

**Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta**

**Společenstva pancířníků (Acari: Oribatida) přirozeně se vyvíjejících
a asanovaných horských smrčín na Šumavě**

Diplomová práce

Bc. Petra Kokořová

Školitel: RNDr. Josef Starý, CSc., Ústav půdní biologie, Biologické centrum AV ČR, v. v. i.

České Budějovice 2015

Kokořová P. (2015): Společenstva pancířníků (Acari: Oribatida) přirozeně se vyvíjejících a asanovaných horských smrčin na Šumavě. [Communities of oribatid mites (Acari: Oribatida) of naturally regenerating and salvage logged mountain spruce forests of Šumava Mts. Mgr. Thesis, in Czech.] – 75p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech republic.

Anotace: Hlavním cílem této práce bylo popsat a porovnat společenstva pancířníků na vybraných plochách v horských smrčinách v oblasti kolem Březníku v NP Šumava, kde byl po rozpadu stromového patra po gradaci lýkožrouta smrkového před více než 15ti lety aplikován rozdílný management. Porovnávány byly plochy ponechané samovolnému vývoji a plochy asanované. Byly nalezeny významné rozdíly ve složení společenstva pancířníků na plochách s různým managementem. Společenstvo pancířníků na bezzásahových plochách bylo v lepším stavu a celkovou abundancí i druhovým složením se podobalo společenstvu na kontrolní lokalitě ve vzrostlém smrkovém lese.

Annotation: The main aim of this study was to describe and compare communities of oribatid mites of selected areas in mountain spruce forests near Březník in the Šumava National Park, where different types of management were used after the spruce dieback caused by bark beetle gradation more than 15 years ago. Naturally regenerating and salvage logged areas were compared. Significant differences were found in the oribatid mite community composition between the areas with different types of used management. The oribatid mite community in naturally regenerating areas was in better shape and its abundance and species composition was similar to the community of a control area in a fully grown healthy spruce forest.

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

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

V Českých Budějovicích, dne 24. 4. 2015

.....
Bc. Petra Kokořová

Poděkování: Na tomto místě bych ráda poděkovala především svému školiteli RNDr. Josefu Starému, CSc. za odborné vedení této diplomové práce, za neocenitelnou pomoc při determinaci půdních roztočů a za trpělivost. Děkuji také RNDr. Miloslavu Devetterovi, Ph.D. a doc. RNDr. Petru Šmilauerovi, Ph.D. za ochotu a pomoc při statistickém vyhodnocení dat. V neposlední řadě děkuji také svým rodičům, kteří mě podporovali během celého studia.

Obsah:

1. ÚVOD	1
2. LITERÁRNÍ PŘEHLED	3
2.1. Základní charakteristika pancířníků	3
2.2. Ontogenetický cyklus	4
2.3. Potravní klasifikace	5
2.4. Ekologie pancířníků	7
2.4.1. Vliv abiotických faktorů	7
2.4.2. Vliv biotických faktorů	9
2.4.3. Možnosti migrace	10
2.5. Kalamitní těžba a její dopady na ekosystém	11
2.5.1. Reakce pancířníků na disturbance a těžbu	13
3. METODIKA	15
3.1. Charakteristika studovaného území	15
3.1.1. Přehled studovaných ploch	16
3.2. Kontrolní plocha na Boubíně	17
3.3. Odběr půdních vzorků	17
3.4. Extrakce zástupců půdní mesofauny a determinace pancířníků	18
3.5. Charakteristiky společenstev pancířníků	19
3.6. Statistické zpracování dat	20
4. VÝSLEDKY	21
4.1. Charakteristiky společenstev pancířníků	22
4.1.1. Popis společenstev pancířníků studovaných ploch	23
4.2. Vliv managementu na složení společenstev	28
4.2.1. Složení půdní mesofauny	28
4.2.2. Vliv managementu na společenstva pancířníků	29
4.3. Vliv ročního období na složení společenstev	31
4.4. Srovnání s kontrolní plochou na Boubíně	32
4.5. Zastoupení ekologických skupin pancířníků	33
4.5.1. Způsob rozmnožování	33
4.5.2 Typ přijímané potravy	34
4.5.3 Typ biotopu a vlhkostní preference druhů	35
5. DISKUZE	37

5.1. Vliv managementu na společenstva mesofauny	38
5.2. Vliv managementu na společenstva pancířníků	39
5.3. Srovnání s kontrolní plochou na Boubíně	42
5.4. Zastoupení ekologických skupin pancířníků	42
6. ZÁVĚR	44
7. SEZNAM LITERATURY	46
8. PŘÍLOHA	56
8.1. Obrázky	56
8.2. Tabulky	58
8.3. Systematický přehled nalezených druhů pancířníků	65

1. ÚVOD

Šumava se svými dvěma národními parky – na české straně NP Šumava a na německé straně NP Bavorský les – představuje jednu z nejrozsáhlejších komplexně zalesněných oblastí na území střední Evropy. Po celou dobu své existence bylo toto území a zejména jeho lesy formováno v různých intervalech se opakujícími vichřicemi a následnými gradacemi lýkožrouta smrkového (*Ips typographus* L.) různého rozsahu (Svoboda a kol. 2012).

A právě tyto přírodní disturbance, jako jsou již zmíněné vichřice, přemnožení hmyzích škůdců či požáry, jsou klíčovým faktorem řídícím dynamiku a funkčnost lesních ekosystémů po celém světě a tedy i ve střední Evropě (Svoboda a kol. 2012). Tyto procesy zajišťují v lesním ekosystému obnovu starších porostů, udržují heterogenitu prostředí, vysokou biodiverzitu i dlouhodobou stabilitu celého systému (Platt a Connell 2003).

Značná část společnosti však tyto přirozené procesy vnímá jako něco nepřijatelného a snaží se proti nim bojovat a napravit je. Narušení a následný rozpad smrkových lesů v důsledku napadení lýkožroutem právě v Národním parku Šumava se v posledních letech stal často diskutovaným tématem a názory na to, jak s rozpadlými smrčiny nakládat dále, jsou velice rozdílné a dochází ke střetům zájmů mezi ochranáři, lesníky, politiky i veřejností.

Pokud by k rozpadu stromového patra v důsledku gradace lýkožrouta smrkového došlo v hospodářském lese, byly by napadané stromy určeny k vytěžení holosečným způsobem. Nicméně stále zůstává otázkou, jaký typ managementu zvolit v takovéto situaci v rámci chráněných území, kde by mělo být prioritou zachování ekosystémů v co nejpřirozenějším stavu a bez zbytečných lidských zásahů.

Za události, které dovedly šumavské smrčiny do stavu, v jakém jsou dnes, můžeme označit vichřice, které způsobily v letech 1983-1984 rozsáhlé polomy v Národním parku Bavorský les, a následně rozhodnutí tehdejšího německého ministra zemědělství ponechat popadané stromy v rámci chráněného území ležet a nezpracovávat je (Skuhřavý 2002). Tyto ležící stromy poskytly v dalších letech ideální podmínky pro gradaci lýkožrouta smrkového a jeho rozšíření do okolních zdravých lesů. V průběhu devadesátých let se pak začal šířit i na české straně a postupně zde způsobil velkoplošný rozpad přirozených smrčín v nejcennějších centrálních partiích Šumavy (Jonášová a Prach 2004).

Na území NP Šumava byly zvoleny dva naprosto odlišné managementy v napadených smrčinách. V partiích, kde je předpoklad, že se lesy vyvíjely delší dobu bez lidských zásahů, byl zvolen sukcesní management (bezzásahový režim), a na zbytku území byla provedena

asanace (vytěžení napadených stromů, odvezení dřevní hmoty, ponechání jehlic a větví na místě) (Jonášová a Prach 2004).

Přitom nápravná opatření (v tomto případě kalamitní těžba) často mohou mít na daný ekosystém mnohem větší dopad než samotná přírodní disturbance (Lindenmayer a Noss 2006). Trouchnivějící dřevo je významným zdrojem živin pro novou generaci stromů i půdní organismy a jeho odstraněním při těžbě dojde k výraznému ochuzení ekosystému o živiny, kterých je zejména v horských oblastech nedostatek (Šantrůčková a kol. 2010).

V předložené práci jsem se zabývala studiem společenstev půdních roztočů - pancířníků (Acari: Oribatida) v centrální části NP Šumava na plochách, kde byl po rozpadu smrčín aplikován rozdílný management – asanace a bezzásahový režim. Na zkoumaných plochách navíc probíhá rozsáhlejší výzkum zaměřený zejména na charakteristiky půdy. Tato studie tak vhodně doplňuje již získané výsledky.

Pancířníci jsou pro studie zabývající se narušením ekosystémů z dlouhodobého hlediska vhodné, protože jsou v půdě velice početní, dosahují vysoké diversity a jsou citliví ke změnám ve svém prostředí (zejména v teplotě a vlhkosti). Díky limitovaným disperzním schopnostem na větší vzdálenosti nejsou schopni nepříznivým podmínkám úspěšně uniknout (Ojala a Huhta 2001), a tudíž jsou jejich společenstva disturbancemi výrazně ovlivněna i po delší době.

Jejich pomalá reprodukce a poměrně dlouhá ontogeneze svědčí o tom, že patří mezi K-stratégy (Coleman a kol. 2004), kteří reagují na změny v prostředí pomaleji než jiní příslušníci mesofauny. V České republice bylo prozatím popsáno 648 druhů pancířníků, z toho se na Šumavě vyskytuje 239 druhů (Starý 2000a, b).

Získaná data o diversitě pancířníků byla porovnána s biotickými a abiotickými vlastnostmi studovaných ploch. Výsledky tohoto výzkumu v kombinaci s ostatními studii z této oblasti by mohly v budoucnu přispět k navržení vhodného managementu podporujícího vývoj půd a tím i obnovu narušených ekosystémů v dané oblasti.

2. LITERÁRNÍ PŘEHLED

2.1. Základní charakteristika pancířníků

Pancířníci (Oribatida) jsou drobní živočichové řazení do řádu roztočů (Acari), který patří do živočišného kmene členovců (Arthropoda). Jsou velcí asi 0,15 – 2 mm a charakteristická je pro ně silná vrstva sklerotizované kutikuly (Kunst 1971), která je chrání před vysycháním i případnými predátory.

Jejich tělo je velmi zřetelně rozděleno sejugální rýhou na dvě části – propodosoma a hysterosoma (Kunst 1971).

Přední část těla, propodosoma, nese dva páry nohou a na břišní straně se nachází malá jamka camerostom, v níž je uloženo gnathosoma nesoucí ústní ústrojí. Dorsální část propodosomy bývá označována jako prodorsum, které je u mnoha druhů pokryto různými lištami, žebrovitými útvary, lamelami a také párem sensilů, specializovaných set nesoucích chemoreceptory, které se mezi druhy výrazně liší svým tvarem a jsou důležitým znakem při determinaci jednotlivých taxonů pancířníků (Weigmann 2006).

Spojení propodosomu a hysterosomu je u většiny druhů pevné, pouze zástupci několika skupin s ptychoidní artikulací (např. čeledi Phthiracaridae, Euphthiracaridae) jsou schopni ohnout propodosoma až na břišní stranu hysterosomu a chránit si tak končetiny (Kunst 1971).

Hysterosoma bývá válcovité až polokruhové, nese další dva páry nohou a je kryto štítem z kutikuly obvykle rozděleným na dorsální notogaster a ventrální pole, které je tvořeno 4 páry epimer a genitálními a análními destičkami. Notogaster nese určitý počet notogastrálních set, které mohou být redukovány či naopak druhotně zvětšeny a může být navýšen jejich počet. Na okrajích jeho přední části se u některých druhů vyvíjejí pteromorfy, které chrání vkloubení 3. a 4. páru končetin.

Pancířníci jsou významnou součástí mesoedafonu, ve kterém obvykle představují jednu z nejpočetnějších skupin. Jsou kosmopolitně rozšířeni, vyskytují se ve všech typech půdních habitatů od tropů až po polární oblasti a můžeme je najít i mimo půdu v nárostech mechů a lišejníků na stromech a skalách. Epigeické druhy žijí na povrchu půdy a arborikolní druhy na stromech a keřích. Jedinou podmínkou pro jejich výskyt je obvykle alespoň minimální vlhkost a obsah organické hmoty v půdě daného biotopu, není tedy překvapivé, že jsou pravidelně nalézáni i v těch nejchudších půdách pouští a polopouští (Luxton 1981).

Nejvyšších populačních hustot dosahují zejména v půdách lesních ekosystémů, kde mohou dosahovat dominance 70 – 90%, přičemž v nejvyšších abundancích se vyskytují

v jehličnatých lesích temperátních oblastí s dobře vyvinutou vrstvou půdní organické hmoty, kde převažují houby nad bakteriemi. Početní jsou ale i v půdách otevřených biotopů bez stromového a keřového patra, kde se dominance obvykle pohybuje kolem 50% a více (Siira-Pietikäinen a kol. 2008).

Na funkčnosti a stabilitě ekosystémů mají pancířníci nepochybně velký podíl. V případě environmentálních změn má půdní mesofauna značný potenciál kompletně změnit terestrické ekosystémy (Harte a kol. 1996). Pancířníci jsou významnou součástí detritového potravního řetězce a svou roli hrají v mnoha dalších důležitých procesech probíhajících v půdě (Luxton 1972, Niedbala 1980, Starý 1990).

Jsou považováni za významné stimulatory a vektory kolonizace půdy půdní mikroflórou. Konzumací jsou schopni regulovat populace mikroorganismů či naopak podpořit jejich růst zvětšováním aktivního povrchu mrtvé organické hmoty fragmentací a sekundární dekompozicí rostlinných zbytků (Walter a Proctor 1999). Stimulují také sukcesi půdních hub tím, že rozšiřují jejich spory v půdním profilu (Behan a Hill 1978). Spásáním nárostů hub podporují jejich energetický metabolismus a tím i růst (Maraun a kol. 1998). Navíc stimulace mikrobiálního růstu pancířníky minimalizuje vyplavování živin z opadu i celého ekosystému.

Mnoho druhů pancířníků, kteří se živí půdním detritem, je schopno selektivně pohlcovat a koncentrovat určité minerální látky (včetně těžkých kovů) a tak napomáhat k jejich horizontálnímu i vertikálnímu šíření půdním profilem (Skubala a Zaleski 2012). Byl prokázán také jejich podíl na koloběhu vápníku, dusíku a fosforu v půdní části ekosystému (Mc. Brayer a Reichle 1971).

Pancířníci byli již také v mnoha studiích úspěšně použiti jako bioindikátory environmentálního znečištění (Eeva a Penttinen 2009, Skubala a Zaleski 2012) a mají pro tuto oblast vědy značný potenciál, nicméně pro jejich pravidelné využití v bioindikaci a biomonitoringu stále chybí dostatek informací o autekologii jednotlivých druhů a další výzkum v této oblasti je žádoucí.

2.2. Ontogenetický cyklus

Na rozdíl od jiných mikroartropodů je vývojový cyklus pancířníků poměrně dlouhý a v nepříznivých podmínkách bývá často rozdělen i do několika let (Coleman a kol. 2004). Charakteristická je pro ně také relativně nízká plodnost, kdy jedna samice snáší za život jen 20 – 30 vajíček (Norton 1994). Z těchto důvodů bývají považováni za K – strategy (Coleman

a kol. 2004), kteří reagují na náhlé změny prostředí citlivě ale pomalu a návrat populací do stavu před disturbancí může trvat i několik desítek let.

Z vajíček, ve kterých se vyvíjejí imobilní prelarvy, se líhnou volně žijící šestinohé larvy bez genitálního otvoru. Po svlékání následuje postupná přeměna do třech nymfálních stádií – proto-, deuto- a tritonymfa, které mají 4 páry končetin a vyvinutý genitální otvor, ale nemohou se ještě rozmnožovat. Nymfální stádia se hlavně u fylogeneticky vyšších skupin pancířníků značně morfologicky liší od dospělců a jejich druhová determinace je velice obtížná. Exuvie předchozích vývojových stádií nosí někdy nymfy i dospělci jako kryt na notogasteru např. zástupci z čeledi Damaeidae (Niedbala 1980).

Zásadní vliv na délku generace má teplota prostředí (Niedbala 1980). Pro druhy temperátních lesů je obvyklá délka životních cyklů v řádu několika měsíců až dvou let (Cianciolo a Norton 2006). Například menší druh *Oppiella nova* prodělá celý postembryonální vývoj za 3 týdny a celková délka života se pohybuje okolo 50 dní, zatímco větší druh *Platynoethrus peltifer* se vyvíjí 150 – 200 dní a délka celého životního cyklu trvá přibližně 400 dní (Norton 1994).

Rozmnožování je většinou pohlavní s nepřímým oplozením, kdy samec vyprodukuje spermatofor a uloží ho volně v půdě, kde ho naleznou samice. Asi 10% druhů převážně euryekních a nespecializovaných se rozmnožuje partenogeneticky (Norton 1994).

2.3. Potravní klasifikace

Tradičně jsou pancířníci rozdělováni na základě potravních preferencí do 3 skupin, které byly vytvořeny pomocí analýzy obsahů trávicí soustavy (Luxton 1972, Behan-Pelletier 1999):

- 1) makrofytofágové – druhy živící se odumřelými tkáněmi vyšších rostlin, dále se dělí podle potravních preferencí na xylofágy (živícími se trouchnivějícím dřevem) a fylofágy (živícími se listovým opadem)
- 2) mikrofytofágové – druhy přijímající živou půdní mikroflóru, podle převládající složky jsou děleni na mykofágy, bakteriofágy a algofágy
- 3) panfytofágové – kombinují oba předchozí způsoby výživy, patří sem většina druhů, které mají často určité potravní preference a teprve v případě nedostatku přecházejí na jiný typ potravy

Zejména v době nedostatku preferovaného typu potravy některé druhy využívají náhradní potravní zdroje – poměrně častá je koprofagie a objevuje se i zoofágie a nekrofágie.

Pancířníci často osidlují exkrementy větších půdních saprofágů (např. žížal z čeledi Lumbricidae) a využívají je ke své výživě, některé druhy čeledi Galumnidae jsou považovány za aktivní predátory půdních hlístic (Behan-Pelletier 1999) a v obsahu střev například druhu *Hemileius initialis* byly nalezeny zbytky chvostoskoků (Niedbala 1980).

Výše uvedené rozdělení je pouze základní a pro některé současné studie nedostačující, proto Siepel a Ruiter-Dijkman (1993) vytvořili novou potravní klasifikaci pancířníků založenou na aktivitě enzymů používaných k trávení potravy. V tomto systému jsou pancířníci rozděleni na 2 základní skupiny: grazers (jsou schopni trávit buněčné stěny i obsahy buněk) a browsers (jsou schopni trávit výlučně obsahy buněk). Tyto základní skupiny se dále dělí podle využívaných enzymů na:

- 1) herbivorous grazers – vykazují aktivitu celulózy, živí se živými tkáněmi i opadem zelených rostlin (listy, jehlice, dřevo) i řasami, významnými zástupci této skupiny jsou druhy z čeledi Phthiracaridae
- 2) herbivorous browsers – bakteriofágové, predátoři, nekrofágové, nevykazují aktivitu ani jednoho z enzymů analyzovaných v rámci této studie
- 3) fungivorous grazers – aktivita trehalázy a chitinázy, živí se houbovými mycelii, patří sem druhy čeledi Oppiidae a Damaeidae
- 4) fungivorous browsers – využívají pouze trehalázu, umí strávit pouze obsah buněk hub
- 5) herbo-fungivorous grazers – používají k trávení všechny 3 enzymy (celulóza, chitináza, trehaláza), jako potravu využívají rostliny i houby, patří sem nejvíce druhů
- 6) oportunistické herbo-fungivory – umí trávit celulózu v opadu i v buňkách živých zelených rostlin, které jim slouží jako primární zdroj potravy, ale mohou požírat i nárosty hub
- 7) omnivory – aktivita celulózy a chitinázy, konzumují rostliny, houby a artropody, kteří obsahují chitin

Bylo zjištěno, že druhy, které se živí trouchnivějším dřevem a rostlinným opadem, ho konzumují až od určitého stupně rozkladu, čerstvému opadu i dřevu se striktně vyhýbají (Luxton 1972). Novější analýzy také ukazují, že ač existuje několik výjimek, jsou pancířníci primárně konzumenty hub a řas, jejichž zbytky byly nalezeny ve střevech všech zkoumaných panfytofágních druhů (Coleman a kol. 2004).

Pancířníci se tedy prostřednictvím svých potravních návyků podílejí nejen na fragmentaci rostlinného materiálu, ale ovlivňují i dekompozici díky stimulaci růstu populací

mikroorganismů a pomáhají tím udržet stabilitu celého ekosystému (Siepel a Ruiters-Dijkman 1993, Maraun a kol. 1998).

2.4. Ekologie pancířníků

Hlavním životním prostředím pancířníků je půda, která je značně heterogenním systémem a kde na ně působí současně komplex biotických a abiotických faktorů, který ovlivňuje nejen vývoj jednotlivých druhů a jejich populací, ale i strukturu a funkci celých společenstev (Starý 1990).

2.4.1. Vliv abiotických faktorů

Teplota a vlhkost

Vlhkost a teplota půdy a půdního vzduchu jsou hlavními řídicími abiotickými faktory života pancířníků. Obecně se dá říci, že tyto půdní roztoči jsou lépe přizpůsobeni na vyšší vlhkost (ve vysychající půdě přežívají jen omezenou dobu), stejně jako jsou lépe adaptováni na nižší teploty.

Půdní vlhkost je tedy klíčovým faktorem, který ovlivňuje druhovou diversitu a populační hustotu pancířníků na dané lokalitě. S vyšší půdní vlhkostí stoupá také abundance jednotlivých druhů (Lindberg a kol. 2002, Noti a kol. 2003, Melamud a kol. 2007).

V průběhu evoluce se u pancířníků vyvinulo mnoho mechanismů, které mají zabránit vysychání v nepříznivých podmínkách. Mezi ty nejvýznamnější patří sklerotizovaná kutikula a silná vrstva cerotegumentu (Starý 1990), která je ovšem plně vyvinuta pouze u dospělých jedinců a méně sklerotizovaná vývojová stadia jsou tedy na výkyvy vlhkosti mnohem citlivější (Lindberg a kol. 2002).

Suchá období, která se v posledních letech objevují stále častěji zřejmě v souvislosti s klimatickými změnami (Haimi a kol. 2005), jsou disturbancí, po které pancířníci vykazují největší změny v abundanci i druhové diverzitě a potřebují delší dobu pro návrat do původního stavu než ostatní skupiny půdních mikroartropodů (Lindberg a Bengtsson 2006).

V některých případech nemusí sucho ohrožovat pancířníky přímo, ale může se projevit prostřednictvím omezení dostupnosti potravních zdrojů. V suchém období dochází k výraznému poklesu biomasy a diversity hub i mikroorganismů (Gergócs a Hufnágel 2009), které slouží většině pancířníků jako hlavní zdroj potravy (viz. kapitola 2.3.). Tuto teorii potvrzuje i studie, která se zabývala porovnáním vlhkostních tolerancí druhů žijících v jehličnatém a listnatém lese (Taylor a Walters 2005) a ve které bylo zjištěno, že druhy

jehličnatého lesa jsou na sucho mnohem citlivější, protože k omezení dostupnosti potravních zdrojů i dostupnosti živin dojde dříve právě v jehličnatém lese.

Změny teploty se projevují hlavně na intenzitě metabolismu pancířníků, kdy s narůstající teplotou stoupá úroveň respirace a tím dochází k rychlejšímu spotřebování zásobní energie (Starý 1990, Stamou a kol. 1994). Při výrazném poklesu teplot naopak dochází k omezení metabolismu na minimum a pancířníci upadají do stavu strnulosti. Arktické a antarktické druhy, které jsou na nízké teploty adaptovány, dokážou ve strnulém stavu přežít celé měsíce bez teplot nad bodem mrazu (Block 1984).

Teplota významně ovlivňuje také délku ontogenetického vývoje a délku života daného jedince. Životní cykly se u druhů rozšířených v několika klimatických zónách mohou značně lišit. Například dospělci druhu *Ameronothrus lineatus* žijí v temperátní zóně přibližně 1 rok, zatímco v arktických podmínkách Svalbardu žily některé samice až 5 let (Sovik a kol. 2003, Sovik 2004). Z ontogenetického hlediska je zajímavý antarktický druh *Alaskozetes antarcticus*, který má životní cyklus rozložený na 5 let, čímž se dokonale přizpůsobil krátkému vegetačnímu období této oblasti – podobná životní strategie je typická i pro další coldtolerantní alpské a arktické druhy (Sovik a kol. 2003).

Teplotní optima se u jednotlivých druhů liší a jsou dány také adaptacemi na podmínky prostředí. Teplotní optimum pro druhy mírného pásu se pohybuje v rozmezí 10 – 21 °C, teplota 45 °C je při hodinové expozici letální pro téměř všechny druhy pancířníků (Wallwork 1960).

