

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

Vliv spásání travního porostu na půdní faunu

Diplomová práce

Bc. Johana Kubišová

Zemědělství a rozvoj venkova

prof. RNDr. Miroslav Barták, CSc.

© 2022 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Vliv spásání travního porostu na půdní faunu" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 14. 4. 2022

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala panu prof. RNDr. Miroslavu Bartákovi, CSc. za cenné rady a odborné vedení mé diplomové práce. Dále Ing. Vladimíře Sedlákové, Ph.D. za ochotu a rady při zpracovávání statistických dat. Velké poděkování patří mým rodičům, příteli a celé mé rodině za trpělivost a podporu nejen při psaní diplomové práce ale po dobu celého studia. V neposlední řadě také děkuji svým spolužákům, jmenovitě Bc. Lucii Hrubešové, za podporu a prožití nezapomenutelných let na univerzitě.

Vliv spásání travního porostu na půdní faunu

Souhrn

Management trvale travních porostů bezprostředně ovlivňuje půdní faunu, přičemž jednotlivé agrotechnické zásahy mají rozdílnou míru účinku. Tato práce se zabývala vlivem pastvy a sečného využití luk na půdní makro a mezofaunu. V roce 2021 byly v červnu a říjnu odebrány půdní vzorky pastvin a sečných luk. Vzorky byly odebírány do hloubky 10 centimetrů v liniovém transektu přibližně ve střední části pastviny a přilehlé louky. Management pastevního stanoviště představoval extenzivní pastvu skotu. Luční stanoviště bylo dvakrát ročně sečeno pomocí zemědělské techniky.

Na obou lokalitách bylo celkem odchyceno 4192 jedinců, kteří byli rozřazeni do 21 taxonomických skupin. Početně převládali pancířníci, ostatní roztoči a chvostoskoci. Rozdíly v abundanci jednotlivých taxonů mezi stanovišti byly testovány pomocí jednofaktorové analýzy rozptylu ANOVA v programu STATISTICA. Druhová pestrost byla posouzena pomocí Margalefova indexu pestrosti a diverzita jednotlivých stanovišť byla hodnocena pomocí Shannonova a Simpsonova indexu. Pro přesnější posouzení byl proveden výpočet vyrovnanosti a dominance.

Porovnáním abundancí a diverzity půdních živočichů obou lokalit byla testována hypotéza která zněla, že pastva hospodářských zvířat bude negativně ovlivňovat oba zmíněné aspekty.

Navzdory vyššímu počtu jedinců extrahovaných ze vzorků z lučního stanoviště se ukázalo, že pastva ovlivnila negativně pouze početnost společenstev chvostoskoků, pancířníků a brouků. Na početnost dvoukřídých měla pastva dokonce pozitivní vliv. Bohatost taxonů byla pastvou ovlivněna jen mírně negativně. Naopak díky větší vyrovnanosti abundancí jednotlivých taxonů se pastvina jevila diverznější oproti lučnímu stanovišti. Tento trend je přisuzován bohatším potravním zdrojům na pastvině v podobě výkalů a většího množství opadu. Tyto faktory tak nejspíše převážily negativní vlivy pastvy.

Klíčová slova: půdní fauna, monokultura, zemědělství, farma

The effect of grazing on edafon communities

Summary

The management of permanent grasslands directly affects the soil fauna whereas individual agrotechnical interventions have different degrees of effect. This work deals with the influence of grazing and mowing of meadows on soil macro and mesofauna. In 2021, soil samples of pastures and meadows were taken during June and October. Samples were taken to a depth of 10 centimeters in a line transect approximately in the middle of the pasture and the adjacent meadow. The grazing site management involved extensive cattle grazing. The meadow habitat was mowed twice a year using agricultural machinery.

A total of 4192 individuals were captured at both localities, which were divided into 21 taxonomic groups. The most dominant taxa from the samples collected were oribatid mites, other mites and springtails. Differences in abundance of individual taxa between habitats were tested using one-way analysis of variance ANOVA in the STATISTICA program. Species diversity was assessed using the Margalef diversity index and habitat diversity was assessed using the Shannon and Simpson indexes. For a more accurate assessment, an equitability and dominance calculation was performed.

By comparing the abundances and diversity of soil animals in both localities, a hypothesis was tested which says that livestock grazing is negatively affecting both aspects.

Despite the higher number of individuals extracted from samples from the meadow habitat, the results show that grazing negatively affected only the density of communities of springtails, oribatid mites and beetles. Grazing even had a positive effect on the abundance of Diptera. Lastly the richness of taxa however was only slightly negatively affected by grazing. On the contrary, due to the greater balance of abundances of individual taxa, grazing appeared to be more diverse than in the meadow habitat. This trend is attributed to richer food resources in the pasture in the form of faeces and more waste. These factors probably outweighed the negative effects of trampling.

Keywords: soil fauna, monoculture, agriculture, farm.

Obsah

1	Úvod	9
2	Vědecká hypotéza a cíle práce	10
3	Literární rešerše	11
3.1	Travní porosty	11
3.1.1	Travní porosty a půdní živočichové	11
3.1.2	Hospodaření na travních porostech	12
3.1.3	Sečné porosty	12
3.1.4	Pastevní porosty	14
3.1.4.1	Pastevní systémy	15
3.1.5	Kombinované porosty	16
3.2	Půdní fauna	16
3.2.1	Klasifikace půdní fauny	17
3.2.2	Funkce půdní fauny	18
3.2.2.1	Biodiverzita půdní fauny	19
3.3	Ekologické nároky a funkce vybraných skupin půdních organismů	20
3.3.1	Půdní organismy ovlivňující strukturu půdy	20
3.3.1.1	Žížaly (Lumbricidae)	21
3.3.1.2	Mravenci (Formicidae)	22
3.3.2	Transformátoři mrtvé organické hmoty	22
3.3.2.1	Mnohonožky (Diploda).....	23
3.3.2.2	Larvy dvoukřídlého hmyzu (Diptera)	24
3.3.3	Terestriční mikrofytofágové	24
3.3.3.1	Roztoči (Acari)	25
3.3.3.2	Chvostoskoci (Collembola)	25
3.3.4	Půdní bezobratlí predátoři.....	26
3.3.4.1	Stonožky (<i>Chilopoda</i>).....	26
3.3.4.2	Brouci (Coleoptera)	27
3.4	Vliv intenzity pastvy na půdní faunu	27
4	Metodika	29
4.1	Odběrová lokalita	29
4.1.1	Odběry vzorků.....	30
4.1.2	Zpracování vzorků	30
4.1.3	Vyhodnocování vzorků.....	30
4.2	Statistická analýza	30

5	Výsledky	33
5.1	Diverzita lokalit	33
5.1.1	Lokalita louka	33
5.1.2	Lokalita pastvina	33
5.2	Abundance	34
5.2.1	(Eu)dominantní taxony	34
5.2.2	Subdominantní taxony.....	35
5.2.3	Recedentní taxony.....	35
5.2.4	Subrecedentní taxony.....	36
5.3	Druhová pestrost	37
5.3.1	Indexy diverzity a vyrovnanosti	37
5.3.2	BSQ index.....	38
6	Diskuze	39
6.1	Abundance	39
6.2	Diverzita	40
7	Závěr	42
8	Literatura	43
9	Samostatné přílohy	I

1 Úvod

Trvalé travní porosty jsou důležitou složkou české krajiny. Svou funkci plní nejen primární zemědělskou produkcí ale také celou řadou mimoprodukčních funkcí. Významnými mimoprodukčními funkcemi jsou funkce vodohospodářská, protierozní a v neposlední řadě také estetická, jež udává ráz české krajiny (Mrkvička & Veselá 1996). Mimo to také hostí nepřeborné množství rostlin a organismů a zachovávají tak biodiverzitu (Kobes 2012).

Nedílnou součástí půd obecně je půdní fauna, která svou činností významně ovlivňuje funkci a produkční schopnost půdy. Všechny složky půdní fauny od mikroorganismů po půdní živočichy se podílí na rozkladu organické hmoty. Výsledkem této činnosti je tvorba humusu a struktury půdy. Zpřístupňováním živin rostlinám tak ovlivňují i jejich samotnou produkci (Tajovský et al. 2006). Ačkoliv je význam půdních organismů pro půdu značný, obecně povědomí o jejich diverzitě je v poměru k ostatním živočichům nízké (Bardgett 2005) a jejich funkční příspěvek ve vztahu k půdním procesům také není zcela prostudován (Mathesius 2003). Například z odhadovaného množství mikroorganismů je doposud popsáno pouze 1 % a u vyšších půdních organismů je to 4 % až 70 % odhadovaného množství (Šantrůčková et al 2018). Obecně je však známo, že půdní organismy velice citlivě reagují na změny prostředí spojené se změnou postupu hospodaření s půdou (Parisi et al. 2005), přičemž narůstající intenzifikace zemědělství snižuje jejich biologickou rozmanitost (Tsiafouli et al. 2014). Díky výše zmíněným přínosům půdní fauny je v našem zájmu co možná nejlépe přizpůsobit hospodaření na trvalých travních porostech jejím preferencím. Pro to je ale prvotně důležité prostudovat, jak jednotlivé hospodářské postupy na půdní organismy působí a zdali existuje vhodná alternativa která by zároveň přinášela uspokojivou míru produkce.

Diplomová práce v úvodu rozebere trvalé travní porosty a způsob jejich obhospodařování. Dále se zaměří na půdní faunu, její funkci a ekologické nároky vybraných skupin půdních organismů. Závěr rešeršní části bude věnován intenzitě pastvy a jejímu vlivu na půdní organismy. Praktická část se bude věnovat rozdílům ve společenstvech půdní mezo a makrofauny mezi lučním a pastevním stanovištěm.

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Cílem práce bylo formou pokusu zjistit rozdíly v komunitách půdní fauny v lučních ekosystémech. Práce se zaměřovala na popsání rozdílů ve společenstvech půdní fauny na spásaných a na sečených lokalitách se sklizní biomasy.

Hypotéza: Spásání travního porostu bude na pastvině negativně ovlivňovat diverzitu a abundanci společenstev půdní fauny.

3 Literární rešerše

3.1 Travní porosty

Jako travní porosty označujeme rostlinná společenstva, která se skládají z různých druhů trav, bylin a jetelovin. Jedná se o velmi důležitou a nejrozsáhlejší složku rostlinné biosféry (Klimeš 1997). Kobes (2012) uvádí, že travní porosty jsou přirozeným stanovištěm jednoho z nejvyšších počtů druhů mezi ostatními ekosystémy, přičemž jen na travních porostech v ČR se vyskytuje zhruba 1500 druhů rostlin a živočichů. Tato společenstva mohou být velice pestrá a v závislosti na stanovišti značně různorodá (Klimeš 1997).

