

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI
PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA
Katedra zoologie a Ornitologická laboratoř



Vliv lesního hospodaření na společenstva střevlíkovitých
brouků (Coleoptera, Carabidae) v klimaxových smrčínách
Hrubého Jeseníku

Bakalářská práce

Marek Hučín

Studijní program, obor: Chemie pro víceoborové studium, biologie
Forma studia: prezenční
Vedoucí práce: Mgr. Josef Kašák
Termín odevzdání práce: 4. 8. 2012

Olomouc 2012

Prohlašuji, že předložená práce je mým původním autorským dílem, které jsem vypracoval samostatně. Veškerou literaturu a další zdroje, z nichž jsem při zpracování čerpal, v práci řádně cituji a jsou uvedeny v seznamu použité literatury.

V Olomouci, dne 3. 8. 2012

.....

Děkuji v první řadě svému vedoucímu Josefu Kašákovi za trpělivost a odborné vedení, Jiřímu Stanovskému za pomoc s determinací entomologického materiálu a Hance Karáskové za ochotnou pomoc při výběrech pastí. Za udělení výjimky z ochranných podmínek CHKO Jeseníky, dle zák. ČNR č. 114/1992 Sb., v platném znění, děkuji MŽP ČR, Praha a Vládě ČR.

Bibliografická identifikace

Jméno a příjmení autora: Marek Hučín

Název práce: Vliv lesního hospodaření na společenstva střevlíkovitých brouků (Coleoptera, Carabidae) v klimaxových smrčinách Hrubého Jeseníku

Typ práce: Bakalářská práce

Pracoviště: Katedra zoologie a Ornitologická laboratoř PřF UP

Vedoucí práce: Mgr. Josef Kašák.

Rok obhajoby práce: 2012

Abstrakt:

V rámci bakalářské práce byl hodnocen vliv sanačních opatření proti kůrovci, především sanačních těžeb na společenstva střevlíkovitých brouků. Výzkum epigeonu probíhal metodou padacích zemních pastí na východním okraji NPR Praděd (poblíž Kamzičí chaty). Terénní práce probíhaly na třech různě starých plochách po sanačních těžbách a v porostu klimaxové smrčiny. Do každé studijní plochy byla umístěna linie osmi pastí (celkem bylo tedy nainstalováno 32 pastí). Zároveň byly zaznamenány charakteristiky studijních ploch tzn. věk a abiotické proměnné prostředí (teplota a vlhkost vzduchu). Vztah druhových dat a vybraných proměnných prostředí byl zhodnocen pomocí mnohorozměrných ordinačních technik.

Na základě analyzovaného souboru dat lze konstatovat, že společenstva střevlíkovitých se po sanačních těžbách proti kůrovci výrazně mění. Ze studovaných abiotických proměnných střevlíkovité průkazně ovlivňuje minimální teplota a průměrná vlhkost na stanovišti. Sanační těžba tyto faktory mění v neprospěch lesních specialistů, u kterých dochází k poklesům početností až úplnému vymizení. V mladších sanovaných mýtinách tak dochází k úbytku stenoekních lesních druhů, přičemž nejvíce jsou postiženy hygrofilní druhy. Naopak v mladších mýtinách přibývají eurytopní střevlíci otevřených stanovišť. S rostoucím věkem porostu pak přibývá na prostředí náročnějších lesních střevlíkovitých.

Klíčová slova: Smrčina, brouci (Coleoptera), padací zemní pasti, disturbance, kůrovec, lesní hospodaření.

Počet stran: 42

Počet příloh: 4

Jazyk: Čeština

Bibliographical identification

Author's first name and surname: Marek Hučín

Title: The effect of forestry on assemblages of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in climax spruce forests of Hrubý Jeseník mountains.

Type of thesis: Bachelor's thesis

Department: Department of Zoology and Ornithological laboratory

Supervisor: Mgr. Josef Kašák.

The year of presentation: 2012

Abstract:

In this bachelor's thesis, the effects of sanitary techniques against spruce bark beetle, mainly salvage logging, on the assemblages of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) had been investigated. The epigeon was studied by pitfall traps. The traps had been placed on the eastern border of the National Nature Reserve Praděd (nearby Kamzičí chalet). The research was conducted on four sites: three differently aged sites after salvage logging and a climax spruce forest site. Eight traps had been set at each site in lines. 32 traps had been set in total. Both biotic and abiotic variables of each site had been recorded (time since clear-cutting, air temperature and relative humidity). The relationship between species' and environmental variables was analysed by multidimensional ordination techniques. On the basis of the analyzed data komplex can be stated that the carabid assemblages are distinctly changed by salvage logging. Ground beetles were significantly affected by the environmental variables of minimal temperature and mean humidity of the site. Salvage logging changes these variables against the forest specialists, which decrease in abundance and may even become locally extinct. On younger salvage logged sites, the hygrophilic species are affected most negatively. On the contrary, eurytopic species become more abundant. As the young forest grows old, numbers of more demanding forest species increase.

Keywords: Spruce forest, beetles (Coleoptera), pitfall traps, disturbance, bark beetle, forestry

Number of pages: 42

Number of appendices: 4

Language: Czech

1. Obsah

1.	Obsah.....	6
2.	Úvod.....	7
2.1.	Disturbance v klimaxových smrčínách.....	8
2.2.	Využití střevlíkovitých k bioindikaci.....	9
3.	Cíle práce:.....	9
4.	Sanační opatření proti kůrovci.....	9
5.	Vliv sanačních opatření proti kůrovci na střevlíkovité.....	11
6.	Materiál a metodika.....	12
6.1.	Charakteristika studovaného území.....	12
6.2.	Rozmístění a výběry pastí:.....	13
6.3.	Charakteristiky studovaných ploch.....	14
6.4.	Klasifikace reliktnosti dle Hůrky et al. (1996):.....	15
6.5.	Analýza dat.....	15
7.	Výsledky.....	16
7.1.	Stanovení vlivu sanačních opatření (těžeb) proti kůrovci na společenstva střevlíkovitých.....	17
7.2.	Stanovení vlivu sanačního opatření na společenstva střevlíkovitých prostřednictvím vybraných abiotických faktorů.....	22
8.	Diskuse.....	25
8.1.	Stanovení vlivu sanačních opatření proti kůrovci na společenstva střevlíkovitých.....	25
8.2.	Stanovení vlivu sanačních opatření na společenstva střevlíkovitých prostřednictvím vybraných abiotických faktorů.....	27
9.	Závěr.....	28
10.	Literatura:.....	30
11.	Přílohy:.....	36

2. Úvod

Horské klimaxové smrčiny jsou přirozeným zakončením zvyšujícího se zastoupení smrku napříč výškovým gradientem v horských lesích od 5. do 8. lesního vegetačního stupně. V pohoří Hrubého Jeseníku tvoří klimaxové smrčiny zhruba 12% jeho rozlohy. Spolu s ostatními horskými oblastmi Sudet (Krkonoše, Šumava) zde k rozsáhlejší kolonizaci spojené s těžbou dříví došlo až ve 13. století, přičemž vrcholové partie Jeseníků byly spíše než pro dřevo využívány k pastevectví (Banaš et Hošek 2004, Novák et al. 2010). Bylo tak umožněno zachování přírodě blízkých ekosystémů klimaxových smrčin na mnoha partiích Hrubého Jeseníku. Ačkoliv se v klimaxových smrčinách nachází smrk ztepilý (*Picea abies* (L.)) ve svém ekologickém optimu (Musil 2003), bývá ohrožen řadou biotických i abiotických vlivů. Je to dáno především klimatickými poměry (silný vítr, mráz, sněhová pokrývka, námraza, znečištění ovzduší), které spolu s vlastnostmi půdy (koncentrace živin, pH, vlhkost) a přítomností škůdců vytvářejí stres, který může vést k oslabení, popř. odumření stromů (Strnadová 2011). Jednou z nejvýznamnějších disturbancí klimaxových smrčin představuje tzv. bořivý vítr, který může během krátké doby vyvrátit nebo polámat rozsáhlé lesní porosty. Podle studie Dobrovolného a Brázdila (2003) docházelo na našem území několikrát v každém století k rozsáhlým větrným disturbancím. V minulosti přitom nebyl brán velký ohled na jiné než produkční funkce lesa. Dřevo představovalo (a představuje dodnes) ceněnou surovinu, a kalamitní těžba měla za cíl zachránit alespoň část ušlého zisku (Lindenmayer et Noss 2006). Již odedávna přitom byla lesníkům známá souvislost mezi větrnými disturbancemi a následnými gradacemi kůrovce. Nedávné studie (Lindenmayer et Noss 2006, Jonášová et Prach 2008, D'Amato 2011) však poukazují na fakt, že sanační těžby mají velký vliv na biodiverzitu lesních ekosystémů. Některé současné práce docházejí k závěru, že gradace lýkožrouta v přirozeném smrkovém porostu nemusí být vůbec důvodem k zásahu (Jonášová et Matějková 2007, Svoboda 2010). Problematika sanačních opatření proti kůrovci v klimaxových smrčinách překvapivě není ve střední Evropě dostatečně prozkoumána. Chybí zejména informace v oblasti vlivů lesnických zásahů na epigeon. Předložená bakalářská práce je proto zaměřena na hodnocení vlivu sanačních opatření v klimaxových smrčinách na střevlíkovité brouky, kteří jsou tradičně užíváni jako bioindikátoři změn v lesních ekosystémech (Rainio et Niemelä 2003, Gandhi et al. 2008, Kotze et al. 2011).

2.1. Disturbance v klimaxových smrčínách

Dynamiku a heterogenitu stanovišť boreálních a temperátních lesů udržují disturbance (Lindenmayer et Noss 2006, Jonášová et Prach 2008). Na rozdíl od Evropských boreálních lesů, kde nejvýznamnějším disturbančním činitelem je oheň, se ve střední a západní části Evropy nejvíce uplatňují vítr a v lesích s převahou smrku také kalamity kůrovce (Schroeder 2007, Svoboda 2008, Jonášová et Prach 2008, Štícha 2010).

Náchylnost k poškození lesa vichřicí přitom závisí na horizontální, vertikální a věkové struktuře porostu, sklonu svahu, typu půdy, struktuře okolních porostů atd. Mělký kořenový systém a vysoko nasazená koruna smrku způsobují jeho nižší odolnost vůči větrným disturbancím, a to zejména u starších jedinců (Musil 2003, Čermák 2011). Otázku, do jaké míry je tento přirozený cyklus větrných disturbancí (a následně kalamit kůrovce) ovlivněn historickou hospodářskou činností, je však těžké zodpovědět, neboť ve střední Evropě chybí větší plochy hospodářsky nevyužívané přírodní horské smrčiny pro zhodnocení vlivu disturbancí (Svoboda 2010). Bez ohledu na míru přirozenosti těchto procesů je však známo, že mezi počtem větrných disturbancí a populační dynamikou kůrovce existuje přímá závislost. Padlé stromy po polomu slouží jako potravní zdroj pro kůrovce, jehož abundance při překročení prahových hodnot umožňuje i napadení jinak zdravých stromů v okolí, a způsobuje narušení ještě rozsáhlejší, než jaké vzniklo samotnou vichřicí (Okland et Bjornstard 2006, Svoboda et Pouska 2008).