Obsah organické hmoty a pH prostředí

Většina druhů pancířníků je úzce vázána na organickou hmotu bohatou svrchní vrstvu půdy (opad), proto půdy s velmi nízkým obsahem organické hmoty vykazují nižší abundance i druhovou diversitu těchto roztočů (Starý 1990). Bylo zjištěno, že pokud zbavíme lesní či luční půdy svrchní vrstvy organické hmoty, dojde k výraznému poklesu abundance i diversity pancířníků (Starý 1990). Nicméně Arroyo a Iturrondobeitia (2006) ve své studii zjistili, že obohacení půdy organickou hmotou v kapalné formě (např. kejda) způsobilo, oproti očekávání, pokles v diverzitě i abundanci pancířníků.

Samotné půdní pH nemá obvykle na společenstva pancířníků výrazný vliv, ale působí v komplexu s ostatními mikroklimatickými podmínkami daného habitatu (Starý 1990). Pro některé druhy však byla zjištěna preference určité hodnoty pH, což z nich dělá vhodné bioindikátory kyselých dešťů a dalších polutantů (Walter a Proctor 1999).

2.4.2. Vliv biotických faktorů

Vztahy pancířníků k ostatním živým organizmům v půdě jsou obvykle velice komplikované a je obtížné je oddělit od ostatních faktorů působících v daném habitatu.

Složení rostlinných společenstev není pro složení společenstva pancířníků určující přímo, neboť pancířníci nejsou primárně fytofágní a nejsou tedy striktně vázáni na určitý rostlinný druh a společenstvo. Složení fytoocenóz působí na pancířníky nepřímo skrze mikroorganismy, které se účastní dekompozice odumřelých částí rostlin představujících hlavní součást půdní organické hmoty a které slouží pancířníkům jako hlavní zdroj potravy (Luxton 1972).

Navíc jsou lesní ekosystémy obvykle tvořeny mnoha druhy dřevin a bylin a je tedy nepravděpodobné, že by došlo k akumulaci pouze jednoho typu opadu. Naopak je zde organická hmota často tvořena dobře promíchanou vrstvou odumřelých částí mnoha druhů rostlin, ve které dochází ke vzniku množství mikrohabitátů, které je pozitivně korelováno s druhovou diverzitou pancířníků (Kaneko a kol. 2005).

Pancířníci jsou vyhledávanou složkou potravy pro mnoho druhů dalších půdních živočichů, kteří si vybírají hlavně menší formy (např. zástupce nadčeledí Oppioidea, Brachychthonioidea) a méně sklerotizovaná vývojová stádia pancířníků (Walter a Proctor 1999). Jako nejčastější predátoři bývají uváděni draví roztoči ze skupiny Gamasida (Starý 1990). Byli také nalezeni ve střevech žížal, brouků a mravenců (Niedbala 1980, Matsuko 1994). Raspotnig a kol. (2011) ve své studii prokázali, že pancířníci z čeledi Scheloribatidae jsou hlavním zdrojem alkaloidů v kůži některých toxických druhů žab (díky své schopnosti akumulovat tyto látky ve tkáních).

Asi 127 druhů pancířníků je považováno za významné mezihostitele cysticerkoidů tasemnic čeledi Anoplocephalidae, které jsou běžnými parazity hospodářských zvířat a lesní zvěře a mohou být nebezpečné i pro člověka. Tyto druhy pancířníků v půdě aktivně vyhledávají a požírají vajíčka tasemnic a rozšiřují je tak půdním profilem, dokud nejsou pozřeni pasoucím se dobytkem společně s vegetací (Denegri a kol. 1998).

Významný a ve většině případů negativní vliv má na společenstva pancířníků také zemědělská činnost člověka jako je orba, aplikace umělých hnojiv, pěstování monokultur, aplikace pesticidů a další druhy kultivace, při kterých dochází ke změnám fyzikálních vlastností půdy. Po orbě dochází nejprve k výraznému poklesu abundance a následně také k vymizení druhů citlivých na změnu půdní struktury a poškození mikrohabitátů. Dominantní se zde stávají druhy eurytopní a eryvalentní, které jsou typické pro půdy silně

disturbované či v raných sukcesních stádiích jako jsou např. druhy *Tectocepheus velatus* a *Oppiella nova* (Behan-Pelletier 1999).

2.4.3. Možnosti migrace

Zástupci půdní mesofauny nejsou obecně schopni příliš účinné aktivní migrace na dlouhé vzdálenosti, nicméně mladé iniciální půdy, například na uhelných výsypkách, jsou téměř okamžitě kolonizovány mikroorganismy a vzápětí dalšími půdními organismy, které napomáhají úspěšné sukcesi a formování půdního ekosystému (Lehmitz a kol. 2012). Nejprve se v mladé půdě objevují chvostokoci a půdní roztoči ze skupiny Acaridida, pancířníkům a dalším skupinám živočichů trvá migrace do nového biotopu v řádu několika měsíců až let (Lehmitz a kol. 2011).

Aktivní migrace pancířníků je limitována především jejich poměrně malými rozměry a citlivostí ke kolísání vlhkosti okolního prostředí, k migraci tedy dochází především u dospělců, kteří jsou na změny podmínek lépe vybaveni než juvenilní stádia (Norton 1994). Nejsou také schopni aktivního hrabání, takže při průniku půdou jsou odkázáni na chodbičky jiných půdních živočichů či na půdní póry a otvůrky (Starý 1990).

Velmi častá je vertikální migrace půdou, kdy se společenstva pancířníků přesouvají více do hloubky za vyšší vlhkostí nebo naopak blíže k povrchu za potravou. Nicméně vzhledem k tomu, že je většina druhů vázána na svrchní vrstvu půdy s vyšším obsahem organické hmoty, s narůstající hloubkou půdního profilu abundance i druhová diversita pancířníků prudce klesá (Erdmann a kol. 2012). V lesích mírného klimatického pásma žijí pancířníci většinou do hloubky maximálně 10 centimetrů, hlouběji v minerálních půdních vrstvách, kde už jsou póry výrazně menší, ale okolní podmínky stálejší, se uplatňují zejména drobné štíhlé a méně sklerotizované euedafické formy (Starý 1990).

Horizontální aktivní migrace, která je v regionálním měřítku především na krátké vzdálenosti velice účinná (Lehmitz a kol. 2012), byla prozatím zkoumána hlavně u epigeických druhů pohybujících se po povrchu půdy. O migraci euedafických druhů se toho příliš neví, ve své studii se jimi zabývali Lehmitz a kol. (2012) a zjistili, že během 2 let, kdy výzkum probíhal, se podpovrchová migrace uplatňovala jen minimálně a je také 4x pomalejší než migrace po povrchu.

Ojala a Huhta (2001) studovali disperzní schopnosti půdních pancířníků a zjistili, že v závislosti na druhu urazí dospělci 5 – 20 cm týdně. Největší schopnost aktivní migrace prokázali navzdory své malé velikosti zástupci rodu *Oppiella*. Smrž (2006) měřil rychlost

aktivního pohybu pancířníků na listu papíru, kde byli schopni urazit 1 cm za 10 – 60 sekund, juvenilní stádia se pohybovala pomaleji.

Na delší vzdálenosti se uplatňují pasivní formy migrace. Velmi častá je zoochorie, kdy jsou hlavně velké druhy pancířníků žijících na stromech a na povrchu půdy přenášeni na velké vzdálenosti v peří ptáků (Lebedeva a Lebedev 2008) či v srsti drobných savců (Miko a Stanko 1991).

Další možností pasivního transportu je anemochorie. Ovšem většinu druhů přenášených větrem představují druhy arborikolní, které se dostávají do větších výšek a zvládnou přežít i déle trávající transport na větší vzdálenost a s ním spojené vysychání (Lehmitz a kol. 2011). Euedafické druhy jsou obvykle přenášeny jen na krátké vzdálenosti jako součást prachu, ale může se to opakovat i několikrát po sobě (Lehmitz a kol. 2011). Limitujícím faktorem anemochorie je relativně rychlé vysychání přenášených pancířníků při dlouhých regionálních či transkontinentálních přenosech, a tudíž nízké procento přežívajících jedinců schopných založit v novém habitatu funkční populace (Starý a Block 1998).

Druhy pancířníků vyskytujících se na mořském pobřeží, které jsou dobře adaptované na slanou vodu, bývají přenášeny mořskými proudy na kmenech stromů až na transkontinentální vzdálenosti (Starý a Block 1998).

2.5. Kalamitní těžba a její dopady na ekosystém

Kalamitní těžba je obvykle aplikována v lesních ekosystémech po disturbancích různého typu, kdy se člověk snaží napravit, co způsobila příroda (Beschta a kol. 2004). Ekosystém se bezprostředně po disturbanci rychle a výrazně mění, dochází k narušení půdy, může být odhalena minerální vrstva nebo zničen organický materiál a značně jsou pozměněny mikroklimatické podmínky daného území. Toto narušení se vlivem kalamitní těžby ještě dále prohlubuje. Dochází ke změně mikrotopografie terénu a půdní struktury, ovlivněn je hydrologický režim i cykly živin (Marshall 2000, Lindenmayer a Noss 2006).

K nejextrémnějším změnám dochází u teploty a vlhkosti, které jsou považovány za hlavní faktory určující druhové složení nově vznikajících společenstev a rychlost regenerace lesa (Carlson a Groot 1997). Povrch půdy je po zániku lesa a následném vytěžení vystaven vyšším dávkám slunečního záření, které ohřívá a vysušuje odhalenou půdu, což může vést až ke změně celkové energetické bilance krajiny (Gaiger 1965). Změny ve vodním a teplotním režimu rozpadlého lesního ekosystému, kde těžba neproběhla, nebývají tak výrazné, pokud zůstane zachované bylinné patro (Tesař a kol. 2004).

Na holinách obvykle teploty dosahují vyšších průměrných hodnot a fluktuace teplot nad povrchem i v půdě je výraznější než v bezzásahovém lese (Chen a kol. 1993). Hais a Kučera (2008) porovnávali kolísání teplot na povrchu půdy během dne a noci v rozpadlém a zdravém smrkovém lese a na holinách po těžbě na Šumavě. Teplotní fluktuace v nenarušeném a vzrostlém lese se významně nelišily (v obou případech se kolísání během dne a noci pohybovalo v rozmezí 10 °C), ale asanované plochy vykazovaly rozdíly mezi dnem a nocí v nejteplejších dnech až 30 °C. K podobným výsledkům dospěl také Pavlas (2014), který porovnával asanované a samovolně se vyvíjející plochy v blízkosti Březníku na Šumavě, které jsou předmětem výzkumu i této práce.

Na asanovaných plochách dochází také ke snížení vlhkosti oproti zdravému lesu způsobené zvýšenou teplotou a větším odtokem vody, který je následkem poškození bylinného patra a utužení půdy pojezdem těžké mechanizace během těžby padlých stromů. Právě padlé kmeny odumřelých stromů pomáhají v půdě odumřelé smrčiny k udržení dostatečné vlhkosti tím, že vodu zadržují ve své biomase a stíněním snižují výpar (Jonášová a Prach 2008).

Mikroklimatické změny asanovaného území mají dopad především na populace půdních organismů, které žijí ve svrchních vrstvách půdy, kde jsou změny největší (Setälä a kol. 2000). V krajních případech může dojít až ke kompletnímu vymizení těchto živočichů.

Rozdíly v chemismu a fyzikálních vlastnostech půdy vytěžených a samovolně se vyvíjejících ploch jsou patrné ještě po mnoha letech po disturbanci a těžbě. Olsson a kol. (1996) uvádí, že i po 16 letech po disturbanci a těžbě je obsah dusíku a uhlíku v půdě nižší než ve zdravém lese. Obecně lze říci, že pokud z narušeného lesa odvezeme popadané stromy, způsobíme tím jeho ochuzení o živiny, zejména a vápník a hořčík (Šantrůčková a kol. 2010).

Kalamitní těžba mění z dlouhodobého hlediska sukcesní podmínky dané lokality, ačkoli celková změna společenstva v dlouhodobém pohledu může být způsobena různými faktory, které nemusí být následkem kalamitní těžby (Foster a kol. 1997).

Ihned po vytěžení dochází na asanovaných plochách k významnému rozvoji bylinného patra, jehož diversita může dosáhnout až dvojnásobku druhů oproti narušenému lesu, ale často jsou mezi nimi i druhy luční zcela netypické pro lesní ekosystém. Hojný je výskyt rostlin z rodů *Poa*, *Viola*, *Calamagrostis* a *Solidago*, jejichž postupná dominance v podrostu může způsobit až úplné zastavení regenerace lesa (Pykälä 2004, Drábek a kol. 2007, Lang a kol. 2009).

Vytěžené plochy často zarůstají pionýrskými dřevinami – zejména břízou bělokorou (*Betula pendula*), které jsou typické pro holiny hospodářských lesů a které jsou jako jediné schopné regenerace v půdě poškozené těžbou (Fischer a kol. 2002). Ve studii se dále uvádí, že podle simulace vývoje bude bříza na vytěžených plochách přítomna i po 100 letech, ačkoli dominantní již bude smrk. Naproti tomu se rostlinná společenstva, která se vyvíjejí v odumřelých smrčínách, liší od vzrostlého přirozeného smrkového lesa jen minimálně.

Z ekologického hlediska lze tedy na přirozenou dynamiku lesního ekosystému po distribuci pohlížet spíše jako na příležitost než na katastrofu, kterou je potřeba co nejrychleji napravit. Tato příležitost by měla být využita a to zejména v národních parcích centrální Evropy, kde se lesy stále ještě mění z dlouhodobě ovlivněných lidskou činností na blízké přirozeným (Fischer a kol. 2002).

2.5.1. Reakce pancířníků na disturbance a těžbu

Při obnovení populací půdních roztočů po disturbancích a těžbě jsou pozorovány dva hlavní trendy – pokles abundance jednotlivých druhů a vymizení stenotopních druhů citlivých na změny (Siepel 1996). Mnoho především eurytopních druhů pancířníků má vysokou toleranci k výkyvům hlavních abiotických faktorů, zejména vlhkosti, a proto jsou schopní méně intenzivní disturbance tolerovat (Starý 1990, Siepel 1996).

Díky omezeným disperzním schopnostem a poměrně dlouhým životním cyklům je reakce pancířníků na silnou disturbance způsobenou těžbou opožděná a trvá dlouho, než se druhové složení společenstev vrátí do stavu před disturbancí (Zaitsev a kol. 2002). Změny ve společenstvech pancířníků po těžbě přetrvávají několik let, ale studií zabývajících se touto problematikou z dlouhodobého hlediska je poměrně málo (Déchêne a Buddle 2009).

Behan-Pelletier (1999) uvádí, že eurytopní druhy pancířníků *Tectocephus velatus* a *Oppiella nova* slouží jako dobré indikátory disturbancí v životním prostředí, protože okamžitě po disturbance dojde k markantnímu nárůstu jejich populačních hustot a dominance ve společenstvech v důsledku vymizení stenotopních druhů a tím i jejich konkurence.

Podobným způsobem reaguje také druh *Platynothrus peltifer*, který se jako dominantní objevuje jen v narušených ekosystémech, protože ve zdravém společenstvu není schopen účinné kompetice (Maraun a kol. 2003). Nicméně je poměrně odolný mechanickému narušení půdy a po těžbě využije snížení kompetice ostatních druhů a rychle se rozmnožuje.

Kalamitní holosečná těžba je považována za extrémní případ disturbance ekosystému, která má nepochybně významný dopad na druhové složení i abundance půdních roztočů (Siepel 1996). O tom, jak velký je vliv těžby dřeva na populace pancířníků, rozhoduje

zejména velikost vytěžené plochy, použitá mechanizace a stupeň narušení svrchních vrstev půdy (Huhta a kol. 1969). Starý (1990) uvádí, že malý rozsah těžební plochy nemá na druhové složení pancířníků významný vliv, protože nedojde k velkým změnám mikroklimatických faktorů a úbytek druhů je kompenzován pasivní migrací z blízkého nenarušeného okolí.

Nicméně v NP Šumava došlo k velkoplošnému rozpadu lesa a vznikly velké plochy, kde proběhla kalamitní těžba za použití těžké mechanizace, která způsobila i výrazné změny stanovištních podmínek. Na takovýchto plochách dochází k významným změnám v populacích půdních pancířníků, dochází k poklesům abundance i druhové diversity. Nejvíce jsou ovlivněny stenotopní druhy pancířníků s úzkou ekologickou valencí, kteří nejsou schopni migrovat do větší hloubky a vyskytují se v opadové vrstvě půdy, která bývá utužena a narušena pojezdem těžké mechanizace a navíc zde dojde ke zvýšení kolísání teploty a k vysychání (Abbott a kol. 1980).

Vykácené plochy navíc vykazují změny v druhovém složení, mnohem častěji se zde vyskytují druhy s širší ekologickou valencí tolerující zvýšené vysychání opadové vrstvy (Siepel 1996).

Cíle mé diplomové práce jsou:

1. zvládnutí druhové determinace pancířníků
2. popis druhového složení a struktury společenstev pancířníků studovaných ploch
3. srovnání biodiversity a vyhodnocení změn ve složení společenstev pancířníků na plochách s různým typem managementu

Hypotézy:

- abundance i diverzita pancířníků bude na asanovaných plochách nižší než na plochách ponechaných samovolnému vývoji
- čím větší rozsah disturbance po rozpadu lesa a následné těžbě, tím více budou negativně ovlivněny mikroklimatické podmínky studovaných ploch a tím pádem i složení půdní mesofauny
- optimální vývoj a regeneraci společenstev pancířníků po disturbanci předpokládám na plochách v bezzásahovém režimu

3. METODIKA

3.1. Charakteristika studovaného území

Pro tuto studii bylo vybráno území v centrální části Šumavy, v oblasti kolem Březníku a Studené hory, nedaleko od obce Modrava. Nacházejí se zde plochy, na kterých probíhá dlouhodobý výzkum Katedry biologie ekosystémů a Katedry botaniky Přírodovědecké fakulty Jihočeské univerzity a Ústavu půdní biologie BC AV ČR. Jonášová a Prach (2004, 2008) zde studovali regeneraci lesa po gradaci lýkožrouta a následné asanaci a právě tyto plochy jsem převzala pro svůj výzkum.

Studované plochy leží v pásmu klimaxových acidofilních horských smrčín mezi vrcholy Luzný a Roklan v nadmořské výšce kolem 1200 m (přesná poloha – GPS souřadnice a nadmořská výška jsou uvedeny v tabulce I v Příloze) v 1. a 2. zóně NP Šumava. Tato oblast je charakteristická relativně chladným klimatem s typickým krátkým, chladným a vlhkým létem a dlouhou mrazivou zimou s dlouhotrvající sněhovou pokrývkou (120 – 150 dní). Průměrné úhrny srážek se ročně pohybují kolem 1500 mm a více – oblast Březníku je považována za jednu z nejdeštivějších na Šumavě. Průměrná roční teplota je zde kolem 4 °C (Jonášová a Prach 2008).

V horninovém podloží dominuje rula v částečné kombinaci s granodioritem. Převažujícím půdním typem jsou zde podzoly a kambizoly, v podmáčených smrčínách pak najdeme glejové půdy (Novák 1989 - 1993). Půdy jsou zde poměrně kyselé, pH se na zkoumaných plochách pohybuje v rozmezí 2,5 – 3,5 (Krausová 2011).

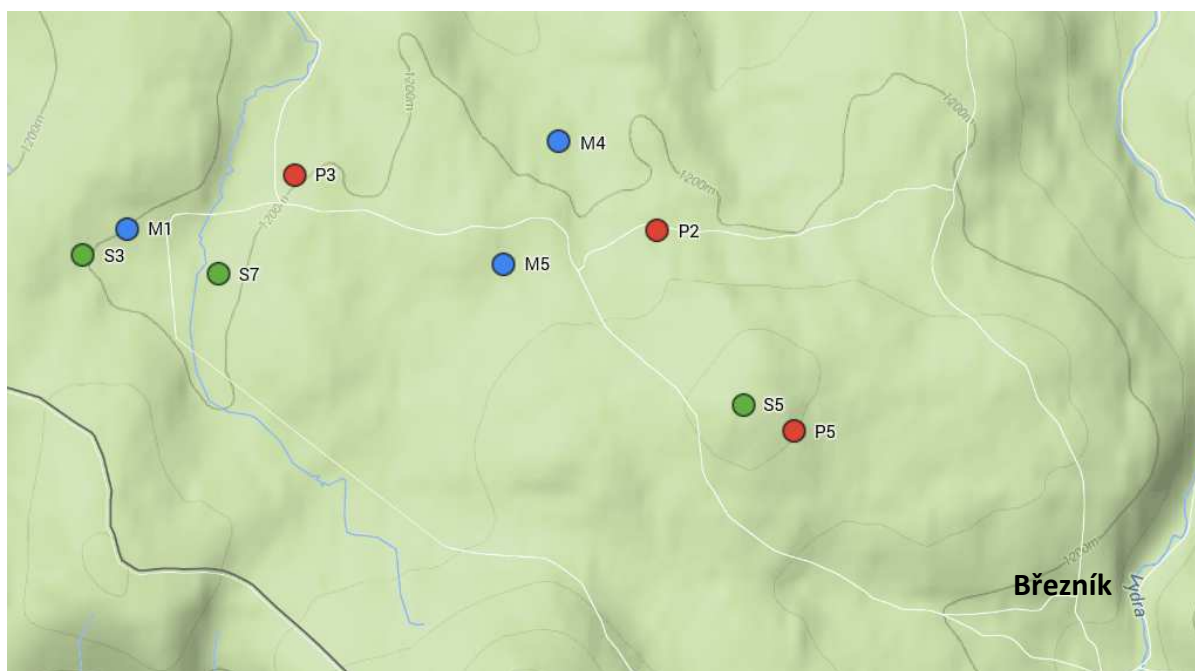
Lesy studovaného území mohou být zařazeny do svazu *Piceion excelsae* (kyselé smrčiny) - ve stromovém patře dominuje smrk ztepilý (*Picea abies*) s příměsí jeřábu ptačího (*Sorbus aucuparia*), buku lesního (*Fagus sylvatica*), jedle bělokoré (*Abies alba*) a břízy pýřité (*Betula pubescens*). Bylinný podrost je tvořen zejména travinami s dominantní třtinou chloupkatou (*Calamagrostis villosa*), metličkou křivolakou (*Deschampsia flexuosa*) a brusnicí borůvkou (*Vaccinium myrtillus*). Z mechů zde převažuje ploník ztenčený (*Polytrichum formosum*) a v podmáčených smrčínách také různé druhy rašeliníku (*Sphagnum* sp.) a dvouhrotec chvostnatý (*Dicranum scoparium*) (Jonášová a Prach 2004).

Na plochách použitých v tomto výzkumu byly provedeny také studie na společenstvech želvušek (Tardigrada) (Bryndová 2013) a půdní makrofauny (Velíšek 2014). Pavlas (2014) srovnával kolísání teploty a vlhkosti na plochách asanovaných a ponechaných samovolnému vývoji a Krausová (2011) srovnávala dostupnost basických kationtů na jednotlivých plochách.

Od gradace lýkožrouta smrkového na tomto území a následné asanace některých ploch uplynulo v době realizace této diplomové práce již 18 let.

3.1.1. Přehled studovaných ploch

Pro účely této studie byly zvoleny 3 typy stanovišť tak, aby se dal porovnat vývoj společenstev pancířníků v závislosti na různém způsobu managementu a vývoji lesa po disturbanci lýkožroutem. Pro každé stanoviště byly vybrány 3 plochy jako opakování, takže odběry probíhaly celkem na 9 plochách, jejichž poloha je zachycena na obrázku 1. Jejich označení bylo ponecháno v souladu s označením použitým při předchozích výzkumných aktivitách s cílem zachovat kontinuitu a přehlednost vůči realizovaným, ale i budoucím komplexním analýzám dat získaných na těchto plochách.



Obr. 1: Umístění jednotlivých výzkumných ploch v NP Šumava v oblasti kolem Březníku.

Na všech plochách bylo před gradací lýkožrouta vyvinuté klimaxové stadium horského smrkového lesa (svaz *Piceion excelsae*), který byl díky své poloze a horší dostupnosti v minulosti člověkem ovlivňován jen velice málo. Velkoplošný rozpad lesa způsobený vichřicemi a následně gradací lýkožrouta se na území Šumavy v minulosti pravidelně opakoval každých přibližně 150 – 200 let a další menší disturbance se objevovaly zhruba dvakrát za století (Svoboda a Wild 2007).

První 3 sledované plochy se nacházejí ve smrkovém lese, ve kterém v letech 1996 – 1997 proběhla gradace lýkožrouta a následně byl ponechán samovolnému vývoji, v následujícím textu je tento typ managementu označován jako **S** a konkrétní 3 plochy jsou značeny S3, S5 a S7.

