

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Studijní program: N4101 Zemědělské inženýrství

Studijní obor: Agroekologie

Katedra: Katedra rostlinné výroby a agroekologie

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

DIPLOMOVÁ PRÁCE

**Vliv managementu na biodiverzitu lesních ekosystémů -
epigeičtí brouci na vybraných biotopech Písecka**

Vedoucí diplomové práce: **doc. RNDr. Jaroslav Boháč, DrSc.**

Autor: **Bc. Petr Stluka**

České Budějovice, duben 2013

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE
(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Petr STLUKA**
Osobní číslo: **Z11618**
Studijní program: **N4101 Zemědělské inženýrství**
Studijní obor: **Agroekologie**
Název tématu: **Vliv managementu na biodiverzitu lesních ekosystémů - epigeičtí brouci na vybraných biotopech Písecka**
Zadávací katedra: **Katedra rostlinné výroby a agroekologie**

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

1. Vypracovat rešerši k trvalosti funkcí lesa z hlediska ekologické stability a odolnosti.
2. Vypracovat rešerši o biodiverzitě bezobratlých v lesních ekosystémech (hospodářských i chráněných).
3. Odběr vzorků epigeických brouků na vybraných plochách (lesní plochy s různým managementem na Písecku).
4. Stanovit druhovou diverzitu a aktivitu společenstev epigeických brouků na pokusných plochách.
5. Vyhodnotit metodou analýzy frekvence zastoupení různých skupin podle citlivosti k antropogenním vlivům společenstva brouků na sledovaných plochách.
6. Stanovit hlavní faktory prostředí ovlivňující společenstva epigeických brouků na lesních plochách s různým managementem.
7. Stanovit stupeň antropogenního společenstev epigeických brouků a vytypovat indikátory vlivu člověka.
8. Porovnat na základě literárních údajů vlastní výsledky se strukturou společenstev epigeionu v chráněných lesních ekosystémech a zhodnotit význam přirozených lesů v chráněných územích přírody.

Rozsah grafických prací: tabulky a grafy, fotografická příloha
Rozsah pracovní zprávy: 50 stran včetně příloh
Forma zpracování diplomové práce: tištěná/elektronická
Seznam odborné literatury:

- Boháč J., 2005: Vědecké základy pro implementaci integrovaného managementu na území Šumavy a Novohradských hor. INTERREG IIIB CADSES, Klagenfurt. 37 pp.
Boháč J., 2003: Využití epigeických bezobratlých pro sledování změn ekosystémů a krajiny v chráněných oblastech (case study). - URL: <http://www.infodatasys.cz/vav2003/drabcikoviti.pdf>.
Boháč J., Matějka K., 2010: Sledování epigeických brouků na výškovém transektu na Plechém (Šumava) v roce 2009. URL: http://www.infodatasys.cz/biodivkrsu/rep2009_Bohac.pdf.
Boháč J., Matějka K., 2011: Communities of epigeic beetles in the montane spruce forest of different decline stages in the Modrava area (bohemian Forest). URL: http://www.infodatasys.cz/biodivkrsu/rep2010_Bohac.pdf.
Huber Ch., Baumgarten M., 2005: Early effects of forest regeneration with selective and small scale clear-cutting on ground beetles (*Coleoptera*, *Carabidae*) in Norway spruce stand in Southern Bavaria (Höglwand). *Biodiversity and Conservation*, 14:1989-2007.
Klimaszewski J., Langor D. W., Work T. T., Hammond J. H. E., Savard K., 2008: Smaller and more numerous harvesting gaps emulate natural forest disturbances: a biodiversity test case using rove beetles (*Coleoptera*, *Staphylinidae*). *Diversity and Distributions*, 14:1-14.
Müller J., Bussler H., Bense U., Brustel H., Fletchner G., Fowles A., Kahlen M., Möller G., Mühle H., Schmidl J., Zabransky P., 2005: Urwald relict species - saproxylic beetles indicating structural qualities and habitat tradition. *Waldökologie Online*, 2:106-113.

Vedoucí diplomové práce: doc. RNDr. Jaroslav Boháč, DrSc.
Katedra rostlinné výroby a agroekologie

Datum zadání diplomové práce: 29. února 2012

Termín odevzdání diplomové práce: 30. dubna 2013

Ing. Karel Suchý, Ph.D.

proděkan pověřený vedením ZF

JIHOČESKÁ UNIVERZITA
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚLSKÁ FAKULTA
studijní oddělení
Studentská 13
370 05 České Budějovice

L.S.

prof. Ing. Vladislav Čurn, Ph.D.

vedoucí katedry

V Českých Budějovicích dne 29. února 2012

Prohlášení:

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci na téma „Vliv managementu na biodiverzitu lesních ekosystémů - epigeičtí brouci na vybraných biotopech Písecka“ jsem vypracoval 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 diplomové práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

V Českých Budějovicích 26. 4. 2013

.....

Petr Stluka

Poděkování:

Děkuji doc. RNDr. Jaroslavu Boháčovi, DrSc. za cenné rady, determinaci materiálu a odborné vedení, které mi ve velké míře usnadnili zpracování diplomové práce a dále za jeho ochotu a poskytnuté materiály.

Souhrn:

Společenstva epigeických brouků byla studována na třech lesních biotopech s různým managementem, v oblasti jižních Čech, okrese Písek, nedaleko obce Zátaví. Vybrané plochy se nacházely na území Zátavského lesa. Jednalo se o tyto biotopy: paseka, smrková školka (stáří 6 let) a smrkový les (stáří 50-70 let). Pro odchyt biologického materiálu byla použita metoda zemních pastí. Celkem bylo odchyceno a determinováno 1813 exemplářů a 63 druhů epigeických brouků. Nejvyšší počet druhů i jedinců byl nalezen na biotopu smrkové školky (43 druhů, 786 exemplářů), následoval smrkový les (26 druhů, 550 exemplářů) a paseka (35 druhů, 477 exemplářů). Většina druhů epigeických brouků z celkového počtu 63 druhů byla zařazena jako eurytopní. Dále bylo determinováno 15 adaptabilnějších druhů a byl také nalezen jeden druh z reliktní I. řádu. Bylo zjištěno, že smrkový les, který se zdá jako z hlediska sukcese vyspělejší než školka či paseka, neměl nejvyšší počet druhů a jedinců brouků. Naopak největší počet druhů a jedinců byl zjištěn ve smrkové školce. Index antropogenního ovlivnění prokázal poměrně silné antropogenní ovlivnění všech zkoumaných biotopů z hlediska epigeických brouků. Nejméně byla ovlivněna společenstva brouků smrkového lesa, následovaly smrková školka a paseka. Z tohoto hlediska se potvrdilo, že intenzita managementu se nejvíce projevila na společenstvech brouků paseky. Vzrostlý smrkový les měl nejmenší antropogenní ovlivnění společenstev brouků.

Klíčová slova: společenstva; biodiverzita; epigeičtí brouci; biotopy; vliv managementu; jižní Čechy (Písecko).

Summary:

Communities of epigeic beetles were studied on three forest habitats with the different forms of management in South Bohemia area, Písek district, close from Zátaví village. Selected areas were located in territory of Zátavský forest. There were these habitats: clearing, young spruce forest stands (age 6 years) and spruce forest (age 50-70 years). The method of pitfall trapping was used for biological material capture. There were 1813 specimens and 63 species of epigeic beetles trapped and determined. The highest number of species and individuals was found in spruce young forest habitat (43 species, 786 specimens), than followed spruce mature forest habitat (26 species, 550 specimens) and glade habitat (35 species, 477 specimens). Most species of epigeic beetles from 63 aggregate number of species was classed like eurytops. There were also 15 adaptable species determined and it was found 1 genus of relict from I. degree too. It was found that spruce forest, which seems like more mature in terms of succession than young forest or glade, had no highest number of species and individuals. Conversely the largest number of species and individuals was found in spruce young forest. Index of antropogenic influence proved relatively strong antropogenic effect all studied habitats in terms of epigeic beetles. Communities of beetles were least affected in spruce forest, than followed young spruce forest and glade. From this point of view, intensity of management had the most effect on glade's communities of beetles. Mature spruce forest had the least antropogenic influence on communities of beetles.

Key words: communities; biodiversity; epigeic beetles; habitats; management effects; southern Bohemia (Písecko).

Obsah:

1. Úvod.....	10
2. Literární rešerše.....	12
2.1 Ekosystém	12
2.2 Les jako ekosystém	12
2.3 Trvalost funkcí lesů, teorie ekologické stability a odolnostní potenciál lesa... 14	
2.3.1 Princip trvalosti lesa.....	14
2.3.2 Teorie ekologické stability.....	15
2.3.2.1 Základní typy ekologické stability	17
2.3.2.2 Faktory ovlivňující ekologickou stabilitu lesních ekosystémů	19
2.3.2.3 Dnešní stav lesa z hlediska ekologické stability	22
2.3.3 Odolnostní potenciál lesa	22
2.4 Biodiverzita.....	24
2.4.1 Postavení člověka vůči biodiverzitě.....	26
2.4.2 Biodiverzita bezobratlých v lesních ekosystémech.....	26
2.4.2.1 Střevlíci a drabčící v lesních ekosystémech.....	28
2.4.3 Vliv mrtvého dřeva na biodiverzitu bezobratlých.....	29
2.4.4 Ochrana bezobratlých.....	31
2.5 Hlavní skupiny epigeických brouků.....	31
2.5.1 Drabčíkovití (Staphylinidae).....	32
2.5.1.1 Životní formy evropských drabčků.....	34
2.5.2 Střevlíkovití (Carabidae).....	36
3. Modelová území.....	37
3.1 Charakteristika sledovaných biotopů	38
3.1.1 Paseka.....	38
3.1.2 Smrkový les (stáří 50-70 let).....	39
3.1.3 Smrková školka (stáří 6 let)	40
3.2 Klimatické podmínky území pro rok 2012	41
4. Materiál a metodika.....	43
4.1 Rozdělení do skupin podle tolerance k antropogenním vlivům (disturbancím)	45
4.2 Index antropogenního ovlivnění společenstev brouků (ISD).....	45

5. Výsledky	46
5.1 Druhové složení na sledovaných biotopech.....	46
5.2 Zastoupení druhů podle tolerance k antropogenním vlivům (disturbancím)...	54
5.3 Index antropogenního ovlivnění společenstev brouků (ISD).....	57
5.3.1 Indikátory vlivu člověka	58
5.4 Vybrané dominantní a adaptabilní druhy sledovaných biotopů.....	59
6. Diskuze.....	66
7. Závěr	70
8. Literatura	72
9. Přílohy	82

1. Úvod

Lesy jsou jedním z největších bohatství naší vlasti, jsou jedním ze základních složek životního prostředí. Lesy ovlivňují a zlepšují podnebí, vodní a půdní poměry, vytvářejí přirozené prostředí pro mnohé druhy rostlin a živočichů i jejich společenstev (Forst et al., 1985).

Lidskou činností v kulturní krajině byla pozměněna celá příroda. Až na extrémní polohy (skály, vody, nejvyšší polohy hor) byly kdysi v našich přírodních podmínkách všude lesy (Průša, 1990). Dle Němce a Hriba (2009) pokrývalo naše území do 4. tisíciletí př. n. l. 90 % lesů pralesního charakteru.

Dnešní rozložení různých kultur v krajině je naopak výsledkem dlouhodobého tlaku na les, který byl vytlačen na plochy nezpůsobilé k jinému využití. Přesto v srdci Evropy zůstáváme jedním z mála států se značnou lesnatostí (Průša, 1990).

Lesy v České republice pokrývají přibližně jednu třetinu území a jsou definovány jako národní bohatství, představující nenahraditelnou a nezastupitelnou složku životního prostředí. Jsou nejen zdrojem ekologicky obnovitelné suroviny - dřeva, ale plní i řadu mimoprodukčních funkcí, prospěšných všem občanům, zvláště v současných antropicky změněných podmínkách (Cikánková et al., 2001).

Na diverzitu lesních ekosystémů má významný vliv nejen vlastnosti lesního porostu, ale také způsob lesního hospodaření. Ukazuje se, že pro některé žijící druhy je pravděpodobně klíčovým faktorem lesní prostředí vůbec nenarušené lesnickým hospodařením (Hošek, 2010).

Les představuje v přírodě druhově velmi bohaté společenstvo živých organismů. I ten nejhudší les je domovem mnoha tisíců druhů živočišných skupin. Živočichů je ve srovnání s rostlinnými druhy o mnoho více. Odhaduje se, že více jak polovina živočichů představuje lesní druhy, žijící především v lesních biotopech. Jsou přizpůsobeni různým životním podmínkám, které les vytváří a poskytuje. Živočichové žijí v půdě okolo kořenů, v humusu v porostech mechů a na povrchu půdy. Ve srovnání s ostatními biotopy poskytuje les živočichům o mnoho větší životní prostor. To proto, že lesní prostředí vyniká velkou rozmanitostí, neboť složky, podmiňující existenci života (světlo, voda, teplo, živiny), jsou tu zastoupeny v různých poměrech a koncentracích. Jejich vzájemná kombinace pak ovlivňuje bohatost a složení živočišného spektra. Během historického vývoje se mezi živočichy

vytvořili vzájemné vazby, jak symbiotické, tak predační (potravní) v rámci potravní pyramidy (Němec, Hrib, 2009).

Cílem této diplomové práce bylo na základě odběru vzorků epigeických brouků na předem vytypovaných lesních biotopech s různým managementem stanovit:

- druhovou diverzitu a aktivitu společenstev epigeických brouků na pokusných plochách
- citlivost společenstev brouků k antropogenním vlivům
- hlavní faktory prostředí ovlivňující společenstva epigeických brouků na lesních plochách s různým managementem
- indikátory vlivu člověka.

V neposlední řadě je nutné na základě literárních údajů porovnat vlastní výsledky se strukturou společenstev epigeionu.

Diplomová práce je tedy zaměřena na výzkum biodiverzity společenstev epigeických brouků v lesních ekosystémech a studií bezobratlých získaných odběrem z vybraných ploch s různým managementem.

2. Literární rešerše

Jelikož diplomová práce je zaměřena na biodiverzitu v ekosystémech konkrétně lesních, tak v kapitolách 2.1 Ekosystém a 2.2 Les jako ekosystém uvádím stručnou charakteristiku těchto pojmů.

2.1 Ekosystém

Pojem ekosystém se používá ve dvojím smyslu:

(1) V nejobecnějším pojetí ekosystém je každá soustava, v níž je přítomen alespoň jeden živý prvek. Podle toho je tedy ekosystémem již izolovaná kolonie houby na mikrobiologické misce nebo lidský jedinec s návaznými saprotrofními, symbiotickými a parazitickými synuziemi uvnitř a na povrchu těla a jeho nejbližší fyzickým prostředím.

(2) Ve speciálním případě ekosystém je strukturním a funkčním celkem, složeným ze všech živých organismů a abiotického prostředí v daném časoprostoru. V jiném vyjádření lze za ekosystém považovat úhrn všech životních forem a jejich projevů probíhajících v uvažovaném období v topograficky vymezeném prostoru (Jeník, Pavliš, 2011).

Dle zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů je ekosystém funkční soustava živých a neživých složek životního prostředí, jež jsou navzájem spojeny výměnou látek, tokem energie a předáváním informací a které se vzájemně ovlivňují a vyvíjejí v určitém prostoru a čase (Zákon o ochraně přírody a krajiny, 2010).

2.2 Les jako ekosystém

Les je nejsložitějším a nejrozmanitějším suchozemským ekosystémem. Je pro něj charakteristická větší druhová rozmanitost než u polí nebo luk. Lesní půda je na rozdíl od půdy zemědělské pokryta trvalým rostlinným společenstvem a není pravidelně obdělávána. Součástí koloběhu látek je odumřelé dřevo, které je rozkládáno na humus. Lesní půda si tak dlouhodobě zachovává své přirozené vlastnosti. Hodnota lesního ekosystému roste s jeho stářím a spočívá ve vyšší

ekologické stabilitě, biodiverzitě a vyšší odolnosti vůči nepříznivým vlivům (Ekosystém les, In Cittadella).

Les je propracovaný ekosystém, jenž působí na Zemi jako vyrovnávací paměť. Stromy jsou schopny čistit vzduch, v parném období přes den jej zchladit a v noci teplo uchovat. Další skvělou vlastností je schopnost pohlcovat hluk. Lesům se daří v polohách, kde je v nejteplejším měsíci průměrná teplota vyšší než 10 °C a roční souhrn srážek je nad 200 mm (Waring, Running, 2007).

Lesní ekosystémy jsou vystaveny působení nejrůznějších biotických, abiotických i antropogenních činitelů, které ohrožují jejich stabilitu a tím i plnění funkcí lesa. Patří sem hmyz, houby (faktory biotické), sníh – zejména mokrý, vichřice, požáry (faktory abiotické), vnášení cizorodých látek, mnohdy toxických či obtížně degradabilních, používání nevhodné lesní techniky vedoucí k poškození půdy a porostu, nadměrné stavy spárkaté zvěře (faktory antropogenní) (Kupčák, et al., 2007).

Lesní ekosystémy jsou biotopem celé řady specializovaných organismů, které nemají schopnost přežití mimo něj (Němec, Hrib, 2009). Lesy jsou jedním z největších zásobáren biologické rozmanitosti. Některé studie uvádějí, že obsahují 60 % - 90 % všech suchozemských organismů planety (Landell-Mills, 2002).

Les je složité společenství rostlinných a živočišných organismů, které jsou vzájemně propojeny nejrůznějšími vztahy a lesní půdy. Určující složkou tohoto složitého společenství (ekosystému) jsou dřeviny a lesní půda (Poleno, 1997).

Les je ekologický systém, jehož dynamiku charakterizuje neustálá proměnlivost. Zvláštností této proměnlivosti jsou občasné kratší, případně déle trvající periody zdánlivé neměnnosti. Proměnlivost lesního ekosystému souvisí buď s cyklickými periodickými anebo se sukcesivními změnami. Neměnnost je specifický jev dynamiky ekosystému, který se projevuje jako fáze zpomalených, případně zdánlivě zastavených změn v sukcesivním projevu vývoje tohoto ekologického systému (Stolina, 1985).

2.3 Trvalost funkcí lesů, teorie ekologické stability a odolnostní potenciál lesa

Nedílnou součástí této diplomové práce je vypracování rešerše na téma: trvalosti funkcí lesa z hlediska ekologické stability a odolnosti. Proto je celá kapitola 2.3 věnována této problematice. Podkapitoly 2.3.1 Princip trvalosti lesa, 2.3.2 Teorie ekologické stability a 2.3.3 Odolnostní potenciál lesa jsou věnovány danému tématu a objasňují ho.

2.3.1 Princip trvalosti lesa

Lesní hospodářství nevzniklo v prostředí přírodních lesů, ale v územích dlouhodobě devastovaných neregulovanou těžbou a pastvou. U kolébky lesního hospodářství stála oprávněná obava o trvalost užitků lesa ohrožovaného neřízenou exploatací. Proto se požadavek trvalosti užitků, plynoucí z potřeby trvalé existence lesa a jeho růstu, stal jedním ze základních principů lesního hospodářství. Proto také zůstává typickým průvodním znakem řádného lesního hospodářství značný rozsah státní intervence (Míchal, 1992).

Trvalost a vyrovnanost hospodaření v lesích je zaměřena jak na produkční schopnost lesů, tak i na schopnost plnit ekologické, ekonomické a sociální funkce (Smola et al., 2012).

V tradičním pojetí hospodářské úpravy lesa má trvalost tyto předpoklady:

1. trvalá produkční schopnost lesní půdy, zabezpečovaná péčí o jeho úrodnost;
2. trvalost lesního fondu, zabezpečovaná soustavou obnovou vytěžených lesních částí;
3. trvalost a vyrovnanost těžeb dřeva, zabezpečovaná jejich regulací s ohledem na přírůst.

Z ekosystémového pohledu však není trvalost lesa zajištěna ani splněním těchto tří elementárních podmínek, neboť ponechávají stranou zachování normálních růstových poměrů lesa (zcela konkrétně např. jeho odolnost vůči kalamitám).

Trvalost může být projevem spontánní aktivity organismů v ekosystému, projevem vlastní schopnosti zachovávat své základní struktury a celkovou životaschopnost v podmínkách vnitřních i vnějších negativních vlivů. Taková

trvalost lesa je zvláštním případem obecně definované stability všech přirozených ekosystémů.

Trvalost lesa ovšem může být uchována i v podmínkách labilních ekosystémů (a dokonce i v nahodile vytvářených souborech rostlin a živočichů s nulovou autoregulační schopností). Pak však neustále vyžaduje vysoký, často enormní vklad lidské práce, mají-li být dosaženy požadované užitkové parametry. Děje se tak nejen na úkor biologických hodnot lesa, ale i na úkor efektivnosti vkládané práce. Spojujeme-li požadavek trvalosti užitků lesa s povinností zvyšovat biologickou hodnotu, plyne z toho nezbytnost připojit čtvrtou základní podmínku trvalosti lesa jako biocenózy:

4. Trvalá autoregulační schopnost zabezpečovaná (navíc k podmínkám ad 1 až 3) udržováním určitých („zdravých“) vztahů v biocenóze lesa a zdravých jednotlivých složek.

Stabilita podle bodů (1 – 3) a (1 – 4) se výrazně liší. V prvním případě je to schopnost odolávat v neporušeném stavu nepříznivým vlivům živlů (především větru) a přemnožujícím se fytofágním druhům hmyzu.

Naproti tomu s uplatněním bodu (4) bude lesní hospodářství uchovávat a obnovovat druhovou diverzitu svěřených lesů, odpovídající přirozeným poměrům, a stabilitu bude zabezpečovat takovým stavem lesů, který zahrne sestavu všech druhů tvořících dané přirození společenstvo, sestavu určenou tisíciletým přirozeným výběrem (Míchal, 1992).

2.3.2 Teorie ekologické stability

Ekologická stabilita hospodářských lesů je významně ovlivňována způsobem hospodaření a zásahy do lesních porostů a lesního prostředí. Hlavním zdrojem zásahů do změny ekologické stability lesa je sklizeň dřeva (Hadaš, Hybler, 2003).

Máme mnoho definic od různých autorů co je to ekologická stabilita, svou podstatou jsou ale relativně shodné, přesto si jich tu pár uvedeme.

Ekologickou stabilitou rozumíme schopnost odolávat stresovým vlivům, tlumit jejich činnost na okolí a vyrovnávat a zahlazovat vzniklé poruchy. Ekologicky stabilní porosty jsou v převážné míře stabilní i staticky. Tato stabilita je míněna pouze u pro lesní ekosystémy, nikoliv pro stabilní náhradní ekosystémy vzniklé jako následek změněných podmínek. Dále není možné spojovat ekologickou

(biocenologickou) stabilitu a statickou stabilitu (odolnost porostu proti mechanickému namáhání způsobeném abiotickými činiteli (Kupčák et al., 2007).

