

Univerzita Palackého v Olomouci
Přírodovědecká fakulta
Katedra ekologie a životního prostředí



KTERÝ ZPŮSOB MANAGEMENTU POLOMU VYHOVUJE STONOŽKÁM?

Miroslav Vaverka

Bakalářská práce
předložená
na Katedře ekologie a životního prostředí
Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků
na získání titulu Bc. v oboru
Ekologie a ochrana životního prostředí

Vedoucí práce: doc. RNDr. Mgr. Ivan H. Tuf, Ph.D.

Olomouc 2020

Vaverka M. 2020. Který způsob managementu polomu vyhovuje stonožkám? [bakalářská práce]. Olomouc: Katedra ekologie a ŽP PřF UP v Olomouci. 35 s. 2 přílohy. Česky.

Abstrakt:

Větrné disturbance hrají významnou roli ve vývojovém cyklu horského smrkového lesa. Plošné odstranění zapojeného korunového patra otevírá prostor pro nová společenstva a společně s lýkožroutem smrkovým je podle posledních studií klíčovým prvkem obnovy horské smrčiny. Větrné disturbance však ovlivňují i hospodářské smrkové lesy, kde je většinou tendence padlé dřevo zpracovat pro ekonomický zisk a jako prevenci vůči požárům a kůrovcové kalamitě. Takový zásah vichřice má přirozený dopad i na půdní faunu. Tato práce se zabývá dopadem vichřice na společenstva stonožek ve Vysokých a Západních Tatrách a snaží se zodpovědět otázku, jaký následný management polomu ve smrkovém lese stonožkám více vyhovuje. Pro odběry byly stanoveny referenční plochy a plochy s odlišným managementem polomu, které byli primárně sledovány mezi roky 2007 až 2009. Pro odběr materiálu byly použity půdní vzorky, pro sledování epigeické aktivity stonožek byly na lokalitách umístěny padací zemní pasti. Celkově bylo determinováno 2535 jedinců, zaznamenáno bylo 14 druhů. Ze získaných dat lze usoudit, že bezzásahový management měl 5 let po vichřici pozitivnější vliv na abundance stonožek oproti asanačnímu managementu na sledovaných plochách.

Klíčová slova: disturbance, vichřice, polom, smrk, Chilopoda, Tatry

Vaverka M. (2020): Which windthrow management is suitable for centipedes? [bachelor's thesis]. Olomouc: Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacky University of Olomouc. 35 pp. 2 Appendices. In Czech.

Abstract:

Wind disturbances play an important role in the development cycle of mountain spruce forest. Complete removal of the tree canopy open space for new communities and together with spruce bark beetle, according to the current studies, are a key element in development cycle of mountain spruce forest. However, windstorms also affect economic spruce forests, where is usually a tendency to remove fallen timber for economic gain and for the prevention of fire and bark beetle calamity. Naturally, windthrow has an important impact on the soil fauna. This work deals with impact of windstorm on centipede communities in High and West Tatra Mts. with an interest to explain, which windthrow management in spruce forest is more suitable for centipedes. Reference areas and areas with different management were established for the sampling primarily in the years 2007 to 2009. Heat extraction of soil samples was used for evaluation of abundances and pitfall traps for evaluation of epigeic activity of centipedes. Totally, 2535 individuals of 14 species were identified. The collected data can be partially concluded that non-intervention management had positive influence on the abundance of centipedes 5 years after the windstorm, compared with timber-removed stands.

Key words: disturbance, windstorm, windthrow, Norway spruce, Chilopoda, Tatras

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracoval samostatně pod vedením doc. Ivana H. Tufa a jen s použitím citovaných literárních pramenů.

V Olomouci, 4. ledna 2020

Obsah

Seznam tabulek	viii
Seznam obrázků	ix
Poděkování	x
1 Úvod	1
1.1 Horské smrčiny v Tatrách	1
1.2 Disturbance v ekosystému horských smrčin	1
1.3 Větrné disturbance v Tatrách	2
1.4 Vliv větrných disturbancí na půdní faunu	3
1.5 Stonožky jako modelová skupina	5
1.6 Vliv disturbancí na společenstva stonožek	6
2 Cíle práce	7
3 Materiál a metody	8
3.1 Sběr materiálu	8
3.2 Determinace	9
3.3 Lokality	9
3.4 Chemické a fyzikální parametry lokalit	14
3.5 Analýza dat	15
4 Výsledky	16
4.1 Základní charakteristika a celkový přehled získaného materiálu	16
4.2 Hodnocení distribuce stonožek	18
4.2.1 Společná analýza pro materiál získaný z padacích zemních pastí a z půdních vzorků	18
4.2.2 Hodnocení vybraných signifikantních fyzikálních faktorů pro jednotlivé druhy stonožek	19
4.2.3 Analýza distribuce stonožek získaných v materiálu ze zemních pastí ..	20
4.2.4 Analýza distribuce stonožek získaných v materiálu z půdních vzorků ..	21
4.3 Analýza abundancí stonožek na lokalitách	22
4.3.1 Analýza abundancí stonožek chycených do zemních pastí na lokalitách v Západních Tatrách	22
4.3.2 Analýza abundancí stonožek v materiálu z půdních vzorků odebraných v Západních Tatrách	22
4.3.3 Analýza abundancí stonožek v materiálu z půdních vzorků odebraných ve Vysokých Tatrách	23

5	Diskuse	24
5.1	Dopad vichřice na společenstva stonožek	24
5.2	Fyzikální a chemické parametry ploch a jejich vliv na distribuce stonožek	26
5.3	Dopad lesnického managementu na společenstva stonožek	27
6	Závěr	30
7	Literatura	31
8	Přílohy	

Seznam tabulek

Tabulka 1: Chemické parametry lokalit ve Vysokých a Západních Tatrách	14
Tabulka 2: Celkový přehled chycených stonožek ze všech vzorků.....	16
Tabulka 3: Celkové počty jedinců stonožek odchycených během jednotlivých let na lokalitách v Západních a Vysokých Tatrách.....	16
Tabulka 4: Celkové procentuální zastoupení stonožek na lokalitách	17
Tabulka 5: Abundance stonožek (ind./m ²) v jednotlivých odběrech půdních vzorků na všech lokalitách	17
Tabulka 6: Počty jedinců stonožek chycených do padacích zemních pastí v jednotlivé termíny odběru.....	18

Seznam obrázků

Obrázek 1: Poloha studijních ploch v Západních Tatrách (TDZ, TDK, TDP, TDO) a v podhůří Vysokých Tater (SM, DD, ZR, JA).....	10
Obrázek 2: Fotky jednotlivých studovaných ploch v Západních Tatrách.....	12
Obrázek 3: Fotky jednotlivých studovaných ploch ve Vysokých Tatrách.....	13
Obrázek 4: Biplot celkové distribuce stonožek s ohledem na management porostu a environmentální faktory.....	19
Obrázek 5: Generalizované lineární modely predikující početnosti stonožek v závislosti na a) tloušťce vrstvy organického opadu a b) tloušťce půdy.....	20
Obrázek 6: Biploty distribuce stonožek získaných ze zemních pastí: a) vliv fyzikálních environmentálních proměnných a b) vliv spíše chemických parametrů půd.....	20
Obrázek 7: Biploty distribuce stonožek získaných z půdních vzorků: a) vliv fyzikálních environmentálních proměnných a b) vliv spíše chemických parametrů půd.....	21
Obrázek 8: Epigeická aktivita stonožek na plochách v Západních Tatrách.....	22
Obrázek 9: Abundance stonožek získaných z půdních vzorků na lokalitách v Západních Tatrách.....	22
Obrázek 10. Abundance stonožek získaných z půdních vzorků na lokalitách ve Vysokých Tatrách.....	23

Poděkování

Na tomto místě bych chtěl poděkovat mému vedoucímu práce doc. Ivanu H. Tufovi, který mi trpělivě poskytoval cenné rady a odbornou konzultaci, pomohl mi při určování stonožek a statisticky zpracoval determinovaný materiál. Velké poděkování patří i RNDr. Karlu Tajovskému, CSc., za poskytnutí dat a materiálu a také za možnost nejen sledované lokality v Tatrách navštívit. Děkuji také svým rodičům za bezmeznou podporu v mém poněkud zdlouhavém studiu.

1 Úvod

1.1 Horské smrčiny v Tatrách

Smrk ztepilý (*Picea abies*) je po buku lesním (*Fagus sylvatica*) druhý nejvíce převládající druh stromu na Slovensku a roste celkem na 17% území celostátních lesů (Moravčík 2007). Jeho přirozený výskyt je hlavně ve vyšších polohách, od nadmořské výšky kolem 900 m, kde tvoří smíšené lesní porosty. Od 1050 do 1350 m n.m. pak smrk zcela dominuje a vytváří horské smrčiny. Tyto porosty jsou podle českého Ústavu pro hospodářskou úpravu lesů označovány jako 8. lesní vegetační stupeň (Mezera et al. 1956). Klíčové jsou také teplotní poměry na lokalitách, v 8.LVS je průměrná teplota 2,5 – 4,0 °C. V nejvyšších částech tohoto stupně se u horské smrčiny vytváří horní hranice lesa, začínají se tvořit více hloučkovité porosty smrku a objevuje se borovice kleč (*Pinus mugo*).

Smrk roste po celém území Slovenska, kde je hojně využíván pro hospodářské účely. V poslední době však kondice smrkových lesů spíše klesá, zejména díky útokům lýkožrouta smrkového a jeho vysokým početním stavům a kvůli patogenním houbám. Významnou roli ve ztrátě vitality smrkových porostů má také klimatická změna a její dopady, například větší sucho a extrémní výkyvy počasí (Renčo a Čerevková 2017).

Vznik horských smrčin v Západních Karpatech lze datovat do staršího holocénu, kdy byla zalesněna většina krajiny a nejspíš docházelo i k posouvání horní hranice lesa do vyšších poloh (Rybníček a Rybníčková 2008). Během holocénu se druhy běžně rozšířené na konci doby ledové stahovaly za optimálními podmínkami do vyšších nadmořských výšek, kde vytvořily refugia. Není zatím ale zcela jisté, kde se taková refugia smrku nacházela v rámci Tater (Jamrichová et al. 2017). V mladším holocénu začal horské smrčiny ovlivňovat i člověk svým hospodařením. Pomocí paleobotanických metod zkoumala dynamiku disturbancí smrkových porostů ve Vysokých tatrách i Beranová (2018), výsledky prokázaly dlouhodobou přítomnost smrku ve Vysokých Tatrách kolem Tatranské Lomnice, ale i výrazný podíl buku a jedle.

1.2 Disturbance v ekosystému horských smrčin

Horský smrkový les, kterému se má práce věnuje ve vztahu ke společenstvu stonožek, bývá kromě antropogenního vlivu ovlivňován třemi nejčastějšími typy přírodních disturbancí. Jsou jimi lesní požáry, invaze lýkožrouta smrkového (*Ips typhographus*, Linnaeus 1758) a vichřice (Šoltés et al. 2010). Obecně platí, že disturbance ovlivňuje společenstvo svou frekvencí a intenzitou (Turner et al. 1998). Malé disturbance mají v rámci Západních Karpat častější výskyt, než disturbance většího rázu (Janda et al. 2017).

Lesní požáry lze považovat svým vlivem za nejmenšího disturbančního činitele u horských smrčin střední Evropy, obecně je zakládání ohně v lese je zákonem zakázáno

(naprostá většina horských tatranských porostů navíc leží na území národního parku). Oheň se ve vlhkém horském smrkovém lese špatně šíří i po zapálení bleskem (Škvarenina et.al. 2009).

Zbývající dvě disturbance, výrazně ovlivňující smrkové porosty, tedy větrné kalamity a přemnožení kůrovce, jsou do velké míry spolu spjaté. Lýkožrout smrkový se v horském smrkovém lese vyskytuje přirozeně v nízkých abundancích a napadá jen oslabené stromy, neschopné se mu dostatečně bránit (Wermelinger 2004). Situace se ovšem výrazně změní po výraznějších větrných kalamitách, kdy se kůrovci naskytne dostatek potravy a je schopen expandovat z polomových ploch i na větrem nepoškozené porosty v blízkém okolí.

Podle posledních prací, věnujících se problematice horských smrčín v Šumavě, se v 8.LVS neuplatňuje gapová teorie ani velký či malý cyklus lesa v pravém slova smyslu, ale mají přirozený vývoj charakteristický právě velkoplošným rozpadem stromového patra spojeným se synchronizací obnovy na velkých plochách. Dynamika těchto lesů je specifická i dominancí smrku jako pionýrského druhu při obnově stromového patra (Kindlmann et.al. 2012). Lýkožrout smrkový (*I.typhographus*) je v těchto studiích považován za klíčový druh řídící dynamiku porostu, díky své gradaci a vzniku rozsáhlých kalamit, často navazujících na větrné disturbance (Matějka 2012).

Smrk je v těchto lesích naprosto dominantní dřevinou a na polomových plochách, ponechaných přirozenému vývoji, má i funkci pionýrského druhu. Mladé smrky jsou schopny přežívat mnoho let v zástínu zapojených porostů a při uvolnění světelné niky nastartovat svůj růst. Smrkové semenáčky využívají mikroklimatické diverzity v heterogenním polomu, zástínu padlých kmenů i živin z rozkládajícího se dřeva a jsou méně požírány spárkatou zvěří díky špatné průchodnosti polomových ploch (Jonášová 2013). Typicky pak vzniká věkově i výškově heterogenní smrkový les s hloučkovitým uspořádáním jednotlivých skupin smrků.