Pro účely této práce zahrnuje pojem kůrovec brouky z čeledi nosatcovitých (*Curculionidae*), podčeledi *Ipinae*. Larvy se živí většinou vodivými pletivými (lýkem nebo dřevem), a mohou tím způsobit odumření hostitelského stromu). Na rozpadu smrčín ve střední Evropě se nejvýznamněji podílí především druhy: *Pityophtorus pityographus* (Ratz.), *Dendroctonus micans* (Kug.), *Pityogenes chalcographus* (L.), *Ips amitinus* (Eichh.), *Ips duplicatus* (Schl.) a *Ips typographus* (L.), který je jedním z nejvýznamnějších škůdců smrku, dojde-li k jeho gradaci (Stolina et al. 1985, Overbeck et Schmidt 2012). Kromě samotného žíru larev však napadený strom ohrožují také houbové patogeny (především rod *Ceratocystis*), které jsou rozšiřovány na tělech dospělců, a umožňují kůrovcům snáze kolonizovat zdravé stromy (Wermelinger 2004).

2.2. Využití střevlíkovitých k bioindikaci

Při hodnocení zachovalosti stanoviště pomocí bioindikačních skupin organismů je jedním z hlavních požadavků vybrat skupinu organismů, které by co nejlépe odrážely odpovědi i ostatních druhů na změny v ekosystému (Rainio et Niemelä 2003). Jednou z již tradičních skupin bezobratlých využívaných pro bioindikaci změn na stanovišti jsou brouci z čeledi střevlíkovitých (Coleoptera, Carabidae). Důvodem je především jejich dobře známá bionomie, snadná determinovatelnost a efektivní, finančně i časově dostupný sběr metodou padacích zemních pastí. Ačkoliv podrobné vztahy střevlíkovitých k ostatním druhům organismů nejsou hluboce probádané, ukazují se stále jako užitečný nástroj pro indikaci zachovalosti stanoviště (Koivula et al. 2002, Rainio et Niemelä 2003, Kotze et al. 2011).

3. Cíle práce

1. Stanovení vlivu sanačních opatření proti kůrovci na společenstva střevlíkovitých v klimaxových smrčínách.
2. Stanovení vlivu sanačního opatření na společenstva střevlíkovitých prostřednictvím vybraných abiotických faktorů v klimaxových smrčínách.

4. Sanační opatření proti kůrovci

Hlavním cílem sanačních opatření proti kůrovci je zachování hospodářské funkce lesa (Jonášová et Prach 2008). Sanační opatření zahrnují preventivní a obranná opatření, která by měla vést v konečném důsledku k regulaci stavů kůrovce na dané lokalitě a v daném čase.

Mezi opatření, která nejsou prostorově rozsáhlá patří především:

- a) Feromonové lapače – zařízení pro monitoring stavů kůrovce. Jedná se o pasti s feromonovým atraktantem. Kvůli nízké účinnosti se při samotné obraně nepoužívají.
- b) Lapáky – odvětvené kmeny smrků, přikryté větvemi a vhodně umístěné na kraji porostu. Takovéto kmeny jsou kůrovcem hojně napadány. Před dokončením vývoje jsou lapáky zcela z porostu odstraněny a sanovány (odkorněním).
- c) Otrávený lapák – vznikne použitím insekticidu na povrch lapáku. Otrávený lapák hmyz přímo hubí. Účinným typem otrávených lapáků jsou trojnožky z čerstvých

výřezů opatřené navíc feromonovým odparníkem. Otrávené lapáky se nepoužívají k monitoringu, jedná se o čistě obranné opatření (Stolina et al. 1985, Davidková 2012).

- d) Loupání na stojato – napadené stromy se nekácí, ale jejich kůra a lýko jsou na stojato odstraněny. Tato metoda je velice náročná a nákladná, a tak se používá zpravidla v nejpřísněji chráněných územích.

Krajní řešení situace potom představuje, obvykle prostorově rozsáhlejší, kalamitní (sanační) těžba, která zabraňuje přemnožení kůrovce odstraněním živného substrátu v podobě poškozených, vyvrácených nebo již napadených kmenů smrku. Kalamitních těžeb se využívá také preventivně při velkých polomech způsobených vichřicí. Takové těžby však mohou způsobit mnohem vážnější zásah do ekosystému, než samotná disturbance, která jí předcházela. Jedná se především o změny vodních režimů, erozi půdy aj. (Lindenmayer et Noss 2006). Spolu se sanační těžbou se také uplatňuje loupání ležících kmenů.

Výše popsané sanační opatření způsobuje dramatické změny mikroklimatu, změny v biotických i abiotických podmínkách, změny ve fytoocenózách (především bylinného patra v důsledku odstranění souvislého lesního porostu). Obecně se snižuje pokryvnost mechů, zatímco pokryvnosti trav jako *Calamagrostis villosa* a *Avenella flexuosa*, které jsou lépe adaptované na exponovaná stanoviště (Jonášová et Prach 2008) se zvětšují. Zvyšují také riziko kolonizace stanoviště invazními druhy rostlin (Lindenmayer et Noss 2006).

Negativně jsou ovlivněny především populace saproxylního hmyzu, pro které je mrtvá a odumírající dřevní hmota klíčovým substrátem pro přežití. Především kmeny velkých rozměrů mají pro saproxylní hmyz důležitou roli (Müller et al. 2010). Horské reliktní druhy, jakým je např. kovařík *Ampedus auripes* nebo tesařík *Cornumutilla quadrivittata*, jsou vázány právě na zachovalé horské smrčiny (Vávra 2010). Tito saproxylofágové vyžadují značnou komplexitu ekosystému, a i snížená početnost vhodných dřevních těles představuje pro tyto specialisty riziko. Lesní těžba, ať už sanační nebo hospodářská, ohrožuje také vzácné druhy ptáků vázaných na dutiny, mezi něž patří např. datlík tříprstý (*Picoides tridactylus*) (Schmiegelow et Mönkkönen 2002). Beze změny nezůstávají ani společenstva pavouků. Především druhy, které si staví síť, na vzniklých mýtinách rychle mizí (Coyle 1981). Dochází ke zvýšení expozice stanoviště slunečnímu záření a větru, ztrátám půdní vlhkosti (Lindenmayer et Noss 2006), na které reagují také společenstva epigeického hmyzu (Coyle 1981, Butterfield 1997, Koivula 2002). V neposlední řadě dochází také ke zpomalení přirozené obnovy lesa, neboť na vytěžených plochách chybí mrtvé dřevo většího objemu,

kteřé by napomáhalo růstu semenáčků (Svoboda et al. 2010), zadržovalo vlhkost a zpomalovalo odtok dešťové vody (a tak do jisté míry bránilo erozi) (Dudley et Vallauri 2005).

Některé práce z poslední doby (Lindenmayer et Noss 2006, D'Amato et al. 2011) poukazují na význam ponechávání biologických pozůstatků z doby před disturbancí – tzv. biological legacies. Může se jednat o ponechané zbytky porostů, mrtvé dřevo nebo stojící kmeny, které mohou napomáhat při obnově ekosystému. Konečně některé studie (Jonášová et Matějková 2007, Svoboda et al. 2010) konstatují, že gradace kůrovce jsou v přirozené horské smrčíně přirozeným jevem, který není vhodné řešit sanační těžbou.

5. Vliv sanačních opatření proti kůrovci na střevlíkovité

Dopadům sanačních opatření proti kůrovci na epigeon byla dosud věnována malá pozornost. Ačkoliv to není potvrzené, předpokládá se, že použití lapáků a lapačů populace střevlíkovitých výrazně nepostihuje, jelikož pineny, které slouží jako atraktanty pro kůrovce, nemají na střevlíkovité vliv (Gandhi et al. 2008). Negativní vliv odkorňování kmenů (především ležících) na střevlíkovité je očekávatelný s ohledem na to, že řada lesních střevlíků využívá padlé kmeny jako úkryty pro přezimování (*Carabus* sp., *Pterostichus* sp.) a některé druhy (*Pterostichus aethiops*, *P. rufitarsis cordatus*), zde loví i ve vegetačním období (Hůrka 1996, Stanovský et Pulpán 2006, Kašák *in verb.*). U stromů loupaných nastojato lze, za předpokladu, že takové stromy se svými funkcemi příliš neliší od stojících stromů zahubených kůrovcem, pozitivně hodnotit zachování hodnot vlhkosti a teploty blízko hodnot zdravé klimaxové smrčiny (*sensu* Jonášová et Prach 2008). Naproti tomu významné jsou sanační a kalamitní těžby, které mají mnoho rysů společných s klasickou hospodářskou těžbou, a které jsou v odborné literatuře zpracovány velmi dobře (Lindenmayer et Noss 2006, Gandhi et al. 2008).

Tématu vlivu lesního hospodaření v různých formách na společenstva střevlíkovitých je v odborných pramenech věnováno velké množství studií (Butterfield 1997, Koivula et al. 2002, Pihlaja et al. 2006, Niemelä et al. 2007, Fuller et al. 2008). Jedná se však převážně o studie ze severoevropských boreálních lesů, popř. severoamerických temperátních lesů, a tedy nemohou být ve všech závěrech vztahovány i na středoevropské horské lesy, a to především kvůli rozdílnému historickému vývoji a výskytu odlišných biocenóz. Existuje také určitý rozdíl mezi sanační těžbou proti kůrovci a pravidelnou těžbou, především v rozloze postiženého stanoviště a v míře narušení půdního pokryvu. Sanační těžba také často

probíhá v místech, kde se s klasickou těžbou nepočítalo (strmé svahy hor, národní parky, etc.) (Lindenmayer et Noss 2006). Z hlediska dopadů na epigeon však lze závěry studií zabývajících se důsledky hospodářské těžby na bezobratlé vztahovat také na problematiku sanačních těžeb.

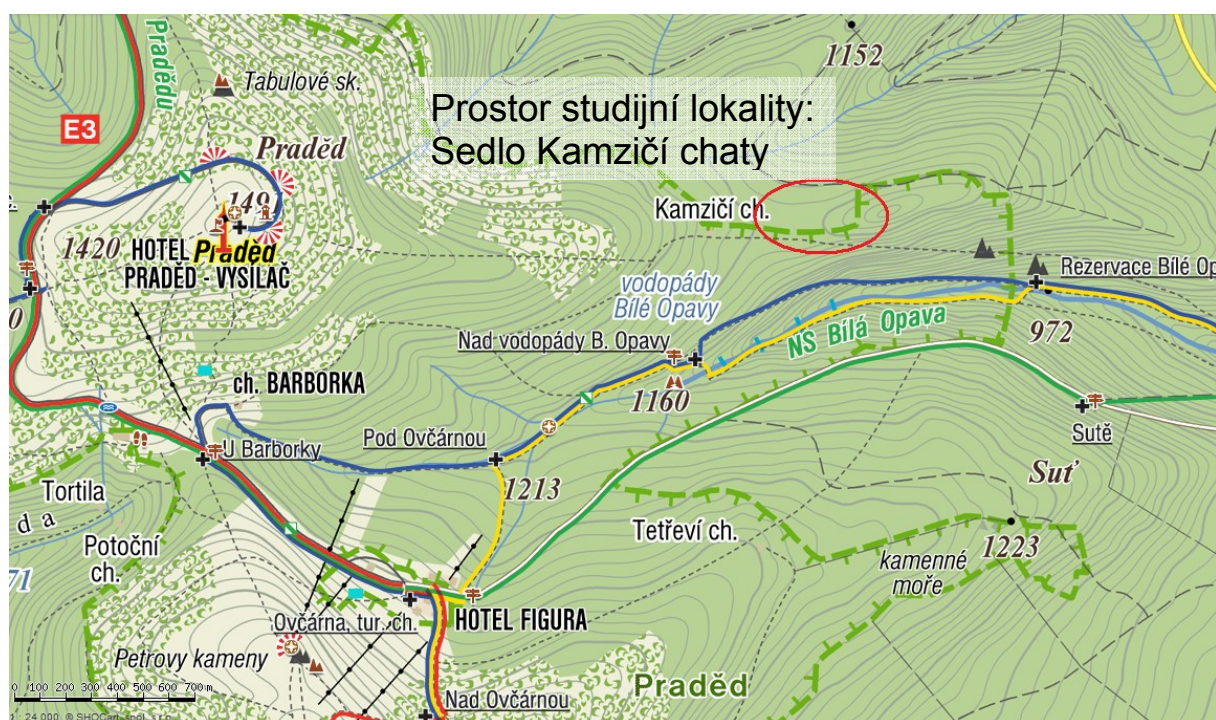
Studie ze Skandinávie se obecně shodují, že po vykácení lesa vzniklou holinu osídlí (obvykle eurytopní) druhy otevřených stanovišť, což vede krátkodobě ke zvýšení druhové bohatosti (Niemelä et al. 2007, Koivula et al. 2002). Naproti tomu druhy fylogeneticky adaptované na stabilní lesní mikroklima, tedy druhy obvykle brachypterní s nízkou schopností rozptylu, mizí, a u reliktních zástupců s úzkou ekologickou valencí může dojít i k lokálnímu vymření (Koivula et al. 2002). Eurytopní druhy po krátké době z otevřených stanovišť mizí, zatímco se vznikem souvislého stromového patra, po 20–30 letech, se začínají objevovat lesní druhy. Na takovýchto plochách byla také pozorována nejmenší druhová diverzita. Rekolonizace mladého porostu lesními specialisty je možná pouze nachází-li se v blízkosti ostrůvek původního lesa s funkcí refugia, avšak i tehdy může obnova jejich populací trvat desítky let (Koivula et al. 2002). Při sanačních těžbách však dochází k většímu narušení půdního pokryvu a zpravidla na větší ploše (Lindenmayer et Noss 2006), takže regenerace lesního porostu spolu se společenstvy rostlin a živočichů může trvat minimálně několik desítek let, a některé druhy mohou vymizet úplně. Proto by měla být, při hodnocení vlivu sanačních těžeb, věnována zvýšená pozornost specialistům vázaným na určité typy mikrostanovišť. Tyto druhy jsou těžbami ohroženy nejvíce (Niemelä et al. 2007).