Další výzkumné plochy jsou na místech, kde po odumření stromového patra v důsledku napadení lýkožroutem proběhla v roce 1997 kalamitní těžba. Kmeny napadených a pokácených stromů byly odvezeny, větve byly ve formě štěpky ponechány na vzniklých pasekách. Následně zde byl vysázen smrk ztepilý (*Picea abies*) a v menší míře i jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*). Tyto plochy jsou dále značeny **P** a sledované plochy konkrétně jako P2, P3 a P5.

Poslední 3 plochy se nacházejí v zamokřených smrčinách v bezzásahovém režimu, kde les přežil, ale vliv lýkožrouta se postupně projevil i zde a stromové patro postupně odumřelo (ale později než na plochách S), takže dnes jsou i tyto lokality značně prosvětlené. V dalším textu je tento typ značen jako **M** a konkrétní 3 plochy jsou M1, M4 a M5.

Fotografie ze všech výzkumných ploch se zachycením současného stavu rostlinných společenstev jsou na obrázcích 14, 15 a 16, které jsou součástí Přílohy.

3.2. Kontrolní plocha na Boubíně

V oblasti Březníku utrpěly smrkové porosty po gradaci lýkožrouta značné škody a nalézt zde dostatečně velkou oblast s nepoškozeným vzrostlým lesem, kde by bylo možné provést kontrolní odběry pro srovnání s daty z odumřelého lesa, nebylo možné. Z tohoto důvodu byla jako kontrolní lokalita převzata plocha ve vrcholové oblasti Boubína, který leží asi 25 km východně od Březníku také v NP Šumava. Vzrostlý smrkový les na této ploše je v klimaxovém stadiu a nachází se přibližně ve stejné nadmořské výšce jako lokality studované v této práci.

Data byla převzata z práce Starý a Matějka (2008), konkrétně se jedná o plochu s označením Bsw, odběry proběhly na jaře a na podzim roku 2007 a byly použity identické metodické přístupy jako u odběrů v této práci. Celkem bylo na této ploše nalezeno 45 druhů pancířníků s průměrnou abundancí 101 000 ex/m².

3.3. Odběr půdních vzorků

Odběr půdních vzorků byl prováděn na každé ploše dvakrát ročně – na jaře a na podzim v době, kdy abundance pancířníků dosahují v podmínkách Šumavy svého maxima. Na každé

ploše byly vzorky odebírány v náhodném rozmístění v 5 opakováních, takže při jednom odběru bylo získáno celkem 45 půdních vzorků.

K odběrům byla používána válcová půdní sonda o pracovní ploše 10 cm² do hloubky 10 cm, která byla tvořena vnějším ocelovým pláštěm s vnitřní podélně dělenou umělohmotnou vložkou umožňující získání neporušeného půdního monolitu. Po odebrání sondou byly vzorky půdy umístěny do mikrotenových sáčků, řádně označeny a převezeny v co nejkratším čase pro další zpracování do laboratoře.

Odběry proběhly v říjnu 2012, na začátku června a v říjnu 2013 a začátkem června 2014.

3.4. Extrakce půdní mesofauny a determinace pancířníků

K extrakci zástupců půdní mesofauny byl použit modifikovaný vysoce účinný „high gradient“ extraktor podle Marshalla (1972) s velikostí ok 3 mm. Extrakce probíhala celkem pět dní, kdy se postupně zvyšovala teplota vzorku – první den byla teplota 23 °C, druhý den byla teplota 28 °C, třetí den byla teplota zvýšena na 30 °C, čtvrtý den na 33 °C a poslední den na 40 °C. Průměrná účinnost tohoto typu extraktoru pro půdní roztoče byla experimentálně určena na 93% (Starý 1990).

V podstavných nádobách, do kterých propadávají roztoči a ostatní půdní mesofauna, byl jako fixační médium použit nasycený vodný roztok kyseliny pikrové, který kromě fixace roztočů způsobuje žluté zabarvení tkání, které by jinak po následném prosvětlení v kyselině mléčné nebyly pozorovatelné. Po vyextrahování byli zástupci mesoedafonu odfiltrováni fritou a následně převedeni do epruvet s 96% etanolem.

Třídění a počítání půdní mesofauny bylo provedeno pod preparačním mikroskopem. Jedince pancířníků jsem nejprve vytřídila od ostatních roztočů a následně jsem je umístila do přechodného mikroskopického preparátu do 80% kyseliny mléčné na dobu 2 – 3 dnů za účelem prosvětlení kutikuly. Pro spolehlivou determinaci je často nutné pozorovat znaky na dorsální, ventrální i laterální straně těla při vysokém zvětšení, není proto vhodné zhotovovat trvalé mikroskopické preparáty.

Poté jsem prosvětlené jedince pancířníků determinovala na druhovou úroveň pod transmisním optickým mikroskopem. Pro vlastní determinaci jsem používala především souborné určovací klíče (Kunst 1971, Giljarov a Krivoluckij 1975, Balogh a Mahunka 1983, Weigmann 2006) a v některých případech literaturu s originálními popisy druhů a jejich vývojových stádií. Veškerý determinovaný materiál jsem následně uložila do glycerolu do

Terasakiho mikrotitračních destiček a zařadila trvale do své srovnávací sbírky roztočů na Ústavu půdní biologie BC AV ČR v Českých Budějovicích.

3.5. Charakteristiky společenstev pancířníků

K popisu druhové struktury studovaných společenstev pancířníků byly použity následující charakteristiky:

Abundance (A) [ex/m^2] vyjadřuje počet jedinců pancířníků na jednotku plochy povrchu, v celé práci uvádím abundance přepočítané na plochu 1 m^2 .

Druhová bohatost (R) vyjadřuje průměrný počet druhů ve vzorku.

Dominance (D) [%] udává procentuální podíl jedinců daného druhu k celkovému počtu jedinců sledované skupiny půdních živočichů. Podle hodnoty dominance hovoříme o druzích eudominantních ($D \geq 10\%$), dominantních ($D = 5 - 9,9\%$), subdominantních ($D = 2 - 4,9\%$), recedentních ($D = 1 - 1,9\%$) a subrecedentních ($D = 0 - 0,9\%$) (Rajski 1961).

Konstance (C) [%] vyjadřuje procentuální podíl vzorků z celkového počtu v daném typu managementu a odběru, ve kterých se daný druh vyskytuje. Podle hodnoty konstance hovoříme od druzích eukonstantních ($C = 75 - 100\%$), konstantních ($C = 50 - 74,9\%$), akcesorických ($c = 25 - 49,9\%$) a nebo akcidentálních ($c = 0 - 24,9\%$). Charakteristickou druhovou kombinací společenstva pro daný typ managementu pak tvoří druhy s konstancí $\geq 50\%$.

Druhová diversita (H) byla hodnocena pomocí **Shannon – Weaverova indexu diversity** (Shannon a Weaver 1949):

$$H' = - \sum_{i=1}^s \left(\frac{n_i}{N} \right) \cdot \log_2 \left(\frac{n_i}{N} \right)$$

n_i abundance i – tého druhu

N celkový počet jedinců

s počet druhů

Ekvitabilita (E) $E = H' / \ln s$ dosahuje maximální hodnoty 1 v případě, že zastoupení všech druhů je rovnoměrné (Sheldon 1969).

3.6. Statistické zpracování dat

Rozdíly v abundanci a druhové bohatosti společenstev pancířníků mezi jednotlivými typy managementu byly testovány pomocí hierarchické ANOVY v programu Statistica 12.0, plocha byla hierarchicky zakotvena v typu managementu a označena jako faktor s náhodnými efekty. Vysvětlovanou proměnnou byl logaritmicky transformovaný počet jedinců pancířníků na m² a počet druhů na odebraný vzorek (Lepš a Šmilauer 2014).

Data o půdní mesofauně a složení společenstev pancířníků byla vyhodnocena za pomoci canonických analýz v programu CANOCO 5.0 (Šmilauer a Lepš 2014). Pro vyhodnocení dat o vztahu půdní mesofauny, typu managementu a ročního období byla použita partial Redundancy Analysis (RDA). Počty jedinců půdní mesofauny byly logaritmovány, vysvětlující proměnné (management a roční období) byly testovány zvlášť za použití zbylých proměnných jako kovariátů (jako kovariáta byl také použit rok odběru). Byl použit hierarchický design, kdy jedna plocha (např. S3) představovala whole-plot a jednotlivé půdní vzorky zde odebrané představovaly split-plots, volně permutovány byly whole-plots.

Pro vyhodnocení vlivu managementu na společenstva pancířníků byla použita partial Principal Component Analysis (PCA). Z dat o jednotlivých druzích v půdních vzorcích odebraných pro danou plochu v rámci jednoho odběru byly vytvořeny průměrné hodnoty a následně byla tato data logaritmicky transformována. Opět byl použit hierarchický design jako v případě uvedeném výše a vysvětlující proměnné (management a roční období) byly hodnoceny zvlášť za použití zbylých proměnných jako kovariátů – při testování vlivu managementu byly permutovány whole-plots, při testování vlivu ročního období split-plots.

Při porovnávání plochy na Boubíně s mými plochami, byla data z Boubína použita jako „supplementary“ (chyběla opakování a nebylo tedy možné data hodnotit společně s daty z mého výzkumu) a poloha této plochy byla následně promítnuta do výsledného grafu z analýzy partial PCA s hodnocením vlivu managementu na společenstva pancířníků popsané výše.

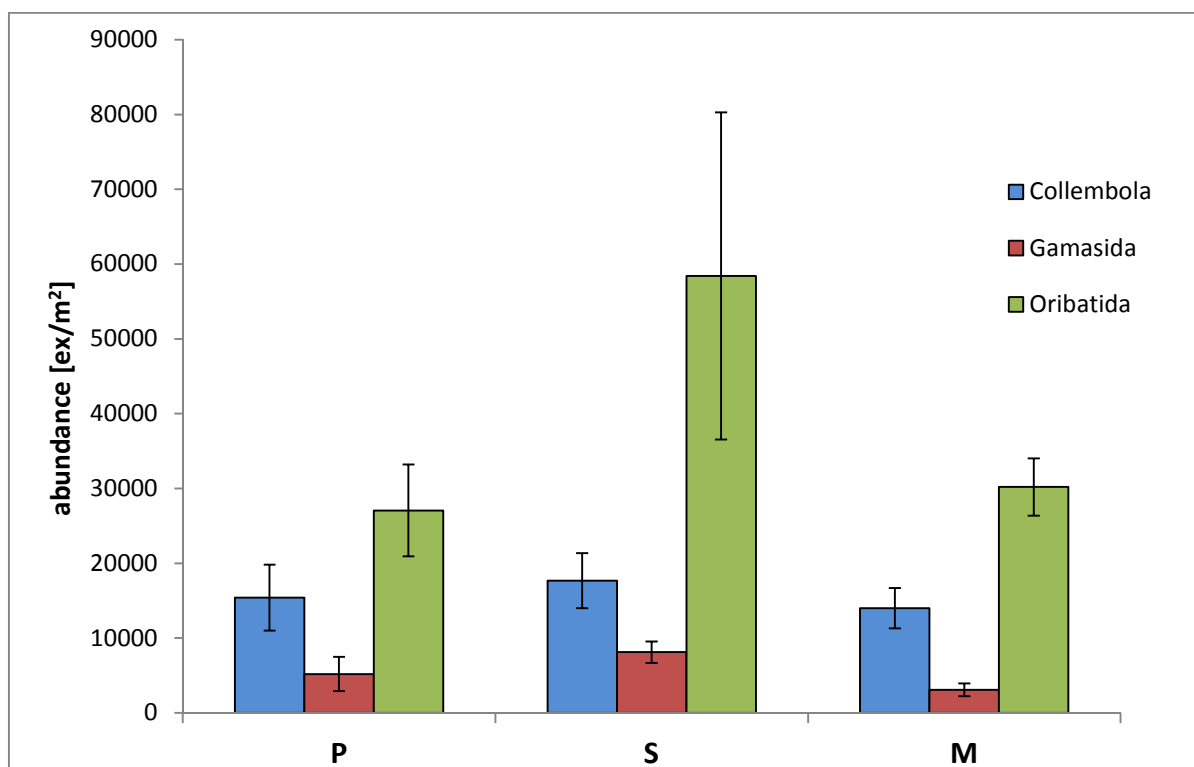
Pro vyhodnocení vlivu managementu na ekologické skupiny pancířníků byly sečtení jedinci druhů odpovídajících si skupin a následně byla použita Partial Redundancy Analysis opět v hierarchickém designu obdobně jako v předchozích případech.

K vyhodnocení ordinačních metod byl použit Monte Carlo permutační test s 499 permutacemi a pro porovnání velikosti vlivů jednotlivých proměnných byla provedena analýza s pomocí Van Dobbenových kruhů.

4. VÝSLEDKY

Celkem byl zpracován materiál 11 796 jedinců půdní mesofauny získaných během extrakce. Z toho bylo 6 952 jedinců pancířníků (Oribatida), 984 zástupců roztočů řádu Gamasida, 868 zástupců řádu roztočící (Tarsonemida), 2 825 jedinců chvostoskoků a 85 resp. 82 larev Coleoptera a larev Diptera (použitý typ extrakce ovšem není cílený na získání těchto dvou skupin makrofauny, získaný materiál je selektivní a data tedy nejsou srovnatelná s daty o mesofauně). Celkové počty jedinců získaných z každého odběru na každé ploše jsou zaznamenány v tabulkách II - IV, které jsou součástí Přílohy.

Počty pancířníků převyšovaly počty ostatních zástupců mesofauny při každém odběru na všech odebíraných plochách, roztočící (Tarsonemida) se ve vzorcích vyskytovali nerovnoměrně a v případě přítomnosti obvykle ve vysokých počtech. Průměrné abundance (ex/m^2) stanovené jako průměr ze všech odběrů pro skupiny Oribatida, Collembola a Gamasida na jednotlivých plochách podle uplatňovaného managementu jsou zobrazeny na obrázku 2.



Obr. 2: Průměrné abundance skupin Collembola, Gamasida a Oribatida a jejich směrodatná odchylka na plochách podle typu managementu (vysvětlení zkratk pro management viz. kapitola 3.1.2.).

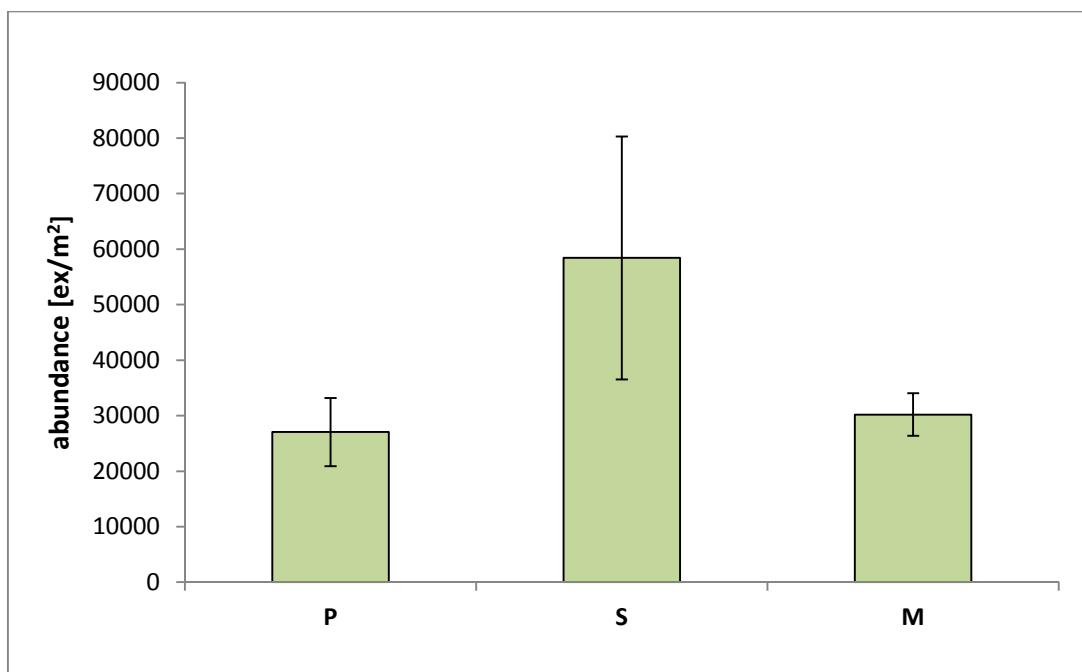
Z 6 952 jedinců pancířníků bylo 5 488 dospělců a 1 464 juvenilních stádií. Zaznamenáno bylo celkem 82 druhů patřících do 31 čeledí – seznam druhů včetně jejich základních ekologických charakteristik a rozšíření je uveden v Příloze (8.3. Systematický přehled nalezených druhů pancířníků).

Nejvíce jedinců bylo zaznamenáno u silvikolního druhu *Brachychthonius pius*, konstantními druhy v celém výzkumu byli eurytopní *Hemileius inicialis* a *Tectocepheus velatus*.

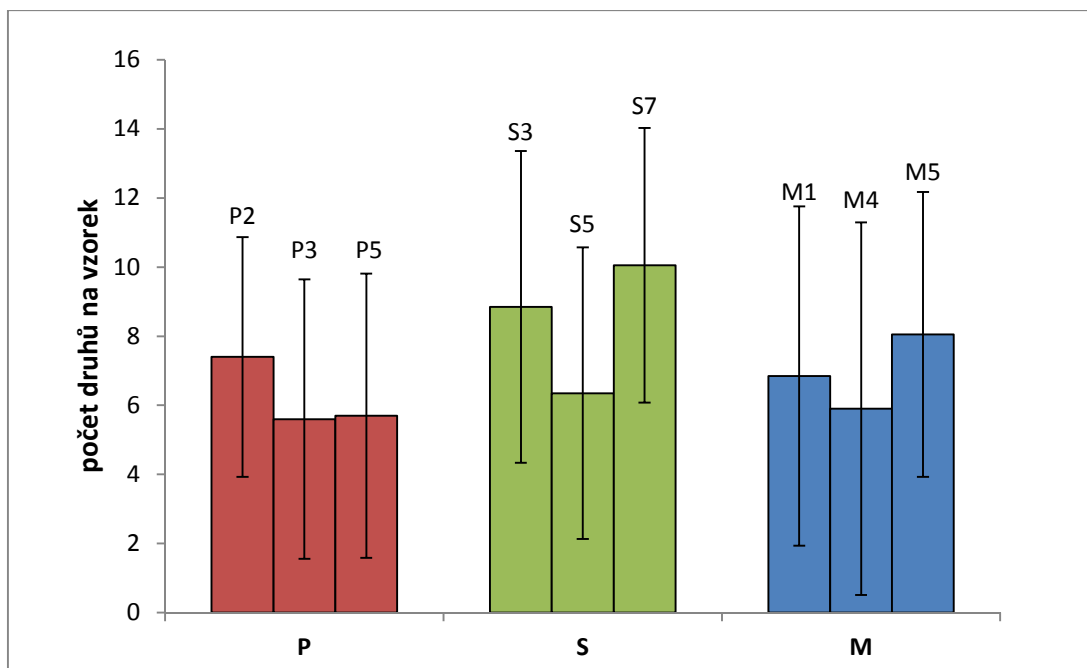
4.1. Charakteristiky společenstev pancířníků

Vyšších abundancí i druhové diverzity dosahovala společenstva pancířníků během podzimních odběrů s výjimkou zamokřených ploch, kde byly tyto charakteristiky vyšší na jaře. Také dominantní a konstantní druhy byly na některých plochách rozdílné na jaře a na podzim, ale tyto rozdíly nebyly statisticky průkazné.

Nejvyšší průměrná abundance i druhová diverzita pancířníků byla nalezena na plochách ponechaných samovolnému vývoji S, nejnižší abundance i druhová diverzita byla naopak na plochách asanovaných P, ale výsledky nebyly ani v jednom z případů statisticky průkazné (viz. obrázek 3 a 4).



Obr. 3: Průměrná abundance pancířníků se směrodatnou odchylkou podle typu managementu.



Obr. 4: Průměrný počet druhů pancířníků v jednom vzorku se směrodatnou odchylkou na plochách podle typu použitého managementu.

4.1.1. Popis společenstev pancířníků studovaných ploch

Nejvyšší průměrná abundance pancířníků byla zjištěna na ploše S3 (79 150 ex/m²), naopak nejnižší průměrná abundance byla zjištěna na ploše P3 (19 900 ex/m²). Nejvíce druhů bylo popsáno na ploše M5 (47), nejvyšší průměrný počet druhů na jeden odebraný půdní vzorek byl na ploše S7 (10,05). Nejméně druhů bylo nalezeno na ploše M4 (33), ale nejnižší průměrný počet druhů v jednom vzorku byl na ploše P3 (5,6).

Celkový počet druhů pancířníků nalezených v půdních vzorcích z jednotlivých typů managementu byl téměř shodný – na P a M plochách bylo zaznamenáno celkem 68 druhů, na S plochách 69 druhů.

Rozdíly v abundanci, počtu druhů, indexu diverzity a ekvitabilitě mezi plochami s rozdílným managementem, které jsou popsány v následujících podkapitolách (4.1.1.1. – 4.1.1.9.), nebyly statisticky průkazné.

Signifikantní rozdíly byly zjištěny ve druhovém složení společenstev pancířníků podle uplatňovaného typu managementu, jejichž popis je uveden v kapitole 4.2.

Plocha P2

celkový počet zjištěných druhů: 41

průměrná druhová bohatost: $7,40 \pm 3,47$

abundance (ex/m²): 34 900

H': 2,84

E: 0,74

Struktura společenstva:

konstantní druhy: *Rhinoppia subpectinata* (70%), *Tectocepheus velatus* (75%)

eudominantní druhy: *Rhinoppia subpectinata* (18,35%), *Tectocepheus velatus* (17,04%)

dominantní druhy: *Berniniella sigma* (5,43%), *Nanhermannia coronata* (8,81%), *Oppiella falcata* (5,43%), *Verachthonius laticeps* (5,24%)

subdominantní druhy: *Brachychthonius pius* (4,68%), *Dissorhina ornata* (3,56%), *Hemileius initialis* (2,99%), *Oppiella falcata* (4,31%), *Platynothrus peltifer* (2,81%)

Vzácné druhy zaznamenané při odběrech byly: *Brachychthonius pius*, *Caenobelba montana* a *Oppiella translamellata*.

Plocha P3

celkový počet zjištěných druhů: 39

průměrná druhová bohatost: $5,60 \pm 4,04$

abundance (ex/m²): 19 900

H': 2,93

E: 0,76

Struktura společenstva:

konstantní druhy: *Rhinoppia subpectinata* (50%), *Tectocepheus velatus* (55%)

eudominantní druhy: *Brachychthonius pius* (11,12%)

dominantní druhy: *Caenobelba montana* (5,12%), *Oppiella falcata* (6,01%), *Rhinoppia subpectinata* (14,12%), *Scheloribates laevigatus* (6,31%), *Tectocepheus velatus* (12,91%)

subdominantní druhy: *Carabodes rugosior* (4,51%), *Eupelops plicatus* (3,31%), *Hermannia gibba* (2,11%), *Melanozetes meridianus* (4,81%), *Oppiella nova* (2,11%)

Vzácné druhy zaznamenané při odběrech byly: *Brachychthonius pius*, *Caenobelba montana*, *Neoribates aurantiacus*, *Oppiella translamellata*, *Oppiella loksai*, *Suctobelbella perforata*.

Plocha P5

celkový počet zjištěných druhů: 39

průměrná druhová bohatost: $5,70 \pm 4,15$

abundance (ex/m²): 26 400

H': 2,44

E: 0,64

Struktura společenstva:

konstantní druhy: *Tectocepheus velatus* (55%), *Rhinoppia subpectinata* (55%)

eudominantní druhy: *Brachychthonius pius* (27,24%), *Tectocepheus velatus* (19,15%),
Rhinoppia subpectinata (10%)

dominantní druhy: *Berniniella sigma* (5,96%), *Suctobelbella subcornigera* (5,32%)

subdominantní druhy: *Hemileius initialis* (4,04%), *Oppiella falcata* (2,34%), *Phthiracarus*
sp. (2,77%)

Vzácné druhy zaznamenané při odběrech byly: *Brachychthonius pius*, *Caenobelba montana*,
Protoribates capucinus, *Suctobelba reticulata* a *Suctobelbella perforata*.

Na této ploše byl při obou podzimních odběrech nalezen xerofilní heliofilní druh
Zygoribatula exilis, který se na žádné jiné ploše nevyskytoval.