1.3 Větrné disturbance v Tatrách

Frekvence velkých větrných disturbancí ve smrkových lesích vyšších poloh nebývá častá, dokladem toho mohou být záznamy větrných kalamit z minulosti. Ty jsou v Tatrách sledovány od roku 1915, nejstarší písemně doložené zmínky jsou z roku 1889. Následující seznam větrných kalamit na území Tatranského národního parku jsem získal z práce Ďuračky (2008) a pro nedostatečné údaje uvádím pouze objemy dřeva zpracovaného po jednotlivých událostech. Často se na celkovém objemu odklizeného dřeva podílela i následná kůrovcová kalamita, kterou v minulosti nebylo možné zpracovat tak rychle jako v dnešní době, díky modernizaci asanačních lesnických technik.

Větrné živelné pohromy jsou písemně zdokumentovány ve Vysokých Tatrách od roku 1915:

- 18. listopad 1915: 400 000 m³
- 3. – 6. srpen 1925: 150 000 m³
- 1. – 3. září 1941: 320 000 m³
- 24. – 25. listopad 1964: 140 000 m³
- 6. – 7. květen 1968: 130 000 m³
- 2. – 3. listopad 1981: 295 000 m³
- 2002: 115 000 m³
- 19. listopad 2004: 3 000 000 m³

V odpoledních hodinách 19. listopadu roku 2004 udeřila vichřice na jižní straně Vysokých Tater a na přilehlé oblasti. Na některých místech při horní hranici lesa dosahoval vítr rychlosti až 230 km/h. Během 3 hodin bylo poškozeno nebo zcela zničeno až 14 000 hektarů smrkového lesa o objemu přibližně 2 921 000 m³ dřeva. Poškozená plocha byla zhruba 50 km dlouhá a 2,5 -5 km široká (Ďuračka 2008). Hlavní příčinou tak mohutné disturbance byl padavý studený vítr označovaný jako „tatranská bóra“, který se v pohoří Tater často vyskytuje. Podstatnou roli ve velikosti disturbance krom stárí smrkových porostů hrálo i to, že smrk má mělký kořenový systém a je často vyvracen i s kořeny, nebo jsou stromy lámány v různé výšce podle zapojení a stárí porostu (Zielonka et al. 2009). Navíc vichřice předcházely dlouhotrvající deště a podzoly a mělké oglejené půdy neposkytovaly smrkům dostatečnou podporu (Plesník 1971; Ďuračka 2008).

Smrkové stejnověké monokultury jsou běžně veřejností vnímány jako „přirozený les“ a rozsáhlé větrné disturbance s následným přemnožením kůrovce jsou pak často vykládány jako katastrofy, proti kterým je třeba i na území národního parku bojovat. Velkou roli pak můžou hrát i ekonomické zájmy vlastníků nebo správců lesů. Na většině území Tatranského národního parku byl i přes doporučení Evropské komise pro životní prostředí zvolen asanační management, zejména kvůli riziku požárů a riziku rozšíření kůrovce.

Jednou z mála lokalit v rámci TANAP, kde byl většinou uplatněn bezzásahový management, byly Národní přírodní rezervace Tichá dolina a NPR Kôprovská dolina v Západních Tatrách. O těžbu v těchto lokalitách se vedly jedny z největších sporů v ochraně přírody na Slovensku až do roku 2011, kdy bylo rozhodnuto, že na zbytku rezervací bude zvolen bezzásahový management. V NPR Tichá dolina byla odebírána většina materiálu stonožek pro mou studii.

1.4 Vliv větrných distrubancí na půdní faunu

Disturbance je důležitou silou, měnící kompozici a strukturu společenstev ve většině ekosystémů. Různá povaha distrubancí a jejich dopady, jako jsou síla, frekvence nebo závažnost, mají podstatný vliv na vlastnosti a procesy v ekosystémech. Porozumění těmto disturbančním mechanismům je důležité pro vysvětlení aktuálního stavu ekosystémů a pro vyhodnocení vhodných postupů v managementu, vedoucímu k znovuobnovení přirozeného stavu daných ekosystémů, stejně tak jako predikce ekosystémových změn při distrubancích v budoucnu (Jonhstone a Stuart 2006). Větrná disturbance je považována za přirozenou hnací sílu v dynamice lesních ekosystémů, protože zásadně ovlivňuje jejich strukturu, zdroje i mikroklima (Wermelinger et al. 2003).

Hlavním důsledkem takové změny struktury je odstranění stromového patra a depozice poškozených stromů na povrchu půdy. V případě lidského zásahu pak často dochází ke kompletnímu odstranění tohoto materiálu z prostředí (Leśniewska a Skwierczyński 2018). Při přirozeném vývoji pak dekompozice nahromaděného materiálu může po mnoho let zvyšovat množství živin v půdě. Ležící kmeny stromů a jejich vývraty i s kořeny, odhalující půdu, vedou k výrazné heterogenitě prostředí a dávají prostor pro primární i sekundární sukcesi (Coyle et al. 2017). Důsledkem je i snížení vlhkosti a větší teplotní výkyvy v pozměněném lesním ekosystému bez korunového zápoje (Ulanova 2000). Tyto změny mají výrazný dopad na celou řadu společenstev fauny i flóry, adaptovaných na stabilní lesní prostředí a v neposlední řadě mají signifikantní vliv i na výskyt a distribuci půdních organismů, které mohou migrovat v půdním prostředí pouze omezeně (Pickett and White 1985; Pontailier et al. 1997, Chapin et al. 2002). Důsledkem polomů je formace nových mikrohabitatů, které vedou ke zvyšování i snižování výskytu mnoha druhů bezobratlých (Bouget a Duelli 2004; Lindhe a Lindelow 2004). To vede i ke změnám ve společenstvech půdních organismů, které hrají v ekosystémových procesech významnou roli, například v ovlivnění kvalit půdy a dostupnosti živin (Coyle et al. 2017), stejně tak v důsledku i k ovlivnění trofické struktury. Půdní fauna je pak obecně vhodnou modelovou skupinou i pro sledování dopadu antropogenních distrubancí, díky rychlé reakci na změny prostředí (Antunes et al. 2012).

Větrné disturbance mají výrazný dopad na půdní makrofaunu, kromě výrazné změny habitatu a mikroklimatu mohou ovlivnit potravní řetězce u půdních společenstev. Stonožky pak mohou být v rámci půdní makrofauny vhodnou bioindikační skupinou při sledování změn prostředí, jako predátoři jsou závislé na dostupnosti potravy v podobě menších půdních organismů, mají většinou vysokou abundanci a jejich společenstva jsou v rámci různých ekosystémů dosti odlišná. Také je relativně dost informací o jejich ekologii a taxonomicky jsou v rámci střední Evropy dostatečně prozkoumanou skupinou (Grgič a Kos 2003).

1.5 Stonožky jako modelová skupina

Stonožkovci (Myriapoda) jsou jedním z podkmenů členovců. Podkmen obsahuje 4 třídy, stonožky (Chilopoda), mnohonožky (Diplopoda), drobnušky (Pauropoda) a stonoženky (Symphyla). Stonožky se dělí na řády Geophilomorpha, Scolopendromorpha, Lithobiomorpha, Scutigermomorpha a Craterostigmomorpha, kromě posledního jsou všechny řády zastoupeny na území Evropy.

Stonožky jsou bilaterálně souměrné a mají metamerní segmentaci. Každý segment nese jeden pár končetin. První pár končetin je přeměněn v kusadlové nožky s jedovou žlázou. Povrch těla je kryt kutikulou, která je ve vývoji pravidelně svlékána. Stonožky jsou nevybíraví predátoři, vyhýbají se pouze kořisti schopné se pasivně bránit chemickými sekrety nebo se silně sklerotizovanou kutikulou (Lewis 1981). Stonožky mají většinou negativní fototaxi, informace z okolí získávají pomocí tykadel, nebo očí, které jsou u různých čeledí různě vyvinuty podle ekologických preferencí.

Na světě je evidováno 3150 druhů stonožek (Minelli 2011). Předpokládaný celkový počet druhů je ale mnohem vyšší (Adis a Harvey 2000). Záznamy stonožek chybí pouze z Antarktidy, západní saharské Afriky a několika amerických a asijských ostrovů, nejspíše kvůli nedostatečnému výzkumu daných oblastí. Maximální diverzita stonožek je v Severní Americe a v jižní Evropě, kde je fauna stonožek nejbohatší od Kavkazu po východní Středozeří. V Evropě a Asii převládá řád Lithobiomorpha a Geophilomorpha (Bonato a Zapparoli 2011). Stonožky obývají širokou škálu biotopů, od pobřeží až po vysokohorské oblasti. Nevyhýbají se ani antropogenním stanovištím nebo jeskyním, kde je množství druhů s vysokou adaptací na tyto podmínky, například troglobiotický druh *Geophilus hadesi* (Stoev et al. 2015). V jižní Evropě jsou v jeskyních nejvíce početní zástupci různočlenek (Lewis 1981).

Stonožky jsou spíše kryptozoické organismy, epigeičtí zástupci se na lov vydávají v noci a během dne jsou ukryti pod kameny či ve svrchní organické vrstvě půdy (Voigtländer 2011). Mezi ně patří většina zástupců Lithobiomorpha a Scolopendromorpha, stejnočlenky jsou ale schopné vytvářet i systémy nor (Manton 1977). Strašníci (Scutigermomorpha) jsou nejvíce adaptovaní na rychlý pohyb a loví v noci spíše na otevřených plochách. Jediným zástupcem toho řádu na Slovensku je strašník dalmatský (*Scutigera coleoptrata*, Linnaeus 1758), který je často nalézán na antropogenních stanovištích. Zemivky jsou oproti těmto řádům adaptované spíše na život v hlubších vrstvách půdy, kde si vytvářejí chodbičky, nebo využívají systémů chodeb jiných živočichů. Mají většinou velmi protáhlé tělo a velký počet článků.

Různočlenky mají pouze 15 párů nohou, často otrněných v maximálním počtu tří trnů na každé pozici. Čtrnáctý a patnáctý pár nohou je prodloužený a často u samců nese charakteristické struktury. Typickým znakem Lithobiomorpha je velikostní heteronomie tergítů, přičemž sedmý a osmý tergít jsou podobně velké (Barber 2008). Tykadla mají 18 a více článků,

u jejich základny je umístěn Tömösváryho orgán s dosud nevyjasněnou funkcí. Různočlenky mají až 30 ocelli. Zbarvení různočlenek, v angličtině označovaných jako „stone centipedes“, je většinou v odstínech hnědé. Velikostně jsou zástupci této čeledi v Evropě variabilní, v adultu mají od 5 do 35 milimetrů, občas i více. Celkově je na světě okolo 1100 známých druhů rozdělených do 10 čeledí. Dospělosti dosahují po několika svlékáních, kdy během každé fáze vývoje postupně roste počet nohou, ocelli, zubů na coxosternitu, coxálních porů atd. (Barber 2008).

Zemivky mají od 27 do 191 párů nohou, u evropských zástupců pak maximálně 101 párů nohou. Tento počet je variabilní i v rámci druhů a pohlaví (Barber 2008). Tělní tergity jsou homonomní. Geophilomorpha mají dlouhé tělo a oproti ostatním řádům jsou „pomalejší“, což je spjato s jejich spíše podzemním životem, na který jsou adaptované. V angličtině jsou označovány jako „wireworms“ nebo „wire-centipedes“. Počet segmentů se během vývoje nemění. Hlava je zploštělá a nese párová tykadla se čtrnácti články. Ocelli ani Tömösváryho orgán nejsou přítomny. Celosvětově je známo okolo 1000 druhů a 11 čeledí (Barber 2008).

Stonohy mají obvykle 21 párů nohou a oválnou hlavu s tykadly o 17 nebo více článcích. Mají buď čtyři ocelli po stranách hlavy nebo nemají očka žádné. Tömösváryho orgán není u stonoh přítomen a segmentace tergitů je heteronomní (Barber 2008). V angličtině jsou označovány jako „giant centipedes“, díky velmi rozměrným tropickým zástupcům, dorůstajícím více než 25 cm. Na světě je momentálně známo okolo 550 druhů ve čtyřech čeledích. V Evropě jsou přítomny čeledi *Scolopendridae* a *Cryptopidae*, zástupci druhé zmíněné čeledi jsou přítomni i ve fauně České a Slovenské republiky.

1.6 Vliv disturbancí na společenstva stonožek

Studii, zkoumajících přímo vliv a dopad větrných disturbancí na lesní ekosystémy a jejich půdní makrofaunu, do které se stonožky řadí, není mnoho. Zabývali se jimi ve svých pracích například Dmitrienko (1985) a Connel a Slatyer (1977), kteří hodnotili změny v prostředí a posuzovali stabilitu společenstev bezobratlých v lesních ekosystémech. Práci, věnujících se obecně dopadu změn lesních ekosystémů na společenstva stonožek, jsem vyhledal víc. Grgič and Kos (2005) popisovali vztah mezi bukovým lesem různého stáří na bohatost společenstev Chilopod. Tuf (2000) zkoumal stav společenstev stonožek v různě starých lužních lesích Litovelského Pomoraví. Urbanovičová et al. (2014) studovala, jaký dopad na epigeickou aktivitu členovců mají polomové smrkové plochy s různým managementem. Tato studie se věnovala také stonožkám, jako jedné ze zkoumaných skupin. Leśniewska a Skwierczyński (2018) zkoumali dopad vichřice na společenstva stonožek v bukových lesích Západního Polska. Má práce může podobně nastínit, jaký dopad má vichřice a následný management polomových ploch na stonožky v horských smrkových lesích v krátkodobém časovém měřítku.