6. Materiál a metodika

6.1. Charakteristika studovaného území

Výzkum byl proveden 2 km východně od vrcholu Pradědu (1492 m n.m.) poblíž Kamzičí chaty na východním okraji NPR Praděd (CHKO Jeseníky), ve výšce 1200–1220 m n. m., v zóně klimaxových smrčín (obr. 1). Pro studijní lokalitu jsou charakteristické horské klimatické podmínky, kdy průměrná roční teplota se pohybuje kolem 1,9 °C, sněhová pokrývka se zde drží průměrně 171 dnů (Quitt 1971).

Obr. 1: Prostor studijní lokality (Zdroj: <http://www.mapy.cz>)



6.2. Rozmístění a výběry pastí

Cílem práce bylo zjištění vlivu sanačních opatření na střevlíkovitě. K získání dat o střevlíkovitých byla použita standardní metoda výzkumu epigeonu – padací zemní pasti (Greenslade 1964). Jednotlivé pasti byly tvořeny plastovými kelímky o průměru 9 cm a objemu 500 ml, shora kryté stříškou (Příloha 3). Jako konzervační médium bylo použito 4% roztoku formaldehydu s přídavkem detergentu. Celkem bylo instalováno 32 padacích zemních pastí ve čtyřech sériích po osmi pastech, přičemž v každém studovaném stanovišti (ploše) se nacházela jedna sada pastí. Ty byly umístěny v liniích a vzdálenost mezi jednotlivými pastmi byla přibližně 10 m. Linie pastí byly vedeny napříč studovaným stanovištěm přes pomyslný střed plochy, přičemž krajní pasti se nacházely 10 m od okraje sousedního typu stanoviště. Pomocí navigace Garmin eTrex Legend byly zaznamenány GPS pozice pastí. Studována byla tato věkově odlišená stanoviště: mýtina (stáří 3 roky), mlazina (stáří 8 let), starší les (staří cca 20 let) a přírodě blízká klimaxová smrčina (stáří nejméně 90 let). Plochy studovaných stanovišť dosahovaly přibližně stejné rozlohy, která se pohybuje okolo 5 ha. Pro získání informací o abiotických podmínkách na jednotlivých stanovištích byl ve středu každé linie pastí umístěn datalogger (Voltcraft DL-120TH) zaznamenávající v hodinových intervalech

údaje o minimální, maximální a průměrné teplotě a vlhkosti (jeden záznam byl vytvořen z průměru naměřených hodnot za jednu hodinu).

Pasti byly na lokalitu umístěny 30. 5. 2011 a přibližně každé tři týdny byly vybírány (21. 6., 9. 7., 27. 7., 14. 8., 1. 9., 19. 9., 16. 10.). Odstraněny byly 16. 10. 2011. Celkem tedy bylo za dobu účinnosti 139 dní uskutečněno sedm výběrů. Při každém výběru byl v pastech vyměňován konzervační roztok formaldehydu. Násbíraný materiál byl po vybrání z pastí uchováván v ethanolu. Získaný materiál byl následně v laboratoři roztríděn a determinován především podle Hůrky (1996).

6.3. Charakteristiky studovaných ploch

Linie „A“ byla umístěna na 3 roky staré mýtině vzniklé po sanaci následků větrné disturbance. Na této ploše se nacházel přirozený nálet a výsadba smrku, která byla doplněna výsadbou jeřábu (*Sorbus* sp.) a buku (*Fagus sylvatica*). Mezi mladými stromky se nacházela mozaika převažujícího zapojeného trávníku s dominancí smilky tuhé (*Nardus stricta*), metličky křivolaké (*Avenella flexuosa*) a ploch bez vegetace.

Linie „B“ byla umístěna v mladém, cca 8 let starém smrkovém porostu. V bylinném a keřovém patru převažovaly keříky brusnice borůvky (*Vaccinium myrtillus*), ve stinnějších místech pak bika (*Luzula* sp.).

Linie „C“ procházela cca 20 let starým porostem s nepravidelným výskytem starších, ale i mladších stromů, které pokrývaly většinu plochy. V bylinném patru převažovala metlička křivolaká, porosty brusnice borůvky a ve stinnějších místech bika.

Linie „D“ byla umístěna v přírodě blízké smrčíně o stáří minimálně 90 let. Porost byl svou strukturou podobný pralesním smrčínám, nicméně z dřevin byl zastoupen pouze smrk. Ve studijní ploše se nacházelo pestré věkové spektrum stromů, včetně velkého množství ležící odumřelé dřevní hmoty. Keřové a bylinné patro bylo především v osvětlenějších plochách zastoupeno keříky brusnice borůvky. Mechové patro bylo dobře vyvinuto s přítomností mechu ploníku (*Polytrichum* sp.), bělomechu (*Leucobryum* sp.) a rašeliníku (*Sphagnum* sp.).

6.4. Klasifikace reliktnosti dle Hůrky et al. (1996)

Pro vyjádření ekologické charakteristiky jednotlivých ploch z hlediska zachovalosti lze využít tzv. reliktnosti druhů (Hůrka et al. 1996). Nomenklatura stěvlíkovitých byla použita dle Hůrky (1996).

R skupina

Tato skupina zahrnuje druhy s nejužší ekologickou valencí a reliktním výskytem. V současné době jde obvykle o druhy vzácné a ohrožené, indikující člověkem nenarušené biotopy.

A skupina

Tato skupina obsahuje druhy adaptabilnější, které se vyskytují na habitatech blízkých přirozenému stavu, např. na regenerovaných plochách blízko původním biotopům. Patří k ní druhy lesních porostů (i druhotných), břehů tekoucích i stojatých vod, travnatých biotopů typu paraklimaxů.

E skupina

Skupina E je tvořena eurytopními druhy obvykle bez zvláštních požadavků na kvalitu a charakter prostředí. Druhy nestabilních, měnících se habitatů, obývající silně antropogenně narušená stanoviště. Skupina zahrnuje i expansivní taxony šířící se na těchto habitatech a zvětšující svůj areál.

6.5. Analýza dat

Vzhledem k charakteru získaných dat bylo k vyhodnocování výsledků použito aplikace CANOCO 4.5 for Windows, která díky virtuální mnohorozměrné analýze dat umožňuje zpracovat vztahy mezi nezávislými a závislými proměnnými a vizualizovat je v ordinačních modelech pomocí programu CanoDraw for Windows 4.0. Jako nezávislé proměnné byla použita data o abiotických i biotických podmínkách jednotlivých stanovišť (průměrná, maximální a minimální teplota a vlhkost, stáří porostu). Z důvodu významného rozsahu hodnot zaznamenávaných proměnných (rozpětí hodnot se lišilo v řádech) byla data dekadicky logaritmována. Údaje o relativní vlhkosti byly vloženy jako hodnoty v rozmezí 0–1 (1 = 100%). Hodnotu měřené veličiny reprezentovalo pro každý výběr vždy jedno číslo

(pro maximální teplotu např. nejvyšší teplota naměřená během jednoho výběru).

Zároveň byly zaznamenány GPS pozice pastí a byla zohledněna jejich vzdálenost vůči ostatním biotopům. Vzdálenosti od okrajů biotopů (v metrech) byly do analýz vloženy jako dekadické logaritmy. Jako závislé proměnné vystupovaly údaje o abundancích druhů.

Do analýz byli zahrnuti pouze jedinci určení na úroveň druhu. Do statistického zhodnocení nebyly zahrnuty náhodně zaznamenané druhy, tj. druhy s nižší početností než 5. Jedná se o tyto taxony: *Amara erratica*, *Bembidion lampros*, *Bembidion quadrimaculatum*, *Carabus arcensis*, *C. intricatus*, *Harpalus latus*, *Pseudoophonus rufipes*, *Pterostichus niger* a *Trechus pilisensis sudeticus*. Z důvodu různé délky expozice pastí mezi jednotlivými výběry byly početnosti jednotlivých druhů přepočteny na tzv. „past'odny“. Jako kovariáta byla určena proměnná datum výběru (pořadí týdne v roce).

Struktura druhových dat byla analyzována prostřednictvím detrended correspondence analysis (DCA). Gradient druhových dat na 1.–4. kanonické ose byl > 4 , a proto byl vztah druhů a vybraných proměnných prostředí testován prostřednictvím canonical correspondence analysis (CCA). V rámci testu modelu bylo použito permutačního testu Monte Carlo (nastaveno 5000 permutací). Vztah vybraných druhů a jednotlivých abiotických faktorů byl testován pomocí generalized linear model (GLM).

7. Výsledky

V časovém rozmezí od 30. 5. do 16. 10. 2011 bylo celkem na lokalitě chyceno 2704 jedinců z 31 druhů střevlíkovitých. Zjištěné společenstvo střevlíkovitých obsahovalo 22 druhů skupiny A (adaptabilní), 6 druhů skupiny E (eurytopní), a 3 druhy skupiny R (reliktní), (Příloha 2). Nejpočetnějším druhem byl *Carabus linnaei* (792 jedinců). Dále mezi dominantní druhy patřili: *Pterostichus unctulatus* (615 jedinců), *Carabus sylvestris* (312 jedinců) a *Trechus striatulus* (236 jedinců). Výrazné byly rozdíly početností jedinců a druhů mezi studovanými stanovišti. A: 23 druhů / 498 jedinců, B: 20 / 261, C: 19 / 228 a D: 20 / 1717 jedinců (Příloha 2).