Ekologická stabilita je schopnost systému setrvávat ve výchozím stavu a při působení rušivého faktoru se do něj po vychýlení opět navracet (Poleno, Vacek, 2007).

Míchal (1992) uvádí, že ekologická stabilita je schopnost ekologického systému přetrvávat i za působení rušivého vlivu a reprodukovat své podstatné charakteristiky v podmínkách narušování zvenčí. Tato schopnost se projevuje buď:

1. minimální změnou za působení rušivého vlivu, anebo
2. spontánním návratem do výchozího stavu, resp. na původní vývojovou trajektorii po případné změně.

Tato obecná definice zahrnuje dva značně rozdílné aspekty, přičemž přítomnost jednoho z nich stačí k tomu, abychom hovořili o ekologické stabilitě.

Ekologická rovnováha je dynamický stav ekologického systému, který se trvale udržuje s malým kolísáním nebo do něhož se systém po případné změně opět spontánně navrácí. Ekologická rovnováha tedy označuje – při veškeré rozmanitosti možných pojetí – stav, který se zdržuje téměř konstantní nebo ve víceméně pravidelných cyklech; je-li dosahována v podmínkách působení cizích faktorů, stává se hlavním projevem ekologické stability.

Dle zákona č. 17/1992 Sb. o životním prostředí (§4), v aktuálním znění, je ekologická stabilita schopnost systému vyrovnávat změny působené vnějšími činiteli a zachovávat své přirozené vlastnosti a funkce. Územní systém ekologické stability je definován v zákoně č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny (§3), v aktuálním znění, jako vzájemně propojený soubor přirozených i pozmeněných, avšak přírodě blízkých ekosystémů, který je dle (§4) účelově vybrán tak, že zajišťuje uchování a reprodukci přírodního bohatství, příznivé působení na okolní méně stabilní části krajiny a vytvoření základů pro mnohostranné využívání krajiny (Poleno, 1997b).

Ekologická stabilita (schopnost) i ekologická rovnováha (stav) se udržují přírodními procesy z vnitřních zdrojů ekologického systému tzv. autoregulačními mechanismy, jejich základ je v dědičnosti, mikroevoluci a jiných nedokonale poznávaných vlastnostech zúčastněných druhů. Antropogenní stabilitu ekologického systému uchovávají a vytvářejí lidské zásahy, jež u antropogenních ekosystémů patří k „normálnímu“ prostředí systému.

Neexistuje žádný ekologický systém vybavený univerzální schopností odolávat vše myslitelným cizím faktorům. Proto neexistuje žádná odolnost ekosystémů „sama o sobě“ jako obecná vlastnost, ale pouze jejich odolnost vůči určitým faktorům nebo jejich skupinám (Míchal, 1992).

2.3.2.1 Základní typy ekologické stability

Mnoho autorů rozeznává dvě primární charakteristiky ekologické stability: resistenci a resilienci (Grimm, Wissel, 1997). Resistence je schopnost systému odolávat vychýlení z původního stavu a resilience je schopnost systému toto vychýlení vrátit do původního stavu. Obě charakterizují dva základní způsoby reakce na disturbanci. Je podstatné zdůraznit, že jde o dynamické kategorie, které postihují proměnlivost systému v čase. Na základě tohoto hlediska je také koncept porostu jako neměnného systému už nevyhovující. Především je třeba zvážit dlouhodobě působící faktory, které ovlivňují lesní ekosystémy, jako jsou imise a klimatické podmínky, zejména jejich výkyvy (které lze uvést jako příklad vnějších vlivů) nebo okus zvěře (jako příklad vnitřních vlivů). Obvyklý předpoklad, že druhově bohatší ekosystémy mají větší ekologickou stabilitu, než ekosystémy chudší, již dnes není tak jednoznačný (Begon et al., 1990).

Dle Míchala (1992) lze na základě dynamického chování zvolené podstatné ekologické charakteristiky rozlišovat čtyři základní typy ekologické stability, tj. konstantnost, cykličnost, resistenci a resilienci (elastičnost). Všechny čtyři typy stability mohou být výsledkem výlučně přírodních procesů nebo převážně antropogenních zásahů nebo výsledkem nerozlučné kombinace obojího.

Podle absence či přítomnosti cizích faktorů je možno základní typy ekologické stability členit tak, že první dva typy ekologické stability mohou vznikat i v situacích bez cizích faktorů, druhé dva pouze za působení cizích faktorů podle tab. 1.

Tab. 1 Členění základních typů ekologické stability (Míchal, 1992)

Kolísání podstatné ekologické charakteristiky	Ekologicky cizí faktor (faktory)	
	nepůsobí	působí
malé (nepodstatné)	konstantnost	rezistence
velké (prakticky významné)	cykličnost	resilience

V rámci ekologické stability za působení cizích faktorů je nutno rozlišovat mezi ekologickými systémy vybavenými rezistencí a resiliencí. Rozdíly mezi oběma formami ekologické stability lze vyjádřit přirovnáním: Resistentní typ ekologického systému uchovává své struktury a funkce až po určitou hranici téměř dokonale, ale po jejím překročení se rychle hrouť a rozpadá podobně jako sklo. Resilientní typ ekologického systému se mění už při relativně nízké intenzitě působení zvenčí, ale uchovává si dlouho schopnost rychle se vracet do výchozího stavu podobně jako guma. Takový ekologický systém může ve svých charakteristikách značně kolísat (tedy vykazovat nízkou rezistenci), a přesto (nebo právě proto) být vysoce resilientní (Míchal et al., 1994).

Aby to bylo ještě složitější, oba typy ekologické stability – rezistence i resilience – mají v průběhu vývoje téhož typu ekosystému protisměrný vývoj podle následující tab. 2.

Tab. 2 Vývojová stádia ekologické stability (Míchal, 1992)

Vývojové stádium ekosystému	Relativní vlhkost	
	rezistence	resilience
mladé (pionýrské)	nízká	nízká
střední	střední	vysoká
vyspělé, zralé (klimaxové)	vysoká - maximální	nízká

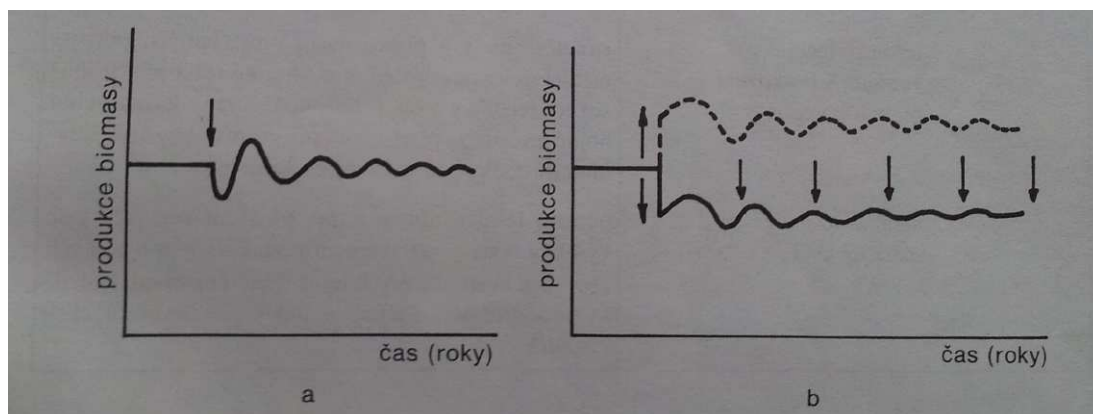
Soustředíme-li svá opatření k podpoře ekologické stability na rezistenci, zaměříme se především na vyrovnanost funkcí při minimálním rozsahu fluktuací. Naproti tomu zaměříme-li se na podporu resilience, znamená to především pečovat o schopnost ekosystémů absorbovat působení nepředvídatelných cizích faktorů v budoucnosti, a tím rozšiřovat možnosti volby pro lidskou společnost.

Přitom je účelné považovat rezistenci a resilienci stále za rozličné typy jediné ekologické stability. Pro ekologickou rovnováhu – ať je projevem rezistence nebo resilience – platí společně: jakmile velikost cizího faktoru překročí práh odolnosti a ekologický systém se ocitne za hranic stability, změní náhle své chování, aniž by dával předem zřetelné varovné signály; půda přestane rodit, les, který dlouho odolával, náhle odumře a nedaří se ho obnovit ... Na obnovu takto těžce narušených ekosystémů je třeba obrovských objemů dodatečné energie (Míchal et al., 1994).

2.3.2.2 Faktory ovlivňující ekologickou stabilitu lesních ekosystémů

Ekologická stabilita lesa je schopnost lesních ekosystémů uchovávat se v podmínkách působení vnějších faktorů vnitřními autoregulačními mechanismy (rezistence) anebo se vracet po narušení k původnímu stavu (resilience). Při soudobé intenzitě působení vnějších faktorů na lesní ekosystémy je rozhodující jejich resilience, jejíž dynamický projev v produkci biomasy je schematicky znázorněn na obr. 1.

Obr. 1 Reakce lesního ekosystému v rovnovážném stavu na narušení vnějšími faktory (a – jednorázové, b – trvalé narušení) (Míchal, 1992)



Stabilitu lesních ekosystémů ovlivňuje mnoho faktorů, jejichž přehled přináší tab. 3.

Tab. 3 Faktory ovlivňující stabilitu lesních ekosystémů (Míchal, 1992)

Faktory	Výskyt a význam
Biotické hmyz houby	Mohou se v přírodních i hospodářských lesích vyvinout na úroveň ohrožující ekosystém.
Abiotické sníh (zejména mokrý) vichřice požáry	V mnoha oblastech Země působí jako určující existenční faktory lesa; v hospodářských lesích klade ochrana před nimi zásadní požadavky na pěstování lesa.
Antropogenní vnášení cizích látek (např. průmyslové imise hnojiva)	V přírodních lesích jen příležitostní význam; V hospodářských lesích může hnojení působit na stabilitu ekosystému pozitivně i negativně;

<p>pěstování alochtonních druhů či populací dřevin nebo kultivátorů</p>	<p>dlouhodobé působení průmyslových imisí má na stabilitu lesních ekosystémů výrazné negativní účinky.</p> <p>Přináší nebezpečí poklesu stability, může však (např. při šlechtění na rezistenci) účinkovat s ohledem na jednotlivé faktory pozitivně.</p>
<p>pěstební opatření, která mění hustotu porostů, ovlivňují jejich druhovou skladbu nebo mění energomateriálové toky ekosystému</p>	<p>Jen v hospodářských lesích, každý pěstební zásah snižující hustotu je krátkodobým narušením systému a jeho stability, cílem pěstění je, aby dlouhodobě vedl ke zvýšení stability, a to co možná bez snížení celkové produkce, volba dřevin může mít vzhledem ke stabilitě pozitivní i negativní účinky, každé ovlivnění oběhu živin má za následek pokles stability.</p>
<p>lesnické techniky vedoucí k poškození půdy a porostu</p>	<p>Zhutnění půdy a poškozování ponechaných porostních složek jako důsledek nevhodných těžební a přibližovací techniky jsou v hospodářských lesích velmi hojné a většinou představují provozní chyby s negativními důsledky pro stabilitu ekosystémů.</p>
<p>nadměrné stavy spárkaté zvěře</p>	<p>Obnova lesních dřevin i stav původní vegetace jsou vysokými stavy konzumentů změněny na velkých plochách hospodářských lesů, těžké negativní důsledky pro druhové složení, a tím i pro stabilitu ekosystémů.</p>

Pokud při hodnocení ekologické stability celého ekosystému máme na zřeteli jen primární producenty, kteří jsou přístupni přímému pozorování (nebo při ještě větším omezení pouze stav jednotlivých stromů), není to systémově správné a může to svádět k chybnému posuzování. Bereme-li v úvahu stáří lesních stromů (několik století) a skutečnost, že cyklická obnova ekosystému je předpokladem pro to, aby mohl být označován za stabilní, pak jako časové měřítko pro posuzování stability lesního ekosystému na základě opakované reprodukce stromového patra vyplývá

tisíciletí. K tomu je třeba definovat další kritéria stability, která nám dovolují prozkoušet, zda se určité sdružení primárních producentů nedostalo mimo vlastní oblast stability. To by se měl dít na základě posouzení formy humusu, půdní struktury a chemického stavu půdy. Z toho plyne stav optimální stability, který je možno teoreticky odvodit pro každý typ lesního ekosystému.

Faktory narušení lesních ekosystémů vnějšími činiteli se mohou projevit jednorázově a opakovat se v dlouhých časových rozpětích (např. extrémní vichřice nebo závěs mokrého sněhu). Mohou však nabývat dlouhodobého setrvalého charakteru (např. pokles hladiny podzemní vody nebo působení průmyslových imisí).

Odezva lesních ekosystémů na jednorázová i dlouhodobá narušení probíhá kvalitativně rozdílným způsobem v lesích přirozených a v lesích přírodě vzdálených. U základních polárních typů - lesů přirozených a lesů přírodě vzdálených (označovaných v němčině jako „Forst“ na rozdíl od „Wald“, u Zlatníka jako „geobiocenoid“ na rozdíl od lesní geobiocenózy, plně vybavené autoregulačními mechanismy) - se s ohledem na jejich stabilitu uplatňují odlišné tendence:

Přírodě blízké lesy se při absenci lidských zásahů spontánně vyvíjejí k vývojově vyspělejším formám. Jako hospodářské objekty vykazují relativně vysokou stabilitu. Pravděpodobnosti, že vnější vlivy překročí hranici jejich rezistence katastrofálním způsobem, je relativně malá (rozmanité doubravy na odpovídajících typech stanovišť smrčiny).

Přírodě vzdálené lesy se v případě absence lidských zásahů postupně rozpadají a v případě spontánního vývoje jsou postupně (třeba v hospodářsky často nevyhovujících časových rozpětích) nahrazovány lesy lépe přizpůsobenými stanovišti, a proto schopnými lépe odolávat vnějším faktorům. Takových lesů je u nás většina - jsou to stejnověké nesmíšené jehličnaté prostory ze sadby na stanovištích často mimo přirozený areál hlavní dřeviny.

Přírodě vzdálené lesy jsou tím labilnější, čím méně lidských zásahů kompenzuje tuto jejich slabinu. Jsou ve své existenci trvale odkázány na lidskou pomoc a pravděpodobnost, že padnou za oběť působení vnějších faktorů, je daleko vyšší než u lesů přírodě blízkých (Míchal, 1992).

2.3.2.3 Dnešní stav lesa z hlediska ekologické stability

Se zhoršením našeho životního prostředí stoupá význam lesa a zejména lesních porostů přirozené skladby jako nejúčinnějšího stabilizačního faktoru přírodního prostředí a celé naší krajiny (Poleno, 1997).

Způsoby hospodaření v minulosti často nebraly dostatečně na zřetel, jak akcentované dřevoprodukční funkce, zejména v kombinaci s používanými levnými a k životnímu prostředí obvykle nešetrnými technologiemi, ovlivní potenciál ostatních funkcí lesů. Oslaben byl zejména potenciál funkce ekologické. Následkem toho je cca 2/3 rozlohy lesů v ČR významně vzdáleno přirozenému stavu a má narušenou ekologickou stabilitu a tím i bezpečnost plnění funkcí lesů jako celku. Zvýšení stupně přirozenosti a obnova jejich ekologické stability je nezbytným předpokladem pro zlepšení funkčního potenciálu lesů (Němec, Hrib, 2009).

Nejdůležitějším úkolem evropského lesnictví je udržitelné hospodaření a to jak z hlediska produkce dřeva tak i udržení mimoprodukčních funkcí lesa včetně podpory biodiverzity (Lindenmeyer et al., 2000).

2.3.3 Odolnostní potenciál lesa

Odolnost jakéhokoli ekosystému je základem jeho trvalosti, přinejmenším jeho dlouhodobé existence. V životě lesa má zcela zásadní úlohu. Každý ji uznává, a přesto se na ni člověk často prohřešuje (Košulic, 2010).

Různé typy lesů mohou v souvislosti se změnou klimatu čelit různým a nepředvídatelným biotickým i abiotickým hrozbám, jako jsou škůdci, bouře, vichřice a požáry, a proto je odolnost lesů základem veškerého úsilí o jejich ochranu (Úřední věstník Evropské unie, 2012).

Morozov (1903) tvrdil, že odolnost lesních společenstev je výsledkem soužití mnoha generací zúčastněných druhů a že během tohoto soužití vznikly zvláštní druhové kombinace, optimálně přizpůsobené daným podmínkám podnebí, půdy a topografie (Lupke, 2004).

Ekologická stabilita lesního ekosystému je jeho schopnost odolávat a nepodlehnout účinkům vnějších faktorů. Odolnostní potenciál lesa souborně vyjadřuje schopnost lesních porostů odolávat škodlivým činitelům (Stolina, 1982). Je vyjádřen souhrnem těch vlastností lesního porostu, které předurčují jeho schopnost

odolávat vlivům abiotických škodlivých činitelů a neumožňovat aktivizaci škůdců lesních dřevin. Odolnostní potenciál je tedy lesnickým kritériem pro hodnocení ekologické stability biocenózy lesa (a teda důležitým kritériem pro hodnocení ekologické stability celého lesního ekosystému).

Koncepce odolnostního potenciálu vychází z ekologických principů stability lesního ekosystému a zahrnuje jednak biocenotickou funkční stabilitu, jednak statickou (mechanickou) stabilitu lesních porostů. Obojí vychází z vhodnosti taxonů (druhů, sort, ekotypů) dřevin, vyjádřené jejich vitalitou v daném abiotickém prostředí, a ze vztahů producentů v celém ekosystému.

Dispozice porostu vůči účinkům škodlivých faktorů vyplývá z vlastností jednotlivých stromů (individuální stabilita) a ze synekologických vztahů v celé biocenóze lesa (biocenotická stabilita). Nízký odolnostní potenciál je třeba považovat za hlavní předpoklad pro poškození porostu přírodními a z větší části i antropogenními vnějšími faktory. Vysoký odolnostní potenciál pak vyjadřuje schopnost porostu kompenzovat účinky vnějších faktorů tak, že nedochází k narušování jeho struktury a funkční účinnosti (Míchal, 1992).

Odolnostní potenciál se projevuje trojím způsobem

1. Jako schopnost porostů odolávat a nepodlehnout účinkům škodlivých činitelů
2. Jako schopnost lesního ekosystému tlumit účinky škodlivých činitelů

Tyto dvě formy projevu ekologické stability odpovídají rezistenci, třetí pak resilienci. Projevuje se

3. jako schopnost lesního porostu vyrovnávat v hospodářsky přijatelném čase poruchy vyvolané účinky vnějších faktorů (Stolina, 1982).

Základní vlastností přírodního lesa je přirozená odolnost a dle Korpeľa (1991) je to důsledek dvou faktorů: přírodního výběru a mutačního tlaku. Přírodní výběr vyselektuje a zachová nejprizpůsobivější a nejodolnější druhy a jedince. Tím se sice zužuje variační šířka znaků důležitých pro odolnost, ale mutačním tlakem (náhodnou změnou genotypu) se opět rozšiřuje. Nositelem odolnostního potenciálu přírodního lesa je vitalita dřevin, vhodnost jejich vlastnosti pro dané podmínky, funkční a mechanická stabilita a vlivy vztahů mezi producenty, konzumenty a reducenty v ekosystému.

Lesy utvářejí biosféry zahrnující mnohem více než stromy a jejich odolnost tudíž závisí na biologické rozmanitosti nejen stromů, ale všech lesních organismů, zejména divokých zvířat žijících v lese (Úřední věstník Evropské unie, 2012).

Odolnost lesa a jeho stabilita se má zvyšovat vhodnou druhovou skladbou dřevin, jejich rozmístěním v prostoru, výchovou v mladých porostech, zakládáním zpevňovacích pásů na okraji i uvnitř lesních porostů, používáním vhodných způsobů a postupů obnov (Zákon o lesích, 1995).

2.4 Biodiverzita

Celá kapitola 2.4 je věnována biodiverzitě. Zejména biodiverzitě bezobratlých v lesních ekosystémech, což je další zásada k vypracování rešerše této práce. Začátek této kapitoly osvětluje základní pojem biodiverzita, která plynule navazuje na problematiku biodiverzity bezobratlých v lesních ekosystémech (2.4.2), vlivu mrtvého dřeva na biodiverzity bezobratlých (2.4.3) až po ochranu bezobratlých (2.4.4).

Bez biodiverzity je život na Zemi nemyslitelný, na základě ekonomických odhadů amerických autorů z konce devadesátých let přináší biodiverzita lidstvu v průměru přímý zisk asi 33 miliard dolarů za rok. Nepřímý prospěch biodiverzity pro lidstvo (vliv na ovzduší, klima, biogeochemické cykly atd.) se nadá ani odhadnout. Biodiverzita zahrnuje všechny druhy, potravní sítě a biologické články v environmentálním systému od mikrokosmů po celou krajinu (Boháč, 2004).

Biodiverzita se jako nová koncepce integrující všechny úrovně živého světa od genů po ekosystémy objevila v polovině 80. let 20. století (Wilson, 1988).

Důležitým pilířem ekologické stability terestrických ekosystémů (a nejen jejich) je jejich biodiverzita, tj. biologická rozmanitost, která zdůrazňuje různorodost složek těchto systémů. V teorii systému představuje rozmanitost určitého systému konkrétní hodnotu, jako určitý atribut, a nikoli součet jeho prvků, přičemž záleží na způsobu, jakým je diverzita stanovována (Bertalanffy, 1968). Biodiverzitu můžeme chápat jako rozmanitost živých organismů, přírodních zdrojů a ekosystémů, jejichž jsou součástí (Heywood, Watson, 1995). Biologická rozmanitost tedy zahrnuje různorodost ekosystémů, druhů, genů a jejich relativní zastoupení (četnost). Nejčastěji bývá členěna do čtyř základních kategorií: ekologická diverzita, diverzita organismů, genetická diverzita a kulturní diverzita (McNeely, 1990). Z uvedeného členění je zřejmé, že ne všechny aspekty biodiverzity lze jednoduše kvantifikovat. Genetická diverzita vyjadřuje rozmanitost genů v rámci populací a druhů: zahrnuje odlišné populace v rámci téhož druhu a rozdílné jedince v rámci určité populace. Je

definována spektrem alel a genotypů a její stanovení umožňují některé soudobé metody molekulární biologie pomocí takzvaných genetických markerů (Hughes, 1997). Ekosystémová diverzita se určuje obtížněji než diverzita druhová nebo genetická, protože hranice společenstev a ekosystémů jsou v terénu obvykle těžko exaktně identifikovatelné. Situaci navíc ztěžuje nepřeborné množství typů ekosystémů, souborů lesních typů atd. (DiGregoro, Jansen, 2000).