2 Cíle práce

Cílem mé práce bylo popsat společenstva stonožek na vybraných lokalitách v Západních a Vysokých Tatrách a posoudit, jaký vliv má odlišný management polomových ploch v horském smrkovém lese na jejich abundance s ohledem na enviromentální faktory prostředí. Získané výsledky by mohly přiblížit, jaký managment je pro společenstva stonožek vhodnější.

3 Materiál a metody

3.1 Sběr materiálu

Na studovaných lokalitách byl materiál stonožek získán pomocí dlouhodobě exponovaných zemních pastí a pomocí odběrů půdních vzorků s následnou tepelnou extrakcí živočichů. Tato kombinace byla zvolena k zachycení komplexní půdní fauny s ohledem na zájmové skupiny.

Každá zemní past byla tvořena plastovou nádobou o průměru 10 cm a výšce 15 cm, zakopanou v zemi tak, aby byl horní okraj nádoby v úrovni povrchu půdy a tím pádem bylo možno do ní zachytit po povrchu se pohybující druhy živočichů, především pak epigeickou makrofaunu. Shora byla past přikryta kovovou stříškou se dvěma hroty zhruba v úrovni 2 cm nad pastí, aby byla chráněna proti dešti a nedocházelo k naředění formaldehydu. Ten byl v pasti použit jako konzervační činidlo ve 4% koncentraci.

Tyto pasti byly na každé lokalitě v Západních Tatrách rozmístěny v linii vrstevnice v počtu 5 ks zhruba 5 metrů od sebe. Odběry vzorků ze zemních pastí byly prováděny dvakrát ročně. Pasti byly na lokalitách exponovány nepřetržitě od 5.7.2007 do 28.6.2010. Průběžně byly dvakrát ročně kontrolovány, vybírány a obnovovány, odebrané vzorky se vztahovaly k následujícím obdobím: 5. 7.–5. 9. 2007, 5. 9. 2007–1. 7. 2008, 1. 7.–17. 9. 2008, 17. 9. 2008–8. 7. 2009, 8. 7. 2009–17. 9. 2009, 17. 9. 2009–28. 6. 2010.

Pro odběr půdních vzorků byla použita půdní sonda, která odebírala kruhový vzorek o ploše $1/16 \text{ m}^2$ (625 cm^2) do 10 cm hloubky. Celkový objem vzorku tak činil zhruba 6250 cm^3 . V každém odběrovém termínu na každé lokalitě bylo vždy odebráno 5 vzorků vždy na čtvercové ploše zhruba 10 x 10 metrů (4 vzorky v rozích čtverce, pátý vzorek uprostřed čtverce). Vzorky byly odděleně uloženy do plastových pytlů, označeny a převezeny do laboratoře, kde z nich byli půdní bezobratlí následně tepelně extrahováni prostřednictvím modifikovaného extraktoru typu Kempson (Tajovský a Pižl 1998). Každá extrakční jednotka je sestavena z horní části se 100 W žárovkou a větracími otvory a z dolní sběrné části s fixační tekutinou (1–2% formaldehyd) a vkladacím sítím pro vzorky. Spodní část je chlazená proudící vodou, čímž dochází ke vzniku teplotního a vlhkostního gradientu v celé jednotce. Extrakční cyklus je zpravidla sedmidenní, intenzita osvětlení se postupně zvyšuje.

Půdní vzorky byly odebírány vždy v termínech odběrů vzorků zemních pastí, tedy v tyto dny na lokalitách v NPR Tichá dolina: 5. 7. 2007, 5. 9. 2007, 1. 7. 2008, 17. 9. 2008, 8. 7. 2009, 16.–17. 9. 2009, 13. 7. 2016.

Na lokalitách ve Vysokých Tatrách byly provedeny dva odběry v roce 2009 a to v tyto dny: 7. –8. 7. 2009 a 15. 9. 2009.

Materiál získaný z pastí byl roztríděn podle zájmových sledovaných skupin bezobratlých. Sebrané vzorky stonožek ze zemních pastí i z půdních vzorků byly uloženy v 98% etanolu do skleněných nádobek opatřených příslušnou etiketou s údaji o datu sběru, typu lokality a číslem (kódem) vzorku nebo pastí.

3.2 Determinace

Pomocí binokulárního mikroskopu jsem sebrané vzorky stonožek určoval do druhové úrovně s využitím determinačních klíčů. Na různočlenky jsem využíval především český klíč od Neckařové (2009), dále byly použity zahraniční determinační klíče a konkrétní články, především pro identifikaci druhů z čeledí Geophilidae a Cryptopidae (Barber, 2009; Iorio a Labroche, 2015; Kaczmarek, 1979; Tuf a Kupka, 2015).

3.3 Lokality

Pohoří Tatry se rozkládá mezi Polskem a Slovenskem, v obou státech jsou nejvyšším pohořím. Nejvyšší hora na Slovensku je Gerlachovský štít s 2654,4 m n. m., nejvyšší horou Polska jsou Rysy (2503 m n. m.). Katastrálně se Tatry ve své slovenské části nachází na území Prešovského a Žilinského kraje.

Karpatský systém je celkově 1200 km dlouhý a skládá se z větších i menších pohoří, pouze pět z nich však převyšuje hranici 2500 m n.m. Tatry patří do soustavy Západních Karpat a tvoří jejich nejvyšší a zároveň nejsevernější podjednotku. Tatry se dělí na dva geomorfologické celky, Západní a Východní Tatry, rozdělené údolím Tiché doliny, kde se nacházela polovina lokalit, které byly předmětem studia v této práci. Východní Tatry se pak dále rozdělují na Vysoké a Bielanské Tatry.

Tatry vznikly během alpinského vrásnění, se svou délkou 51,5 km a průměrnou šířkou 17 km pokrývají celkem 715 km² (Beron 2008). Vysoké Tatry jsou typickým žulovým pohořím, ojediněle se zde vyskytují i krystalické břidlice. Západní Tatry jsou z větší části tvořeny krystalickými břidlicemi a žulou, nad tímto jádrem se často nacházejí i dolomitické vápence.

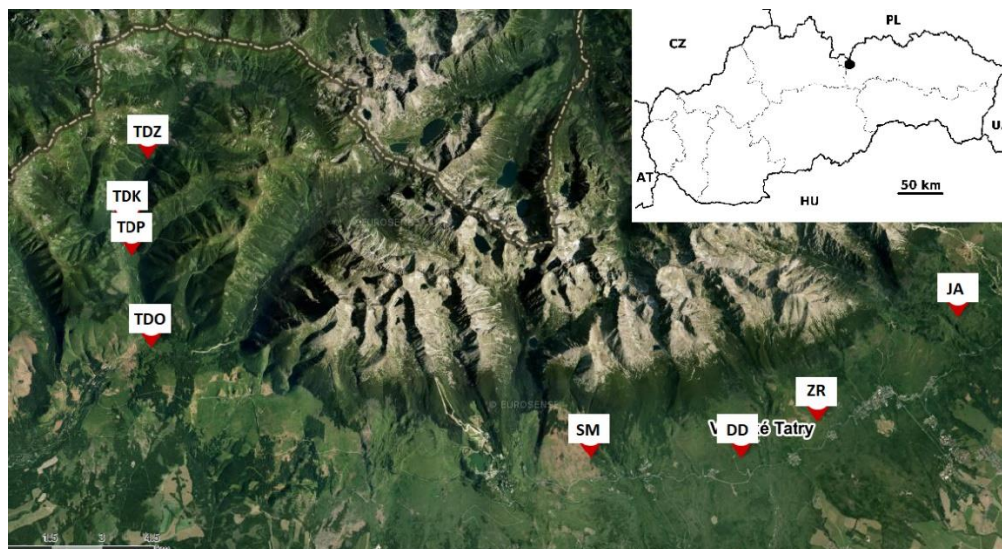
Tatry leží v mírném podnebném pásu. Vzhledem k výšce pohoří a jeho výraznému členění se zde výrazně projevuje změna počasí s růstem nadmořské výšky a je zde výraznější dopad vlivu slunečního záření či jeho absence v zástínu. Počasí má převážně horský až vysokohorský ráz.

Většina území Tater leží v Tatranském národním parku. TANAP pokrývá celkově 738 km², ochranné pásmo zaujímá 307 km². Národní park byl zřízen 1. 1. 1949, v roce 1987 byly k němu přidruženy i Západní Tatry. V roce 1993 se TANAP stal biosférickou rezervací UNESCO a od roku 2004 je součástí sítě evropsky významných lokalit NATURA 2000.

Sledované lokality byly prostorově rozloženy v NPR Tichá dolina v Západních Tatrách a v podhůří Vysokých Tater. Umístění lokalit je znázorněno na obrázku 1. Studie je zaměřena většinou na lokality v NPR Tichá dolina, kde probíhal výzkum po více let a vzorky byly odebírány také pomocí padacích zemních pastí.

Údolí Tiché doliny patří do TANAP a tvoří předěl mezi Západními a Vysokými Tatrami, mezi které je hluboce vnořeno, jeho délka je 16 km. Národní přírodní rezervací bylo vyhlášeno v roce 1991. Celková rozloha údolí je 5966,64 ha. Sledované plochy v NPR Tichá dolina představovaly dvě referenční plochy s nepoškozeným smrkovým lesem, TDZ (Zlatníková plocha) a TDK (Funtova skála). Dále byly vzorky odebírány na dvou plochách postižených vichřicí v roce 2004 s následným odlišným managementem, TDP (polom bez zásahu u cesty do Kôprovnice) a TDO (odklizený polom, tedy paseka, v ústí Tiché doliny). Na těchto plochách před vichřicí v roce 2004 také dominovaly smrčiny s minimem příměsí jiných dřevin.

Na lokalitách v podhůří Vysokých Tater byly odebrány pouze půdní vzorky v roce 2009 a to v červenci a v září. Oproti lokalitám v Západních Tatrách byly lokality sledované v podhůří Vysokých Tater od sebe více vzdáleny. Jednalo se o jednu referenční kontrolní plochu SM (Smrekovec) a tři plochy s odlišným managementem po větrné kalamitě – DD (paseka, Danielov dom), JA (neodklizený polom, Jamy) a ZR (paseka poničená požárem, Tatranské Zruby).



Obrázek 1: Poloha studijních ploch v Západních Tatrách (TDZ, TDK, TDP, TDO) a v podhůří Vysokých Tater (SM, DD, ZR, JA).

Detaily studovaných ploch byly následující:

TDZ - Zlatníková plocha, 1137 m n. m., 49° 12' 6,2" N, 19° 55' 28,4" E

Jihovýchodně orientovaná lokalita se nachází na pravém bočním svahu údolí ve směru proudu Tichého potoka. Je to dlouhodobě zkoumaná plocha s vytipovanou klimaxovou smrčinou a své jméno má po prof. Aloisovi Zlatníkovi. Vegetaci představoval nepoškozený smrkový les bez přídavných dřevin, bylinné patro bylo vyvinuto slabě a sestávalo z mozaiky mechů, trav a brusnice borůvky (*Vaccinium myrtillus*). Výrazná byla vrstva smrkové opadanky.

TDK - Funtova skála, 1067 m n. m., 49° 10' 59,7" N, 19° 54' 57,3" E

Severozápadně orientovaná lokalita je umístěna na levém bočním svahu údolí ve směru proudu Tichého potoka, přímo za skalním útvarem nazvaným Funtova skála, která stojí asi 10 m od hlavní asfaltové cesty procházející v severojižním směru dolinou. Vegetaci zde představoval nepoškozený smrkový les bez přídavných dřevin, slabě vyvinuté bylinné patro sestávalo z mozaiky mechů, trav a brusnice borůvky s výraznou vrstvou smrkové opadanky (Čuchta et al. 2019).

TDP - polom bez zásahu, 1045 m n. m., 49° 10' 28,6" N, 19° 55' 3,9" E

Polomová plocha se západní orientací na levém bočním svahu údolí, u lesnické cesty do Kôprovnice. Charakter plochy určovaly vyvrácené kmeny starých smrků a velké žulové balvany, lokalita byla prostorově velmi heterogenní. Na ploše byla vysoká denzita mladých stromků jeřábu ptačího (*Sorbus aucuparia*) s řídce se vyskytujícími různě velkými semenáčky smrku. Bylinné patro tvořila převážně polštářkovitě rostoucí brusnice borůvka doplněná mozaikou mechů, maliníku (*Rubus idaeus*) a travin s výraznou převahou třtiny pestré (*Calamagrostis varia*) (Čuchta et al. 2019).

TDO - odklizený polom, 1005 m n. m., 49° 9' 5,4" N, 19° 55' 30,9" E

Paseka je lokalizovaná severozápadně, leží na glaciální moréně na samém okraji Tiché doliny. Vznikla po asanačním zásahu ve větrem zničené smrčině s příměsí modřínu opadavého (*Larix decidua*). Na ploše byly soliterně rozmístěné velké modříny, které odolaly vichřici. Půda byla pokryta hustým porostem třtiny pestré s příměsí vrbovky úzkolisté (*Epilobium angustifolium*) a maliníku (Čuchta et al. 2019).



Obrázek 2: Fotky jednotlivých studovaných ploch v Západních Tatrách (foto: K. Tajovský, 2009).