Vznik trvale travních porostů, zapříčinila převážně činnost člověka. Vlivem obhospodařování luk, se v průběhu let měnila skladba vegetace a vznikaly nové ekotypy lučních společenstev. Po staletí prováděné hospodaření tak dalo za vznik dnešním travním porostům. Bez lidské činnosti by postupem času docházelo k jistému zániku, a přeměně v lesní společenstva. V ČR se travní porosty rozkládají zhruba na čtvrtině zemědělské půdy a zastávají celou řadu nepostradatelných funkcí (Gaisler 2011).

Hlavní produkční funkce travních porostů spočívá v produkci kvalitní a dieteticky vhodné píce pro hospodářská zvířata (Klimeš 2004).

Trvale travnaté porosty (TTP) by neměly být chápány pouze jako jednoduchý produkční zdroj, ale jako krajinný prvek s přidanou hodnotou. Vzhledem k jejich taxonomické a funkční biodiverzitě, poskytují travní ekosystémy širokou škálu mimoprodukčních funkcí a jsou zároveň tvořeny velkým množstvím živých organismů, které interagují jak mezi sebou navzájem, tak i s prostředím (Amiaud & Carrère 2012).

Jednou z významných mimoprodukčních funkcí je ochrana půdy před větrnou a vodní erozí. Oproti orné půdě je na TTP zajištěn celoroční půdní kryt, který půdu chrání před povětrnostními podmínkami a zvyšuje vsakování dešťové vody. Tím zlepšují vodní režim půd a zvyšují zásoby podzemních vod (vodohospodářská funkce). Svou roli také plní při korytech řek, kde během záplav taktéž chrání půdu a zamezuje jejímu splavu a následnému zanášení koryt. Za další mimoprodukční funkci považujeme funkci zachování biodiverzity (Mrkvička & Veselá 1996). Travní porosty také utváří ráz krajiny jak v horských oblastech, tak v nížinách a tím plní i funkci estetickou (Šarapatka 2002). Zvláště extenzivně využívané louky a pastviny hrají svou roli v kulturní krajině hlavně jako estetický prvek, využívaný pro různé formy rekreace (Starczewski et al. 2009).

3.1.1 Travní porosty a půdní živočichové

Nedílnou součástí všech travních porostů je půdní prostředí obsahující humus, minerální složku a organickou hmotu tvořenou kořeny rostlin a půdními organismy (tzv. edafonem). Půdní fauna zahrnuje mikroorganismy a půdní živočichy. Všechny jeho složky se aktivně podílí na transformaci organické hmoty, tvorbě humusu a struktury půdy. Těmito procesy půdní organismy uvolňují živiny, které jsou následně využitelné pro rostliny. Obsah půdní bioty je tedy významný pro produkční schopnosti rostlin (Tajovský et al. 2006), a také silně ovlivňuje

diverzitu druhů přirozené vegetace (De Deyn et al. 2003). Travní porosty s druhově bohatým složením rostlin a složitou strukturou podporují hojnou a rozmanitou faunu ve srovnání s uniformními lesy s malým počtem rostlinných druhů. Tento vztah mezi půdní biotou a rostlinnými společenstvy je tedy vzájemný. Manažerské postupy, jako je pastva, sečení, aplikace hnojiv, vypalování a používání pesticidů ovlivňují travní porosty a tím vyvolávají velké změny ve společenství bezobratlých (Curry 1987). Birkhofer et al. (2011) uvádějí, že rozmanitá vegetace travních porostů, podporuje potravní aktivitu půdní fauny prostřednictvím změn jak mikroklimatu, tak dostupnosti zdrojů. Z toho vyplývá, že agroenvironmentální schémata zaměřená na ochranu půdní bioty a souvisejících ekosystémových funkcí v travních porostech mírného pásma, se mohou obecně zaměřit na zachování rozmanitosti rostlin.

Půdní živočichové jsou citlivými indikátory změn půdních podmínek, neboť změny vlastností bezobratlých společenstev půdní fauny odrážejí vývoj ekosystémů (Cunha Neto et al. 2012). Na travních porostech tedy citlivě reagují na změny systému obhospodařování. Hlavní negativní účinky pastvy zvířat jsou utužení půdy a snížení obsahu organické hmoty v půdě v důsledku úbytku vrstvy rostlinného opadu. Obecně tedy platí, že utužené půdy intenzivních pastvin poskytují půdním organismům méně vhodné podmínky (Schon et al. 2012), než extenzivně využívané sečné louky. Intenzivní pastva způsobuje sešlap a narušuje povrchové vrstvy půdy, oproti tomu sečení a odstranění rostlinné biomasy nemá tak negativní účinek (Tajovský et al. 2006).

3.1.2 Hospodaření na travních porostech

Pro udržení a zamezení degradace travních porostů je nutné jejich obhospodařování. V současné době se hospodaření provádí za podpory agroenvironmentálních opatření, nejen s cílem produkce biomasy. Je zde snaha o skloubení dvou priorit - zachování uspokojivé míry produkce a podpora biodiverzity a ekosystémových funkcí (Gaisler et al. 2011).

Hospodářsky využívané travní porosty je možné obhospodařovat pastvou zvířat, sečením nebo kombinací těchto dvou možností. Každé využití má odlišný vliv na výnos biomasy a druhové zastoupení rostlin. Určité využití některé druhy poškozuje více a jiné zase méně. Sečné využití má kladný vliv na vzrostnější druhy, ale následkem dlouhodobého zastínění zase potlačuje rozvoj druhů nižších (Pavlů et al. 2019).

Při volbě způsobu hospodaření je třeba nejprve stanovit, jaký výsledný produkt od travních porostů požadujeme. Mechanické sečení působí na porost stejně po celé ploše, naproti tomu pastva skotu je na ploše travních porostů nestejněměrná. Vlivem selektivního vypásání a sešlapu se tak mění skladba rostlin a dochází k rozvoji rostlin které jsou odolné sešlapu, okusu a mají rychlou obrůstací schopnost (Mládek et al. 2006).

3.1.3 Sečné porosty

Sklizení biomasy sečením patří mezi základní využívání luk. Sklizená hmota se využívá jako zelené krmení, seno nebo siláž využívaná pro krmení v zimních měsících (Novák 2008). Druhotné využití sečí spočívá v udržení struktury porostu, druhové rozmanitosti a

v neposlední řadě také v zachování ekonomických, ekologických a estetických vlastností luk (Kollárová et al. 2006).

Sečení se podle složení luk provádí ve výšce 30 až 40 mm (Mrkvička & Veselá 2001). Z pohledu počtu sečí rozdělujeme luční porosty na jednosečné, dvousečné a vícesečné. Jednosečné louky se většinou nalézají na jižních a jihozápadních svazích. Jsou význačné vyšší suchostí půd, a proto se na nich hospodaří spíše extenzivně až poloextenzivně. Se zvyšující se intenzitou sečí se zvyšuje i intenzita odnožování rostlin. Mladé porosty mají zpravidla jemnější strukturu a pro svou bohatost živin jsou i lépe stravitelné. Vyšší počet sečí tedy zvyšuje krmnou hodnotu fytomasy. Se zvyšováním počtů sečí však také stoupá potřeba hnojení porostů (Novák 2008). Maximální výnos a počet sečí závisí převážně na stanovištních podmínkách, tedy na vodním režimu půd, délce vegetačního období a úrodnosti půdy. Dále také na druhovém zastoupení rostlin, jejich ranosti, schopnosti obrůstání a vzrůstnosti. Vícesečné systémy potlačují výskyt vzrůstnějších dvouděložných rostlin, a naopak podporují rozvoj nižších trav a leguminóz (Velich 1996).

Počet prováděných sečí má vliv nejen na fytomasu, ale také na půdní organismy. Pokud se na hnojeném travním porostu provádí pouze jedna seč, přihnojení v tomto případě působí na půdní mikroorganismy negativně. Avšak pokud se za stejných podmínek provádí seče tři, mikrobiální biomasa se nesnižuje. To naznačuje, že zvýšení počtu sečí snižuje negativní účinek hnojiv na půdní faunu. Naopak pro brouky a dvoukřídlé je příznivější nižší počet sečí (Lemanski & Scheu 2015).

Pro optimální poměr mezi výnosem a kvalitou píce se v České republice provádí jedna až tři seče ročně, v závislosti na stanovišti, typu travního porostu a s ohledem na způsob využití fytomasy. První termín seče připadá většinou na přelom měsíců května a června. Druhá a třetí seč následuje po šesti až osmi týdnech od předchozí. S rostoucí nadmořskou výškou se počet sečí snižuje. V lokalitách, kde se vyskytují zvláště chráněné biologické druhy, se systém sečení mění. Doba sečí se značně opoždí v závislosti na daném chráněném druhu či společenstvu. Obecně se v zájmu ochrany mnoha organismů doporučuje větší plochy travních porostů sekat postupně v několika termínech. To zaručuje dostatek prostoru pro útočiště a potravu hmyzu a obratlovců (Mládek et al. 2006). V zájmu ochrany biodiverzity se také dá přistoupit k periodickému sečení, kdy se seč neprovádí každý rok, ale periodicky za více let. Další možností je také ponechávání neposečených pásů a nedopasků. To je obzvláště vhodné na porostech, kde se vyskytují výlučně typické luční druhy, kterým je tak umožněno generativní rozmnožování. Nesečené porosty také slouží řadě živočichů, kteří na neošetřovaných plochách mohou dokončit svůj reprodukční cyklus (Gaisler et al. 2011).

Nižší počet sečí je také vhodný pro udržení rozmanitosti rostlinných druhů, jelikož intenzivní sečení jejich diverzitu snižuje. Louky s vysokou druhovou rozmanitostí jsou většinou méně výnosné ve srovnání s monokulturami. Pokud mají být tyto porosty zachovány a nadále obhospodařovány šetrným způsobem, je zapotřebí získat zvýšené finanční ohodnocení prostřednictvím agroenvironmentálních dotací, pro hospodaření na těchto lokalitách a splňovat jejich jasně definované podmínky (Zechmeister et al. 2003).

3.1.4 Pastervní porosty

Pastva hospodářských zvířat vždy ovlivňovala naši krajinu a určitou mírou utvářela její podobu. Středověkou krajinu tvořila různě hustá a vysoká vegetace, vypasené svahy, písčiny, pastviny a louky různě porostlé keři a stromy, řídké a husté lesy. Všechny tyto plochy se dříve využívaly pro pastvu zvířat, některé občasně, jiné celou sezónu. S postupnou intenzifikací zemědělství se však zhruba v 18. století začalo od pastvy ustupovat. V polovině 20 století se začal praktikovat především stájový chov zvířat, proto se využívání pastvin omezilo ještě masivněji. Biotopy, jež se dříve využívaly pastervně, se přeměnily na pole, louky a kulturní lesy. Do této doby, byla pastva považována za škodlivý faktor, avšak zanedlouho začaly nespásané plochy degradovat, a jejich zarůstání způsobilo ochuzování druhového bohatství živočichů a rostlin (Mládek et al. 2006).