Druhovou bohatost neboli počet druhů v určitém území a v určitém čase lze vyjádřit různými způsoby (Hawksworth, 1995). Jako α -diverzitu označujeme druhovou bohatost v určitém, většinou malém území, nejčastěji v jednom společenstvu, na jednom biotopu (tj. v rámci hodnoceného systému). Používáme ji proto při srovnání počtu druhů v různých společenstvech. Naproti tomu β -diverzita zachycuje změnu, kterou prochází druhové složení určitého společenstva v souvislosti se změnami některé ze složek či gradientů prostředí. Vysoká β -diverzita je výsledkem nízkého zastoupení společných druhů v různých společenstvech. γ -diverzita se rovněž jako α -diverzita týká rozmanitosti v rámci určitého, v tomto případě rozlohou relativně velkého (obvykle nadregionálního území). Biodiverzitou je tedy celkově rozuměn nejen počet jednotlivých druhů, případně dalších netriviálních jednotek, ale i populační aspekty reflektující uspořádání početnosti druhů ve společenstvech (Plesník, 2005).

Pod tímto pojmem tudíž rozumíme nejen počet, ale i různorodost druhů a ekosystémů a genetickou rozmanitost, kterou obsahují. Biodiverzita je tedy popsána jako rozmanitost života ve všech jeho formách, úrovních a kombinacích (Václavík, 2006).

Za základní příčinu snížení biodiverzity se považuje ztráta funkce ekosystémů jejich narušením (Boháč, 2006).

Celjak (2008) uvádí, že základní jednotkou biodiverzity je počet druhů na určitém stanovišti. Šířeji pak můžeme biodiverzitu popsat jako počet druhů v určitém státu, na jednotlivých kontinentech nebo na celé planetě. Celkem bylo na naší planetě do dnešní doby popsáno a identifikováno vědci asi 1,7 milionu různých žijících organismů, z nichž každý je neopakovatelným produktem evoluce. Řada druhů však zůstává stále nepoznána. Předpokládá se, že člověk žije na Zemi s nejméně 3 až 10 miliony jiných druhů. Tyto druhy však každým dnem ubývají vlivem činnosti člověka (zejména snižováním rozlohy přirozených biotopů).

2.4.1 Postavení člověka vůči biodiverzitě

Podle Jeníka (2002) je lidská populace svou evoluční minulostí a zejména somatickou podstatou také součástí biodiverzity, avšak oddělujeme ji jako nositele fenoménu zvaného civilizace.

2.4.2 Biodiverzita bezobratlých v lesních ekosystémech

V minulosti byla většina původních lesů v podhorských a horských oblastech střední Evropy vykáčena a přeměněna na smrkové monokultury. Tyto stejnověké smrkové porosty mají sice vysokou produkci, jsou však velmi citlivé k povětrnostním podmínkám (zejména větrným kalamitám) a hmyzím škůdcům (Boháč, Matějka, 2010a). Acidifikace půdy a zvýšený obsah sloučenin dusíku ve vodách a půdách tyto monokultury ještě více oslabují. Také biodiverzita takových smrkových porostů je velmi nízká ve srovnání s přirozeným lesem. Z uvedených důvodů je jedním z hlavních cílů převedení smrkových monokultur na les s přirozeným složením (smíšený les). V některých zemích v našem sousedství se les dlouhodobě cíleně obnovuje právě v tomto směru. Tak například v sousedním Bavorsku se zvýšila plocha smíšeného lesa z 25 % od roku 1987, na 30 % v současnosti (Boháč, Matějka, 2010b). Některé druhy bezobratlých upřednostňují prostředí znovuobnovené lokality v přirozeném lese a jiné naopak ne (Baker, 2000).

Během zmíněné obnovy lesa směrem k přirozené skladbě byl studován její vliv na různé skupiny bezobratlých živočichů. Jejich druhová rozmanitost je v těchto stanovištích nejvyšší ve srovnání s jinými skupinami organismů. Bezobratlí zde zastávají významné funkce, podílejí se na rozkladu rostlinných zbytků, uplatňují se i jako predátoři a paraziti dalších takzvaně „škodlivých“ druhů aj. Mnohé skupiny bezobratlých také citlivě indikují změny hospodaření v lese (Boháč, 2010b).

Druhově nejpočetnější, a zároveň nejvýznamnější skupinou v agroekosystémech jsou jednoznačně bezobratlí živočichové. Bezobratlým druhově dominují v pořadí brouci (*Coleoptera*), dvoukřídlí (*Diptera*), blanokřídlí (*Hymenoptera*) a pavouci (*Araneae*) (Duelli, 1990). Řad brouků co do početnosti druhů i jedinců zastupují jednoznačně střevlíkovití (*Carabidae*) a drabčikovití (*Staphylinidae*), přičemž drabčáci svou aktivitou i početností převažují nad střevlíky (Boháč, 1999).

Jak již bylo řečeno, přestože patří bezobratlí živočichové k nejpočetnější skupině organismů ve středoevropském lese, je jejich druhová rozmanitost ve smrkových monokulturách velmi nízká ve srovnání s přirozenými lesními porosty (Assmann, 1999). Dominuje zde několik hlavních skupin (např. střevlíci, pavouci, drabčící, chvostokoci, roztoči, hlístice a další). Bezprostředně po vykácení smrkové monokultury (v prvním roce) na malých plochách lesa druhová rozmanitost bezobratlých na těchto plochách prudce stoupá. To je způsobeno zejména invazí drobných druhů bezobratlých z otevřených nelesních ploch a současným přežíváním lesních druhů. Také množství jedinců se na vykácených plochách zvyšuje vlivem invaze z okolí. Ve druhém roce však počet druhů a jedinců, zejména těch primárně žijících v lesích, prudce klesá. Druhy žijící uvnitř lesa jsou reprezentovány především pavouky, kteří si dělají sítě (druhy čeledí *Amaurobiidae* a *Linyphiidae*). Dalšími typicky lesními skupinami jsou některé čeledi brouků (např. drabčící a nosatci) (Boháč, Matějka, 2010b).

Brouci představují nejen nejpočetnější řád hmyzu, ale i nejpočetnější řád v rámci celé živočišné říše (více než 350 000 druhů). Je to proto, že byli schopni se přizpůsobit životu v nejrůznějších stanovištích souše, včetně půdy a podzemních prostor, ale i pro jejich poměrně dobrou schopnost adaptace k životu ve sladké vodě (Hůrka, 2005).

Výsledky studií ukázaly, že mozaika lesních a otevřených stanovišť zvyšuje biodiverzitu bezobratlých (Huber, Baumgarten, 2005). Platí to však jen do určité rozlohy otevřených ploch, při jejich převaze lesní druhy mizí a biodiverzita bezobratlých se prudce snižuje. Selektivní kácení smrkových monokultur umožňuje lesním druhům přežít během regeneračního procesu vedoucího ke vzniku smíšeného lesa.

Zajímavé výsledky poskytují studie vlivu kácení přirozeného boreálního lesa. Kácením severských lesů v Severní Americe je silně ohrožena i jejich biodiverzita. Hypoteticky se předpokládá, že vykácení menších ploch lesa je pro různé druhy organismů méně nebezpečné, než velkoplošné holiny. Odborníci studují odpověď různých skupin organismů na nové způsoby lesnického managementu například v Kanadě. V provincii Quebec byla studována společenstva drabčičků, kteří patří k nejhojnějším obyvatelům opadu a vrchních vrstev půdy. Srovnávala se společenstva brouků v kontrolním, člověkem neovlivněném lese a na stejně velkých plochách (1,44 ha) s různě velkými vytěženými kruhovými ploškami – 2 plošky

(2513 m²), 4 plošky (1257 m²) a 8 plošek (628 m²). Kromě velikosti ploch byla studována odpověď brouků na přípravu půdy pro vysazování nového lesa (semenáčků) na ploše s 2 ploškami. U jedné z nich byla vrchní vrstva půdy stržena, aby byla obnažena minerální vrstva a tak usnadněna výsadba semenáčků, jak se to běžně v lesnické praxi provádí. Ukázalo se, že společenstva drabčků citlivě reagovala na zvětšování ploch. Celkový počet jedinců byl prokazatelně nejvyšší na plochách kontrolních (netěžených). Na testovaných plochách s různě velkými vytěženými kruhovými plochami se struktura společenstev významně lišila. Společenstva na plochách se středními a malými plochami se svou strukturou více podobala netěženým (kontrolním) plochám. Odstraňování vrchních vrstev půdy, jako příprava pro výsadbu semenáčků, mělo také silně negativní vliv na společenstva brouků (Boháč, Matějka, 2010b).

Je možné předpokládat, že při zachování dostatečné biodiverzity přírodních biotopů diferencovaně podle stupňů přirozenosti a při dodržení podmínky ponechání určitého množství tlejícího dřeva nebudou živočišné druhy existenčně ohrožovány ve vazbě na určitý soubor lesních typů, ale spíše ve vazbě na lokalitu, jejich výskyt a životní areál (Schwarz 1997).

Pro podporu biologické rozmanitosti je v lese kladen důraz na přírodní pravidla a pochody. Dodržování celé řady blízkých či původních podmínek, poskytuje náležitou záruku proti ztrátě biodiverzity (Malcolm, 1999).

2.4.2.1 Střevlíci a drabčci v lesních ekosystémech

Střevlíci a drabčci se vyskytují prakticky ve všech terestrických ekosystémech. Pro jejich ekologické studium se používají dvě základní metody – metoda zemních pastí a metoda odběru opadu a vrchních vrstev půdy v určených čtvercích. Je třeba zdůraznit, že metoda zemních pastí nám nedává informaci o populační hustotě a neodráží ani reálné druhové složení společenstev. Pokud tuto metodu použijeme, neurčujeme vlastně početnost druhů v půdě (počet jedinců na určitou plochu), ale jejich aktivitu (počet jedinců křížících plochu zemní pasti za určité sledované odběrové období, např. den, týden, měsíc, rok).

Bylo zjištěno, že v lesních biotopech se početnost velkých druhů rodu *Carabus* pohybuje mezi 0,13-0,27 exempláře na 1 m². Na ploše 10 ha lesa byla

početnost odhadnuta na 13 000-27 000 jedinců. U menších druhů střevlíků je početnost vyšší (1-50 ex./m²) (Boháč, Kohout, 2011).

Početnost drabčků v opadu a půdě se pohybuje od 5 po 500 exemplářů/m², v lesních ekosystémech většinou mezi 45-100 exempláři/m² (Boháč, 1999; Boháč, Kohout, 2011).

Při praktických studiích půdní fauny se tedy setkáme hlavně se střevlíky a drabčiky (Boháč, Kohout, 2011). Střevlíkovití a drabčkovití brouci se nacházejí v půdě všech typů terestrických ekosystémů a patří k druhově nejpočetnějším čeledím brouků (Boháč, 1999; Arndt et al., 2005; Boháč, Kohout, 2011).

Počet druhů i jedinců je většinou vyšší ve stabilních biotopech (např. lesní biotopy), než v biotopech často se měnících vlivem abiotických podmínek (např. břehy toků, zaplavované biotopy, biotopy ovlivňované člověkem) (Boháč, Kohout, 2011).

2.4.3 Vliv mrtvého dřeva na biodiverzitu bezobratlých

Tlející dřevo je přirozenou a důležitou součástí lesních ekosystémů. V případě lesů, kde ochrana přírody je jedním z hlavních důvodů existence daného území, má management tlejícího dřeva prioritu pro jeho obrovský význam pro ochranu biodiverzity (Jonsson, 2005).

Výzkum Boháče a Matějky (Sledování epigeických brouků na výškovém transektu na Plechém (Šumava) v roce 2009) potvrzuje nezastupitelný význam mrtvého dřeva v lesních ekosystémech pro všechny skupiny brouků, zvláště však pro skupiny xylofágní a mycetofágní se zvláštním důrazem na takzvané pralesní relikty. Jeden z těchto druhů pralesních reliktních roháček *Ceruchus chrysomeloides* (Hochenwarth, 1785) byl zjištěn v bukovém smíšeném lese. Tato zpráva také uvádí, že odvoz mrtvého dřeva na rakouské straně výrazně ochudil počet potravních skupin brouků (schází xylofágní a mycetofágní druhy) a zcela eliminoval náročné reliktní a pralesní druhy.

Dále tento výzkum prokázal, že plochy v sousedství rakouských holin a na české straně s ponechaným mrtvým dřevem se liší společenstvy brouků s výrazně vyšším zastoupením náročnějších, zejména lesních druhů brouků, od společenstev holin. Vysoké je zastoupení některých podkorních druhů, zejména predátorů kůrovců jako pestrokrovečník mravenčí (*Thanasimus formicarius*), podkorní drabčici

(*Nudobius lentus*, *Quedius plagiatus*) a lesknáček podlouhlý (*Pitiophagus ferrugineus*). Na těchto plochách se vyskytují některé náročnější druhy z hlediska vlhkosti půdního substrátu (např. drabčící *Acidota crenata* a *Quedius obscuripennis*) a borealpinní druhy alpského bezlesí (např. drabčící *Eucnecosum brachypterum* a *Anthophagus alpestris*).

Také Klimaszewski et al., (2008) tvrdí, že velikost holin významně ovlivňuje druhovou diverzitu drabčίκů v Kanadě (Boháč, Matějka, 2010b).

Ohlson et al., (1997) uvádí, že přítomnost a množství odumřelé dřevní hmoty v lesních ekosystémech byl nejdůležitější faktor ovlivňující biodiverzitu přírodních lesů ve Švédsku. Rovněž Schwarz et al., (2007) uvádí, že přítomnost a množství odumřelé dřevní hmoty v lesních ekosystémech je nejdůležitější faktor ovlivňující biodiverzitu přírodních lesů.

Müller et al., (2005) se shodují na tom, že lesní reliktní brouci mají vysoké požadavky na kvalitu a kvantitu mrtvého dřeva.

Přesto, jak ukazují výsledky inventarizace tlejícího dřeva například v NP Šumava a v KRNAP, optimálního stavu zatím není zcela jistě dosaženo. Zásoba a charakter tlejícího dřeva jsou ve stavu značně vzdálenému přirozenému stavu. Tento stav je důsledkem historického hospodářského využívání převážné části území ale i důsledkem současného managementu lesa. Díky nedostatečným znalostem funkcí a významu tlejícího dřeva stále dochází k narušování přirozeného cyklu tlejícího dřeva i v lesích, kde je ochrana přírody prioritou (Svoboda, 2011).

Specifickým problémem managementu tlejícího dřeva je v případě národních parků a rezervací řešení problematiky disturbancí, které v lesních porostech způsobují např. vichřice nebo různé druhy hmyzu. V mnoha případech jsou po výskytu těchto disturbancí prováděny asanační zásahy, jejichž cílem je odklidit narušenou dřevní hmotu a v případě některých druhů hmyzu (lýkožrout smrkový) také zabránit jeho dalšímu přemnožení. Z hlediska dynamiky tlejícího dřeva jsou však tyto asanační zásahy často jednou z hlavních příčin současného nepříznivého stavu, kdy na mnoha těchto lokalitách je zásoba a charakter tlejícího dřeva na podobné úrovni jako v lesích hospodářských (Lindenmayer et al., 2006).

Disturbance jsou přirozenou součástí dynamiky lesa a jejich působením v lese naopak dochází k vytváření tlejícího dřeva ať už ve formě vývrátů, zlomů nebo stojících souší. Tím je zajištěna různorodost kvantitativních a kvalitativních

vlastností tlejícího dřeva, která je tak důležitá z hlediska biodiverzity v lese (Kuuluvainen, 2002).

Mnohé studie ukázaly, že tlející dřevo hraje důležitou roli při vytváření habitatů pro různé druhy organismů v terestrických ekosystémech a tak udržuje jejich biodiverzitu (Svoboda, 2007a).

Svoboda (2007b) na základě studií uvádí, že 30-40 % všech organismů žijících v lese je závislých na tlejícím dřevě. Odvoz mrtvého dřeva tedy výrazně snižuje biodiverzitu brouků v horských lesích (Boháč, Matějka, 2010b).

2.4.4 Ochrana bezobratlých

Z odhadovaného množství 41 000 druhů živočichů žijících v ČR připadá téměř 99 % na bezobratlé. Žádný bezobratlý živočich (s výjimkou domestikované včely medonosné) není předmětem dlouhodobé péče člověka.

Ochrana bezobratlých obecně spočívá v zachování, případně vhodném zvýšení pestrosti biotopů i pestrosti jejich vzájemné struktury. Mezi vhodná opatření náleží:

- využívat v maximální míře biologické ochrany lesa, která zároveň vede k podpoře a zvyšování biodiverzity;
- v případě nutnosti chemické ochrany lesa - volit nejvíce selektivní preparát, optimální načasování zásahu atd. (s maximálním ohledem na přítomnost necílových druhů na stanovišti);
- chránit před těžbou a na vhodných místech doplňovat domácí medonosné a plodonosné dřeviny včetně keřů;
- účelově zachovávat určitý podíl přípravných (pionýrských) a vtroušených dřevin na vhodných místech k přirozenému dožití (Morávek, 1999).

V dospělých lesních porostech jsou vhodná stanoviště pro řadu ohrožených či kriticky ohrožených živočišných druhů (Similä et al., 2002).

2.5 Hlavní skupiny epigeických brouků

Brouci (*Coleoptera*) jsou jedním z nejpočetnějších řádů hmyzu s více než 55 000 známými druhy v palearktické oblasti. Z České republiky je podle posledních údajů známo přes 6 000 druhů (Boháč, Matějček, 2004).

Mezi hlavní skupiny epigeických brouků (na půdním povrchu žijících brouků) jsem zařadil čeleď drabčíkovitých a střevlíkovitých. A to z následujících důvodů.

Při praktických studiích půdní fauny se setkáme hlavně se střevlíky a drabčíky z brouků a s mravenci z blanokřídlých (Boháč, Kohout, 2011; Boháč 2007).

Střevlíkovití a drabčíkovití brouci patří k druhově nejpočetnějším čeledím brouků – střevlíků je známo přibližně 40 000, drabčíků 48 000 druhů z celého světa (Boháč, 1999). Obě skupiny se vyskytují prakticky ve všech druzích terestrických ekosystémů a tvoří důležitou součást půdní fauny. Střevlíkovití jsou zastoupeni na území ČR 504 druhy. Drabčíkovitých je známo 1 396 druhů, čili asi třikrát tolik jako střevlíků.

Střevlíkovití i drabčíkovití brouci patří k významným skupinám hmyzu používaným při bioindikačních studiích, zejména v krajinném měřítku. Je to způsobeno relativně jednoduchým způsobem odběru vzorků v terénu metodou zemních pastí a půdních vzorků, relativně dobrou znalostí jejich biologických nároků a možností určení.

Střevlíkovití i drabčíkovití brouci jsou typickými představiteli hmyzu s dokonalou proměnou, čili larva se nepodobá dospělému hmyzu a klidové stadium kukly předchází dospělci (Boháč, Kohout, 2011; Boháč 2007).

Střevlíci a drabčíci jsou v krajině často rozptýleni nerovnoměrně a osidlují mikrobioty (různé morfologicky ohraničené komponenty, např. trsy trávy, mechové polštáře, atd.) (Boháč, Kohout, 2011). Dauber et al., (2010) uvádí, že společenstva epigeických brouků jsou významně ovlivněna okolní krajinou.

Dle Boháče (2004) jsou jednou z nejlépe prozkoumaných skupin bezobratlých na Šumavě.

2.5.1 Drabčíkovití (*Staphylinidae*)

Drabčíci (*Staphylinidae*) patří do podřádu *Polyphaga*. Je to nejpočetnější podřád brouků, jenž je dělen podle různých autorů na 16-17 nadčeledí. Drabčíci patří do nadčeledi *Staphylinoidea*, kam patří společně s mnoha menšími čeleděmi, např. mrchožroutovitými, zahrnujícími známé hrobaříky. Drabčíci jsou od ostatních

brouků dobře odlišitelní zkrácenými krovkami, které pokrývají jen část jejich ohebného zadečku. Ve výjimečných případech, např. u nás u podčeledi *Dasycerinae*, pokrývají krovky celý zadeček. Tělo je oválné až dlouze protáhlé, nažloutlé až tmavě hnědé či černé, jiné barvy jako červená, modrá či žlutá jsou vzácné.

Velikost těla drabčíkovitých je v rozmezí 0,5-60,0 mm (Boháč, Kohout, 2011). Macek (2001) uvádí velikost 2-4 mm. Ve střední Evropě je nejčastější velikost mezi 1 a 35 mm. Druhy s tak rozdílnou velikostí těla mají různou úlohu v ekosystémech a často se nedostanou do vzájemného kontaktu, protože malé druhy žijí v půdních pórech a velké druhy na jejím povrchu. Studium velikostního zastoupení drabčíkovitých v různých biotopech střední Evropy vedlo k určení pěti velikostních skupin:

- skupina I s délkou těla do 3 mm,
- skupina II s velikostí těla 3,1-4,5 mm,
- skupina III 4,6-7,0 mm,
- skupina IV 7,1-11,0 mm,
- skupina V zahrnující druhy větší než 11,0 mm (Boháč, Kohout, 2011).

Největší počet životních forem (drabčíků) byl zjištěn v přirozených nebo polopřirozených biotopech (les, step, neregulované břehy řek a potoků, horské louky, břehy rybníků). Pro každý typ biotopu je možné určit charakteristické zastoupení jedinců určitých životních forem (Boháč, 2003).

Drabčíkovití brouci jsou velmi početní v polopřirozených a obhospodařovaných lesních ekosystémech. Druhová diverzita a ekologická struktura společenstev se liší v různých typech lesa (Boháč, 1999; Boháč, 2003). Největší rozdíly byly zjištěny mezi společenstvy polopřirozených a umělých lesních ekosystémů (Boháč, 2003).

Znalost ekologických nároků většiny středoevropských druhů a přítomnost zástupců čeledi ve všech polopřirozených i člověkem ovlivněných ekosystémech jsou důvodem, že tito brouci jsou citlivými bioindikátory antropogenních změn prostředí. Drabčíci jsou také stále častějším modelovým objektem různých ekologických studií, zabývajících se vlivem nejrůznějších faktorů prostředí na jejich společenstva (Boháč, 1999; Boháč, 2003; Hůrka et al., 1996).

