

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLMOUCI

PEDAGOGICKÁ FAKULTA

Katedra biologie

**Vliv hrabání opadu
na společenstva půdní fauny**

bakalářská práce

Iva Gryc

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

Olomouc 2019

Prohlašuji, že jsem svoji bakalářskou práci vypracovala zcela samostatně pod vedením doc. Ivana H. Tufa a informace jsem čerpala pouze ze zdrojů uvedených v seznamu literatury.

V Olomouci dne 20. dubna 2019

.....

podpis

Gryc I. (2019): Vliv hrabání opadu na společenstva půdní fauny [bakalářská práce].

Olomouc: Katedra biologie, Pedagogická Fakulta UP v Olomouci. 40 s. Česky.

Abstrakt

Lesy jsou významnou součástí planety Země, nejen pro lesní faunu, ale i pro nás lidi. Hrají podstatnou roli při zadržování vody v krajině a jsou nepostradatelným producentem kyslíku. Jsou místem výskytu velkého množství bezobratlých. Tato práce zkoumá dopad lidské činnosti v podobě sběru hrabanky na jejich život. V národním parku Podyjí jsme náhodně vybrali 45 ploch, které jsme rozdělili na tři skupiny. V první skupině se opad sbíral na jaře, ve druhé na podzim, třetí oblast byla kontrolní bez žádného sběru, opad byl odebírán šest let. Po šesti letech byla vzorkována půdní makrofauna pomocí tepelné extrakce půdních vzorků. V porovnání s kontrolním managementem mělo hrabání opadu negativní dopad jak na diverzitu, tak početnost půdní makrofauny. Tento efekt byl výraznější na plochách hrabaných na jaře. Důvodem je zřejmě vyšší prosychání obnažené půdy během léta.

Klíčová slova: hrabanka, půdní makrofauna, stonožky, mnohonožky, pavouci, Podyjí

Gryc I. (2019): Effect of litter raking on soil invertebrate communities. [bachelor's thesis].

Olomouc: Department of Biology, Faculty of Education, Palacký University of Olomouc. 40 pp. In Czech.

Abstract

Forests are an important part of nature, not only for forest fauna but also for us people. Forests play an essential role in retaining water in the landscape and they are an indispensable producer of oxygen. They are inhabited by large number of invertebrates. This paper deals the impact of human activity in the form of litter raking on their lives. In the Podyjí National Park, 45 plots were randomly selected. In one third, litter raking was applied on the spring, in the second third on the autumn, the rest of plots was used as a control without raking. Following 6 years of raking, soil macrofauna was heat extracted from soil samples. Compared to control management, raking had a negative effect in both diversity and abundance of soil fauna, this effect was stronger on spring raked plots. The probable reason is protecting effect of litter against desiccation of soil during summer.

Keywords: litter, soil macrofauna, centipedes, millipedes, spiders, Podyjí

Obsah

Seznam tabulek	vii
Seznam obrázků	viii
1. Úvod	1
1.1 Lesy	1
1.2 Hrabanka	2
1.3 Manipulace s množstvím hrabanky a její vliv na biotu	3
1.4 Půdní makrofauna	7
1.4.1 Pavouci	8
1.4.2 Štírci	8
1.4.3 Stonožky	8
1.4.4 Mnohonožky	9
1.4.5 Stejnonožci	9
2 Cíle práce	10
3 Materiál a metody	11
3.1 Lokalita	12
3.2 Studijní plochy	12
3.3 Odběr edafonu	13
3.4 Analýza dat	14
4 Výsledky	15
4.1 Množství odebraného opadu	15
4.2 Celkový přehled materiálu	15
4.3 Vliv hrabání na abundance	16
4.4 Vliv vybraných faktorů na distribuci modelových druhů	17
4.5 Podobnost společenstev jednotlivých ploch	18
4.6 Podobnost druhů dle distribuce na jednotlivých plochách	19
5 Diskuse	21
6 Závěr	24
7 Literatura	25

Seznam tabulek

Tabulka 1: Početnosti odchytených druhů a jedinců půdní makrofauny	16
Tabulka 2: Abundance jednotlivých druhů v jednotlivých variantách experimentu	17

Seznam obrázků

Obrázek 1: Množství odebraného opadu	15
Obrázek 2: Redundanční analýza distribuce půdní makrofauny	18
Obrázek 3: Podobnost společenstev půdní makrofauny jednotlivých ploch	19
Obrázek 4: Podobnost jednotlivých druhů půdní makrofauny	20

Poděkování

Na tomto místě bych ráda vyjádřila můj obrovský vděk vedoucímu práce doc. Ivanu H.

Tufovi za odborné vedení, cenné rady, pomoc při určování a nekonečnou trpělivost a ochotu.

1 Úvod

1.1 Lesy

Lesy hrají významnou roli v životě organismů, včetně společenstev nacházejících se mimo lesní ekosystém. Na světě jsou zhruba tři biliony stromů (Crowther, 2015). Dle dominantních druhů rozeznáváme lesy smíšené, listnaté a jehličnaté, které se navzájem liší, avšak mají společnou následující charakteristiku. Prostor pokrytý dřevinami o minimální výšce 5 m a stromovém zápoji nejméně 25 %. Dále je les definován ekotony, tedy přechodovými hranicemi. Rozdíl mezi lesem a bezlesem určuje nadmořská výška, popřípadě zeměpisná šířka, délka souvislé vegetační doby během roku, množství srážek a taktéž podloží, sklon, či orientace vůči světovým stranám. Lesní klima a klima bezlesí se zásadně liší ve světelné dostupnosti, vlhkosti, úhrnu srážek, teplotní stabilitě a rychlosti proudění větru.

Vlivem hustě rozvětvených korun stromů je uvnitř lesa omezena prostupnost světla na minimum, proto mají druhy lesního podrostu širokou ekologickou valenci vůči stínu. U opadavých lesů je míra světelné intenzity ve velké míře sezonní, což znamená, že v těchto lesích je výrazný jarní aspekt, kdy byliny v podrostu využívají dočasný dostatek dopadajícího světla (Machar et al. 2009).

Stromy čerpají vodu z půdy, takže se z ní poté vypařuje méně vody a dochází naopak ke zvýšení vzdušné vlhkosti. Masa stromů zpomaluje proudění vzduchu a snižuje úhrn srážek, ty jsou zachytávány vegetací, to má za následek dvojitý déšť v lese. Nejprve při dešti a podruhé, když kape voda ze stromů. Přičemž intercepce je výraznější ve smrkových porostech (Kantor et al. 2002). Velká část srážek přitom nedopadne na zem, jelikož se po dešti odpaří přímo z povrchu stromů (Machar et al. 2009). Při extrémním počasí se můžeme ukrýt do lesa. Pokud je teplo a slunečno, teplota v lese je nižší, a naopak v zimě jsou minimální teploty o několik stupňů vyšší. Nejvíce se termoregulační schopnost lesa projevuje ve vegetačním období. Výše popsané jedinečné lesní mikroklima mohlo vzniknout především díky zpomalenému proudění vzduchu. Seskupené množství stromů funguje jako větrolam – uvnitř lesa je rychlost větru snížena, rychlost větru nad korunami stromů se naopak zvětšuje. Jedinečný soubor fytoceózy, biocenózy a abiotických faktorů vytváří jeden z nejsložitějších ekosystémů naší planety, jímž byla na počátku civilizace pokryta majoritní část Evropy a celého světa. Jeho nenahraditelnost spočívá v uzavřeném koloběhu látek a energie, jež cirkulují přes stromy, vodu a půdu.

Z hlediska zdrojů a služeb můžeme význam lesů pro člověka rozdělit na dvě skupiny, a to jsou produkční a mimoprodukční. Jak vyplývá ze samotného označení, produkční funkci lesa představuje primárně do jisté míry obnovitelná produkce dřeva určeného ke spotřebě, či prodeji. Během celého holocénu lidé využívali les na krmivo a dřevo pro pohonné hmoty a stavební materiál (McGrat et al. 2015). V řadě zemí se dřevo dodnes používá jako lehce dostupný zdroj energie. Dřevo také využíváme jako materiál na nábytek, ve stavebnictví nebo papírenství. Za obvyklé situace obnovitelnost lesů jakožto zdrojů dřeva úzce souvisí s lesním hospodařením. V zemích bývalého Rakouska Uherska je lesní zákon korigující těžbu od 18. století, tedy od doby vlády Marie Terezie.

Mimoprodukční funkce zahrnuje fixaci oxidu uhličitého, prachových částic a produkci kyslíku. Odtud pochází přezdívka lesů „plíce Země“. Lesy poskytují vhodné prostory pro rekreaci, mají blahodárný vliv na duševní a tím i na fyzické zdraví člověka. Jsou relativně bohaté na biodiverzitu (monokulturní hospodářské lesy versus tropické lesy) a mohou plnit výchovně vzdělávací funkci. Zcela zásadní význam mají lesy v protipovodňové a protierozní ochraně.

V posledních dvou stech letech se život člověka změnil – prudký nárůst populace byl úzce sepatý s intenzivním využíváním přírodních zdrojů nešetrnými způsoby, jakou jsou hutnictví, pastevectví, těžba či zemědělství. V druhé polovině minulého století byl zaznamenán zvýšený úbytek lesních ekosystémů, primárně ve vyšších nadmořských výškách střední Evropy, západní Evropy a severní Ameriky. Příčinou je kombinace mnoha přírodních faktorů a destruktivní antropogenní činnosti, jako jsou kyselá deště, biotický stres, výkyvy počasí, znečištění ovzduší, nesprávný management, režim těžby, hromadění odpadků (Hüttl, 1991).

1.2 Hrabanka

Během svého života se jednotlivé stromy obnovují a vytvářejí opad, který člověk v minulosti hojně využíval. Hrabanka, bohatá na živiny, je organická směs jehličí, listí, borky, kousků dřevní hmoty, šišek a všeho dalšího opadu nejen rostlinného původu, který se dá v lesích „nahrabat“ na povrchu půdy.