Využívání travních porostů pro pasení je nejpřirozenější formou krmení polygastrických zvířat. Na hospodářská zvířata působí pastva pozitivně nejen z pohledu spásání mladého porostu, ale také díky pohybu, pobytu na čerstvém vzduchu a slunci (Mrkvička 1998). Z pohledu výživy představuje především druhově bohatá pastva velmi hodnotnou, zdravou a přirozenou krmivovou základnu, od které se odvíjí fungování živočišné produkce. Doba trvání pastvy se mění v závislosti na nadmořské výšce a úhrnu srážek (Mládek et al. 2006). Přirozený pastervní odchov zvyšuje odolnost zvířat, má pozitivní vliv na následnou plodnost a užitkovost, která je zachována i v pozdějším chovu ve stájích (Mrkvička 1998). Z ekonomického pohledu je pastva také nejlevnějším způsobem krmení zvířat (Kvapilík & Kohoutek 2011). V přepočtu na energii jsou náklady spojené s pastvou poloviční, oproti krmení ve stájích. V případě že pastvu zahájíme časně, a bude trvat do pozdních podzimních měsíců, můžeme náklady výrazně snížit (Pozdíšek et al. 2004).

Pastva je, na rozdíl od mechanického sečení, selektivní odstraňování travního porostu. Větší selektivitou spásání se vyznačují hlavně ovce, kozy a koně. Skot spásá porost celistvěji, označujeme ho tedy za pastervního generalistu (Pavlů et al. 2019). Obecně platí, že čím je spásáč větší, tím méně si vybírá jednotlivé druhy rostlin, a je tedy méně selektivní než malá zvířata (Thót et al. 2016). Tato skutečnost je zřejmě dána tím, že větší zvíře potřebuje za stejnou časovou jednotku přijmout více krmiva než zvířata menší (Bakker et al. 2006). Důležité je také úměrné zatížení pastvy. Pokud je intenzita zatížení pastvy nízká, zvířata si vybírají chutnější druhy trav a zvyšují tak selekční tlak na celé rostlinné společenstvo. Naopak při dostatečném či vyšším zatížení pastvy jsou zvířata méně selektivní (Thót et al. 2016). To potvrzují i Adler et al. (2001), kteří popisují, že při pastvě ve stádu dochází k menší selektivitě než při pastvě jednotlivých zvířat. Andrés et al. (2016) uvádějí, že spásání travních porostů velkými býložravci je formou intenzifikace využívání půdy, která ovlivňuje nejen rostlinné společenstva, ale také půdní biotu a ekosystémové služby, které poskytuje. Tallowin et al. (2005) shrnují, že mírné pastervní zatížení udržuje biologickou rozmanitost rostlin a zvyšuje rozmanitost fauny v důsledku změny porostové struktury pastvy. Avšak dochází při ní také k rozvoji plevelných druhů rostlin. To naznačuje, že mnohdy samotná pastva zvířat není

schopna plnit všechny cíle biologické rozmanitosti a jsou tedy zapotřebí i další zásahy managementu.

V současné době se podporují extenzivnější systémy hospodaření na pastvinách v rámci zvýšení biodiverzity porostů. V tomto kontextu Marriott et al. (2009) prováděli dva dlouhodobé experimenty, kdy na různých místech porovnávali extenzivní pastvu, opuštění lokalit a pokračující intenzivní pastvu, přičemž se posuzovaly dopady na produktivitu, druhové složení a rozmanitost rostlin. Zjistili, že extenzivní pastva vedla k pomalým, ale neustálým změnám v druhovém složení, s určitým nárůstem diverzity ve srovnání s intenzivní pastvou a poměrně stálou produktivitou. Na dvou sušších lokalitách extenzivní pastva poměrně lépe tlumila meziroční dopady změn počasí ve vztahu k produkci. Opuštění lokalit vedlo k rychlým změnám, které se však následně stabilizovaly. V důsledku absence pozdně sukcesních druhů již nedocházelo k dalším změnám a opuštění tak rozmanitost neovlivnilo. Extenzivní pastva tak způsobila pouze postupné změny v diverzitě rostlin, z čehož vyplývá, že pozitivní účinek extenzivního hospodaření na pastvinách se projevuje velmi pomalu.

3.1.4.1 Patevní systémy

Základní rozdělení pastevních systémů je na pastvu rotační a kontinuální. Reálně existuje mnoho variací pastevních systémů, ovšem všechny vycházejí z výše zmíněných dvou typů (Pavlů et al. 2006). Management pastvy se odvíjí od schopnosti obrůstání a optimálního využití travního porostu. V úvahu musíme brát také druh paseného zvířete a jeho výživové preference, kvalitu a úživnost pastviny, a v neposlední řadě délku pastevního období (Mátlová 2005).

Rotační pastva je systém, při kterém je celková pastva rozdělena na dvě a více částí. Střídá se tedy vypásání a obrůstání jednotlivých částí. Mezi rotační pastvy řadíme například pastvu honovou. Takováto pastva je rozdělena na dvě až šest částí, které se postupně spásají. Každý hon se využívá zhruba 10 až 20 dní. Obdobou honové pastvy je pastva oplůtková, kdy je ovšem pastva rozdělena na 6 až 24 menších oplůtků. Za pastevní sezónu se na rotačních pastvách obvykle provedou dva až pět pastevních cyklů. Průměrná doba obrůstání jednoho oplůtku je zhruba dva až šest týdnů, v závislosti na vláhových podmínkách. Z jara je obvykle obrůstání masivnější, v letních měsících se obrůstání zpomaluje (Pavlů et al. 2006).

Kontinuální pastva je organizačně nejméně náročný systém a využívá se nejčastěji pro extenzivní pasení zvířat. Pastva probíhá po celé ploše a zvířata tedy nejsou nucena vypásat vše, ale naopak se zde projevuje vysoká selektivita pasení (Pavlů et al. 2019). Výhodou kontinuální pastvy je minimální finanční náročnost. Využívá se extenzivně v rozsáhlých pastevních areálech, nebo na malých intenzivně zatížených pastvinách. Důsledek kontinuálního pasení je nerovnoměrné zatížení pastvy. Střídají se zde intenzivně vypásané plochy s chutnými druhy píce, a plochy, které jsou pro svou skladbu téměř nedotčené (Pavlů et al. 2006).

3.1.5 Kombinované porosty

Kombinované využití porostů pastvou a sečením se jeví jako nejvhodnější pro udržení skladby i struktury porostů. Omezuje jednostranné negativní účinky seče i pastvy a vhodně kombinuje účinky pozitivní (Velich 1980). Kombinované využití také zabraňuje stárnutí porostu. Pokud se pastva zařadí na jaro, je možné po dvou až třech týdnech porost posekat na seno. V opačném případě, kdy provedeme první seč, se pastva zařazuje po dvou až čtyřech týdnech (Pavů 2004). Z výsledků práce Smith et al. (1998) také vyplývá, že tradiční využití sečí a pastvy pozitivně působí na udržení druhové diverzity rostlin a podporuje lepší zapojení porostu.

3.2 Půdní fauna

Obecné povědomí o diverzitě půdní fauny je vzhledem k ostatním živočichům, kteří nežijí v půdě, velmi nízké. Tento fakt je zřejmě dán nízkou popularitou a obtížností studia těchto organismů. I přesto se však v poslední době půdní fauně dostává v oblasti vědy velké pozornosti. Částečně se tak děje kvůli vědomí, že půdní organismus nejenže ovlivňuje hlavní ekosystémové procesy, jako je přeměna organické hmoty a koloběh živin, ale také působí jako důležitý faktor při změnách vegetace (Bardgett 2005). Díky obrovské diverzitě organismů, půda představuje největší genový rezervoár na planetě Zemi. Z celkového množství půdních mikroorganismů je popsáno zhruba 100 000 druhů, což představuje jen asi 1 % předpokládaných druhů. U vyšších půdních organismů je to 500 až 350 000 druhů (v závislosti na skupině), což představuje asi 4-70 % předpokládaných druhů (Šantrůčková et al. 2018).

Edafon zahrnuje všechny organizmy, kteří se během svého života celým svým tělem vyskytují v půdě. Zahrnuje mnoho taxonomických skupin, které se dále rozdělují např. podle místa výskytu v půdním horizontu. Zástupci epigeonu žijí převážně v rostlinném opadu na povrchu půdy. Hemiedafon zasahuje do rozvolněných svrchních vrstev půdního horizontu. Poslední skupina živočichů je nejlépe vybavená pro život v půdě, vyskytuje se v hlubších vrstvách půdy a označuje se jako euedafon - praví půdní živočichové (Tajovský et al. 2008). Většina půdních organismů (až 80 %) se vyskytuje ve svrchních horizontech půdy, zhruba do 20 cm hloubky. Tento fakt je dán tím, že se (ať už přímo či nepřímo) živí rostlinnými zbytky, které se nejvíce hromadí právě v této vrstvě, kde také koření většina rostlin. Tento půdní horizont je tak biologicky neaktivnější (Šantrůčková et al. 2018).

Všechny skupiny edafonu mezi sebou interagují a vznikají tak složité potravní sítě (Cakir & Makineci 2011). Jejich nároky na prostředí a potravní preference se v rámci velké diverzity druhů a početnosti přirozeně překrývají. Spolu s tím se překrývají i funkce, které půdní organismy zajišťují (Briones 2014; Cakir & Makineci 2011). I přes jistou konkurenci mezi organismy, dochází jen velmi mizivě k situacím, kdy jeden druh ohrožuje existenci druhého (Šantrůčková et al. 2018). Možnost takového soužití je dána hlavně velkou prostorovou variabilitou půdního prostředí a dostatkem organických zdrojů. Tato určitá multifunkčnost organismů má zásadní vliv na půdu, jelikož zajišťuje mnoho půdních procesů (Menta & Remelli 2020). V případě, že se sníží počet zástupců určitého druhu, je jejich funkce zastoupena jiným

druhem. To dává půdám jistou funkční odolnost a zajišťuje průběh ekologických procesů. Avšak ve chvíli, kdy dojde k eliminaci celé skupiny druhů a jejich funkci nenahradí jiná skupina, dochází k narušení potravní sítě, dostupnosti živin a rozkladu organické hmoty (Lavelle 1997). V důsledku tento stav může vést ke změně vegetačního krytu a ovlivnit funkci celého ekosystému (Šantrůčková et al. 2018).