Nejčastějšími způsoby využití drabčíkovitých jako bioindikátorů se v současnosti ubírá třemi hlavními směry:

- 1) Sledování katén s měřením biotických parametrů a společenstva drabčků,
- 2) Statistické metody pro hodnocení společenstev drabčků,
- 3) Rozdělení druhů do skupin podle jejich ekologických nároků. Sledování katén s měřením biotických parametrů a společenstva drabčků.

Sledování společenstev střevlíkovitých a drabčíkovitých brouků ve vzájemně navazujících biotopech (katéně), kde se zároveň plynule mění charakteristiky prostředí umožňují určit ekologickou charakteristiku (preferenci k určitému biotopu) jednotlivých druhů a vliv člověka (managementu) na jejich společenstva. V případě, kdy jsou měřeny některé abiotické charakteristiky prostředí (např. obsah vody, dusíku a organické hmoty v půdě, zasolení půd) lze ještě lépe zpřesnit ekologické nároky nebo toleranci jednotlivých druhů (Boháč, 2003)

Drabčci jsou aktivní hlavně během dne. Většina druhů preferuje zastíněné biotopy a žijí pod kameny, v dřevě, v listí a opadu atd. Jejich aktivita je ovlivňována intenzitou světla. Mnoho drabčíkovitých má značné migrační schopnosti, které se liší u různých skupin (Boháč, Kohout, 2011).

Drabčci jsou hospodářsky významní opět především jako predátoři drobnějších druhů bezobratlých (např. mšic a roztočů). Protože převládá karnivorie, nenajdeme v této čeledi žádného skutečně významného hospodářského škůdce. Velký význam mají druhy, které žijí pod kůrou jehličnatých stromů a živí se tam drobným hmyzem zvláště larvami kůrovců. Je zde tedy zřejmý význam pro lesní hospodářství. Celá řada drabčků žije v půdě a tvoří důležitou složkou edafonu. Velké masožravé druhy z podčeledi *Staphylininae* jsou velmi dravé a zničí tak velké množství larev hmyzu např. i larev much. Zástupci rodu *Staphylinus* L. a *Ocypus* Leach, jsou našimi největšími drabčiky, zničí velké množství hmyzu a patří společně se střevlíky mezi nejužitečnější brouky (Boháč, 2007).

2.5.1.1 Životní formy evropských drabčků

Potravní vztahy u drabčíkovitých jsou mnohem rozmanitější než u střevlíků (Boháč, 1999; Boháč, Kohout, 2011) a slouží jako základ klasifikace jejich životních forem (tab. 4) (Boháč, Kohout, 2011).

Tab. 4 Životní formy evropských drabčků (Boháč, 1999)

Třída: Zoofágové

Podtřída: Epigeobionti

Skupiny: Epigeobionti běžající, velcí (typ *Staphylinus*)

Epigeobionti běžající, malí (typ *Philonthus*)

Podtřída: Stratobionti

Skupiny: žijící na půdním povrchu a v opadu (typ *Othius*)

žijící v opadu (typ *Medon*)

žijící v opadu a pod kůrou (typ *Dinaraea*)

žijící v podzemních chodbách (typ *Quedius*)

žijící v jeskyních (typ *Apteranillus*)

Podtřída: Geobionti

Skupiny: Geobionti běžající a hrabající (typ *Phytosus*)

Půdní geobionti (typ *Meotica*)

Podtřída: Psamokolimbeti

Skupiny: pobřežní (typ *Stenus*)

žijící na lehkých a písčitých půdách (typ *Astenus*)

Podtřída: petrobionti (typ *Lesteva*)

Podtřída: torfobionti (typ *Pachnida*)

Třída: Fytofágové

Skupiny: dendrochortobionti (typ *Eusphalerum*)

pobřežní (typ *Bledius*)

Třída: Saprofágové

Skupiny: žijící v opadu (typ *Omalium*)

žijící na povrchu půdy, malých rozměrů (typ *Oxytelus*)

žijící v jeskyních (typ *Ochtheophilus*)

Třída: Mycetofágové (typ *Gyrophana*)

Třída: Myrmekofilové a termitofilové

Skupiny: symfilové (typ *Atemeles*)

synechťi (typ *Lamprinodes*)

synoekenti (typ *Thiasophila*)

2.5.2 Střevlíkovití (*Carabidae*)

Střevlíci (*Carabidae*) patří do podřádu *Adephaga* (celkem je známo okolo 36 000 druhů v 9 čeledích, z nichž 6 žije ve vodě). Velikost středoevropských zástupců kolísá mezi 1,6-40 mm (Hůrka, 2005). Jsou nejčastěji štíhlí, dobří běžci, se silnými, dlouhými nohama, někteří pomocí upravených předních nohou hrabou (Macek, 2001). Mnozí (např. druhy rodu *Carabus*) ztratili schopnost letu. Samci většiny druhů mají rozšířené články předních chodidel, opatřené na spodní straně přichycovacími brvami. Většina druhů má zadečkové obranné žlázy různého, často skupinově specifického složení, mnohdy silně páchnoucí. Larvy jsou protáhlé, rovnoběžné, s mohutnými kusadly bez kanálku, předposlední zadečkový článek nese zpravidla pár pevných nebo pohyblivých urogomfů, kuklí se nejčastěji v komůrce v půdě (Hůrka, 2005; Boháč 2007; Boháč, Kohout, 2011).

Střevlíkovití obývají nejrůznější stanoviště od mokrých, bažinatých nebo pobřežních až po suchá stepní a pouštní (Hůrka, 1996). Většina druhů žije na povrchu půdy pod kameny nebo v hrabance. Střevlíci žijí i na bylinách, keřích a stromech, někteří i pod kůrou (*Tachyta nana*). Jsou známé druhy vyžadující zastínění (lesní), ale i druhy heliofilní, pobíhající za dne a plného slunce na otevřených biotopech.

Stanoviště, která obývají střevlíkovití, jsou velmi rozmanitá. Mezi nejdůležitější faktory podmiňující jejich výskyt patří vlhkost, teplota, zastínění, typ vegetace a charakter půdního podkladu. Naprostá většina druhů žije a pohybuje se na povrchu půdy. Výskyt mnoha druhů je vázán na vlhká, až velmi vlhká stanoviště na březích vod, na druhou stranu jsou známy i druhy suchomilné (Boháč 2007; Boháč, Kohout, 2011).

Největší skupinou střevlíků jsou predátoři, konzumující širokou škálu potravy živočišného původu. Dále se mohou střevlíci živit rostlinným i živočišným materiálem zároveň a existují i mrchožravé druhy (Lovei, Sunderland, 1996).

Zástupci rodu *Staphylinus* L. a *Ocypus* Leach jsou našimi největšími drabčičky, zničí velké množství hmyzu a patří společně se střevlíky mezi nejužitečnější brouky (Boháč, Kohout, 2011).

Souhrnně je možno naše střevlíkovité označit za významnou skupinu živočichů, která ve vztahu k člověku a jeho činnosti hraje kladnou roli. Jsou tedy užiteční, a to nejen jako predátoři různých, lidské činnosti škodlivých bezobratlých,

ale i možností využití k bioindikačním účelům v zaznamenávání změn přírodního prostředí, a tím i životního prostředí člověka (Boháč, 2007). I vědci Rainioa a Niemelä (2003) došli k závěru, že jsou střevlíci velmi užiteční v biologické indikaci.

3. Modelová území

Plochy vybrané pro odběr vzorků se nacházejí v jižních Čechách mezi městem Písek a obcí Kestřany. Dle geomorfologického členění je dané území zařazeno takto:

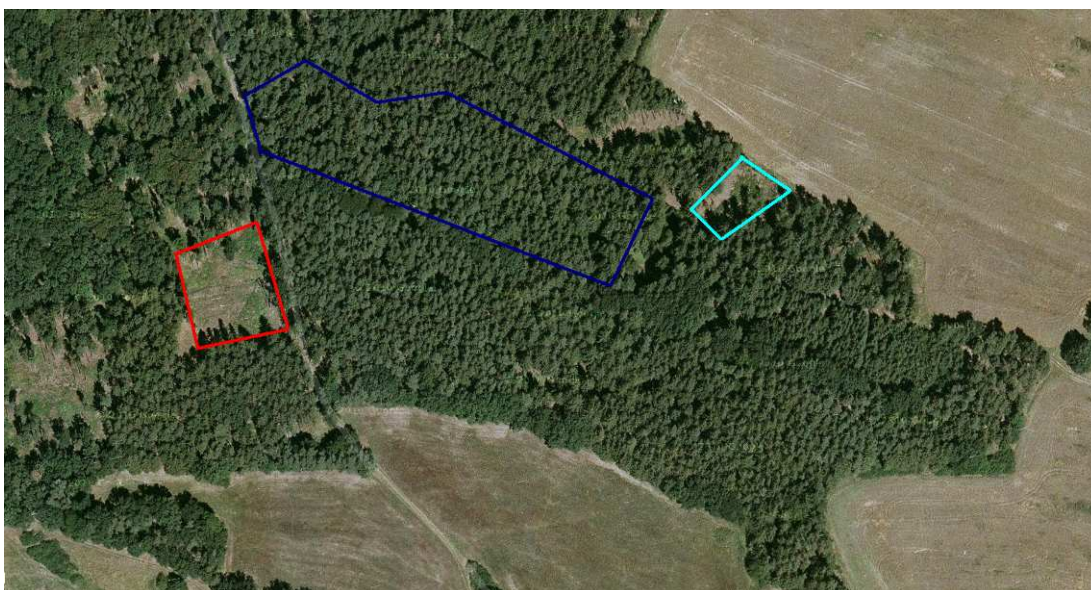
	Česká vysočina (provincie)
II	Česko-moravská soustava (subprovincie)
IIB	Jihočeské pánve (oblast – podsoustava)
IIB-1	Českobudějovická pánev (celek)
IIB-1A	Putimská pánev (podcelek)
IIB-1A-b	Kestřanská pánev (okrsek)

Kestřanská pánev má mírně zvlněný, převážně akumulací reliéf. Leží na oligocenních a miocenních jílech a pískách vyplňujících široké údolí Otavy na soutoku s Blanicí. Podloží migmatity a perlové ruly moldanubika vystupují v nízkých elevacích při okrajích pánve. Ve středu pánve je akumulací rovina s četnými meandry, mrtvými rameny a rybníky. Pánev je středně zalesněná, se smrkovými a borovými porosty s dubem, méně s dubovými porosty.

Lokalita je zasazena do poměrně členitého reliéfu Písecké vrchoviny, která zde vystupuje ze severního výběžku českobudějovické pánve, resp. údolní nivy řeky Otavy (Pešková, 2007).

Sledované lokality v Zátavském lese (obr. 2) jsou vedeny, jako lesní pozemky s nadmořskou výškou od 400 m. n. m. do 436 m. n. m. Vybrané území je složeno převážně smrkovými porosty s ojedinělými borovicemi a duby, které slouží jako orientační body rozdělení jednotlivých parcel.

Obr. 2 Mapa vybraných lesních biotopů (zdroj: <http://maps.google.cz>)



Legenda:  Paseka
 Smrkový les (stáří 50-70 let)
 Smrková školka (stáří 6 let)

3.1 Charakteristika sledovaných biotopů

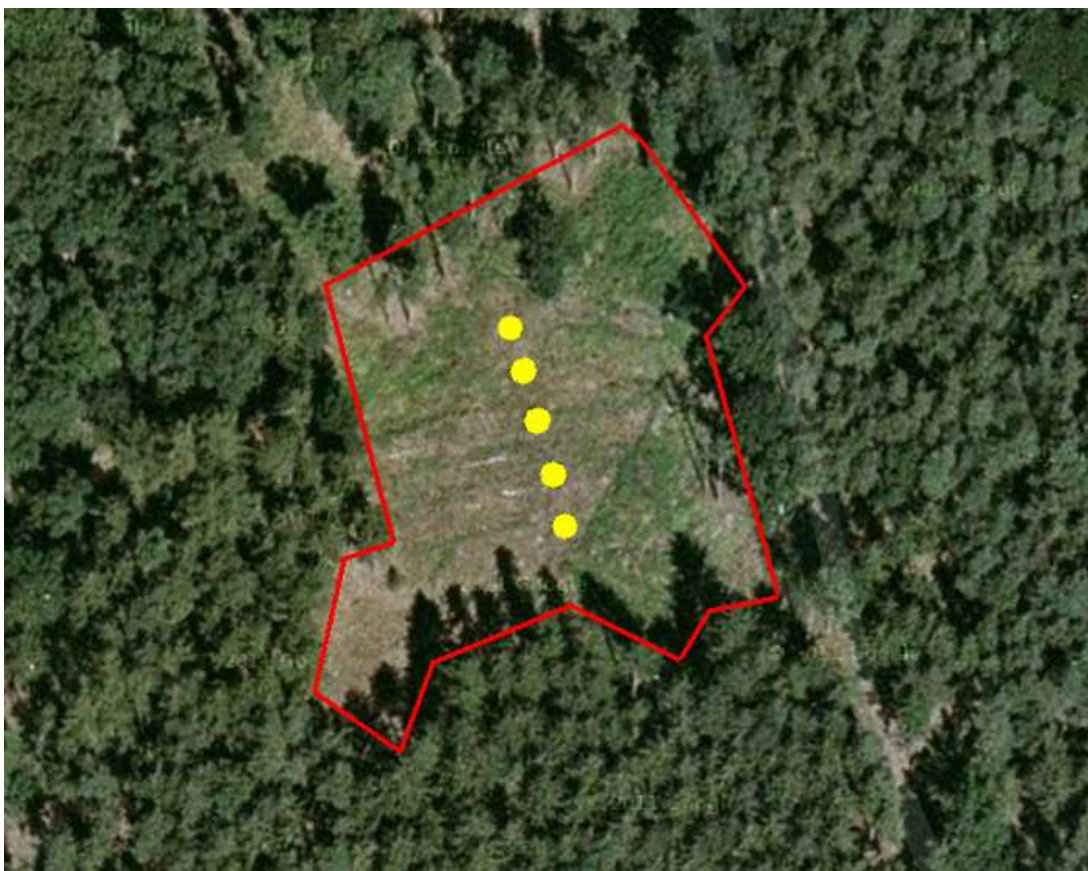
V rámci práce byly sledovány tři biotopy: paseka, smrkový les (stáří 50-70 let) a smrková školka (stáří 6 let). V následujících kapitolách je uveden stručný popis výše zmiňovaných biotopů.

3.1.1 Paseka

Paseka se nachází v nejvyšší nadmořské výšce ze sledovaných biotopů (436 m. n. m.). Tato mýtina vznikla vytěžením původní dřeviny – smrku ztepilého (*Picea abies*). Paseka je obklopena vzrostlým lesem převážně smrkového charakteru. Na východní straně je umístěna lesní cesta, která je sporadicky využívána. Velikost paseky je cca.: 4 675 m².

Flóra této paseky je tvořena převážně ostřicí srstnatou (*Carex hirta*) a ostružiníkem křovitým (*Rubus fruticosus*). Nalezneme zde také jahodník obecný (*Fragaria vesca*) či náletové dřeviny jako je bříza bělokorá (*Betula pendula*).

Obr. 3 Paseka s vyznačením umístění jednotlivých zemních pastí (zdroj: <http://maps.google.cz>)



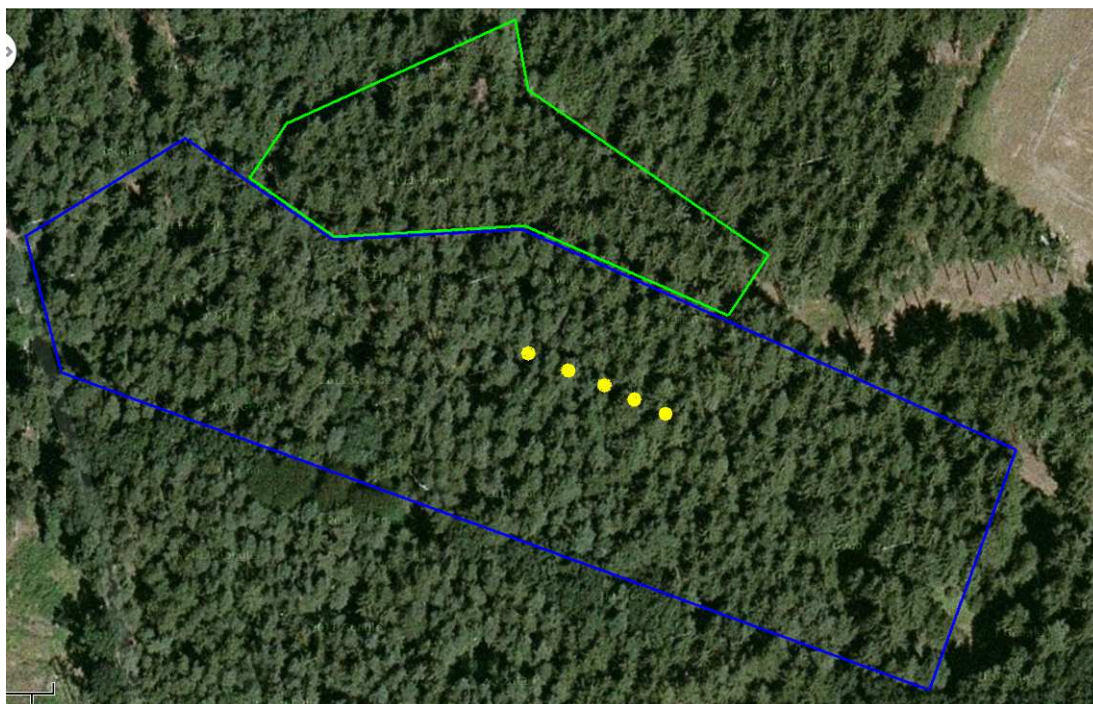
Legenda:  Paseka
 Zemní pasti

3.1.2 Smrkový les (stáří 50-70 let)

Tento biotop je složen převážně smrkem ztepilým (*Picea abies*) ve věkové struktuře 50-70 let. Místy se vyskytuje borovice lesní (*Pinus sylvestris*) či bez černý (*Sambucus nigra*). Na povrchu půdy se ve velkém množství nachází uschlé jehličí a značné kvantum spadaných větví, ale i přesto lze nalézt pár druhů rostlin. Nalézá se zde ostružiník křovitý (*Rubus fruticosus*), jahodník obecný (*Fragaria vesca*), mech (*Bryophyta*) konkrétně drabík stromkovitý (*Climacium dendroides*) či kaprad' rozložená (*Dryopteris dilatata*).

Smrkový les je až na severní část obklopen smrkovým lesem. Na severní straně sledovaného biotopu se nachází nová paseka, která již byla holinou, při monitorování daného biotopu.

Obr. 4 Smrkový les (stáří 50-70 let) s vyznačením umístění jednotlivých zemních pastí (zdroj: <http://maps.google.cz>)



- Legenda:
- Smrkový les (stáří 50-70 let)
 - Zemní pasti
 - Nově vzniklá paseka (dosud nezanesená do map)

3.1.3 Smrková školka (stáří 6 let)

Smrková školka se nachází na východě Zátavského lesa, jejíž severní strana sousedí s ornou půdou. V době monitoringu byla na orné půdě zasetá kukuřice setá (*Zea mays*). Jinak se kolem sledovaného biotopu nachází vzrostlý les.

Školka zaujímá rozlohu přibližně 1250 m².

Bývalá holina byla osázena před třemi lety tříletými sazenicemi smrku ztepilého (*Picea abies*). Již dnes se tam, ale ojediněle vyskytuje bříza bělokorá (*Betula pendula*).

V hojném počtu se zde vyskytuje třtina chloupkatá (*Calamagrostis villosa*) a kostřava obrovská (*Festuca gigantea*). V menší míře je zde zastoupen jahodník obecný (*Fragaria vesca*) a bukovinec osladičovitý (*Phegopteris connectilis*).

Obr. 5 Školka (stáří 6 let) s vyznačením umístění jednotlivých zemních pastí (zdroj: <http://maps.google.cz>)



Legenda:  Školka (stáří 6 let)
 Zemní pasti

3.2 Klimatické podmínky území pro rok 2012

Klimatické podmínky v dané lokalitě jsou přebrány z Českého hydrometeorologického ústavu. Konkrétně z měřicí stanice Kocelovice (ID C1K0CE01), která se nachází cca. 27 km od zkoumaných biotopů.

V tab. 5 jsou znázorněny klimatické podmínky pro rok 2012, včetně měsíců dubna až srpna, kdy docházelo k vybírání zemních pastí.