V 19. století běžní lidé na našem území sbírali hrabanku pravidelně (Glatzel, 1991). V roce 1853, kdy tento management dosahoval svého vrcholu, odnesli lidé z lesů průměrně 50 Tg suché hrabanky za jediný rok (McGrat et al. 2015). Kromě využití coby podestýlky pro domácí zvířata a případně jako hnojiva, našla na venkově široké uplatnění. Dala se použít

při zateplování obydlí, a dokonce jako výplň lůžkovin a matrací. V období hladomoru se používala i jako krmivo. Dnes ji lidé míchají s pískem, rašelinou a používají jako substrát či hnojivo na své zahrádky a záhony. Hrabanka se dá i v současné moderní době využít jako stelivo při chovu želv, obojživelníků, hlemýžďů, brouků, mnohonožek a dalších terarijních zvířat.

Ve střední Evropě v počátcích 19. století, kdy se stal populárnější chov zvířat v zastřešených stavbách, se sběr hrabanky zintenzivnil. Lidé si hrabankou nejprve vystýlali chlévy a po určité době, když byla hrabanka příliš kontaminovaná zvířecími exkrementy, vše důkladně promíchali a získali bohaté organické hnojivo vhodné k zarytí na svých políčkách (Gimmi et al. 2007). Sběr hrabanky, respektive jeho intenzita, se lišil v jednotlivých regionech, vždy však odběr hrabanky znamenal odnos živin. Na začátku 20. století se tento způsob hospodaření (společně s kosením trávy v lesích) začal rozcházet s principy maximalizace produkce dřeva a byl omezen (Bürgi et al. 2007; Gimmi et al. 2008).

Stěžejním faktorem ovlivňujícím životaschopnost stromů je nutriční vyváženost. Odstranění živin, odehrávající se v nadzemní části, může ovlivňovat biochemické procesy v lese (Huang et al. 2015) a významně převyšuje příjem živin z atmosférického spadu, což opodstatňuje výzkum v oblasti hromadění hrabanky jakožto hnojiva pro revitalizaci lesů (Vild et al. 2015). Manipulace s hrabankou ovlivňuje i životní podmínky edafonu, neboli půdních organismů. Tento trend se více projevuje ve svazích orientovaných na jih, charakteristických nízkými srážkami a vyššími teplotami (Jabin et al. 2006)

V současné době je odnášení hrabanky z lesa právně ošetřeno lesním zákonem. Zákon 285/1995 Sb. deklaruje, že občané mají právo shrabávat hrabanku pro vlastní účely, ne však pro komerční využití.

Nedílným subsystémem lesního společenstva je půda, silně ovlivňována svou biotou. K upřesnění míry a způsobu poškození biocenózy může sloužit biodiverzita edafonu.

1.3 Manipulace s množstvím hrabanky a její vliv na biotu

Dlouhotrvající periodické odnášení hrabanky má prokazatelně negativní vliv na koloběh živin, včetně nepostradatelného uhlíku (Ebermayer 1876). Akumulace uhlíku je zdoluhavá, jeho velká část je fixovaná v biomase a půdě, a tak je dnešní i budoucí stav lesů ovlivňován managementem, které se na lesy uplatňují a v minulosti uplatňovaly (McGrat et al. 2015). Z globálního hlediska je v půdě zásoba uhlíku dvojnásobná než ve vegetaci, a proto může narušení půdy představovat v různém měřítku riziko změny bilance uhlíku (Malhi et al. 1999).

Studie ukazují, že oblasti, na kterých v minulosti docházelo k tradičnímu odnášení hrabanky mají v půdách nižší zásoby uhlíku zhruba o 2 % (Gimmi et al., 2012). Přičemž působení sběru opadu na bilanci živin je významnější, než na rovnováhu uhlíku (Gimmi et al., 2012). Odhadujeme, že na 50 Tg odebraného opadu připadá jedna polovina, tedy 25 Tg uhlíku a dusíku pak 0.5 Tg (Schulze et al. 2010). Tyto změny v dostupnosti uhlíku, byly pozorovatelné ještě o 30 let později po ukončení tohoto managementu, který probíhal přibližně 310 let (Gimmi et al., 2012).

Pro udržení stability ekosystému, která významně podmiňuje výslednou produkci lesa, je fungující život půdních členovců nezbytný. I zdánlivě sebemenší opakující se poškození ekosystému může mít za následek změnu skladby společenstva a tím narušit trofické interakce (Ober et al. 2014).

Vývoj společenstev stonožek v různých oblastech se signifikantně odlišuje (Poser 1988). Jeden z určujících faktorů je, po jak dlouhé období, respektive do kdy, byl ve zkoumaných oblastech historicky prováděn sběr hrabanky. Klíčovým faktorem je, zda se vůbec nějaká organická hmota na místě nacházela. Největší efekt hrabání opadu se projevuje predátorů (např. stonožek) a jejich kořisti – konzumentů odumřelé dřevní hmoty a hub (Ober et al. 2014).

Experimentálně bylo potvrzeno, že potravní řetězce založené na detritovorech a fungivorech jsou limitovány zdola nahoru (Chen et al.1999). Při umělém dodávání organického materiálu (potravy pro detritovory a fungivory) stoupla hustota členovců z řad predátorů (stonožek a pavouků) na dvojnásobek (Chen et al. 1999). Tento efekt je odpovědí na zvýšenou dostupnost kořisti v trofickém řetězci, jež se zvýšila jako důsledek zesíleného zdroje potravy (Chen et al.1999). Při jarním přidávání opadu vzrostl počet kořisti (chvostoků) až na trojnásobek, hustota jiného druhu kořisti (dvoukřídlých) se zdvojnásobila jak na jaře, tak i na podzim (Chen et al. 1999). K zdvojnásobení hustoty došlo nejen kořisti, ale i u predátorů, roztočů a všežravců (Chen et al. 1999). Zvyšování dostupnosti potravy se tedy přes potravní řetězec šíří (Chen et al. 1999).

Vrchol a základna pomyslné trofické pyramidy jsou ovlivňovány i jinými zásahy do ekosystému. Například v Severní Americe jsou detritovoři a rozkladači negativně ovlivňováni invazními druhy žížal (Gao et al. 2017). Žížaly svou aktivitou kypří půdu, čímž mění její fyzikální vlastnosti. Substrát pak tvoří lépe průchozí prostředí pro stonožky (Gao et al. 2017). Opačný, takzvaný zředovací, efekt se vyskytuje při nadměrném množství hrabanky (Kalinkat et al. 2013). Množství pomalu tlejícího opadu poskytuje kořisti více úkrytu a znesnadňuje

stonožkám pronásledování živočišné potravy, tudíž dochází k redukci počtu setkání kořisti a predátora (Kalinkat et al. 2013). To se projevilo v experimentu jako snížená míra konzumace kořisti (Kalinkat et al. 2013). Hrabanka představuje pro edafon strukturovanou síť stanovišť a dostupnost obživy na různých trofických úrovních.

V podhorském bukovém lese, jež byl posledních 110 let téměř nedotčen, se hustota stonožek zvyšovala po jejich kolonizaci až do roku 1993, kdy zřejmě došlo k dosažení meze nosné kapacity prostředí. V tomto prostředí proběhly experimenty s manipulací s množstvím opadu (Poser 1988). Při zdvojnásobení vrstvy spadaneho listí byla zachována tendence zvyšování početnosti stonožek (Poser 1988).

V oblastech s absencí organické vrstvy hustota stonožek klesala, a to pod úroveň hustoty stonožek na kontrolních místech (Poser 1988). Velké výkyvy mohou být do jisté míry následkem zbytků neodstraněného listí a činností zdejších zvířat, která zatím nemigrovala (Poser 1988). Stonožky, které se vyskytují hlouběji, tedy v minerální vrstvě půdy, reagovaly na změnu množství opadanky odlišně než stonožky, které žijí převážně na opadu (Poser 1988). U rodu *Lithobius* po pravidelném přidávání opadanky došlo k navýšení počtu jedinců. Při opakovaném sběru hrabanky se početnost snížila až pod úroveň na kontrolních plochách. Závěry nejrozličnějších studií potvrzují důležitost přítomnosti hrabanky pro život půdních bezobratlých a shodují se, že periodické odstraňování jehličí, borky, listí, kletí a šišek bude mít s nejvyšší pravděpodobností negativní dopad na společenstva členovců, tento dopad se bude logicky v průběhu let prohlubovat (Ober et al. 2014).

Se zvýšením organické vrstvy dochází nejenom ke trofickým a strukturálním změnám společenstev, ale i ke změně mikroklimatu (Uetz 1979). Klíčové determinanty se mění v závislosti na ročním období. Na začátku sezóny jsou určující změny teploty a početnost kořisti, v půlce sezóny už dochází ke složitějším vztahům mezi vlhkostí a strukturou půdy, jež ovlivňují abundanci edafonu, složení půdy je v tomto období vlivnějším faktorem než kolísání vlhkosti (Uetz 1979). V závěru sezóny jsou za početní změny v populacích edafonu zodpovědné zejména množství hrabanky a teplotní rozpětí, teplota je v tomto období významnějším faktorem (Uetz 1979).

Na místech, kde byla hrabanka dodávána, jako první využili zvýšený objem organické hmoty dospělí jedinci (Poser 1988). I v tomto případě hustota dospělců i larválních stadií jednoznačně převýšila hustotu kontrolních oblastí (Poser 1988). Tento trend trval do poloviny experimentálního období, následně došlo k poklesu biomasy, což naznačuje, že k další kolonizaci nedošlo (Poser 1988). Významný dopad na populace půdní makrofauny

mají i různé praktiky využívání půdy (Barros 2002). Například v tropických oblastech, jako je peruánská Amazona, se biodiverzita statisticky významně zvýšila po zavedení managementu pastvin a ročním systémem pěstování plodin (Lavelle et al. 1989). Pěstování hospodářských plodin obvykle druhovou rozmanitost edafonu snižuje, půda je narušena a chybí trvalý půdní pokryv. Naopak v pastvinách pokrytých travami, jež podporují stabilitu vodního režimu a zkvalitňují organickou hmotu byl zaznamenán nárůst početnosti mnohonožek a stejnonožců (Barros 2002). Systém pastvin sice celkovou biodiverzitu také snižuje, ale pozitivně působí na početnost a rozmanitost velmi prospěšných žížal (Barros 2002). Žížaly svým pohybem kypří půdu a jsou kořistí některých stonožek. Pro zachování biodiverzity je výhodná přítomnost stromů (Mboukou-Kimbatsa et al. 1998). Managementy zahrnující ležení ladem a agrolesnické systémy jsou běžně bohaté na výskyt mravenců a termitů (Barros 2002). To může být způsobeno rozmanitými vstupy organických látek, které napomáhají těmto druhům kolonizovat prostředí (Barros 2002). Čím méně jsou praktiky využívání půdy odvozené od původních systémů (lesy, pastviny v savanách), tím lépe jsou schopny populace půdní fauny udržovat vysokou úroveň hojnosti (Decaens et al. 1994).