Předpokládá se tedy, že půdní organismy řídí procesy, které jsou považovány za globálně důležité při přeměně organické hmoty a koloběhu energie a živin. Navíc jsou také zásadní složkou potravních sítí a klíčovým hráčem v určitých podpůrných a regulačních ekosystémových funkcích půdy (Kibblewhite et al. 2008). Půdní fauna je vysoce variabilní a zčásti i vysoce adaptabilní, pokud jde o jejich potravní strategie. Nacházíme zde fytofágy, zoofágy a saprofágy (Menta 2012). V závislosti na dostupném zdroji potravy je mnohá půdní fauna schopna ve větší či menší míře měnit své potravní strategie (Luxton 1972), přičemž mnoho zoofágních druhů se v dobách nízké dostupnosti potravy živí odumřelou organickou hmotou. Interakce mezi půdní faunou jsou různorodé. Kromě vztahů predátor / kořist a v některých případech paraziti, se objevuje také komenzalismus. Stupeň interakce mezi půdními organismy a půdou samotnou se může mezi taxony velmi lišit a závisí na části životního cyklu, kterou organismus tráví v půdě. Zejména v tomto ohledu, a v kombinaci s morfologickými adaptacemi a ekologickými funkcemi organismu, je možné rozdělit půdní faunu na čtyři hlavní skupiny: dočasně neaktivní půdní organismy, dočasně aktivní půdní organismy, periodické půdní organismy a organismy celoživotně vázané na půdu (geobionty). Je třeba poznamenat, že tyto skupiny nemají žádný taxonomický význam, ale jsou užitečné při studiu životních strategií půdních bezobratlých (Menta 2012).

3.2.1 Klasifikace půdní fauny

Půdní živočichové jsou organismy rozličných tvarů, velikostí i způsobů života. Oproti půdní mikrobiotě, zastávají ostatní organismy jen malou část biomasy, a jejich vliv na celkovou respiraci půdy je tedy také menší. Nicméně půdní bezobratlí disponují obrovskou druhovou diverzitou a často také populační početností. Jejich klasifikace se značně různí v závislosti na kritériu, podle kterého je dělíme. Rozdělení tedy probíhá například podle místa výskytu, funkce, kterou organismus v půdě zastává, či podle jejich velikosti (Bičík et al. 2009).

Podle velikosti jsou půdní organismy obecně rozdělovány na mikrofaunu, mezofaunu, makrofaunu a megafaunu (Menta 2012).

Mikrofauna obsahuje organismy s velikostí těla mezi 20 μm a 200 μm . Spadají sem například malí roztoči, háďátka a vířníci (Menta 2012). **Mezofauna** zahrnuje organismy s velikostí těla mezi 200 μm a 2 mm. Hlavními představiteli této skupiny jsou členovci, jako roztoči a chvostokoci. Dále také zahrnuje háďátka, vířníky, malé pavoukovce, štírky, sekáče, roupice, larvy hmyzu, drobné stejnonožce a stonožkovce (Menta 2012).

Makrofauna zahrnuje organismy, jejichž velikost je mezi 2 mm a 20 mm. Tato kategorie zahrnuje některé žížaly, plže, stejnonožce, stonožkovce, některé pavoukovce a většinu hmyzu (Menta 2012).

Megafauna jsou organismy, jejichž velikost přesahuje 20 mm. Do této kategorie patří velcí bezobratlí (žížaly, hlemýždi, stonožky) a obratlovci (hmyzožravci, drobní hlodavci, plazi a obojživelníci) (Menta 2012).

Podle Lavelle (1997) lze půdní organismy také rozdělit do tří skupin podle jejich funkce a časoprostorových měřítek vlivu, kdy první skupina zahrnuje organismy, které žijí ve spojení s živou rostlinou, a to buď prospěšně nebo nepříznivě. Tyto organismy mohou žít v symbióze s kořeny, jako například mnoho bakterií fixujících dusík, nebo konzumovat kořenové materiály (nemoci a škůdci). Označují se jako „kořenová biota“.

Do druhé skupiny patří mikro-mezofauna působící jako regulátor počtu a aktivity mikroorganismů. Vyskytují se v rhizosféře a v místech s vysokou koncentrací mrtvé organické hmoty

Třetí skupina zahrnuje mezo- a makrofaunu, která vytváří stanoviště pro další půdní biotu, přepracováním půdy. Mají tedy funkci „ekosystémových inženýrů“ (Lavelle 1997).

3.2.2 Funkce půdní fauny

Půdy hostí extrémně rozmanité společenství bezobratlých, kteří se liší svými adaptivními strategiemi, a tedy i funkcemi, které v půdě plní (Lavelle 1997). Půdní fauna tvoří významnou složku trofických úrovních půdní sítě. Reguluje určité procesy, které jsou klíčové pro fungování půdy. Jsou to zejména, koloběh živin, imobilizace nebo degradace toxických látek, tvorba půdní struktury, emise skleníkových plynů nebo koloběh uhlíku (Frouz 2018). Celá spektra půdních organismů tedy fungují jako funkční jednotky biologických procesů (Kibblewhite et al. 2008). Přesto však není funkční příspěvek půdních organismů ve vztahu k půdním procesům zcela prostudován, zvláště kvůli metodickým omezením a složitosti interakcí v různých časoprostorových měřítcích (Frouz 2018; Brussaard 1998; Mathesius 2003). Funkční biodiverzitu půdních organismů lze spojovat s udržováním půdních funkčních procesů. Předmětem studia je vzájemný vztah mezi biologickou aktivitou, půdní mikrobiotou, strukturou rostlinného společenstva a postupy hospodaření s půdou. I tak jsou naše znalosti o interakci mezi půdními rozkladači a jejich účincích na koloběh živin obecně řídké (Welbaum et al. 2004; Decaëns et al. 2006). Možná ještě méně dobře pochopeny jsou fyziologické, biochemické pochody a interakce mezi rostlinou a mikroorganismy a mezi mikroorganismy navzájem, ke kterým dochází v reálném čase v měnících se agrofyzikálních a agrochemických prostředích (Mathesius 2003).

Pokud se jedná o utváření struktury půdy, považujeme za hlavní aktéry, kromě kořenových soustav vyšších rostlin, mezo- a makrofaunu. Tyto půdní organismy mají díky své pohyblivosti možnost distribuovat organickou hmotu do většího objemu půdy a také do míst, kam rostliny nejsou schopné prokořenit. Strategie pohybu jednotlivých organismů se mezi sebou liší. V závislosti na velikosti a specifické morfologii si organismy cesty v půdním profilu prohrabávají, rozhrnují nebo se jím „projíždají“ (Miko & Tajovský 2018). Činnost těchto ekosystémových inženýrů tudíž nespočívá pouze v transportu organické hmoty, ale celkově ovlivňují fyzikální vlastnosti půd, čímž zlepšují zadržování vody, šíří jiné organismy a díky přeměně půdy umožňují jejich výskyt (Schon et al. 2021). Nicméně značná část těchto

organismů tráví v půdě jen určitou fází svého života. Mezi ekosystémové inženýry půd řadíme koprofágní a nekrofágní brouky, a organismy které obývají půdu ve stádiu larvy, jako jsou ponravci, fytofágní a detritofágní brouci a larvy dvoukřídleho hmyzu. Avšak za nejvýznamnější ekosystémové inženýry jsou považovány (v ekosystémech mírného pásma) žížaly (Miko & Tajovský 2018). Funkce žížal jako rozkladačů organické hmoty je téměř zanedbatelná. To je dáno především jejich nízkou asimilační schopností, která je nižší než 10 % (Petersen & Luxton 1982). Hrají ale velmi důležitou roli právě v budování biopórů, zapracovávání organické hmoty z povrchu do půdy a její promíchání s minerální složkou. Touto činností významně napomáhají provzdušnění půdy, vsakování vody, podporují aktivitu a rozvoj ostatních půdních organismů a ovlivňují i růst rostlin (Sharma et al. 2017; Miko & Tajovský 2018).

Půdní mikroorganismy nejsou díky své velikosti schopné přímo ovlivňovat půdní strukturu, ale existují důkazy, že mohou nepřímo ovlivňovat půdní architekturu, prostřednictvím jejich interakcí s jinou půdní biotou (Nielsen 2019). Nicméně za jejich hlavní funkci v půdě, považujeme rozklad organických látek, oxidační a redukční procesy, zlepšování dostupnosti živin, fixování vzdušného dusíku a také jejich interakce mezi živočichy a rostlinami (Read & Perez-Moreno 2003; Brookes et al. 2008). Půdní organismy neovlivňují půdní vlastnosti jen přímo svou činností, ale i po odumření, kdy podporují úrodnost půdy. Jejich zbytky, totiž tvoří 30–50 % organické hmoty v půdě (Khan et al. 2016). Je známo, že některé mikroorganismy, jako jsou mykorrhizní houby nebo symbiotické bakterie fixující dusík, hrají důležitou roli pro růst rostlin tím, že zlepšují minerální výživu. Celá řada mikrobů spojených s rostlinami a jejich potenciál nahradit syntetické zemědělské vstupy, však začal být odhalován teprve nedávno (Jacoby et al. 2017).

Mikroorganismy podporující růst rostlin, ovlivňují výživu a růst různými mechanismy, jako fixací dusíku, rozkladem organické hmoty, solubilizací těžko rozpustných minerálů, uvolňování chelatačních sloučenin a biologicky aktivních látek, jako jsou fytohormony, vitamíny a enzymy, a zvýšením účinnosti kořenového systému při příjmu živin. Tyto mikroorganismy mají také schopnost měnit pH půdy a upravovat rovnováhu mnoha chemických a biochemických reakcí, jako je srážení/rozpuštění, adsorpce/desorpce, komplexace/disociace a oxidace/redukce kationtů kovů, a tak regulovat příjem živin rostlinami. Kromě zlepšení výživy rostlin při zhoršených podmínkách, mohou také snížit škodlivé účinky přebytku mikroživin, které se mohou vyskytovat v kyselých nebo znečištěných půdách (Altomare & Tringovska 2011). Prospěšné půdní mikroorganismy, buď samotné nebo v kombinaci s minerálními či organickými hnojivy, mohou být využity ke zvýšení produktivity plodin a udržení úrodnosti půd, aniž by bylo ohroženo životní prostředí (Welbaum et al. 2004; Gyaneshwar et al. 2002). Prospěšné půdní mikroby by proto měly být dále studovány a využívány pro rozvoj udržitelného zemědělství (Altomare & Tringovska 2011).

3.2.2.1 Biodiverzita půdní fauny

Půdní biota zahrnuje velkou část světové biodiverzity a řídí procesy, které jsou považovány za celosvětově důležité složky při recyklaci organické hmoty, energie a živin. Jsou také klíčovými hráči v určitých podpůrných a regulačních ekosystémových službách. Kromě

toho jsou důležitými složkami potravních sítí půdy. Hrubé odhady biologické rozmanitosti půdy naznačují výskyt několika tisíc druhů bezobratlých na lokalitu, a komě vyšších živočichů také relativně neznámé úrovně diverzity mikrobů a prvoků. Půdní ekosystémy obecně obsahují velké množství živočichů, jako jsou háďátka, roztoči a chvostoskoci, stonožky, stonožky, roupice a žížaly. Dále také velké množství druhů mezo- a makrofauny (hlavně členovci, jako jsou brouci, pavouci, mnohonožky a štírci), kteří žijí v nejsvrchnějších vrstvách půdy, na povrchu půdy a ve vrstvě opadu (Menta 2012).