SM – Smrekovec, 1251 m n. m., 49° 07' 16.3" N, 20° 06' 12.9" E

Kontrolní plocha s neporušeným smrkovým lesem, umístěná na horském svahu s jihovýchodní orientací, poblíž lázeňské osady Vyšné Hágy. Príměsnou dřevinu tvořil modřín opadavý. Povrch půdy byl pokryt vrstvou smrkové opadanky s polštářkovitými porosty brusnice borůvky a mechů (Čuchta et al. 2019). Zřídka se zde nacházel šťavel kyselý (*Oxalis acetosella*) a porosty travin.

DD - Danielov dom, 1064 m n. m., 49° 07' 17.8" N, 20° 09' 46.2" E

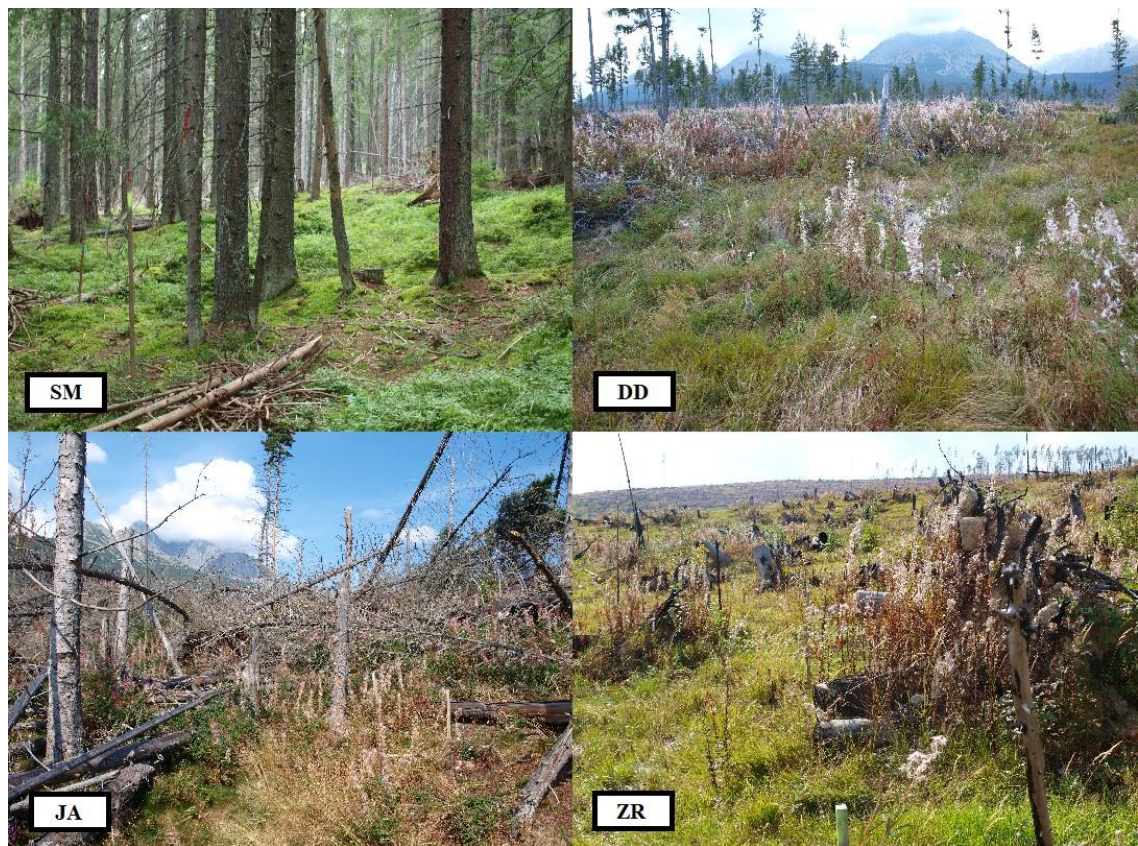
Polomová plocha s odklizeným dřevem se nachází na jižním horském svahu. Nejbližší osadou je Nová Polianka. Řídce zde stály samostatné modřiny nepoškozené vichřicí. V roce 2006 zde byla vysazena plantáž mladých borovic lesních (*Pinus silvestris*) a smrků. Bylinné patro bylo charakteristické trsy třtiny chloupkaté (*Calamagrostis villosa*), polštářovitými porosty brusnice borůvky a vrbovkou úzkolistou. Na ploše byl hustý pokryv smrkových větví (Čuchta et al. 2019).

JA - Jamy, 1073 m n. m., 49° 09' 30.1" N, 20° 15' 05.2" E

Jihovýchodně orientovaná plocha s neodklizeným polomem se nachází na terminální glaciální moréně blízko města Tatranská Lomnica. Na ploše po vichřici zůstaly řídce rozmístěny vzrostlé modříny. Podrost tvořily polštářky mechu a trsy třtiny pestré s nízkým výskytem mladých smrkových semenáčků. Na povrchu bylo množství smrkové opadanky, šišek a větví (Čuchta et al. 2019).

ZR - Zruby, 1079 m n. m., 49° 08' 10.7" N, 20° 11' 52.3" E

Jižně orientovaná paseková plocha poblíž osady Tatranské Zruby. Tato plocha byla silně poškozena vichřicí v roce 2004, následovala asanační těžba. V roce 2005 byla paseka zasažena rozsáhlým požárem. Pro plochu jsou typické zapojené porosty třtiny pestré a vrbovky úzkolisté (Čuchta et al. 2019).



Obrázek 3: Fotky jednotlivých studovaných ploch ve Vysokých Tatrách (foto: K.Tajovský, 2009).

3.4. Chemické a fyzikální parametry lokalit

Chemické parametry a některé podrobnější fyzikální parametry (průměrná teplota (duben až říjen), půdní vlhkost (aktuální v době odběru), sklon svahu) byly stanoveny pracovníky Ústavu půdní biologie Biologického centra AVČR v Českých Budějovicích a byly mi laskavě poskytnuty RNDr. Karlem Tajovským, CSc. Vzorky odebral doc. RNDr. Lubomír Kováč, CSc. a RNDr. Karel Tajovský, CSc. Následně byly analyzovány Ing. Jiřím Kalčíkem. Chemické parametry lokalit uvádím v tabulce 1.

Tabulka 1: Chemické parametry lokalit ve Vysokých a Západních Tatrách (měřené veličiny jsou uvedeny v tabulce zkratk v příloze 1).

	pH/H ₂ O	pH/KCl	P _{celk} mg.kg ⁻¹	P _v +P _k mg.kg ⁻¹	P _v mg.kg ⁻¹	C _{ox} %	Na mg.kg ⁻¹	K mg.kg ⁻¹	Ca mg.kg ⁻¹
Vysoké Tatry									
SM 1	3,38	3,12	842	8	5	10,25	92	148	36
SM 2	3,26	2,56	793	12	9	13,42	48	64	100
SM 3	3,43	2,85	859	12	10	11,11	20	60	30
DD 1	4,06	3,34	739	8	6	8,31	44	94	32
DD 2	4,17	3,45	762	7	4	7,03	32	142	56
DD 3	4,14	3,37	731	6	4	7,00	56	72	24
JA 1	4,24	3,35	647	7	5	5,30	52	104	74
JA 2	4,42	3,68	611	6	4	6,20	28	72	62
JA 3	4,24	3,38	657	6	6	4,97	84	88	122
ZR 1	3,72	3,07	1002	11	8	9,23	36	88	68
ZR 2	4,03	3,16	780	12	8	6,40	28	92	42
ZR 3	4,06	3,36	955	8	6	6,51	28	68	148
Západní Tatry									
TDK	2,84	2,20	1001	79	71	26,33	512	672	5448
TDO	3,51	2,76	675	38	38	14,96	104	184	2084
TDP	3,52	2,76	1181	75	70	23,68	144	416	6408
TDZ	3,15	2,46	925	81	71	23,16	122	352	1076

3.4. Analýza dat

Datová matice byla vytvořena v programu Microsoft Excel. Z dat byly přímo v programu Excel vytvořeny základní tabulky pro přehled vzorků a celkovou abundanci stonožek na jednotlivých lokalitách. Naměřená data hloubka půdního profilu, hloubka organominerální vrstvy a celková hloubka půdy byla zprůměrována.

Analýza získaných dat byla hodnocena pomocí programu Canoco for Windows verze 5.0 (ter Braak & Šmilauer 2002), který je pro podobné srovnávací studie pro mnohorozměrné analýzy v ekologii společenstev hojně používán. Analyzována byla společná matice všech vzorků a matice vytvořené zvlášť pro materiál stonožek získaný zemními pastmi, respektive extrakcí půdních vzorků.

Vyhodnocování dat bylo uskutečněno nejprve pomocí DCA analýzy pro zjištění délky gradientu a následně kanonickou korelační analýzou CCA. Významnost modelů byla testována pomocí Monte-Carlo permutačního testu pro první osu a pro všechny osy modelu. Následně byla testována signifikance jednotlivých environmentálních proměnných a jejich výběr byl u matice pro všechny vzorky následně v programu CANOCO určen pomocí Forward selection. U společného testu materiálu z půdních vzorků a zemních pastí byly následně vybrány proměnné „tloušťka humusové vrstvy“ a „tloušťka půdního profilu“, které byly testovány pomocí GLM (general linear model) pro jednotlivé druhy.

4 Výsledky

4.1 Základní charakteristika a celkový přehled získaného materiálu

Celkem bylo determinováno 2535 stonožek. Do zemních pastí se chytilo 676 stonožek, 1876 jedinců bylo extrahováno z půdních vzorků. Z celkového počtu bylo 406 jedinců rodu *Lithobius* juvenilních, bez dostatečně vyvinutých determinačních znaků, a nebyli proto určeni na druhovou úroveň.

Tabulka 2: Celkový přehled chycených stonožek ze všech vzorků.

název druhu	počet jedinců
<i>Lithobius biunguiculatus</i> Loksa, 1947	104
<i>Lithobius burzenlandicus</i> Verhoeff, 1931	549
<i>Lithobius cyrtopus</i> Latzel, 1880	56
<i>Lithobius erythrocephalus</i> C.L. Koch, 1847	31
<i>Lithobius forficatus</i> (Linnaeus, 1758)	65
<i>Lithobius microps</i> Meinert, 1868	248
<i>Lithobius mutabilis</i> L. Koch, 1862	448
<i>Lithobius sp.</i> Leach, 1814	406
<i>Cryptops hortensis</i> (Donovan, 1810)	68
<i>Cryptops parisi</i> Brölemann, 1920	4
<i>Geophilus alpinus</i> Meinert, 1870	162
<i>Geophilus flavus</i> (De Geer, 1778)	15
<i>Strigamia acuminata</i> (Leach, 1815)	52
<i>Strigamia pusilla</i> (Sseliwanoff, 1881)	304
<i>Strigamia transsilvanica</i> (Verhoeff, 1928)	23

Nejpočetnějšími druhy mezi různočlenkami byly *Lithobius burzenlandicus*, *Lithobius mutabilis* a *Lithobius microps*, mezi zemivkami *Strigamia pusilla* a *Geophilus alpinus*. Stonohy byly v materiálu více zastoupeny druhem *Cryptops hortensis*, oproti tomu druhý ve vzorcích zachycený druh stonoh, *Cryptops parisi* byl celkově nejvzácněji chytanou stonožkou (tab. 2).

Tabulka 3: Celkové počty jedinců stonožek odchycených během jednotlivých let na lokalitách v Západních a Vysokých Tatrách.

Západní Tatry	jedinců	Vysoké Tatry	jedinců
TDK kontrola	703	SM kontrola	169
TDZ kontrola	330	JA polom	113
TDP polom	729	DD paseka	90
TDO paseka	359	ZR spálená paseka	43
celkem jedinců	2121	celkem jedinců	414

Tabulka 4: Celkové procentuální zastoupení stonožek na lokalitách.