Plocha S3

celkový počet zjištěných druhů: 43

průměrná druhová bohatost: $8,85 \pm 4,51$

abundance (ex/m²): 79 150

H': 2,06

E: 0,52

Struktura společenstva:

konstantní druhy: *Brachychthonius pius* (65%), *Hemileius initialis* (85%), *Phthiracarus* sp.
(55%), *Rhinoppia subpectinata* (55%), *Tectocepheus velatus* (55%)

eudominantní druhy: *Brachychthonius pius* (53,15%)

dominantní druhy: *Oppiella falcata* (5,82%), *Rhinoppia subpectinata* (6,49%)

subdominantní druhy: *Berniniella sigma* (2,26%), *Dissorhina ornata* (3,15%), *Hemileius*
initialis (4,04%), *Suctobelbella subcornigera* (2,26%), *Tectocepheus velatus* (3,01%),
Verachthonius laticeps (2,26%)

Vzácné druhy zaznamenané při odběrech byly: *Brachychthonius pius*, *Caenobelba montana*, *Liebstadia willmanni*, *Parachipteria bella* a *Suctobelbella perforata*.

Plocha S5

celkový počet zjištěných druhů: 35

průměrná druhová bohatost: $6,35 \pm 4,22$

abundance (ex/m²): 28 150

H': 2,37

E: 0,65

Struktura společenstva:

konstantní druhy: *Hemileius initialis* (80%), *Phthiracarus* sp. (60%), *Tectocepheus velatus* (70%)

eudominantní druhy: *Tectocepheus velatus* (37,95%)

dominantní druhy: *Brachychthonius pius* (5,53%), *Hemileius initialis* (8,31%), *Phthiracarus* sp. (6,13%), *Verachthonius laticeps* (9,29%)

subdominantní druhy: *Berniniella sigma* (2,96%), *Eupelops plicatus* (2,57%), *Oppiella falcata* (3,16%), *Rhinoppia subpectinata* (4,15%), *Suctobelbella subcornigera* (3,16%)

Vzácné druhy zaznamenané při odběrech byly: *Brachychthonius pius*, *Caenobelba montana*, *Parachipteria bella* a *Suctobelbella perforata*.

Plocha S7

celkový počet zjištěných druhů: 45

průměrná druhová bohatost: $10,05 \pm 3,97$

abundance (ex/m²): 67 950

H': 2,98

E: 0,75

Struktura společenstva:

konstantní druhy: *Hermannia gibba* (75%), *Nanhermannia coronata* (75%), *Phthiracarus* sp. (90%), *Steganacarus spinosus* (50%), *Tectocepheus velatus* (85%)

eudominantní druhy: *Hermannia gibba* (18,78%), *Tectocepheus velatus* (21,17%)

dominantní druhy: *Nanhermannia coronata* (9,12%), *Phthiracarus* sp. (7,53%), *Verachthonius laticeps* (8,24%)

subdominantní druhy: *Hemileius initialis* (2,22%), *Rhinoppia subpectinata* (2,48%),
Steganacarus spinosus (2,04%)

Vzácné druhy zaznamenané při odběrech byly: *Brachychthonius pius*, *Caenobelba montana*
a *Suctobelbella perforata*.

Plocha M1

celkový počet zjištěných druhů: 42

průměrná druhová bohatost: $6,85 \pm 4,91$

abundance (ex/m²): 26 550

H': 2,98

E: 0,78

Struktura společenstva:

konstantní druhy: *Nanhermannia coronata* (50%), *Tectocephus velatus* (50%)

eudominantní druhy: *Hermannia gibba* (13,46%), *Nanhermannia coronata* (16,98%)
Tectocephus velatus (13,29%)

dominantní druhy: *Melanozetes meridianus* (5,59%), *Oppiella falcata* (6,83%)

subdominantní druhy: *Hemileius initialis* (3,11%), *Malaconothrus monodactylus* (3,94%),
Melanozetes meridianus (2,89%), *Oppiella translamellata* (3,73%), *Oppiella falcata*
(3,32%), *Phthiracarus* sp. (3,11%)

Vzácné druhy zaznamenané při odběrech byly: *Brachychthonius pius*, *Caenobelba montana*,
Oppiella translamellata, *Parachipteria bella* a *Suctobelbella perforata*.

Plocha M4

celkový počet zjištěných druhů: 33

průměrná druhová bohatost: $5,90 \pm 5,39$

abundance (ex/m²): 28 550

H': 2,79

E: 0,75

Struktura společenstva:

konstantní druhy: /

eudominantní druhy: *Nanhermannia coronata* (19,80%)

dominantní druhy: *Melanozetes meridianus* (9,29%), *Platynothrus peltifer* (7,68%),
Steganacarus spinosus (6,67%)

subdominantní druhy: *Atropacarus striculus* (2,83%), *Fuscozetes setosus* (4,04%),
Hermannia gibba (4,24%), *Chamobates borealis* (2,02%), *Malacoonthrus monodactylus* (2,02%),
Phthiracarus sp. (4,24%), *Suctobelbella perforata* (2,02%),
Tectocephus velatus (3,64%)

Vzácné druhy zaznamenané při odběrech byly: *Caenobelba montana*, *Oppiella translamellata*,
Suctobelba reticulata a *Suctobelbella perforata*.

Plocha M5

celkový počet zjištěných druhů: 47

průměrná druhová bohatost: $8,05 \pm 4,12$

abundance (ex/m²): 35 500

H': 3,12

E: 0,78

Struktura společenstva:

konstantní druhy: *Hermannia gibba* (65%), *Nanhermannia coronata* (70%)

eudominantní druhy: *Hermannia gibba* (12,11%), *Nanhermannia coronata* (17,08%)

dominantní druhy: *Melanozetes meridianus* (5,14%)

subdominantní druhy: *Atropacarus striculus* (2,16%), *Hemileius initialis* (3,48%),
Malacoonthrus monodactylus (3,81%), *Oppiella translamellata* (3,12%), *Platynothrus peltifer* (3,15%),
Phthiracarus sp. (4,14%), *Rhinoppia subpectinata* (2,82%),
Steganacarus spinosus (2,49%), *Suctobelbella similis* (4,64%)

Vzácné druhy zaznamenané při odběrech byly: *Brachychthonius pius*, *Oppiella translamellata*,
Suctobelba reticulata a *Suctobelbella perforata*.

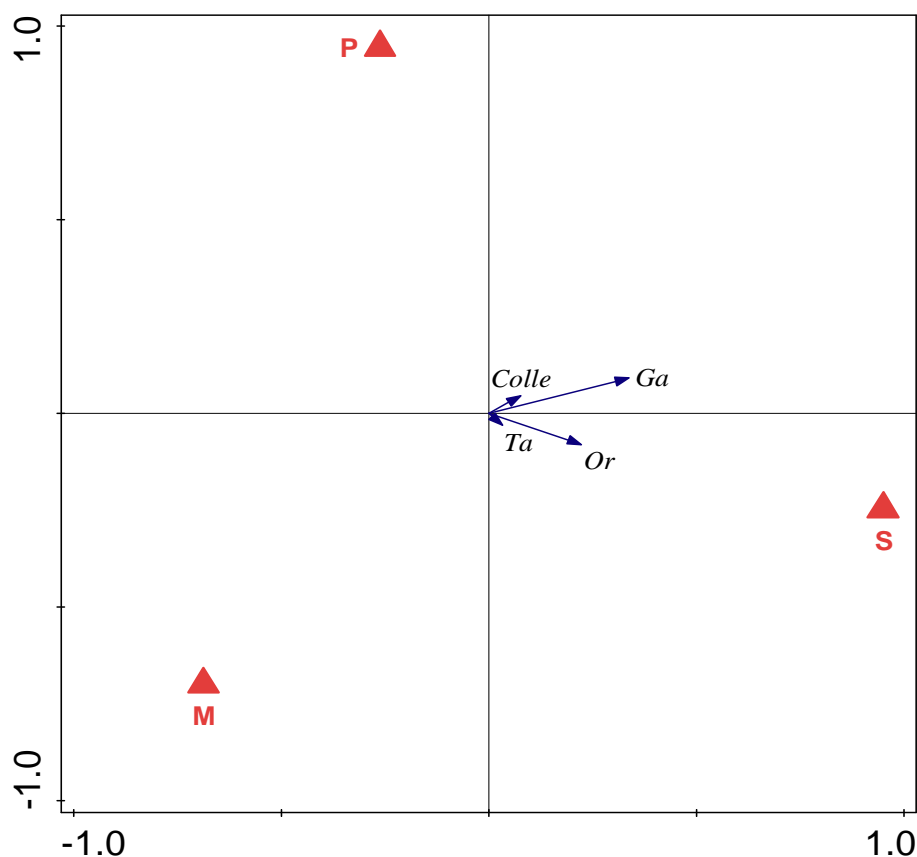
4.2. Vliv managementu na složení společenstev

4.2.1. Složení půdní mesofauny

Ordinační analýza dat získaných z odebraných půdních vzorků ukázala, že vliv managementu na abundanci zástupců půdní mesofauny není po více než 15 letech od zásahu průkazný ($F = 4,9$; $p = 0,068$) a vysvětluje 4,2% z celkové variability společenstev půdní

mesofauny (viz. obrázek 5). Signifikantně se od sebe lišily pouze zamokřené plochy M od ploch ponechaných samovolnému vývoji S ($F = 7,8$; $p = 0,036$).

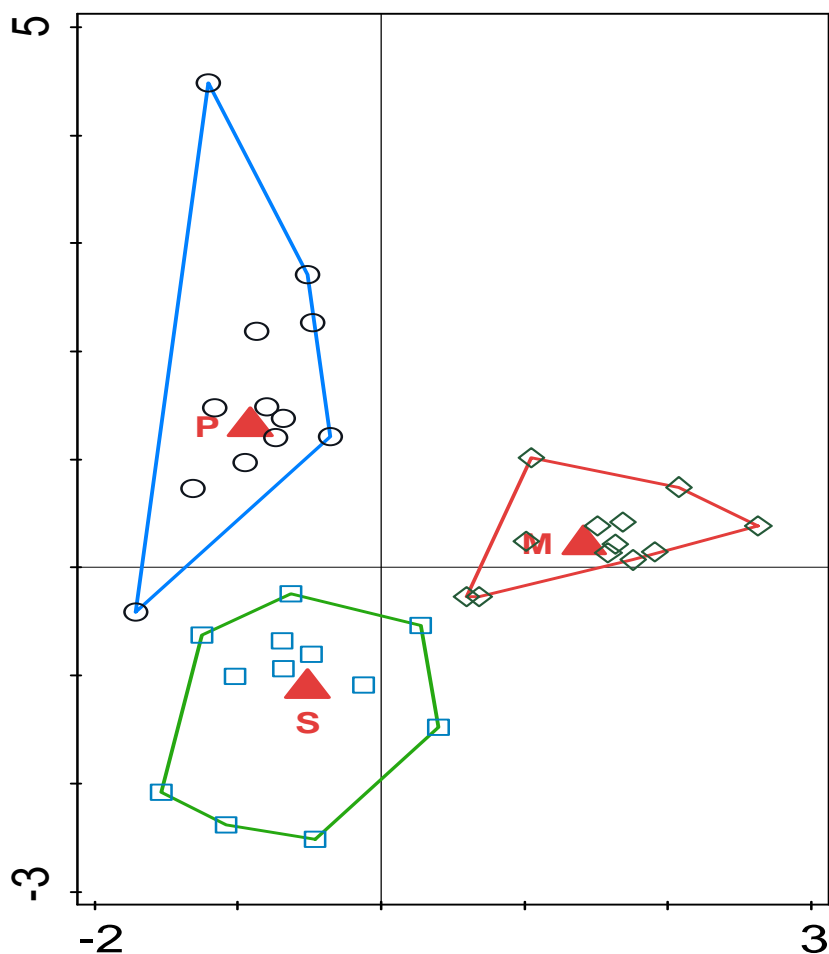
Při porovnání jednotlivých ploch v rozdílném typu managementu pomocí metody Van Dobbenových kruhů se ukázalo, že pro management S (tedy smrčiny ponechané samovolnému vývoji) jsou charakteristické skupiny Oribatida a Gamasida.



Obr. 5: Výsledek partial RDA analýzy dat abundancí půdní mesofauny a vlivu managementu (vysvětlení zkratk managementu viz. kapitola 3.1.2. a zkratk použitých pro skupiny mesofauny viz. tabulky II - IV v Příloze).

4.2.2. Vliv managementu na společenstva pancířníků

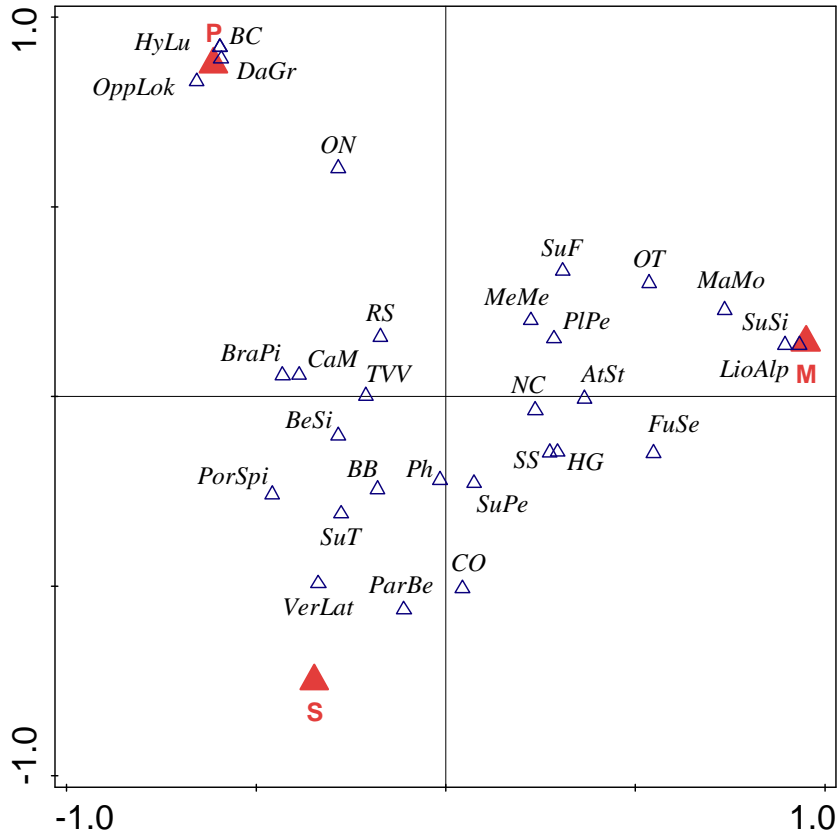
Typ aplikovaného managementu na jednotlivých plochách průkazně ovlivňuje složení společenstva pancířníků ($F = 1,7$; $p = 0,002$). Všechny typy managementu se od sebe lišily signifikantně – S a M plochy ($F = 2,1$; $p = 0,038$), P a S plochy ($F = 1,4$; $p = 0,016$), P a M ($F = 2,0$; $p = 0,046$). Jednoznačné oddělení ploch s různým managementem je jasně patrné z obrázku 6.



Obr. 6: Partial CCA, vliv managementu na složení společenstev pancířníků – rozložení odebraných půdních vzorků.

Z celkové variability druhového složení společenstva pancířníků vysvětluje vliv aplikovaného managementu 3,9%. Z výsledků je patrné, že první ordinační osa je nejspíše charakterizována zvyšující se půdní vlhkostí.

Vztahy druhů pancířníků k jednotlivým druhům managementu jsou zachyceny na obrázku 7. Pro bezzásahové zamokřené plochy M jsou charakteristické silvikolní hygrofilní druhy *Liochthonius alpestris*, *Malaconothrus monodactylus* a *Suctobelbella similis*. Pro asanované plochy P jsou charakteristické silvikolní xerofilní druhy *Oppiella loksai*, *Hypochthonius luteus* a *Damaeus gracilipes* a silvikolní mesofilní druh *Belba compta*. Plochám S ponechaným v bezzásahovém režimu dávaly nejčastěji přednost silvikolní hygrofilní druhy *Verachthonius laticeps*, *Parachipteria bella* a silvikolní euhygrický druh *Carabodes ornatus*.

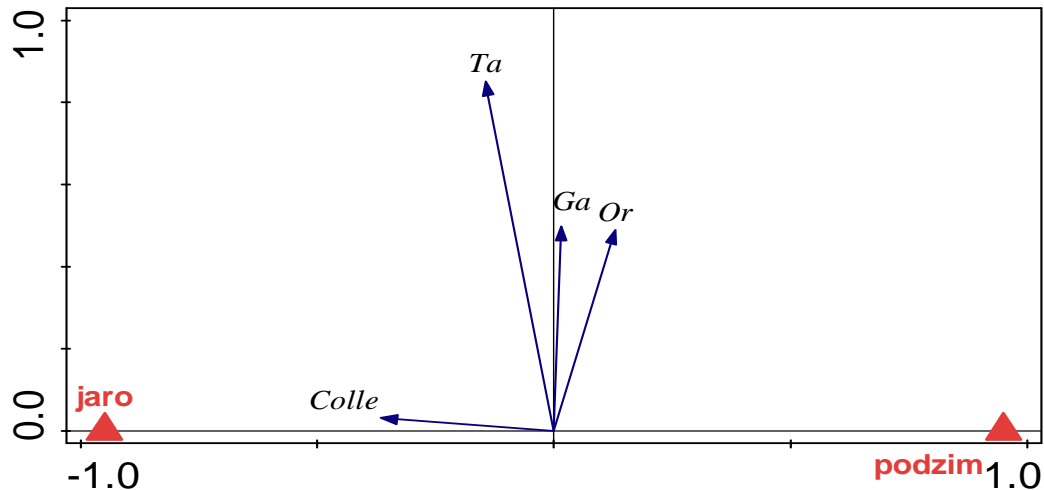


Obr. 7: Partial CCA, vliv managementu na druhové složení pancířníků – zobrazeno je 30 nejlépe vysvětlených druhů (použité zkratky pro jednotlivé druhy viz. tabulky II - IV v Příloze).

4.3. Vliv ročního období na složení společenstev

Roční období má vliv na abundanci zástupců půdní mesofauny na jednotlivých plochách ($F = 15,2$; $p = 0,004$). Jarní a podzimní složení společenstev se od sebe signifikantně liší a vliv ročního období vysvětluje 7,5% z celkové variability v abundancích mesofauny.

Rozmístění jednotlivých skupin půdní mesofauny vůči dvěma typům ročního období je zachyceno na obrázku 8. Chvostokoci (Collembola) se vyskytovali ve větší míře ve vzorcích odebraných na jaře.



Obr. 8: Partial RDA analýza, vliv ročního období na abundance skupin půdní mesofauny (použité zkratky viz. tabulky II – IV v Příloze).

Druhové složení společenstva pancířníků se signifikantně nelišilo v závislosti na ročním období, ve kterém se odebíralo ($F = 1,1$; $p = 0,188$). Jednotlivé druhy tedy byly ve vzorcích zastoupeny nezávisle na ročním období.

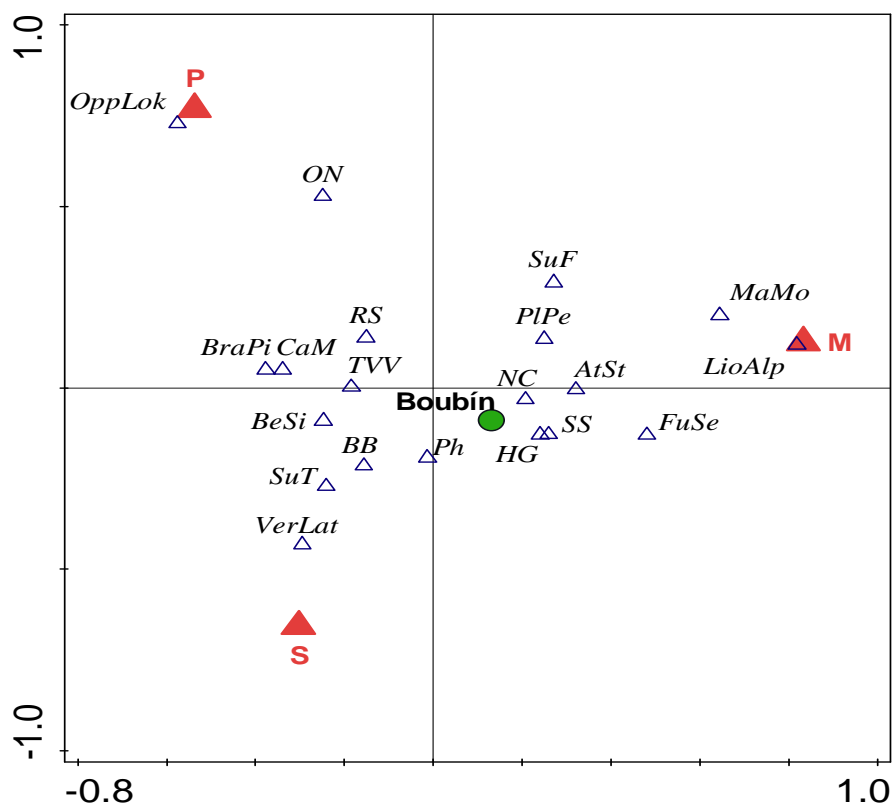
4.4. Srovnání s kontrolní plochou na Boubíně

Při odběrech na ploše na Boubíně bylo nalezeno celkem 45 druhů pancířníků, průměrně to bylo 16,6 druhu na odebraný vzorek. Abundance pancířníků zde byla 101 000 ex/m².

Eudominantními druhy na této lokalitě byly eurytopní *Atropacarus striculus* a *Tectocepheus velatus* a silvikolní *Oppiella falcata*, jediným dominantním druhem byl eurytopní *Fuscozetes setosus*.

Poloha plochy na Boubíně vůči jednotlivým typům managementu aplikovaným na plochách v rámci tohoto výzkumu je zachycena na obrázku 9. Společenstvo pancířníků plochy na Boubíně se svým složením nacházelo někde mezi plochami ponechanými samovolnému vývoji S a plochami zamokřenými M, společenstva pancířníků na asanovaných plochách P byly kontrolní lokalitě na Březníku podobná nejméně. Je tedy patrné, že společenstva pancířníků na plochách ponechaných samovolnému vývoji (S a M) se po rozpadu stromového patra ještě plně nezotavily, ale svým charakterem se blíží zdravému lesu mnohem více, než společenstvo pancířníků vyvíjející se na asanované pasece (P).

Charakteristickými druhy pro plochu na Boubíně byli zástupci rodu *Phthiracarus* sp., silvikolní *Hermannia gibba* a eurytopní *Tectocepheus velatus*.



Obr. 9: Výsledek partial CCA, vliv managementu na společenstva pancířníků s umístěním kontrolní lokality na Boubíně (zkratky použité pro druhy viz. tabulky II – IV v Příloze).

4.5. Zastoupení ekologických skupin pancířníků

Jednotlivé druhy pancířníků byly rozděleny do skupin podle způsobu rozmnožování, potravních preferencí a dále dle preferovaného biotopu a hodnoty půdní vlhkosti na základě údajů dostupných v literatuře, která se vztahuje k autekologii a ekologickým nárokům nalezených druhů ve střední Evropě (viz. Příloha 8.3.). Údaje o autekologii mnoha druhů však stále nejsou dostupné nebo se údaje různých autorů neshodují.

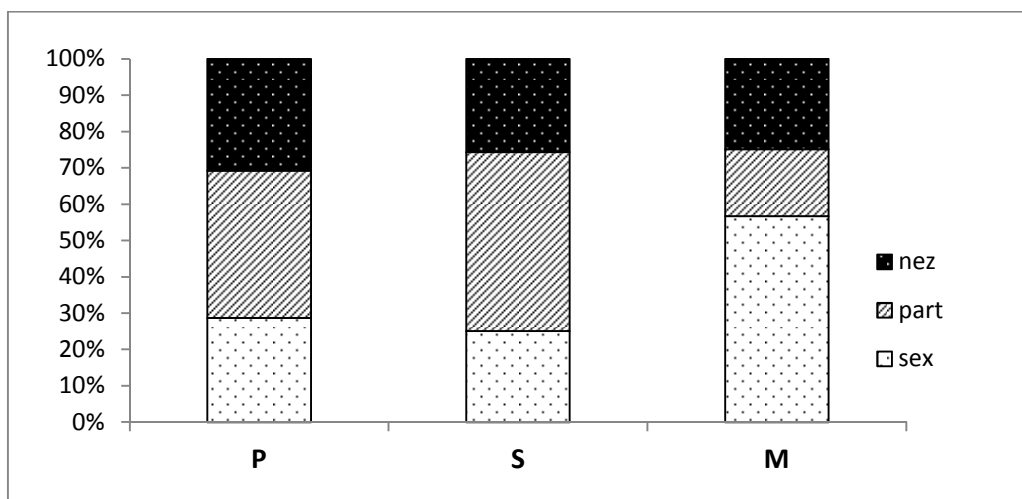
4.5.1. Způsob rozmnožování

Partenogeneticky se rozmnožující druhy pancířníků dosahovaly vyšších abundancí na plochách asanovaných P a ponechaných samovolnému vývoji S, zatímco v podmáčených smrčínách M dominovaly druhy bisexuální, jak je patrné z obrázku 10.