Navzdory několika desetiletím půdních biologických studií je stále velmi obtížné určit průměrné hodnoty abundance a biomasy pro půdní bezobratlé. To je částečně způsobeno jejich velkou variabilitou v čase i prostoru a také rozdílnost v používaných metodách vzorkování. Kromě toho, byla většina prací provedena v lesních půdách mírných oblastí (Huhta et al 1998; Crowther et al 2014), zatímco jiné regiony, jako jsou tropy, nebo zemědělsky využívané půdy, takovou pozornost nedostávaly (Menta 2012).

Je známo, že intenzifikace zemědělství mění rozmanitost jednotlivých skupin půdní bioty, ale méně se ví o tom, jak intenzifikace ovlivňuje biologickou rozmanitost potravní sítě půdy jako celku, a zda lze tyto účinky zobecnit napříč regiony. Pro pochopení těchto nejasností zkoumala skupina vědců biologickou rozmanitost v půdních potravních sítích pastvin, extenzivního a intenzivního hospodaření ve čtyřech zemědělských regionech po celé Evropě. Výsledky ukazují, že mezi jednotlivými regiony byla měření diverzity potravní sítě proměnlivá, ale že rostoucí intenzita využívání půdy způsobila vysoce konzistentní reakce. Zejména intenzifikace využívání půdy snižuje složitost potravních sítí v půdě a také celkový hmotnostní obsah půdní fauny. Veškeré skupiny žížal, chvostoskoků a roztočů nacházející se v evropských půdách jsou negativně ovlivněny zvýšenou intenzitou využívání půdy. Taxonomická odlišnost se také snižuje intenzivním hospodařením. Z toho vyplývá, že intenzivní zemědělství snižuje biologickou rozmanitost půdy, čímž se stávají potravní sítě méně rozmanité a skládají se z menších organismů. Intenzifikace využívání půdy vede k menšímu počtu funkčních skupin půdní bioty a výskytu taxonomicky blíže příbuzných druhů. Tyto změny v biodiverzitě půdy v důsledku intenzifikace mohou ohrozit fungování půdy v systémech zemědělské výroby (Tsiafouli et al. 2015).

3.3 Ekologické nároky a funkce vybraných skupin půdních organismů

3.3.1 Půdní organismy ovlivňující strukturu půdy

Půdní organismy, jejichž chování určitým způsobem mění strukturu půdy, nazýváme ekosystémoví inženýři. Strukturu půdy ovlivňují mechanickými, fyzikálními nebo chemickými procesy (Goulden 1965). Tvorba struktury půdy má velký význam pro její úrodnost. Existuje tedy úzký vztah mezi fungováním půdních organismů a samotnou úrodností. Půdní organismy ovlivňují půdní strukturu svým pohybem a přítomností v půdě, produkcí slizů, trusu či rozkladem organických látek (Bíčík 2009). V této skupině se vyskytují terestričtí živočichové větších rozměrů. Většinou tedy spadají do kategorie makro- a megafauny. Nicméně ne všichni zástupci skupiny ekosystémových inženýrů jsou trvalí obyvatelé půd. Někteří z nich tráví

v půdě jen určitý čas kvůli úkrytu, přezimování, vyhledávání potravy, kladení vajec, či pouze v larválním stádiu (Miko & Tajovský 2018). Významných účinků půdní fauny na půdní strukturu, však dosahuje především několik skupin větších půdních bezobratlých, kteří jsou široce rozšířeni a obecně se vyskytují ve velkém počtu. Z těchto skupin jsou nejvýznamnější žížaly, termiti a mravenci (Lee & Foster 1991).

3.3.1.1 Žížaly (Lumbricidae)

V oblastech mírného pásma, jsou žížaly nejdůležitější složkou makrofauny. V Evropě se povětšinou vyskytují zástupci čeledi Lumbricidae. Velikost dospělých žížal se pohybuje od jednoho až dvou, do několika desítek centimetrů. Jejich šířka je obvykle několik milimetrů a jen ve vzácných případech překračuje šířku jednoho centimetru. Žížaly mají dobře vyvinutou podélnou a příčnou svalovinu, což jim umožňuje prolézat půdou a vytvářet chodby i v hlubokých minerálních vrstvách půdy (Miko & Tajovský 2018).

Žížaly mohou měnit půdní prostředí změnou půdních vlastností. Mají schopnost zlepšovat fyzikální vlastnosti půdy, jako je objemová hmotnost, vsakování vody, hydraulická vodivost a pórovitost. Díky této schopnosti jsou žížaly taxonem, který hraje významnou roli v pedoturbaci. Důležitá je i jejich role v cyklu prvků a zpracování organické hmoty. Významná je také tvorba exkrementů, jež obsahují populace mikrobů. Zvýšení mikrobiální aktivity v půdě zvyšuje mineralizaci a uvolňování živin. Žížaly také přeměňují živiny do přístupných forem pro příjem rostlinami. Jejich aktivita se však liší v závislosti na agroekosystémech. Početnost jejich populací je vyšší v systémech s redukovaným zpracování půdy než v konvenčním systému. Preferují spíše aerobní než anaerobní podmínky. Upřednostňují také spíše podmínky pastvin a luk než jehličnatých lesů (Ojha & Devkota 2014). Nicméně se vyskytují ve všech oblastech světa, kromě nejchladnějších a nejsušších oblastí. Chodby žížal přispívají k makroporozitě a ovlivňují tak infiltraci vody a provzdušňování půdy. Zvláště anektické druhy žížal tvoří hluboké chodby, které se otevírají k povrchu půdy, kde se živí, a poskytují tak kanály pro infiltraci vody a výměnu plynů. Endogeické druhy, které se nepřetržitě zavrtávají při hledání potravy v půdě, poskytují horizontálněji orientované, často rozsáhlé a protínající se sítě makropórů, které podporují pohyb vody a difúzi plynů. Chodby, které pronikají krustami na povrchu půdy, jsou zvláště důležité pro vstup vody do půdy. Pohyb vody póry o rozměrech žížalích chodeb je důležitý hlavně tehdy, když srážky nebo zavlažování překračuje kapacitu kapilárního příjmu povrchu půdy. Kombinace zvětšení povrchové plochy dostupné pro kapilární absorpci stěnami chodeb a hydraulického tlaku vyplývajícího ze sloupce vody v chodbě naplněné vodou, zvyšuje infiltraci. (Lee & Foster 1991).

Fragoso et al. (1997) uvádí, že při přeměně původních lesů a savan na zemědělskou půdu, dochází ke snížení biodiverzity žížal. Přitom je prokázáno, že aktivita žížal významně zvyšuje výnosy rostlin. I proto je pro zemědělství význam zvláště endogeických druhů žížal velice důležitý, jelikož prostřednictvím vzájemných interakcí s mikroflórou, selektivním pohlcováním půdních částic, produkcí exkrementů, a tvorbou chodeb mohou ovlivnit dynamiku živin a organické hmoty a další pedologické procesy.

Vzhledem k jejich biologickým, chemickým a fyzikálním funkcím (jako je provzdušnění, bioturbace, zlepšení nutričního stavu a úrodnosti půd) mohou být žížaly také přímo použity v rámci bioremediačních procesů, k podpoře biologického rozkladu organických kontaminantů. Mimo to, žížaly zpomalují vazbu organických kontaminantů na půdu, uvolňují dříve v půdě vázané kontaminanty pro následnou degradaci a podporují a rozptylují mikroorganismy degradující organické kontaminanty (Hickman & Reid 2008).

3.3.1.2 Mravenci (Formicidae)

V podmínkách České republiky jsou mravenci nejhojnějším sociálním hmyzem žijícím částečně v půdě. Mravenci se výrazně podílejí na přetváření půdní struktury, dostupnosti potravních zdrojů a ovlivňují tak životní podmínky ostatních půdních organismů. Jedná se tedy o typické ekosystémové inženýry. Jsou rozšířeni ve všech terestrických prostředích světa, kromě Antarktidy. Podílejí se na značné části celkové biomasy půdních bezobratlých. Jejich kolonie čítají od několika desítek až po milióny jedinců, a jen na našem území se vyskytuje více než 100 druhů. Živí se převážně dravě, ale konzumují také rozkládající se rostlinné tkáně, části semen, medovici, trus, či houby (Miko & Tajovský 2018). Ačkoliv by mravenci měli být považováni za důležitou skupinu půdní fauny, byla jim věnována mizivá pozornost ve srovnání s jinou půdní faunou, jako jsou například žížaly (De Bruyn 1999).

Mravenci jsou běžnou složkou bioty suchozemských ekosystémů. Na rozdíl od jejich významu v tropických a subtropických ekosystémech je role mravenců v oblastech mírného pásma málo prozkoumána. Jako spotřebitelé a ekosystémoví inženýři, ovlivňují mravenci na pastvinách mírného pásma rozmanitost bezobratlých, rostlinnou a půdní mikrobiální diverzitu a potenciálně mění produktivitu pastvin. Jako běžní a početně dominantní bezobratlí na pastvinách, mohou mravenci také sloužit jako důležité indikační druhy pro monitorování postupů ochrany půdní biodiverzity a hospodaření (Wills & Landis 2018). To souvisí s jejich vazbou na hojné potravní zdroje (kořist) (Miko & Tajovský 2018).

Funkce mravenců, jako ekosystémových inženýrů, se odráží ve změně půdních vlastností. Je to zejména vytváření chodeb, hromadění organické hmoty a dalších živin v půdě, což následně mění půdní fyzikální, chemické a (mikro)biologické procesy. Mravenci však neovlivňují pouze vlastnosti půdy v lokálním měřítku, ale mají vliv na celé povodí s ohledem na povrchové hydrologické procesy a fungování ekosystému (Cammeraat & Risch 2008).

3.3.2 Transformátoři mrtvé organické hmoty

Do této skupiny spadají převážně druhy obývající svrchní vrstvy půdy, opad či rozkládající se dřeviny. Převládající část jejich potravy tvoří právě odumřelá organická hmota. Ačkoli tito členovci přijímají i jinou potravu, pro fungování ekosystému, je nejdůležitější právě jejich role ve fragmentaci, dekompozici a transformaci mrtvého materiálu rostlinného původu (Miko & Tajovský 2018). Transformátoři mrtvé organické hmoty fragmentují nebo rozmělnují a zvlhčují pozřené rostlinné zbytky, které se ukládají ve výkalech pro další rozklad mikroorganismy, a tím podporují růst a šíření mikrobiálních populací. Rozdrčená rostlinná hmota ve výkalech

představuje zvětšenou plochu pro osídlení mikroorganismy, které procesem mineralizace přeměňují organické živiny na jednodušší anorganické sloučeniny dostupné rostlinám (Culliney 2013).