Nicméně jiné studie dokazují, že některé druhy stonožek jsou schopny rychlé adaptace, zejména jejich trofická nika je široká a variabilní. Tato schopnost, využít alternativní kořist, může být pro bezobratlé predátory určující pro přežití v člověkem narušených ekosystémech (Poser 1988).

Výzkumem bylo dokázáno, že při dlouhodobém (12 let) odběru hrabanky (po 10 cm do hloubky až 30 cm) dochází v evropských lesích mírného pásma ke kontinuálnímu snížení pH o přibližně 0,02 jednotek (ve všech třech hloubkových stupních), přičemž po uplynutí desíti let došlo k razantnímu zvýšení kyselosti minerální složky půdy (Prietzl 1997). Obsah organického uhlíku v minerální půdě zůstal ve stejném období nedotčený, ve svrchních vrstvách půdy se snížil o 10 %. Za přítomnosti drobných půdotvorných živočichů (roztoči, chvostoskoci) se postupně mísí minerální a humózní složka půdy, to je doprovázeno stěhováním humusu hlouběji do svrchních vrstev minerální půdy (Prietzl 1997). Obsah organického uhlíku v těchto vrstvách minerální půdy se zásadně neliší, což nám potvrzuje hypotézu o přítomnosti bezobratlých hlavně v nejsvrchnějších polohách minerální vrstvy (Makeschin 1994).

Naopak ve Skotských lesích, neúměrně vystavených atmosférickému N, je sběr hrabanky pozitivním nástrojem, vedoucím ke snížení eutrofizace, a tedy rychlou cestou k nutriční rovnováze (Prietzl et al. 2005). Toto nařízení se ovšem týká pouze některých

menších oblastí, v nichž jsou eutrofizací ohrožené stenoaletní druhy vázané na sníženou dostupnost N a zdroje veřejné pitné vody (Prietzl et al. 2005). Při tomto managementu musí být lesní ekosystém monitorován, zejména koloběhy některých rostlinných makroprvků (N, P, K, Mg, Ca) (Prietzl et al. 2005). Pokud dojde k nevhodným ztrátám živin, sběr hrabanky musí být ukončen (Prietzl et al. 2005). Z výše popsaného vyplývá, že odstraňování opadu je pouze krátkodobým řešením. V zájmu dlouhodobého a udržitelného hospodaření ve středoevropských lesích je nutné depozice atmosférického dusíku eliminovat (Prietzl et al. 2005).

Sběr hrabanky má značný negativní dopad i na půdní zásobu živin majoritně Ca, Mg, K, P a N (Hofmeister et al. 2008, Glatzel 1991) a kationty půdní báze. Po uhlíku byly, zásadně vyčerpány i zásoby fosforu a dusíku (Glatzel 1990; Glatzel 1991; Dzwonko et al. 2002).

Ovšem je nutné brát v úvahu dějiny vývoje tradičního hrabání daného místa, což je mnohdy velice obtížné z důvodu absence historických materiálů (Hofmeister et al. 2008). Kromě toho i jiné obhospodařovací postupy (těžba, kácení, pastva) mají různě velké vlivy na snížení či úplnou ztrátu živin a víme, že bezmála všechny lesy jimi v minulém a předminulém století byly zasaženy (Hüttl et al. 1995). I toto je příčina nesnadného hodnocení vlivu odebrání hrabanky na změny půdních živin (Hofmeister et al. 2008). Výluh základních kationtů způsobený dlouhodobým sběrem hrabanky je srovnatelný s následky kyselých atmosférických depozic.

U makrofauny bylo určujícím faktorem roční období sběru, u vegetace směrodatné nebylo a na druhové složení nemělo vliv (Vild et al. 2015). V našem výzkumu, ke změně biodiverzity nedošlo, ale na obou hrabaných plochách bylo vysoké zastoupení bylin, přičemž na plochách s podzimním ošetřením byla abundance mírně vyšší (Vild et al. 2015). Vyrostly zde především jednoleté rostliny s indikačními vlastnostmi narušení půdy *Moehringia trinervia*, *Galeopsis tetrahit*, *Fallopia convolvulus* a narušení mýtiny *Hypericum perforatum*, *Poa angustifolia*. Na plochách, které nebyly hrabané a sloužily pro naši kontrolu, dominovaly trávy *Agrostis capillaris*, *Melica nutans* a víceleté lesní rostliny *Hieracium sabaudum*, *Viola odorata* (Vild et al. 2015).

1.4 Půdní makrofauna

Půdní makrofauna je pro fungování přírody nepostradatelná. Podílí se na důležitých procesech jako je tvorba a míchání půdy, redukce houbových organismů, rozklad a mobilizace živin a

dalších (Lavelle et al. 2006). Řadíme sem půdní bezobratlé z velikostní kategorie 2 mm až 2 cm. Společnou vlastností těchto bezobratlých jsou jejich abundance, které dosahují řádově stovek jedinců na metr čtvereční půdy. Půdní makrofauna zahrnuje jak druhy živící se mrtvou organickou hmotou (dekompozitoři), tak i půdní predátory. Hlavní skupiny dekompozitorů představují mnohonožky a suchozemští stejnonožci, mezi predátory lze řadit stonožky, pavouky, štírky a vybrané čeledi brouků.

1.4.1 Pavouci

Pavouci (Araneae) mají hlavohruď připojenou k zadečku stopkou, jíž prochází trubicovité orgány trávicí a cévní soustavy (Smrž 2014). U všech našich skupin je zadeček nečláňkovaný a jsou na něm tři páry snovacích bradavek (Bellmann et al. 2003). Chelicery obsahují jedovou žlázu (Smrž 2014). Trávení probíhá mimo tělo pavouka. Trávicí enzymy rozloží kořist, následně pavouk nasává zkapalněnou potravu a dotrávení probíhá v prstovitých trávicích žlázách (Smrž 2014). Na hlavohrudě je umístěno osm, výjimečně šest očí (Bellmann et al. 2003).

1.4.2 Štírci

Štírci (Pseudoscorpiones) jsou charakterističtí především nápadnými klepetovitými pedipalpy, na nichž ústí jedové žlázy (Bellmann et al. 2003). Čláňkovaný zadeček je kompaktní, nerozlišený na preabdomen a postabdomen (Smrž 2014). Štírci dýchají pomocí tracheí, delší vzdálenosti překonávají přichycení na mobilnějších živočiších (foreze), například broucích či mouchách (Smrž 2014).

1.4.3 Stonožky

Tělo stonožek (Chilopoda) je protáhlé (naše druhy dosahují velikosti 6-60 mm) a zpravidla zploštělé (Křístek et al. 2004), zbarvené v nejrůznějších odstínech hnědé až žluté.

Stonožky nemají vytvořený samostatný hrudní oddíl, pouze hlavu a trup, tvořený 15 až 191 články. Trupový článek se skládá z hřbetního štítku, břišního štítku, bočních štítků a jednoho páru končetin. Některé články nesou také otvory vzdušnic. Většina končetin jsou tzv. končetiny kráčivé, poslední pár kráčivých končetin se nazývá vlečné nohy. Každý článek nese 1 pár silných čláňkovaných končetin vkloubených po stranách těla. Končetiny prvního trupového článku jsou přeměněny na tzv. forcipuly (kusadlové nožky) s jedovou žlázou, kterými stonožky chytají a zabíjejí kořist, nebo se brání před predátory. Plochá, od trupu zřetelně oddělená, hlava je orientována ve směru podélné tělní osy (prognátní typ). Na přední

části hlavy je umístěn 1 pár dlouhých nitkovitých tykadel tvořených téměř shodnými články a po stranách jsou nejčastěji jednoduchá očka zvaná ocelli (Folkmanová 1959). Hlava nese tři páry končetin: dva páry čelistí a silně sklerotizovaný pár kusadel.

Na zadním konci těla mají stonožky umístěné vývody pohlavních orgánů. Samice klade vajíčka buď jednotlivě do půdy, nebo celou snůšku v úkrytu chrání a opatruje, až do vylíhnutí larev. Stonožky jsou obecně považovány za dravce, i když mohou (spíše výjimečně) konzumovat rostlinnou potravu (například opad). Můžeme je nalézt ve vlhčím prostředí – v opadu, pod kameny, pod borkou, ve škvírách a skulinkách, nejvíce aktivní jsou v noci.

U nás, v lesích mírného pásma, je nejvíce zastoupen rod *Lithobius*, vzhledem k hojnému výskytu, jejich biomase a postavení v potravním řetězci jsou stonožky velice významné (Poser 1989).

1.4.4 Mnohonožky

Mnohonožky (Diplopoda) jsou jednou z nejstarších skupin členovců vůbec. Jejich fosilie jsou podobné dnešním druhům, datujeme je až do období svrchního siluru (Lang 1954). Článkované tělo může být válcovitého tvaru na hřbetu mírně zploštělé, tyto jedinci se při ohrožení stáčí do spirály (Lang 1954). Druhy s hřbetní stranou hodně vypouklou a spodní stranou zploštělou se svíjí do kuličky (Lang 1954). Tělo mnohonožek může mít různý počet článků v závislosti na druhu od 11 přes 20 až po 30 či více. Kutikula je tvořena chitinem a uhličitanem vápenatým. Tělo se stává z hlavy a trupu. Hlava má kulovitý tvar, na temeni se nachází mediální rýha. Na hlavě vyrůstají 7-8 článkovaná tykadla a jsou vsazené (výjimečně zakrnělé) jednoduché oči – ocelli (Lang 1954). Jeden pár silných kusadel je zakrytý horním pyskem. Většina mnohonožek je býložravá, výjimečně pojídají i živočišné zbytky, nebo loví hmyz menší, než jsou samy. Hlavu a trup spojuje obrvený krční článek, tzv. collum (Lang 1954). Ostatní články jsou vzhledově podobné, druhý až čtvrtý segment nesou každý po jednom páru noh, na třetím článku jsou umístěny genitálie (Lang 1954). Ostatní články nesou dva páry noh, někdy nohy nemusíme nalézt na každém segmentu, vždy však chybí na tom předposledním praeanálním článku. Praeanální článek nese ocásek, který zakrývá anální otvor (Lang 1954). Mnohonožky mají rády vlhká místa, žijí pod kameny, v pařezech a v opadance.