Bohužel u více než poloviny druhů není způsob rozmnožování známý, doposud bylo rozmnožování studováno jen u nejčastěji se vyskytujících druhů.

Rozdíly v abundancích druhů podle způsobu rozmnožování na plochách s různým typem managementu byly na hranici průkaznosti ($F = 2,4$; $p = 0,58$). Z celkové variability ve

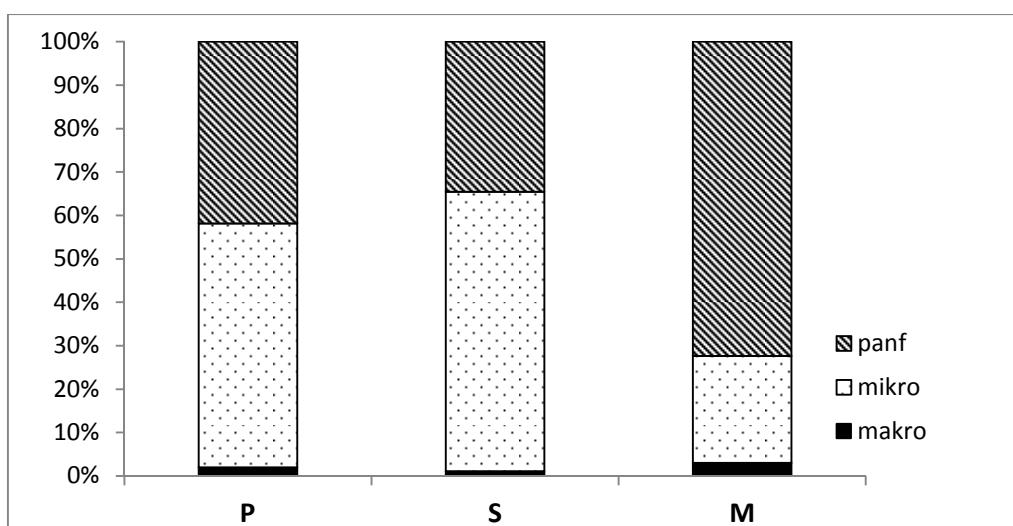
složení společenstva pancířníků podle způsobu rozmnožování vysvětluje druh aplikovaného managementu 7,8%.



Obr. 10: Procentuální zastoupení druhů s daným typem rozmnožování na plochách podle způsobu managementu (nez – neznámý, part – partenogenetický, sex – bisexuální).

4.5.2. Typ přijímané potravy

Mikrofytofágové dominovali na plochách asanovaných P a na plochách ponechaných samovolnému vývoji S, zatímco na plochách v podměčených smrčínách M dominovali panfytofágové. Makrofytofágové se vyskytovali ve srovnatelně nízkých abundancích na všech typech ploch. Procentuální zastoupení pancířníků podle typu přijímané potravy na jednotlivých plochách je zachyceno na obrázku 11.

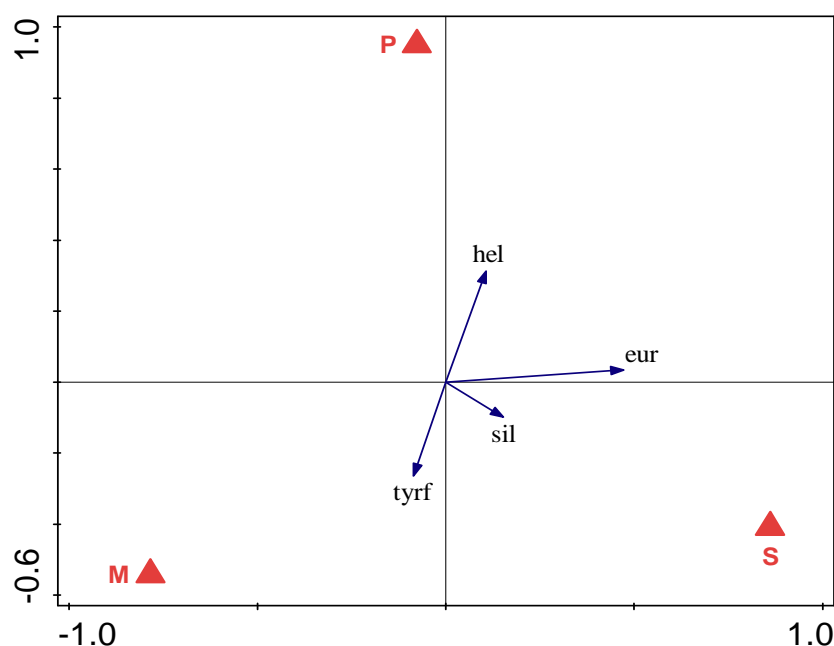


Obr. 11: Procentuální zastoupení druhů podle typu přijímané potravy na plochách s rozdílným managementem (panf – panfytofágové, mikro – mikrofytofágové, makro – makrofytofágové).

Vliv rozdílného typu použitého managementu na abundance pancířníků podle typu přijímané potravy byl na hranici průkaznosti ($F = 2,6$; $p = 0,052$). Vliv managementu vysvětluje 8,4% z celkové variability ve složení společenstva pancířníků podle typu preferované potravy.

4.5.3. Typ biotopu a vlhkostní preference druhů

Na asanovaných plochách P se ve srovnatelných abundancích vyskytovaly druhy silvikolní a eurytopní, nejvyšších abundancí zde ve srovnání s ostatními typy managementu dosahovaly druhy heliofilní, které se v podmáčených smrčínách M nevyskytovaly vůbec. Silvikolní druhy byly dominantní na plochách ponechaných samovolnému vývoji S a nejvyšších abundancí dosáhly na plochách M. Na plochách M se také v podstatně vyšších abundancích než na ostatních plochách vyskytovaly druhy tyrfofilní. Uvedené rozdíly však nebyly statisticky průkazné ($F = 1,8$; $p = 0,102$). Vliv managementu na rozložení druhů podle typu biotopu, který upřednostňují, je zachyceno na obrázku 12.

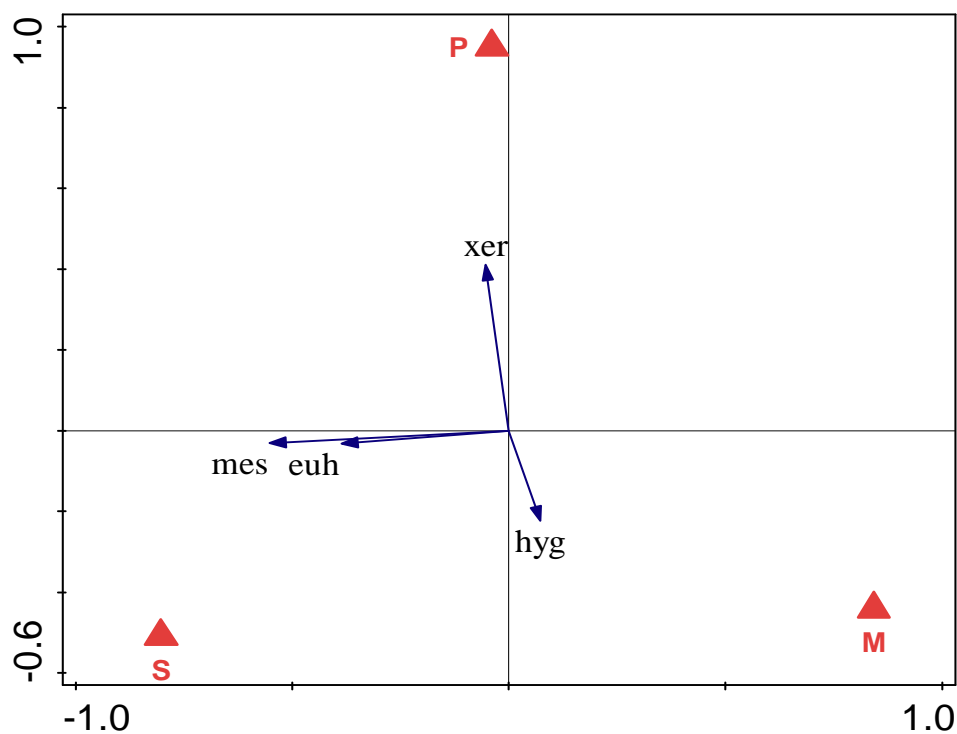


Obr. 12: Výsledek partial RDA, vliv managementu na složení společenstva pancířníků podle typu upřednostňovaného biotopu (eur – eurytopní, sil – silvikolní, tyrf – tyrfofilní, hel – heliofilní).

V odebraných vzorcích se nejčastěji objevovaly druhy euhyrické, které dominovaly na plochách asanovaných P a ponechaných samovolnému vývoji S, na plochách v podmáčených smrčínách M dosahovaly také vysokých abundancí, ale na těchto plochách

se navíc ještě ve vysokých počtech objevovaly druhy hygrofilní. Mesofilní druhy dosahovaly srovnatelných abundancí na S a P plochách, zatímco xerofilní druhy měly nejvyšší abundance na P plochách ve srovnání s ostatními typy managementu.

Na obrázku 13 je zachyceno rozložení druhů podle vlhkostních preferencí v rámci způsobu managementu na jednotlivých plochách.



Obr. 13: Výsledek partial RDA, vliv managementu na složení společenstva pancířníků podle preferované vlhkosti (xer – xerofilní, mes – mesofilní, euh – euhygričtý, hyg – hygrofilní).

Rozdíly ve složení společenstva pancířníků podle preferované vlhkosti půdy v závislosti na typu aplikovaného managementu byly signifikantní ($F = 2,9$; $p = 0,034$) a vliv managementu vysvětloval 10,4% z celkové variability společenstva pancířníků.

5. DISKUZE

Výsledky této diplomové práce dokazují, že typ managementu aplikovaného po rozsáhlých disturbancích v ekosystémech horských smrčín má poměrně výrazný vliv na druhové složení a zastoupení ekologických skupin ve společenstvu pancířníků i po více než 15ti letech od těchto událostí.

Není nijak překvapivé, že abundance pancířníků byly na všech plochách výrazně vyšší než abundance ostatních zástupců mesofauny. Jehličnaté lesy (ač v případě této studie značně narušené) jsou habitatem, ve kterém pancířníci v rámci ostatních skupin mesofauny výrazně dominují (Siira-Pietikäinen a kol. 2008).

Poměrně malý počet juvenilních stádií pancířníků (necelých 1500 jedinců) získaný během odběrů je pravděpodobně způsoben menší sklerotizací jejich kutikuly a tudíž sníženou odolností vůči mechanickému narušení a vysychání, ke kterému dochází během odběru, transportu do laboratoře a následné extrakce, a mnoho jich tak zůstane uvězněno v půdním vzorku. Sovik a Leinaas (2002) ve své studii zjistili, že extrakcí na „high gradient“ extraktoru úspěšně projde jen asi 29 – 36% juvenilů.

Některé druhy pancířníků (např. *Atropacarus striculus*, *Adoristes ovatus*) jsou navíc známé tím, že jejich vývoj probíhá uvnitř rozkládajících se smrkových jehlic, a jejich extrakce na fototermoelektorech použitých v této studii není efektivní a vyžaduje jiné metody (Edsberg a Hagvar 1999).

Brachychthonius pius, druh s nejvyšší zaznamenanou abundancí, je v rámci České republiky poměrně vzácný a nalezen byl jen na několika málo lokalitách (Starý 2000a). Vysokých abundancí však v této studii dosahoval jen na jedné výzkumné ploše v rámci jednoho odběru (plocha S3, odběr říjen 2013), na ostatních plochách a při dalších odběrech byly jeho abundance výrazně nižší nebo úplně chyběl. Jedná se o silvikolní mikrofytofágně se živící druh s partenogenetickým způsobem rozmnožování a vysoké počty, kterých při daném odběru dosáhl, byly pravděpodobně způsobeny díky nepravidelné distribuci pancířníků v půdě a tvorbě shluků v místech se zvýšenou dostupností preferované potravy či s vhodnými mikroklimatickými podmínkami.

Konstantní druhy celého výzkumu *Tectocephus velatus* a *Hemileius initialis* jsou eurytopní a vyskytují se pravidelně ve všech typech biotopů. Druh *Hemileius initialis* se vyskytoval na všech typech ploch bez zjevného ovlivnění aplikovaným managementem, ale dosahoval menších abundancí než druhý zmíněný druh. Je rozšířený v Palearktické oblasti a živí se panfytofágně.

Tectocephus velatus je kosmopolitně rozšířený partenogeneticky se rozmnožující euryekní druh známý svou schopností přežívat i v ekosystémech silně narušených lidskou činností, je tolerantní k mechanickým distrurbancím i nepříznivým environmentálním podmínkám (Maraun a kol. 2003). Byl nalezen například na výsypkách hnědouhelných dolů (Frouz a kol. 2001), ale hojný je i v klimaxových stádiích různých typů lesů (Starý 1990, Matějka a Starý 2009). Jeho výlučná dominance na plochách by poukazovala na značné negativní ovlivnění biotopu po gradaci lýkožrouta a případné těžbě (prosvětlení a vysychání), ale v této studii byla dominance na plochách rozložena vždy mezi více většinou eurytopních druhů, což ukazuje, že se společenstva pancířníků po disturbanci postupně zotavují.

Druh *Tectocephus velatus* se vyskytoval zejména na plochách asanovaných a ponechaných samovolnému vývoji, kde pravidelně patřil mezi dominantní druhy, zatímco na plochách v podmáčených smrčínách byly jeho abundance výrazně nižší nebo úplně chyběl, což odpovídá poznatkům o jeho autekologii – extrémně vlhkým habitatům a rašeliništím se vyhýbá (Starý 1990).

5.1. Vliv managementu na společenstva mesofauny

Ve své diplomové práci jsem zjistila, že po více než 15ti letech od provedení asanační těžby, již nemá tento typ managementu průkazný vliv na celkové abundance půdní mesofauny. Studie provedené Siira-Pietikäinenovou a kol. (2009) a Lindbergem a Bengtssonem (2006) dokazují, že měření celkové abundance půdní mesofauny není dostatečné pro vyhodnocení úrovně zotavení společenstva či jeho odpovědi na environmentální změnu či disturbanci. Vliv těžby dřeva by byl pravděpodobně výraznější na druhové úrovni.

Je známo, že okamžitě po disturbanci (ať už přirozené nebo způsobené asanační těžbou) dochází v lesních ekosystémech k výraznému poklesu abundancí a ke změnám ve struktuře společenstev mikroartropodů (Lindo a Visser 2004, Lóšková a kol. 2013), což je připisováno změnám půdní struktury (Lindo a Visser 2004), zvýšení teploty a poklesu půdní vlhkosti (Hais a Kučera 2008) či limitovaným zdrojům potravy (Marshall 2000). Nicméně tyto změny jsou pouze přechodné a půdní fauna se po disturbancích regeneruje poměrně rychle – v řádu několika let (Huhta a kol. 1969), ale změny ve struktuře společenstev mohou být patrné i po více než deseti letech (Siira-Pietikäinen a Haimi 2009).

Počty nalezených jedinců chvostoskoků (Collembola) byly na všech typech ploch v rámci tohoto výzkumu poměrně vyrovnané, což odpovídá výsledkům z dalších studií (Huhta a kol. 1969, Bird a kol. 2004, Siira-Pietikäinen a Haimi 2009), podle kterých jsou chvostoskoci k mikroklimatickým změnám ve svém životním prostředí více tolerantní a jejich společenstva po disturbancích rychle regenerují. Jsou známé i případy, kdy ihned po disturbanci a následné těžbě došlo k prudkému navýšení jejich abundancí (Marshall 2000).

Naproti tomu byly populační hustoty pancířníků a roztočů z řádu Gamasida lehce zvýšené na plochách ponechaných samovolnému vývoji, kde nedošlo k takovému narušení půdy a mikroklimatické podmínky byly stabilnější než na asanovaných plochách (Pavlas 2014). Teplotní výkyvy a změny vlhkosti ovlivňují zejména svrchních 10cm půdy (Bird a kol. 2004), tedy přesně tu část půdního profilu, která v temperátních lesích tvoří životní prostředí pro většinu půdních mikroartropodů včetně pancířníků.

Odlišné složení půdní mesofauny v podmáčených smrčínách bylo pravděpodobně způsobeno jinými mikroklimatickými podmínkami (zejména celoročně vyšší vlhkostí) těchto ploch, spíše než typem aplikovaného managementu.

5.2. Vliv managementu na společenstva pancířníků

Vliv managementu na celkové abundance pancířníků na jednotlivých plochách nebyl průkazný zřejmě proto, že pouze abundance není dostatečujícím parametrem pro porovnávání vývoje společenstev pancířníků v narušených ekosystémech obdobně jako v případě půdní mesofauny (Lindberg a Bengtsson 2006).

Změny ve společenstvu pancířníků způsobené těžbou mohou přetrvávat poměrně dlouho (Siepel 1996), ale studií, které by se tímto problémem zabývaly z dlouhodobého hlediska, je málo (Déchêne a Buddle 2009). Například v jižní části Apalačského pohoří byl zjištěn pokles abundancí i změna ve složení společenstva pancířníků ještě po 8 letech od vykácení lesa (Blair a Crossley 1988), ale po 21 letech již bylo společenstvo pancířníků plně zotavené a dokonce ve zjištěných abundancích převýšilo společenstvo na kontrolní lokalitě (Heneghan a kol. 2004).

Celkové abundance pancířníků na jednotlivých plochách byly poměrně nízké, hodnoty pohybující se kolem 20 – 30 000 ex/m² zjištěné na P plochách odpovídají spíše lučním porostům či vysýchavým pasekám než obnovujícímu se lesnímu ekosystému (Starý 1990, Luptáček a kol. 2012). Podobné hodnoty byly zjištěny také v podmáčených smrčínách M,

kde to bylo nejspíše zapříčiněno vysokou vlhkostí, která mohla být limitující pro reprodukci některých druhů pancířníků.

Abundance pancířníků kolem 60 – 80 000 ex/m² zjištěné na plochách ponechaných samovolnému vývoji S odpovídají hodnotám zjištěným během dalších výzkumů, které byly provedené v regenerujících smrčinách po gradaci lýkožrouta na Šumavě (Starý a Matějka 2008, Matějka a Starý 2009, Farská a kol. 2014a).

Velký vliv má na společenstva pancířníků také geografická poloha a s ní spojené klima. Ve střední Evropě patří k nejdůležitějším faktorům zejména změny půdní vlhkosti, které mají vliv na dostupnost potravy i populační dynamiku jednotlivých druhů v průběhu roku. Nejvyšších abundancí dosahovala společenstva pancířníků při podzimních odběrech, což mohlo být způsobeno vhodnějšími teplotními a vlhkostními podmínkami panujícími v této době na odebíraných plochách.

Vysoká variabilita ve společenstvech pancířníků odpovídá i pozorováním popsáným v dalších výzkumech, kde bylo zjištěno, že právě velká nevyrovnanost v distribucích jednotlivých druhů je charakteristická pro území narušená jakýmkoli typem disturbance (Caruso a kol. 2007).

Také jednotlivé druhy přispívají k celkové abundanci společenstva pancířníků různým způsobem. Liší se zejména délkou ontogeneze, počtem generací během roku, celkovou délkou života a plodností. U druhů s vyšším počtem generací v průběhu roku mají velký vliv abiotické podmínky panující v okolním prostředí, které ovlivňují jejich natalitu a mortalitu (Niedbala 1980). V narušených ekosystémech se tedy obvykle vyskytuje velký počet druhů dosahujících nízkých abundancí a pouze několik oportunistických druhů s širokou ekologickou valencí (např. *Tectocephus velatus*, *Platynothrus peltifer*), které dosahují vysokých abundancí (Caruso a kol. 2007), což potvrzují také výsledky této studie, kdy se na plochách vyskytovalo maximálně 6 dominantních druhů s širokou ekologickou valencí (nejčastěji *Tectocephus velatus*, *Rhinoppia subpectinata*, *Hemileius initialis*, *Nanhermannia coronata* a *Hermannia gibba*) a zbytek tvořily méně početné a obvykle také citlivější druhy s úzkou ekologickou valencí. Odlišnosti mezi plochami s různým managementem byly způsobeny právě subdominantními a akcesorickými druhy pancířníků, které se na jednotlivých plochách vyskytovaly.

Odlišnost ploch umístěných v zamokřených smrčinách M od zbylých dvou variant managementu v suchém smrkovém lese není příliš překvapivá vzhledem k rozdílným mikroklimatickým podmínkám, které zde panovaly. Rozhodující byla především vysoká

půdní vlhkost, která se v průběhu roku příliš nemění, a pravděpodobně také menší kolísání teplot na povrchu půdy díky vyššímu procentu přeživších vzrostlých stromů.

K lepšímu zdravotnímu stavu stromů a jejich zvýšené odolnosti během gradace lýkožrouta v podmáčených smrčínách nejspíše přispěla vyšší dostupnost živin oproti zbylým dvěma typům managementu a jejich rovnoměrné rozložení v půdním profilu (Krausová 2011). To také mohlo být jedním z důvodů, proč společenstvo pancířníků na těchto plochách bylo poměrně stabilní a vyrovnané a vyskytovaly se zde především silvikolní hygrofilní druhy jako je např. *Berniniella sigma*, *Liochthonius alpestris*, *Malaconothrus monodactylus*, *Nanhermannia coronata* či *Oppiella translamellata*.

Nicméně právě díky odlišným vlhkostním podmínkám od ostatních typů ploch by bylo vhodné pro porovnání vlivu lesnických zásahů na společenstvo pancířníků do analýzy zařadit ještě plochy v podmáčených smrčínách, kde byla po odumření stromového patra provedena asanace.

Mnohem významnější bylo z hlediska toho výzkumu rozdílné složení společenstva pancířníků na plochách asanových P a ponechaných samovolnému vývoji S v suché variantě lesa.

Na asanovaných plochách se mnohem častěji vyskytovaly druhy heliofilní či xerofilní jako je např. *Achipteria coleoptrata*, *Damaeus gracilipes*, *Oppiella loksai* či *Zygoribatula exilis*, které preferují vysychavé habitaty bez stromového a keřového patra. Plochám ponechaným samovolnému vývoji naopak dávaly přednost druhy silvikolní hygrofilní jako např. *Parachipteria bella* či *Verachthonius laticeps*.

Rozdílné druhové složení a vyšší abundance eurytopních a xerofilních druhů odpovídá tomu, že na asanovaných plochách byla zjištěna menší půdní vlhkost a také výraznější fluktuace teplot na povrchu půdy v průběhu roku než na plochách v bezzásahovém režimu (Pavlas 2014).

Zajímavý je výskyt druhu *Brachychthonius pius* ve výrazně vyšších abundancích na plochách ponechaných samovolnému vývoji, protože o druzích čeledi Brachychthoniidae je známo, že jsou poměrně citliví k disturbancím a zotavují se po nich velmi pomalu (Maraun a kol. 2003). To by napovídalo tomu, že tyto plochy se po gradaci lýkožrouta smrkového zotavovaly mnohem lépe a v současnosti jsou v lepším stavu než plochy asanované.

Významnou složkou lesních ekosystémů je také rozkládající se dřevo odumřelých stromů, které slouží jako zdroj živin, zadržuje vlhkost a vytváří mnoho vhodných mikrohabitatů pro půdní faunu (Šantrůčková a kol. 2010). O mnoha druzích pancířníků (např. rod *Hermannia*) je známo, že využívají trouchnivějící dřevo jako vhodný habitat a

zdroj potravy pro některá svá vývojová stádia (Lóšková a kol. 2013). Přítomnost trouchnivějících kmenů na plochách S a M by tedy mohla vysvětlovat, proč zde druh *Hermannia gibba* dosahoval výrazně vyšších abundancí ve srovnání s plochami P.

5.3. Srovnání s kontrolní plochou na Boubíně

Při porovnání výzkumných ploch použitých v této studii s plochou na Boubíně, která byla umístěna ve vzrostlém smrkovém lese a pro mé účely posloužila jako kontrolní, jsem zjistila, že společenstva pancířníků se na plochách v bezzásahovém režimu (tedy S a M) vyvíjejí poměrně dobře a přibližují se společenstvu ze zdravého lesa.

Celková abundance pancířníků na ploše na Boubíně byla 101 000 ex/m², což je sice hodnota o něco vyšší ve srovnání s ostatními středoevropskými smrčínami (Starý a Matějka 2008), nicméně abundance na plochách S, které se svými mikroklimatickými podmínkami ploše na Boubíně podobaly více než plochy M, se k těmto hodnotám přibližovala.

K podobným výsledkům dospěla i Farská a kol. (2014a), která porovnávala společenstva pancířníků ze smrkového lesa regenerujícího po gradaci lýkožrouta s lesy nenarušenými.

Společenstva pancířníků z asanovaných ploch se vyvíjela odlišně a i po více než 15ti letech od asanace bylo jejich druhové složení značně vzdálené od kontrolní plochy na Boubíně. Také data Lóškové a kol. (2013) ukazují významný pokles abundance i změnu druhového složení společenstva pancířníků ve smrkovém lese v Tatrách, kde byly popadané stromy vytěženy po větrné kalamitě.