David (2014) uvádí, že saprofágní členovci jsou obvykle uváděni jako transformátoři mrtvé organické hmoty, kteří mají ale nízkou asimilační účinnost a malý přímý vliv na mineralizaci uhlíku. Má se za to, že podporují rozklad nepřímo, fragmentací rostlinného opadu a zvětšením plochy dostupné pro mikrobiální kolonizaci, čímž stimulují mikrobiální aktivitu v jejich výkalech (Coleman et al. 2017; Wardle 2002).

3.3.2.1 Mnohonožky (Diploda)

Mnohonožky představují skupinu stonožkovců se značně variabilní stavbou těla. Většina těchto členovců má protáhlé tělo, tvořené různým počtem tělních článků a dvojčlánků (více než 4) s dvěma páry kráčivých nohou, a hlavou s jedním párem tykadel, skupinou jednoduchých oček a ústním ústrojím, krytým gnatochiláriem. Mnohonožky obývají převážně svrchní vrstvy půdy, tlející dřevní hmotu a rostlinný opad (Miko & Tajovský 2018).

Preference, které určují rozšíření druhů, jsou do značné míry řízeny vlastnostmi půdy, strukturou stanovišť a mikroklimatem (Stašiov et al. 2021). Vyšší výskyt mnohonožek je pozorován na půdách s vyšší vlhkostí a dostatkem organického materiálu. Upřednostňují také stanoviště bohatá na vápenec (Miko & Tajovský 2018). V lesích jsou stanovištní prvky řízeny převážně vlastnostmi dřevin. Lesní porosty s autochtonními dřevinami poskytují z hlediska celkové aktivity a druhové bohatosti mnohonožek příznivější podmínky než lesní porosty s allochtonními dřevinami. Mnohonožky dosahují v těchto porostech vysoké početnosti a diverzity, a mohou tak přispívat k rychlejšímu rozkladu odumřelé organické hmoty a recyklaci živin v lesních ekosystémech (Stašiov et al. 2021).

Mnohonožky se vyskytují i na více otevřených biotopech, jako jsou travní porosty, zahrady, orná půda či mnohá ruderální stanoviště. Nicméně nejvíce se vyskytují v lesních stanovištích. (Miko & Tajovský 2018). To potvrzuje i skupina vědců Bogyó et al. (2015), kteří prováděli výzkum výskytu mnohonožek ve třech stanovištích v Maďarsku. Odběrová stanoviště se nacházela v nížinném dubovém lese, na okraji lesa se zvýšenou přízemní vegetací a keřovým porostem a na mezofilním travním porostu. Výsledky ukázaly, že počet druhů mnohonožek byl výrazně nižší v travnatém porostu než v lese nebo na okraji, nicméně mezi lesem a okrajem lesa nebyl významný rozdíl v počtu druhů (Bogyó et al. 2015). Golovatch & Kime (2009) však dodávají, že velmi málo druhů mnohonožek vykazuje rozsáhlé přirozené rozšíření. Většina má velmi omezený areál a často jde o místní endemity určitého území. To kontrastuje s pozoruhodnou celkovou diverzitou mnohonožek, která se odhaduje na více než 80 000 druhů, z nichž většina se vyskytuje v tropech. Je jen málo lokalit, kde by místní diverzita mnohonožek, přesahovala dvacet druhů. Světovým rekordem je lokální oblast deštného pralesa ve střední Amazonii, kde bylo nalezeno 33 druhů mnohonožek (Golovatch & Kime 2009). Na území ČR, se v současnosti vyskytuje 77 druhů mnohonožek (Miko & Tajovský 2018).

3.3.2.2 Larvy dvoukřídlého hmyzu (Diptera)

Larvy dvoukřídlých představují důležitou součást půdní fauny v široké škále ekosystémů od lesů po agroekosystémy. Jejich množství v půdě se pohybuje od několika stovek až po několik tisíc jedinců na metr čtvereční. Účastní se mnoha důležitých biologických procesů v půdě, jako je rozklad rostlinného opadu a koloběh živin. Larvy dvoukřídlých, žijící v půdě zahrnují skupiny a druhy, které se liší velikostí, potravou i ekologickými nároky (Frouz 1999).

Larvy, které obývají půdu nebo rozkládající se organickou hmotu, mají protáhlé válcovité tělo a jsou beznohé. Jejich hlava je buď nápadně vyvinutá, nezřetelná nebo úplně redukovaná. Většina larev obývá již vytvořené půdní prostory a jen malá část z nich se dokáže aktivně pohybovat půdou. Suchozemské larvy obývají rozmanitá půdní prostředí jako je trouchnivé dřevo, humus, hostitelské rostliny či živočichy, bahno nebo exkrementy. Většina z nich však preferuje vlhkou až mokrou půdu (Miko & Tajovský 2018). To potvrzují i Briones et al. (1997), kteří konstatují, že larvy dvoukřídlých vykazují závislost na vlhkosti horních vrstev půdy a jejich populace se snižují při vyšších teplotách a nižších vlhkostech. V půdách listnatých lesů zaujímají při rozkladu rostlinného opadu, tlejícího dřeva a kmenů stromů významné postavení především larvy tiplic a muchnic. Jejich populace zde dosahují vysokých početností (Miko & Tajovský 2018).

Larvy dvoukřídlých jsou citlivým indikátorem i drobných změn stanovišť (Olechowicz 2004). Při výzkumu společenstev larev různých druhů dvoukřídlých v půdě v pěti lesních ekosystémech v Polsku, z nichž tři byly zasaženy průmyslovým znečištěním, vykazovaly saprofágní larvy vyšší početnosti ve neznečištěných lokalitách. Ve znečištěných oblastech byl jejich výskyt nižší a objevovaly se zde spíše dravé larvy oproti saprofágním druhům (Paplinska 1980). Také agrotechnické zásahy do půdy nejsou pro larvy příznivé, zvláště pak orba, která snižuje biodiverzitu i abundanci larev dvoukřídlých (Olechowicz 2004).

3.3.3 Terestriční mikrofytofágové

Pro tuto skupinu půdních organismů tvoří hlavní složku jejich potravy mikrobiální nárosty, houbová vlákna a porosty autotrofních mikroorganismů. Mikroskopické řasy a bakterie jsou požírány celé, naproti tomu způsob požívání vláknitých řas a houbových vláken rozděluje půdní organismy na spásáče a požírače. Spásáči dokáží trávit buněčné stěny mikrobiálních buněk a na jejich porostech se tedy vyloženě pasou. Požírači většinou nedokáží trávit buněčné stěny rostlinných buněk, a konzumují pouze jejich obsah. Avšak dokáží trávit živočišné buňky, takže mezi jejich příležitostnou potravou patří také odumřelé tkáně živočichů. Dominantním druhem potravy této skupiny, jsou tedy mikrobiální buňky. Pro spásáče však není technicky možné požírat pouze buňky, proto spolu s mikrobiálními buňkami či houbami požírají i okolní substrát. Tato skupina tedy také přispívá k transformaci mrtvé organické hmoty a tvoří tzv. koprogenní humus. Nejvýznamnější zástupci této skupiny jsou drobní půdní členovci. Největší abundance v půdách vykazují roztoči a chvostokoci, kromě nich se vyskytují také vidličnatky, hmyzenky, drobnušky či stonoženky (Miko & Tajovský 2018).

3.3.3.1 Roztoči (Acari)

Roztoči tvoří v půdách nejpočetnější skupinu členovců. Vyskytují se v různých vrstvách půdy, mají různé potravní strategie a jejich velikost se pohybuje od 20 µm do jednoho milimetru (Šimek et al. 2015). Obývají nejen všechny typy půd na světě, ale také nadzemní suchozemské ekosystémy. Tvar jejich těla je obvykle kulovitý či oválný, bez výrazného vnějšího dělení. V dospělosti mají čtyři páry kráčivých nohou. Chelicery mají obvykle modifikované podle dané potravní strategie. Potravní zaměření se mezi jednotlivými druhy roztočů liší. Nalezneme zde dravé druhy, parazity rostlin či jiných živočichů, avšak velkou skupinu zde představují roztoči živící se mikroflórou a odumřelou organickou hmotou. V půdě tedy představují složku dekompozičních procesů (Miko & Tajovský 2018).

Nejvyšší početnosti půdních roztočů se vyskytují v půdách jehličnatých lesů (Erdmann et al. 2012). Jejich společenstva jsou extrémně citlivá na všechny typy narušení půdy (Gulvik 2007), jako změna vlhkosti, pH, obsah organické hmoty a používání insekticidů či pesticidů (Spiller et al. 2018). Diverzita a početnost roztočů na zemědělských půdách je tedy nižší, a negativně koreluje se zvyšující se intenzitou obhospodařování (Minor & Cianciolo 2007). Nielsen et al. (2007) také uvádějí, že abundance roztočů je pozitivně ovlivňována objemem půdních pórů.

Mezi nejčastější skupiny roztočů, objevujících se v našich půdách, patří pancířníci (Oribatida), zákožkovci (Acaridida), sametkovci (Actinedida) a čmelíkovci (Gamasida) (Miko & Tajovský 2018). Pancířníci jsou mezi půdními roztoči nejpočetněji zastoupenou skupinou a stejně tak i mezi půdní mezofaunou. Nejvíce jsou zastoupeni v lesních půdách, na zemědělských plochách je jejich výskyt nižší. Většina zástupců této skupiny se živí detritofágně, značná část je také mikrophytofágní. Vyskytují se také dravé formy a zástupci živící se obsahem rostlinných buněk. Zákožkovci mají podobné životní strategie jako pancířníci, ale v půdě jsou poměrně méně zastoupeni jak druhově, tak početně. V půdách tvoří častou kořist půdních predátorů. Sametkovci dosahují poměrně větších velikostí (přes 3 milimetry) a vyskytují se v půdách ve stadiu rané sukcese či v různě narušených půdách. Čmelíkovci jsou velmi dobře adaptováni pro lov, proto patří mezi nejvýraznější predátory v mezofauně (Miko et al. 2019).

3.3.3.2 Chvostokoci (Collembola)

Chvostokoci jsou drobní půdní členovci, jež tvoří velmi početnou skupinu mezofauny. Jejich tělo je členěno na hlavu, trup nesoucí tři páry kráčivých končetin a zadeček s malým počtem článků. Jejich charakteristickým znakem je přítomnost skákacího aparátu, složeného ze skákací vidlice (furky) a retinacula. Tento aparát umožňuje chvostokokům skákat. Využívají ho převážně druhy žijící na povrchu půdy, u mnoha jiných druhů je zakrnělý a nefunkční (Miko & Tajovský 2018).