1.4.5 Suchozemští stejnožáci

Tento podřád korýšů (Isopoda: Oniscidea) charakterizují následující společné znaky. Tělo je diferenciováno na hlavohruď (hlavu), hrud' a zadeček (Frankenberger 1959). Počet tělních článků je stálý - 20 a všechny, kromě prvního a posledního článku, nesou po jednom páru

funkčně modifikovaných končetin (Frankenberger 1959). Na úplně prvním článku jsou umístěné přisedlé oči. Na následujících dvou člancích nalezneme po jednom páru tykadel, další hlavové končetiny mají funkci ústního ústrojí – kusadla, 2 páry čelistí (Frankenberger 1959). Přední hrudní segmenty jsou velmi těsně nasazeny na hlavu, společně mohou tvořit jednotnou hlavohruď (Frankenberger 1959). Do sedmi volných hrudních článků jsou vkloubeny kráčivé končetiny. Na zadečku jsou umístěné dýchací orgány. Tělo je dorzoventrálně zploštělé (Frankenberger 1959). Rozšíření stínomilných stejnonožců je bohaté, vyskytují se ve vodním prostředí i na souši od pobřeží do vyšších nadmořských výšek (s klesající tendencí), dokonce i v poušti, jsou to typičtí obyvatelé opadu, ale můžeme je nalézt i ve sklepech, v jeskyních a ve člověkem pozmeněných biotopech. I jejich potrava je pestrá, suchozemští stejnonožci se živí organickými zbytky v rozkladu.

2 Cíle práce

Cílem práce je vypracovat review o vlivu hrabání opadu, případně obdobných způsobů hospodaření v lesích, na půdu, rostliny a faunu. Druhým cílem je vyhodnocení intenzity hrabání opadu na společenstva stonožek a dalších půdních bezobratlých.

3 Materiál a metody

3.1 Lokalita

Experiment se uskutečnil na členitém území doposud jediného národního parku Moravy. Národní park Podyjí leží na jihovýchodní periférii Českomoravské vrchoviny, okrajová část na východě zabíhá do Dyjsko-Svrateckého úvalu. Délka toku Dyje, jež tvoří pomyslnou osu území, čítá 40 km (Správa NP Podyjí). Díky říčnímu fenoménu a v minulosti vhodnému managementu (minimálním zásahům) se jedná o náš nejzachovalejší park. Se svojí rozlohou 63 km² je nejmenším národním parkem České republiky (Správa NP Podyjí). Horniny tvořící geologické podloží jsou obvykle metamorfované, kyselé, původem z Moravika náležící dyjské klenbě, nebo dyjskému masivu.

Střední teplota během ledna je 1,5 °C pod nulou, zatímco v červenci dosahuje 18,5 °C (Vild et al. 2015). V průběhu vegetačního období, které zde panuje od dubna do září, jsou průměrné srážky 313 mm a 163 mm po zbytek roku (Vild et al. 2015). Průměrná doba sněhové pokrývky v roce je 45 dní (Tolasz et al. 2007).

Na tomto překvapivě homogenním území (vzhledem k celkové ploše NP Podyjí) s převážně subkontinentálním klimatem byly vybrány 4 ha s typem půdy oligotrofní kambisoly a dominantním podloží žuly, pH studované půdy se v období experimentu pohybovalo v rozmezí 4,0-5,5 (Vild et al. 2015).

V minulosti tu lidé pásli dobytek, přibližně od 19. století docházelo k pozvolné přeměně na lesní ekosystém, v současnosti disponující dominantou *Quercus petraea* s občasnými výskyty *Pinus sylvestris* a *Carpinus betulus*.

3.2 Studijní plochy

Výběr studijních ploch a analýzy rostlinných společenstev a vlastností půdy provedl dr. Ondřej Vild z Botanického ústavu AV ČR v Brně.

K uskutečnění experimentu bylo náhodně vybráno 45 ploch o výměře 5×5 m. Těchto 45 ploch bylo rozděleno na tři skupiny (všechny po 15 plochách). Každá jednotlivá skupina byla po 6 let ošetřována jiným způsobem. Aby nedošlo k nežádoucímu ovlivnění ploch, které byly ošetřovány odlišným postupem, byla minimální vzdálenost mezi těmito plochami stanovena na 6 m. V první skupině experimentu byla sbírána hrabanka jednou ročně, a to vždy v listopadu (poté, co opadalo listí z většiny stromů). U druhé zkoumané skupiny docházelo ke sběru hrabanky taktéž jednou za rok, avšak jednalo se o jarní hrabanku sbíranou v březnu. U

těchto dvou skupin se mimo jiné odebíraly půdní vzorky u každé po 4 vzorcích uvnitř zóny a dále se odebírala hrabanka i v přechodové zóně, jež tvořil obvod se vzdáleností od okraje zóny 1 m. Množství odebírané hrabanky na podzim a na jaře je srovnatelné. U třetí skupiny nedocházelo po celou dobu experimentu k žádnému odběru hrabanky a sloužila jako kontrolní oblast.

Během celého experimentu bylo pozorováno místní počasí a víme že, nebyly zkoumané plochy exponovány silnějším větřem, proto se domníváme, že ploty a jiná podobná opatření, která by zabránila navátí opadu po jeho sběru, nebyly zapotřebí. Při sběru hrabanky se shrabalo listí použitím klasických velkých hrábí. K této činnosti byly hrábě použity i na obvodových zónách. Vzorky biomasy byly nejprve zváženy, pak sušeny na sítěch při teplotě 60 °C a znovu zváženy. Získaná data byla použita k výpočtu celkové sumy odstraněného opadu z experimentálních ploch.

Z důvodu zjištění celkového dopadu experimentálního ošetřování ploch nejen na společenstva stonožek, ale i na půdu a rostlinstvo, byla na začátku experimentu (červenec a srpen 2010) všechna zkoumaná území označena a bylo zde provedeno důkladné zhodnocení množství všech druhů cévnatých rostlin ze všech vegetačních pater. Toto hodnocení bylo prováděno po celou dobu výzkumu v letech 2011–2016. Dále se také zaznamenávala pokryvnost vegetace a to dle Braun-Blaquetových 9 úrovní (Dengler et al. 2008).

Současně při analyzování vegetace byly odebrány i půdní vzorky, z každé plochy 4 vzorky o maximální hloubce 15 cm a průměru 4 cm, svrchní organická vrstva byla oddělena, rovněž horizont A (organické minerály) a minerální vrstvy byly separovány při odběru a zkoumány zvlášť. Jednotlivé vzorky byly vysušeny při pokojové teplotě, poté byly prosety sítím (oka 2 mm, následně 0,1 mm) pro přesnou analýzu celkového uhlíku a celkového dusíku (Vild et al. 2015). Dále byly spektrometricky stanoveny obsahy kationtů Ca^{2+} a Mg^{2+} , obsah K^+ byl stanoven metodou emisní absorpční technologie. Všechny tyto analýzy, včetně měření pH, byly provedeny v letech 0, 1 a 2, tedy před započatým experimentem (2010) a v prvních dvou letech experimentu (2011 a 2012).

3.3 Odběr edafonu

Stonožky a ostatní zástupce půdních bezobratlých jsme získali pomocí tepelné extrakce půdních vzorků. Půdní vzorky o ploše 1/20 m² byly odebrány ze středu každé plochy dne 3. října 2016 pomocí kruhového odběráku do hloubky 10 cm. Vzorky byly v igelitových sáčcích transportovány do pedobiologické laboratoře Katedry ekologie a životního prostředí

Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci. Zde byly umístěny do Tullgrenových extraktorů (Tuf a Tvardík, 2005), kde následující dva týdny postupně vysychaly. Vypuzený edafon se odchytil do podložených misek s půlprocentním roztokem formaldehydu. Materiál bezobratlých byl vytřizen, na druhovou úroveň byly určeny stonožky (Chilopoda), mnohonožky (Diplopoda), pavouci (Araneae), štírci (Pseudoscorpiones) a suchozemští stejnonožci (Oniscidea).

3.4 Analýza dat

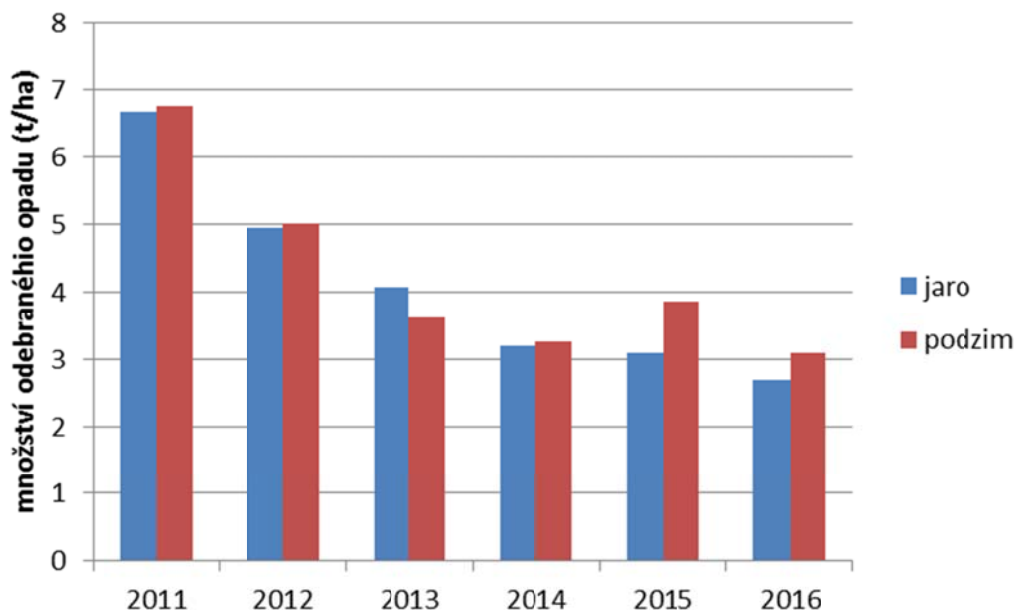
Pro potřebu analýzy distribuce edafonu na plochách byla připravena tabulka v programu MS Excel, ve které se prezentovaly početnosti jednotlivých druhů v jednotlivých vzorcích. Distribuce jednotlivých druhů na plochách byla analyzována v programu CANOCO 5.0. Počty odchycených jedinců byly vyhodnoceny s ohledem na hodnoty jednotlivých měřených environmentálních proměnných, které zjistil dr. Ondřej Vild. Tyto parametry se týkaly množství odebrané hrabanky, chemických vlastností fermentační vrstvy a podložní vrstvy půdy, pokryvnosti jednotlivých rostlinných pater a celulolytické aktivity v opadu. Model byl vytvořen pomocí Redundanční analýzy (RDA) a vyhodnocen Monte Carlo testem. Pomocí Forward Selection byly vyhodnoceny významné faktory, jež přispívaly k vysvětlení variability v druhových datech (tj. distribuce modelových druhů na lokalitách).