Tab. 5 Klimatické podmínky sledovaných biotopů (zdroj: <http://www.chmi.cz>)

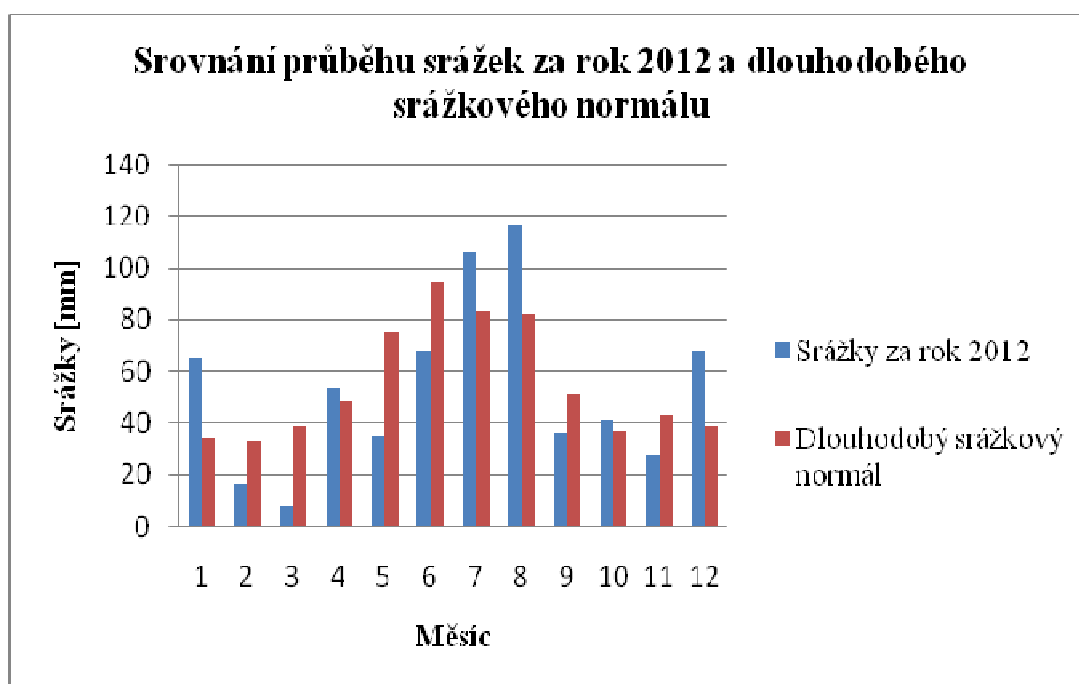
Měsíc												Rok
1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.	12.	
Průměrná měsíční teplota [°C]												
0,5	-4,8	5,9	8,1	14,2	16,9	17,5	18	12,9	7	3,9	-0,6	8,3
Srážky [mm]												
65,3	16,8	7,9	53,2	34,8	67,7	105,8	116,7	36,8	41,5	28,1	68,2	642,8
Trvání slunečního svitu [h]												
70,1	103,9	202,7	182,9	264	195,3	212,6	258,2	165,2	103,6	38	56,2	1852,7

Z tab. 5 a z následujících obrázků (obr. 6 a obr. 7) je patrné, že největší srážky v modelovém území byly zaznamenány v měsíci srpnu, kdy rovněž došlo

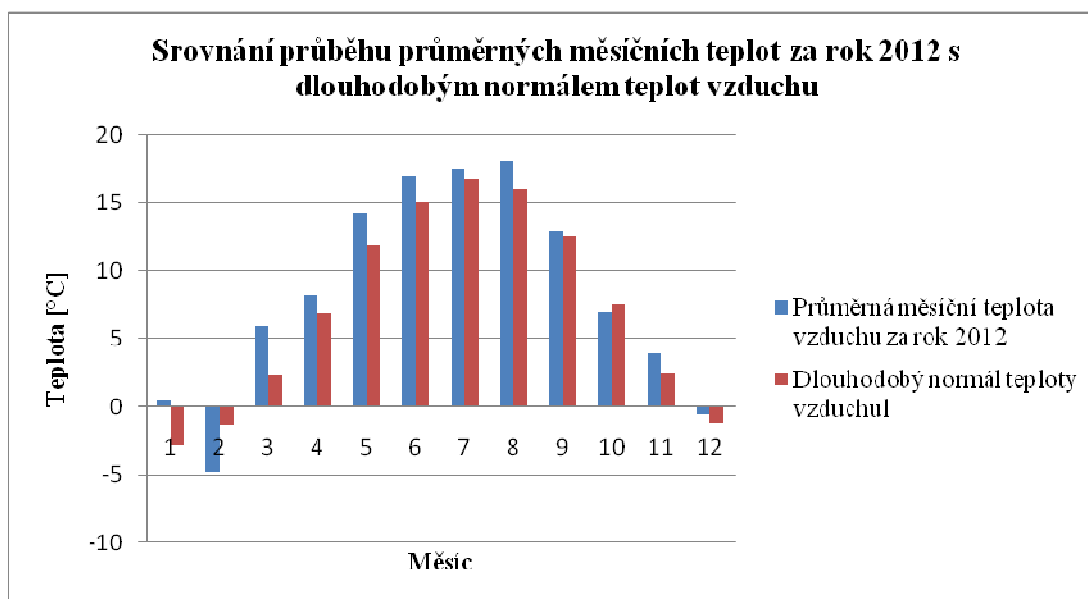
k výraznému překročení dlouhodobého srážkového normálu. K tomuto nápadnému překročení došlo i v měsíci červenci. V měsíci květnu a červnu také došlo k výraznému překročení dlouhodobého srážkového normálu, ale tentokrát do opačných (minusových) hodnot. Zvláště v květnu bylo výrazné sucho. Tyto skutečnosti mohli mít jak pozitivní, tak negativní efekt na kvalitu nasbíraného materiálu.

Co se týče porovnání teplot vzduchu v roce sběru s dlouhodobým normálem teploty vzduchu, tak všechny naměřené hodnoty jsou mírně vyšší. V roce 2012 bylo teplejší jaro a léto, což by mělo mít nepatrný až nulový vliv na četnost epigeických brouků.

Obr. 6 Srovnání průběhu srážek za rok 2012 a dlouhodobého srážkového normálu



Obr. 7 Srovnání průběhu průměrných měsíčních teplot za rok 2012 s dlouhodobým normálem teplot vzduchu



4. Materiál a metodika

Pro odchyt epigeických brouků v lesních ekosystémech byla použita metoda zemních pastí. Tato metoda sběru materiálu byla využita na všech odchyťových lokalitách. Tento postup je založen na rozmístění - zakopání určitého počtu pastí tak, že jejich hrdlo vodorovně kopíruje okolní terén. V mém případě bylo v každé vytypované lokalitě pomocí ocelové zahradnické lopatky zakopáno 5 pastí. Tyto pasti byly rozmístěny v řadě za sebou s rozstupem 5 m tak, aby podchytily variabilitu podmínek na daném území. Vzdálenost byla měřena svinovacím měřícím pásmem o délce 25 m s třídou přesnosti EG II. Tato pomyslná linie pastí byla umístěna do přibližného středu jednotlivých odchyťových lokalit s různým managementem. Takto umístěné pasti byly do max. 1/3 výšky naplněny fixačním roztokem, který se skládal z ethylenglykolu (Fridex) a vody. Pastí byl obyčejný plastový kelímek o objemu 300 ml a vrchním průměrem 7,5 cm. Odběr materiálu probíhal od 29. dubna do 20. srpna.

Zemní pasti byly vybírány každé 3 týdny. Vybírání probíhalo tak, že kelímek byl vyjmut z půdy a umístěn do přepravky, ve které byl dovezen do nedaleké laboratoře. Kde proběhlo vytrídění od nežádoucího materiálu (pavouci, slimáci, mouchy, jehličí atd.) a propláchnutí čistou vodou. Takto získaný materiál byl vložen do řádně označených přepravných obalů, zalit konzervačním roztokem

(ethylenglykol + voda) a odvezen k odborné determinaci doc. RNDr. J. Boháčovi, DrSc. Na místo vyjmuté pasti byla vložena past nová.

Celkem bylo v období od 29. dubna do 20. srpna sebráno a řádně determinováno 1813 exemplářů epigeických brouků, kteří jsou složeni ze 13 čeledí a 63 druhů. Materiál je uložen na Zemědělské fakultě Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích.

Foto. 1 Umístění zemní pasti na vybraných biotopech: A – paseka, B – lesní školka (stáří 6 let), C – smrkový les (stáří 50-70 let) (zdroj: Petr Stluka, 14. 7. 2012)



4.1 Rozdělení do skupin podle tolerance k antropogenním vlivům (disturbancím)

Ekologické znalosti o jednotlivých druzích střevlíků a drabčků posloužily pro jejich rozdělení do skupin podle tolerance k antropogenním vlivům. Při vyhodnocení struktury společenstev brouků podle frekvence počtu exemplářů druhů jednotlivých skupin podle tolerance k antropogenním vlivům byly naše druhy střevlíků a drabčků rozděleny do tří skupin.

- První skupinu tvoří druhy s nejužší ekologickou valencí, mající v současnosti mnohdy charakter relictů (skupina R u střevlíků nebo RI u drabčků – druhy biotopů nejméně ovlivněných činností člověka),
- druhou skupinu reprezentují adaptabilnější druhy (skupina A u střevlíků nebo RII u drabčků – druhy stanovišť středně ovlivněných činností člověka, většinou druhy kulturních lesů, ale i druhy neregulovaných a původnějších břehů toků)
- a třetí skupina je reprezentována eurytopními druhy (skupina E – druhy odlesněných stanovišť silně ovlivněných činností člověka)

Jak je zřejmé z předcházejícího textu, označení skupin u střevlíků a drabčků je různé a platí následující pravidlo: R podle Hůrky et al., (1996) = RI podle Boháče (1988), A podle Hůrky et al., (1996) = R2 podle Boháče (1988) a E Hůrky et al., (1996) je totožné se skupinou E ve smyslu používaném Boháčem (1988) (Boháč, Kohout, 2011; Boháč, 2007; Boháč, Matějčec, Rous, 2004).

4.2 Index antropogenního ovlivnění společenstev brouků (ISD)

Dle Boháče (1990, 1999) byl vypočítán pro každou odchytovou lokalitu index antropogenního ovlivnění společenstev brouků (ISD). Index byl určen pomocí vzorce:

$$\text{ISD} = 100 - (\text{E} + 0,5 \cdot \text{R2})$$

E = procentuelní zastoupení jedinců skupiny E

R2 = procentuelní zastoupení jedinců skupiny R2.

ISD dosahuje hodnot od 0 do 100, kdy index blízký se nule značí krajinu silně ovlivněnou antropogenní činností a vyznačuje se převážně výskytem expanzivních

druhů E. Hodnoty indexu blíží se k hodnotě 100 určují krajinu jako málo ovlivněnou lidskou činností, ve které se vyskytují převážně reliktů prvního řádu R1.

Dále byly výsledky podrobněji zatříděny pomocí klasifikační stupnice antropogenního ovlivnění habitatů dle Nenadála (1998), která je dělena na 5 tříd:

- I. 0-15 - velmi silně ovlivněné
- II. 10-30 - silně ovlivněné
- III. 30-50 - ovlivněné
- IV. 45-65 - málo ovlivněné
- V. 50-100 - neovlivněné

5. Výsledky

Obsahem výsledkové části je druhové složení bezobratlých a aktivita společenstev epigeických brouků na sledovaných lesních biotopech, zjištění zastoupení druhů podle tolerance k antropogenním vlivům, výpočet indexu antropogenního ovlivnění společenstev brouků dále indikátory vlivu člověka či určení dominantních druhů.

Tyto výsledky jsou zaměřeny na všechny sledované biotopy: paseka, smrkový les (stáří 50-70 let) a smrková školka (stáří 6 let) proto, aby byla možnost porovnání jednotlivých vlivů na daná modelová území.

5.1 Druhové složení na sledovaných biotopech

Vytvořil jsem tab. 6, která znázorňuje druhové složení epigeických brouků v návaznosti na jednotlivé lesní plochy s různým managementem. Tabulka zahrnuje celkový počet odchycených druhů v dané lokalitě, přidělení reliktnosti dle citlivosti k antropogenním vlivům a zařazení do čeledí.

Tab. 6 Seznam nalezených druhů ve sledovaných lesních ekosystémech, jejich aktivita a zařazení do skupin dle citlivosti k antropogenním vlivům

Druh a ekologické zařazení	Čeleď	Lokalita (biotop)			Celkem
		Paseka	Smrková školka (stáří 6 let)	Smrkový les (stáří 50 -70 let)	
<i>Carabus granulatus</i> (Linnaeus, 1758), E	<i>Carabidae</i>	32	-	-	32
<i>Carabus nemoralis nemoralis</i> (O. F. Müller, 1754), R2	<i>Carabidae</i>	-	-	22	22
<i>Carabus convexus convexus</i> (Fabricius, 1775), E	<i>Carabidae</i>	3	-	-	3
<i>Carabus hortensis hortensis</i> (Linnaeus, 1758), R2	<i>Carabidae</i>	-	6	29	35
<i>Notiophilus biguttatus</i> (Fabricius, 1778), R2	<i>Carabidae</i>	-	2	-	2
<i>Leistus piceus</i> (Frölich, 1799), R2	<i>Carabidae</i>	-	2	-	2
<i>Trechus quadristriatus</i> (Schrank, 1781), E	<i>Carabidae</i>	1	-	-	1
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i> (Fabricius, 1787), R2	<i>Carabidae</i>	-	-	27	27
<i>Pterostichus vernalis</i> (Panzer, 1796), R2	<i>Carabidae</i>	-	-	4	4
<i>Pterostichus melanarius</i> (Illiger, 1798), E	<i>Carabidae</i>	66	39	8	113
<i>Pterostichus nigrita</i> (Paykull, 1790), E	<i>Carabidae</i>	-	7	11	18
<i>Poecilus cupreus</i> (Linnaeus, 1758), E	<i>Carabidae</i>	145	216	8	369

<i>Poecilus versicolor</i> (Sturm, 1824), E	<i>Carabidae</i>	37	59	7	103
<i>Calathus fuscipes</i> (Goeze, 1777), E	<i>Carabidae</i>	1	22	-	23
<i>Calathus melanocephalus</i> (Linnaeus, 1758), E	<i>Carabidae</i>	1	17	-	18
<i>Anisodactylus binotatus</i> (Fabricius, 1787), E	<i>Carabidae</i>	11	-	-	11
<i>Platynus assimilis</i> (Paykull, 1790), R2	<i>Carabidae</i>	-	5	-	5
<i>Anchomenus dorsalis</i> (Pontoppida, 1763), E	<i>Carabidae</i>	14	28	-	42
<i>Agonum muelleri</i> (Herbst, 1784), E	<i>Carabidae</i>	3	-	-	3
<i>Amara aenea</i> (De Geer, 1774), E	<i>Carabidae</i>	15	9	-	24
<i>Pseudoophonus rufipes</i> (De Geer, 1774), E	<i>Carabidae</i>	25	-	-	25
<i>Panagaeus cruxmajor</i> (Linnaeus, 1758), R2	<i>Carabidae</i>	-	2	-	2
<i>Harpalus signaticornis</i> (Duftschmid, 1812), E	<i>Carabidae</i>	-	2	-	2
<i>Ophonus rupicola</i> (Sturm, 1818), E	<i>Carabidae</i>	3	-	-	3
<i>Harpalus affinis</i> (Schrank, 1781), E	<i>Carabidae</i>	15	7	-	22
<i>Harpalus latus</i> (Linnaeus, 1758), R2	<i>Carabidae</i>	-	4		4
<i>Thanatophilus rugosus</i> (Linnaeus, 1750), E	<i>Silphidae</i>	8	135	143	286
<i>Silpha obscura</i> (Linnaeus, 1758), E	<i>Silphidae</i>	5	19	8	32
<i>Nicrophorus vespillo</i> (Linnaeus, 1758), E	<i>Silphidae</i>	-	32	59	91

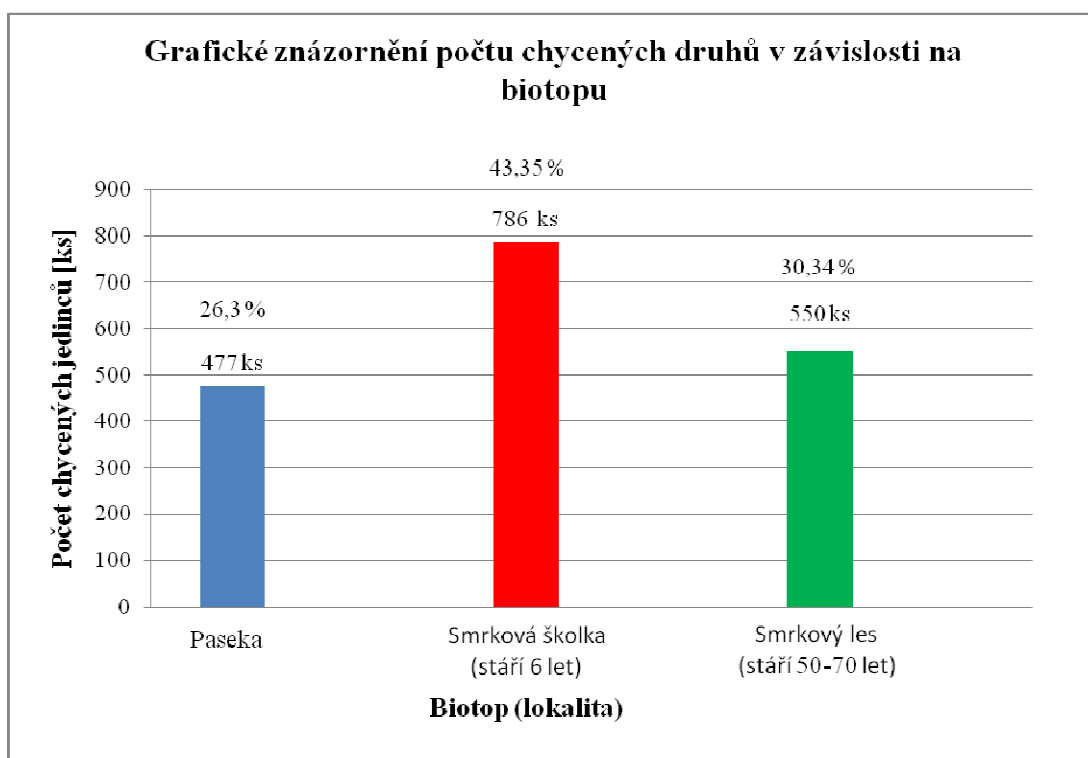
<i>Nicrophorus humator</i> (Olivier, 1790), E	<i>Silphidae</i>	2	-	-	2
<i>Nicrophorus vespilloides</i> (Herbst, 1784), E	<i>Silphidae</i>	7	15	135	157
<i>Sciodrepoides watsoni watsoni</i> (Spence, 1815), E	<i>Leiodidae</i>	7	-	32	39
<i>Catops coracinus coracinus</i> (Kellner, 1846), E	<i>Leiodidae</i>	3	-	-	3
<i>Scaphidium quadrimaculatum</i> (Olivier, 1790), R2	<i>Staphylinidae</i>	-	2	6	8
<i>Omalium caesum</i> (Gravenhorst, 1806), E	<i>Staphylinidae</i>	6	9	15	30
<i>Anotylus rugosus</i> (Fabricius, 1775), E	<i>Staphylinidae</i>	-	9	-	9
<i>Philonthus cognatus</i> (Stephens, 1832), E	<i>Staphylinidae</i>	2	4	-	6
<i>Xantholinus linearis</i> (Olivier, 1794), E	<i>Staphylinidae</i>	3	9	-	12
<i>Xantholinus gallicus</i> (Coiffait, 1956), R1	<i>Staphylinidae</i>	1	4	-	5
<i>Tachyporus chrysomelinus</i> (Linnaeus, 1758), E	<i>Staphylinidae</i>	4	9	1	14
<i>Tachyporus hypnorum</i> (Fabricius, 1775), E	<i>Staphylinidae</i>	2	1	-	3
<i>Atheta triangulum</i> (Kraatz, 1856), E	<i>Staphylinidae</i>	1	2	-	3
<i>Atheta fungi</i> (Gravenhorst, 1806), E	<i>Staphylinidae</i>	1	14	6	21
<i>Drusilla canaliculata</i> (Fabricius, 1787), E	<i>Staphylinidae</i>	4	13	-	17
<i>Zyras humeralis</i> (Gravenhorst, 1802), R2	<i>Staphylinidae</i>	-	6	-	6
<i>Aleochara curtula</i> (Goeze, 1777), E	<i>Staphylinidae</i>	-	3	-	3

<i>Geotrupes stercorarius</i> (Linnaeus, 1758), R2	<i>Geotrupidae</i>	19	28	-	47
<i>Agrypnus murinus</i> (Linnaeus, 1758), E	<i>Elateridae</i>	-	-	3	3
<i>Agriotes obscurus</i> (Linnaeus, 1758), E	<i>Elateridae</i>	12	-	-	12
<i>Melanotus brunnipes</i> (Germar, 1824), E	<i>Elateridae</i>	-	3	12	15
<i>Dalopius marginatus</i> (Linnaeus, 1761), R2	<i>Elateridae</i>	-	-	3	3
<i>Athous vittatus</i> (Fabricius, 1792), R2	<i>Elateridae</i>	-	-	1	1
<i>Cantharis obscura</i> (Linnaeus, 1758), E	<i>Cantharidae</i>	-	3	-	3
<i>Meligethes aeneus</i> (Fabricius, 1775), E	<i>Nitidulidae</i>	8	12	-	20
<i>Atomaria linearis</i> (Stephens, 1830), E	<i>Cryptophagidae</i>	7	-	-	7
<i>Coccinella septempunctata</i> (Linnaeus, 1758), E	<i>Coccinellidae</i>	-	8	1	9
<i>Stenurella melanura</i> (Linnaeus, 1758), E	<i>Cerambycidae</i>	-	-	3	3
<i>Cassida nebulosa</i> (Linnaeus, 1758), E	<i>Chrysomelidae</i>	3	7	1	11
<i>Otiorhynchus singularis</i> (Linnaeus, 1758), E	<i>Curculionidae</i>	-	4	-	4
<i>Otiorhynchus ovatus</i> (Linnaeus, 1758), E	<i>Curculionidae</i>	-	-	4	4
<i>Phyllobius argentatus</i> (Linnaeus, 1758), R2	<i>Curculionidae</i>	-	3	1	4
<i>Sitona hispidulus</i> (Fabricius, 1776), E	<i>Curculionidae</i>	-	4	-	4
<i>Sitona cylindricollis</i> (Fisher, 1840), E	<i>Curculionidae</i>	-	1	-	1
Celkem		477	786	550	1813

Z tab. 6 je patrné, že největší počet chycených brouků byl na lokalitě smrková školka (stáří 6 let) a to konkrétně 786 jedinců. Dalším nejpočetnějším stanovištěm byl smrkový les (stáří 50-70 let) s 550 brouky. Nejmenší počet nalezených brouků byl na biotopu paseka, kde bylo nalezeno 470 jedinců epigeických brouků.

Tuto skutečnost jsem převedl do grafického znázornění a doplnil o procentuální zastoupení odchycených exemplářů v daném biotopu (viz obr. 8). Na sledovaném území smrková školka (stáří 6 let) bylo odchyceno 43,35 % všech exemplářů, což představuje celkem výrazný rozdíl v porovnání s ostatními sledovanými biotopy. Konkrétně je tento rozdíl 17,05 % u biotopu paseka respektive 13,01 % oproti smrkovému lesu (stáří 50-70 let).

