaeus, 1758), E	57	-	-	-
<i>Carabus glabratus glabratus</i> (Paykull, 1790), R2	-	3	2	4
<i>Carabus hortensis hortensis</i> (Linnaeus, 1758), R2	-	12	-	3
<i>Carabus sylvestris sylvestris</i> (Panzer, 1796), R2	-	4	6	15
<i>Carabus violaceus violaceus</i> (Linnaeus, 1758), R2	21	22	-	-
<i>Carabus auronitens auronitens</i> (Fabricius, 1792), R2	-	-	-	6
<i>Leistus piceus</i> (Frölich, 1799), R2	-	-	-	3
<i>Trechus quadristriatus</i> (Schrank, 1781), E	1	-	-	-
<i>Bembidion lampros</i> (Herbst, 1784), E	12	-	-	-
<i>Poecilus cupreus</i> (Linnaeus, 1758), E	273	-	-	-
<i>Poecilus versicolor</i> (Sturm, 1824), E	59	-	-	-
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i> (Fabricius, 1787), R2	-	-	-	18
<i>Pterostichus vernalis</i> (Panzer, 1796), R2	-	-	1	-
<i>Pterostichus melanarius</i> (Illiger, 1798), E	427	-	-	-
<i>Pterostichus nigrita</i> (Paykull, 1790), E	-	-	-	5
<i>Abax parallelus</i> (Duftschmid, 1812), R2	-	4	3	8
<i>Calathus fuscipes</i> (Goeze, 1777), E	3	-	-	-
<i>Calathus melanocephalus</i> (Linnaeus, 1758), E	1	-	-	-
<i>Platynus assimilis</i> (Paykull, 1790), R2	-	-	5	7
<i>Anchomenus dorsalis</i> (Pontoppida, 1763), E	5	-	-	-
<i>Oxypselaphus obscurus</i> (Herbst, 1784), R2	-	-	-	2
<i>Agonum muelleri</i> (Herbst, 1784), E	1	-	-	-
<i>Amara aenea</i> (De Geer, 1774), E	13	-	-	-
<i>Anisodactylus binotatus</i> (Fabricius, 1787), E	7	-	-	-

<i>Harpalus affinis</i> (Schrank, 1781), E	32	-	-	2
<i>Harpalus latus</i> (Linnaeus, 1758), R2	-	-	-	1
<i>Harpalus tardus</i> (Panzer, 1797), E	6	-	-	-
<i>Sphaerites glabratus</i> (Fabricius, 1773), R2	-	-	-	3
<i>Silpha obscura</i> (Linnaeus, 1758), E	19	-	-	-
<i>Oiceoptoma thoracica</i> (Linnaeus, 1761), E	-	-	-	1
<i>Phosphuga atrata</i> (Linnaeus, 1758), R2	-	-	3	-
<i>Nicrophorus vespillo</i> (Linnaeus, 1758), E	13	-	-	12
<i>Nicrophorus vespilloides</i> (Herbst, 1784), E	27	-	-	9
<i>Nicrophorus humator</i> (Olivier, 1790), R2	-	-	-	1
<i>Sciodrepoides watsoni watsoni</i> (Spence, 1815), E	5	-	-	-
<i>Catops corvinus corvinus</i> (Kellner, 1846), E	-	-	-	4
<i>Omalium caesum</i> (Gravenhorst, 1806), E	-	-	2	2
<i>Anotylus rugosus</i> (Fabricius, 1775), E	-	-	3	3
<i>Philonthus cognatus</i> (Stephens, 1832), E	4	-	-	-
<i>Philonthus decorus</i> (Gravenhorst, 1802), R2	-	-	7	19
<i>Xantholinus linearis</i> (Olivier, 1794), E	2	-	-	-
<i>Quedius fuliginosus</i> (Gravenhorst, 1802), R2	-	-	4	4
<i>Tachyporus chrysomelinus</i> (Linnaeus, 1758), E	8	-	-	-
<i>Tachyporus hypnorum</i> (Fabricius, 1775), E	4	-	-	-
<i>Drusilla canaliculata</i> (Fabricius, 1787), E	11	-	-	-
<i>Geotrupes stercorarius</i> (Linnaeus, 1758), E	56	8	-	-
<i>Athous vittatus</i> (Fabricius, 1792), R2	-	-	-	3
<i>Athous subfuscus</i> (O. F. Müller, 1767), R2	-	-	-	2
<i>Agriotes obscurus</i> (Linnaeus, 1758), E	4	-	-	-
<i>Cantharis obscura</i> (Linnaeus, 1758), E	1	-	-	-
<i>Meligethes aeneus</i> (Fabricius, 1775), E	3	-	-	-
<i>Atomaria linearis</i> (Stephens, 1830), E	7	-	-	-
<i>Coccinella septempuncta</i> (Linnaeus, 1758), E	3	-	-	-
<i>Chrysolina fastuosa</i> (Scopoli, 1763), R2	-	-	1	-
<i>Otiorhynchus singularis</i> (Linnaeus, 1767), E	-	-	-	2
<i>Ceuthorhynchus floralis</i> (Paykull, 1793), R2	-	4	-	-
<i>Hylastes linearis</i> (Erichson, 1836), R2	-	-	-	1

V tabulce 2 je uveden seznam všech odchycených druhů a jejich počet na jednotlivých lokalitách. Na základě tohoto seznamu byly uvedené druhy zařazeny do čeledí (tabulka 3). Nejpočetnější byli střevlíkovití (*Carabidae*) s 27 druhy. Nejvyšší zastoupení druhů střevlíků bylo na poli (15 druhů) a v biokoridoru (12 druhů). Podél