Podobnost jednotlivých ploch na základě odchycených druhů byla hodnocena klastrovou analýzou v programu JMP. Plochy byly srovnávány Wardovou metodou na základě dominancí jednotlivých druhů v získaném materiálu z každé plochy. Stejný postup byl použit pro analýzu podobnosti jednotlivých druhů. Z klastrových analýz byly vyloučeny druhy, které byly zachyceny pouze v jednom či dvou jedincích.

4 Výsledky

4.1 Množství odebraného opadu

Během experimentu se množství odebraného opadu snižovalo (obr. 1). K nejrazantnějšímu snížení došlo ve druhém roce pokusu. K jarnímu hrabání docházelo v březnu, na podzim se hrabalo v listopadu. Poslední podzimní odos hrabanky v roce 2016 proběhl až po odebrání vzorků půdní makrofauny na podzim daného roku.



Obrázek 1: Množství odebraného opadu v jednotlivých letech výzkumu.

4.2 Celkový přehled materiálu

Ze 45 odebraných půdních vzorků jich z 11 nebyli extrahováni žádní živočichové z modelových skupin. Ve 34 vzorcích bylo dohromady 209 jedinců půdní makrofauny (tab. 1), z toho 7 druhů pavouků, 1 druh štírka, 7 druhů stonožek, 3 druhy mnohonožek a 1 druh stejnonožců.

Maximální abundance dosahovala 320 ind/m². Nejběžnějšími druhy byly stonožky *Schendyla nemorensis* (58 %), *Clinopodes flavidus* (10%) a *Lithobius latro* (8%).

Tabulka 1: Početnosti odchytených druhů a jedinců půdní makrofauny

pavouci	<i>Drassyllus</i> sp.	1
	<i>Linyphiidae</i> sp.	3
	<i>Microneta viaria</i> (Blackwall, 1841)	1
	<i>Ozyptila praticola</i> (C. L. Koch, 1837)	1
	<i>Pisaura mirabilis</i> (Clerck, 1757)	1
	<i>Scotina</i> sp.	1
	<i>Trochosa</i> sp.	2
štírci	<i>Neobisium carcinoides</i> (Hermann, 1804)	9
stonožky	<i>Lithobius burzenlandicus</i> (Verhoeff, 1931)	6
	<i>Schendyla nemorensis</i> (C.L.Koch, 1836)	122
	<i>Clinopodes flavidus</i> (C.L. Koch, 1837)	20
	<i>Lithobius latro</i> Meinert, 1872	16
	<i>Lithobius curtipes</i> (C.L. Koch, 1847)	1
	<i>Lithobius mutabilis</i> L.Koch, 1862	1
	<i>Leptoiulus</i> sp.	8
mnohonožky	<i>Unciger transsilvanicus</i> (Verhoeff, 1899)	9
	<i>Melogona</i> sp.	2
	<i>Glomeris</i> sp.	1
stejnonožci	<i>Protracheoniscus politus</i> (Koch, 1841)	4

4.3 Vliv hrabání na abundance

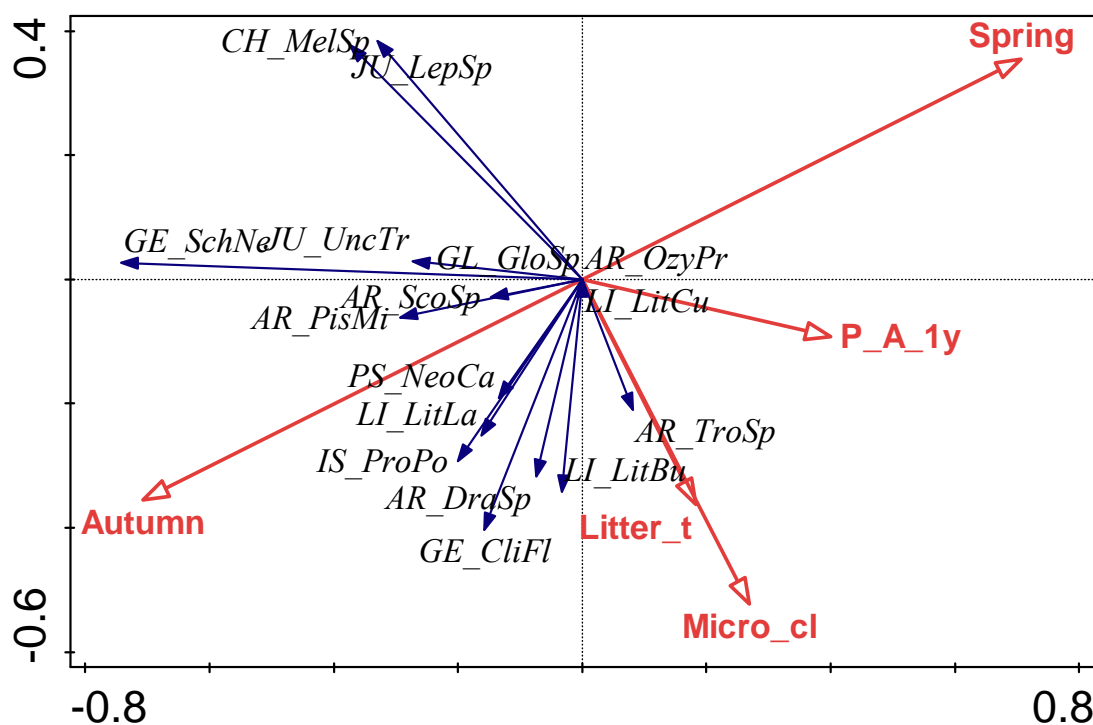
Z tabulky 2 je zřejmé, že pokud nedochází k žádnému hrabání, biodiverzita je nejvyšší. Při podzimním hrabání je biodiverzita více jak dvojnásobně vyšší než při jarním hrabání. Pouze u jediného druhu pavouků – *Linyphiidae* sp. byl zaznamenán větší počet jedinců v oblastech s jarním sběrem hrabanky.

Tabulka 2: Abundance jednotlivých druhů (ind./m²) v jednotlivých variantách experimentu. Kontrola – bez odebrání opadu, jaro – opad hrabán na jaře, podzim – opad hrabán na podzim.

	druh	kód	kontrola	jaro	podzim
pavouci	<i>Drassyllus</i> sp.	AR_DraSp	–	–	1,33
	<i>Linyphiidae</i> sp.	AR_LynSp	–	4,00	–
	<i>Microneta viaria</i>	AR_MicVi	1,33	–	–
	<i>Ozyptila praticola</i>	AR_OzyPr	1,33	–	–
	<i>Pisaura mirabilis</i>	AR_PisMi	–	–	1,33
	<i>Scotina</i> sp.	AR_ScoSp	–	–	1,33
	<i>Trochosa</i> sp.	AR_TroSp	1,33	–	1,33
štírci	<i>Neobisium carcinooides</i>	PS_NeoCa	5,33	–	6,67
stonožky	<i>Schendyla nemorensis</i>	GE_SchNe	68,00	34,67	60,00
	<i>Clinopodes flavidus</i>	GE_CliFl	8,00	5,33	13,33
	<i>Lithobius burzenlandicus</i>	LI_LitBu	1,33	–	6,67
	<i>Lithobius curtipes</i>	LI_LitCu	1,33	–	–
	<i>Lithobius latro</i>	LI_LitLa	9,33	1,33	10,67
	<i>Lithobius mutabilis</i>	LI_LitMu	1,33	–	–
mnohonožky	<i>Glomeris</i> sp.	GL_GloSp	1,33	–	–
	<i>Unciger transsilvanicus</i>	JU_UncTr	6,67	–	5,33
	<i>Leptoilulus</i> sp.	JU_LepSp	2,67	4,00	4,00
	<i>Melogona</i> sp.	CH_MelSp	1,33	–	1,33
stejnonožci	<i>Protracheoniscus politus</i>	IS_ProPo	1,33	–	4,00
	suma		112,00	49,33	117,33
	počet druhů		15	5	13
	odebraný opad (t/ha)		–	4,11	4,26