Obr. 8 Počet zjištěných jedinců na studovaných biotopech

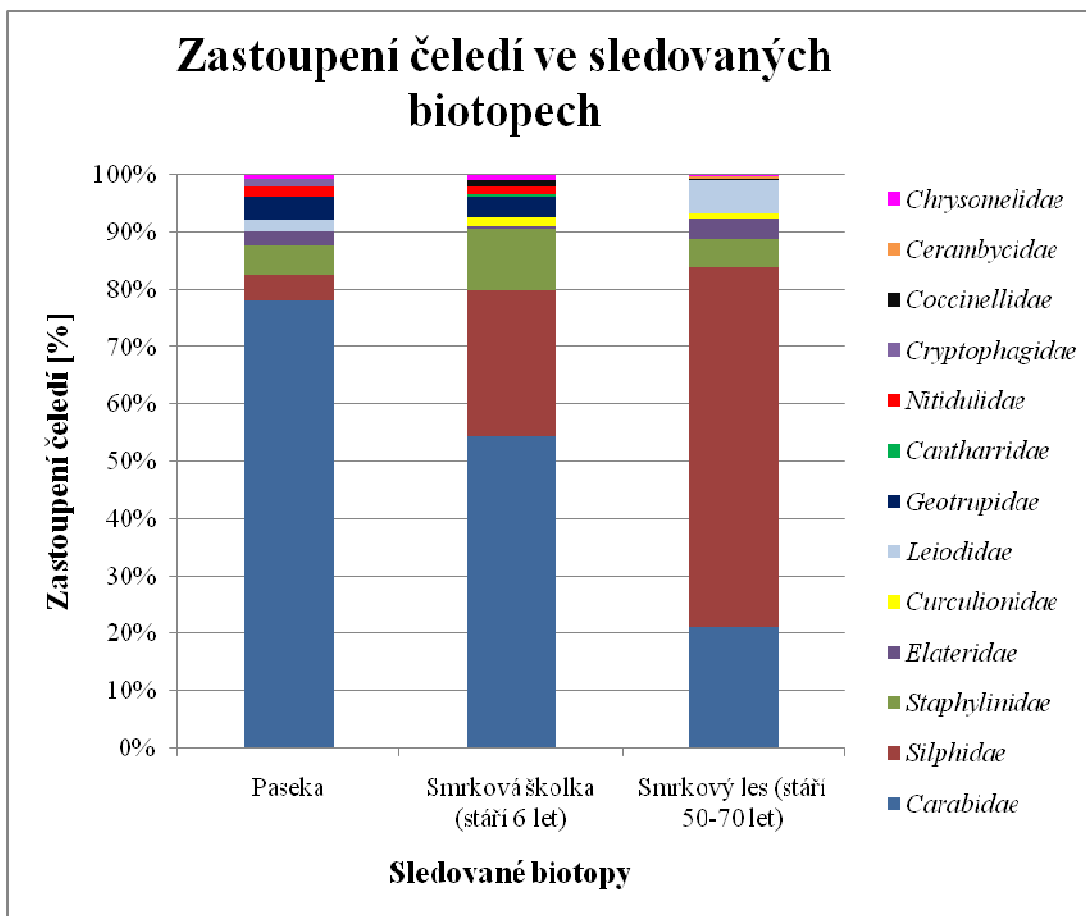


Jak již bylo řečeno, bylo determinováno celkem 1813 jedinců ze 13 čeledí. Procentuální zastoupení čeledí v jednotlivých biotopech v závislosti na počtu druhů je znázorněno v obr. 9. Z obrázku je patrné zejména výrazné zastoupení dvou čeledí a to *Carabidae* a *Silphidae*. Zatímco čeleď *Carabidae* výrazně dominuje v biotopu paseka s procentuálním zastoupením blízkým hodnotě 80 %, v biotopu smrková školka (stáří 6 let) je její zastoupení stále uctihodných 54 %, tak na ploše smrkový

les (stáří 50-70 let) je to pouhopouhých 21 % a tudíž dominantní čeledí se zde stala *Silphidae* se 63 %.

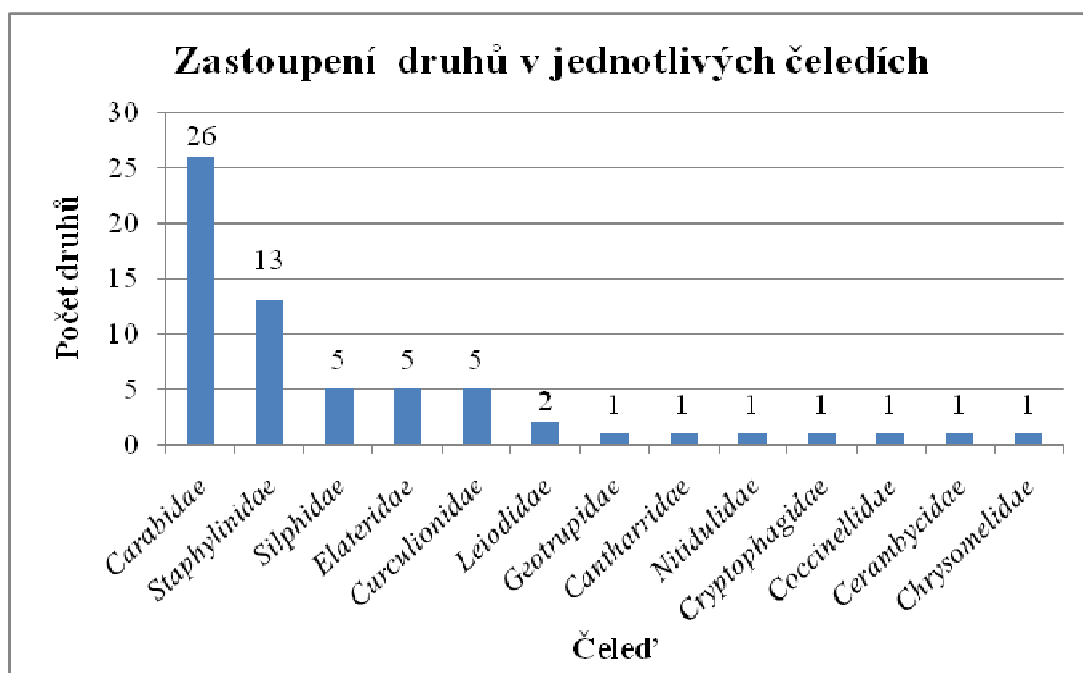
Dále se v poměrně hojném počtu vyskytovala čeleď *Staphylinidae*, ale v žádném případě nemůže konkurovat již zmiňovaným dominantním čeledím. Vzhledem ale k velmi nízkému zastoupení ostatních čeledí by nebylo vhodné čeleď *Staphylinidae* opomenout.

Obr. 9 Zastoupení čeledí ve sledovaných biotopech



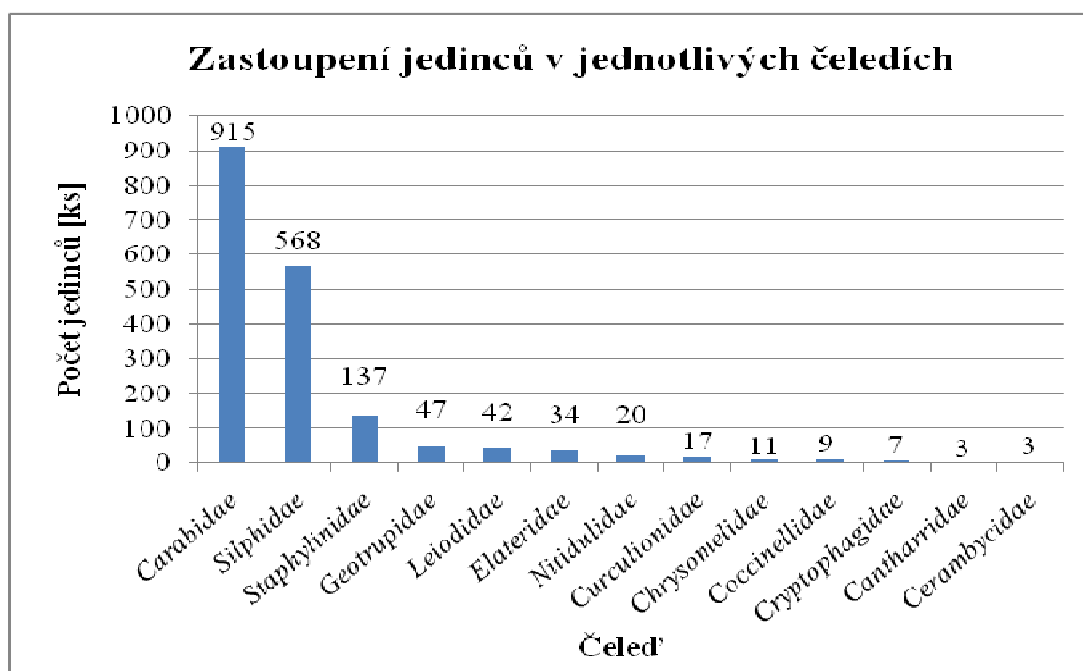
Odchycené exempláře epigeických brouků se skládaly ze 63 druhů. Obr. 10 znázorňuje zastoupení počtu druhů v závislosti na čeledi. Nejvíce druhů zastupuje čeleď *Carabidae* a to konkrétně 26. Výrazně převyšuje druhové složení ostatních čeledí. Na druhého v pořadí čeleď *Staphylinidae* má dvojnásobné zastoupení. Za zmínku ještě stojí čeledě *Silphidae*, *Elateridae* a *Curculionidae*, které mají pětinasobné druhové zastoupení. Ostatní čeledě jsou zastoupeny převážně jen jedním druhem.

Obr. 10 Zastoupení druhů v jednotlivých čeledích



Z celkového počtu 1813 determinovaných jedinců se téměř dokonalá polovina skládala z čeledě *Carabidae*. Z čeledě *Silphidae* bylo nalezeno a určeno 568 ks a z třetí nejpočetnější čeledě *Staphylinidae* bylo odchyceno 137 jedinců. Zbylé čeledě byly zastoupeny maximálně do desítek kusů (viz obr. 11).

Obr. 11 Zastoupení jedinců v jednotlivých čeledích



Faunisticky nejzajímavějším taxonem, který byl na lokalitách zjištěn je *Xantholinus gallicus* (Coiffait, 1956), který je jednak jako jediný zařazen dle tolerance k antropogenním vlivům do skupiny R1 (relikty I. řádu) a dále je uveden v Červeném seznamu ohrožených druhů České republiky – Bezobratlí. Tento seznam obsahuje 1406 druhů vyskytující se na našem území a ty jsou dále tříděny do 3 skupin: kriticky ohrožené (CR), ohrožené (EN) a zranitelné (VU). *Xantholinus gallicus* (Coiffait, 1956) patří do skupiny ohrožených druhů (EN) (Farkač et al., 2005).

5.2 Zastoupení druhů podle tolerance k antropogenním vlivům (disturbancím)

Veškerý sebraný biologický materiál byl na základě ekologických znalostí o jednotlivých druzích roztržiděn do skupin dle tolerance k antropogenním vlivům dle Hůrky et al., (1996) a Boháče (1988). Na základě tohoto rozdělení byla vytvořena tab. 7, ve které jsou jak jednotlivé druhy, tak i jedinci sečteny a roztržiděny do reliktních skupin. To vše dle jednotlivých biotopů.

Tab. 7 Rozdělení druhů a jedinců dle tolerance k antropogenním vlivům na sledovaných plochách

	Paseka	Smrková školka (stáří 6 let)	Smrkový les (stáří 50-70 let)
∑ druhů	35	43	26
R1	1	1	0
R2	1	10	8
E	33	32	18
∑ jedinců	477	786	550
R1	1	4	0
R2	19	60	93
E	457	722	457

Z tab. 7 je patrné velmi malé zastoupení druhů s nejužší ekologickou valencí. Tyto relikty prvního řádu R1 se dokonce ve sledovaném biotopu smrkový les (stáří 50-70 let) vůbec nevyskytují. Na pokusné ploše paseka a smrková školka (stáří 6 let)

se tyto vzácné a ohrožené druhy brouků vyskytly v zastoupení pouhopouhého jednoho druhu a to konkrétně *Xantholinus gallicus* (Coiffait, 1956). Jedinové zastoupení na zbylých plochách je velmi malé. Dosahovalo hodnot jednoho jedince na pasece, respektive čtyř nalezených jedinců na ploše smrková školka (stáří 6 let).

Z předchozích řádků lze usoudit, že biotop paseka a smrková školka (stáří 6 let) je méně ovlivněn činností člověka než biotop smrkový les (stáří 50-70 let).

Z hlediska druhového a jedincového zastoupení adaptabilnějších druhů R2 na jednotlivých zkoumaných plochách je na tom nejhůře biotop paseka, kde byl determinován pouze jeden druh (*Geotrupes stercorarius* (Linnaeus, 1758)), ale za to v poměrně hojném počtu devatenácti jedinců. Biotop smrková školka (stáří 6 let) a smrkový les (stáří 50-70 let) je co do počtu druhů téměř shodný (deset respektive osm druhů). Co se týče jedincového zastoupení, tak to lépe vynívá pro biotop smrkový les (stáří 50-70 let), kde bylo nalezeno o $\frac{1}{3}$ více epigeických brouků.

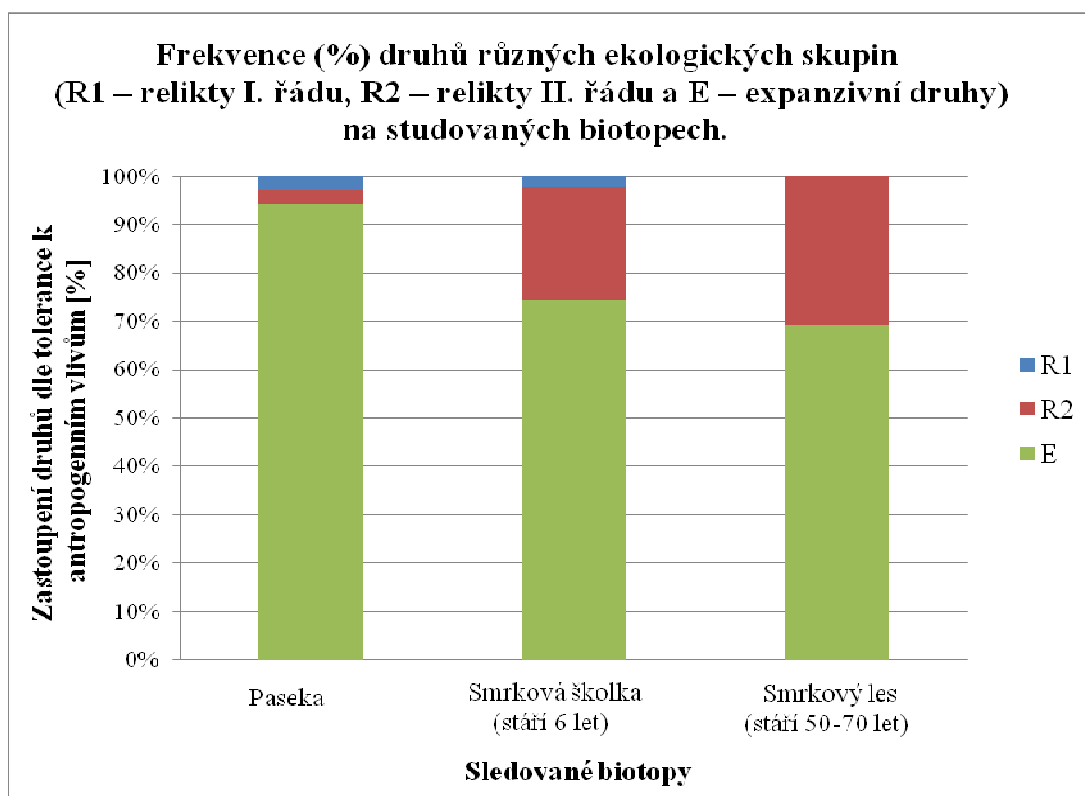
Tentokrát lze z těchto výsledků dojít k závěru, že paseka je na základě malého počtu nalezených druhů více ovlivněna činností člověka, než biotopy smrková školka (stáří 6 let) a smrkový les (stáří 50-70 let), které si jsou téměř shodné.

Co se týče eurytopních druhů E, tak ty byly hojně zastoupeny ve všech sledovaných biotopech. Na pasece bylo determinováno 33 druhů této skupiny, ve smrkové školce (stáří 6 let) téměř totožný počet 32 druhů a ve smrkovém lese 18 druhů. Na pasece byl sebrán naprosto totožný počet 457 jedinců jako ve smrkovém lese (stáří 50-70 let). Smrková školka (stáří 6 let) naprosto dominovala v počtu jedinců, kde tato hodnota dosáhla čísla 722.

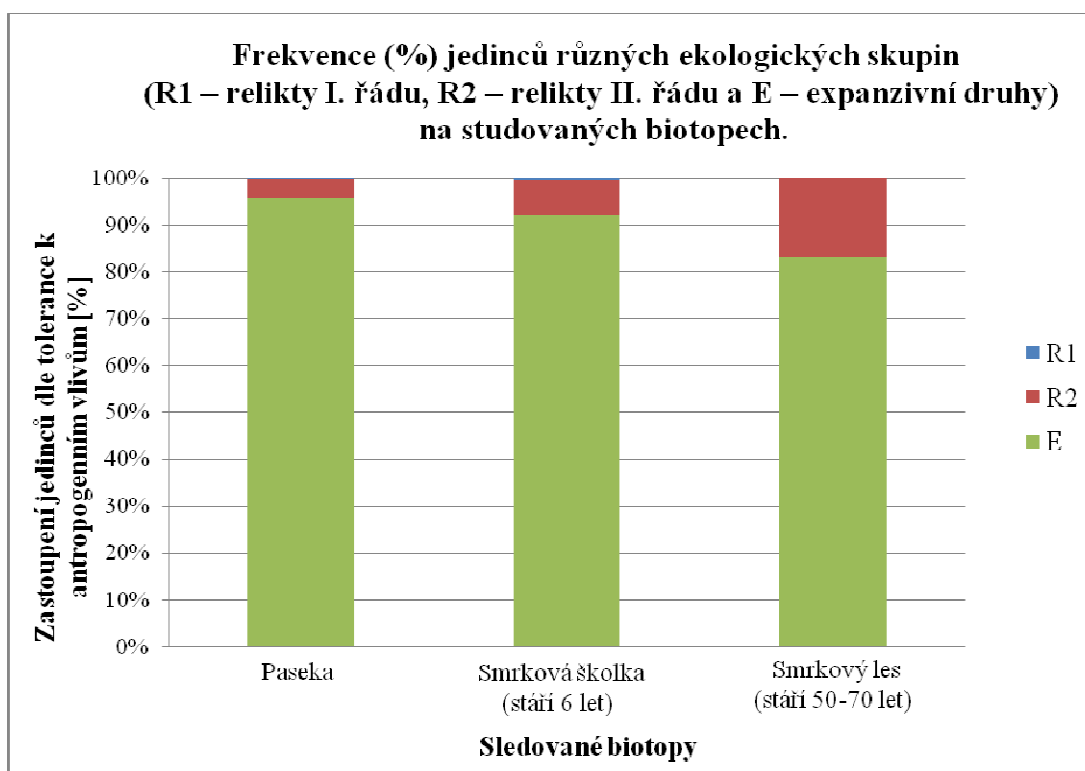
E je skupina eurytopních druhů, které nemají často žádné zvláštní nároky na charakter a kvalitu prostředí. Jsou to expanzivní druhy, šířící se po nestabilních habitatech a tím rozšiřují svůj areál. Nezbyvá tedy dle tohoto ukazatele konstatovat, že sledované biotopy jsou silně ovlivněny činností člověka.

Tab. 7 jsem pro větší přehlednost přenesl do obrázků (obr. 12 a obr. 13). Obr. 12 značí poměr R1, R2 a E v závislosti na počtu druhů a obr. 13 zobrazuje poměr R1, R2 a E v závislosti na počtu jedinců.

Obr. 12 Frekvence (%) druhů různých ekologických skupin (R1 – relikty I. řádu, R2 – relikty II. řádu a E – expanzivní druhy) na studovaných biotopech



Obr. 13 Frekvence (%) jedinců různých ekologických skupin (R1 – relikty I. řádu, R2 – relikty II. řádu a E – expanzivní druhy) na studovaných biotopech



Z obr. 12 a 13 je patrné majoritní zastoupení eurytopních skupin, které nemají konkurenci v žádném sledovaném biotopu. V biotopu paseka se dokonce jejich podíl vyšplhal k hodnotám přesahující 90 % a to jak v počtu druhů, tak i jedinců. Výskyt jednoho reliktního druhu zde působí poněkud paradoxně.

Relativně nejpříznivější poměr skupin R2 a E v rámci všech biotopů vykazuje smrkový les (stáří 50-70 let), ale i tak v rámci hodnocení kvality biotopů dle hlediska ovlivnění antropogenními vlivy patří k poměrně silně ovlivněným.

5.3 Index antropogenního ovlivnění společenstev brouků (ISD)

Z nasbíraného materiálu, jeho řádné determinace a zařazení do jednotlivých ekologických skupin bylo možné vypočítat index antropogenního ovlivnění společenstev brouků (ISD). K výpočtu byl použit vzorec $I = 100 - (E + 0,5 \cdot R2)$ (Boháč, 1990, 1999). Výsledné hodnoty v rámci jednotlivých biotopů jsou zaneseny v tab. 8.

Tab. 8 Hodnoty indexu antropogenního ovlivnění společenstev brouků (ISD)

Sledované biotopy	ISD [%]
Paseka	2,2
Smrková školka (stáří 6 let)	4,3
Smrkový les (stáří 50-70 let)	8,45

Výsledkem jsou velmi nízké hodnoty ISD, což je způsobeno většinovým zastoupením eurytopních druhů na úkor adaptabilních druhů (reliktů) skupiny R2. Tyto výsledky jsem dále zařadil dle klasifikační stupnice antropogenního ovlivnění habitatů do tab. 9, ve které byly využity výsledky ISD.

Tab. 9 Klasifikační stupnice antropogenního ovlivnění habitatů

Třída	Stupnice [%]	Stupeň ovlivnění	Sledované biotopy		
			Paseka	Smrková školka (stáří 6 let)	Smrkový les (stáří 50-70 let)
I.	0-15	velmi silně ovlivněné			
II.	10-30	silně ovlivněné	-	-	-
III.	30-50	ovlivněné	-	-	-
IV.	45-65	málo ovlivněné	-	-	-
V.	50-100	neovlivněné	-	-	-

Jak již bylo zmíněno, výsledky dosahují nízkých hodnot, tudíž všechny biotopy dle klasifikační stupnice antropogenního ovlivnění habitatů spadají do třídy I. Tato třída nám určuje, že dané biotopy podléhají velmi silnému antropogennímu ovlivnění.

Nejsilněji ze sledovaných biotopů je ovlivněna paseka, u které byl index (ISD) vypočten na hodnotu 2,2 %. Nejvyšší hodnota ISD a tudíž nejnižší antropogenní ovlivnění bylo zjištěno ve smrkovém lese (stáří 50-70 let).

5.3.1 Indikátory vlivu člověka

Jako indikátory vlivu člověka jsem si zvolil jedince nalezené na biotopu smrkový les (stáří 50-70 let) a to z důvodu, že vzrostlý les je z hlediska sukcese vyspělejší než paseka či smrková školka (stáří 6 let).

Na biotopu smrkový les (stáří 50-70 let) bylo nalezeno 8 druhů epigeických brouků, kteří se na žádných z jiných zkoumaných ploch nevyskytovaly. Z toho jich pět patřilo do adaptabilních druhů R2.