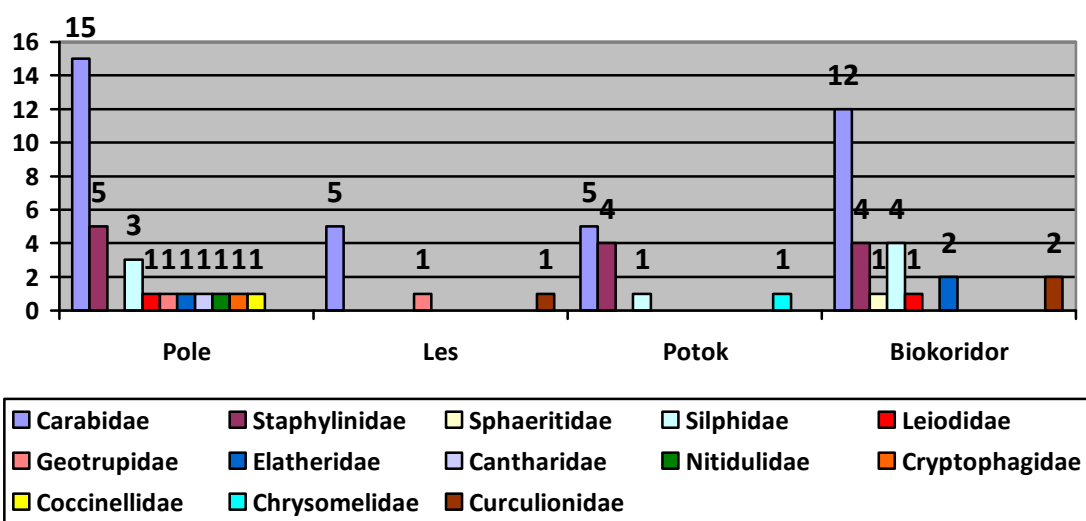
potoka i v lese bylo nalezeno 5 druhů střevlíkovitých. Výrazně méně byli zastoupeni drabčíkovití (*Staphylinidae*) s celkovým počtem 9 druhů a s vyrovnaným výskytem na lokalitách pole (5 druhů), potok (4 druhy) i biokoridor (4 druhy). V lese nebyly druhy této čeledě nalezeny. Druhově početnější byla ještě čeleď *Silphidae* s 6 druhy. Jejich zástupci byli nalezeni na lokalitách pole, potok a biokoridor. Nevyskytovali se v lese. Ostatní čeledě byly zastoupeny 1 až 3 druhy.

Na sledovaných lokalitách bylo odchyceno 1319 exemplářů epigeických brouků. Početně převažovala čeleď *Carabidae* s 1054 exempláři. Podstatně méně jedinců bylo nalezeno z čeledí *Silphidae* (85 jedinců) a *Staphylinidae* (73 exemplářů). Zbývajících 10 čeledí reprezentovalo 15 druhů se 107 exempláři. Nejvíce jedinců bylo nalezeno na poli (1085), převážná část z nich (918) náleželo do čeledě *Carabidae* (Tabulka 3, obr. 2).

**Tabulka 3. Počet zjištěných druhů jednotlivých čeledí na sledovaných stanovištích.**

Čeleď/stanoviště	Pole	Les	Potok	Biokoridor	Σ druhů
<i>Carabidae</i>	15	5	5	12	27
<i>Staphylinidae</i>	5	-	4	4	9
<i>Sphaeritidae</i>	-	-	-	1	1
<i>Silphidae</i>	3	-	1	4	6
<i>Leiodidae</i>	1	-	-	1	2
<i>Geotrupidae</i>	1	1	-	-	1
<i>Elatheridae</i>	1	-	-	2	3
<i>Cantharidae</i>	1	-	-	-	1
<i>Nitidulidae</i>	1	-	-	-	1
<i>Cryptophagidae</i>	1	-	-	-	1
<i>Coccinellidae</i>	1	-	-	-	1
<i>Chrysomelidae</i>	-	-	1	-	1
<i>Curculionidae</i>	-	1	-	2	3
Σ druhů	30	7	11	26	57

Obr. 2. Výskyt čeledí a počet druhových zástupců na sledovaných lokalitách.



Z tabulky 4 vyplývá, že nejhojněji nacházeným druhem byl druh *Pterostichus melanarius* a to pouze na poli. Také druhý nejpočetnější druh *Poecilus cupreus* byl nalézán výhradně na poli, stejně tak druhy *Poecilus versicolor* a *Carabus granulatus granulatus*. Všechny tyto druhy patří do čeledě *Carabidae*. Druh *Geotrupes stercorarius* z čeledě *Geotrupidae* byl odchycen převážně na poli (56 exemplářů) a v menší míře v lese (8). Zajímavé je zjištění druhu *Carabus violaceus* v podobném počtu na poli a v lese. Z čeledi *Silphidae* se ve větší míře vyskytovaly druhy *Nicrophorus vespilloides* a *Nicrophorus vespillo* a to zejména na poli a v menším počtu v biokoridoru. Také další střevlík *Harpalus affinis* se vyskytoval převážně ve vzorcích z pole, v biokoridoru byly nalezeny pouze 2 exempláře. Drabčák *Philonthus decorus* z čeledě *Staphylinidae* byl nalézán zejména v biokoridoru a u potoka. Na všech stanovištích kromě pole byl odchycen další střevlík *Carabus sylvestris sylvestris*.

**Tabulka 4. Přehled druhů nalezených ve vyšším počtu než 20 jedinců.**

Druh	Čeď	Pole	Les	Potok	Bioko ridor	Celkem
<i>Pterostichus melanarius</i> (Illiger, 1798), E	<i>Carabidae</i>	427	-	-	-	427
<i>Poecilus cupreus</i> (Linnaeus, 1758), E	<i>Carabidae</i>	273	-	-	-	273
<i>Poecilus versicolor</i> (Sturm, 1824), E	<i>Carabidae</i>	59	-	-	-	59
<i>Carabus granulatus granulatus</i> (Linnaeus, 1758)E	<i>Carabidae</i>	57	-	-	-	57
<i>Geotrupes stercorarius</i> (Linnaeus, 1758), E	<i>Geotrupidae</i>	56	8	-	-	64
<i>Carabus violaceus</i> (Linnaeus, 1758), RII	<i>Carabidae</i>	21	22	-	-	43
<i>Nicrophorus vespilloides</i> (Herbs, 1784), E	<i>Silphidae</i>	27	-	-	9	36
<i>Harpalus affinis</i> (Schrank, 1781), E	<i>Carabidae</i>	32	-	-	2	34
<i>Philonthus decorus</i> (Gravenhorst, 1802), RII	<i>Staphylinidae</i>	-	-	7	19	26
<i>Nicrophorus vespillo</i> (Linnaeus, 1758), E	<i>Silphidae</i>	13	-	-	12	25
<i>Carabus sylvestris sylvestris</i> (Panzer, 1796), RII	<i>Carabidae</i>	-	4	6	15	25