5.4. Zastoupení ekologických skupin pancířníků

Partenogeneticky se rozmnožující druhy byly dominantní na plochách asanovaných P a na plochách ponechaných samovolnému vývoji S. Vysoké zastoupení tohoto způsobu rozmnožování bylo na těchto plochách způsobeno zejména dominancí druhů *Tectocephus velatus* a *Brachychthonius pius*. Dominanci partenogenetických druhů zjistila ve své studii ze smrkového lesa regenerujícího po gradaci lýkožrouta také Farská a kol. (2014a).

Převaha bisexuálně se rozmnožujících druhů byla v podmáčených smrčínách M způsobena zejména vysokými abundancemi druhů *Hermannia gibba* a *Nanhermannia coronata*.

Vzhledem k rozcházejícím se informacím v literatuře, není však stále jasné, jakou roli hraje způsob rozmnožování během regenerace společenstva v ekosystému po disturbanci. Bylo zjištěno, že partenogeneticky se rozmnožující druhy pancířníků se rychle vrátily na

původní počty po letním suchém období (Lindberg a Bengtsson 2006) a také dosahovaly vysokých abundancí v horských smrkových lesích, ve kterých byl prováděn intenzivní management (Farská a kol. 2014b). Tomu odpovídá tvrzení Nortona (1994), že partenogeneze je výhodná reprodukční strategie zejména pro kolonizátory, kteří se díky tomu mohou rozmnožovat rychleji a efektivněji a založit funkční populaci jen z několika málo jedinců.

Na druhou stranu byly bisexuální druhy úspěšnější při kolonizaci nových habitatů i při zhoršení dostupnosti potravy v laboratorních experimentech (Domes a kol. 2007), což je v souladu s teorií uváděnou Hamiltonem (1980), která tvrdí, že sexuální rozmnožování je nadřazené partenogenezi především v nestabilních ekosystémech po disturbanci, protože genetická variabilita sexuálně se rozmnožujících druhů umožňuje rychlejší odpověď na měnící se podmínky prostředí.

Zajímavé je poměrně vyrovnané zastoupení mikrofytofágů a panfytofágů na plochách asanovaných P a ponechaných samovolnému vývoji S. Tyto výsledky jsou v rozporu se zjištěním Farské a kol. (2014a), kdy v regenerujícím lese převažovali detritivorní makrofytofágové. Stejný trend by se tedy dal očekávat i na S plochách v tomto výzkumu vzhledem k vyšším vstupům opadu i odumřelého dřeva do půdní organické hmoty po rozpadu stromového patra (Griffin a kol. 2011).

Naproti tomu by se dala na plochách P předpokládat dominance panfytofágních druhů, protože v důsledku narušení půdy těžbou dochází k významnému poklesu mikrobiální biomasy i aktivity (Gömöryová a kol. 2011). Pokles abundance a diversity půdních hub se zvyšuje s intenzitou managementu (Dahlberg a kol. 2001) a může tak způsobit změny ve společenstvu pancířníků, kteří jsou primárně považováni za fungivory.

Pro zpřesnění a lepší interpretaci výsledků této studie by bylo vhodnější pancířníky rozdělit do menších skupin podle preferovaného typu potravy, ale tyto přesnější informace nejsou pro mnoho druhů dostupné.

Rozdělení druhů pancířníků na studovaných plochách podle preferovaného habitatu a vlhkosti plně odpovídá vlhkostním a teplotním podmínkám půdy měřeným na těchto plochách (Pavlas 2014) a může posloužit jako kontrola i potvrzení předchozích výsledků. Je zřejmé, že asanované plochy jsou svým druhovým složením výrazně odlišné od zbylých dvou typů ploch.

6. ZÁVĚR

Na 9 výzkumných plochách v okolí Březníku bylo během odběrů uskutečněných v rámci tohoto výzkumu zjištěno celkem 11 796 jedinců půdní mesofauny, z čehož největší podíl představovali pancířníci. Bylo nalezeno 6 952 jedinců pancířníků, 5 488 z nich bylo klasifikováno jako dospělci a určeno do 82 druhů. 10 druhů nalezených pancířníků je vzácných pro faunu Šumavy: *Brachychthonius pius*, *Caenobelba montana*, *Liebstadia willmani*, *Neoribates aurantiacus*, *Oppiella translamellata*, *Oppiella loksai*, *Parachipteria bella*, *Protoribates capucinus*, *Suctobelba reticulata* a *Suctobelbella perforata*.

Rozbory dat z tohoto sledování naznačují, že po více než 15ti letech od gradace lýkožrouta smrkového a následném odumření stromového patra a ponechání porostů samovolnému vývoji, respektive po zhruba stejné době od asanace napadených porostů a odvezení stromů z těchto ploch se společenstva půdní mesofauny stihla zregenerovat a mezi oběma způsoby managementu se výrazně nelišila. Vliv managementu na celkové abundance půdní mesofauny nebyl průkazný.

Druhé složení společenstev pancířníků se lišilo na jednotlivých plochách podle typu použitého managementu. Důležitý byl zejména zjištěný rozdíl v druhovém složení mezi plochami asanovanými a ponechanými samovolnému vývoji v suché variantě lesa, kdy se na asanovaných plochách objevovaly ve větší míře i druhy xerofilní a heliofilní a zjištěné abundance pancířníků se blížily spíše hodnotám odpovídajícím lučním porostům či vysýchavým pasekám, zatímco na bezzásahových plochách převažovaly druhy silvikolní a hygofilní, jejichž abundance se blížily hodnotám měřeným ve zdravých smrkových lesích střední Evropy.

Asanované plochy se také druhovým složením společenstva pancířníků nejvíce lišily od kontrolní plochy ve vzrostlém smrkovém lese na Boubíně a bylo zjevné, že společenstvo pancířníků se zde vyvíjí jinak než v přirozeném lese. Naopak společenstva pancířníků bezzásahových ploch se této kontrolní ploše druhovým složením blížila, což indikuje, že se společenstva na těchto plochách postupně regenerují po disturbanci a pomalu se navracejí do původního stavu.

Změny v zastoupení ekologických skupin pancířníků na plochách podle typu managementu pouze naznačují, že mohlo dojít ke změnám ve fungování celého ekosystému.

Výsledky této studie dokazují, že následky asanační těžby a změny, které způsobí v ekosystému horských smrčín, jsou minimálně z pohledu složení společenstva pancířníků patrné ještě více než 15 let po samotné těžbě. Nejlepší variantou managementu pro horské

smrčiny v NP Šumava je tedy alespoň co se společenstev pancířníků týká bezzásahový režim, tedy ponechání lesa odumřelého po disturbanci jeho přirozenému vývoji.

7. SEZNAM LITERATURY

Abbott D.T., Seastedt T.R., Crossley D.A. jr. (1980): Abundance, distribution and effects of clearcutting on Cryptostigmata in the Southern Appalachians. *Environmental Entomology* 9: 618 – 623.

Arroyo J., Iturrondobeitia J.C. (2006): Differences in the diversity of oribatid mite communities in forest and agrosystems lands. *European Journal of Soil Biology* 42: 259 – 269.

Balogh J., Mahunka S. (1983): Primitive oribatids of the Palaeartic Region. Akadémia Kiadó, Budapest. 372s.

Behan V.M., Hill S.B. (1978): Feeding habits and spore dispersal of oribatid mites in the Nord American Arctic. *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol* 15 (4): 497 – 516.

Behan-Pelletier V.M. (1999): Oribatid mite biodiversity in agroecosystems: role for bioindication. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 411 – 423.

Beschta R., Rhodes J.J., Kauffman J.B., Gresswell R.E., Minshall G.W., Karr J.R., Perry D.A., Hauer F.R., Frissell C.A. (2004): Postfire management on forested public lands of the Western United States. *Conservation Biology* 18: 957 - 967.

Bird S.B., Coulson R.N., Fisher R.F. (2004): Changes in soil and litter arthropod abundance following tree harvesting and site preparation in a loblolly pine (*Pinus taeda* L.) plantation. *Forest Ecology and Management* 202: 195 – 208.

Blair J.M., Crossley Jr. D.A. (1988): Litter decomposition, nitrogen dynamics and litter microarthropods in a southern Appalachian hardwood forest 8 years following clearcutting. *Journal of Applied Ecology* 25: 683 – 698.

Block W. (1984): Terrestrial mikrobiology, invertebrates and ecosystems (Antarctic). *Antarctic ecology* 1: 163 – 236.

Bryndová M. (2013): Vliv kalamitní těžby na populaci želvušek (Tardigrada) v horských smrčínách NP Šumava. Diplomová práce, Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita. 43s.

Carlson D.W., Groot A. (1997): Microclimate of clear-cut, forest interior and small openings in trembling aspen forest. *Agricultural and Forest Meteorology* 87: 313 - 329.

Caruso T., Pigino G., Bernini F., Bargagli R., Migliorini M. (2007): The Berger-Parker index as an effective tool for monitoring the biodiversity of disturbed soils: a case study on Mediterranean oribatid (Acari: Oribatida) assemblages. *Biodiversity Conservation* 16: 3277 – 3285.

Cianciolo J.M., Norton R.A. (2006): The ecological distribution of reproductive mode in oribatid mites, as related to biological complexity. *Experimental and Applied Acarology* 40 (1): 1 – 25.

Coleman D.C., Crossley D.A. jr., Hendrix P.F. (2004): *Foundamentals of Soil Ecology*. Academic Press Inc., second edition, San Diego. 404s.

Dahlberg A., Schimmel J., Tailor A.F.S., Johannesson H. (2001): Post-fire legacy of ectomycorrhizal fungal communities in the Swedish boreal forest in relation to fire severity and logging intensity. *Biological Conservation* 100: 151 - 161.

Déchêne A.D., Buddle C.M. (2009): Effects of experimental forest harvesting on oribatid mite biodiversity. *Forest Ecology and Management* 258: 1331 – 1341.

Denegri G., Bernadina W., Perez-Serrano J., Rodriguez-Caabeiro F. (1998): Anoplocephalid cestodes of veterinary and medical significance: review. *Folia Parasitologica* 45: 1 – 8.

Domes K., Scheu S., Maraun M. (2007): Resources and sex: soil re-colonization by sexual and parthenogenetic oribatid species. *Pedobiologia* 51: 1 – 11.

Drábek O., Borůvka L., Pavlů L., Nikodem A., Pírková I., Vacek O. (2007): Grass cover on forest clear-cut areas ameliorates some soil chemical properties. *Journal of Inorganic Biochemistry* 101: 1224 – 1233.

Edsberg E., Hagvar S. (1999): Vertical distribution, abundance and biology of oribatid mites (Acari) developing inside of decomposing spruce needles in a podsol soil profile. *Pedobiologia* 43 (5): 413 – 421.

Eeva T., Penttinen R. (2009): Leg deformities of oribatid mites as an indicator of environmental pollution. *Science of the Total Environment* 407: 4771 – 4776.

Erdmann G., Scheu S., Maraun M. (2012): Regional factors rather than forest type drive the community structure of soil living oribatid mites (Acari, Oribatida). *Experimental and Applied Acarology* 57: 157 – 169.

Farská J., Prejzková K., Starý J., Rusek J. (2014a): Soil microarthropods in non-intervention montane spruce forest regenerating after bark-beetle outbreak. *Ecological Research* 29: 1087 – 1096.

Farská J., Prejzková K., Rusek J. (2014b): Management intensity affects traits of soil microarthropod community in montane spruce forest. *Applied Soil Ecology* 75: 71 – 79.

Fischer A., Lindner M., Abs C., Lasch P. (2002): Vegetation dynamics in Central European forest ecosystems (near-naturals as well as managed) after storm events. *Folia Geobotanica* 37: 17 - 32.

Foster D.R., Aber J.D., Melillo J.M., Bowden R.D., Bazzaz F.A. (1997): Forest response to disturbance and anthropogenic stress. *BioScience* 47: 437 – 445.

Frouz J., Keplin B., Pižl V., Tajovský K., Starý J., Lukešová A., Nováková A., Balík V., Háněl L., Materna J., Duker Ch., Chalupský J., Rusek J., Heinkele T. (2001): Soil biota and upper soil layer development in two contrasting post-mining chronosequences. *Ecological Engineering* 17: 275 - 284.

Gaiger R. (1965): *The Climate Near The Ground*. Harvard University Press, Cambridge. 611s.

Gergócs V., Hufnagel L. (2009): Application of oribatid mites as indicators (review). *Applied Ecology and Environmental Research* 7: 79 – 98.

Giljarov M.S., Krivoluckij D.A., eds. (1975): *Opređelitel obitajušćich v počve klešćej. Sarcotiformes*. Nauka, Moskva. 492s.

Gömöryová E., Střelcová K., Fleischer P., Gömöry D. (2011): Soil microbial characteristics at the monitoring plots on windthrow areas of the Tatra National Park (Slovakia): their assessment as environmental indicators. *Environmental Monitoring and Assessment* 174: 31 - 45.

Griffin J.M., Turner M.G., Simard M. (2011): Nitrogen cycling following mountain pine beetle disturbance in lodgepole pine forests of Greater Yellowstone. *Forest Ecology and Management* 261: 1077 – 1089.

Haimi J., Laamanen J., Penttinen R., Rätty M., Kopponen S., Kellomäki S., Niemelä P. (2005): Impacts of elevated CO₂ and temperature on the soil fauna of boreal forests. *Applied Soil Ecology* 30: 104 – 112.

Hais M., Kučera T. (2008): Surface temperature change of spruce forest as a result of bark beetle attack: Remote sensing and GIS approach. *European Journal of Forest Research* 127: 327 - 336.

Hamilton W.D. (1980): Sex versus non-sex versus parasite. *Oikos* 35: 282 – 290.

Hartenstein R.C. (1962): Soil Oribatei. Feeding specificity among forest soil Oribatei (Acarina). *Annals of Entomological Society of America* 55: 202 - 206.

Harte J., Rawa A., Price V. (1996): Effects of manipulated soil microclimate on mesofaunal biomass and diversity. *Soil Biology and Biochemistry* 28 (3): 313 – 322.

Heneghan L., Salmore A., Crossley Jr. D.A. (2004): Recovery of decomposition and soil microarthropod communities in an Appalachian watershed two decades after a clearcut. *Forest Ecology and Management* 189: 353 – 362.

Huhta V., Nurminen M., Valpas A. (1969): Further note on the effect of silvicultural practices upon the fauna of coniferous forest soil. *Annales Zoologici Fennici* 6: 327 - 334.

Chen J., Franklin J.F., Spies T.A. (1993): Contrasting microclimates among clearcut, edge and interior of old-growth Douglas-fir forest. *Agricultural and Forest Meteorology* 63: 219 - 237.

Jonášová M., Prach K. (2004): Central-European mountain spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) forests: regeneration of tree species after a bark-beetle outbreak. *Ecological Engineering* 23: 15 - 27.

Jonášová M., Prach K. (2008): The influence of bark beetle outbreak vs. salvage logging on ground layer vegetation in Central European mountain spruce forests. *Biological Conservation* 141: 1525 – 1535.

Kaneko N., Sugawara Y., Miyamoto T., Hasegawa M., Hiura T. (2005): Oribatid mite community structure and tree species diversity: A link? *Pedobiologia* 49 (6): 521 – 528.

Krausová M. (2011): Odhad dostupnosti živin v půdě asanovaných a přirozeně se vyvíjejících porostů po kůrovcové kalamitě na území NP Šumava. *Bakalářská práce, Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita*. 41s.

Kunst M. (1968): Roztoči nadřádu Oribatei ČSSR, díl 1 - 6. *Habilitační práce, Přírodovědecká fakulta, Universita Karlova, Praha*. 1548s.

Kunst M. (1971): Nadkohorta pancířníci – Oribatei. In: Daniel M., Černý V. (Eds.): *Klíč zvířeny ČSSR, díl IV. Československá akademie věd, Praha*: 531 – 580.

Lang K.D., Schulte L.A., Guntenspergen G.R. (2009): Windthrow and salvage logging in an old-growth hemlock-northern hardwoods forest. *Forest Ecology and Management* 259: 56 - 64.

Lebedeva N.V., Lebedev V.D. (2008): Transport of oribatid mites to the polar areas by birds. *Interactive Acarology*, Proceedings of the 6th European congress of Acarology, Montpellier: 359 – 367.

Lehmitz R., Russell D., Hohberg K., Christian A., Xylander W.E.R. (2011): Wind dispersal of oribatid mites as mode of migration. *Pedobiologia* 54: 201 – 207.

Lehmitz R., Russell D., Hohberg K., Christian A., Xylander W.E.R. (2012): Active dispersal of oribatid mites into young soils. *Applied Soil Ecology* 55: 10 – 19.

Lepš J., Šmilauer P. (2014): *Biostatistika. Výukový materiál*, Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita, České Budějovice. 256s.

Lindberg N., Engtsson J.B., Persson T. (2002): Effects of experimental irrigation and drought on the composition and diversity of soil fauna in a coniferous stand. *Journal of Applied Ecology* 39: 924 – 936.

Lindberg N., Bengtsson J. (2006): Recovery of forest soil fauna diversity and composition after repeated summer droughts. *Oikos* 114: 494 – 506.

Lindenmayer D.B., Noss R.F. (2006): Salvage logging, ecosystem processes, and biodiversity conservation. *Conservation Biology* 4: 949 - 958.

Lindo Z., Visser S. (2004): Forest floor microarthropod abundance and oribatid mite (Acari: Oribatida) composition following partial and clear-cut harvesting in the mixedwood boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 998 – 1006.

Lóšková J., Luptáček P., Miklisová D., Kováč L. (2013): The effect of clear-cutting and wildfire on soil Oribatida (Acari) in windthrown stands of the High Tatra Mountains (Slovakia). *European Journal of Soil Biology* 55: 131 – 138.

Luptáček P., Miklisová D., Kováč L. (2012): Diversity and community structure of soil Oribatida (Acari) in an arable field with alluvial soils. *European Journal of Soil Biology* 50: 97 – 105.

Luxton M. (1972): Studies on the oribatid mites of a Danish beech wood soil, I. Nutritional biology. *Pedobiologia* 12: 434 – 463.

Luxton M. (1981): Studies on the oribatid mites of a Danish beech wood soil, III. Introduction to the field populations. *Pedobiologia* 21: 301 – 311.

Maraun M., Migge S., Schaefer M., Scheu S. (1998): Selection of microfungus food by six oribatid species (Oribatida, Acari) from two different beech forest. *Pedobiologia* 42: 232 – 240.

Maraun M., Salamon J.A., Schneider K., Schneider K., Schaefer M., Scheu S. (2003): Oribatid mite and collembolan diversity, density and community structure in a moder beech forest (*Fagus sylvatica*): effects of mechanical perturbations. *Soil Biology and Biochemistry* 35: 1387 – 1394.

Marshall V.G. (1972): Comparison of two methods of estimating efficiency of funnel extractors for soil microarthropods. *Soil Biology and Biochemistry* 4: 417 – 426.

Marshall V.G. (2000): Impact of forest harvesting on biological processes in northern forest soil. *Forest Ecology and Management* 133: 43 - 60.

Matějka K., Starý J. (2009): Differences in top-soil features between beech-mixture and Norway spruce forest of the Šumava Mts. *Journal of Forest Science* 55 (12): 540 – 555.

Matsuko K. (1994): Specialized predation on oribatid mites by two species of the ant genus *Myrmecina* (Hymenoptera: Formicidae). *Psyche* 101: 159 – 173.

Mc. Brayer J.F., Reichle D. (1971): Trophic structure and feeding rates of forest soil invertebrates populations. *Oikos* 22: 381 – 388.

Melamud V., Beharav A., Pavlicek T., Nevo E. (2007): Biodiversity interslope divergence of oribatid mites at „EVOLUTION CANYON“ Mount Carmel, Israel. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 53 (4): 381 – 396.

Miko L., Stanko M. (1991): Small mammals as carriers of non-parasitic mites (Oribatida, Uropodina). In: Dusbábek F., Bukva V. (editors): *Modern Acarology*. Academia, Prague and SPB Academic Publishing: 395 – 402.

Niedbala W. (1980): *Mechowce – roztocze ekosystemów ladowych*. PWN, Warsava. 255s.

Norton R.A. (1994): Evolutionary aspects of oribatid mite life histories and consequences for the origin of Astigmata. In: Houck M.A. (ed.): *Mites: Ecological and Evolutionary Analyses of Life-History Patterns*. Chapman and Hall, New York: 99 – 135.

Noti M., André H.M., Ducarme X., Lebrun P. (2003): Diversity of soil oribatid mites (Acari: Oribatida) from High Catanga (Democratic Republic of Congo): a multiscale and multifactor approach. *Biodiversity and Conservation* 12: 767 – 785.

Novák P. (Ed.) (1989–1993): Syntetická půdní mapa České republiky 1: 200 000. Ministerstvo zemědělství ČR, Praha.

Ojala R., Huhta V. (2001): Dispersal of microarthropods in forest soil. *Pedobiologia* 45: 443 – 450.

Olsson B.A., Staaf H., Lundkvist H., Bengtsson J., Rosén K. (1996): Carbon and nitrogen in coniferous forest soil after clear-felling and harvest of different intensity. *Forest Ecology and Management* 82: 19 - 32.

Pavlas J. (2014): Vliv disturbance lesa na teplotu a vlhkost půdy. Diplomová práce, Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita. 60s.

Platt W.J., Conell J.H. (2003): Natural disturbances and directional replacement of species. *Ecological Monographs* 73: 507 - 522.

Pykälä J. (2004): Immediate increase in plant species richness after clear-cutting of boreal herb-rich forests. *Applied Vegetation Science* 7: 29 - 34.

Rajski A. (1961): Studium ekologiczno – faunistyczne nad mechowcami (Acari: Oribatei) w kilku zespolach roslinnych. *Bull. Pozn. Tow. Prz. Nauk* 25 (2). 160s.

Rasputnig G., Norton R.A., Heethoff M. (2011): Oribatid mites and skin alkaloids in poison frogs. *Biology Letters* 7: 555 – 556.

Seniczak S., Stefaniak O. (1978): The microflora of the alimentary canal of *Oppia nitens* (Acarina, Oribatei). *Pedobiologia* 18: 110 - 119.

Setälä H., Haimi J., Siira-Pietikäinen A. (2000): Sensitivity of soil processes in northern forest soils: are management practises a threat? *Forest Ecology and Management* 133: 5 – 11.

Shannon C.E., Weaver W. (1949): The mathematical theory of communication. Illinois University Press, Urbana USA. 282s.

Sheldon A.L. (1969): Equitability indices: Dependence on the species count. *Ecology* 50: 466 – 467.

Schatz H. (1983): *Catalogus faunae Austriae. Ein systematisches Verzeichnis aller auf österreichischen Gebiet festgestellten Tierarten. Teil IX. Oribatei, Hornmilben.* Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften 5: 1 - 118.

Schuster R. (1956): Der Anteil der Oribatiden an den Zersetzungs Vorgängen im Boden. Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere 45: 1 - 33.

Siepel H. (1996): The importance of unpredictable and short-term environmental extremes for biodiversity in oribatid mites. Biodiversity Letters 3: 26 – 34.

Siepel H., Ruiter-Dijkman E.M. (1993): Feeding guilds of oribatid mites based on their carbohydrase activities. Soil Biology and Biochemistry 25 (11): 1491 – 1497.

Siira-Pietikäinen A., Penttinen R., Huhta V. (2008): Oribatid mites (Acari: Oribatida) in boreal forest floor and decaying wood. Pedobiologia 52 (2): 111 – 118.

Siira-Pietikäinen A., Haimi J. (2009): Changes in soil fauna 10 years after forest harvestings: Comparison between clear felling and green-tree retention methods. Forest Ecology and Management 258: 332 – 338.

Skubala P., Zaleski T. (2012): Heavy metal sensitivity and bioconcentration in oribatid mites (Acari, Oribatida). Gradient study in meadow ecosystems. Science of the Total Environment 414: 364 – 372.

Skuhrový V. (2002): Lýkožrout smrkový v Bavorském lese a na Šumavě. Živa 5: 220 - 222.

Smrž J. (2006): Microhabitat selection in the simple oribatid community dwelling in epilithic moss cover (Acari: Oribatida). Naturwissenschaften 93: 570 – 576.

Sovik G., Leinaas H.P. (2002): Variation in extraction efficiency between juvenil and adult oribatid mites: *Ameronothrus lineatus* (Oribatida, Acari) in a Macfadyen high-gradient canister extraktor. Pedobiologia – International Journal of Soil Biology 46 (1): 34 – 41.

Sovik G., Leinaas H.P., Ims R.A., Solhoy T. (2003): Population dynamics and life history of the oribatid mite *Ameronothrus lineatus* (Acari, Oribatida) on the high arctic archipelago of Svalbard. Pedobiologia 47: 257 – 271.