Z celého světa je známo více než 6500 druhů chvostokoků, a to je jen malá část z předpokládané diverzity. Místní biologická rozmanitost chvostokoků může být velmi vysoká a v některých lokalitách přesahuje více než 100 druhů (Rusek 1998). V České republice se vyskytuje více než 400 druhů, a podle podmínek prostředí jejich abundance dosahují od

několik stovek až po statisíce na m². Druhově i početně nejvyšší zastoupení chvostoskoků se nachází v půdách travních porostů a lesních půdách mírného pásma, a to i v podhorských chladných oblastech (Miko & Tajovský 2018). Raschmanová et al. (2015) zjistili, že chvostoskoci jsou velmi hojní i v krasových oblastech a vyskytuje se zde také mnoho horských forem chvostoskoků, snášejících chlad. Larsen et al. (2004) zase došli k závěrům, že sktruktura půdy a její pórovitost ovlivňuje populace chvostoskoků, přičemž s rostoucím utužením půdy, jejich početnost klesá. Podle Spiller et al. (2018) jsou chvostoskoci také velice citliví na změny teplot, pH, vlhkosti, obsahu organické hmoty v půdě a kontaminaci těžkými kovy či pesticidy.

Chvostoskoci hrají důležitou roli v procesech rozkladu rostlinného opadu a při vytváření půdní mikrostruktury (Rusek 1998). Svou činností ovlivňují půdní mikroflóru a přímo i nepřímo se podílejí na dekompozici a koloběhu živin (Miko & Tajovský 2019). Jsou hostiteli mnoha parazitických prvoků a patogenních bakterií a také slouží jako kořist pro různé predátory. Potravu chvostoskoků tvoří především bakterie, mikroskopické houby, řasy, mrtvá organická hmota či živá rostlinná pletiva (Rusek 1998).

3.3.4 Půdní bezobratlí predátoři

Druhy aktivně lovící kořist nejdeme i ve všech výše popsaných skupinách. Z mezofauny to jsou především určité druhy roztočů a z mikrofauny například hlístice. Ze zástupců makrofauny, jíž se tato kapitola zabývá, tvoří nejvýznamnější část stonožky (Chilopoda), pavouci (Araneida), různé druhy hmyzu, štírci (Pseudoscorpionida) a někteří plži. Tito predátoři, vzhledem ke své velikosti, obývají především povrch půdy a vrstvu opadu a se zvyšující se hloubkou půdy, ve které žijí, jejich velikost klesá. Pro aktivní lov je většina predátorů dobře adaptována. Zvláště vyvinutím ústních orgánů a nohou, umožňujících rychlý pohyb. Dále také disponují smyslovými orgány jako jsou oči, hmatové brvy, chemoreceptory. Kořist zpracovávají buď externím natrávením, po částech konzumují a tráví interně nebo ji celou pohlcují (Miko & Tajovský).

3.3.4.1 Stonožky (*Chilopoda*)

Stonožky patří mezi nejstarší existující suchozemské členovce a jsou ekologicky významnou skupinou predátorů půdy a listového opadu (Undheim & King, 2011). V podstatě všechny stonožky jsou draví obyvatelé půdy, kteří se vyhýbají světlu a výrazně preferují vlhká stanoviště. Jsou to převážně noční živočichové, jelikož tráví den pod kameny, kůrou a listím nebo uvnitř půdy a v noci vyráží na lov (Voigtländer 2011).

Stonožky jsou téměř celosvětově rozšířené. Kromě Antarktidy, většiny částí Grónska a saharské Afriky, obývají většinu kontinentů a velkých ostrovů. Maximální druhové diverzity dosahují v mírné a subtropické Severní Americe a v jižní Evropě (Bonato & Zapparoli 2011).

Velikost stonožek v České republice se pohybuje od několika milimetrů až do šesti centimetrů. Tělo stonožek je výrazně dorzoventrálně zploštěné, tvořené tělními články, přičemž každý článek nese jeden pár kráčivých končetin. Poslední pár nohou je přeměněn na vlečné nožky, které díky značným druhovým odlišnostem slouží při určování jako taxonomický

znak. První pár nohou je přeměněn na kusadlové nožky s jedovou žlázou. Hlava má jeden pár tykadel. U některých zástupců jsou vyvinuté oči, ale řada půdních zástupců se orientuje podle jiných smyslových orgánů (Miko & Tajovský 2018).

Stonožky se živí drobnými půdními bezobratlými, jako například larvami hmyzu či drobnými členovci. Stonožky jsou hojné především v lesních půdách a také v půdách travnatých porostů (Miko & Tajovský 2018). Jsou-li příznivé podmínky, mohou stonožky v trvalých travních porostech dosahovat poměrně vysoké abundance a mohou být velmi důležité jako bioregulátoři podzemních škůdců rostlin (Birkhofer et al. 2016).

3.3.4.2 Brouci (Coleoptera)

Draví a mrchožraví brouci obývají nejčastěji vrstvu opadu, svrchní vrstvy půdy nebo se jako součást epigeonu pohybují po povrchu půdy. Do podřádu masožravých (Adephaga) se řadí například střevlíkovití brouci (Carabidae), kteří jsou v této skupině nejvýznamnější. Jsou to brouci velice dobře adaptovaní na lov. Mají velká silná kusadla a dlouhé běhavé nohy. Jejich larvy se také živí dravě. Živí se celou řadou půdních živočichů, jako jsou larvy dvoukřídlého hmyzu, žížaly, měkkýši, či chvostokoci a jiný drobný mezoedafon (Miko & Tajovský 2018). Střevlíci se také hojně vyskytují na zemědělských půdách po celém světě a mohou být důležitými přirozenými nepřáteli zemědělských škůdců (Lövei & Sunderland 1996; Guseva & Koval 2013). Trávení kořisti probíhá mimotělně. Po ulovení kořisti brouk vyvrhne trávicí šťávy a poté kořist konzumuje v kašovitě či tekuté podobě. V České republice se vyskytuje přes 500 druhů střevlíků a jejich výskyt slouží jako bioindikátor kvality prostředí. Dalšími významnými zástupci, jsou brouci z čeledi drabčíkovitých (Staphylinidae). Oproti střevlíkům mohou drabčáci, díky protáhlému tělu, pronikat hlouběji do půdy. Existují i druhy žijící výhradně v půdě. Jejich potravu tvoří larvy dvoukřídlého hmyzu, chvostokoci, roupice a jiní drobní členovci (Miko & Tajovský 2018). Krooss & Schaefer (1998) se zabývali studiem drabčíků na zemědělské půdě a došli k závěrům, že na brouky negativně působí intenzivní obdělávání půdy, především orba a aplikace pesticidů. To je spojeno s vyšším výskytem plevelů na neošetřovaných půdách, které broukům poskytují lepší mikroklimatické podmínky a bezorebné techniky zase podporují vyšší výskyt potenciální kořisti brouků.

3.4 Vliv intenzity pastvy na půdní faunu

Lidské aktivity často způsobují degradaci podmínek půdního prostředí, což vede ke snížení početnosti a ke zjednodušení živočišných a rostlinných společenstev, kde převažují druhy schopné snášet stres a vzácné taxony ubývají nebo mizí. Výsledkem tohoto snížení biologické rozmanitosti je umělý ekosystém, který vyžaduje neustálé lidské zásahy a dodatečné provozní náklady, zatímco přirozené ekosystémy jsou regulovány rostlinnými a živočišnými společenstvími prostřednictvím toků energie a živin, což je forma kontroly, která se s intenzifikací zemědělství postupně ztrácí. Z těchto důvodů je třeba využívat zemědělských

systemů, které umožňují kombinaci produkčních cílů a postupů řízení, šetrných k životnímu prostředí, které chrání půdu i biologickou rozmanitost (Menta 2012).

Bardgett a Cook (1998) uvádějí, že dopady zemědělského hospodaření na populace a společenstva půdní fauny a jejich interakce potvrzují, že intenzivní systémy mají tendenci snižovat diverzitu, zatímco systémy s nižší intenzitou diverzitu zachovávají. Extenzivní využívání pastvy tedy vede k lepší funkčnosti travních ekosystémů.

Početnost, diverzita, složení a aktivita druhů půdního společenstva může být ovlivněna také pastvou zvířat (Maharning et al. 2009). Zemědělská intenzifikace pastvin v mírném pásmu zahrnuje vysokou míru chovu zvířat a míru aplikace hnojiv ke zvýšení produktivity. Tyto postupy mění fyzikální a chemické vlastnosti půdy a ovlivňují biologickou komunitu půdy, přičemž intenzivnější systémy podporují půdní druhy organismů s kratší generační dobou, menšími tělesnými rozměry, rychlým šířením a vyšším výskytem nepohlavní reprodukce (Schon et al. 2008). Intenzivní systémy pastvy také podporují spíše bakteriální cesty rozkladu organické hmoty. Naproti tomu extenzivní hospodaření, podporuje společenstva půdních hub, heterogenní stanoviště a zdroje, což vede k dominanci perzistentnější fauny živící se houbami (Bardgett & Cook 1998).

Pasoucí se zvířata vyvíjejí tlak na půdní profil srovnatelný s tlakem zemědělských strojů. V důsledku toho může být půda pod vegetačním krytem zhutněna. V pastevních systémech založených na trvalých pastvinách existuje jen malá příležitost ke zlepšení špatných fyzikálních podmínek půdy obděláváním. Proto je důležité porozumět účinkům pastvy na fyzikální vlastnosti půdy a následným účinkům těchto vlastností na růst a složení pastviny. Většina půd pod spásanou vegetací, je do určité míry zhutněna. Rozsah tohoto zhutnění je však obvykle malý a omezený na horních 50–150 mm půdy. Zhutnění do větší hloubky a další změny fyzikálních vlastností půdy jsou pravděpodobnější u nedávno zpracovávaných nebo vlhkých půd (Greenwood & McKenzie 2001). Pasoucí se hospodářská zvířata ovlivňují tedy komunitu půdních bezobratlých tím, že mění fyzické prostředí šlapáním a také koloběhem živin prostřednictvím produkovaného trusu a moči (Schon et al. 2012).

Vliv různých postupů pastevních managementů na půdní makro- a mezofaunu se liší (Schon et al. 2008). Například početnost žížal má tendenci se zvyšovat v důsledku pastevní intenzifikace (Curry et al. 2008). Avšak Schon et al. (2021) uvádějí, že pro správné fungování půdy je důležitá nejen abundance žížal, ale i jejich druhová diverzita. Aplikace hnojiv, která zvyšují úrodnost půdy, často stimuluje zvýšení celkové abundance půdních členovců (Cole et al., 2005). Naproti tomu zvýšený tlak na pastvu hospodářskými zvířaty (snížená pórovitost půdy) může mít za následek nižší početnost členovců (King & Hutchinson 1980). Bardgett et al. (2001) uvádějí, že mikrobiální biomasa půdy je maximální při nízké až střední úrovni zatížení pastvy a že diverzita mikrobiálního společenstva klesá s rostoucí intenzitou pastvy. Chachaj a Seniczak (2005) zkoumali půdní roztoče na nížinných pastvinách spásaných ovci, skotem a koňmi a na sečných loukách. Zjistili, že pasoucí se zvířata snížila početnost roztočů a druhovou bohatost pancířníků, ve srovnání se sečenými pozemky. Vliv pastvy ovci a skotu na roztoče byl vyšší než u koní. Podle Tajovského et al. (2006) je také diverzita suchozemských stejnonožců a mnohonožek nižší na pastvinách v porovnání se sečenými plochami. Přítomnost pasoucích se

zvířat také snižuje abundanci dravých a všežravých háďátek a dravé makrofauny (Schon et al. 2012).