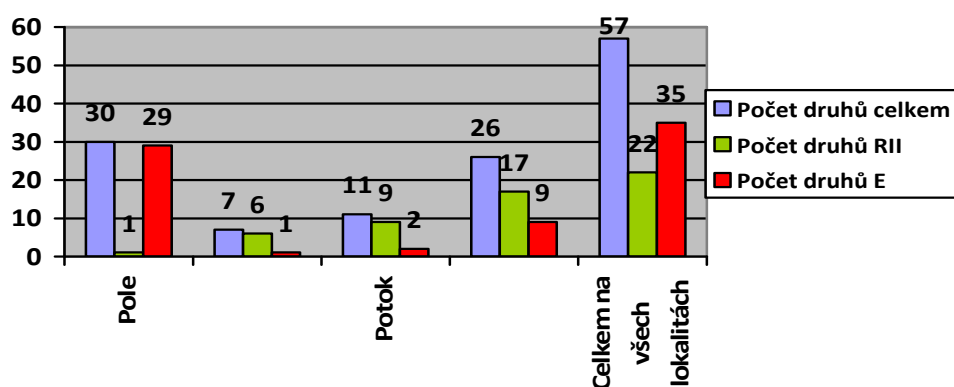
### 5.1. Rozdělení společenstev podle tolerance k antropogenním vlivům

Na všech lokalitách bylo dohromady odchyceno celkem 57 druhů, z nichž 35 (61 %) druhů náleželo do skupiny E – expanzivní druhy a 22 (39 %) mezi RII, adaptabilnější druhy. Na sledovaných lokalitách nebyl zaznamenán ani jeden druh ze skupiny RI. Počtem jedinců výrazně převyšovaly druhy expanzivní s 1117 exempláři (85 %). Pouze 202 nalezených jedinců (15 %) patřilo k druhům adaptabilnějším. Přehled je uveden v tabulce 5.

**Tabulka 5. Počet druhů a jejich zařazení do skupin podle antropogenního ovlivnění a procentuální zastoupení na sledovaných lokalitách.**

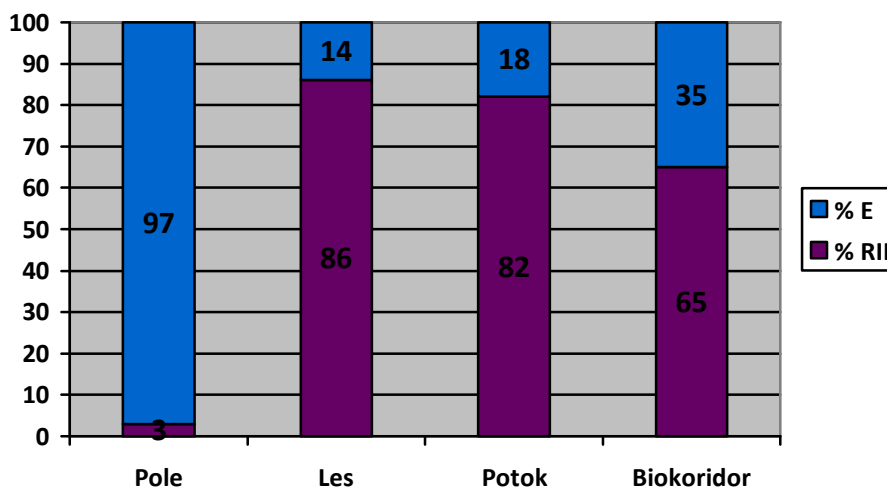
Počty/lokality	Pole	Les	Potok	Biokoridor	Celkem na všech lokalitách
Počet druhů	30	7	11	26	57
Počet druhů RI	-	-	-	-	-
Počet druhů RII	1	6	9	17	22
Počet druhů RII (%)	3	86	82	65	39
Počet druhů E	29	1	2	9	35
Počet druhů E (%)	97	14	18	35	61

**Obr. 3. Celkový počet druhů a počet druhů RII a E na jednotlivých lokalitách.**



Jak lze vyčíst z obr. č. 3, 4 a tabulky 5, na poli se vyskytovaly druhy převážně expanzivní (29 druhů, 97 %), pouze jeden druh (*Carabus violaceus violaceus*) byl z ekologické skupiny RII. V ostatních lokalitách převažovaly druhy adaptabilnější, RII. V lese bylo odchyceno 7 druhů z toho 6 RII (86 %) a pouze jeden druh expanzivní (*Geotrupes stercorarius*). U Pěčínského potoka bylo nalezeno 11 druhů, z nichž bylo 9 RII (82 %) a 2 druhy E (*Omalium caesum*, *Anotylus rugosus*). Z 26 druhů nalezených v biokoridoru, jich 17 patřilo do ekologické skupiny RII (65 %) a 9 druhů do skupiny E (35 %).

Obr. 4. Procentuální zastoupení druhů brouků různě citlivých k antropogenním vlivům ve sledovaných lokalitách (RII – reliktů II. řádu, E – expanzivní druhy).



## 5.2. Index antropogenního ovlivnění společenstev

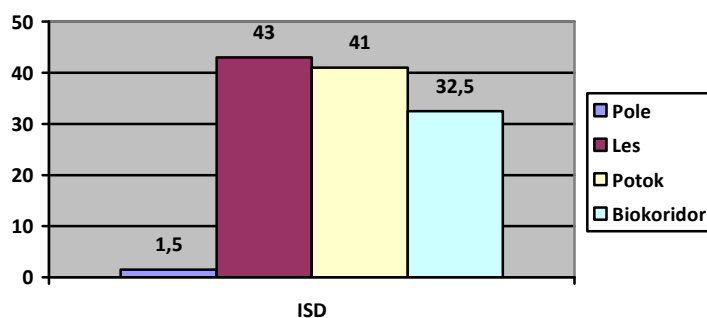
Na základě již zmíněného dělení střevlíků a drabčků do skupin podle tolerance k antropogenním vlivům byl vytvořen biotický index nazvaný index antropogenního ovlivnění společenstev drabčků a střevlíků (Boháč 1990, 1999). V tabulce 6 a obr. 5 jsou uvedeny výsledné hodnoty indexu. Nejvíce ovlivněné stanoviště bylo podle očekávání pole s hodnotou indexu 1,5. Nejvíce se přírodnímu prostředí přiblížilo společenstvo na lokalitě les s hodnotou indexu 43 a potok 41. Společenstvo v biokoridoru mělo hodnotu indexu 32,5.

Tabulka 6. Index antropogenního ovlivnění společenstev (ISD) na sledovaných lokalitách.