Z eurytopních druhů (obývají stanoviště silně ovlivněné činností člověka) zde byly objeveny tyto zástupci: *Agrypnus murinus* (Linnaeus, 1758) 3 jedinci, *Stenurella melanura* (Linnaeus, 1758) 3 jedinci, *Otiorhynchus ovatus* (Linnaeus, 1758) 4 jedinci.

Z adaptabilních druhů, kteří obývají stanoviště středně ovlivněné člověkem, zde byli determinováni tyto zástupci: *Carabus nemoralis nemoralis* (O. F. Müller, 1754) 22 jedinců, *Pterostichus oblongopunctatus* (Fabricius, 1787) 27 jedinců,

Pterostichus vernalis (Panzer, 1796) 4 jedinci, *Dalopius marginatus* (Linnaeus, 1761) 3 jedinci, *Athous vittatus* (Fabricius, 1792) 1 jedinec.

Na biotopu smrkový les (stáří 50-70 let) bylo nalezeno jak větší druhové zastoupení adaptabilních druhů R2, tak i abundance těchto reliktních byla několikanásobně větší, než eurytopních druhů E. Lze tedy konstatovat, že dané druhy jsou vhodnými druhy indikátory vlivu člověka na daná území. Biotop smrkový les (stáří 50-70 let) je nejméně antropogenně ovlivněn ze všech zkoumaných ploch.

O silném antropogenním ovlivnění paseky napovídá i fakt, že na tomto biotopu bylo nalezeno 11 druhů epigeických brouků (na jiných biotopech se nevyskytovaly) a všechny se řadily do eurytopních. Mezi tyto druhy patřily např.: *Carabus granulatus* (Linnaeus, 1758) 32 jedinců, *Anisodactylus binotatus* (Fabricius, 1787) 11 jedinců, *Pseudoophonus rufipes* (De Geer, 1774) 25 jedinců, *Agriotes obscurus* (Linnaeus, 1758) 12 jedinců, *Atomaria linearis* (Stephens, 1830) 7 jedinců. Tito jedinci naopak indikují velmi silné antropogenní ovlivnění.

Pro bioindikaci intenzity managementu můžeme také použít index antropogenního ovlivnění, který je také založen na frekvenci druhů různých ekologických skupin (viz předcházející kapitola).

5.4 Vybrané dominantní a adaptabilní druhy sledovaných biotopů

Ve sledovaných biotopech se vyskytovaly jak eurytopní druhy, tak i adaptabilní druhy, které lze v některých případech označit za dominantní (nejpočetnější). Mezi nejpočetnější druhy patřily převážně eurytopní druhy málo náročné na prostředí (*Poecilus cupreus* (Linnaeus, 1758), *Thanatophilus rugosus* (Linnaeus, 1750), *Nicrophorus vespilloides* (Herbst, 1784)). Adaptabilní druhy byly méně početné (*Carabus hortensis hortensis* (Linnaeus, 1758), *Pterostichus oblongopunctatus* (Fabricius, 1787), často však indikovaly zvýšené nároky brouků na kvalitu prostředí (mikroklima, zastínění, potravní výběr, atd.).

Tab. 10 zobrazuje dominantní (nejpočetnější) jedince, které patřily do eurytopních druhů, a dále zobrazuje vybrané adaptabilní druhy, které indikují původnější les.

Tab. 10 Vybrané dominantní a adaptabilní druhy sledovaných biotopů

Druh a ekologické zařazení	Čeď	Lokalita (biotop)			Celkem
		Paseka	Smrková školka (stáří 6 let)	Smrkový les (stáří 50-70 let)	
<i>Poecilus cupreus</i> (Linnaeus, 1758), E	<i>Carabidae</i>	145	216	8	369
<i>Thanatophilus rugosus</i> (Linnaeus, 1750), E	<i>Silphidae</i>	8	135	143	286
<i>Nicrophorus vespilloides</i> (Herbst, 1784), E	<i>Silphidae</i>	7	15	135	157
<i>Carabus hortensis hortensis</i> (Linnaeus, 1758), R2	<i>Carabidae</i>	0	6	29	35
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i> (Fabricius, 1787), R2	<i>Carabidae</i>	0	0	27	27

Nejpočetnějším broukem se stal *Poecilus cupreus* (Linnaeus, 1758) z čeledi *Carabidae*, který byl odchycen na všech sledovaných lokalitách a to v počtu uctihodných 369 jedinců. Největší zastoupení měl v biotopu smrková školka (stáří 6 let), kde bylo nalezeno 216 exemplářů tohoto druhu.

Další dva v pořadí s největším zastoupením patří do čeledi *Silphidae*. Tito jedinci byly rovněž nalezeny na všech lokalitách a jejich počet výrazně přesáhl hodnotu 100 exemplářů na druh.

Adaptabilnější druhy byly méně početné (v lese byly početnější), avšak tito jedinci indikují zvýšené nároky brouků na kvalitu prostředí.

***Poecilus cupreus* (Linnaeus, 1758)**

Rod *Poecilus* je charakteristický kýlovitě zploštělými prvými 3 články tykadel a zpravidla kovovým zbarvením povrchu těla.

Tento stěvlíček měděný 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, běžný od nížin do hor (Hůrka, 2005).

Tento druh se v mém výzkumu se 369 jedinci stal nejpočetnějším. Tento exemplář se vyskytoval na všech sledovaných biotopech. Největší zastoupení měl v biotopu smrková školka (stáří 6 let), kde bylo nalezeno 216 jedinců. Na biotopu paseka se rovněž vyskytl ve velmi hojném počtu. Naproti tomu ve smrkovém lese (stáří 50-70 let) byl nalezen jen v počtu 8 jedinců. Dle Hůrky (2005) se jedná o druh spíše nezastíněných stanovišť. S tímto se ztotožňuji, jelikož ve smrkovém lese (stáří 50-70 let) byla jeho abundance nejnižší.

Obr. 14 *Poecilus cupreus* (Linnaeus, 1758) (zdroj: Krejčík, S., <http://www.biolib.cz>)



***Thanatophilus rugosus* (Linnaeus, 1750)**

Mrchožrout vrásčitý je jeden ze tří našich zástupců rodu, charakteristického jakoby tepaným štítem s ochlupeným povrchem. 8-12 mm velký, černý druh, krovky mají 3 žebra a v zadní třetině příčnou, hrbolkovitou vyvýšeninu, prostory mezi žebry nesou příčné, lesklé hrbolky. Larvy i imaga jsou běžné na menších i větších mršinách, preferují otevřenou krajinu (Hůrka, 2005).

Thanatophilus rugosus (Linnaeus, 1750) byl v mé studii nalezen v počtu 286 ks. Stal se tím pádem druhým nejpočetnějším druhem. Byl rovněž nalezen na všech sledovaných biotopech. V nejhojnějším počtu byl nalezen na biotopech smrková školka (stáří 6 let) a smrkový les (stáří 50-70 let), kde se vyskytl v počtu 135 respektive 143 exemplářů. Nejmenší nález byl zaznamenán na pasece s pouhými 8 jedinci. Nalezený malý počet jedinců na této lokalitě je v rozporu s poznatky Hůrky (2005), které uvádějí, že tento druh preferuje otevřenou krajinu.

Obr. 15 *Thanatophilus rugosus* (Linnaeus, 1750) (zdroj: Domlátil, M., <http://www.biolib.cz>)



Nicrophorus vespilloides (Herbst, 1784)

Hrobařící mají tykadla zakončená čtyřčláňkovou knoflíkovitou paličkou. Mají vyhraněnou péči o potomstvo. Podčeleď hrobařů je u nás zastoupena jen 9 druhy rodu *Nicrophorus*.

Hrobař malý má žlutočerveně a černě pruhované krovky. Tykadlové paličky jsou celé černé. Přední okraj štítu má lysý nebo jen velmi jemně ochlupený, zadní holeně rovné. Je to hojný, 12-18 mm velký hrobař, vyskytující se spíše v lesích (Hůrka, 2005).

Bylo determinováno 157 exemplářů hrobařka malého, který se vyskytoval na všech sledovaných biotopech. Nejvíce jedinců bylo nalezeno ve smrkovém lese (stáří 50-70 let) a to v počtu 137 ks. Na biotopech paseka a smrková školka se našlo poměrně malé zastoupení tohoto druhu, což odpovídá i poznatkům Hůrky (2005), který uvádí, že tento druh se vyskytuje především v lesích.

Obr. 16 *Nicrophorus vespilloides* (Herbst, 1784) (zdroj: Selnekovic, D., <http://www.biolib.cz>)



Carabus hortensis hortensis (Linnaeus, 1758)

Rod *Carabus* patří mezi nejpočetnější rody čeledě *Carabidae*. Zahrnuje na 700 popsaných druhů. Jejich naprostá většina není schopna letu a pokud mají větší areál rozšíření, vytvářejí na něm množství populací. V ČR a SR bylo nalezeno 27 druhů. Jsou to dravci, většinou s noční aktivitou.

Tento střevlík zahradní je 22-30 mm velký, místy hojný lesní druh, vyskytující se i v keřové vegetaci a vzácně i na zahradách a na nezastíněných stanovištích, od nížin do hor (Hůrka, 2005).

V mém výzkumu byl tento druh nalezen v počtu 35 jedinců. Převážná většina exemplářů byla nalezena ve smrkovém lese (stáří 50-70 let). Šest jedinců bylo objeveno ve smrkové školce (stáří 6 let) na biotopu paseka nebyl zjištěn.

Obr. 17 *Carabus hortensis hortensis* (Linnaeus, 1758) (zdroj: Zicha, O., <http://www.biolib.cz>)



***Pterostichus oblongopunctatus* (Fabricius, 1787)**

Tento střevlíček je široce rozšířen a patří mezi jedny z nejčastějších lesních druhů. Preferuje spíše otevřené lesy na suchých půdách. Běžný i v druhotných porostech a ve větších parcích.

Dosahuje délky od 9,5-12,6 mm. Jeho tělo je černé a má nazelenalou nebo bronzovou záři. Na krovkách má výrazné pruhy s obvykle pěti hlubokými póry. Krk se velmi podobá tvaru srdce se dvěma zářezy (<http://www.thewcg.org.uk>).

Tento jedinec indikuje původnější les, což dokazuje i jeho nález. Byl objeven jen v biotopu smrkový les (stáří 50-70 let) a to v počtu 27 kusů.

Obr. 18 *Pterostichus oblongopunctatus* (Fabricius, 1787) (zdroj: Krásenský, P., <http://www.biolib.cz>)



6. Diskuze

V této diplomové práci jsem se věnoval studiu vlivu managementu na biodiverzitu lesních ekosystémů. Konkrétně se jednalo o epigeické brouky ve vybraných lesních biotopech na Písecku. Problematikou druhové biodiverzity na různých lesních plochách se ve svých výzkumech zabývalo mnoho vědců (např.: Boháč, 1999; Baker, 2000; Similä et al., 2002; Rainio, Niemelä, 2003).

Na vybraných plochách s různým managementem bylo celkem sebráno a náležitě determinováno 1813 exemplářů epigeických brouků viz tab. 6.

Nejnižší počet nalezených brouků podle jednotlivých zkoumaných ploch se nacházel na biotopu paseka (obr. 8). Podle Daubera et al., (2010) jsou společenstva epigeických brouků významně ovlivněna okolní krajinou. Nízký počet nalezených epigeických brouků na tomto stanovišti si lze vysvětlit dle studie Huber, Baumgarten (2005), která uvádí, že bezprostředně po vykácení smrkové monokultury (v prvním roce) druhová rozmanitost bezobratlých na těchto plochách prudce stoupá. To je způsobeno zejména invazí drobných druhů bezobratlých z otevřených nelesních ploch a současným přežíváním lesních druhů. Také množství jedinců se na vykácených plochách zvyšuje vlivem invaze z okolí. Ve druhém roce však počet druhů a jedinců, zejména těch primárně žijících v lesích, prudce klesá. Což je náš případ. K vykácení lesů zde došlo před dvěma roky. Boháč, Matějček, Rous (2004) dále uvádí, že jedním z důležitých faktorů ovlivňujících výskyt střevlíků je odlesnění biotopů. Výsledky studií ukázaly, že mozaika lesních a otevřených stanovišť zvyšuje biodiverzitu bezobratlých (Huber, Baumgarten, 2005). Platí to však jen do určité rozlohy otevřených ploch. Při jejich převaze lesní druhy mizí a biodiverzita bezobratlých se prudce snižuje. V našem případě pravděpodobně došlo k překročení rozlohy otevřených ploch, které už nebylo bezobratlými akceptováno, a tudíž došlo ke snížení aktivity na tomto biotopu. Také Klimaszewski et al., (2008) uvádí, že velikost holin významně ovlivňuje druhovou diverzitu drabčků v Kanadě. Všechny tyto výsledky potvrdily zjištění z mé studie, kdy na rozsáhlé pasece byl zjištěn malý počet druhů brouků hlavně drabčků, které zde byly zastoupeny nejmenším počtem ze všech sledovaných biotopů.

Biotop smrkový les (stáří 50-70 let) se stal co do počtu nalezených jedinců druhým nejnižším (obr. 8). Na základě studie Boháče, Kohouta (2011), která uvádí, že počet druhů i jedinců je většinou vyšší ve stabilních biotopech (např. lesní

biotopy) než v biotopech často se měnících vlivem abiotických podmínek, jsem předpokládal, že dospělý les s relativně malými zásahy ze strany člověka oproti dalším sledovaným biotopům bude mít nejvyšší zastoupení jedinců, což se ze zjištěných výsledků nepotvrdilo. Je nutné ale podotknout, že při sběru materiálu na tomto biotopu docházelo k občasnému vykopnutí zemních pastí divokou zvěří, což mohlo výsledky ovlivnit.

Poměrně nízký počet nalezených jedinců lze ale odůvodnit. Boháč, Matějka, (2010b) uvádí, že ačkoliv bezobratlí živočichové patří k nejpočetnější skupině organismů ve středoevropském lese, je jejich druhová rozmanitost ve smrkových monokulturách velmi nízká ve srovnání s přirozenými lesními porosty. Teorii nízké druhové rozmanitosti bezobratlých ve smrkových monokulturách ve srovnání s přirozenými lesními porosty ve střední Evropě ve svých výsledcích potvrzuje i Assmann (1999).

Dále si lze tento jev vysvětlit specifickým problémem managementu tlejícího dřeva a s tím spojená problematika disturbancí. V mnoha případech jsou po výskytu disturbancí (např. vichřice) prováděny asanační zásahy, jejichž cílem je odklidit narušenou dřevní hmotu. Z hlediska dynamiky tlejícího dřeva jsou však tyto asanační zásahy často jednou z hlavních příčin současného nepříznivého stavu, kdy je zásoba a charakter tlejícího dřeva na nízké úrovni (Lindenmayer et al., 2006). Kuuluvainen (2002) uvádí, že disturbance jsou přirozenou součástí dynamiky lesa a jejich působením v lese naopak dochází k vytváření tlejícího dřeva ať už ve formě vývrátů, zlomů nebo stojících souší. Tím je zajištěna různorodost kvantitativních a kvalitativních vlastností tlejícího dřeva, která je tak důležitá z hlediska biodiverzity v lese. Ohlson et al., (1997) uvádí, že přítomnost a množství odumřelé dřevní hmoty v lesních ekosystémech byl nejdůležitější faktor ovlivňující biodiverzitu přírodních lesů ve Švédsku. Rovněž Schwarz et al., (2007) uvádí, že přítomnost a množství odumřelé dřevní hmoty v lesních ekosystémech je nejdůležitějším faktorem ovlivňujícím biodiverzitu přírodních lesů. S tímto se ve své práci ztotožňuje i Boháč s Matějkou (2010b), kteří dále uvádějí, že odvoz mrtvého dřeva výrazně snižuje biodiverzitu brouků v horských lesích.

Na biotopu smrkový les (stáří 50-70 let) nebyl nalezen žádný reliktní druh prvního řádu, což si lze rovněž vysvětlit nedostatkem mrtvého dřeva. Jak ostatně ve své práci popisuje Müller et al., (2005), kteří se shodují na tom, že lesní reliktní brouci mají vysoké požadavky na kvalitu a kvantitu mrtvého dřeva. S tímto se

ztotožňuje i Boháč s Matějkou (2010b), kde ve svém výzkumu potvrzují nezastupitelný význam mrtvého dřeva v lesních ekosystémech pro všechny skupiny brouků, zvláště však pro skupiny xylofágní a mycetofágní, se zvláštním důrazem na takzvané pralesní relikty.

Nejúspěšnějším biotopem, co do počtu sebraných jedinců, se stala smrková školka (stáří 6 let) se 786 jedinci. Tento fakt mě překvapil. Domníval jsem se, že vlivem velkého antropogenního ovlivnění daného místa vlivem předchozí těžby a následného osázení holiny smrkovou monokulturou či přilehlou silně mechanicky obhospodařovanou ornou půdou, zde bude výsledek zcela opačný. Boháč (2003) uvádí, že počet druhů a abundance drabčičků většinou vzroste po hnojení. Ale na druhou stranu, bezprostředně po hnojení aktivita dospělců klesne až dvacetinásobně na rozdíl od aktivity před hnojením. Dále uvádí, že dospělci mají ohraničenou schopnost kolonizovat silně hnojením ovlivněnou půdu. Domnívám se proto, že přilehlá orná půda byla silně hnojena, tudíž se brouci stáhli na vedlejší biotop smrkové školky (stáří 6 let). Dále výzkum Boháče (2003) uvádí, že po aplikaci insekticidů se snížila abundance o 40-50 %. Insekticidy méně ovlivňují lesní ekosystémy než nelesní. Tudíž i tento jev mohl mít za následek přemístění brouků z orné půdy do smrkové školky (stáří 6 let).

Similä et al., (2002) ve své práci dospěli k názoru, že dospělé lesní porosty jsou vhodnější pro existenci ohrožených bezobratlých. Tuto hypotézu se mi nepodařilo potvrdit. V mém výzkumu jsem našel jen jeden ohrožený druh, který je uveden v Červeném seznamu ohrožených druhů České republiky - Bezobratlí a to konkrétně *Xantholinus gallicus* (Coiffait, 1956). Tento ohrožený druh byl, ale nalezen na biotopu paseka a ve smrkové školce (stáří 6 let) nikoli ve smrkovém lese (stáří 50-60 let), což by dávalo za pravdu výše zmiňovaným vědcům.

Z materiálu, který byl odebrán na sledovaných lokalitách, byl zjištěn výskyt brouků s rozdílnými nároky na stanoviště. Všech 63 druhů bylo rozděleno dle tolerance k antropogennímu ovlivnění (viz tab. 7). Celkově bylo na biotopech determinováno 47 eurytopních druhů E, které obývají silně antropogenně ovlivněnou krajinu. Dále 15 druhů adaptabilních jedinců R2, kteří obývají stanoviště středně ovlivněné člověkem. Byl nalezen také jeden druh s nejužší ekologickou valencí, mající v současnosti charakter reliktní R1. Tento nález nebyl na daných lesních biotopech ovlivněných člověkem vůbec předpokládán. Daný druh *Xantholinus gallicus* (Coiffait, 1956), byl objeven na pasece a ve smrkové školce (stáří 6 let) a to

v rozporu s definicí výskytu, která je u těchto reliktních druhů používána. Hůrka, Veselý, Farkač (1996) uvádějí možnost výskytu reliktních druhů na narušených stanovištích, jestliže mají v dosahu zachovalou lokalitu, která svou povahou připomíná původní přirozené stanoviště těchto druhů. Na všech biotopech, jak z hlediska druhového složení, tak jedincového, jednoznačně převažoval eurytopní druh E. Příčinou četného výskytu jmenovaného druhu, jsou zcela jistě antropogenní zásahy, bez kterých se lesní hospodaření neobejde. Lze tedy souhlasit se studií Malcolma (1999), jež naznačuje ztrátu biodiverzity, a tím i náročnějších druhů bezobratlých, kvůli intenzivním zásahům a nerespektování samovolného rozvoje lesního ekosystému.

Výsledné hodnoty indexu antropogenního ovlivnění (ISD) vyšly ve velmi nízkých hodnotách ve všech sledovaných biotopech (viz tab. 8). Potvrdil se tedy předpoklad, že dané biotopy jsou silně ovlivněny lidskou činností. Nízké hodnoty jsou způsobeny většinovým zastoupením eurytopních druhů na úkor adaptabilnějších druhů (reliktních) R2. Lze tedy souhlasit s Boháčem (1990, 1999), který tvrdí, blíží-li se index k nule, značí to krajinu silně ovlivněnou antropogenní činností a vyznačuje se převážně výskytem expanzivních druhů E.

Mnoho autorů uvádí (např. Boháč, 1999; Arnett, Thomas, 2001; Arndt et al., 2005; Thayer, 2005; Hůrka, 2005) za druhově nejpočetnější čeledě *Carabiadae* a *Staphylinidae*. S tímto tvrzením se ztotožňuji a to i přesto, že v mém výzkumu byly dominantní čeledi *Carabiadae* a *Silphidae*. Vědci uváděná čeleď *Staphylinidae*, byla v mém výzkumu až třetí nejpočetnější. Nalezený menší počet jedinců čeledi *Staphylinidae* lze objasnit. Boháč (2007) uvádí, že metoda zemních pastí není vhodná pro odchyt větších drabčů. Dále uvádí, že tato metoda neurčuje početnost druhů v půdě (počet jedinců na určitou plochu), ale jejich aktivitu (počet jedinců křížících plochu zemní pastí za určité sledované období). Výrazná abundance čeledi *Silphidae*, byla především v biotopu smrkový les (stáří 50-70 let). Toto enormní zastoupení lze přiřknout tomu, že v daném biotopu byly ideální podmínky pro danou čeleď. Další příčinou výskytu této čeledi je, že v zemních pastech byly ve výjimečných případech nalezeny mrtvolky hlodavců, které přilákaly zástupce čeledě *Silphidae*. Boháč (1999) uvádí, že drabčáci svou aktivitou i početností převažují střevlíky, což se mi nepodařilo prokázat.

Nejhojněji vyskytujícím broukem se stal druh *Poecilus cupreus* (Linnaeus, 1758) (tab. 10) a to v celkovém počtu 369 jedinců. Irmeler (2003) tento druh udává

jako běžný pro většinu biotopů. Zjištění výrazné abundance daného druhu odpovídá i výsledkům Luffa (2002).

Můj výzkum (sběr) byl prováděn pouze jednu sezónu, tudíž lze předpokládat, že kdyby se výzkum opakoval, tak by se počet odchycených exemplářů a druhů mohl změnit. A to na základě studie Rainio a Niemelä (2003), která uvádí, že na aktivitu epigeických brouků má vliv počasí nebo populační cykly střevlíkovitých. Se skutečností, že výkyvy v počtech odchycených střevlíků a drabčků v průběhu let jsou ovlivňovány populačními cykly, souhlasí i Porhajašová et al., (2008).