Rámcově lze společenstvo střevlíkovitých označit jako charakteristické pro zónu klimaxových smrčín Vysokých Sudet s tím, že obsahuje i zástupce typické pro subalpínskou zónu pohoří (*Carabus sylvestris*). V epigonu převažují druhy přírodě blízkých horských lesů, přičemž jsou přítomny i druhy reliktní (Hůrka et al. 1996), zařazené do Červeného seznamu (Farkač et al. 2005), nebo jinak indikující biologicky hodnotné biotopy (*Cychrus attenuatus*,

Carabus arcensis, *Pterostichus rufitarsis cordatus*, *Leistus piceus*, *Trechus pilisensis sudeticus*).

7.1. Stanovení vlivu sanačních opatření (těžeb) proti kůrovci na společenstva střevlíkovitých

Prostřednictvím mnohorozměrných ordinačních technik byl vytvořen CCA model, který po odečtení kovariát vysvětluje 29,2% variability druhových dat ($p < 0,001$; $F = 4,211$) pro všechny kanonické osy, tab. 1. Test většiny studovaných faktorů byl průkazný ($p < 0,05$). Na základě výsledků CCA modelu lze konstatovat, že průkazné byly proměnné „D“ – faktor klimaxového lesa ($p < 0,0001$; $F = 12,34$), „A“ – faktor nejmladší mýtiny ($p < 0,0001$; $F = 11,32$) a faktor „T - min“, který představuje minimální teplotu ($p = 0,002$; $F = 2,44$), dále „B“ – faktor mlaziny ($p = 0,003$; $F = 2,44$) a „H – prm“ – průměrná vlhkost ($p = 0,035$; $F = 1,74$). Neprůkazné naopak byly: „C“ – 20 let starý porost ($p = 0,063$; $F = 1,8$), „T – prm“ – průměrná teplota ($p = 0,066$; $F = 1,6$), „T – max“ – maximální teplota ($p = 0,133$; $F = 1,43$) a „H – min“ – minimální vlhkost ($p = 0,339$; $F = 1,1$), tab. 2. Jednotlivé vazby druhů na faktory prostředí a sukcesní stadium lesa lze odečíst z CCA modelu Druhy a faktory prostředí, obr. 2 a 3.

Rozložení druhů podél horizontální kanonické osy odpovídá sukcesní změně stanovišť, kdy v levé části schématu se nachází druhy starších lesních porostů (*Carabus glabratus*, *Cychrus attenuatus*, *Patrobus atrorufus*) a v krajních pozicích na pravé části pak střevlíci otevřených stanovišť (*Amara lunicollis*, *Leistus ferrugineus*, *Notiophilus biguttatus*), které v tomto případě představuje mýtina (obr. 3). Rozložení střevlíkovitých podél vertikální kanonické osy lze interpretovat jako změnu vlhkosti v prostředí, kdy v horních kvadrantech jsou druhy spíše vlhkomilné až hygrofilní (*Pterostichus diligens*, *Trechus splendens*), naproti tomu v dolní polovině grafu se nacházejí typické druhy vysychavých stanovišť (*Amara lunicollis*, *Notiophilus biguttatus*) (obr. 3). Ze schématu je také patrné, že lesní druhy jsou více nahloučeny, zatímco zástupci otevřených stanovišť jsou podél vertikální osy volně rozprostřeny, respektive v případě druhů otevřených stanovišť byla zaznamenána rozdílná tolerance vůči vlhkosti na sanovaných plochách (blíže kap. 8.2.).

Tabulka 1: Celkový přehled CCA modelu Druhy a faktory prostředí

Osa	1	2	3	4
Vysvětlená variabilita	0,222	0,187	0,043	0,032
Species-environment correlations:	0,798	0,758	0,499	0,465
Kumulativní procento vysvětlené variance				
v druhových datech:	7,6	14,0	15,4	16,5
ve vztahu druhových dat k proměnným prostředí:	40,2	74,1	81,8	87,7
Vysvětlená variabilita všemi osami:	2,922			
Vysvětlená variabilita kanonickými osami:	0,551			
Test významnosti I. kanonické osy:	F-ratio	13,374	P-value	< 0,001
Test významnosti všech kanonických os:	F-ratio	4,211	P-value	< 0,001

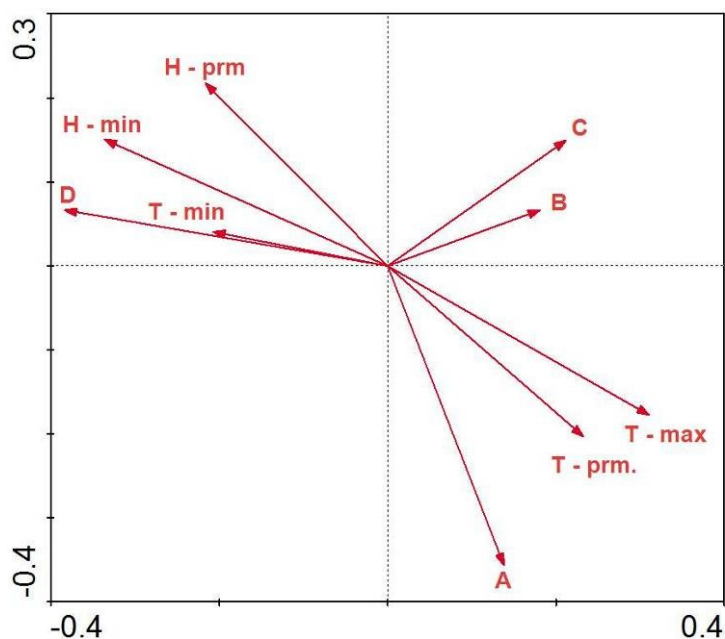
Tabulka 2: významnost proměnných prostředí v CCA modelu Faktory prostředí

Proměnná	P	F	Vysvětlená variabilita
D	< 0,001	12,34	0,20
A	< 0,001	11,32	0,17
T - min	0,002	2,44	0,04
B	0,003	2,44	0,03
H - prm	0,035	1,74	0,02
C	0,063	1,8	0,03
T - prm	0,066	1,6	0,02
T - max	0,133	1,43	0,03
H - min	0,339	1,1	0,01

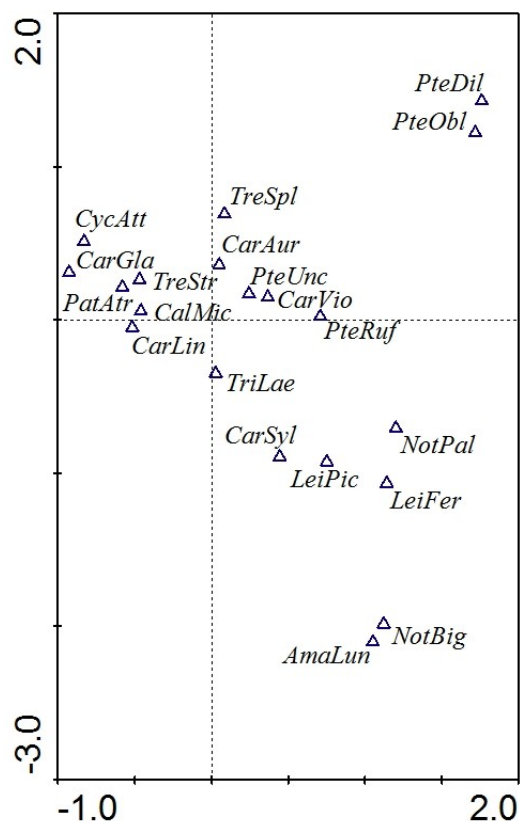
Vysvětlivky:

Testované proměnné reprezentují následující environmentální faktory: „T – prm.“ = průměrná teplota; „T – max“ = maximální teplota; „T – min“ = nejnižší naměřená teplota; „H – min“ = minimální vlhkost; „H – prm“ = průměrná vlhkost; „A“ = mýtina cca 3 roky po vykácení; „B“ = mladý porost smrku (cca 8 let); „C“ = starší les (cca 20 let); „D“ = přírodě blízký klimaxový les (90 a více let).

Obr. 2: CCA schéma faktorů prostředí



Obr. 3: CCA schéma druhů



Vysvětlivky:

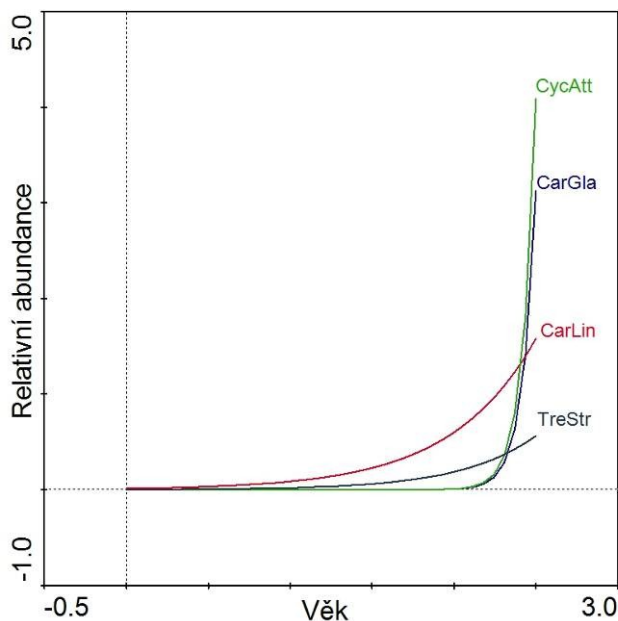
Testované proměnné reprezentují následující environmentální faktory: „T – prm.“ – průměrná teplota v období mezi jednotlivými výběry, „T – max“ – maximální teplota, „T – min“ – nejnižší naměřená teplota, „H – min“ – minimální vlhkost, „H – prm“ – průměrná vlhkost. „A“ – mýtina cca 3 roky po vykácení, „B“ – mladý porost smrku (cca 8 let), „C“ – starší les (cca 20 let), „D“ – přírodě blízký klimaxový les (90 a více let).

Ve schématu jsou uvedeny pouze druhy s váhou větší než 1% (v modelu). Jejich názvy jsou zkráceny následujícími akronymy: AmaLun – *Amara lunicollis*, CalMic – *Calathus micropterus*, CarAur – *Carabus auronitens*, CarGla – *Carabus glabratus*, CarLin – *Carabus linnaei*, CarSyl – *Carabus sylvestris*, CarVio – *Carabus violaceus*, CycAtt – *Cychrus attenuatus*, LeiFer – *Leistus ferrugineus*, LeiPic – *Leistus piceus*, NotBig – *Notiophilus biguttatus*, NotPal – *Notiophilus palustris*, PatAtr – *Patrobus atrorufus*, PteDil – *Pterostichus diligens*, PteObl – *Pterostichus oblongopunctatus*, PteRuf – *Pterostichus rufitarsis*, PteUnc – *Pterostichus unctulatus*, TreSpl – *Trechus splendens*, TreStr – *Trechus striatulus*, TriLae – *Trichotichnus laevicollis*.