Stanoviště	ISD
Pole	1,5
Les	43
Potok	41
Biokoridor	32,5



**Graf č. 5: Index antropogenního ovlivnění společenstev na sledovaných lokalitách.**



Studium společenstev různých biotopů různě silně ovlivněných činností člověka umožnilo stanovit parametry indikující stav, kdy jsou společenstva drabčičků, nestabilní. Parametry jsou uvedeny v tabulce č. 7 (internetový zdroj č. 10).

Tabulka č. 7: Parametry indikující kritický stav společenstev drabčičků.

Parametr	
Frekvence ubikvistních druhů	Více než 90 %
Index antropogenního ovlivnění společenstva	Méně než 35
Počet životních forem	Méně než 4
Frekvence velkých druhů (velikostní skupiny IV a V)	Více než 20 %
Nelétající druhy	Schází
Frekvence druhů se zvýšenou termopreferencí (extrémně teplé lokality)	Více než 70 %
Frekvence druhů se sníženou hydropreferencí (tolerantní k vysychání)	Více než 70 %
Hodnota indexu poměru pohlaví	Více než 10 % od 1:1

Drabčičci byli odchyceni pouze na třech sledovaných lokalitách na poli, u potoka a v biokoridoru, na poli 5 eurytopních druhů v počtu 29 jedinců. Hodnota ISD indexu byla 0 %. Na břehu Pěčínského potoka a v biokoridoru byla situace jiná. Na obou lokalitách se nacházely stejné druhy, 2 eurytopní a 2 reliktů II řádu. Index antropogenního ovlivnění společenstev na obou lokalitách činil 35.

### 5.3. Shrnutí zjištěné charakteristiky sledovaných lokalit

Shrnutí zjištěné charakteristiky sledovaných lokalit jsou následující:

- Pěčínský potok. Podél Pěčínského potoka bylo nalezeno 37 exemplářů z 11 druhů a 4 čeledí (*Carabidae* 5, *Staphylinidae* 4, *Silphidae* 1, *Chrysomelidae* 1) Do skupiny druhů adaptabilních (RII) patří 9 druhů a 2 druhy do skupiny expanzivních (E). Pouze na stanovišti potok, se vyskytovaly 3 druhy a

všechny ze skupiny RII. Společných druhů se stanovištěm biokoridor bylo 5. Adaptabilních druhů bylo 3 a eurytopních 2. Počet druhů se společným výskytem na lokalitách potok, biokoridor, les byl 3, všechny ze skupiny RII. Pouze s lokalitou pole jsem neodchytila žádný společný druh. Index antropogenního ovlivnění společenstev je 41%.

- Les. V lokalitě les bylo odchyceno 57 exemplářů, 7 druhů ze tří čeledí (*Carabidae* 5 druhů, *Geotrupidae* 1 a *Curculionidae* 1). Pouze v lese se vyskytoval jediný druh (RII). Společným druhem vyskytující se také v lokalitě biokoridor byl jeden RII druh. Na lokalitách les, biokoridor, potok se společně vyskytovaly 3 RII druhy. Také na stanovišti pole se vyskytovali společně 2 druhy, jeden RII a druhý E. Index antropogenního ovlivnění společenstev je 43%.
- Biokoridor. V biokoridoru bylo nalezeno 140 kusů brouků, 26 druhů ze 7 čeledí (*Carabidae* 12 druhů, *Sphaerididae* 1 druh, *Silphidae* 4, *Staphylinidae* 4, *Elateridae* 2, *Curculionidae* 2). Pouze v biokoridoru se vyskytovalo 10 druhů ze skupiny RII a 4 druhy ze skupiny E. Společný výskyt na lokalitě biokoridor a pole měly 3 E druhy, na lokalitě biokoridor a les 1 RII druh, v lokalitách biokoridor a potok 3 RII druhy a 2 E druhy. Na lokalitách les, potok a biokoridor se vyskytovaly 3 společné druhy ze skupiny RII. Index antropogenního ovlivnění společenstev je 32,5%.
- Pole. Na poli bylo odchyceno celkem 1085 exemplářů, 30 druhů z 10 čeledí (*Carabidae* 15 druhů, *Staphylinidae* 5 druhů, *Silphidae* 3 druhy a 7 dalších méně početných čeledí se 7 druhy). Všechny nalezené druhy až na jeden patřily mezi expanzivní druhy. Pouze na této lokalitě se vyskytovalo 25 E druhů, společný výskyt na lokalitě pole a les měly dva druhy, 1 RII a 1 E. S biokoridorem byly společné 3 E druhy. Index antropogenního ovlivnění společenstev je 1,5%.

## 6. Diskuse

Tato bakalářská práce se věnovala studiu vlivu struktury krajiny na biodiverzitu společenstev epigeických brouků na vybraných lokalitách, různě ovlivněných činností člověka (pole, kulturní les, břeh Pěčínského potoka, biokoridor). Všechny lokality se nacházely v katastru obce Pěčín, v části, která je součástí chráněné krajinné oblasti Orlické hory, ve 4 zóně ochrany.

Při vyhodnocování struktury společenstev epigeických brouků, podle frekvence počtu exemplářů druhů jednotlivých skupin a podle tolerance k antropogenním vlivům, jsou naše druhy střevlíků a drabčků rozděleny do tří skupin. První skupinu (RI) tvoří druhy s nejužší ekologickou valencí, mající mnohdy charakter reliktní, jsou to druhy biotopů nejméně ovlivněných činností člověka. Druhou skupinu reprezentují adaptabilnější druhy (RII), obývající středně ovlivněná stanoviště činností člověka. Třetí skupina je tvořena druhy expanzivními (E), jsou to druhy odlesněných stanovišť silně ovlivněných činností člověka (Boháč 1990, 1999, Chobot et al. 2005 a Hůrka et al. 1996).

Na sledovaných lokalitách byli odchyceni brouci ze skupin silně (E) a středně (RII) ovlivněných činností člověka. Boháč & Pospíšil (1984) upozorňuje, že společenstva agroekosystémů drabčků střední Evropy, která má velmi intenzivní management agroekosystémů, jsou silně ovlivněna okolními biotopy.