	TDK kontrola	TDZ kontrola	TDP polom	TDO paseka	SM kontrola	JM polom	DD paseka	ZR spálená p.
<i>L. mutabilis</i>	14,9	14,9	18,4	35,7	4,7	1,8	23,3	2,4
<i>L. burzenlandicus</i>	29,0	12,1	20,3	20,6	16,0	20,4	32,2	9,5
<i>Lithobius</i> sp.	15,9	7,0	19,6	13,1	20,7	24,8	15,6	9,5
<i>L. microps</i>	12,1	1,5	14,1	5,9	10,7	5,3	7,8	7,1
<i>L. forficatus</i>	1,7	-	2,7	9,1	-	-	-	-
<i>L. biunguiculatus</i>	6,7	0,3	5,6	1,4	0,6	2,7	5,6	2,4
<i>L. erythrocephalus</i>	2,6	2,1	0,1	0,6	0,6	0,9	1,1	-
<i>L. cyrtopus</i>	2,4	1,8	2,6	3,1	1,2	-	1,1	-
<i>G. flavus</i>	-	-	0,1	0,6	4,7	2,7	1,1	-
<i>G. alpinus</i>	1,3	2,4	4,5	3,1	38,5	5,3	3,3	64,3
<i>S. acuminata</i>	0,6	1,5	3,7	3,9	-	0,9	1,1	-
<i>S. pusilla</i>	8,5	52,7	7,8	2,2	-	-	5,56	-
<i>S. transsilvanica</i>	0,4	3,6	0,1	0,8	-	0,9	1,1	4,8
<i>C. hortensis</i>	3,4	-	0,1	-	1,8	34,5	1,1	-
<i>C. parisi</i>	0,4	-	-	-	0,6	-	-	-

Tabulka 5: Abundance stonožek (ind./m²) v jednotlivých odběrech půdních vzorků na všech lokalitách.

lokalita	červenec 2007	červenec 2008	září 2008	červenec 2009	září 2009	červenec 2016	počet extrahovaných stonožek
TDK kontrola	89,6	150,4	150,4	268,8	282,6	69,3	703
TDZ kontrola	64,0	57,6	83,2	96,0	132,3	10,7	330
TDP polom	198,4	169,6	275,2	224,0	304,0	37,3	729
TDO paseka	60,8	64,0	19,2	76,8	105,6	53,3	359
SM kontrola	-	-	-	153,6	215,1	-	169
JA polom	-	-	-	73,6	160,0	-	113
DD paseka	-	-	-	38,4	138,7	-	90
ZR spálená p.	-	-	-	35,2	55,1	-	43

Tabulka 6: Počty jedinců stonožek chycených do padacích zemních pastí v jednotlivé termíny odběru (5 padacích zemních pastí na každé sledované lokalitě).

lokalita	září 2007	červenec 2008	září 2008	červenec 2009	září 2009	počet chycených stonožek
TDK kontrola	20	51	22	41	85	219
TDZ kontrola	25	13	5	14	7	64
TDP polom	36	26	17	59	28	166
TDO paseka	42	16	24	28	71	181
ind. celkem	123	106	68	142	191	630

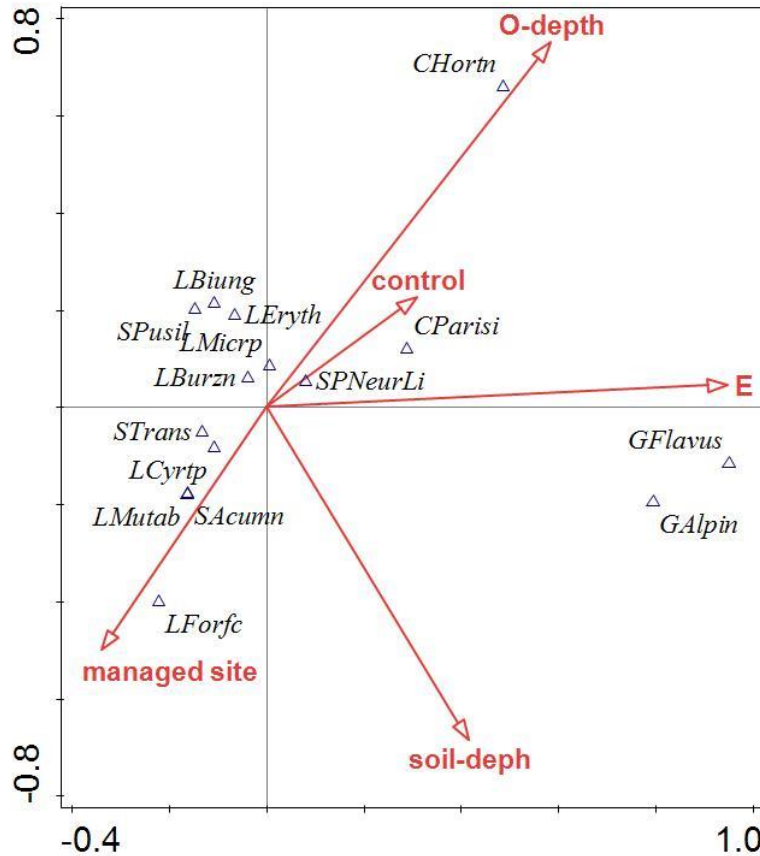
4.2 Hodnocení distribuce stonožek

4.2.1 Společná analýza pro materiál získaný z padacích zemních pastí a z půdních vzorků

Souhrnná data ze zemních pastí i půdních vzorků byla nejdříve hodnocena pomocí detrendované korespondenční analýzy (detrended correspondence analysis-DCA). Vzhledem k nejdelší délce gradientu 7,32 (osa 2) byla následně zvolena kanonická korelační analýza (CCA). CCA model pro všechny získané vzorky je statisticky významný pro všechny osy (pseudo-F=4,9, p=0,002) a vysvětlil 13,8 % variability v distribuci stonožek pro všechny osy.

Následně program CANOCO otestoval jednotlivé enviromentální proměnné a určil jejich hladinu významnosti. Pro vytvoření biplotu byly použity faktory vybrané pomocí Forward selection. Zbylé faktory neměly dostatečný explanační potenciál pro vysvětlení druhových dat a nejsou v biplotu znázorněny.

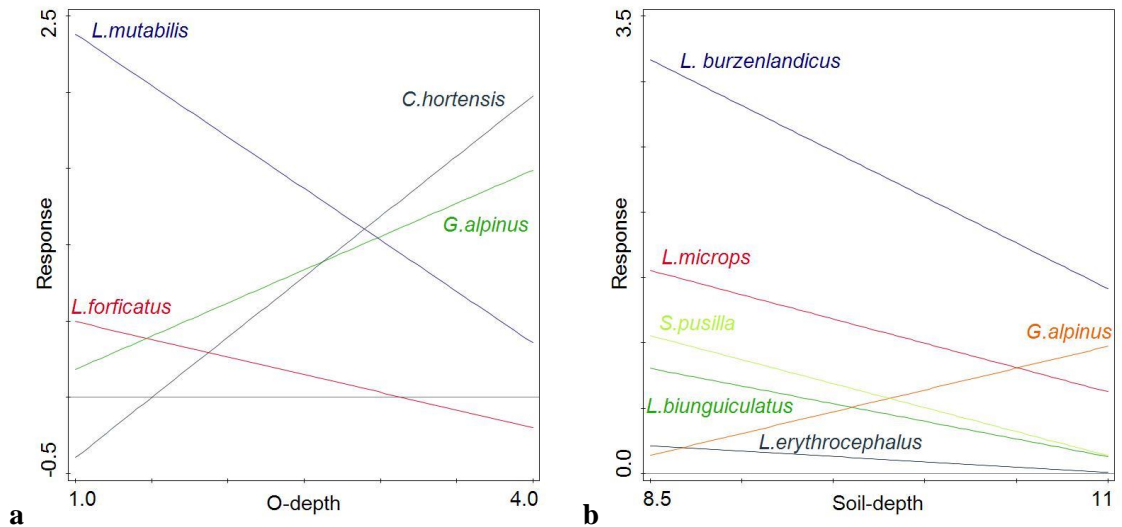
Výsledný graf v podobě biplotu je na obrázku 4. Z grafu lze vyčíst, že druhy *L.forficatus*, *L. mutabilis* a *S.acuminata* preferovaly plochy s asanační těžbou, zatímco *G.flavus* a *G. alpinus* byly častěji zastíženy na svazích s východní expozicí. *C. hortensis* preferoval vyšší hloubku organominerální vrstvy půdy.



Obrázek 4: Biplot celkové distribuce stonožek s ohledem na management porostu a environmentální faktory. Zobrazeny jsou jen environmentální proměnné se signifikantním významem. Seznam zkratk druhů je uveden v příloze 2.

4.2.2 Hodnocení vybraných signifikantních fyzikálních faktorů pro jednotlivé druhy stonožek

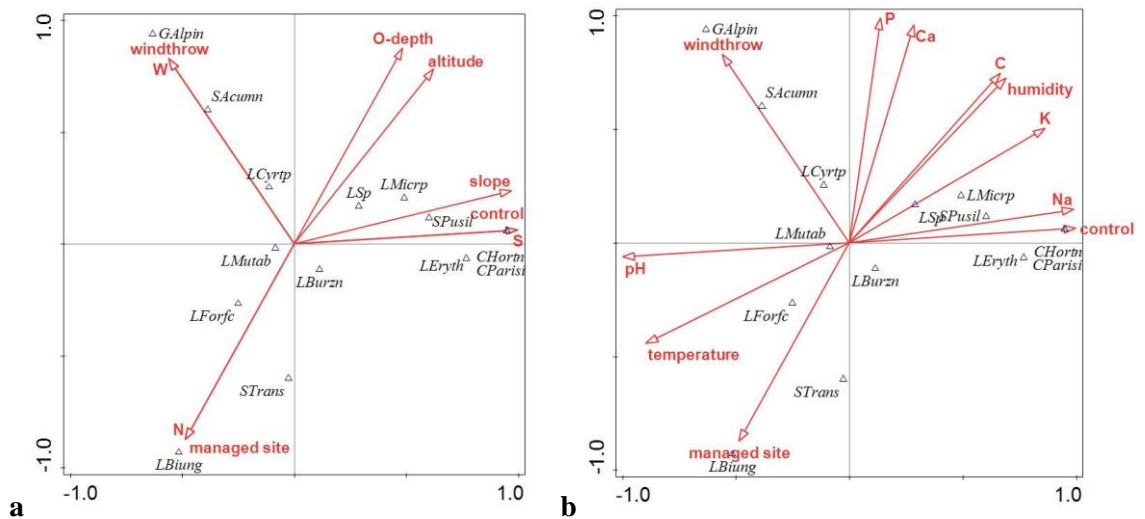
Faktory hloubka humusové vrstvy a hloubka půdního profilu, které byly v CCA modelu vyhodnoceny jako signifikantní pro distribuci stonožek na lokalitách, byly testovány samostatně pro jednotlivé druhy stonožek pomocí GLM (General linear model). Celkem čtyři druhy signifikantně reagovaly na mocnost vrstvy organického opadu (obrázek 5a), přičemž *L. mutabilis* a *L. forficatus* preferovaly spíše plochy s malým množstvím opadu, zatímco *C. hortensis* a *G. alpinus* byly hojnější na plochách s vyvinutou vrstvou opadu, zatímco na celkovou hloubku půdy signifikantně reagovalo šest druhů (obrázek 5b). Jediný *G. alpinus* byl početnější na plochách s větší hloubkou půdy, druhy *L. burzenlandicus*, *L. microps*, *L. biunguiculatus*, *L. erythrocephalus* a *S. pusilla* vykazovaly opačnou tendenci.



Obrázek 5: Generalizované lineární modely predikující početnosti stonožek v závislosti na a) tloušťce vrstvy organického opadu a b) tloušťce půdy. Seznam zkratk druhů je uveden v příloze 2.

4.2.3 Analýza distribuce stonožek získaných v materiálu ze zemních pastí

Variabilita v epigeické aktivitě stonožek (úlovky ze zemních pastí) byla vysvětlena s využitím fyzikálních a chemických faktorů lokalit pomocí CCA. Model byl signifikantní (pseudo-F=4,4, $p=0,002$) a vysvětlil 8,9 % z celkové variability druhových dat. Fyzikální a chemické proměnné jsou prezentovány v biplotech odděleně (obrázek 6a, 6b).

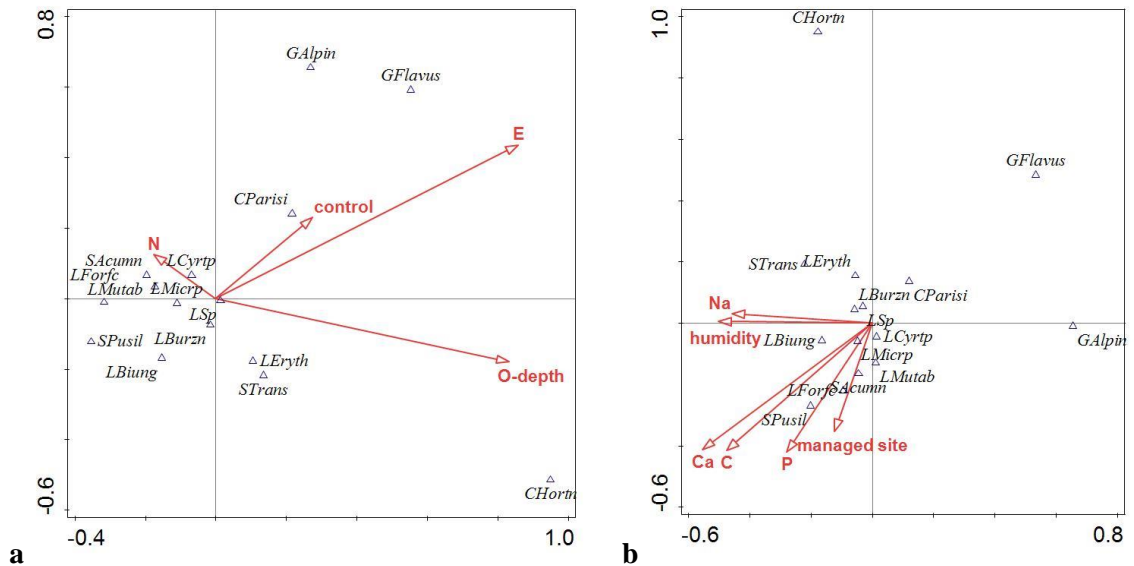


Obrázek 6: Biploty distribuce stonožek získaných ze zemních pastí: a) vliv fyzikálních enviromentálních proměnných a b) vliv spíše chemických parametrů půd. Zobrazeny jsou jen enviromentální proměnné se signifikantním vlivem. Seznam zkratk druhů je uveden v příloze 2.

Všechny fyzikální i chemické proměnné vyšly signifikantně, druh *S. acuminata* preferoval pasekové plochy s vyšší teplotou, zatímco na kontrolních plochách, které byly svažitéjší a měli v půdě vyšší obsah sodíku, se častěji vyskytovaly druhy *C. parisi*, *S. pusilla*, *L. erythrocephalus* a *L. microps*. Polomové plochy preferovaly druhy *G. alpinus* a *L. cyrtopus*.