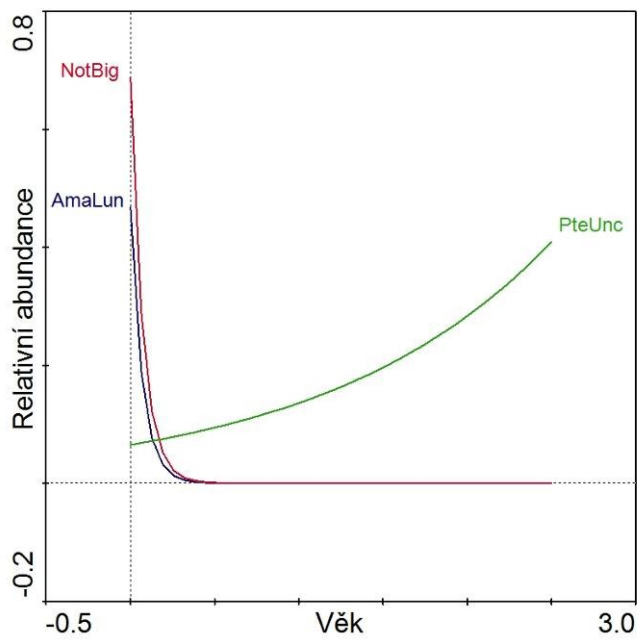
Prostřednictvím GLM byl testován vztah stěvlíkovitých ke vzrůstajícímu věku smrkového porostu na lokalitě, přičemž u 13 z 31 druhů byla zjištěna průkazná odpověď (grafy jsou rozděleny z důvodu přehlednosti). Abundance většiny (11) druhů stoupají s přibývajícím věkem porostu (obr. 4, 5, 6). Jedná se především o brachypterní druhy s vazbou na stálé prostředí klimaxového lesa, a to sice: *Carabus auronitens*, *Carabus glabratus*, *Cychrus caraboides*, *Cychrus attenuatus* atd. Naopak v případě druhů otevřených stanovišť (*Amara lunicollis*, *Notiophilus biguttatus*) byl zaznamenán pokles abundancí s rostoucím věkem porostu (obr. 4, 5, 6). V případě dvou druhů (*Carabus violaceus*, *Pterostichus unctulatus*) byla zjištěna průkazná, poměrně pozvolná odpověď na vzrůstající věk. Na základě provedených analýz lze pro danou studijní lokalitu vydělit tři skupiny druhů s odlišnou reakcí na sanované mýtiny:

- a) druhy s vazbou na bezlesá stanoviště: *Amara lunicollis*, *Notiophilus biguttatus* a *Leistus ferrugineus*
- b) druhy s vazbou na klimaxový les: *Carabus glabratus*, *Carabus linnaei*, *Carabus sylvestris*, *Cychrus attenuatus*, *Cychrus caraboides*, *Patrobus atrorufus*, *Calathus micropterus*, *Trechus splendens* a *Trechus striatulus*
- c) generalisté: *Carabus violaceus* a *Pterostichus unctulatus*

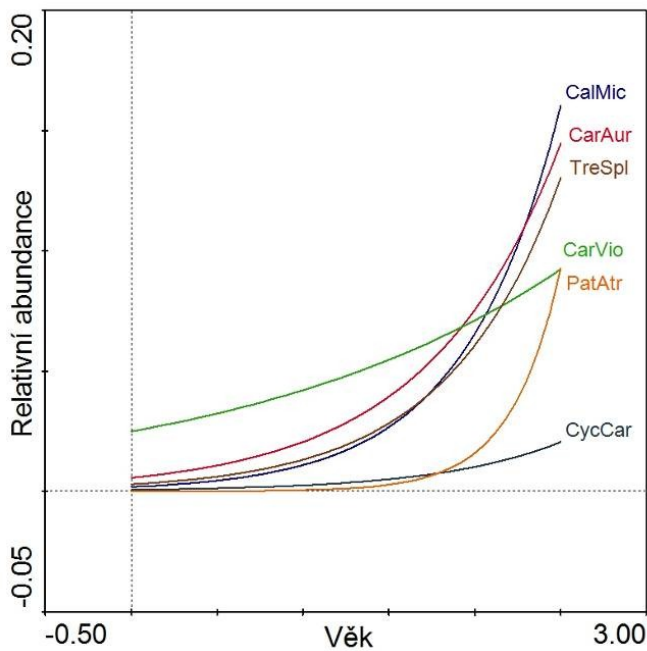
Obr. 4: GLM s vynesemím druhů a věkem porostu



Obr. 5: GLM s vynesemím druhů a věkem porostu



Obr. 6: GLM s vynesemím druhů a věkem porostu



Vynesené druhy jsou uvedeny akronymy: AmaLun – *Amara lunicollis* ($p < 0,001$; $F = 48,47$; $n = 6$), CalMic – *Calathus micropterus* ($p < 0,001$; $F = 28,96$; $n = 90$), CarAur – *Carabus auronitens* ($p < 0,001$; $F = 30,64$; $n = 123$), CarGla – *Carabus glabratus* ($p < 0,001$; $F = 38,54$; $n = 6$), CarLin – *Carabus linnaei* ($p < 0,001$; $F = 43,57$; $n = 792$), CarVio – *Carabus violaceus* ($p = 0,010$; $F = 6,66$; $n = 164$), CycAtt – *Cychrus attenuatus* ($p < 0,001$; $F = 47,77$; $n = 7$), CycCar – *Cychrus caraboides* ($p = 0,003$; $F = 9,29$; $n = 15$), NotBig – *Notiophilus biguttatus* ($p < 0,001$; $F = 131,97$; $n = 10$), PatAtr – *Patrobus atrofufus* ($p < 0,001$; $F = 24,04$; $n = 17$), PteUnc – *Pterostichus*

unctulatus ($p < 0,001$; $F = 12,86$; $n = 615$), *TreSpl* – *Trechus splendens* ($p < 0,001$; $F = 23,27$; $n = 91$), *TreStr* – *Trechus striatulus* ($p < 0,001$; $F = 59,48$; $n = 236$).

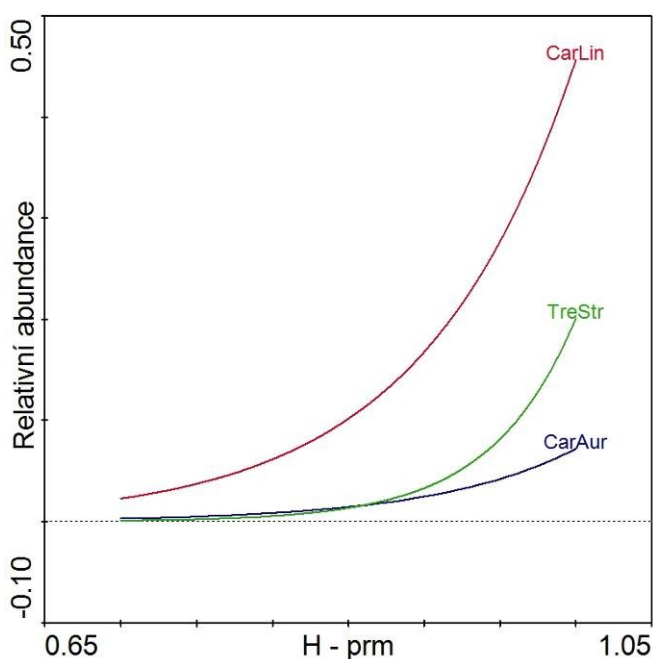
7.2. Stanovení vlivu sanačního opatření na společenstva střevlíkovitých prostřednictvím vybraných abiotických faktorů

Z abiotických faktorů byly vybrány pouze ty signifikantní ($p < 0,05$), a sice průměrná vlhkost ($H - \text{prm}$, $p = 0,035$) a minimální teplota ($T - \text{min}$, $p = 0,002$).

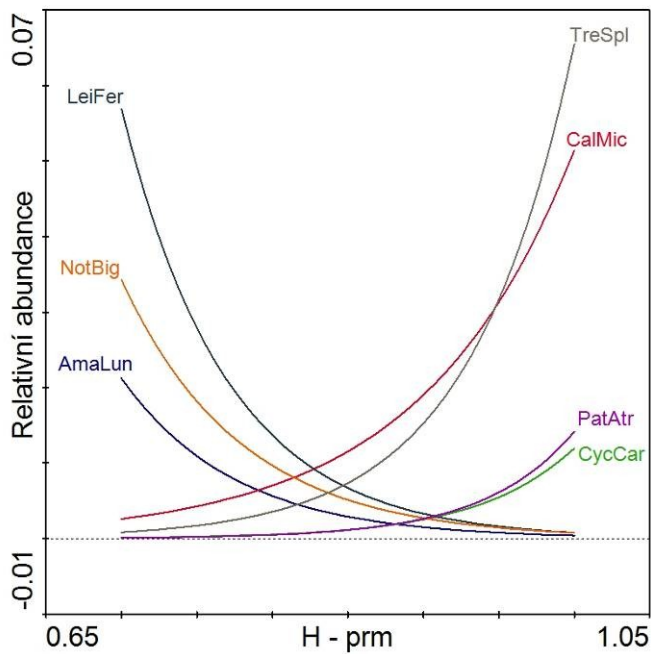
Z 31 druhů bylo průměrnou vlhkostí průkazně ovlivněno 10 druhů. Z toho 7 druhů vykazovalo se stoupající průměrnou vlhkostí nárůst početnosti (konkrétně *Calathus micropterus*, *Carabus auronitens*, *Carabus linnaei*, *Cychrus caraboides*, *Trechus splendens*, *Trechus striatulus* a *Patrobis atrorufus*, obr. 7, 8). Jedná se převážně o brachypterní druhy s nízkou disperzní schopností. Pouze u tří taxonů početnosti s rostoucí průměrnou vlhkostí klesaly. Jedná se o druhy *Amara lunicollis*, *Leistus ferrugineus* a *Notiophilus biguttatus*, které obývají otevřená stanoviště.

Odpovědi střevlíkovitých na faktor minimální teplota byly podobné jako jejich odpovědi na vzrůstající věk porostu. Početnosti druhů *Calathus micropterus*, *Carabus auronitens*, *C. linnaei*, *C. Sylvestris*, *C. violaceus*, *Cychrus attenuatus*, *C. caraboides*, *Patrobis atrorufus*, *Pterostichus unctulatus*, *Trechus splendens*, *T. striatulus* a *Trichotichnus laevicollis* spolu se vzrůstající minimální teplotou na stanovišti rostly (obr. 9, 10, 11).