Boháč (1999) uvádí, že v našich podmínkách v polních kulturách se vyskytuje asi 400 druhů drabčků a 100 druhů střevlíků. Boháč & Pospíšil (1984) také uvádí, že počet druhů drabčků v agroekosystémech je často vyšší než počet druhů střevlíků a v některých typech biotopů může být abundance drabčků až 15x vyšší než abundance střevlíků. Tyto předpoklady se v mé práci nepotvrdily pravděpodobně z důvodu, že metoda zemních pastí nedává spolehlivé informaci o populační hustotě a neodráží ani reálné druhové složení společenstev. Metoda neurčuje početnost druhů v půdě, ale jejich aktivitu. Velikost vzorku je také dána velikostí pastí, jejich náplní a mnohými dalšími faktory (Absolon 1993). Tento fakt by mohl vysvětlovat vyšší zastoupení střevlíků než drabčků v mém výzkumu. Také nevhodně umístěné pasti na břehu potoka (v rozměklé půdě, často rozšlapané zvěří a vyplavené) zkresluje mé výsledky.

Na základě dělení střevlíků a drabčků do skupin podle tolerance k antropogenním vlivům byl vytvořen biotický index nazvaný index antropogenního ovlivnění společenstev (ISD) drabčků a střevlíků (Boháč 1990, 1999). Hodnota indexu se pohybuje od 0 (ve společenstvu se vyskytují pouze expanzivní druhy a společenstvo je nejvíce člověkem ovlivněno) do 100 (ve společenstvu se vyskytují pouze relikty I řádu a společenstvo není člověkem ovlivněno).

Hodnota indexu tak umožňuje jedním číslem charakterizovat antropogenní ovlivnění biotopů bez porovnávání s náhodnými kontrolami. Navíc vztah mezi hodnotou indexu jednotlivých biotopů a abundancí druhů ve společenstvu může být využit pro zjištění sensitivity jednotlivých druhů na stres vyvolaný činností člověka (Boháč 1990).

Nejmenší antropogenní vliv na strukturu společenstev byl zjištěn v kulturním lese a na břehu Pěčínského potoka, kde hodnota indexu antropogenního vlivu činila 43, respektive 41. V lokálním biokoridoru činil index 32,5 a na poli byla hodnota nejnižší 1,5. Průměrná hodnota indexu antropogenního zatížení společenstev byla 19,5. Jedná se tedy o krajinu silně ovlivněnou činností člověka.

Podle parametrů indikujících kritický stav společenstev drabčků, kdy jsou společenstva nestabilní a při zaměření na hodnotu indexu ISD drabčků z nalezených vzorků vyplynulo, podle tabulky č. 7 (na str. 49), následující:

Na sledovaných lokalitách bylo nalezeno 9 druhů drabčků, 7 druhů expanzivních (E) a 2 druhy ze skupiny RII. Průměrná hodnota indexu ISD je 6,5, což je hluboko pod kritickou hodnotu. Na jednotlivých lokalitách se stav společenstev drabčků lišil. Byli odchyceni pouze na třech sledovaných lokalitách na poli, u potoka a v biokoridoru.

Na poli 5 E druhů v počtu 29 jedinců. Hodnota ISD indexu je 0 %. Jedná se tedy o společenstvo drabčků vyskytující se v prostředí silně ovlivněném činností člověka, nestabilním a udržovaným managementem. Na břehu Pěčínského potoka a v biokoridoru byla situace jiná. Na obou lokalitách se nacházely stejné druhy, 2 eurytopní a 2 relikty II řádu. Index antropogenního ovlivnění společenstev na obou lokalitách činí 35, což je na hranici kritického stavu společenstev drabčků. Jedná se o ekosystémy málo ovlivněné, středně stabilní, s občasným managementem člověka. Počet jedinců ze skupiny E byl na obou stanovištích stejný, pouze 5 jedinců. Zatímco exemplářů ze skupiny RII bylo u potoka 11, tak v biokoridoru jich bylo 23.

Boháč (1999) uvádí, že druhová diverzita a ekologická struktura společenstev je odlišná v různých typech lesa. Největší druhová diverzita drabčíkovitých v lesních porostech byla zaznamenána v olšínách (*Ulmus* spp.), v umělých smrčínách vyšších poloh je nízká. To by vysvětlovalo, proč nebyl nalezen ani jeden druh čeledě *Staphylinidae* ve sledovaném kulturním smrkovém lese. Četnější výskyt drabčků u potoka a v biokoridoru lze vysvětlit vyšším zastoupením olší v porostu podél potoka.

Při srovnání s jinými kulturními krajinami, ve kterých byl prováděn podobný výzkum, je vliv činnosti člověka v okolí Pěčina srovnatelný, v některých ohledech i menší.

Práce Šebíka (2010) sledovala vliv, zařazení biopásů na ornou půdu, na druhovou diverzitu epigeických brouků v podhůří Novohradských hor. Biopásy plní roli polopřirozených stanovišť na orné půdě a byly umístěny v různých kulturách. Pro odchyt epigeických brouků použil také zemní pasti umístěné na 4 stanovištích v 10 řadách. Za přibližně stejné období bylo na sledované orné půdě s biopásy zjištěno 41 druhů, z nichž 2 druhy byly adaptabilní ze skupiny RII (*Carabus scheidleri* a *Philonthus decorus*), zbytek expanzivní druhy E, což bylo o 11 druhů více, než na poli v Pěčíně, kde jich bylo nalezeno 30. Adaptabilní druh (RII) byl odchycen v Pěčíně jen jeden a to *Carabus violaceus violaceus*.

Společných expanzivních druhů nacházejících se na poli v Pěčíně a na polích s biopásy bylo 18. Vyšší druhové zastoupení (o 11 druhů) v polích s biopásy než na poli konvenčně obhospodařovaném ukazuje pozitivní vliv takového členění orné půdy na biodiverzitu. Také index ovlivnění společenstev na poli v Pěčíně byl nižší (1,5) než hodnota tohoto indexu na polích s biopásy (od 1,75 do 3,75).

Další práce zabývající se druhovou diverzitou na stanovištích s různou mírou antropogenního ovlivnění vypracovala Hellebrantová (2013). Sledovala diverzitu epigeických brouků na louce, v biokoridoru a v lese v okolí Českých Budějovic. Sběr epigeických brouků byl prováděn také pomocí zemních pastí, za přibližně stejné období sběru bylo odchyceno 40 druhů brouků a na lokalitách v okolí Pěčina bylo nalezeno 57 druhů.