4.4 Vliv vybraných faktorů na distribuci modelových druhů

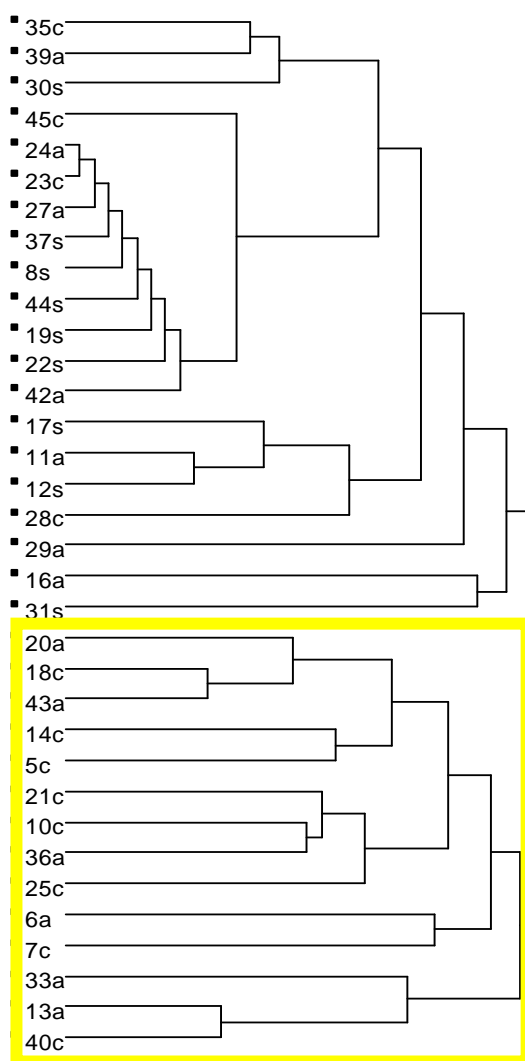
Distribuce půdních bezobratlých na studijních plochách byla testována pomocí redundanční analýzy (RDA). Metodou postupného výběru (forward selection) byly vybírány faktory, které výrazněji přispívaly k vysvětlení variability distribuce bezobratlých (obr. 2). Ze všech testovaných faktorů byly hlavní vysvětlující proměnné *termín hrabání*, množství *odebraného opadu*, množství *fosforu ve svrchním horizontu* a *celulolytická aktivita půdy*. Z vybraných faktorů byl sestaven model RDA, který vysvětluje 41,16 % celkové variability v distribuci modelových skupin. Význam tohoto modelu byl otestován pomocí Monte Carlo testu s 499 permutacemi a byl signifikantní (pseudo F = 2,8; p = 0,014). První osa tohoto modelu vysvětluje 34,13 % variability a znázorňuje převážně gradient v termínu hrabání (jaro vs. podzim). Z grafu na obrázku 1 je zřejmé, že většina druhů preferovala spíše plochy hrabané na podzim, které se vyznačovaly nižším obsahem fosforu.



Obrázek 2: Redundantní analýza distribuce půdní makrofauny v odebraných vzorcích s ohledem na environmentální proměnné. Kódy druhů viz Tab. 2; Autumn = podzimní hrabání, Spring = jarní hrabání, litter_t = množství odebraného opadu, P_A_1r = obsah fosforu ve svrchním horizontu, Micro_cl = celulolytická aktivita půdy.

4.5 Podobnost společenstev jednotlivých ploch

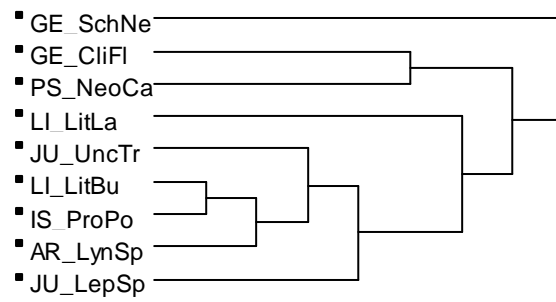
Klastrová analýza provedená v programu JMP pomocí Wardovy metody byla použita pouze pro data o distribuci druhů, jichž bylo odchyceno tři a více jedinců. Tato analýza (obr. 3) byla počítána pomocí dominancí druhů na jednotlivých plochách. Nejpodobnější společenstva, žlutě vyznačená, jsou z ploch hrabaných na podzim, či případně nehrabaných. Zbylé plochy jsou shlukovány již bez ohledu na typ managementu, to znamená nehrabané společně s hrabanými na podzim i hrabanými na jaře.



Obrázek 3: Podobnost společenstev půdní makrofauny jednotlivých ploch. Písmeno v kódu plochy znamená typ managementu (c – kontrola, s – jarní odběr opadu, a – podzimní odběr opadu). Žlutý rámeček vymezuje shluk podobnějších lokalit s podzimním hrabáním a bez hrabání opadu.

4.6 Podobnost druhů dle distribuce na jednotlivých plochách

Podobným způsobem byla vyhodnocena ekologická podobnost druhů půdní makrofauny na základě jejich dominancí v materiálu získaném z jednotlivých ploch (obr. 4). Nejpodobnější si svým patternem výskytu na zkoumaných plochách byly stonožka *Lithobius burzenlandicus* a stejnonožec *Protracheoniscus politus*. Jim podobné však byly i patterny dominance juvenilů pavouků čeledi Lyniphiidae a mnohonožek *Unciger transsilvanicus* a *Leptoiulus* sp. Zcela unikátní pattern výskytu měla stonožka *Schendyla nemorensis*.



Obrázek 4: Podobnost jednotlivých druhů půdní makrofauny na základě jejich početností v odebraných vzorcích. Kódy druhů viz Tabulka 2.

5 Diskuze

Při opakovaném hrabání v původním lesním ekosystému (dominantní dub zimní) jednoznačně docházelo ke změně biodiverzity. Souhrnně můžeme říci, že všechny hrabané plochy zaznamenaly úbytek druhového bohatství edafonu. Plochy, na kterých se hrabalo na jaře, byly více postiženy, zřejmě v důsledku sezónních odlišností nadzemní biomasy a proto, že je méně srážek než na podzim a s odebraným opadem se nemá kde držet vlhkost. Dalším vysvětlením je přítomnost dubu zimního, který úplně opadá až na jaře, takže po odejmutí hrabanky po opadání dubů, už není půda zásobena množstvím biologicky rozložitelného opadu. Po podzimním hrabání opadu byla totiž půda jednak obohacena dalším přísunem opadu z dubů, jednak byly stonožky v průběhu zimy schovány hlouběji v půdě. Naopak na jaře kulminovala aktivita stonožek a po odběru hrabanky byla půda nechráněna proti vysychání v průběhu léta. Jarní hrabání tudíž mělo výraznější negativní vliv na půdní makrofaunu. Při jarním hrabání, které následovalo bezprostředně po klidovém stadiu, nebo během něho, mohlo dojít u mnohých druhů k odebrání i některých nedospělých stádií.

Navzdory negativnímu vlivu odosu hrabanky na půdní faunu, pozorujeme u flory spíše opačný trend. To může být způsobeno i snadnější detekcí nových druhů, nebo zjednodušením přežívání semenáčkům (Kelly et al. 2000). Nepopíratelné snížení druhového bohatství bylo kompenzováno regeneračními schopnostmi rostlin (Kelly et al. 2000). U borovic se signifikantní důsledek sběru hrabanky neprokázal, je ale možné, že hrabání nebylo pro výzkum prováděno po dostatečně dlouhé časové období (ne déle než deset let) (Zang et al. 2012). Tuto hypotézu podporují studie v severských zemích, v nichž se závažně projevila růstová reakce až po první dekádě snižování živin (Helmisaari et al. 2011) a analýza pokusů týkajících se sběru hrabanky ukazuje obecné snížení růstového efektu po 15 letech (Sayer 2006). Svůj význam zde může hrát i životní strategie borovic (S-stratég) jež se vyznačuje skvělou tolerancí ke stresu, a tedy i snížené dostupnosti živin.

U rostlin neměla sezonnost hrabání vliv na druhové složení (Vild et al. 2015). Zajímavá je reakce r-stratégové (ruđerály-mají krátký životní cyklus, energii investují do množství semen) většiny jednoletých rostlin, které jsou mimo jiné výborným indikátorem narušených půd a mýtin (Vild et al 2015). Na plochách s podzimním sběrem hrabanky došlo u těchto rostlin ke zvýšení druhové početnosti (Vincent et al. 1977). Sběr opadu umožnil semenům úspěšnější a rychlejší klíčení prostřednictvím vyššího a dostupnějšího množství dusíku a vyšší fluktuací teplot (Vincent et al. 1977). Návdavkem odebráním opadu došlo k zneškodnění konkurence jednoletých rostlin (Monk et al. 1985).

V časové linii byla hrabanka odebírána s klesající tendencí, pravděpodobně proto, že v počátcích pokusu byla společně s hrabankou odstraněna i mrtvá biomasa z fermentační vrstvy půdy (Vild et al. 2015). První čtyři roky tyto malé změny v chemickém složení neměly na druhovou bohatost dopad (Vild et al. 2015).

Z tabulky 1 je patrné, že je společenstvo stonožek v areálu národního parku Podyjí svými 6 druhy vysloveně bohaté, jak z hlediska druhů, tak i počtu individuí. Jednoznačně nejhojnější je druh *Schendyla nemorensis* (mimo dvě, byl nalezen na všech ostatních lokalitách, s pozitivním nálezem, tzn na 32), dále *Clinopodus flavidus* a *Lithobius latro*. Řády Geophilomorpha a Lithobiomorpha se od sebe morfologicky značně odlišují, a tedy podle toho mají i různé skupiny kořisti (Poser 1989). To platí i obráceně, tedy rozdílná velikost těla kořisti výlučně určuje různou, přímo úměrnou velikost predátora (Hespenheide 1973). Pomocí pokusů bylo prokázáno, že velikost kořisti, kterou je stonožka ještě schopná ulovit, přímo úměrně roste s její velikostí těla (Poser 1988). Rozdíly ve výzkumu se liší mezi jednotlivými druhy a různě dospělým stádiem druhu. K ekologickému rozrůznění čeledi i druhů nedochází pouze v oblasti potravy, ale i pokud jde o prostor, a to především ve vertikálním směru.

Stonožky z řádu Geophilomorpha mají dosti protáhlé tělo a jejich světlejší zbarvení naznačuje, že se jedná o stonožky půdního prostředí. Preferují pomalejší, ale větší kořist, například žížaly, slimáky a malé členovce.

O dost menší (4-40 mm) jedinci kosmopolitního řádu Lithobiomorpha se živí menší, rychlejší kořistí, například různými členovci. Jejich hlava je zploštělá, což je dobrá adaptace k hledání potravy v malých skulinách, i kusadla jsou přizpůsobena k pojídání kořisti ve stísněných prostorech. Kanibalismus není u Lithobiomorpha výjimkou. Podle některých ekologů může v mezidruhové nutriční separaci hrát svou roli i sezónní chování (Auerbach 1951, Roberts 1957, Lloyd 1963).