Obr. 7: GLM s vynesemím druhů a průměrnou vlhkostí

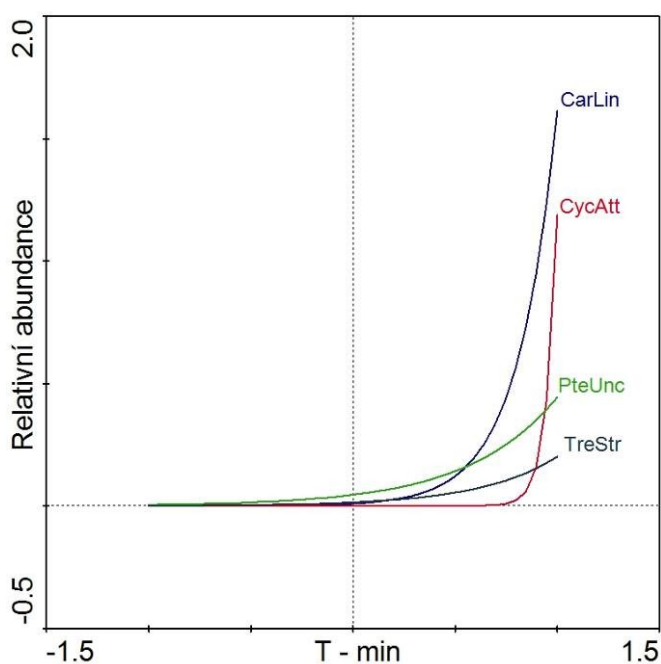


Obr. 8: GLM s vynesemím druhů a průměrnou vlhkostí

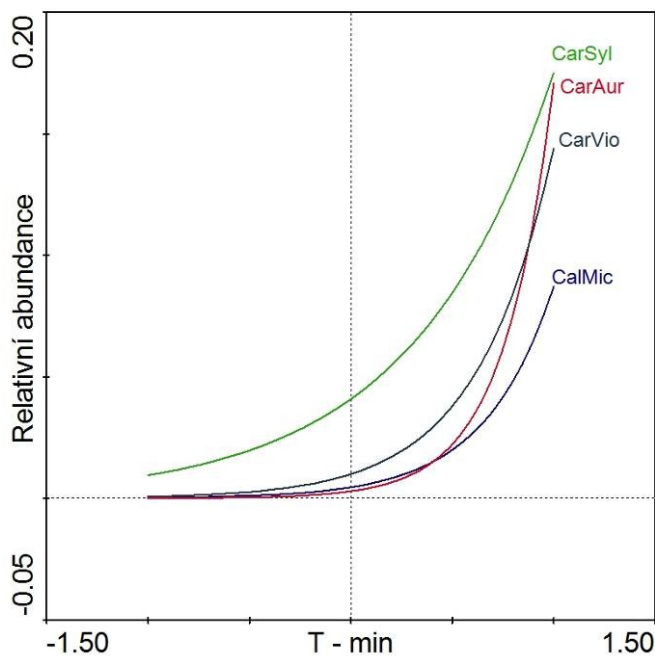


Vynesené druhy jsou uvedeny akronymy: AmaLun – *Amara lunicollis* ($p = 0,008$; $F = 7,22$; $n = 6$), CalMic – *Calathus micropterus* ($p = 0,007$; $F = 7,37$; $n = 90$), CarAur – *Carabus auronitens* ($p = 0,003$; $F = 9,27$; $n = 123$), CarLin – *Carabus linnaei* ($p = 0,003$; $F = 8,72$; $n = 792$), CycCar – *Cychrus caraboides* ($p = 0,013$; $F = 6,29$; $n = 15$), LeiFer – *Leistus ferrugineus* ($p < 0,001$; $F = 12,77$; $n = 13$), NotBig – *Notiophilus biguttatus* ($p < 0,001$; $F = 14,76$; $n = 10$), PatAtr – *Patrobus atrofufus* ($p = 0,049$; $F = 3,9$; $n = 17$), TreSpl – *Trechus splendens* ($p = 0,006$; $F = 7,61$; $n = 91$), TreStr – *Trechus striatulus* ($p < 0,001$; $F = 15,12$; $n = 236$).

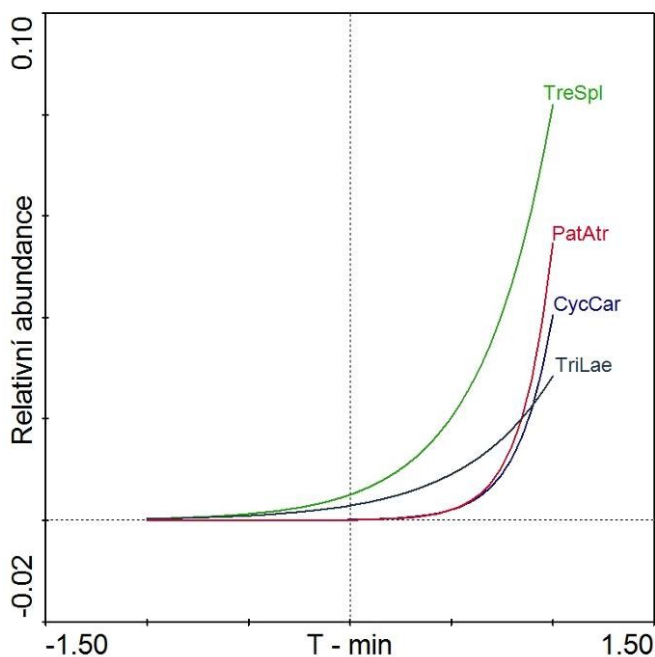
Obr. 9: GLM s vynesemím druhů a minimální teplotou



Obr. 10: GLM s vynesením druhů a minimální teplotou



Obr. 11: GLM s vynesením druhů a minimální teplotou



Vynesené druhy jsou uvedeny akronymy: CalMic – *Calathus micropterus* ($p = 0,001$; $F = 11,71$; $n = 90$), CarAur – *Carabus auronitens* ($p < 0,001$; $F = 19,47$; $n = 123$), CarLin – *Carabus linnaei* ($p < 0,001$; $F = 25,45$; $n = 792$), CarSyl – *Carabus Sylvestris* ($p = 0,004$; $F = 8,63$; $n = 312$), CarVio – *Carabus violaceus* ($p < 0,001$; $F = 18,99$; $n = 164$), CycAtt – *Cychrus attenuatus* ($p < 0,001$; $F = 13,06$; $n = 7$), CycCar – *Cychrus caraboides* ($p = 0,001$; $F = 10,32$; $n = 15$), PatAtr – *Patrobus atrorufus* ($p = 0,009$; $F = 6,89$; $n = 17$), PteUnc – *Pterostichus*

unctulatus ($p < 0,001$; $F = 14,70$; $n = 615$), *TreSpl* – *Trechus splendens* ($p = 0,009$; $F = 6,97$; $n = 91$), *TreStr* – *Trechus striatulus* ($p = 0,006$; $F = 7,73$; $n = 236$), *TriLae* – *Trichotichmus laevicollis* ($p = 0,032$; $F = 4,67$; $n = 37$).

8. Diskuse

8.1. Stanovení vlivu sanačních opatření proti kůrovci na společenstva střevlíkovitých

Těžba dřeva tvoří nedílnou součást lesního hospodaření. Jsou –li odlesněné plochy menší rozlohy, zůstává do určité míry zachován lesní charakter stanoviště (Niemelä et al. 2007). Při redukci stromového patra (ať už těžbou nebo přirozenou disturbancí) na větší ploše se ale dramaticky změní většina abiotických faktorů (Jonášová et Prach 2008). Takovéto situace nastávají obvykle při smýcení, při sanování stromů vyvrácených vichřicí nebo kalamitní těžbě po napadení porostu kůrovcem. Výsledný stav ploch po rozsáhlejších těžbách nebo sanačních opatření proti kůrovci je velmi podobný, protože bývá odtěžena téměř veškerá dřevní hmota (Lindenmayer et Noss 2006). Takovýto zásah způsobuje dramatické změny abiotických faktorů a následně biocenóz. U zjištěného společenstva střevlíkovitých například došlo k průměrnému snížení početností o 81% na plochách A, B a C oproti původnímu klimaxovému lesu (plocha D). Pro hodnocení vlivu (sanačních) těžeb na střevlíkovité je však důležité sledovat dlouhodobý průběh jejich početností po vzniku mýtiny (Pihlaja et al. 2006). Jak je patrné ze získaných dat (příloha 2), některé lesní druhy (např. *Carabus auronitens* a *Calathus micropterus*) jsou sice schopny v dlouhodobém měřítku přežívat, avšak ve velmi malých abundancích. Naopak jiné, zejména potravně specializované druhy střevlíků (*Carabus glabratus*, *Cychrus attenuatus*, *C. caraboides*), mizí okamžitě po smýcení.

Zjištěné společenstvo střevlíkovitých obsahovalo v porovnání se studií Koivuly et al. (2002) výrazně méně eurytopních druhů co do diverzity i početnosti. Tento fakt lze interpretovat tak, že vysoko položená mýtina na studijní lokalitě je pro tyto druhy již těžko z nižších poloh dostupná, a tak přichází v úvahu pouze disperze ze subalpínských holí na Pradědu, popřípadě jiných okolních bezlesých ploch. Nasvědčuje tomu také ojedinělý výskyt reliktního střevlíčka *Amara erratica*, který obývá právě subalpínské hole (Stanovský et Pulpán 2006).

Podobně jako v pracích věnovaných problematice lesního hospodaření ve Skandinávii (Koivula et al. 2002, Pihlaja et al. 2006, Niemelä et al. 2007) došlo na nejmladší mýtině

ke krátkodobému zvýšení diverzity. Navýšení druhové bohatosti společenstev střevlíkovitých je však způsobeno přítomností eurytopních druhů otevřených stanovišť (*Amara* sp., *Bembidion* sp., *Harpalus* sp., *Notiophilus* sp.). Jedná se většinou o okřídlené druhy s dobrou disperzní schopností, které jsou vázané na osluněná, otevřená stanoviště s travinami (*Poaceae*) a obnaženou půdou (Lindroth 1992). Mladší mýtiny jsou takovými stanovišti typické. Do čerstvě vytěžených ploch ale mohou pronikat i druhy bioindikačně hodnotné – např. *Amara erratica* zmiňovaná výše. Mýtiny však pro tento druh představují pouze náhradní biotop (Stanovský et al. 2006). Počet druhů v nejmladší mýtině zůstává vysoký také díky souběžnému výskytu některých větších střevlíků (zejména rodu *Carabus*), kteří na plochách přežívají díky víceletému vývoji a délce života imag (Niemelä et al. 2007). Následně pak dochází v případě lesních druhů k poklesům početnosti až extinkci (v závislosti na šíři ekologické valence), respektive některé druhy mohou přežít na malých ploškách zachovalého biotopu uvnitř mýtin (Niemelä et al. 2007). Nachází –li se mýtina vedle původního lesa, přichází také v úvahu náhodný výskyt lesních druhů na mýtině podél ekotonu.

Následný vývoj populací stenoekních sylvikolních druhů v těžných/sanovaných plochách je ovlivněn zejména přítomností a rozlohou příhodných biotopů uvnitř i vně těchto mýtin. Pokud se v blízkosti nachází příhodný biotop se silnou populací druhu, může dojít k postupné kolonizaci sanované plochy (Niemelä 2001). S ohledem na výše uvedené a výsledky této studie, kdy v nejmladších plochách téměř chyběly vyhraněné lesní druhy (*Carabus glabratus*, *Cychrus attenuatus*, *C. caraboides*, *Patrobus atrorufus*, *Trechus splendens*, *Trechus striatulus*; příloha 2), lze konstatovat, že právě dostatek rozsáhlých klimaxových smrčín v okolí se významně podílí na úspěšnosti obnovy původních společenstev střevlíkovitých. Podle získaných výsledků (obr. 5, 6, příloha 2), biotopové generalisté (*Carabus violaceus* a *Pterostichus unctulatus*) na mýtinách přetrvávají, i když v menších početnostech než v klimaxové smrčíně (příloha 2).

Z průběhu křivek GLM (obr. 4, 5, 6) lze odhadnout také rychlost osídlování stanoviště během sukcese (srovnej např. *Carabus linnaei* a *Carabus glabratus*). Z grafů vyplývá, že striktně sylvikolní druhy jako *Cychrus attenuatus* a *Carabus glabratus* jsou schopny kolonizovat až les klimaxového stádia, zatímco generalisté obývají všechna sukcesní stádia, a jejich početnosti se zvyšují jen pozvolna. Naproti tomu druhy otevřených stanovišť jako *Amara lunicollis*, *Notiophilus biguttatus* nebo *Leistus ferrugineus* mizí, jakmile vznikne souvislý porost mladého lesa, což je v souladu s ostatními pracemi (Koivula et al. 2002,

Niemelä et al.2007). Mladší porosty okolo věku 8 let se tak jeví z pohledu střevlíkovitých jako nejméně příhodný biotop. Výjimkou je druh *Pterostichus oblongopunctatus*, který preferuje mladší porosty před klimaxovým lesem (viz obr. 3). Jak poukazuje Niemelä ve svých studiích z let 2001 a 2007, fragmentace biotopu představuje pro lesní specialisty (včetně reliktních druhů) značné nebezpečí. Již velikost plochy menší než 10 ha může znamenat jejich ohrožení (Niemelä 2001). Zachování rozsáhlejších ploch příhodných biotopů, sloužících specializovanějším druhům jako refugia je proto klíčové pro udržení biodiverzity střevlíkovitých v klimaxových smrčínách.