Mohu porovnat tři lokality, které by měly plnit podobnou funkci v krajině, a to funkci biokoridoru. V práci Hellebrantové (2013) se nacházejí dvě lokality, první označovaná jako biokoridor je pouze doprovodným liniovým lesním společenstvím podél účelové komunikace. Tomu odpovídá hodnota ISD 6,6, počet zde nalezených

druhů byl 30, což je poměrně hodně oproti druhé lokalitě les s 19 druhy. Projevuje se zde okrajový efekt, Dolný et al. (2004) také potvrzuje ve své práci, že ekotonová lesní stanoviště měla vyšší druhovou diverzitu než uvnitř lesních stanovišť.

Druhá lokalita s názvem les je prvkem ÚSES, hodnota ISD činí 32 a nalezených druhů bylo 19. Biokoridor v Pěčíně je plně funkčním prvkem ÚSES, hodnota ISD je 32,5 a nalezených druhů bylo 26, podobné výsledky ukazují, že oba biokoridory budou mít pravděpodobně i podobné vlastnosti.

Vlivem velikosti lesních fragmentů v zemědělské krajině na diverzitu čeledě *Carabidae* se zabývala studie z Finska. Byl nalezen vztah mezi zmenšující se plochou lesa obklopeného zemědělskou krajinou a zvyšujícím se množstvím druhů. V malých fragmentech (0,5-3,0 ha) bylo nalezeno 18 druhů, ve velkých (9,6-21,5 ha) se vyskytovalo pouze 13 druhů a ve velkých souvislých lesích jen 11. V malých celcích lesa se ve vyšším počtu vyskytovaly druhy upřednostňující otevřená, nezastíněná stanoviště, než ve velkých fragmentech a v souvislých lesích. To je pravděpodobně způsobeno tím, že malé fragmenty jsou více otevřené pro migranty z okolní zemědělské krajiny (Halme & Niemelä 1993, Niemelä & Halme 1998).

Usher et al. (1993) také zjistil, že druhové bohatství *Carabidae* v lesních fragmentech v zemědělské krajině nekoreluje s velikostí fragmentů. Zaznamenal také pozitivní vliv délky okraje fragmentu na množství imigrantů z krajinné matrix. I z této studie vyplývá, že se zmenšující velikostí plochy se zvyšuje imigrace druhů (Niemelä 2001).

Zjištěné výsledky na mnou sledovaných lokalitách se shodují s výše zmíněnými studii. V biokoridoru, který má protáhlý tvar a delší hranici s loukou, byla druhová diverzita vyšší než tomu bylo v lese. V biokoridoru bylo nalezeno 26 druhů, zatímco v lese o rozloze 8,3 ha bylo nalezeno pouze 7 druhů.

I přestože jsem v lesnatých lokalitách zaznamenala současný výskyt několika druhů střevlíků (*Carabus glabratus glabratus*, *C. sylvestris sylvestris* a *Abax parallelus*, *C. hortensis hortensis* a *Platynus assimilis*), nejedná se o metapopulační strukturu výskytu. Jak uvádí například Tkadlec (2008), Hanski (1997), Storch (2000), aby tomu tak mohlo být, musí být jednotlivé plošky výskytu populací dobře prostorově od sebe odděleny. Avšak mnou sledované lokality na sebe plynule navazují.

Vysoký počet druhů střeplíků a drabčků zjištěný na studovaném biotopu nemusí indikovat vždy jeho zachovalost a nenarušenost. Často je v agrocenozách počet zjištěných druhů vyšší než v biotopech polopřirozených (lesní ekosystémy). V agrocenozách většinou zcela převažují expanzivní druhy, zatímco v méně narušených biotopech druhy se zvýšenými ekologickými nároky a druhy stenotopní, jak uvádí Boháč (1999). Tento poznatek mohou potvrdit i výsledky mé práce.

## **7. Návrh struktury krajiny vedoucí ke zvyšování biodiverzity**

Pro ochranu diverzity je důležité chránit především vlastní stanoviště před dalším zmenšováním, ztrátou nebo další fragmentací. Jedním ze základních opatření, která by měla podpořit zachování nebo nárůst biodiverzity v kulturní fragmentované krajině je územní systém ekologické stability. Omezit ochuzování druhového bohatství lze také snížením izolovanosti jednotlivých ploch, tedy zachováním anebo umělým obnovením jejich propojení.

Většina prvků SES v katastru obce Pěčín byla vymezena z kostry ekologické stability, jsou funkční a jejich zabezpečení spočívá u lesních pozemků v postupném přiblížení se přirozené dřevinné skladbě. U travních porostů jde o zachování či obnovu extenzivního způsobu hospodaření. Tento způsob hospodaření umožní vznik květnatých luk a pastvin. U některých biokoridorů je situace jiná, neboť navržené biokoridory jsou nesouvislé a jsou naplánovány na orné půdě. Prvořadým úkolem by mělo být vybudování chybějících naplánovaných prvků ÚSES.

Pro zvýšení diverzity nejen bezobratlých by bylo vhodné zařadit na ornou půdu již zmíněné biopásky, které prokazatelně tuto schopnost potvrdily. Jakékoliv trvalé předěly rozsáhlých ploch orné půdy zvýší diverzitu, například kamenice, remízy, aleje podél polních cest. Významným činitelem pozitivně ovlivňujícím kvalitu ekosystémů a podporu biodiverzity je ekologické zemědělství.

## 8. Závěr

Bakalářská práce se věnovala vlivu struktury krajiny na biodiverzitu epigeických brouků na různých stanovištích v kulturní krajině a návrhu na její úpravy, které by mohly zvyšovat biologickou diverzitu. Výzkum probíhal na území Chráněné krajinné oblasti Orlické hory ve 4. zóně ochrany. Na čtyřech lokalitách (pole, les, břeh potoka a biokoridor) bylo pomocí zemních pastí odchyceno 57 druhů zastoupených 1319 jedinci. Nejhojněji byla zastoupena čeleď *Carabidae* a v menším počtu pak *Staphylinidae* a *Silphidae*.

Z celkového počtu druhů bylo na poli nalezeno 30 druhů, 1085 jedinců. Nejpočetnějšími druhy zde byly *Pterostichus melanarius* a *Poecilus cupreus*. V lese bylo zjištěno 7 druhů s 57 jedinci, zde byl nejpočetnějším druhem *Carabus violaceus violaceus*. Na břehu potoka bylo odchyceno 11 druhů a 37 exemplářů, nejpočetnějším druhem byl *Philonthus decorus*. V biokoridoru bylo nalezeno 26 druhů a 140 jedinců. Nejvíce zde byly zastoupené druhy: *Philonthus decorus* a *Pterostichus oblongopunctatus*.