Sovik G. (2004): The biology and life history of arctic populations of the littoral mite *Ameronothrus lineatus* (Acari, Oribatida). Experimental and Applied Acarology 34: 3 – 20.

Stamou G.P., Asikidis M.D., Argyropoulou M.D., Iatrou G.D. (1994): Respiratory responses of oribatid mites to temperature changes. Journal of Insect Physiology 41 (3): 229 – 233.

Starý J. (1982): Pancířníci (Oribatei) vybraných šumavských vrchovišť. Diplomová práce, Přírodovědecká fakulta, Universita Karlova, Praha. 243s.

Starý J. (1990): Ekologie pancířníků (Acari: Oribatida) v sukcesní řadě půd. Kandidátská disertační práce, ÚPB ČSAV České Budějovice. 179s.

Starý J. (2000a): List of oribatid mites (Acari: Oribatida) of the Bohemia, Czech Republic. Sborník Přírodovědného klubu v Uherském Hradišti, 5: 129 - 154.

Starý J. (2000b): List of oribatid mites (Acari: Oribatida) of the Moravia, Czech Republic. Sborník Přírodovědného klubu v Uherském Hradišti, 5: 155 - 173.

Starý J., Block W. (1998): Distribution a biogeography of oribatid mites (Acari: Oribatida) in Antarctica, sub-Antarctic islands and nearby land areas. *Journal of Natural History* 32: 861 – 894.

Starý J., Matějka K. (2008): Pancířníci (Acari: Oribatida) vybraných lokalit horských lesů na Šumavě. Průběžná zpráva z řešení projektu 2B06012 Management biodiversity v Krkonoších a na Šumavě v roce 2007. Dostupné na: http://www.infodatasy.cz/biodivkrsu/rep2007_Oribatida.pdf

Strenzke K. (1952): Untersuchungen über die Tiergemeinschaften des Bodens: Die Oribatiden und ihre Synusien in den Böden Norddeutschlands. *Zoologica* 104: 1 - 173.

Svoboda M., Janda P., Nagel T.A., Fraver S., Rejzek J., Bače R. (2012): Disturbance history of an old-growth sub-alpine *Picea abies* stand in the Bohemian forest, Czech Republic. *Journal of Vegetation Science* 23: 86 - 97.

Svoboda M., Wild J. (2007): Historical reconstruction of the disturbance regime in a mountain spruce forest landscape. In: Lingua E., Marzano R., (Eds.): *Natural Hazards and Natural Disturbances in Mountain Forests – Challenges and Opportunities for Silviculture*, 18–21.9.2007, Trento, Italy. 50s.

Šantrůčková H., Vrba J., Křenová Z., Svoboda M., Benčoková A., Edwards M., Fuchs R., Hais M., Hruška J., Kopáček J., Matějka K., Rusek J. (2010): Co vyprávějí šumavské smrčiny. Správa NP a CHKO Šumava, Vimperk. 153s.

Šmilauer P., Lepš J. (2014): *Multivariate analysis of ecological data using Canoco 5*. Cambridge University Press, Second edition. 362s.

Taylor A.R., Wolters V. (2005): Responses of oribatid mite communities to summer drought: The influence of litter type and quality. *Soil Biology and Biochemistry* 37: 2117 – 2130.

Tesař M., Šír M., Zelenková E. (2004). Vliv vegetace na vodní a teplotní režim tří povodí ve vrcholovém pásmu Šumavy. *Aktuality šumavského výzkumu II*, Srní: 84 – 88.

Velíšek L. (2014): Společenstva mnohonožek a stonožek přirozeně se vyvíjejících a asanovaných horských smrčín Šumavy. Diplomová práce, Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita. 71s.

Wallwork J. A. (1960): Observations on the behaviour of some oribatid mites in experimentally controlled temperature gradients. *Proceedings of Zoological Society London* 135: 619 - 629.

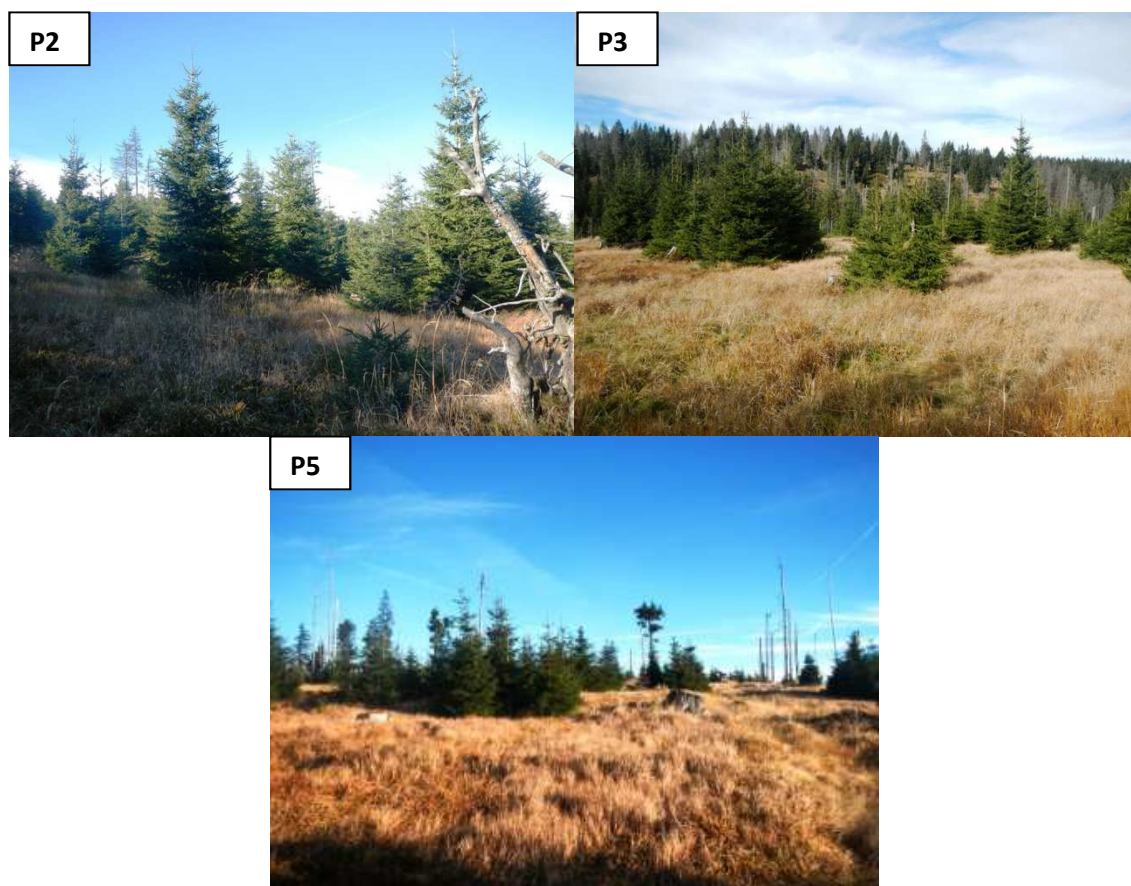
Walter D., Proctor H. (1999): *Mites: ecology, evolution, and behaviour*. CABI Publishing, New York. 322s.

Weigmann G. (2006): *Die Tierwelt Deutschlands, Teil 76: Hornmilben (Oribatida)*. Goecke and Evers, Keltern. 520s.

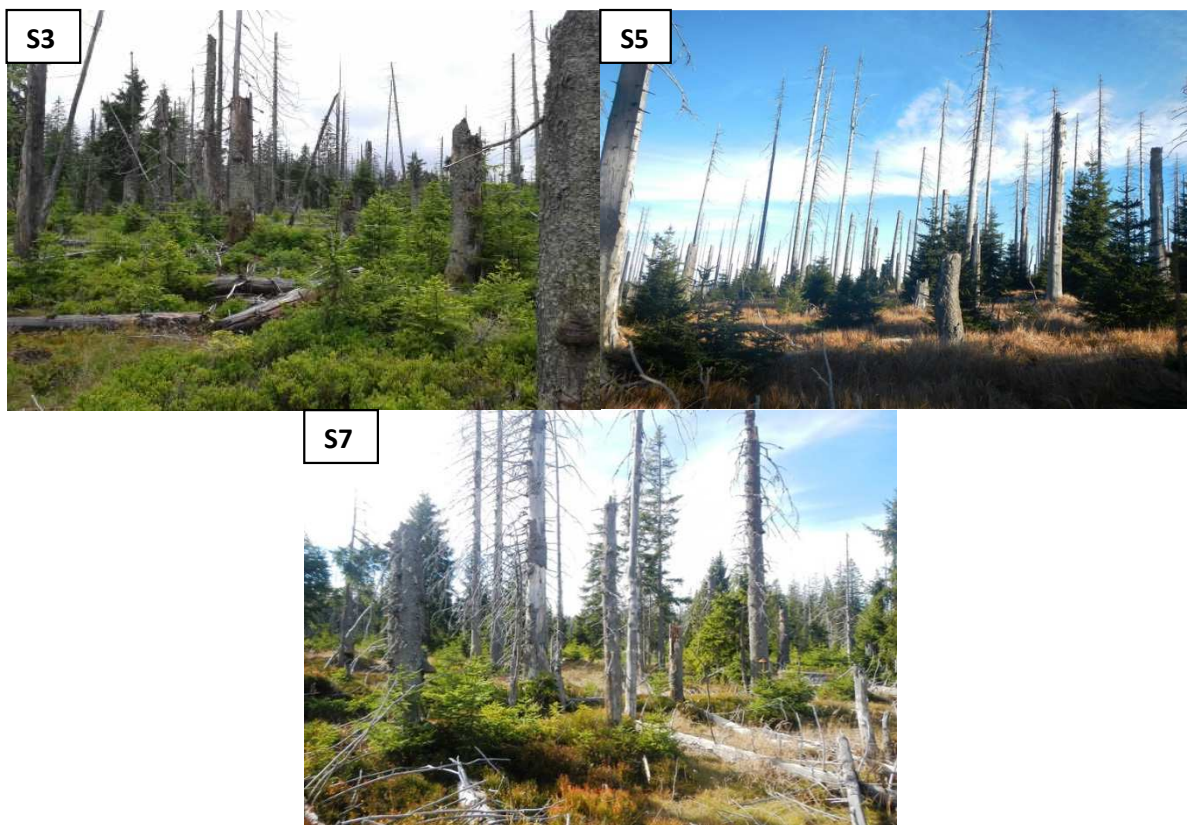
Zaitsev A.S., Chauvat M., Pflug A., Wolters V. (2002): Oribatid mite diversity and community dynamics in a spruce chronosequence. *Soil Biology and Biochemistry* 34: 1919 – 1927.

8. PŘÍLOHA

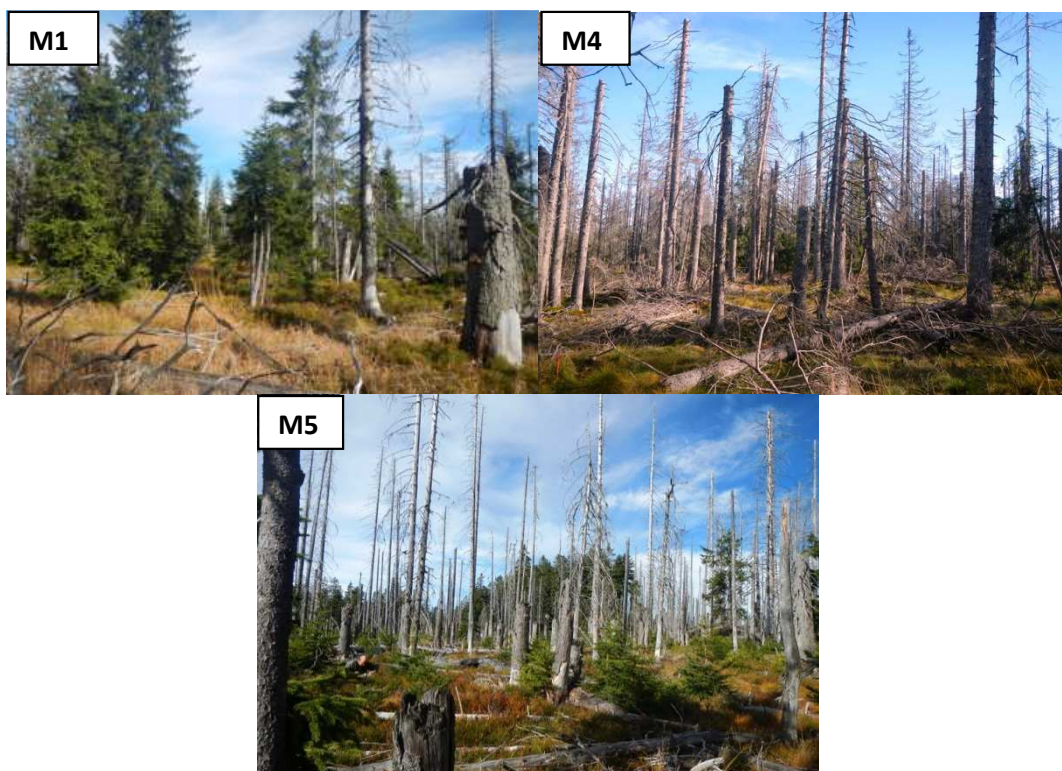
8.1. Obrázky



Obr. 14: Plochy P2, P3 a P5 asanované v roce 1996 (paseky).



Obr. 15: Plochy S3, S5 a S7 ponechané samovolnému vývoji po gradaci lýkožrouta.



Obr. 16: Zamokřené plochy M1, M4 a M5 ponechané v bezzásahovém režimu, kde se vliv lýkožrouta projevil výrazně později než na ostatních plochách.

8.2. Tabulky

Tab. I: Nadmořská výška a zeměpisné souřadnice výzkumných ploch.

	N	E	nadm. výška
S3	48° 59' 03.42''	13° 25' 26.08''	1215m
S5	48° 58' 42.65''	13° 27' 45.30''	1283m
S7	48° 59' 00.79''	13° 25' 54.62''	1183m
P2	48° 59' 06.78''	13° 27' 27.16''	1214m
P3	48° 59' 14.45''	13° 26' 10.67''	1197m
P5	48° 58' 39.04''	13° 27' 55.99''	1288m
M1	48° 59' 07.06''	13° 25' 35.44''	1181m
M4	48° 59' 19.08''	13° 27' 06.38''	1185m
M5	48° 59' 02.11''	13° 26' 54.81''	1237m

Tab.II: Celkové počty zástupců mesofauny a druhů pancířníků nalezených v 5 vzorcích z daného odběru na lokalitách P2, P3 a P5.

lokalita		P2	P2	P2	P2	P3	P3	P3	P3	P5	P5	P5	P5
datum odběru		10/12	6/13	10/13	6/14	10/12	6/13	10/13	6/14	10/12	6/13	10/13	6/14
larva Coleoptera	Col	3	0	2	4	2	4	3	4	2	4	2	2
larva Diptera	Dil	1	2	0	5	0	0	4	2	0	5	0	0
Collembola	Colle	0	57	169	90	3	32	147	131	0	38	164	94
Gamasida	Ga	1	22	57	30	7	29	35	40	4	27	45	15
Tarsonemida	Ta	0	0	76	51	0	0	0	54	0	63	0	34
počet druhů		22	34	56	36	8	27	39	38	11	18	55	30
Oribatida celkem	Or	32	117	379	170	11	56	191	140	20	36	370	102
juvenilní stadium	ju	4	23	136	40	2	10	62	30	4	8	46	30
<i>Adoristes ovatus</i>	AdO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achipteria coleoprata</i>	AchC	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Atropacarus striculus</i>	AtSt	1	2	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Autogmeta longilamellata</i>	AutLon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Belba bartosi</i>	BB	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	5	1
<i>Belba compta</i>	BC	0	0	2	0	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Berniniella bicarinata</i>	BeBi	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Berniniella sigma</i>	BeSi	1	0	28	0	0	1	0	2	0	0	23	5
<i>Brachychthonius pius</i>	BraPi	1	1	21	2	0	0	30	7	0	0	14	14
<i>Caenobelba montana</i>	CaM	0	2	5	3	0	0	3	14	0	0	3	5
<i>Caleremaeus monilipes</i>	CalMo	0	0	0	8	0	0	0	2	0	1	0	0
<i>Camisia spinifer</i>	CaSp	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carabodes labyrinthicus</i>	CL	1	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0
<i>Carabodes marginatus</i>	CM	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0
<i>Carabodes ornatus</i>	CO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carabodes rugosior</i>	CR	0	0	0	0	0	6	2	7	0	0	0	0
<i>Ceratoppia sexpilosa</i>	CeSe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceratoppia quadridentata</i>	CeQu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Damaeus gracilipes</i>	DaGr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Dissorhina ornata</i>	DiO	2	11	6	0	0	3	1	0	0	3	0	0
<i>Edwardzetes edwardsi</i>	EE	0	1	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eupelops plicatus</i>	EupPli	0	1	1	0	0	1	5	5	0	0	0	0
<i>Furcoribula furcillata</i>	FuFu	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fuscozetes setosus</i>	FuSe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hemileius initialis</i>	HI	4	7	5	0	1	2	3	0	2	3	9	5
<i>Hermannia gibba</i>	HG	0	0	1	9	0	4	0	3	0	0	0	0
<i>Hypochthonius luteus</i>	HyLu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Hypochthonius rufulus</i>	HypRu	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Chamobates borealis</i>	ChaB	0	0	6	0	1	0	1	1	3	0	4	0
<i>Chamobates voigtsi</i>	ChaV	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Liacarus coracinus</i>	LiCo	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Liochthonius alpestris</i>	LioAlp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Liochthonius evansi</i>	LioEva	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Liochthonius hystricinus</i>	LioHys	0	0	3	0	0	0	2	1	0	0	0	0
<i>Liochthonius perfusorius</i>	LioPer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Liochthonius simplex</i>	LioSim	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2
<i>Liebstadia longior</i>	LieL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Liebstadia willmanni</i>	LieW	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Malacoethrus monodactylus</i>	MaMo	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Melanozetes meridianus</i>	MeMe	0	0	5	1	0	1	11	4	0	4	0	1

<i>Minunthozetes pseudofusiger</i>	MiPse	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Mixochthonius pilosetosus</i>	MixPil	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nanhermannia coronata</i>	NC	0	0	14	33	0	0	4	0	0	0	3	0
<i>Neoribates aurantiacus</i>	NeAu	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Nothrus pratensis</i>	NoP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nothrus silvestris</i>	NoS	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Oppiella acuminata</i>	OppAc	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oppiella translamellata</i>	OT	0	0	0	9	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oppiella falcata</i>	OF	2	0	18	3	0	0	11	9	0	0	11	0
<i>Oppiella loksai</i>	OppLok	0	0	0	0	0	0	2	4	0	0	0	0
<i>Oppiella nova</i>	ON	2	11	4	1	0	5	2	0	0	1	1	0
<i>Oribatella quadricornuta</i>	OQ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oribatula tibialis</i>	OrA	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Pantelozetes paolii</i>	PaPa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Parachipteria bella</i>	ParBe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Parachipteria willmanni</i>	ParW	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Pilagalumna tenuiclava</i>	PilTen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Platynocheilus peltifer</i>	PIPe	0	2	11	2	0	3	0	3	0	1	0	0
<i>Phauloppia lucorum</i>	PhLuc	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phthiracarus sp.</i>	Ph	0	0	0	1	0	0	3	0	1	3	7	2
<i>Porobelba spinosa</i>	PorSpi	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	3	2
<i>Protoribates capucinus</i>	ProCa	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Rhinoppia subpectinata</i>	RS	2	31	43	22	1	4	21	21	1	5	27	14
<i>Selnickochthonius zelawaiensis</i>	SelZel	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	4	0
<i>Schelorbates laevigatus</i>	SchL	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Steganacarus spinosus</i>	SS	0	0	2	0	0	0	2	1	0	0	0	0
<i>Suctobelba reticulata</i>	SuR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Suctobelba trigona</i>	SuT	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	6	0
<i>Suctobelbella falcata</i>	SuF	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	2	0
<i>Suctobelbella longirostris</i>	SucLon	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Suctobelbella palustris</i>	SuP	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Suctobelbella perforata</i>	SuPe	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	3
<i>Suctobelbella sarekensis</i>	SuS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Suctobelbella similis</i>	SuSi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Suctobelbella subcornigera</i>	SuSu	0	3	2	0	0	0	3	0	0	0	22	3
<i>Suctobelbella subtrigona</i>	SuSub	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tectocephus velatus</i>	TVV	5	7	51	28	2	5	20	16	1	1	75	13
<i>Trimalaconothrus folveolatus</i>	TriF	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Verachthonius laticeps</i>	VerLat	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Quadroppia monstruosa</i>	QuM	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Quadroppia quadricornuta</i>	QuQ	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Zygoribatula exilis</i>	ZyE	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3	0

Tab. III: Celkové počty zástupců mesofauny a druhů pancířníků nalezených v 5 vzorcích z daného odběru na lokalitách S3, S5 a S7.

lokalita		S3	S3	S3	S3	S5	S5	S5	S5	S7	S7	S7	S7
datum odběru		10/12	6/13	10/13	6/14	10/12	6/13	10/13	6/14	10/12	6/13	10/13	6/14
larva Coleoptera	Col	4	1	6	1	1	3	2	5	1	2	2	1
larva Diptera	Dil	3	1	6	0	0	7	9	2	4	1	2	0
Collembola	Colle	2	77	137	132	0	58	217	171	1	56	117	92
Gamasida	Ga	64	4	65	48	2	23	56	41	72	22	64	26
Tarsonemida	Ta	210	4	0	18	0	3	0	28	23	73	0	7
počet druhů		49	18	71	39	9	26	57	35	60	28	62	51
Oribatida celkem	Or	397	34	946	206	20	47	340	156	468	84	508	335
juvenilní stadium	ju	83	6	21	42	6	7	54	36	223	20	63	108
<i>Adoristes ovatus</i>	AdO	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Achipteria coleoprata</i>	AchC	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Atropacarus striculus</i>	AtSt	11	0	0	0	0	3	0	2	0	1	2	1
<i>Autogmeta longilamellata</i>	AutLon	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Belba bartosi</i>	BB	1	1	2	10	0	0	2	0	11	0	3	0
<i>Belba compta</i>	BC	10	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2
<i>Berniniella bicarinata</i>	BeBi	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Berniniella sigma</i>	BeSi	11	0	19	3	0	2	13	0	2	1	14	0
<i>Brachychthonius pius</i>	BraPi	123	0	600	54	0	0	19	9	0	0	30	10
<i>Caenobelba montana</i>	CaM	2	0	3	5	0	0	0	0	3	4	2	2
<i>Caleremaeus monilipes</i>	CalMo	0	0	0	1	1	0	0	9	0	0	0	0
<i>Camisia spinifer</i>	CaSp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carabodes labyrinthicus</i>	CL	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Carabodes marginatus</i>	CM	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Carabodes ornatus</i>	CO	2	0	0	3	0	0	1	1	0	0	0	1
<i>Carabodes rugosior</i>	CR	0	0	1	0	0	1	2	0	1	0	0	0
<i>Ceratoppia sexpilosa</i>	CeSe	0	1	2	1	0	0	0	1	4	0	0	0
<i>Ceratoppia quadridentata</i>	CeQu	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Damaeus gracilipes</i>	DaGr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dissorhina ornata</i>	DiO	4	2	40	0	0	0	0	0	8	5	0	0
<i>Edwardzetes edwardsi</i>	EE	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Eupelops plicatus</i>	EupPli	5	0	4	0	0	0	11	0	9	0	0	0
<i>Furcoribula furcillata</i>	FuFu	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Fuscozetes setosus</i>	FuSe	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	15
<i>Hemileius initialis</i>	HI	14	11	19	15	8	4	12	0	16	2	0	7
<i>Hermannia gibba</i>	HG	14	0	15	0	0	0	7	18	30	1	159	22
<i>Hypochthonius luteus</i>	HyLu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypochthonius rufulus</i>	HypRu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chamobates borealis</i>	ChaB	0	3	0	0	0	0	0	0	2	0	9	2
<i>Chamobates voigtzi</i>	ChaV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Liacarus coracinus</i>	LiCo	0	0	0	2	0	0	0	0	3	0	6	1
<i>Liochthonius alpestris</i>	LioAlp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Liochthonius evansi</i>	LioEva	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0
<i>Liochthonius hystricinus</i>	LioHys	0	0	5	0	0	0	2	0	0	0	2	0
<i>Liochthonius perfusorius</i>	LioPer	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Liochthonius simplex</i>	LioSim	0	0	11	0	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Liebstadia longior</i>	LieL	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Liebstadia willmanni</i>	LieW	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Malaconothrus monodactylus</i>	MaMo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Melanozetes meridianus</i>	MeMe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	7