7. Závěr

V diplomové práci jsem se zabýval vlivem managementu na biodiverzitu společenstev epigeických brouků v lesních ekosystémech. Studii jsem provedl na třech biotopech: paseka, smrková školka (stáří 6 let) a smrkový les (stáří 50-70 let), na území Zátavského lesa, v okrese Písek v jižních Čechách. Výzkum jsem uskutečnil metodou zemních pastí, pomocí kterých jsem sbíral materiál v pravidelných intervalech v období od 29. dubna do 20. srpna roku 2012.

Na sledovaných biotopech bylo celkem nalezeno a řádně determinováno 1813 jedinců epigeických brouků, kteří se skládali ze 13 čeledí a 63 druhů.

Nejvyšší druhová rozmanitost a zároveň nejvyšší počet exemplářů byl zjištěn na biotopu smrková školka (stáří 6 let), kde bylo determinováno 43 druhů a sebráno 786 jedinců, což představovalo 43,35 % všech nalezených vzorků. Na biotopu smrkový les (stáří 50-70 let) bylo identifikováno 26 druhů, což prezentovalo nejnižší druhové spektrum napříč všemi sledovanými biotopy. Nacházelo se zde 550 ks brouků. Nejnižší jedincové zastoupení bylo objeveno na biotopu paseka, kde tato hodnota dosáhla čísla 477 ks epigeických brouků a v procentuálním vyjádření to činilo 26,3 %. Na tomto biotopu bylo determinováno 35 druhů.

Celkově bylo na biotopech identifikováno 47 eurytopních druhů E, které nemají často žádné zvláštní nároky na charakter a kvalitu prostředí. Dále bylo determinováno 15 druhů adaptabilních jedinců R2, kteří obývají stanoviště středně ovlivněné člověkem. Byl nalezen také jeden druh s nejužší ekologickou valencí, mající v současnosti charakter reliktu R1. V rámci všech sledovaných biotopů je nejzřetelnější převaha eurytopních druhů nad adaptabilními, což indikuje určitou

degradaci prostředí. V této souvislosti zde působí paradoxně výskyt jednoho reliktního druhu. Jeho přítomnost však svědčí o pokročilém sukcesním stádiu a jisté stabilitě některých habitatů na daném území.

Na základě procentuelního zastoupení expanzivních druhů vůči reliktním, byl vypočítán index antropogenního ovlivnění (ISD) společenstev na jednotlivých biotopech. ISD na biotopu paseka činil 2,2 %, na biotopu smrková školka (stáří 6 let) 4,3 % a ve smrkovém lese (stáří 50-70 let) 8,45 %. Na základě zjištěných dat lze konstatovat, že všechny sledované biotopy podléhají vysoké míře antropogenního ovlivnění.

Závěrem lze prohlásit, že rozdílný management má nezanedbatelný vliv na biodiverzitu lesních ekosystémů. Ze zkoumaných ploch, nejlépe co do aktivity i početnosti druhů vyšel biotop smrková školka (stáří 6 let) a to i přes značné antropogenní zásahy v minulosti. V současné době je ale oplocen, a už tři roky zde nedochází k žádnému přímému lidskému zásahu.

Současné lesní ekosystémy jsou ve stavu značně vzdálenému přirozenému stavu. Tento stav je důsledkem historického hospodářského využívání převážné části území, ale i důsledkem současného managementu lesa. Je možné předpokládat, že při zachování dostatečné biodiverzity přírodních biotopů diferencovaně podle stupňů přirozenosti nebudou živočišné druhy existenčně ohrožovány ve vazbě na určitý soubor lesních typů, ale spíše ve vazbě na lokalitu, jejich výskyt a životní areál.

8. Literatura

2012: *Úřední věstník Evropské unie C 377 E, Příprava lesů na změnu klimatu*, P7_TA(2011)0226, pp. 23-35.

Arndt, E., Beutel, R. G., Will, K., 2005: *Carabidae Latreille, 1802*. In Beutel, R. G., Leschen, R. A. B.: *Coleoptera, Beetles. Volume 1: Morphology and Systematics (Archostemata, Adephaga, Myxophaga, Polyphaga partim)*. Walter de Gruyter, Berlin, New York, pp. 119-146. URL: <http://nature.berkeley.edu/~kipwill/FULLPAPERS/24.pdf>

Assmann, T., 1999: *The ground beetle fauna of ancient and recent woodlands in the lowlands of north-west Germany (Coleoptera, Carabidae)*. - *Biodiversity and Conservation*, 8: 1499-1517.

Baker, S., C., 2000: *Forest litter beetles and their habitat: a comparison of forest regenerated by wildfire and logging practices*. BSc (Hons) Thesis, University of Tasmania, Hobart, Australia.

Begon, M., Harper, J. L., Townsend, C. R., 1990: *Ekology: individuals, populations and communities (2 ed.)*. Oxford, London, Edinburgh, Boston, Melbourne, 945 pp. ISBN 10: 0632023449.

Bertalanffy, L., 1968: *General System Theory: Foundations, Development, Applications*. New York: George Braziller, 295 pp., ISBN 0-8076-0453-4.

Boháč, J., 1990: *Využití společenstev drabčikovitých (Coleoptera, Staphylinidae) pro indikaci kvality životního prostředí*. - *Zpr. Čs. Společ. Entomol. ČSAV*, 26: pp. 119-125.

Boháč, J., 1999: *Staphylinid beetles as bioindicators*. *Agriculture, Ecology and Environment*, Volume 74, Issues 1-3, pp. 357-372.

Boháč, J., 2003: *Využití epigeických bezobratlých pro sledování změn ekosystémů a krajiny v chráněných oblastech (case study)*. – URL: <http://www.infodatasys.cz/vav2003/drabcikoviti.pdf>

Boháč, J., Matějčíček, J., Rous, R. 2004: *Srovnání biodiversity drabčíkovitých (Coleoptera, Staphylinidae) biosférických rezervací Šumava, Třeboňsko a Křivoklátsko s vyhodnocením podle jejich ekologických nároků a citlivosti k antropogenním vlivům a podle stupně ohrožení*. – URL: http://www.infodatasys.cz/vav2003/divers_drabcik.pdf

Boháč, J., 2004: *Biodiverzita a udržitelný rozvoj Šumavy*. URL: <http://www.infodatasys.cz/vav2003/sumava/biodiverzita-Sumava.pdf>

Boháč, J., Matějčíček, J., 2004: *Inventarizační průzkum brouků (Coleoptera) na monitorovacích plochách v lesích Boubínskému masivu z hlediska dalšího monitorování stavu biotopů*. Aktuality Šumavského výzkumu II, pp. 212-217.

Boháč, J., Moudrý, J., Desetová, L., 2006: *Biodiverzita a zemědělství. Biodiversity and Agriculture*. Vol. 41, No. 1, pp 24-29.

Boháč, J., 2007: *Kapitola z připravované knihy „Půdní biologie“*. Půdní zoologie – dravý hmyz, Brouci (Coleoptera): Střevlíkovití (Carabidae) a drabčíkovití (Staphylinidae), 24 pp.

Boháč, J., Matějka, K., 2010a: *Communities of epigeic beetles in the montane spruce forests of different dechne stages in the Modrava area (Bohemia Forest)*. 12 pp.

Boháč, J., Matějka, K., 2010b: *Sledování epigeických brouků na výškovém transektu na Plechém (Šumava) v roce 2009*. URL: http://www.infodatasys.cz/biodivkrsu/rep2009_Bohac.pdf

Boháč, J., Kohout, P., 2011: *Metody studia biodiverzity v porostech energetických rostlin – půdní a epigeičtí brouci*. Acta Pruhoniana 97, pp. 85-96.

Celjak, I., Boháč, J., Kohout, P., 2008: *Význam cíleně pěstovaných rychle rostoucích topolových porostů v krajině*. České budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 46 pp.

Cikánková, J., Klán, R., Zahradník, P., 2001: *80 let lesnického výzkumu v českých zemích: 80 years of forestry research in Czech lands*. [1. vyd.]. Jíloviště-Strnady: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, 72 pp. ISBN 80-86461-16-5.

Dauber, J., Jones, M. B., Stout, J. C., 2010: *The impact of biomass crop cultivation on temperate biodiversity*. GCB Bioenergy, vol. 2, pp. 289 - 309.

DiGregorio, A., Jansen, L. J. M., 2000: *Land cover classification koncept (LCCS). Classification concepts and user manual*. Rome, FAO, 79 pp.

Farkač, J., Král, D., Škorpík, M., 2005: *Červený seznam ohrožených druhů České republiky – Bezobratlí. Red list of threatened species in the Czech Republic Invertebrates*, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 760 pp.

Forst, P., 1985: *Ochrana lesů a přírodního prostředí*. 1. vyd. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, 409 pp.

Grimm, V., Wissel, C., 1997: *Babel, or the ecological stability discussion: an inventory and analysis of terminology and a guide for avoiding confusion*. *Oecologia*, pp. 323-324.

Hadaš, P., Hybler, V., 2003: *Seminář „Mikroklima porostů“ – Analýza vlastností porostního mikroklimatu lužních lesů z hlediska obnovy*. Brno, 133-141 pp. ISBN 80-86690-05-9.

Hawksworth, D. L., Harper, J. L., May, R. M., Embley, T. M., Hirt, R. B., Williams, D. M., 1995: *Biodiversity measurement and estimation*. London, Chapman a Hall in association with The Royal Society, ISBN 0-412-75220-4.

Heywood, V. H., Watson, R. T., 1995: *Global biodiversity assessment*. Cambridge, Cambridge University Press. 1140 pp., ISBN 0-521-56481-6.

Hošek, J., 2010: *Vliv způsobu lesnického hospodaření na biodiverzitu lesních ekosystémů v kontextu globální klimatické změny: SP/2D1/146/08*. Praha: Ministerstvo životního prostředí, 192 pp.

Huber, CH., Baumgarten, M., 2005: *Early effects of forest regeneration with selective and small scale clear-cutting on ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in Norway spruce stand in Southern Bavaria (Höglwand)*. - *Biodiversity and Conservation*, 14: 1989-2007.

Hughens, J. B., Gretchen, C. D., Paul, P. R., 1997: *Population biodiversity: its extent and extinction*. *Science*, č. 278, pp. 689-692.

Hůrka, K., Veselý, P., Farkač, J. 1996: *Využití střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) k indikaci kvality prostředí*. *Klapalekiana*, 32: 15- 26 pp.

Hůrka, K., 2005: *Brouci České a Slovenské republiky*. Zlín: Nakladatelství Kabourek, 390 pp. ISBN 80-86447-04-9.

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

Jeník, J., et al., 2002: *Biodiverzita, udržitelný rozvoj horských oblastí*. In Moldan, B., Hak, T., Kolářová, H.,: *K udržitelnému rozvoji České republiky: vytváření podmínek*, vol. 1: 242–259. – Centrum pro otázky životního prostředí, UK v Praze, 357 pp.

Jeník, J., Pavliš, J., 2011: *Biomy Země*. Brno: Mendelova univerzita v Brně. pp. 183.

Jonsson, B. G., Kruys, N., Ranius, T., 2005: *Ecology of species living on dead wood – Lessons for dead wood management*. pp. 289-309.

Klimaszewski, J., Langor, D. W., Work, T. T., Hammond, J. H. E., Savard, K., (2008): *Smaller and more numerous harvesting gaps emulate natural forest disturbances: a biodiversity test case using rove beetles (Coleoptera, Staphylinidae)*. - *Diversity and Distributions*, 14: 1-14. In: Boháč, J., Matějka, K., 2010b: *Sledování epigeických brouků na výškovém transektu na Plechém (Šumava) v roce 2009*.

Korpel', Š., et al., 1991: *Pestovanie lesa*, Bratislava: Priroda, 465 pp.

Košulic, M., 2010: *Cesta k přírodě blízkému hospodářskému lesu*. 1. vyd. Brno: občanské sdružení FSC ČR, 451 pp., ISBN 978-80-254-6434-2.

Kupčák, V., Bagar, R., Dudík, R., Gabzdil, J., Hlaváčková, P., Šmída, Z., Urbanová, M., 2007: *Regionální lesnický program pro území Moravskoslezského kraje*. Brno, pp. 46-47, 130.

Kuuluvainen, T., 2002: *Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia*. - *Silva. Fenn.*, pp. 97-125.

Landell-Mills, N., It Porras, 2002: *Silver bullet or fools' gold? A global review of markets for forest environmental services and their impact on the poor*. London, International Institute for Environment and Development (IIED).

Lindenmayer, D. B., Franklin, J. F., Fischer, J., 2006: *General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation*. - *Biol. Conserv.*, pp 433-445.

Lindenmayer, D. B., Margues, C. R., Botkin, D. B., 2000: *Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management-Conservation Biology*, pp. 941-950.

Lovei, G. L., Sunderland, K. D., 1996: *Ecology and behavior of ground Beetles (Coleoptera: Carabidae)*, annual review of entomology. Volume: 41, pp. 231-256.

Luff, M. L., 2002: *Carabid assemblage organization and species composition*. In: Holland JM (ed) *The Agroecology of Carabid Beetles*. (pp. 41-79) Intercept Ltd.,

Andover, UK. In: Meissle, M., Poppy, M. G., 2005: Effects of Bt maize-fed prey on the generalist predator *Poecilus cupreus* L. (Coleoptera: Carabidae), Springer, DOI 10.1007/s11248-004-6458-4, pp. 123-132.

Lupke, V., 2004. *Risikominderung durch Mischwalder und naturnahe Waldwirtschaft*. Forstarchiv, N. 75, pp. 56.

Malcolm, L. H. Jr., 1999: *Forest ecosystems : Maintaining biodiversity*. Cambridge, UK: Cambridge university press, 701 pp. ISBN 1-57808-325-7.

Macek, J., 2001: *Svět zvířat. XI, Bezobratlí (2): Hmyz*. 1. vyd. Praha: Albatros, 170 pp. ISBN 80-00-00918-8.

McNeely, J. A., Miller, K. R., Reid, W. V., Mittermeier, R. A., Werner, T. B., 1990: *Conserving the world's biological diversity*. IUCN, Gland, Switzerland; WRI, CI, WWF-US, and the World Bank, Washington, D. C. 193 pp., ISBN 0-915825-42-2

Míchal, I., 1992: *Obnova ekologické stability lesů*. Praha: Academia, 169 pp. ISBN 8085368234.

Míchal, I., Buček, A., Lacina, J., 2004: *Ekologická stabilita*. Brno: Veronica, 276 pp. ISBN 8085368226.

Morávek, F., 1999: *Program 2000: zajištění cílů veřejného zájmu u LČR*. Hradec Králové: Lesnická práce, 63 pp., ISBN 80-902503-7-8.

Müller, J., Bussler, H., Bense, U., Brustel, H., Fletchner, G., Fowles, A., Kahlen, M., Möller, G., Mühle, H., Schmidl, J., Zabransky, P., 2005: *Urwald relict species - Saproxyllic beetles indicating structural qualities and habitat tradition*. Waldoekologie Online, 2: pp. 106-113.

Nenadál, S., 1998: *Využití indexu komunity střevlíkovitých (Coleoptera, Carabidae) pro posouzení antropogenních vlivů na kvalitu přírodního prostředí*. Vlastivědný sborník Vysočiny, pp. 293-312.

Němec, J., Hrib, M., 2009: *Lesy v České republice*. Praha: Lesy ČR, 399 pp. ISBN 9788090348257.

Ohlson, M., Soderstrom, L., Hornberg, G., Zackrisson, O., Hermansson, J., 1997: *Habitat qualities versus longterm kontinuity as determinant sof biodiversity in boreal old-growth swamp forests*. Biological Conservation 81, pp. 221-231.

Plesník, J., 2005: *Biologická rozmanitost trivialita nebo záhada?* In: ukazatele změn biodiverzity. Vačkář, D., Praha, Academia.

Poleno, Z., 1997: *Příručka pro vlastníky lesa*. Praha: Agrospoj, 239 pp.

Poleno, Z., 1997b: *Trvale udržitelné obhospodařování lesů*. Praha: Ministerstvo zemědělství České republiky, 105 pp.

Poleno, Z., Vacek, S., Podrázský, V., 2007: *Pěstování lesů*. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce, 315 pp. ISBN 978-80-87154-07-6.

Porhajašová, J., Petřvalský, V., Šustek, Z., Urminská, J., Ondříš, P., Noskovič, J., 2008: *Long-termed changes in ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages in a field treated by organic fertilizer*. Biologia, vol. 63, p. 1184-1195.

Průša, E., 1990: *Přirozené lesy České republiky*. 1. vyd. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, 246 pp., ISBN 8020900950.

Rainio, J., Niemela, J., 2003: *Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicator*, *Biodiversity and Conservation*, Volume 12, Number 3, pp. 487- 506, DOI: 10.1023/A:1022412617568.

Schwarz, O., 1997: *Rekonstrukce lesních ekosystémů Krkonoš*. Vrchlabí, Správa KRNAP, 174 pp.

Schwarz, O., Vacek, S., Kús, J., Matějka, K., 2007: *Vyhodnocení podílu odumřelého dřeva v lesních porostech bilaterální Biosférické rezervace Krkonoše/Karkonosze*. In. Štursa, J., Knapik, R., (eds), *Geologické problémy Krkonoš*. Sborn. Mez. Věd. Konf., říjen 2006, Svoboda n. Úpou. Opera Corcontica, 44/2: pp. 415-421. URL: http://www.infodatasys.cz/biodivkrsu/p2007/OperaCorc44_415.pdf

Similä, M., Kouki, J., Martikainen, P., Uotila, A., 2002: *Conservation of beetles in boreal pine forests: The effects of forest age and naturalness on species assemblages*, Biological Conservation, 106 (1), pp. 19-27.

Smola, M., et al., 2012: *Hospodaření v lesích na principech trvalosti a vyrovnanosti*. Brandýs nad Labem: Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem, pp, 4.

Stolina, M., 1982: *Stabilita smrekových ekosystémov prirodzených a kultúrnych lesov*, Bratislava: Ekológia, pp. 237-250.

Stolina, M., et al., 1985: *Ochrana lesa*. Bratislava: Príroda, 473 pp, ISBN 64-051-85.

Svoboda, M., 2007a: *Mrtvé dřevo – přehled dosavadních výsledků*. Praha, pp. 1 -14.

Svoboda, M., 2007b: *Tlející dřevo – jeho význam a funkce v horském smrkovém lese*. Srní, pp. 115-118.

Svoboda, M., 2011: *Problematika managementu lesů v národních parcích – co je nutno změnit a jak?*. Praha, pp. 1-4.

Václavík, T., 2006: *Ekologické zemědělství a biodiverzita*. Praha: Ministerstvo zemědělství ČR. 18 pp. ISBN 80-70084-458-485-X.

Waring, R. H., Runing, S. W., 2007: *Forest ecosystems : Analysis at multiple scales*. London, UK: Elsevier academic press, 420 pp. ISBN 978-0-12- 370605-0.

Wilson, E. O., Peter, F. M., 1988: *Biodiversity*. National academy press. 538pp.

Internetové zdroje:

Cittadella. [online]. [cit. 2012-11-19]. Dostupné z: http://www.cittadella.cz/cenia/index.php?p=ekosystem_les&site=puda

Česká republika. *Zákon o ochraně přírody a krajiny: č. 114/1992 Sb. In: č. 18/2010. 2010.* [online]. [cit. 2012-11-12]. Dostupné z: [http://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf/2a434831dcbe8c3fc12564e900675b1b/58170589E7DC0591C125654B004E91C1/\\$file/zakon%20114-1992_uplne%20zneni%20\(2.1.2011\).pdf](http://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf/2a434831dcbe8c3fc12564e900675b1b/58170589E7DC0591C125654B004E91C1/$file/zakon%20114-1992_uplne%20zneni%20(2.1.2011).pdf)

Česká republika. *Zákon o lesích a o změně a doplnění některých zákonů (lesní zákon): č. 289/1995 Sb.* [online]. [cit. 2012-11-15]. Dostupné z: <http://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf/d79c09c54250df0dc1256e8900296e32/bdb59e58ade25396c12564ea003ebff5?OpenDocument>

Český hydrometeorologický ústav: Historická data - meteorologie a klimatologie. [online]. [cit. 2013-01-12]. Dostupné z: http://www.chmi.cz/portal/dt?portal_lang=cs&menu=JSPTabContainer/P4_Historicka_data&last=false

Domlátil, M., *Thanatophilus rugosus*, [online]. [cit. 2013-03-09]. Dostupné z: <http://www.biolib.cz/cz/taxonimage/id63542/?taxonid=5325>

Krásenský, P., *Pterostichus oblongopunctatus*, [online]. [cit. 2013-03-09]. Dostupné z: <http://www.biolib.cz/cz/taxonimage/id15111/?taxonid=4080>

Krejčík, S., *Poecilus cupreus*, [online]. [cit. 2013-03-09]. Dostupné z: <http://www.biolib.cz/cz/taxonimage/id167475/?taxonid=4056>

Pešková, H., 2007: [online]. [cit. 2012-12-08]. Dostupné z: http://portal.cenia.cz/eiasea/download/EIA_JHC258_oznameni_1.pdf

Pterostichus oblongopunctatus, Notable B., [online]. [cit. 2013-03-09]. Dostupné z:
<http://www.thewcg.org.uk/carabidae/0480G.htm>

Selnekovic, D., *Nicrophorus vespilloides*, [online]. [cit. 2013-03-09]. Dostupné z:
<http://www.biolib.cz/cz/taxonimage/id31771/?taxonid=5361&type=1>

Zicha, O., *Carabus hortensis hortensis*, [online]. [cit. 2013-03-09]. Dostupné z:
<http://www.biolib.cz/cz/taxonimage/id235/?taxonid=3693>

9. Přílohy

Foto 2 Biotop paseka (zdroj: Petr Stluka, 14. 7. 2012)



Foto 3 Biotop smrková školka (stáří 6 let) (zdroj: Petr Stluka, 14. 7. 2012)



Foto 4 Biotop smrkový les (stáří 50-70 let) (zdroj: Petr Stluka, 14. 7. 2012)



Foto 5 Past na biotopu paseka - těsně před vybráním (zdroj: Petr Stluka, 14. 7. 2012)



Foto 6 Vysypaná zemní past z biotopu smrkový les (stáří 50-70 let) (zdroj: Petr Stluka, 14. 7. 2012)



Foto 7 Třídění nasbíraného materiálu (zdroj: Petr Stluka, 14. 7. 2012)