8.2. Stanovení vlivu sanačních opatření na společenstva střevlíkovitých prostřednictvím vybraných abiotických faktorů.

Sukcesi ve společenstvech střevlíkovitých (kap. 8.1.) je možné dát také do souvislosti se změnou abiotických podmínek na studovaných plochách. Je obecně známé, že na vývoj a reprodukci střevlíků má zásadní vliv vlhkost (Lindroth 1992). Zároveň práce zabývající se problematikou lesního hospodaření a vlivu na epigeon uvádějí, že v plochách po těžbě dochází k dramatické změně abiotických podmínek, přestože nebyly tyto proměnné měřeny; srovnej Magura et al. (2003), Niemelä et al. (2007). Z měřených abiotických proměnných prostředí střevlíkovité prokazatelně ovlivňuje minimální teplota a průměrná vlhkost (obr. 7, 8, tab. 2). Nejvíce jsou změnami postiženy druhy vlhkomilné, což dokládá i tato studie, kdy v nejmladších mýtinách se vyskytuje jen velmi málo zástupců podmáčených až rašelinných ploch, např. *Trechus* sp. nebo *Pterostichus diligens*. Právě *P. diligens*, který se na sukcesích plochách vyskytoval spíše nahodile, vykazoval znatelnou koncentraci výskytu na jednom místě ve 20 let starém porostu (viz příloha 4). Tento fakt je možné vysvětlit již zmiňovaným zachováním příhodných mikrostanovišť uvnitř těžených ploch. Podobně dotčení jsou také specialisté (*Cychrus attenuatus* a *C. caraboides*), živící se plicnatými plži, kteří v důsledku změn abiotických podmínek nemusejí přežít (Hylander et al. 2004) Odpověď sylvikolních druhů na nárůst průměrné vlhkosti je podobná odpovědi na zvyšující se věk porostu (početnosti druhů *Calathus micropterus*, *Carabus auronitens*, *Carabus linnaei*, *Cychrus caraboides*, *Patrobus atrorufus*, *Trechus splendens* a *Trechus striatulus* se s rostoucí průměrnou vlhkostí plochy zvyšují). Naopak početnosti druhů otevřených stanovišť s rostoucí průměrnou vlhkostí klesají (Obr. 8), což je očekávatelné s ohledem na aktuální znalost bionomických nároků těchto druhů (Stanovský et Pulpán 2006).

Dále jsou početnosti většiny střevlíkovitých pozitivně ovlivňovány rostoucí minimální teplotou (Obr. 9, 10, 11). Tato skutečnost může souviset s faktem, že hmyz je z hlediska udržování tělesné teploty ektotermní (Sinclair et al. 2003). A teplota přímo souvisí s udržením metabolismu u střevlíkovitých (Casey 1992). Je známo že pro přežití organismů bývají extrémní hodnoty faktorů prostředí důležitější, než hodnoty průměrné, přičemž faktor průměrná teplota byl shledán neprůkazným (tab. 2). Faktor minimální vlhkost byl však také neprůkazný. Lze to vysvětlit schopnostmi střevlíkovitých rozdílně snášet výkyvy v teplotě a výkyvy vlhkosti (Punzo et Mutchmor 1980).

Z naměřených dat o teplotě a vlhkosti vyplývá, že na bezlesých plochách, popř. plochách s mladým porostem smrku (cca 8 let) dochází často k extrémním výkyvům teploty během dne (rozdíl během 24 hodin až 33 °C), zatímco v přírodě blízkém lese se udržuje relativně stálé mikroklima (Chen et al 1999). Nestabilní podmínky, které převažují na otevřených stanovištích mohou favorizovat eurytopní druhy, které jsou na tyto výkyvy lépe adaptovány. Změna abiotických faktorů přitom nemusí nutně ovlivňovat přímo vývojová stádia střevlíkovitých. Negativně mohou být ovlivněny například potravní zdroje, jakými jsou v případě tohoto taxonu např. chvostoskoci (Collembola) nebo plži (Gastropoda) (Hůrka 1996, Johnston 2000). Je očekávatelné, že se změnou abiotických podmínek na stanovišti po sanační těžbě dojde také ke změnám společenstev ostatních bezobratlých, kteří slouží jako potrava pro střevlíkovité.

9. Závěr

Předložená bakalářská práce se zabývá vlivem sanačních těžeb proti kůrovci v klimaxových smrčínách na střevlíkovité brouky. Studium sukcese společenstev střevlíkovitých prokázalo, že na těžených plochách dochází k významným změnám epigeonu oproti původnímu biotopu smrčiny pralesního charakteru. Pro nejmladší mýtiny jsou přitom charakteristická společenstva málo početná a s významným zastoupením eurytopních druhů, zatímco specializovaní lesní střevlíci mizí. Dále je možné konstatovat, že s rostoucím věkem porostu stoupají i početnosti stenovalentních druhů klimaxových smrčín.

Studiem vybraných abiotických faktorů bylo prokázáno, že klíčovým způsobem ovlivňuje početnosti druhů průměrná vlhkost a minimální teplota, přičemž pro nejmladší sanované plochy jsou charakteristické dramatické výkyvy podmínek, které zvýhodňují eurytopní druhy. Naopak pro klimaxové smrčiny a nejstarší porosty na sanovaných mýtinách

je charakteristický stabilní průběh měřených veličin a také nejhodnotnější společenstva epigeonu. Odborné prameny přitom naznačují, že významný vliv na obnovu společenstva má přítomnost vhodných biotopů vně i uvnitř sanovaných ploch, kde přežívají populace stenovalentních druhů, které mohou podpořit kolonizaci sanovaného území.

Na základě výše uvedeného lze závěrem konstatovat, že pro společenstva střevlíkovitých v klimaxových smrčínách by bylo vhodné v rámci sanačních opatření proti kůrovci zachovat alespoň skupinky stojících stromů (živých i mrtvých), padlé kmeny a obecně dostatek dřevní hmoty tak, aby byly zachovány plošky se stabilními podmínkami, kde stenovalentní zástupci mohou přežít.

10. Literatura:

BANAŠ M. ET HOŠEK J. 2004: Management turismu v nejvyšších polohách Východních Sudet – příkladová studie zpracování plánu péče národní přírodní rezervace Praděd (CHKO Jeseníky). In: ŠTURSA J., MAZURSKI K. R., PALUCKI A. ET POTOCKA J. (eds.), Geoekologické problémy Krkonoš. Sborn. Mez. Věd. Konf., Listopad 2003, Szklarska Poręba. Opera Corcontica, 41: 515–526.

BUTTERFIELD J. 1997: Carabid community succession during the forestry cycle in conifer plantations. *Ecography*. 20: 614–625.

CASEY M. T. 1992: Biophysical Ecology and Heat Exchange in Insects. *American Zoologist*. 32: 225–237.

COYLE A. F. 1981: Effects of clearcutting on the spider community of a Southern Appalachian forest. *Journal of Arachnology*. 9: 285–298.

ČERMÁK M. 2011: Vliv stanovištních podmínek na přirozenou obnovu smrkových porostů po větrném polomu na Černé hoře (NP Šumava). Diplomová práce, Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice.

DAVÍDKOVÁ M. 2012: Populační dynamika lýkožrouta smrkového (*Ips typographus* (L.)) na vybraných lokalitách Šumavy. Bakalářská práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice.

D'AMATO A. W., FRAVER S., PALIK B. J., BRADFORD J. B. ET PATTY L. 2011: Singular and interactive effects of blowdown, salvage logging, and wildfire in sub-boreal pine systems. *Forest Ecology and Management*. 262: 2070–2078.

DUDLEY N. ET VALLAURI D. 2005: Restoration of Deadwood as a Critical Microhabitat in Forest Landscapes. *Forest Restoration in Landscapes*. C: 203–207.

- FARKAČ J., KRÁL D. ET ŠKORPÍK M. 2005: Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- FULLER R. J., OLIVER T. H. ET LEATHER S. R. 2008: Forest management effects on carabid beetle communities in coniferous and broadleaved forests: implications for conservation. *Insect Conservation and Diversity*. 1: 242–252.
- GANDHI J. K. K., GILMORE W. D., KATOVICH A. S., MATTSON J. W., ZASADA C. J. ET SEYBOLD J. S. 2008: Catastrophic windstorm and fuel-reduction treatments alter ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages in a North American sub-boreal forest. *Forest Ecology and Management*. 256: 1104–1123.
- GREENSLADE P.J.M. 1964: Pitfall trapping as a Method for studying populations of Carabidae (Coleoptera). *Journal of Animal Ecology*. 33: 301–310.
- HŮRKA K. 1996: Carabidae of the Czech and Slovak Republics. Kabourek, Zlín.
- HŮRKA K., VESELÝ P. ET FARKAČ J. 1996: Využití střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) k indikaci kvality prostředí. *Klapalekiana*. 32: 15–26.
- HYLANDER N., NILSSON CH. ET GÖTHNER T. 2004: Effects of Buffer-Strip Retention and Clearcutting on Land Snails in Boreal Riparian Forest. *Conservation Biology*. 18: 1052–1062.
- CHEN J., SAUNDERS C. S., CROW R. T., NAIMAN J. R., BROSOFSKE D. K., MROZ D. G., BROOKSHIRE L. B., FRANKLIN F. J. 1999: Microclimate in forest ecosystem and landscape ecology – Variations in local climate can be used to monitor and compare the effects of different management regimes. 49: 288–297.
- JOHNSTON M. J. 2000: The Contribution of Microarthropods to Aboveground Food Webs: A Review and Model of Belowground Transfer in a Coniferous Forest. *The American Midland Naturalist*. 143: 226–238.

JONÁŠOVÁ M. ET MATĚJKOVÁ I. 2007: Natural regeneration and vegetation changes in wet spruce forests after natural and artificial disturbances. *Canadian Journal of Forest Research*. 37: 1907–1914.

JONÁŠOVÁ M. ET PRACH K. 2008: The influence of bark beetles outbreak vs. salvage logging on ground layer vegetation in Central European mountain spruce forests. *Biological Conservation*. 141: 1525–1535.

KOIVULA M., KUKKONEN J. ET NIEMELÄ J. 2002: Boreal carabid-beetle (Coleoptera, Carabidae) assemblages along the clear-cut originated succession gradient. *Biodiversity and Conservation*. 11: 1269–1288.

KOTZE D. J., BRANDMAYR P., CASALE A., DAUFFY-RICHARD E., DEKONINCK W., KOIVULA J. M., LÖVEI G., MOSSAKOWSKI D., NOORDIJK J., PAARMANN W., PIZZOLOTTO R., SASKA P., SCHWERK A., SERRANO J., SZYSZKO J., TABOADA A., TURIN H., VENN S., VERMEULEN R., ZETTO T. 2011: Forty years of carabid beetle research in Europe – from taxonomy, biology, ecology and population studies to bioindication, habitat assessment and conservation. *ZooKeys*. 100: 55–148.

LINDENMAYER D. B. ET NOSS R. F. 2006: Salvage Logging, Ecosystem Processes, and Biodiversity Conservation. *Conservation Biology*. 20: 949–958.

LINDROTH H. C. 1992: Ground beetles (Carabidae) of Fennoscandia: a zoogeographic study: Part 1. Specific knowledge regarding the species. Smithsonian Institution Libraries and The National Science Foundation, Washington, D.C.

MAGURA T., TÓTHMÉRÉSZ B. ET ELEK Z. 2003: Diversity and composition of carabids during a forestry cycle. *Biodiversity and Conservation* 12: 73–85.