4.2.4 Analýza distribuce stonožek získaných v materiálu z půdních vzorků

Materiál stonožek z půdních vzorků byl obdobně analyzován pomocí CCA. Model pro fyzikální parametry byl signifikantní (pseudo-F=2,9, p=0,008) a vysvětlil 16,1 % variability v druhových datech. Model pro chemické parametry byl signifikantní pouze pro všechny osy (pseudo-F=2,5, p=0,008) a vysvětlil 20,4 % variability v druhových datech. Fyzikální a chemické proměnné, které vyšly signifikantně, jsou prezentovány v biplotech odděleně (obrázek 7a, obrázek 7b).



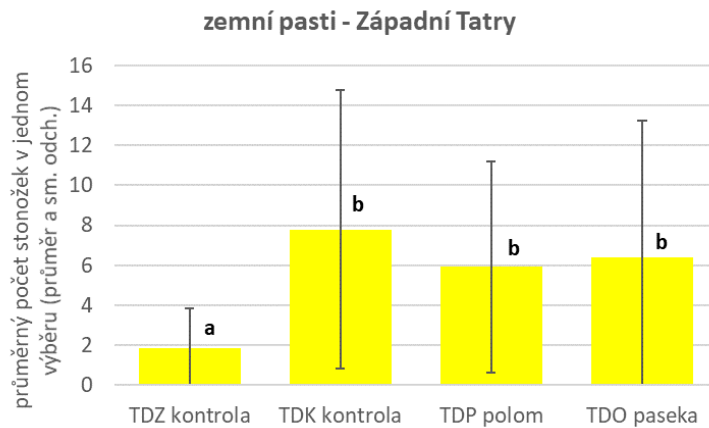
Obrázek 7: Biploty distribuce stonožek získaných z půdních vzorků: a) vliv fyzikálních enviromentálních proměnných a b) vliv spíše chemických parametrů půd. Zobrazeny jsou jen enviromentální proměnné se signifikantním vlivem. Seznam zkratk druhů je uveden v příloze 2.

Ze srovnávaných grafů výše lze vyčíst, že *G.alpinus* a *G. flavus* preferovaly spíše kontrolní plochy, zatímco v půdních vzorcích na pasekách (managed site) se vyskytovaly hlavně druhy *S. acuminata* a *L. forficatus*.

4.3 Početnost stonožek na lokalitách

4.3.1 Analýza početnosti stonožek chycených do zemních pastí na lokalitách v Západních Tatrách

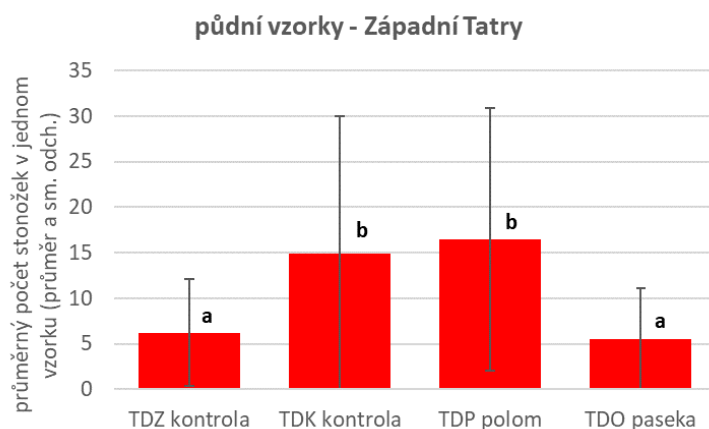
Materiál odebraný z padacích zemních pastí byl podroben testu ANOVA. Lokality se signifikantně lišily ($F = 5,07$, $p = 0,003$), nicméně významně nižší úlovky byly pouze na referenční ploše TDZ, zbylé lokality vykazovaly podobnou epigeickou aktivitu (obr. 8).



Obrázek 8: Epigeická aktivita stonožek na plochách v Západních Tatrách (různá písmena znamenají signifikantní rozdíly mezi lokalitami).

4.3.2 Analýza abundancí stonožek z půdních vzorků odebraných v Západních Tatrách

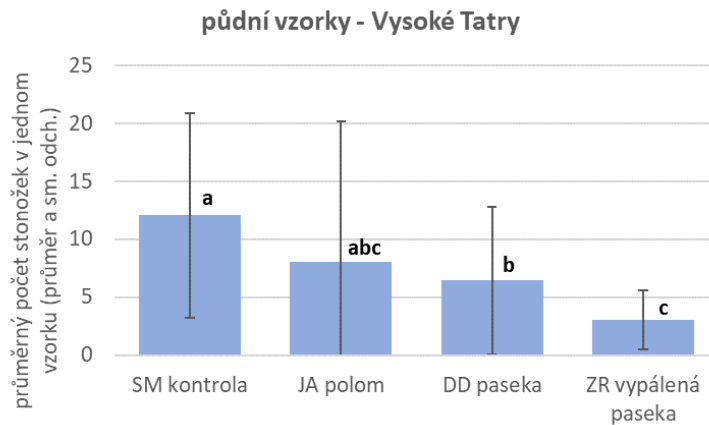
Materiál stonožek extrahovaný z půdních vzorků na lokalitách v Západních Tatrách byl podroben testu ANOVA. Lokality se signifikantně lišily ($F = 5,07$, $p = 0,003$). Výsledky jsou znázorněny na obrázku 9. Kontrolní plocha TDK vykazovala podobné abundance jako polomová plocha TDP, paseka TDO pak měla abundance podobné jako na kontrolní ploše TDZ.



Obrázek 9: Abundance stonožek získaných z půdních vzorků na lokalitách v Západních Tatrách (různá písmena znamenají signifikantní rozdíly mezi lokalitami).

4.3.3 Analýza abundancí stonožek z půdních vzorků odebraných ve Vysokých Tatrách

Počty stonožek extrahovaných z půdních vzorků z lokalit z Vysokých Tater byly podrobeny testu ANOVA. Test abundance na lokalitách vyšel signifikantní ($F = 2,93$, $p = 0,042$). Nejvyšší hodnoty (průměrně ca 190 stonožek na čtvereční metr) byly na kontrolní ploše SM, zatímco paseka DD i lokalita ZR s asanačním managementem, následně poškozená požárem, se významně lišily od této plochy (obr. 10), přičemž dosahovaly polovičních, respektive třetinových hodnot počtu stonožek na plochu.



Obrázek 10: Abundance stonožek získaných z půdních vzorků na lokalitách ve Vysokých Tatrách (různá písmena znamenají signifikantní rozdíly mezi lokalitami).

5 Diskuze

Bylo zaznamenáno 14 druhů stonožek, z toho 8 zástupců rodu *Lithobius*, dva druhy stonoh rodu *Cryptops* a 4 druhy zemivek ze dvou rodů (*Geophilus*, *Strigamia*). Žádný z nalezených druhů nebyl nový pro území, všechny jsou uvedeny v checklistu Slovenské republiky (Országh 2001).

Největší abundance celkově vykazovaly různočlenky rodu *Lithobius*. Ze 7 zachycených druhů byl nejpočetnější *L. burzenlandicus*, stonožka dosahující velikosti do 9 mm a známá kromě Slovenska, Česka a Polska především z jihovýchodní Evropy ve 3 známých poddruzích (Koren 1992). Druhý nejpočetnější byl *L. mutabilis*, ekologicky nenáročný střeoevropský druh, který dorůstá délky 10-15 mm a preferuje listnaté lesy a střední polohy (900-1800 m n.m.) (Zalesskaja 1978). Třetí nejpočetnější zaznamenanou různočlenkou rodu *Lithobius* byl *L. microps*, menší druh stonožky s rozšířením téměř po celé Evropě a známý i ze Spojených států amerických. Následoval *L. biunguiculatus*, malý druh stonožky, známý převážně z východních a západních Karpat. Zachyceny byly také druhy *L. forficatus*, *L. cyrtopus* a *L. erythrocephalus*. *L. forficatus* je v Evropě široce rozšířený velký druh různočlenky bez výrazných habitatových preferencí (Barber a Keay 1988). *L. cyrtopus* je druh střední Evropy s centrem rozšíření v Karpatech (Kaczmarek 1979), preferuje listnaté lesy (Zalesskaja 1978). *L. erythrocephalus* je synantropní druh s širokým areálem výskytu po celé Evropě (Koren 1992). Mezi stejnočlenkami byly zachyceny 2 druhy rodu *Cryptops*, vyšší abundanci vykazoval *C. hortensis*, oproti tomu *Cryptops parisi* byl zaznamenán pouze v počtu 4 jedinců na kontrolních plochách TDK a SM. Tyto druhy jsou rozšířeny po celé Evropě a jsou ekologicky nenáročné, preferují ale spíše nížiny (Koren 1986). Zemivky byly na lokalitách zastoupeny dvěma rody, *Geophilus* a *Strigamia*. Nejpočetnější byla *S. pusilla*, malý druh zemivky rozšířený především od Karpat až do centrální Asie. Je zastoupen také v Alpách a na Balkánu a nedávno byl zaznamenán i na území ČR v NPR Mazák (Tuf a Kupka 2015). Dále byly hojně zastoupeny v Evropě široce rozšířené *G. alpinus* a *S. acuminata*. V materiálu málo zaznamenávaný horský druh *S. transsilvanica* má primární distribuci v Karpatech, je ale rozšířen i v horách střední Evropy (Koren 1986). *G. flavus* byl nalezen pouze v počtu 15 jedinců, jedná se běžný evropský druh s širokou ekologickou valencí.

5.1 Dopad vichřice na společenstva stonožek

Obecně se má za to, že větrná disturbance má na společenstva členovců pozitivní stimulující efekt. Studie Duelliho a kolektivu (2002), která se zabývala dopadem vichřice na společenstva členovců v horském smrkovém lese s ohledem na druhovou biodiverzitu, zaznamenala, že polomové plochy s bezzásahovým a asanačním managementem vykazovaly o 35-69 % více druhů než plocha s nepoškozeným lesem, zejména díky atrakci lesních druhů s nízkou denzitou (především Coleoptera a Heteroptera). Pro zvýšení druhové biodiverzity pak byla doporučena

kombinace obou managementů, polovinu poškozených ploch odtěžit a polovinu nechat bez asanačního zásahu, ideálně v mozaikovitě struktúře ploch. Podobné výsledky ohledně zvýšené druhové biodiverzity zaznamenal i Wermelinger (2003), který polomové plochy s různým managementem ve srovnání s intaktním lesem zkoumal deset let po vichřici. Dopady vichřice na společenstva stonožek bukového lesa v Západním Polsku se zabývali Leśniewska a Skwierczyński (2018). Nejvyšší druhovou bohatost a diverzitu, stejně tak jako nejvyšší denzitu Chilopod, zaznamenali na dvou referenčních plochách lesa, následovaných disturbovanou plochou s nejvyšším množstvím organických zbytků na povrchu. Celkově shledali, že disturbance měly na společenstva stonožek ve studované lokalitě signifikantní negativní vliv.

V Tatrách sledovali Urbanovičová a kol. (2014) epigeickou aktivitu členovců na plochách smrkového lesa s různým managementem 3 roky po vichřici. Zaznamenali podobné výsledky jako Duelli a kol. (2002), disturbované plochy vykazovaly vyšší epigeickou aktivitu členovců oproti ploše referenční. Nejvyšší aktivitu společenstev členovců zaznamenali na plochách s vytěženým dřevem. Na těchto plochách byla také zaznamenána nejvyšší epigeická aktivita stonožek.

Změny ve společenstvech stonožek na mnou sledovaných plochách byly v následujících letech po větrné disturbanci, kdy na sledovaných lokalitách probíhal výzkum, patrně zejména na plochách s asanačním managementem. Nejvyšší celkové abundance byly v Západních Tatrách zjištěny na kontrolní ploše TDK se starým hospodářským lesem a na polomové ploše TDP bez následných asanačních zásahů. Lokalita s odklizeným polomem měla celkově o polovinu nižší počet jedinců v zemních pastech a půdních vzorcích dohromady. To může být dáno tím, že plocha bez korunového zápoje je více vystavena slunečnímu záření, což vede k rychlejšímu vysychání povrchu a větším nuancím ve vlhkostních poměrech, na což jsou stonožky citlivé díky tenké kutikule neobsahující lipidy (Voigtländer 2011).

Na referenční ploše TDZ bylo odebráno celkově nejméně stonožek, to mohlo být zapříčiněno tím, že kromě vyšší polohy lokality byla na této ploše původní pralesovitá horská smrčina, která byla v minulosti vytipována a konzervována k dlouhodobému sledování přirozeného vývoje lesa. Nízké abundance i úlovky stonožek tak mohly být artefaktem bohatého prostředí na této ploše. Při porovnání s referenční plochou TDK výsledky napovídají, jak odlišný je hospodářský smrkový les od přirozené horské smrčiny.

Podobné výsledky vykazovaly i zkoumané lokality ve Vysokých Tatrách, kde byly půdní vzorky odebrány pouze v roce 2009, tedy 5 let po vichřici. Nejvyšší abundance byly zaznamenány na kontrolní ploše SM, oproti tomu nejnižší abundance vykazovaly plochy s asanačním managementem. Plocha ZR, poničená požárem v roce 2005, měla celkově abundance nejnižší a byla ze všech studovaných lokalit v Západních i Vysokých Tatrách druhově nejchudší. Podobný efekt požáru na stonožky doložil i Tajovský (2002), který studoval

požárem poškozené borové lesy a nižší abundance našel na plochách kompletně i částečně spálených.