Na různých stanovištích bylo různé druhové složení společenstev. Na poli v 97% převažovaly druhy expanzivní E (druhy obývající velmi silně člověkem ovlivněná stanoviště). V lese, v biokoridoru i na břehu potoka převažovaly relikty II řádu (druhy obývající člověkem středně ovlivněná stanoviště). Stenotopní druhy (relikty I řádu) obývající lokality s minimálním vlivem člověka nebyly na mnou sledovaných lokalitách zjištěny vůbec.

Byl vypočítán index antropogenního zastoupení společenstev (ISD) na jednotlivých sledovaných lokalitách, podle vzorce:  $I=100-(E\% + 0,5R\%)$ . Index je počítán z procentického zastoupení expanzivních druhů vůči druhům ekologické skupiny RI a RII. Hodnoty blízké nule ukazují na krajinu (stanoviště) silně ovlivněnou činností člověka a hodnoty blízké 100 naopak krajinu (stanoviště) člověkem neovlivněnou. Průměrná hodnota IDS vypočítaná ze všech lokalit činila 19,5. To poukazuje na krajinu se silným antropogenním vlivem. Hodnota IDS na jednotlivých lokalitách se lišila. Nejnižší (1,5) byla vypočítána na konvenčně obdělávaném poli, v té době s porostem pšenice ozimé. Na lokalitách u potoka a v lese činila hodnota IDS 41, respektive 43, tyto stanoviště jsou relativně málo ovlivňována činností člověka. Potok je součástí ÚSES a les je v jeho bezprostřední



blízkosti. Biokoridor měl hodnotu IDS 32,5. Je však také prvkem ÚSES, nižší hodnota indexu může být způsobena imigrací expanzivních druhů z přilehlé konvenčně obdělávané louky. Největší množství druhů i největší aktivita brouků byla zjištěna na poli, ovšem téměř všechny druhy (až na jeden) byly expanzivní, bez vazby na specifická stanoviště.

Na lesnatých stanovištích v biokoridoru a v lese byla potvrzena závislost množství druhů a aktivity brouků na velikosti fragmentu a délky jeho ekotonu. Biokoridor jako menší fragment s protáhlým tvarem poskytoval podmínky 30 druhům, z nichž 17 patřilo mezi relikty II řádu. Menší fragment a delší ekoton umožňuje vyšší imigraci ze sousedních společenstev. Naproti tomu v lese o rozloze 8,3 ha bylo odchyceno pouze 7 druhů, 6 z nich bylo ze skupiny RII.

Práce potvrdila, že v agrocénózách převažují expanzivní druhy a v méně narušených biotopech druhy s vyššími ekologickými nároky. Zjišťování charakteru společenstev epigeických brouků je jeden z hodnotných ukazatelů při posuzování vlivu činnosti člověka na krajinu.

## 9. Použitá literatura

ABSOLON K. et al. (1993): Metodika biomonitring ve státní ochraně přírody. Český ústav ochrany přírody, Praha, 45 pp.

ABSOLON K. et. al. (1994): Metodika sběru dat pro biomonitring v chráněných územích, Český ústav ochrany přírody, Praha, 72 pp.

ANDĚL P. (2010): Celistvost ekosystémů a ekosystémové služby. Fragmentace přírodních a polopřírodních stanovišť. In ZEDEK V. et al. (eds.): Zpráva o naplňování Cíle 2000 v ochraně biodiverzity v ČR. Ministerstvo životního prostředí, Praha, 76 pp.

BOHÁČ J. (1982): The larval characters of Czechoslovak species of the genera *Abemus*, *Staphylinus* and *Ocypus*. Studie ČSAV, 4, 122pp.

BOHÁČ J. & POSPÍŠIL J. (1984): Carabids and staphylinids of the beat and maize fields and its relationship with the surrounding biotopes. Sov. Rev. Ecol., 3: 22-34.

- BOHÁČ J. (1990): Využití společenstev drabčíkovitých (Coleoptera, Staphylinidae) pro indikaci kvality životního prostředí. *Entomologické problémy*, Bratislava, 20: 251-258.
- BOHÁČ J. (1999): Staphylinid Betles as Bioindicators. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 74: 357-372.
- BOHÁČ J. & MATĚJÍČEK J. (2003): Katalog brouků (Coleoptera) Prahy. Čeled' drabčíkovití-Staphylinidae. Ústav ekologie krajiny AV ČR, České Budějovice, 256 pp.
- BROŽOVÁ J. (ed.), (2004): Biologická rozmanitost v České republice. Ministerstvo životního prostředí, Praha, 58 pp.
- BRTNICKÝ M. et. al. (2012): Degradace a regenerace dílčích krajinných sfér. Mendelova univerzita v Brně, Brno, 129 pp,
- BUČEK A. & LACINA J. (1993): Územní systémy ekologické stability. Veronika, Brno, 48 pp.
- BUREL F. & BAUDRY J. (1995): Species biodiversity in changing agricultural landscapes: a case study in the Pays d'Auge, France. *Agric. Ecosyst. Envir.*, 55: 193-200.
- DOLNÝ A. et al. (2004): Moderní trendy v ochraně přírody a krajiny. [Skripta]. Ostravská univerzita, Ostrava, 52 pp.
- DOLNÝ A., DROZD P & TRUBAČ M (2004): Brouci jako bioindikátory prostorově funkční koncepce ÚSES: analýza funkčnosti lesních biokoridorů. In Polehla P. (ed.): Hodnocení stavu a vývoje lesních geobiocenóz. Sborník příspěvků z mezinárodní konference 15. – 16. 10. 2004 v Brně. Geobiocenologické listy, sv. 9, MZLU v Brně, 250 pp.
- FALTYSOVÁ H., MACKOVIČ P., SEDLÁČEK M. (Reds.), (2002): Chráněná území ČR. Královéhradecko, svazek V. AOPK ČR a EkoCentrum Brno, Praha, 410 pp.
- FARKAČ J. (1994): Využití střevlíkovitých v bioindikaci. *Vesmír*, 73: 581-583.
- FORMAN R. T. T. & GODRON M. (1993): Krajinná ekologie. Academia, Praha, 583 pp.