<i>Minunthozetes pseudofusiger</i>	MiPse	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mixochthonius pilosetosus</i>	MixPil	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Nanhermannia coronata</i>	NC	0	0	22	2	0	1	6	0	54	2	22	25
<i>Neoribates aurantiacus</i>	NeAu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nothrus pratensis</i>	NoP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nothrus silvestris</i>	NoS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oppiella acuminata</i>	OppAc	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oppiella translamellata</i>	OT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oppiella falcata</i>	OF	41	0	42	2	1	0	9	0	0	0	2	2
<i>Oppiella loksai</i>	OppLok	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0
<i>Oppiella nova</i>	ON	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Oribatella quadricornuta</i>	OQ	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Oribatula tibialis</i>	OrA	0	0	1	1	0	0	1	0	1	0	3	1
<i>Pantelozetes paolii</i>	PaPa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Parachipteria bella</i>	ParBe	0	0	24	0	0	0	5	0	0	0	0	0
<i>Parachipteria willmanni</i>	ParW	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pilagalumna tenuiclava</i>	PilTen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Platynocheilus peltifer</i>	PIPe	0	0	2	0	0	0	2	0	12	1	0	0
<i>Phauloppia lucorum</i>	PhLuc	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phthiracarus sp.</i>	Ph	5	1	6	8	0	9	11	11	17	12	42	14
<i>Porobelba spinosa</i>	PorSpi	0	0	2	1	0	0	0	1	0	0	18	0
<i>Protoribates capucinus</i>	ProCa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhinoppia subpectinata</i>	RS	40	4	49	2	0	3	13	5	2	20	0	6
<i>Selnickochthonius zelawaiensis</i>	SelZel	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Scheloribates laevigatus</i>	SchL	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Steganacarus spinosus</i>	SS	0	0	0	0	0	3	6	1	10	2	6	5
<i>Suctobelba reticulata</i>	SuR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Suctobelba trigona</i>	SuT	3	0	6	0	0	0	4	6	3	1	6	0
<i>Suctobelbella falcata</i>	SuF	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Suctobelbella longirostris</i>	SucLon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	3
<i>Suctobelbella palustris</i>	SuP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Suctobelbella perforata</i>	SuPe	16	0	4	2	0	0	3	2	1	0	7	4
<i>Suctobelbella sarekensis</i>	SuS	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0
<i>Suctobelbella similis</i>	SuSi	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Suctobelbella subcornigera</i>	SuSu	12	1	19	1	0	4	12	0	3	2	5	3
<i>Suctobelbella subtrigona</i>	SuSub	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Tectocephus velatus</i>	TVV	8	1	10	25	4	2	141	45	42	7	98	92
<i>Trimalaconothrus folveolatus</i>	TriF	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Verachthonius laticeps</i>	VerLat	0	0	12	21	0	0	2	0	0	0	1	0
<i>Quadroppia monstruosa</i>	QuM	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Quadroppia quadricornuta</i>	QuQ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Zygoribatula exilis</i>	ZyE	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0

Tab. IV: Celkové počty zástupců mesofauny a druhů pancířníků nalezených v 5 vzorcích z daného odběru na lokalitách M1, M4 a M5.

lokalita		M1	M1	M1	M1	M4	M4	M4	M4	M5	M5	M5	M5
datum odběru		10/12	6/13	10/13	6/14	10/12	6/13	10/13	6/14	10/12	6/13	10/13	6/14
larva Coleoptera	Col	0	0	10	0	0	0	1	0	5	0	1	0
larva Diptera	Dil	0	0	2	0	0	0	0	13	4	0	0	0
Collembola	Colle	0	42	113	65	0	13	80	109	1	54	58	31
Gamasida	Ga	7	21	27	10	1	5	19	7	22	13	6	13
Tarsonemida	Ta	10	9	0	1	0	0	0	10	70	84	0	8
počet druhů		8	29	58	23	4	11	43	26	36	22	48	22
Oribatida celkem	Or	15	70	280	84	35	19	185	152	180	39	258	122
juvenilní stadium	ju	7	19	38	18	31	5	28	37	55	10	42	33
<i>Adoristes ovatus</i>	AdO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achipteria coleoptrata</i>	AchC	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Atropacarus striculus</i>	AtSt	0	1	0	1	0	2	1	8	1	4	5	1
<i>Autogmeta longilamellata</i>	AutLon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Belba bartosi</i>	BB	0	0	2	3	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Belba compta</i>	BC	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Berniniella bicarinata</i>	BeBi	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Berniniella sigma</i>	BeSi	0	1	5	0	0	0	0	0	5	0	0	0
<i>Brachychthonius pius</i>	BraPi	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	3	1
<i>Caenobelba montana</i>	CaM	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Caleremaeus monilipes</i>	CalMo	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	1	0
<i>Camisia spinifer</i>	CaSp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carabodes labyrinthicus</i>	CL	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Carabodes marginatus</i>	CM	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Carabodes ornatus</i>	CO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Carabodes rugosior</i>	CR	0	1	1	0	0	0	3	0	0	0	0	0
<i>Ceratoppia sexpilosa</i>	CeSe	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Ceratoppia quadridentata</i>	CeQu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Damaeus gracilipes</i>	DaGr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dissorhina ornata</i>	DiO	0	3	3	0	0	0	2	0	0	0	4	2
<i>Edwardzetes edwardsi</i>	EE	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Eupelops plicatus</i>	EupPli	0	0	3	1	0	0	0	0	1	1	3	2
<i>Furcoribula furcillata</i>	FuFu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fuscozetes setosus</i>	FuSe	0	0	2	0	0	0	13	0	0	0	1	0
<i>Hemileius initialis</i>	HI	1	4	10	0	1	2	1	0	2	2	12	5
<i>Hermannia gibba</i>	HG	0	1	57	3	0	0	9	2	18	1	35	9
<i>Hypochthonius luteus</i>	HyLu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypochthonius rufulus</i>	HypRu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chamobates borealis</i>	ChaB	0	0	0	0	0	0	3	4	3	3	0	0
<i>Chamobates voigtsi</i>	ChaV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Liacarus coracinus</i>	LiCo	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	1	1
<i>Liochthonius alpestris</i>	LioAlp	0	0	1	0	0	0	2	4	0	0	1	0
<i>Liochthonius evansi</i>	LioEva	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Liochthonius hystricinus</i>	LioHys	0	0	2	1	0	0	1	1	0	0	12	0
<i>Liochthonius perfusorius</i>	LioPer	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Liochthonius simplex</i>	LioSim	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Liebstadia longior</i>	LieL	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Liebstadia willmanni</i>	LieW	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Malaconothrus monodactylus</i>	MaMo	0	1	0	9	1	1	0	8	0	3	20	0
<i>Melanozetes meridianus</i>	MeMe	0	0	9	0	1	0	0	38	3	0	4	11
<i>Minunthozetes pseudofusiger</i>	MiPse	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

<i>Mixochthonius pilosetosus</i>	MixPil	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nanhermannia coronata</i>	NC	0	3	56	15	0	0	57	10	13	0	65	17
<i>Neoribates aurantiacus</i>	NeAu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nothrus pratensis</i>	NoP	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nothrus silvestris</i>	NoS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oppiella acuminata</i>	OppAc	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0
<i>Oppiella translamellata</i>	OT	0	0	0	6	0	0	0	2	15	0	0	0
<i>Oppiella falcata</i>	OF	0	2	13	1	0	1	0	0	2	1	3	1
<i>Oppiella loksai</i>	OppLok	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oppiella nova</i>	ON	0	1	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0
<i>Oribatella quadricornuta</i>	OQ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Oribatula tibialis</i>	OrA	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pantelozetes paolii</i>	PaPa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Parachipteria bella</i>	ParBe	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Parachipteria willmanni</i>	ParW	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pilogalumna tenuiclava</i>	PilTen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Platynocheilus peltifer</i>	PIPe	0	5	2	1	0	1	24	11	5	3	1	5
<i>Phauloppia lucorum</i>	PhLuc	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phthiracarus sp.</i>	Ph	0	3	7	6	0	0	6	7	1	0	1	17
<i>Porobelba spinosa</i>	PorSpi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Protoribates capucinus</i>	ProCa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhinoppia subpectinata</i>	RS	1	5	10	2	0	1	0	1	9	1	4	0
<i>Selnickochthonius zelawaiensis</i>	SelZel	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	9	0
<i>Scheloribates laevigatus</i>	SchL	0	2	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0
<i>Steganacarus spinosus</i>	SS	1	4	2	6	0	0	11	8	0	0	2	10
<i>Suctobelba reticulata</i>	SuR	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	2	0
<i>Suctobelba trigona</i>	SuT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Suctobelbella falcata</i>	SuF	1	0	0	0	0	0	0	2	0	3	0	0
<i>Suctobelbella longirostris</i>	SucLon	0	0	1	1	0	0	4	1	0	0	5	0
<i>Suctobelbella palustris</i>	SuP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0
<i>Suctobelbella perforata</i>	SuPe	0	1	9	1	0	0	0	3	2	0	0	0
<i>Suctobelbella sarekensis</i>	SuS	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	1	0
<i>Suctobelbella similis</i>	SuSi	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Suctobelbella subcornigera</i>	SuSu	0	3	2	0	0	0	0	1	27	1	0	0
<i>Suctobelbella subtrigona</i>	SuSub	0	0	0	0	0	0	5	0	5	2	2	0
<i>Tectocepheus velatus velatus</i>	TVV	1	7	31	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trimalaconothrus folveolatus</i>	TriF	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	8	0
<i>Verachthonius laticeps</i>	VerLat	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Quadroppia monstruosa</i>	QuM	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Quadroppia quadricornuta</i>	QuQ	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Zygoribatula exilis</i>	ZyE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

8.3. Systematický přehled nalezených druhů pancířníků

(použitý systém - Weigmann 2006, ekologie - Strenzke 1952, Schuster 1956, Hartenstein 1962, Kunst 1968, Luxton 1972, Giljarov 1975, Seniczak a Stefaniak 1978, Starý 1982, 1990, Schatz 1983, Weigmann 2006)

použité zkratky:

Eur – eurytopní druh

Sil – silvikolní druh

Euh – euryhygričtý druh

Hyg – hygrofilní druh

Mes – mesofilní druh

Tyrf – tyrfofilní druh

Xer – xerofilní druh

Hel – heliofilní druh

Pan – panfytofágní druh

Mak – makrofytofágní druh

Mik – mikrofytofágní druh

Part - partenogenetický druh

S - bisexuální druh

* - označení druhu vzácného pro území

ENARTHRONOTA Grandjean, 1947

nadčeleď: Brachychthonioidea Thor, 1934

čeleď: Brachychthoniidae Thor, 1934

**Brachychthonius pius* Moritz, 1976

Rozšíření: Evropa

Ekologie: Euh, Sil, Mik, Part

Liochthonius alpestris Forsslund, 1958

Rozšíření: Evropa

Ekologie: Hyg, Sil, Mik, Part

Liochthonius evansi Forsslund, 1958

Rozšíření: Palearktická oblast

Ekologie: Hyg, Sil, Mik, Part

Liochthonius hystricinus (Forsslund 1942)

Rozšíření: Holarktická oblast

Ekologie: Hyg, Sil, Mik, Part

Liochthonius perfusorius Moritz, 1976

Rozšíření: Evropa

Ekologie: Hyg, Sil, Mik, Part

Liochthonius simplex (Forsslund 1942)

Rozšíření: Holarttická oblast

Ekologie: Mes, Sil, Mik, Part

Sellnickochthonius zelawaiensis (Sellnick 1928)

Rozšíření: Holarttická oblast

Ekologie: Hyg, Sil, Mik, Part

Mixochthonius pilosetosus (Forsslund 1942)

Rozšíření: Holarttická oblast

Ekologie: Hyg, Sil, Mik, Part

Verachthonius laticeps (Strenzke 1951)

Rozšíření: Palearktická oblast

Ekologie: Hyg, Sil, Mik, Part

nadčeleď: Hypochthonioidea Berlese, 1910

čeleď: Hypochthoniidae Berlese, 1910

Hypochthonius luteus Oudemans, 1917

Rozšíření: Palearktická oblast

Ekologie: Xer, Sil, Mik, Part

Hypochthonius rufulus C.L.Koch, 1835

Rozšíření: Holarttická oblast

Ekologie: Hyg, Eur, Mik, Part

EUPTYCTIMA Grandjean, 1967

nadčeleď: Phthiracaroidea Perty, 1841

čeleď: Phthiracaridae Perty, 1841

Atropacarus (Atropacarus) striculus (C.L.Koch 1836)

Rozšíření: Holarttická oblast

Ekologie: Euh, Eur, Mak, -

Phthiracarus sp.

Steganacarus (Steganacarus) spinosus (Sellnick, 1920)

Rozšíření: Evropa

Ekologie: Euh, Sil, Mak, -

nadčeleď: Malaconothroidea Berlese, 1916

čeleď: Malaconothridae Berlese, 1916

Malaconothrus monodactylus (Michael 1888)

Rozšíření: Holartická oblast

Ekologie: Hyg, Sil, Pan, Part

Synonyma: *Malaconothrus gracilis* van der Hammen, 1952

Trimalaconothrus foveolatus Willmann, 1931

Rozšíření: Holartická oblast

Ekologie: Hyg, Tyrf, Pan, Part

nadčeleď: Crotonioidea Thorell, 1876

čeleď: Nothridae Berlese, 1896

Nothrus pratensis Sellnick, 1928

Rozšíření: Holartická oblast

Ekologie: Hyg, Tyrf, Pan, Part

Nothrus silvestris Nicolet, 1855

Rozšíření: semikosmopolitní

Ekologie: Euh, Eur, Pan, Part

čeleď: Camisiidae Oudemans, 1900

Camisia spinifer (C.L.Koch 1835)

Rozšíření: semikosmopolitní

Ekologie: Euh, Sil, Pan, -

Platynothrus peltifer (C.L.Koch 1839)

Rozšíření: kosmopolitní

Ekologie: Hyg, Eur, Pan, Part

nadčeleď: Nanhermannioidea Sellnick, 1928

čeleď: Nanhermanniidae Sellnick, 1928

Nanhermannia coronata Berlese, 1913

Rozšíření: Holartická oblast

Ekologie: Hyg, Sil, Pan, S

nadčeled': Hermannioidea Sellnick, 1928

čeled': Hermannidae Sellnick, 1928

Hermannia gibba (C.L.Koch 1839)

Rozšíření: Holarktická oblast

Ekologie: Euh, Sil, Pan, S

CIRCUMDEHISCENTIAE Grandjean, 1954

nadčeled': Damaeioidea Berlese, 1896

čeled': Damaeidae Berlese, 1896

Damaeus gracilipes (Kulczynski 1902)

Rozšíření: Evropa

Ekologie: Xer, Sil, Mik, -

Belba bartosi Winkler, 1956

Rozšíření: Evropa

Ekologie: Euh, Sil, Mik, -

Synonyma: *Belba pseudocorynopus* (Märkell et Meyer 1960)

Belba compta (Kulczynski 1902)

Rozšíření: severní a střední Evropa

Ekologie: Mes, Sil, Mik, -

**Caenobelba montana* (Kulczynski 1902)

Rozšíření: střední Evropa

Ekologie: Mes, Sil, Mik, -

Porobelba spinosa (Sellnick 1920)

Rozšíření: Palearktická oblast

Ekologie: Mes, Sil, Mik, S

nadčeled': Caleremaeoidea Grandjean, 1965

čeled': Caleremaeidae Grandjean, 1965

Caleremaeus monilipes (Michael 1882)

Rozšíření: Palearktická oblast

Ekologie: Euh, Sil, Pan, -

nadčeleď: Gustavioidea Oudemans, 1900

čeleď: Astegistidae Balogh, 1961

Furcoribula furcillata (Nordenskiöld 1901)

Rozšíření: Holartická oblast

Ekologie: Hyg, Sil, Pan, -

čeleď: Liacaridae Sellnick, 1928

Adoristes ovatus (C.L.Koch 1839)

Rozšíření: Holartická oblast

Ekologie: Euh, Sil, Mak, -

Liacarus coracinus (C.L.Koch 1841)

Rozšíření: Paleartická oblast

Ekologie: Euh, Eur, Pan, S

čeleď: Peloppiidae Balogh, 1943

Ceratoppia quadridentata (Haller 1882)

Rozšíření: Holartická oblast

Ekologie: Euh, Eur, Mik, -

Ceratoppia sexpilosa Willmann, 1938

Rozšíření: Holartická oblast

Ekologie: Hyg, Tyrf, Mik, -

nadčeleď: Carabodoidea C. L. Koch, 1843

čeleď: Carabodidae C. L. Koch, 1843

Carabodes labyrinthicus (Michael 1879)

Rozšíření: Holartická oblast

Ekologie: Xer, Eur, Mak, S

Carabodes marginatus (Michael 1884)

Rozšíření: Evropa

Ekologie: Euh, Sil, Pan, S

Carabodes ornatus Štorkán, 1925

Rozšíření: Paleartická oblast

Ekologie: Euh, Sil, Pan, S

Carabodes rugosior Berlese, 1916

Rozšíření: Holarktická oblast

Ekologie: Euh, Sil, Mak, S

nadčeleď: Tectocepheoidea Grandjean, 1954

čeleď: Tectocepheidae Grandjean, 1954

Tectocepheus velatus (Michael 1880)

Rozšíření: kosmopolitní

Ekologie: Euh, Eur, Mik, Part

nadčeleď: Oppioidea Grandjean, 1951

čeleď: Quadroppiidae Balogh, 1983

Quadroppia monstrosa Hammer, 1979

Rozšíření: Palearktická oblast

Ekologie: Euh, Eur, Pan, -

Synonymy: Quadroppia paolii Woas, 1986

Quadroppia quadricarinata (Michael 1885)

Rozšíření: kosmopolitní

Ekologie: Euh, Eur, Pan, -

čeleď: Oppiidae Grandjean, 1951

Dissorhina ornata (Oudemans 1900)

Rozšíření: Holarktická oblast

Ekologie: Euh, Eur, Pan, S

Berniniella bicarinata (Paoli 1908)

Rozšíření: Palearktická oblast

Ekologie: Euh, Eur, Pan, -

Berniniella sigma (Strenzke 1951)

Rozšíření: Palearktická oblast

Ekologie: Hyg, Sil, Mik, -

Oppiella (Oppiella) acuminata (Strenzke 1951)

Rozšíření: Evropa

Ekologie: Mes, Sil, Pan, -

Oppiella (Oppiella) falcata (Paoli 1908)

Rozšíření: Evropa

Ekologie: Mes, Sil, Pan, S

Oppiella (Oppiella) nova (Oudemans 1902)

Rozšíření: kosmopolitní

Ekologie: Euh, Eur, Mik, Part

**Oppiella (Moritzoppia) translamellata* (Willmann 1923)

Rozšíření: Holartická oblast

Ekologie: Hyg, Sil, Pan, -

**Oppiella (Rhinoppia) loksai* (Schalk 1966)

Rozšíření: střední a východní Evropa

Ekologie: Xer, Sil, Pan, -

Rhinoppia (Rhinoppia) subpectinata (Oudemans 1900)

Rozšíření: Holartická oblast

Ekologie: Euh, Eur, Pan, S

čeled': Suctobelbidae Jacot, 1938

**Suctobelba reticulata* Moritz, 1970

Rozšíření: Evropa

Ekologie: Hyg, Sil, Mik, -

Suctobelba trigona (Michael 1888)

Rozšíření: Paleartická oblast

Ekologie: Hyg, Eur, Mik, Part

Suctobelbella falcata (Forsslund 1941)

Rozšíření: kosmopolitní

Ekologie: Hyg, Sil, Mik, -

Suctobelbella longirostris (Forsslund 1941)

Rozšíření: Holartická oblast

Ekologie: Hyg, Sil, Mik, -

Suctobelbella palustris (Forsslund 1953)

Rozšíření: Holartická oblast

Ekologie: Hyg, Sil, Mik, -

**Suctobelbella perforata* (Strenzke 1950)

Rozšíření: Palearktická oblast

Ekologie: Hyg, Sil, Mik, -

Suctobelbella sarekensis (Forsslund 1941)

Rozšíření: Holarktická oblast

Ekologie: Euh, Eur, Mik, -

Suctobelbella similis (Forsslund 1941)

Rozšíření: Evropa

Ekologie: Hyg, Sil, Mik, -

Suctobelbella subcornigera (Forsslund 1941)

Rozšíření: semikosmopolitní

Ekologie: Euh, Eur, Mik, -

Suctobelbella subtrigona (Oudemans 1916)

Rozšíření: semikosmopolitní

Ekologie: Euh, Eur, Mik, -

čeleď: Autognetidae Grandjean, 1960

Autogneta longilamellata (Michael, 1885)

Rozšíření: Holarktická oblast

Ekologie: Euh, Xer, - , -

čeleď: Thyrisomidae Grandjean, 1954

Pantelozetes paolii (Oudemans 1913)

Rozšíření: Holarktická oblast

Ekologie: Euh, Eur, Pan, -

PORONOTA Grandjean, 1954

nadčeleď: Phenopeloidea Petrunkevich, 1955

čeleď: Phenopelopidae Petrunkevich, 1955

Eupelops plicatus (C.L. Koch 1836)

Rozšíření: Holarktická oblast

Ekologie: Euh, Sil, Mik, -

nadčeleď: Achipterioidea Thor, 1929

čeleď: Achipteriidae Thor, 1929

Achipteria coleoptrata (Linnaeus 1758)

Rozšíření: Holarktická oblast

Ekologie: Euh, Hel, Pan, S

**Parachipteria bella* (Sellnick, 1928)

Rozšíření: Holarktická oblast

Ekologie: Hyg, Sil, Pan, -

Výskyt v Čechách: 29a

Parachipteria willmanni van der Hammen, 1952

Rozšíření: Holarktická oblast

Ekologie: Hyg, Sil, Pan, -

nadčeleď: Oribatelloidea Jacot, 1925

čeleď: Oribatellidae Jacot, 1925

Oribatella quadricornuta (Michael 1880)

Rozšíření: Holarktická oblast

Ekologie: Euh, Sil, Pan, -

nadčeleď: Galumnoidea Jacot, 1925

čeleď: Galumnidae Jacot, 1925

Pilogalumna tenuiclava (Berlese 1908)

Rozšíření: Holarktická oblast

Ekologie: Hyg, Sil, Pan, -

nadčeleď: Ceratozetoidea Jacot, 1925

čeleď: Ceratozetidae Jacot, 1925

Edwarzetes edwardsii (Nicolet 1855)

Rozšíření: Palearktická oblast

Ekologie: Euh, Eur, Pan, -

Fuscozetes setosus (C.L. Koch 1839)

Rozšíření: Holarktická oblast

Ekologie: Euh, Eur, Pan, -

Melanozetes meridianus Sellnick, 1928

Rozšíření: Holarktická oblast

Ekologie: Euh, Sil, Pan, -

čeleď: Chamobatidae Grandjean, 1954

Chamobates borealis (Trägårdh 1902)

Rozšíření: Holarktická oblast

Ekologie: Euh, Sil, Mik, S

Chamobates spinosus Sellnick, 1928

Rozšíření: Evropa

Ekologie: Sil, Euh, Mik, -

Chamobates voigtsi (Oudemans 1902)

Rozšíření: Palearktická oblast

Ekologie: Euh, Sil, Mik, -

čeleď: Mycobatidae Grandjean, 1954

Minunthozetes pseudofusiger (Schweizer 1922)

Rozšíření: Palearktická oblast

Ekologie: Xer, Sil, Pan, -

nadčeleď: Oripodoidea Jacot, 1925

čeleď: Haplozetidae Grandjean, 1936

**Protoribates capucinus* Berlese, 1908

Rozšíření: semikosmopolitní

Ekologie: Mes, Eur, Pan, -

čeleď: Parakalummidae Grandjean, 1936

**Neoribates aurantiacus* (Oudemans 1914)

Rozšíření: Holarktická oblast

Ekologie: Mes, Sil, Pan, -

čeled': Scheloribatidae Grandjean, 1933

Hemileius initialis (Berlese 1908)

Rozšíření: Palearktická oblast

Ekologie: Mes, Eur, Pan, S

Liebstadia longior (Berlese 1908)

Rozšíření: Palearktická oblast

Ekologie: Xer, Sil, Pan, -

**Liebstadia willmanni* Miko et Weigmann, 1996

Rozšíření: střední Evropa

Ekologie: Xer, Sil, Pan, -

Scheloribates laevigatus (C.L. Koch 1835)

Rozšíření: Holarktická oblast

Ekologie: Euh, Eur, Pan, -

čeled': Oribatulidae Thor, 1929

Phauloppia lucorum (C.L. Koch 1841)

Rozšíření: Palearktická oblast

Ekologie: Xer, Sil, Mak, -

Oribatula tibialis (Nicolet 1855)

Rozšíření: Holarktická oblast

Ekologie: Mes, Eur, Pan, -

Zygoribatula exilis (Nicolet 1855)

Rozšíření: Holarktická oblast

Ekologie: Xer, Hel, Mik, -