Jak zmiňuji výše, ve sledované oblasti dominují druhy čeledí Schendylidae, Geophilidae, Lithobiidae. Tyto se podstatně liší v místech jejich nálezu. Například čeleď Geophilidae preferuje hlubší vrstvy minerální půdy, zatímco druh *Lithobius mutabilis* z čeledi Lithobiidae se pohybuje v organických půdách blízko povrchu půdy (Poser 1989).

Díky činnosti dalších půdních organismů, zejména pak žížal, se v půdě obohacené humusem vytváří systém chodbiček, mezer a skulinek nejrůznějších velikostí. To usnadňuje stonožkám rozličných velikostí pohyb jak v hlubší minerální složce půdy, tak i ve svrchním humusu.

Zajímavé je, že se stonožky častěji potkávají s jedinci většími, či menšími než se zástupci stonožek své velikosti (Poser 1989). Za předpokladu, že každá velikostní třída se odlišuje svými ekologickými nároky, můžeme usoudit, že jeden z markantních faktorů koexistence zástupců různých velikostních tříd je různorodost věkové struktury populace (Poser 1989).

Soužití stonožek je tedy ovlivněno jak prostorem a potravou, tak věkovým složením populace. Co se týká prostoru a potravy, tyto pokládáme za rovnocenné zdroje. Při zkoumání ekologické izolace stonožek je nezbytné brát v úvahu vztahy s konkurencí, která ale nemusela působit. Odlišné znaky jednotlivých druhů se mohly vytvořit buď pod tlakem jiných faktorů, nebo naopak si druhy navzájem konkurují (Begon et al. 1986).

Význam mezidruhově kompetice ukazuje výzkum s odstraňováním hrabanky. V lokalitách, kde byl humus společně s opadem odebrán, klesla hustota čeledi Linotaeniidae přičemž se zvýšila abundance Geophilidae (Poser 1989).

Ke zvýšení biodiverzity výrazně přispívá zvýšená heterogenita prostředí (Anderson 1978, Rosenzweig 1995). V lesním ekosystému je toto zapříčiněno i hrabankou, zvláště hrubými, většími kousky. Opad obecně zlepšuje dostupnost živin a současně vytváří habitat pro širokou škálu taxonů (Harmon et al., 1986). Z našeho výzkumu i z dřívějších výzkumů vyplývá, že konkrétně stonožky z přítomnosti hrabanky profitují. U kmenů a pařezů bývá naváto větší množství listů (Kappes et al., 2006), které vytváří mikroklimaticky stabilní stanoviště i v případě výkyvů počasí (Geiger et al. 1995). Takové biotopy vlhkomilným stonožkám vyhovují (Marra et al. 1998). Například *Lithobius mutabilis* i někteří další příslušníci řádu Lithobiomorpha tolerují vlhkost až 100 % (Fründ 1987). Zatímco vůči vysychání jsou nejcitlivější juvenilové rodu *Lithobius* (Hadley 1994).

Jiné termofilní stonožky v Anglii využívají při termoregulaci hrabanku, podobně jako větší organismy les. Při teplém počasí obývají vzdušnější hrubší část hrabanky a při chladnějším počasí se ukrývají ve spodnějších vrstvách opadanky (Lloyd 1963).

V závěru je důležité zmínit, že studie, zabývající se makrofaunou ve svrchní vrstvě půdy, jsou pouze zlomkem pochopení jakéhosi systémového vzorce, neboť se jedná jen o zlomek všech bezobratlých, které jsou v některých oblastech naší Země stále z větší části neprozkoumaní. Nicméně lesní hospodaření ovlivňuje uhlíkovou bilanci a proto experimenty, napodobující různé historické druhy managementu v lesích jsou vodítkem ke kvantifikaci potenciálních dopadů na životní prostředí (Pongratz et al. 2009).

6 Závěr

Funkce edafonu v lesích je životně důležitou součástí ekosystémů, činnost půdních členovců napomáhá udržet produktivitu půdy. Tato bakalářská práce se zabývá společenstvy půdní fauny a tím, jak je ovlivňuje sběr hrabanky, popřípadě jiné způsoby ošetření půdy. Současně byl hodnocen vliv hrabání opadu na floru.

V NP Podyjí jsme vybrali třikrát po 15 plochách, první skupina byla hrabaná na jaře, druhá na podzim a třetí sloužila pro kontrolu, a tedy nebyla hrabaná vůbec. V roce 2016 před podzimním sběrem hrabanky jsme odebrali 45 vzorků, ve 34 z nich bylo celkem 209 jedinců půdní makrofauny.

Druhová bohatost půdních bezobratlých byla nejvyšší na kontrolních plochách, na kterých nedocházelo k žádnému odběru hrabanky. Naproti tomu, nejvíce negativně postižená byla skupina s jarním hrabáním, zde byla biodiverzita dvakrát menší než na plochách hrabaných na podzim. Je tomu tak proto, že ve zkoumané lokalitě Podyjí dominuje dub zimní, který opadá až při jarním rašení pupenů, a tak po podzimním odběru hrabanky ještě svým postupným shazováním listů půdu zásobuje dalším opadem. Po jarním sběru nedochází k obnovení opadu, který je pro edafon prospěšný a který chrání půdu před vysycháním během léta. Navíc po podzimním hrabání jsou zástupci edafonu obvykle schováni v úkrytech v půdě, zatímco na jaře dochází k vrcholu aktivity na povrchu půdy. Jarní odběr hrabanky má proto mnohem negativnější vliv na půdní bezobratlé.

7 Literatura

- ANDERSON, J. M. 1978. Inter-and intra-habitat relationships between woodland Cryptostigmata species diversity and the diversity of soil and litter microhabitats. *Oecologia*. 32: s. 341–348.
- AUERBACH, S. I. 1951. The centipedes of the Chicago area with special reference to their ecology. *Ecol. Monogr.* 21: s. 97-124.
- BARROS, E., PASHANASI, B., CONSTANTINO R., LAVELLE, P. 2002. Effects of land-use system on the soil macrofauna in western Brazilian Amazonia. *Biol Fertil Soils*. 35: s. 338–347.
- BEGON, M., HARPER J. L. a TOWNSEND C. R. 1986. Individuals, populations and communities. Blackwell Scientific Publications, Oxford. *Ecology*, 3. 2: s. 161-162. ISBN 0-632-01337-0.
- BELMANN, H. 2003. Pavoukovci a další bezobratlí. Knižní klub. ISBN 9788024211145
- BÜRGI, M., GIMMI, U. 2007. Three objectives of historical ecology: the case of litter collecting in Central European forests. *Landscape Ecol.* 22: s. 77–87.
- CROWTHER, T.W., GLICK, H.B., COVEY, K.R., BETTIGOLE, C., MAYNARD, D.S., THOMAS, S.M., et al. 2015. Mapping tree density at a global scale, *Nature*. 525: s. 201-205. Dostupné z: <https://www.nature.com/articles/nature14967>
- DECAËNS, T., LAVELLE P., JIMENEZ, J. J. J., ESCOBAR, G., RIPPSTEIN, G. 1994. Impact of land management on soil macrofauna in the Oriental Llanos of Colombia. *Eur J Soil Biol.* 30: s. 157–168.
- DENGLER, J., CHYTRÝ, M., EEALD, J. 2008. Phytosociology. In: JØRGENSEN, S.E. a FATH, B.D. (eds.) *Encyclopedia of Ecology*. s. 2767–2779.
- DZVONKO, Z., GAWRONSKI, S. 2002. Effect of litter removal on species richness and acidification of a mixed oak-pine woodland. *Biol Conserv.* 106: s. 389–398.
- EBERMAYER, E. 1876. Die gesamte Lehre der Waldstreu mit Rücksicht auf die chemische Statik des Waldbaus. Springer, Berlin.

- FOLKMANOVÁ, B. 1959. Stonožky (Chilopoda). Key of centipedes (Chilopoda) — In: KRATOCHVÍL J.(eds.): Klič zvířeny ČSR III. Praha, NČSAV: s. 49–66.
- FRANKENBERGER, Z. 1959. Fauna ČSR. Stejnonožci suchozemští. Československá akademie věd.
- FRÜND, H. -C. 1987. Räumliche Verteilung und Koexistenz der Chilopoden in einem Buchen-Altbestand. *Pedobiologia*. 30: s. 19–29.
- GAO, M., TAYLOR, M. K., CALLAHAM, M. A. 2017. Trophic dynamics in a simple experimental ecosystem: Interactions among centipedes, Collembola and introduced earthworms. *Soil Biology Biochemistry*. 115: s. 66-72.
- GEIGER, R., ARON, R. H, TODHUNTER, P. 1995. The climate near the ground. Friedrich Vieweg & Sohn Verlagsgesellschaft mbH, Braunschweig/Wiesbaden.
- GIMMI, U., BÜRGI, M. 2007. Using Oral History and Forest Management Plans to Reconstruct Traditional Non-Timber Forest Uses in the Swiss Rhone Valley (Valais) Since the Late Nineteenth Century. *Environment and History*, 13. 2: s. 211–246.
- GIMMI, U., BÜRGI, M., STUBER, M. 2008. Reconstructing anthropogenic disturbance regimes in forest ecosystems – a case study from the Swiss Rhone valley. *Ecosystems*. 11: s. 113–124.
- GIMMI, U., POULTER, B., WOLF, A., PORTNER, H., WEBER, P., BÜRGI, M. 2012. Soil carbon pools in Swiss forests show legacy effects from historic forest litter raking, *Landscape Ecol*. 28: s. 835–846.
- GLATZEL, G. 1990. The nitrogen status of Austrian forest ecosystems as influenced by atmospheric deposition, biomass harvesting and lateral organomass exchange. *Plant Soil*. 128: s. 67–74.
- GLATZEL, G. 1991. The impact of historic land use and modern forestry on nutrient relations of Central European forest ecosystems. *Fertilizer Research*. 27: s. 1-8.
- HADLEY, N. F. 1994. Water relations of terrestrial arthropods. Academic Press, San Diego. University of Michigan. ISBN 0123129907