Mírné odlišnosti ve skladbě společenstev stonožek na lokalitách v Západních Tatrách oproti společenstvům ve Vysokých Tatrách mohou být dány do jisté míry odlišným geografickým umístěním ploch. Plochy v Západních Tatrách byly umístěny v údolí Tiché doliny, která může poskytovat výraznější ochranu před klimatickými vlivy a poskytovat tak větší stabilitu i v mikroklimatických podmínkách. Lokality umístěné na jihovýchodním podhůří Vysokých Tater jsou pravděpodobně více exponované vůči podnebným vlivům, což se mohlo ještě výrazněji projevit po náhlé ztrátě dlouhodobě zapojeného stromového patra po vichřici. Distribuci stonožek díky jejich širokému trofickému spektru neovlivňuje dostupnost kořisti ani predace. Vliv mají spíše fyzikální faktory, především vlhkost a teplota (Blackburn et al. 2002, Georgopoulou et al. 2016). Nutné je také zmínit, že stonožky jako celek mají velmi širokou ekologickou valenci, některé druhy mají vysokou epigeickou aktivitu a preferují život na povrchu, jiné druhy zase využívají svých adaptací ke skrytému životu a lovu pod povrchem půdy. Proto byly zvoleny dvě metody odběru materiálu, tento postup je při monitoringu stonožek vhodnější pro komplexnější výsledky. Epigeicky velmi aktivní druhy mohou být na plochách lépe monitorovány pomocí padacích zemních pastí, oproti tomu druhy méně pohyblivé a preferující život v hlubších vrstvách půdy, například zemivky, se lépe zachytí pomocí odběru půdních vzorků (Tuf 2015).

5.2 Fyzikální a chemické parametry ploch a jejich vliv na distribuce stonožek

Hodnocení parametrů pro materiál sebraný z půdních vzorků a zemních pastí pomocí CCA analýz naznačilo, že některé druhy více preferovaly plochy s asanační těžbou (*L. forficatus*, *L. mutabilis*, *S. acuminata*), zatímco oba druhy rodu *Geophilus* preferovaly svahy s východní expozicí (TDZ, SM, JA). *C. hortensis* preferoval vyšší hloubku organické svrchní vrstvy půdy. Následně analýza faktorů „tloušťka organické vrstvy“ a „tloušťka půdního profilu“, které byly vyhodnoceny jako signifikantní pro distribuci stonožek na lokalitách, byla testována pomocí GLM pro jednotlivé druhy stonožek.

Signifikantní odpověď na mocnost vrstvy organického opadu byla zaznamenána pro čtyři druhy. *L. mutabilis* a *L. forficatus* preferovaly spíše plochy s malým množstvím opadu, což může svědčit o jejich vysoké epigeické aktivitě. Ve studii Frouze a kol. (2008) vykazovaly stonožky signifikantní pozitivní korelaci mezi svou denzitou a tloušťkou vrstvy A horizontu. To se v mé studii potvrdilo u dvou druhů, *C. hortensis* a *G. alpinus*, které byly častěji zaznamenány na plochách s vyvinutou vrstvou opadu.

Obecně vzato má většina zaznamenaných druhů širokou ekologickou valenci a nejspíš nebude limitována změnami mikroklimatu na disturbovaných plochách, protože tyto plochy

stále nabízely optimální vlhkost a teplotu, což jsou faktory, ovlivňující výskyt stonožek nejpodstatněji (Blackburn et al. 2002). Podle studie Georgopoulou a kol. (2016) vyšší průměrná teplota zvyšuje pravděpodobnost výskytu stonožek. Nejvyšší průměrné teploty na lokalitách ve Vysokých a Západních Tatrách byly naměřeny na obou pasekových plochách (na pasece poškozené požárem a na kontrolní ploše TDO nebyly měřeny fyzikální parametry), kde však byly abundance stonožek spíše nižší, v kontrastu s touto studií. Šest druhů signifikantně reagovalo na faktor „celková tloušťka půdy“. *L. burzenlandicus*, *L. microps*, *L. biunguiculatus*, *L. erythrocephalus* a *S. pusilla* preferovaly půdy s nižší celkovou hloubkou, zatímco *G. alpinus* jako jediný vykazoval častější výskyt na plochách s větší hloubkou půdy. Při hodnocení materiálu ze zemních pastí pomocí CCA analýzy vyšlo najevo, že kontrolní plochy, které byly svažitéjší a obsahovaly více sodíku, vykazovaly častější výskyt druhů *C. parisi*, *S. pusilla*, *L. erythrocephalus* a *L. microps*. Druhy *G. alpinus* a *L. cyrtopus* preferovaly polomové plochy. Materiál z půdních vzorků byl testován analýzou CCA společně pro lokality v Západních i Vysokých Tatrách. Preferenci pasek vykazovaly hlavně druhy *S. acuminata* a *L. forficatus*, to může být spojeno s vyšší povrchovou aktivitou nutnou k životu na pasekách a vyšší mírou migrace, zejména u druhu *L. forficatus*. Na kontrolních plochách byly častější *G. alpinus* a *G. flavus*, což může být dokladem jejich preference stabilních mikroklimatických půdních podmínek.

Pravděpodobně měly plochy pro stonožky nejpodstatnější fyzikální parametry, tedy vlhkost a teplotu (Blackburn et al. 2002), poměrně srovnatelné. Výrazně vyšší aktuální vlhkost byla naměřena pouze na plochách TDK a TDP. Měření aktuální vlhkosti však bylo prováděno v jediný den což mohlo značně podhodnotit důležitost tohoto faktoru.

Výsledky mohly zkusit také vysoké počty jedinců stejného druhu získané z jediného půdního vzorku na lokalitě. Například *C. hortensis* byla v jednom půdním vzorku zachycena v počtu 30 jedinců (sonda odebírá 1/16 m² z půdního povrchu), což je z celkového počtu nálezů tohoto druhu téměř polovina. Jelikož je u tohoto druhu známa péče o potomstvo (Mitić et al. 2012) a jelikož byli zastiženi jedinci malí, jednalo se zřejmě o sourozence z vrhu jedné matky.

5.3 Dopad lesnického managementu na společenstva stonožek

Dopad asanační těžby na pasekové plochy spočívá nejen v odklidu dřeva, což mnohem razantněji odhalí povrch půdy a zhorší mikroklimatické půdní podmínky, ale také je v dlouhodobém měřítku snížen možný přísun živin z rozkládajícího se dřeva. To vše má následný vliv na druhovou skladbu společenstev půdní bioty i na její biomasy. Členovci v horském smrkovém lese však obecně na takovou změnu reagují pozitivně a jejich biodiverzita na pasekách i polomových plochách po disturbanci narůstá (Duelli et al. 2002). Druhová skladba společenstev stonožek na mnou sledovaných plochách nevykazovala výraznější změny,

poměrně málo druhů (7) bylo zaznamenáno pouze na pasece poničené požárem. Téměř 2/3 jedinců celkově odebraných z této plochy navíc tvořil druh *G. alpinus*.

Při srovnávání materiálů ze zemních pastí na lokalitách v Západních Tatrách pomocí ANOVA testu nevyšly signifikantní rozdíly mezi plochami s různým managementem a kontrolní plochou TDZ s přirozeným horským smrkovým lesem. Může to být dokladem toho, že klimaxová smrččina je výrazně odlišná od obhospodařovaného smrkového porostu a má dlouhodobě ustálená společenstva stonožek, vykazující nízké abundance. Typickým druhem pro klimaxové smrčiny v Tatrách by mohla být *S. pusilla*, která na této ploše měla 52,7% zastoupení z celkového počtu na lokalitě získaných stonožek a více než polovina celkově odchycených jedinců tohoto druhu byla právě z této referenční plochy.

U materiálu z půdních vzorků odebraných na lokalitách ve Vysokých Tatrách v roce 2009 byly testem ANOVA zaznamenány signifikantní rozdíly mezi oběma pasekami (DD, ZR) oproti kontrolní ploše SM. U stejně testovaných vzorků ze Západních Tater, kde bylo prováděno více odběrů, vyšla signifikantní podobnost abundancí stonožek na kontrolní ploše TDK a ploše s bezzásahovým managementem TDP. To naznačuje, že polom se dřevem ponechaným na místě poskytuje stonožkám lepší podmínky, zejména pak pro druhy, které nejsou schopny dostatečně migrovat v prostoru. Plocha TDO s asanačním managementem vykazovala významně nižší početnosti stonožek a lze tedy říct, že stonožkám celkově více vyhovuje bezzásahový management polomu.

Celková abundance stonožek za celou dobu sledování byla na ploše s ponechaným polomem téměř dvojnásobně vyšší oproti pasece a stejný trend měly rozdíly mezi těmito plochami po celou dobu výzkumu mezi roky 2007 až 2009.

V kontrastu se studií členovců po větrných disturbancích v horském smrkovém lese (Duelli et al. 2002) společenstvo stonožek nevykazovalo nárůst druhové biodiverzity na disturbovaných plochách a abundance stonožek na pasekách byly naopak nižší.

V roce 2016 bylo na lokalitách odebráno méně vzorků, nejvyšší abundance vykazovaly vzorky na kontrole TDK, následované pasekou TDO a polomem TDP. To může nasvědčovat tomu, že negativní efekt pasekové těžby na množství stonožek se časem snižuje, což může být dáno rekolonizací novými druhy, méně vázanými na stabilní podmínky zapojeného lesa a také postupným zlepšováním půdních mikroklimatických podmínek. To může být způsobeno zvyšující se vrstvou organického opadu a celkový nárůstem vegetačního pokryvu. Je třeba také zmínit, že v roce 2010 kůrovcová kalamita zasáhla obě kontrolní plochy a většina smrků lýkožroutovi podlehla i tam, což mohlo výsledky z roku 2016 také ovlivnit, a proto jim nepřikládám větší míru důležitosti.

Získané výsledky je těžké generalizovat, zejména díky nedostatečnému počtu sledovaných ploch, kdy by bylo vhodnější mít aspoň dvě replikace pro plochy s odlišným managementem v údolí i v podhůří. Na lokalitách ve Vysokých Tatrách byly odebírány pouze

půdní vzorky, dvakrát v roce 2009, epigeická aktivita stonožek nebyla sledována. Společenstva stonožek na lokalitách navíc nebyla sledována před vichřicí, je však nepravděpodobné, že by se na srovnávaných plochách TDK, TDP a TDO výrazně lišila, lokality si byly blízké polohou a rostl na nich zapojený smrkový les.

V Západních Tatrách se kontrolní plocha TDZ s klimaxovou horskou smrčinou ukázala výrazně odlišná od kontrolní plochy TDK se starým hospodářsky využívaným smrkovým lesem, což by mělo být v budoucích studiích více zohledněno. Tím zde narážím na fakt, že rozeznat smrkový prales od starého hospodářského smrkového lesa není na první pohled tak jednoduché. Zlatníková plocha si v budoucnu určitě zaslouží mnohem větší pozornost, vzhledem k čerstvě nastolenému bezzásahovému režimu ve zbytku NPR Tichá dolina by tato dlouhodobě sledovaná plocha mohla v budoucích výzkumech napovědět, kam se bude dlouhodobý vývoj horské smrčiny a jejích společenstev ubírat. Nepochybně bude zajímavé sledovat i dlouhodobý vývoj společenstev na plochách s odlišným managementem. Celkově bylo po kalamitě odtěženo 95 % poškozených stromů v TANAP a Tichá a Kôprová dolina jsou jediná z tatranských údolí, kde se i díky aktivitě ochránců přírody nechal les přirozenému vývoji.

6 Závěr

Ve své práci jsem se zabýval společenstvy stonožek na vybraných lokalitách ve Vysokých a Západních Tatrách. Lokality byly vybrány účelně jako referenční plochy s nepoškozeným smrkovým lesem nebo plochy zasažené disturbancí. Disturbanční faktor byla vichřice z roku 2004, která na plochách vytvořila polomy a vývraty, jedna plocha s odklizeným polomem byla v roce 2005 zasažena i požárem. Sledované plochy po větrné disturbanci se dělily na ty, ponechané přirozenému vývoji a na plochy s asanačním managementem, kde byly padlé kmeny smrků kompletně odvezeny pryč. Zaznamenané druhy na všech lokalitách byly převážně eurytopní a výsledky naznačily, že bezzásahový management polomu má oproti asanačnímu zásahu signifikantně pozitivnější vliv na abundance stonožek ve sledovaném časovém měřítku. Společenstva stonožek reagují na změny poměrně pomalu a tato studie může být podnětem k dalšímu výzkumu vývoje jejich společenstev na sledovaných lokalitách.