MÜLLER J., NOSS F. R., BUSSLER H. ET BRANDL R. 2010: Learning from a „benign neglect strategy“ in a national park: Response of saproxylic beetles to dead wood accumulation. *Biological Conservation*. 143: 2559–2569.

MUSIL I. 2003: *Lesnická dendrologie 1: Jehličnaté dřeviny*. ČZU Praha.

- NIEMELÄ J. 2001: Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) and habitat fragmentation: a review. *European Journal of Entomology*. 98: 127–132.
- NIEMELÄ J., KOIVULA M. ET KOTZE D. J. 2007: The effects of forestry on carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in boreal forests. *Journal of Insect Conservation*. 11: 5–18.
- NOVÁK J., PETR L. ET TREML V. 2010: Late-Holocene human-induced changes to the extent of alpine areas in the East Sudetes, Central Europe. *The Holocene*. 20: 895–905.
- OKLAND B. ET BJORNSTAD O. N. 2006: A resource-depletion model of forest insect outbreaks. *Ecology*. 87: 283–290.
- OVERBECK M. ET SCHMIDT M. 2012: Modelling infestation risk of Norway spruce by *Ips typographus* (L.) in the Lower Saxon Harz Mountains (Germany). *Forest Ecology and Management*. 266: 115–125.
- PIHLAJA M., KOIVULA M. ET NIEMELÄ J. 2006: Responses of boreal carabid beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae) to clear-cutting and top-soil preparation. *Forest Ecology and Management*. 222: 182–190.
- PŮLPÁN L. 2009: Kůrovci na smrku a opatření k eliminaci gradačních situací na příkladu Beskyd. In: POP, M. (ed.), Chřadnutí smrku ztepilého ve střední Evropě na příkladu regionu Beskyd. Recenzovaný sborník z mezinárodní konference, 30.9. 2009, Čeladná, Česká republika. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, [2009]. Dostupné také z: <<http://www.mze-vyzkum-infobanka.cz/DownloadFile/207379.aspx>>.
- PUNZO F. ET MUTCHMOR A. J. 1980: Effects of Temperature, Relative Humidity and Period of Exposure on the Survival Capacity of *Tenebrio molitor* (Coleoptera: Tenebrionidae). *Journal of the Kansas Entomological Society*. 53: 260–270.
- QUITT E. 1971: Klimatické oblasti Československa. *Studie Geografie, Brno*, 16: 1–73.
- RAINIO J. ET NIEMELÄ J. 2003: Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as Bioindicators. *Biodiversity and Conservation*. 12: 487–506.

SCHMIEGELOW K. A. F., ET MÖNKKÖNEN M. 2002: Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes: avian perspectives from boreal forest. *Ecological Applications*. 12: 375–389.

SCHROEDER L. M. 2007: Retention or salvage logging of standing trees killed by the spruce bark beetle *Ips typographus*: Consequences for dead wood dynamics and biodiversity. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 22: 524–530.

SINCLAIR J. B., VERNON P., KLOK J. C. ET CHOWN J. C. 2003: Insects at low temperatures: an ecological perspective. *Trends in Ecology and Evolution*. 18: 257–262.

STANOVSKÝ J. ET PULPÁN J. 2006: Střevlíkovití brouci Slezska (severovýchodní Moravy) Die Läuferkäfer der Schlesien (nordöstlich Mähren). Muzeum Beskyd Frýdek-Místek, Frýdek-Místek.

STRNADOVÁ M. 2011: Rizika rozpadu a regenerační potenciál smrkových porostů pod vlivem abiotických a biotických stresorů v revíru Štěkeň. Diplomová práce, Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice.

SVOBODA M. 2008: Efekt disturbancí na dynamiku horského lesa s převahou smrku. *Ochrana přírody*. 1: 32–33.

SVOBODA M. ET POUŠKA V. 2008: Structure of a Central-European mountain spruce old-growth forest with respect to historical development. *Forest Ecology and Management*. 255: 2177–2188.

SVOBODA M., FRAVER S., JANDA P., BAČE R. ET ZENÁHLÍKOVÁ J. 2010: Natural development and regeneration of a Central European montane spruce forest. *Forest Ecology and Management*. 260: 707–714.

ŠTÍCHA V. 2010: Vliv mikrostanoviště na přirozenou obnovu a svrchní humusové horizonty v NP Šumava. Disertační práce, Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha.

VÁVRA J. 2010: Závěrečná zpráva o realizaci dílčího průzkumu: Koleopterologický výzkum na území CHKO Jeseníky. Dostupné z < <http://mspp.kr-moravskoslezsky.cz/assets/fauna/zaverecna-zprava-1-11.pdf>>.

WERMELINGER B. 2004: Ecology and management of the spruce bark beetle *Ips typographus*—a review of recent research. *Forest Ecology and Management*. 202: 67–82.

11. Přílohy:

Příloha 1: Vývoj teploty a vlhkosti na studijní lokalitě

Příloha 2: Kvantitativní zastoupení druhů jednotlivých studijních ploch v sedle Kamzičí chaty

Příloha 3: Obrazová dokumentace studovaných ploch

Na přiloženém CD:

Příloha 4: Zdrojová data

Příloha 1: Vývoj teploty a vlhkosti na studijní lokalitě

		prům. teplota (° C)	prům. vlhkost (%)	max. teplota (° C)	min. teplota (° C)	max. vlhkost (%)	min. vlhkost (%)
Linie A	30. 5. – 21. 6. 2011	13,9	81,6	36,4	3,6	100	26,5
	21. 6. – 9. 7. 2011	12,6	82,5	39,7	3,7	100	29,6
	9. 7. – 27. 7. 2011	13,7	85,5	37,5	4,4	100	31,7
	27. 7. – 14. 8. 2011	12,9	90,6	33,5	3,9	100	35,4
	14. 8. – 1. 9. 2011	16,8	74,4	39,6	1,3	100	23,4
	1. 9. – 19. 9. 2011	12,7	79,1	35,9	0,1	100	29,7
	19. 9. – 16. 10. 2011	8,0	85,1	28,7	-6,1	100	32,7
Linie B	30. 5. – 21. 6. 2011	13,3	92,1	35,8	2,7	100	29,8
	21. 6. – 9. 7. 2011	12,3	95,0	33,1	4,4	100	45,2
	9. 7. – 27. 7. 2011	12,4	94,1	30,1	4,5	100	36
	27. 7. – 14. 8. 2011	12,2	97,0	26,5	5,2	100	42
	14. 8. – 1. 9. 2011	14,8	89,6	34,3	-0,2	100	46,3
	1. 9. – 19. 9. 2011	12,1	90,3	32,8	0,2	100	44,3
	19. 9. – 16. 10. 2011	7,9	93,8	30,4	-3,5	100	45,4
Linie C	30. 5. – 21. 6. 2011	11,5	94,2	25,7	5,2	100	48,8
	21. 6. – 9. 7. 2011	10,5	95,2	26,7	4,4	100	39,5
	9. 7. – 27. 7. 2011	11,4	97,5	24	5,3	100	60,9
	27. 7. – 14. 8. 2011	11,2	99,2	19,3	5,1	100	83,1
	14. 8. – 1. 9. 2011	13,4	94,1	26,6	2	100	63
	1. 9. – 19. 9. 2011	11,0	92,1	23,5	2,6	100	63,2
	19. 9. – 16. 10. 2011	7,2	92,9	18	-2,4	100	58,9
Linie D	30. 5. – 21. 6. 2011	10,8	97,2	18,6	5,3	100	66,3
	21. 6. – 9. 7. 2011	10,2	95,9	24,1	4,1	100	71,7
	9. 7. – 27. 7. 2011	11,0	93,8	20,4	5,1	100	52,9
	27. 7. – 14. 8. 2011	11,1	93,5	17,2	5,2	100	62,7
	14. 8. – 1. 9. 2011	13,0	95,8	20,5	5,7	100	72,5
	1. 9. – 19. 9. 2011	10,6	93,9	18,3	4,9	100	72,8
	19. 9. – 16. 10. 2011	7,0	96,3	14,6	-1,2	100	55,4

Příloha 2: Kvantitativní zastoupení druhů jednotlivých studijních ploch v sedle Kamzičí chaty

Druh	Skupina	A	B	C	D	Celkem
<i>Amara erratica</i>	R	2	0	0	0	2
<i>Amara lunicollis</i>	A	6	0	0	0	6
<i>Bembidion lampros</i>	E	1	0	0	0	1
<i>Bembidion quadrimaculatum</i>	E	1	0	0	0	1
<i>Calathus micropterus</i>	A	10	4	1	75	90
<i>Carabus arcensis</i>	A	2	0	0	1	3
<i>Carabus auronitens</i>	A	10	14	20	79	123
<i>Carabus glabratus</i>	A	0	0	0	6	6
<i>Carabus intricatus</i>	A	1	0	0	0	1
<i>Carabus linnaei</i>	A	89	5	17	681	792
<i>Carabus sylvestris</i>	A	157	16	19	120	312
<i>Carabus violaceus</i>	A	33	32	19	80	164
<i>Cychrus attenuatus</i>	R	0	0	0	7	7
<i>Cychrus caraboides</i>	A	1	1	3	10	15
<i>Harpalus latus</i>	A	0	1	0	0	1
<i>Leistus ferrugineus</i>	E	11	0	1	1	13
<i>Leistus piceus</i>	A	18	6	1	6	31
<i>Notiophilus biguttatus</i>	A	10	0	0	0	10
<i>Notiophilus palustris</i>	E	6	3	1	0	10
<i>Patrobus atrorufus</i>	A	0	1	0	16	17
<i>Pseudoophonus rufipes</i>	E	0	1	0	0	1
<i>Pterostichus aethiops</i>	A	2	1	1	1	5
<i>Pterostichus diligens</i>	A	0	4	8	1	13
<i>Pterostichus niger</i>	E	0	1	1	0	2
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	A	8	21	39	12	80
<i>Pterostichus rufitarsis cordatus</i>	R	6	3	2	6	17
<i>Pterostichus unctulatus</i>	A	101	106	73	335	615
<i>Trechus pilisensis sudeticus</i>	A	0	0	2	0	2
<i>Trechus splendens</i>	A	2	15	13	61	91
<i>Trechus striatulus</i>	A	8	24	6	198	236
<i>Trichotichnus laevicollis</i>	A	13	2	1	21	37
Počet druhů		23	20	19	20	31
Počet jedinců		498	261	228	1717	2704

Příloha 3: Obrazová dokumentace studovaných ploch



Obr. 1: Sanovaná mýtina, past A4 (Foto autor, sedlo Kamzičí chaty, květen 2011)



Obr. 2: Celkový pohled na studijní lokalitu. V popředí sanovaná mýtina. Pastí A1 – 8. (Foto autor, sedlo Kamzičí chaty, květen 2011)



Obr. 3: Mladý lesní porost, past B1 (Foto autor, sedlo Kamzičí chaty, červenec 2011)



Obr. 4: Celkový pohled na mladý lesní porost. Pasti B1 – 8. (Foto autor, sedlo Kamzičí chaty, září 2011)



Obr. 5: cca 20 let starý lesní porost, past C2 (Foto autor, sedlo Kamzičí chaty, květen 2011)



Obr. 6: cca 20 let starý lesní porost. Pasty C1 – 8. (Foto autor, sedlo Kamzičí chaty, květen 2011)



Obr. 7: Klimaxová smrčina. Pasti D1 – 8. (Foto autor, sedlo Kamzičí chaty, květen 2011)



Obr. 8: Celkový pohled na studijní lokalitu v zimě. (Foto autor, sedlo Kamzičí chaty, únor 2012)