- HARMON, M. E., FRANKLIN, J. F., SWANSON, F.J., SOLLINS, P., GREGORY S.V., LATTIN, J.D., ANDERSON, N. H., CLINE, S. P., AUMEN, N. G., SEDELL, J. R., LIENKAEMPER, G. W., CROMACK, K., CUMMINS, K. W. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate forests. *Adv Ecol Res.* 15: s. 133–302.
- HELMISAARI, H. S., HANSEN, K. H., JACOBSON, S., KUKKOLA, M., LUIRO, J., SAARSALMI, A., TAMMINEN, P., TVEITE, B. 2011. Logging residue removal after thinning in Nordic boreal forests: long-term impact on tree growth. *For Ecol Manag.* 261: s. 1919–1927.
- HESPENHEIDE, H., 1973. Ecological inferences from morphological data. *Rev. Syst. Ecol.* 4: s. 213-229.
- HOFMEISTER, J., OULEHLE, F., KRÁM, P., HRUŠKA, J. 2008. Loss of nutrients due to litter raking compared to the effect of acidic deposition in two spruce stands. Czech Republic. *Biogeochemistry.* 88: s. 139–151.
- HUANG, W., SPOHN, M. 2015. Effects of long-term litter manipulation on soil carbon, nitrogen, and phosphorus in a temperate deciduous forest. *Soil Biology and Biochemistry.* 83: s. 12-18.
- HÜTTL, R. F. 1991. Die Nahrevelentmeerversorgung geschädigter Walder in Europa und Nordamerika. *Freiburger Bodenkundl.* 28: s. 440.
- HÜTTL, R. F., SCHAAF, W. 1995. Nutrient supply of forest soils in relation to management and site history. *Plant Soil* 169: s. 31–41.
- CHEN, B., WISE, D. H. 1999. Bottom-Up Limitation of Predaceous Arthropods in a Detritus-Based Terrestrial Food Web. *Ecology*, 80. 3: s. 761-772.
- JABIN, M., TOPP, W., KULFAN, J., ZACH, P. 2006. The distribution pattern of centipedes in four primeval forests of central Slovakia. *Biodivers Conserv.* 16: s. 3437-3445.
- KALINKAT, G., BROSE, U., RALL, B. CH. 2013. Habitat structure alters top-down control in litter communities. *Oecologia.* 172: s. 877-887.

- KANTOR, P., ŠACH, F., ČERNOHOUS, V. 2000. Lesné ekosystémy, ich obhospodarovanie človekom a povodne v Orlických horách v letech 1997. *Ekológia*, Bratislava, 19. 1: s. 72-91.
- KAPPES, H., TOPP, W., ZACH, P., KULFAN, J. 2006. Coarse woody debris, soil properties and snails (Mollusca: Gastropoda) in European primeval forests of different environmental conditions. *Eur J Soil Biol.* Dostupné z: 10.1016/j.ejsobi.2005.12.003
- KELLY, L. A., WENTWORTH, T. R., BROWNIEB, C. 2000. Short-term effects of pine straw raking on plant species richness and composition of longleaf pine communities. *Forest Ecology and Management.* 127: s. 233-24.
- KŘÍSTEK, J., URBAN, J. 2004. *Lesnická entomologie.* Academia, Praha. ISBN 80-200-1052-1
- LANG, J. 1954. *Fauna ČSR. Mnohonožky.* Československá akademie věd.
- LAVELLE, P., PASHANASI, B. 1989. Soil macrofauna and land management in Peruvian Amazonia (Yurimaguas, Loreto). *Pedobiologia.* 33: s. 283–291.
- LAVELLE, P., DECAENS, T., AUBERT, M., BAROT, S., BLOUIN, M., BUREAU, F., MARGERIE, P., MORA P., ROSSI, J. P. 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. *Eur. J. Soil Biol.* 42: s. 3–15.
- LLOYD, M. 1963. Numerical observations on the movement of animals between beech litter and fallen branches. *J. Anim. Ecol.* 32: s. 157-163.
- MACHAR, I. 2009. *Úvod do ekologie lesa a lesní pedagogiky: pro učitele přírodopisu a environmentální výchovy,* Olomouc: Univerzita Palackého. ISBN 978-80-244-2357-9.
- MAKESCHIN, F. 1994. *Experimentelle Untersuchungen zur Besiedelung anthropogen devastierter, saurer Waldböden mit leistungsfähigen Lumbriciden.* München: Akadern. Verlag.
- MALHI, Y., BALDOCCHI, D. D., JARVIS, P. G. 1999. The carbon balance of tropical, temperate and boreal forests. *Plant Cell Environ.* 22: s. 715–740.

- MARRA, J. L., EDMONDS, R. L. 1998. Effects of coarse woody debris and soil depth on the density and soil invertebrates on clearcut and forested sites on the Olympic Peninsula, Washington. *Environ Entomol.* 27: s. 1111–1124.
- MBOUKOU-KIMBATSA, I. M. C., BERNHARD-REVERSAT F., LOUMETO, J. J. 1998. Change in soil macrofauna and vegetation when fastgrowing trees are planted on savanna soils. *For Ecol Manage.* 110: s. 1-12.
- MCGRTH, M. J., LUYSSAERTL, S., MEYFROIDT, P., KAPLAN, J. O., BÜRGI, M., CHEN, Y., ERB, K., GIMMI, U., MCINERNEY, D., NAUDTS, K., OTTO, J., PASZTOR, F., RYDER, J., SCHELHAAS, M.-J., VALADE, A. 2015. Reconstructing European forest management from 1600 to 2010. *Biogeosciences*, 12: s. 4291–4316.
- MONK, C.D., GABRIELSON, F. 1985. Effects of shade, litter and root competition on old-field vegetation in South Carolina. *Bulletin of the Torrey Botanical Club.* 112: s. 383–392.
- OBER, H. K., DEGROOTE, L. W. 2014. Repeated Raking of Pine Plantations Alters Soil Arthropod Communities. *Forests.* 5: s. 689-714.
- OLSEN, S. R., SOMMERS, L. E. 1982. Phosphorus. In: PAGE, A. L., MILLER, R. H., KEENEY, D.R. (eds.) *Methods of soil analysis, Part 2.* Agronomy Society of America and Soil Science Society of America, Madison, WI.
- PONGRATZ, J., RADDATZ, T., REICK, C. H., ECH, M., CLAUSSEN, M. 2009. Radiative forcing from anthropogenic land cover change since A.D. 800, *Geophys. Res. Lett.*, 36. Dostupné z:10.1029/2008GL036394
- POSER, T. 1988. Chilopoden als Prädatoren in einem Laubwald. *Pedobiologia.* 31: s. 261-281.
- POSER, T. 1989. Aufteilung der Ressourcen innerhalb der Chilopodengemeinschaft eines Kalkbuchenwaldes. (Zur Funktion der Fauna in einen Mullbuchenwald 12). *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie.* 17: s. 279-284.

- PRIETZEL, J., KAISER, K. O. 2005. De-eutrophication of a nitrogensaturated Scots pine forest by prescribed litter-raking. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 168: s. 461–471.
- PRIETZEL, J., KOLB, E., REFIFUESS, K. E. 1997. Long-term study of formerly litter-raked Scots Pine ecosystems in NE Bavaria: Recent changes in soil chemical properties and stand nutrition. *Forstw. Cbl.* 116: s. 269-290.
- ROBERTS, H. 1957. An ecological survey of the arthropods of a mixed beech-oak woodland with particular reference to the Lithobiidae. PhD Thesis. Southampton.
- ROSENZWEIG, M. L. 1995. Species diversity in space and time. University Press, Cambridge. ISBN 0521499526.
- SAYER, E. J. 2005. Leaf litter manipulation in a tropical forest. PhD thesis. University of Cambridge.
- SAYER, E. J. 2006. Using experimental manipulation to assess the roles of leaf litter in the functioning of forest ecosystems. *Biol Rev.* 81: s. 1–31.
- SCHULZE, E. D., CIAIS, P., LUYSSAERT, S., SCHRUMPH, M., JANSSENS, I. A., THIRUCHITTAMPALAM, B., THELOKE, J., SAURAT, M., BRINGEZU, S., LELIEVELD, J., LOHILA, A., REBMANN, C., JUNG, M., BASTYIKEN, D., ABRIL, G., GRASSI, G., LEIP, A., FREIBAUER, A., KUTSCH, W., DON, A., NIESCHULZE, J., BÖRNER, A., GASH, J. H., DOLMAN, A. J. 2010. The European carbon balance, Part 4, integration of carbon and other trace-gas fluxes, *Glob. Change Biol.* 16: s. 1451–1469.
- ŠKORPÍK, M. Příroda a péče o území. Dostupné z: <https://www.nppodyji.cz/pece-o-uzemi>
- TOLASZ, R., MÍKOVÁ, T., VALERIANOVÁ, T., VOŽENÍLEK, V. 2007. Climate atlas of Czechia. Czech Hydrometeorological Institute and Palacký University, Olomouc, CZ. ISBN:978-80-86690-26-1

- TUF, I. H., TVARDÍK, D. 2005. Heat-extractor – an indispensable tool for soil zoological studies. In: TAJOVSKÝ, K., SCHLAGHAMERSKÝ, J., PIŽL, V. (eds.): Contributions to Soil Zoology in Central Europe I. ISB AS CR, České Budějovice. s. 191-194.
- UETZ, G. W. 1979. The Influence of Variation in Litter Habitats on Spider Communities. *Oecologia*. 40: s. 29-42.
- VILD, O., KALWIJ, J. M., HÉDL, R. 2015. Effects of simulated historical tree litter raking on the understorey vegetation in a central European forest. *Applied Vegetation Science*. 18: s. 569–578.
- VINCENT, E. M., ROBERTS, E. H. 1977. The interaction of light, nitrate and alternating temperature in promoting the germination of dormant seeds of common weed species. *Seed Science and Technology*. 5: s. 659–670.
- WALKER, J., PEET, R. K. 1983. Composition and species diversity of pine-wiregrass savannas of the Green Swamp, North Carolina. *Vegetatio*. 55: s. 163-179.
- ZANG, CH., ROTHE, A. 2012. Effect of nutrient removal on radial growth of *Pinus sylvestris* and *Quercus petraea* in Southern Germany. *Annals of Forest Science*. 70: s. 143–149.