7 Literatura

- Adis J. a Harvey M.S. (2000): How many Arachnida and Myriapoda are there world-wide and in Amazonia? *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 35(2): 139-141.
- Antunes S.C., Castro B.B., Moreira C., Goncalves F., Pereira R. (2012): Community-level effects in edaphic fauna from an abandoned mining area: Integration with chemical and toxicological lines of evidence. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 88: 65–71.
- Barber A.D. (2008): *Key to Identification of British Centipedes*. Field Studies Council, Shrewsbury.
- Barber A.D. (2009): *Centipedes. Synopses of the British Fauna (New Series)*. Field Studies Council, Shrewsbury.
- Barber A.D. a Keay A.N. (1988): *Provisional atlas of the centipedes of the British Isles*. Biological Records Centre, Huntingdon.
- Beranová J. (2018). *Dlouhodobá dynamika disturbancí smrkových lesů ve Vysokých Tatrách [diplomová práce]*. Praha: Katedra botaniky PřF UK.
- Beron P. (2008): *High-altitude Isopoda, Arachnida and Myriapoda in the Old World*. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow.
- Blackburn J., Farrow M., Arthur W. (2002): Factors influencing the distribution, abundance and diversity of geophilomorph and lithobiomorph centipedes. *Journal of Zoology*, 256(2): 221–232.
- Bonato L. a Zapparoli M. (2011): Chilopoda – geographical distribution. In Minelli (ed) (2011): *Treatise on Zoology – Anatomy, Taxonomy, Biology. The Myriapoda, Vol. 1*. Brill, London & Boston.
- Bouget C. a Duelli P. (2004): The effects of windthrow on forest insect communities: a literature review. *Biol Conserv* 118:281–299.
- Chapin F.S., Matson P.A., Mooney H.A. (2002): *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. New York: Springer.
- Connell J.H. and Slatyer R.O. (1977): Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist*, 111(982): 1119-1144.
- Coyle D.R., Nagendra U.J., Taylor M.K., Campbell J.H., Cunard C.E., Joslin A.H., Mundepi A., Phillips C.A. (2017): Soil fauna responses to natural disturbances, invasive species, and global climate change: Current state of the science and a call to action. *Soil Biol Biochem* 110: 116–133.
- Čada V., Brůna J., Svoboda M., Wild J. (2013): Dynamika horských smrčín na Šumavě. *Živa*, 61(5): 213-216.

- Čuchta P., Miklisová D., Kováč L. (2019): The succession of soil Collembola communities in spruce forests of the High Tatra Mountains five years after a windthrow and clear-cut logging. *Forest ecology and management*, 433: 504-513.
- Dmitrienko V.K. (1985): Soil invertebrate complexes as an indicator of disturbances of natural environment. In: Ghilarov M. S.(ed.). *Proc. IX. Int. Coll. Soil. Zool.*, Vilnius, p. 63.
- Duelli P., Obrist M.K., Wermelinger B. (2002): Windthrow-induced changes in faunistic biodiversity in alpine spruce forests. *For. Snow Landsc. Res.* 77: 117–131.
- Ďuračka K. (2008): *Vysoké Tatry po větrné živelné pohromě [bakalářská práce]*. Brno: Katedra geografie PřF MU.
- Frouz J., Prach K., Pižl V., Háněl L., Starý J., Tajovský K., Materna J., Balík V., Kalčík J., Řehouňková K. (2008): Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. *European journal of soil biology*, 44: 109–121.
- Georgopoulou E., Djursvoll P., Simaiakis S.M. (2016): Predicting species richness and distribution ranges of centipedes at the northern edge of Europe. *Acta Oecologica*, 74: 1–10.
- Grgič T. a Kos I. (2003): Centipede diversity in patches of different development phases in an unevenly-aged beech forest stand in Slovenia. *African Invertebrates*, 44: 237–252.
- Grgič T. a Kos I. (2005): Influence of forest development phase on centipede diversity in managed beech forests in Slovenia. *Biodivers Conserv* 14:1841–1862.
- Iorio É. a Labroche A. (2015): Les chilopodes (Chilopoda) de la moitié nord de la France: toutes les bases pour débiter l'étude de ce groupe et identifier facilement les espèces. *Invertébrés Armorica*, 13:1-108.
- Jamrichová E., Petr L., Jiménez-Alfaro B. (2017): Pollen-inferred millennial changes in landscape patterns at a major biogeographical interface within Europe. *Journal of Biogeography*, 44(10): 2386-2397.
- Janda P., Trotsiuk V., Mikolas M., Bace R., Nagel T. A., Seidl R., Svoboda M. (2017): The Historical Disturbance Regime of Mountain Norway Spruce Forests in the Western Carpathians and Its Influence on Current Forest Structure and Composition. *Forest Ecology and Management*, 388: 67–78.
- Johnstone J. F. a Chapin F.S. (2006): Effects of soil burn severity on post-fire tree recruitment in boreal forest. *Ecosystems* 9: 14–31.
- Jonášová M. (2013): Přírodní disturbance–klíčový faktor obnovy horských smrčín. *Živa*, 61(5): 216-219.
- Kaczmarek J. 1979: *Pareczniki Polski*. Uniwersytet Adama Mickiewicza, Poznań, 100 pp.
- Kindlmann P., Matějka K., Doležal P. (2012): *Lesy Šumavy, lýkožrout a ochrana přírody*. Karolinum, Praha, 326 p.

- Koren A. (1986): Die Chilopoden-Fauna von Kärnten und Osttirol. Teil 1 Geophilomorpha, Scolopendromorpha. *Carinthia* 2, 43: 1–88.
- Koren A. (1992): Die Chilopoden-Fauna von Kärnten und Osttirol. Teil 2 Lithobiomorpha. *Carinthia* 2, 51: 1–140.
- Lindhe A. a Lindelow A. (2004): Cut high stumps of spruce, birch, aspen and oak as breeding substrates for saproxylic beetles. *Forest Ecol Manag* 203:1–20.
- Leśniewska M. a Skwierczyński F. (2018): Impact of windstorm on a community of centipedes (Chilopoda) in a beech forest in Western Poland. *Biologia*, 73(2): 165-173.
- Lewis J.G.E. (1981): *The Biology of Centipedes*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Manton S.M. (1977): *The Arthropoda. Habits, functional morphology and evolution*. Clarendon Press, Oxford.
- Matějka K. (2012): Pralesy, přirozenost lesů a jejich dynamika-jaká je situace v České republice.
- Mezera A., Mráz K., Samek V. (1956): Stanovištně typologický přehled lesních rostlinných společenstev. - Lesprojekt-ÚHÚL, Brandýs nad Labem.
- Minelli A. (2011): The chilopoda – introduction. Diagnosis. In Minelli (ed) (2011): *Treatise on Zoology – Anatomy, Taxonomy, Biology. The Myriapoda*, Vol. 1. Brill, London & Boston.
- Mitić B., Antić D., Ilic B., Makarov S., Lucic L.R., Čurčić B. (2012). Parental care in *Cryptops hortensis* (Donovan) (Chilopoda: Scolopendromorpha) from Serbia, the Balkan Peninsula. *Archives of Biological Sciences*. 64: 1117-1121.
- Moravčík M. (2007): Green report. Report on the status of forestry in the Slovak Republic 2007 (No. INIS-SK--2008-143). Ministry of Agriculture of the Slovak Republic.
- Neckařová M. (2009): *Stonožky řádu Lithobiomorpha České republiky*. [bakalářská práce] Univerzita Palackého, Olomouc.
- Országh I. (2001): Centipedes (Chilopoda) of the Slovak republic. *Myriapodologica Czecho–Slovaca*, 1: 49–57.
- Pickett S.T.A., White P.S. (1985): *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Elsevier, Amsterdam.
- Plesník P. (1971): Horná hranica lesa. 1. vydání, *Neografia*, Martin. 28-30: 107-111.
- Pontailleur J.Y., Faille A., Lemée G. (1997): Storms drive successional dynamics in natural forests: a case study in Fontainebleau forest (France). *Forest Ecol Manag* 98: 1–15.
- Renčo M. a Čerevková A. (2017): Windstorms as mediator of soil nematode community changes: Evidence from European spruce forest. *Helminthologia*, 54(1): 36-47.

- Rybníček K. a Rybníčková E. (2008): Upper Holocene Dry Land Vegetation in the Moravian-Slovakian Borderland (Czech and Slovak Republics). *Vegetation History and Archaeobotany*. Nov; 17: 701–711.
- Stoev P., Akkari N., Komerički A., Edgecombe G.D., Bonato L. (2015): At the end of the rope: *Geophilus hadesi* sp. n. – the world's deepest cave-dwelling centipede (Chilopoda, Geophilomorpha, Geophilidae). *ZooKeys*, 510: 95–114.
- Škvarenina J., Tomlain J., Hrvol J., Škvareninová J. (2009): Occurrence of Dry and Wet Periods in Altitudinal Vegetation Stages of West Carpathians in Slovakia: Time-series Analysis 1951–2005. *Bioclimatology and Natural Hazards*. Springer, Dordrecht, 97–106.
- Šmilauer P. a Lepš J. (2014): *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO 5*. Cambridge university press.
- Šoltés R., Skolek J., Homolová Z., Kyselová Z. (2010): Early Successional Oathways in the Tatra Mountains (Slovakia) Forest Ecosystems Following Natural Disturbances. *Biologia*, 65(6): 958–964.
- Tajovský K. (2002): Soil macrofauna (Diplopoda, Chilopoda, Oniscidea) in a pine forest disturbed by wildfire. In: *Studies on Soil Fauna in Central Europe, Proceedings of the 6th Central European Workshop on soil Zoology*. - České Budějovice, Institute of Soil Biology AS CR 2002.: 227-232.
- Tajovský K. a Pižl V. (1998): Extrakce v modifikovaném Kempsonově apatátu-efektivní metoda pro kvalitativní studium půdní makrofauny. In: Šimek M., Šantrůčková H. & Křišťufek V. (eds.): *Odběr, skladování a zpracování půdních vzorků pro biologické a chemické analýzy*. ÚPB AV ČR, České Budějovice: 91–97.
- Tuf I.H. (2000): Communities of centipedes (Chilopoda) in the tree floodplainforests of various age in Litovelské Pomoraví (Czech Republic). *Fragm Faun* 43(Suppl): 327–332.
- Tuf I.H. (2015): Different collecting methods reveal different ecological groups of centipedes (Chilopoda). *Zoologia (Curitiba)* 32(5): 345-350.
- Tuf I. H. a Kupka J. (2015): The first record of *Strigamia pusilla* from the Czech Republic (Chilopoda: Geophilomorpha). *Acta Carpathica Occidentalis* 6: 108–110.
- Turner M. G., Baker W. L., Peterson C. J., Peet R. K. (1998): Factors Influencing Succession: Lessons from Large, Infrequent Natural Disturbances. *Ecosystems*, 1(6): 511–523.
- Ulanova N.G. (2000): The effects of windthrow on forests at different spatial scales: a review. *Forest Ecol Manag* 135: 155–167.
- Urbanovičová V., Miklisová D., Mock A., Kováč Ľ. (2014): Activity of epigeic arthropods in differently managed windthrown foreststands in the High Tatra Mts. North-Western J Zool 10(2): 337–345.
- Voigtländer K. (2011): Chilopoda – ecology. In Minelli (ed) (2011): *Treatise on Zoology – Anatomy, Taxonomy, Biology. The Myriapoda*, Vol. 1. Brill, London & Boston.

- Wermelinger B., Duelli P., Obrist M. K. (2003): Windthrow stimulates arthropod diversity in forests. In: Proc. Int. Symposium, Mantova, May 29-31: 79-82.
- Wermelinger B. (2004): Ecology and Management of the Spruce Bark Beetle *Ips typographus* – a Review of Recent Research. *Forest Ecology and Management*, 202: 67–82.
- Zalesskaja N.T. (1978): [Identifikační kniha stonožek řádu Lithobiomorpha SSSR]. Moskva: Nauka Publ. 212 p. [v ruštině].
- Zielonka T., Holeksa J., Malcher P. (2009): Disturbance Events in a Mixed Spruce –Larch Forest in the Tatra Mts., Western Carpathians –a Tentative Reconstruction. *Baltic Forestry*, 15(2): 161–167.

8 Přílohy

Příloha 1: Tabulka zkratk chemických veličin:

<u>Zkratka chemické veličiny</u>	<u>význam</u>
pH/H ₂ O	aktivní pH ve vodním výluhu
pH/KCl	výměnné pH ve výluhu s 1M chloridem draselným
P _{celk} [mg.kg ⁻¹]	obsah fosforu
P _v +P _k [mg.kg ⁻¹]	obsah přístupného fosforu
P _v [mg.kg ⁻¹]	obsah vodorozpustného fosforu
C _{ox} %	podíl oxidovatelného uhlíku
Na[mg.kg ⁻¹]	Obsah přístupného sodíku
K[mg.kg ⁻¹]	Obsah přístupného draslíku
Ca[mg.kg ⁻¹]	Obsah přístupného vápníku

Příloha 2: Tabulka celých názvů a odpovídajících zkratk druhů

<u>Název druhu</u>	<u>zkratka</u>
<i>Geophilus alpinus</i> Meinert, 1870	<i>GAlpin</i>
<i>Geophilus flavus</i> (De Geer, 1778)	<i>GFlavus</i>
<i>Lithobius biunguiculatus</i> Loksa, 1947	<i>LBiung</i>
<i>Lithobius burzenlandicus</i> Verhoeff, 1931	<i>LBurz</i>
<i>Lithobius cyrtopus</i> Latzel, 1880	<i>LCyrtp</i>
<i>Lithobius erythrocephalus</i> C.L. Koch, 1847	<i>LEryth</i>
<i>Lithobius forficatus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>LForfc</i>
<i>Lithobius microps</i> Meinert, 1868	<i>LMicrp</i>
<i>Lithobius mutabilis</i> L. Koch, 1862	<i>LMutab</i>
<i>Lithobius sp.</i> Leach, 1814	<i>LSp</i>
<i>Strigamia acuminata</i> (Leach, 1815)	<i>SAcumn</i>
<i>Strigamia pusilla</i> (Sseliwanoff, 1881)	<i>SPusil</i>
<i>Strigamia transsilvanica</i> (Verhoeff, 1928)	<i>STrans</i>
<i>Cryptops hortensis</i> (Donovan, 1810)	<i>CHortn</i>
<i>Cryptops parisi</i> Brölemann, 1920	<i>CParisi</i>