- HALME E. & NIEMELÄ J. (1993): Carabid beetles in fragments of coniferous forest. *Ann. Zool. Fenn.*, 30: 17-30.
- HANSKI I. (1997): Metapopulation dynamics: from concepts to observations to predictive models. In: Hanski I., Dilpin M. eds. *Metapopulation biology: ecology genetics, and evolution*. San Diego: Academic Press, 330 pp.
- HELLEBRANTOVÁ A. (2013): Ekologické důsledky ztráty stanovišť v krajinné matrix a vliv fragmentace na populace a společenstva organismů. [Bakalářská práce]. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, 61 pp.
- HŮRKA K. (2005): Brouci České a Slovenské republiky. Karoubek, Zlín, 390 pp.
- HŮRKA K. (1996): Carabidae České a Slovenské republiky. Karoubek, Zlín 570 pp.
- HŮRKA K., VESELÝ P. & FARKAČ J. (1996): Využití střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) k indikaci kvality prostředí. *Klapalekiana*, 32: 15-26.
- CHOBOT K., ŘEZÁČ M. & BOHÁČ J. (2005): Epigeické skupiny bezobratlých a jejich indikační schopnosti, in VAČKÁŘ D. (ed.): *Ukazatele změn biodiverzity*. Academia, Praha, 298 pp.
- JAROŠÍK V. (1993): Růst a regulace populací. Academia, Praha, 170 pp.
- KOSTKAN V. (1996): Územní ochrana přírody a krajiny v České republice. [Skripta]. Univerzita Palackého v Olomouci, Katedra ekologie, Olomouc, 138 pp.
- LIPSKÝ Z. (1998): Krajinná ekologie pro studenty geografických oborů.[Skripta]. Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Praha, 129 pp.
- LÖW J. et al.(1995): Rukověť projektanta místního územního systému ekologické stability. Vydavatelství Doplněk, Brno, 122 pp.
- MÍCHAL I. et al. (1992): Obnova ekologické stability lesů. Academia, Praha, 172 pp.
- MÍCHAL I. (1994): Ekologická stabilita. Veronica, Brno, 276 pp.
- NIEMELÄ J. & HALME E. (1998): Effects of forest fragmentation on carabid assemblages in the urban setting: implications for planning and management. In Breuste j., Feldmann H. & Uhlmann O. (eds): *Urban Ecology*. Springer Verlag, Berlin, 692-695.

- NIEMELÄ J. (2001): Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) and habitat fragmentation: a review. *Eur. J. Entomol.*, 98: 127-132.
- PRIMACK R. B., KINDLMANN P. & JERSÁKOVÁ J. (2001): Biologické principy ochrany přírody. Portál, Praha, 352 pp.
- SÁDLO J., POKORNÝ P., HÁJEK P., DRESLEROVÁ D. & CÍLEK V. (2008): Krajina a revoluce. Malá Skála, Praha, 256 pp.
- SEMORÁDOVÁ E. (1998): Ekologie krajiny. [Skripta]. Univerzita J. E. Purkyně, Ústí nad Labem, 116 pp.
- STALMACHOVÁ B. (1996): Základy ekologické obnovy průmyslové krajiny. [Skripta]. VŠB-Technická univerzita Ostrava, Ostrava, 155 pp.
- STORCH D. & MIHULKA S. (2000): Úvod do současné ekologie. Portál, Praha, 160 pp.
- STORCH D. (2000): Přežívání populací v ostrůvkovitém prostředí. *Vesmír*, 79: 143-145.
- ŠARAPATKA B., ABRAHAMOVÁ M., ČÍŽKOVÁ S. & DOTALČIL L. et al. (2010): Agroekologie: východiska pro udržitelné zemědělské hospodaření. Bioinstitut, Olomouc, 440 pp.
- ŠEBÍK J. (2010): Úloha biopásů v zemědělské krajině z hlediska ochrany biodiverzity – společenstva epigeických brouků. [Bakalářská práce]. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, 49 pp.
- TKADLEC E. (2008): Populační ekologie. Struktura, růst a dynamika populací. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc, 400 pp.
- USHER M. B., FIELD J. & BEDFORD S. (1993): Biogeography and diversity of ground-dwelling arthropods in farm woodlands. *Biodivers. Letts.*, 1: 54-62.
- ZONNEVELD I. S. (1995): Land Ecology. SPB Academic Publishing, Amsterdam, 199 pp.
- Anonym (1992): Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny.

## **Internetové zdroje**

Internetový zdroj č. 1: : <http://myslivecke.webnode.cz>

Internetový zdroj č. 2

[http://mokrady.wbs.cz/literatura\\_ke\\_stazeni/ochrana\\_obojzivelniku\\_vojar.pdf](http://mokrady.wbs.cz/literatura_ke_stazeni/ochrana_obojzivelniku_vojar.pdf)

Internetový zdroj č. 3:

[http://www.jaroslavbohac.wz.cz/download/pudni\\_zoologie.pdf](http://www.jaroslavbohac.wz.cz/download/pudni_zoologie.pdf)

Internetový zdroj č. 4: <http://orlickehory.ochranaprirody.cz/>

Internetový zdroj č. 5: <http://www.pecin.cz/index.php?id=1010&lang=cze>

Internetový zdroj č. 6:

[http://www.biomonitoring.cz/biotop\\_cerv\\_kn/texty/8/texty/tax\\_skupiny/drabcici\\_bohac.pdf](http://www.biomonitoring.cz/biotop_cerv_kn/texty/8/texty/tax_skupiny/drabcici_bohac.pdf)

Internetový zdroj č. 7: <http://chm.nature.cz/convention/F1049371544>

Internetový zdroj č. 8:

[http://www.utok.cz/sites/default/files/data/USERS/u21/dokumenty/Bucek-Tvorba\\_ekologickych\\_siti\\_v\\_CR.pdf](http://www.utok.cz/sites/default/files/data/USERS/u21/dokumenty/Bucek-Tvorba_ekologickych_siti_v_CR.pdf)

Internetový zdroj č. 9: <http://www.naturabohemica.cz/carabus-granulatus/>

Internetový zdroj č. 10: [http://www.infodatasys.cz/vav2003/divers\\_drabcik.pdf](http://www.infodatasys.cz/vav2003/divers_drabcik.pdf)

Internetový zdroj č. 11: <http://www.infodatasys.cz/vav2003/drabcikoviti.pdf>