Nicméně pastva s nízkou hustotou skotu může diverzitu půdních živočichů podporovat vytvořením rozmanitých stanovišť (Zahn et al. 2007; Tajovský et al. 2006). Je totiž známo, že skot omezuje svou pastevní aktivitu v blízkosti pokálených míst, což vede ke vzniku ostrůvků. V těchto ostrůvcích se nachází vyšší počty členovců a působí tak pro ně jako útočiště při spásání ostatních ploch a později mohou sloužit k rekolonizaci. Pastevní hospodářství tedy nemusí nutně působit jako negativní faktor pro půdní živočichy a zejména při vhodném nastavení intenzity pastvy, může přispět k rozšíření druhů závislých například na tuhých výkalech (Tajovský et al. 2006).

4 Metodika

4.1 Odběrová lokalita

Vzorky půdy byly odebírány na pastvinách a sečných loukách v části obce Stvolínky. Obec se nachází v okrese Česká Lípa (Liberecký kraj) a spadá pod katastrální území Stvolínecké Petrovice. Tato lokalita se nachází v sedmém klimatickém regionu, který je dle Novotný et al. (2013) definovaný jako mírně teplý, vlhký, s průměrnou roční teplotou šest až sedm stupňů celsia a průměrným ročním úhrnem srážek 650 až 750 milimetrů. Převažujícím půdním typem je zde hnědozem. Nadmořská výška je 505 m. n. m.

Tato lokalita je využívána jako pastevní areál a přilehlé louky slouží k produkci fytomasy pro výrobu sena, přičemž některé půdní bloky jsou využívány kombinovaně sečí i pastvou. Celková rozloha trvale travnatých porostů zde činí zhruba 120 hektarů. Terén je převážně rovinný, s velmi mírnými svahy se všesměrnou expozicí. Celá plocha travních porostů je lemována smíšenými lesy a jednotlivé půdní bloky jsou od sebe děleny remízky a polními cestami (Příloha 1), využívanými výhradně pro pohyb zemědělské techniky při jejich obhospodařování.

Pastvina, ze které byly odebírány vzorky (GPS: N 50°67'05.6"; E 14°43'56.3"), se využívá pouze k pastvě, v období od května do října. Sledované trvalé travní porosty se využívají jako pastva již 17 let. Co se týče pastevního systému, uplatňuje se zde rotační systém pastvy, přičemž celý pastevní areál je rozdělen do šesti honů, jež jsou postupně vypásány. Zatížení pastviny činí 1,5 dobytčí jednotky na hektar.

Druhou odběrovou plochou byla přilehlá louka (GPS: N 50°67'16.5"; E 14°43'60.7"). Na této ploše probíhá seč dvakrát ročně. Oproti pastvinám zde byl znatelný rozdíl ve vegetačním krytu. Zatímco na pastvinách dominovaly spíše nižší druhy trav odolné sešlapu a leguminózy, na luční lokalitě převládaly vzrůstnější druhy, jako například srha laločnatá (*Dactylis glomerata*), lipnice luční (*Poa pratensis*), bojínek luční (*Phleum pratense*) kostřava luční (*Festuca pratensis*) či psárka luční (*Alopecurus pratensis*). Luční porost byl také celkově méně zapojený oproti pastevnímu porostu.

4.1.1 Odběry vzorků

Odběry vzorků půdy probíhaly ve dvou termínech. První odběr proběhl v červenci roku 2021, přičemž bylo shromážděno 20 vzorků z pastviny a 20 vzorků z louky. Obdobný odběr proběhl ještě v říjnu 2021. Vzorky byly odebírány v linii přibližně ve středové části pastviny a louky, aby nedocházelo ke zkreslení výsledků, vlivem přiléhající cesty či lesa (Příloha 2). Samotnému odběru předcházelo zastřížení nadzemní části vegetace, poté byl zahradnickou lopatkou vykrojen půdní drn ve tvaru krychle, o velikosti 10 x 10 x 10 centimetrů. Tyto vzorky byly jednotlivě vloženy do odběrových sáčků, označeny a neprodleně dopraveny do laboratoře, aby nedošlo k jejich předčasnému vyschnutí či přehřátí. Půdní organismy tak zůstaly živé až do jejich následné extrakce.

4.1.2 Zpracování vzorků

Získávání půdní fauny ze vzorků bylo prováděno suchou cestou na bázi Tullgrenových ekstraktorů. Vzorky půdy byly vloženy do trychtýřů se sítkem, pod kterými byla umístěna nádobka naplněná 70% roztokem etanolu. Zde byly vzorky ponechány do úplného vyschnutí. Postupným zahříváním a vysycháním půdních vzorků shora (wolframovou žárovkou), byly živé organismy nuceny přemístit se do hlubších a vlhčích vrstev vzorku, až nakonec propadly sítkem a byly zachyceny ve skleněné nádobce s fixačním roztokem. Metodika i konstrukce ekstraktorů vycházela z Edwards & Fletcher (1971) a Bano & Roy (2016). Po úplném vyschnutí vzorků, byly nádoby s preparáty odebrány a následně zkoumány pomocí binokulární lupy.

4.1.3 Vyhodnocování vzorků

Samotné vyhodnocování vzorků probíhalo v laboratoři, za pomoci binokulární lupy, kapátek a pinzety. Pozorování půdních organismů pod binolupou probíhalo přímo v průhledných odběrových nádobkách. Před samotným pozorováním bylo nutné zkontrolovat celou odběrovou nádobku a ujistit se, že při odpařování etanolového roztoku nedošlo k ulpění některých jedinců na stěnách nádoby. Pro lepší orientaci v prostoru nádobek, byla použita papírová podložka s vyznačenou černou mřížkou s velikostí ok 1 x 1 cm. Účelem samotného pozorování pak bylo zařazení půdních organismů do taxonomických skupin na úrovni tříd a řádů a spočtení jedinců každého taxonu v jednotlivých vzorcích.

4.2 Statistická analýza

Synekologická analýza se zabývala diverzitou taxonů na obou stanovištích a také jejich abundancí. Pro hodnocení bylo nutné data zpracovat do tabulek a rozdělit podle jednotlivých stanovišť, odběrů a taxonů – zdrojová data (Příloha 3, 4, 5 a 6). První odběr je označen jako Louka 1 a Pastva 1, druhý odběr potom jako Louka 2 a Pastva 2 (Tab. 4.). Pro zjištění přítomnosti či absence statisticky významného rozdílu abundancí taxonů mezi lokalitami byla použita analýza rozptylu hlavních efektů - ANOVA. V této analýze tvořila závisle proměnnou abundance jedinců a třídícími faktory byla stanoviště a jednotlivé odběry. Při potvrzení

alternativní hypotézy bylo použito výpočtu Tukeyova HSD testu pro určení přesných hodnot abundancí pro jednotlivá stanoviště a odběry. Pro hodnocení diverzity byly použity Margalefův index pestrosti, Shannonův index a Simpsonův index. Pro zjištění vyrovnanosti taxonů na zkoumaných lokalitách byl vypočten index vyrovnanosti a určena jejich dominance. Dále byl vypočten BSQ index členovců. Všechny zmíněné výpočty analýz byly provedeny programem STATISTICA a výpočty indexů v programu MS Excel.

Jako první výpočet pro rozdíl abundancí mezi taxony na rozdílných stanovištích byla použita statistická analýza hlavních efektů - ANOVA. - Tato analýza hodnotí rozptyly mezi jednotlivými odběry a porovnává je s rozptyly mezi stanovišti. Na základě výsledku hodnoty p v porovnání s hladinou alfa (<0,05) bylo možné potvrdit či vyvrátit nulovou hypotézu (tedy že mezi stanovišti neexistuje statisticky významný rozdíl v abundancích taxonů).

Dále byl vypočten Margalefův index pestrosti, který patří do skupiny indexů hodnotící počty taxonů ve vzorku. Tento index nebere v úvahu vyrovnanost společenstva. Jeho výsledek vyjadřuje celkový počet taxonů v poměru k celkovému počtu extrahovaných jedinců na stanovišti. Obecný vzorec pro výpočet tohoto indexu:

$$P(Mg) = \frac{(S - 1)}{\ln(N)}$$

Kde S je celkový počet taxonů a N celkový počet jedinců

Byl také proveden výpočet relativní početnosti druhů. Vyjadřuje poměrné zastoupení počtu jedinců i-tého taxonu k celkovému počtu všech jedinců všech taxonů. Součet relativních četností všech taxonů ve vzorku je roven jedné.

$$Pi = \frac{Ni}{N}$$

Kde Ni je abundance i-tého taxonu a N je celkový počet jedinců.

Pro hodnocení biodiverzity byl použit Shannonův index. Tento index hodnotí diverzitu dle počtu a vyrovnanosti jednotlivých taxonů. Hodnota indexu stoupá s počtem druhů a také s vyrovnaností počtu jedinců mezi jednotlivými taxony. Hodnota H' byla vypočítána pro jednotlivá stanoviště zvlášť. Vzorec pro výpočet je následující:

$$H' = - \sum_{i=1}^n Pi \times \ln(Pi)$$

Kde Pi značí relativní početnost i-tého taxonu.

Pro výpočet biodiverzity byl také využit Simpsonův index. Index byl počítán pro každé stanoviště zvlášť s celkovými počty taxonů. Hodnotu D udává následující vzorec:

$$D = 1 / \sum p_i^2$$

Pro zjištění vyrovnanosti skupin byl proveden výpočet indexu vyrovnanosti pomocí následujících vzorců:

$$E = \frac{D}{S}$$

$$J = \frac{H}{\ln S}$$

Dominance taxonů byla vyjádřena podílem jedinců jednotlivých taxonů ku všem jedincům a hodnocena pomocí stupnice dominance (Příloha 7). Vzorec pro výpočet zní následovně:

$$D = \frac{n100}{S}$$

Kde n je jedinců daného taxonu a S je celkový počet jedinců.

Rozdíl v biologické kvalitě půdy mezi stanovišti byl popsán pomocí kalkulace indexu BSQ. Tento index hodnotí biologickou kvalitu půdy na základě přítomnosti skupin členovců v půdě (Parisi et al. 2005). Jelikož je tento index kalkulován pouze pro členovce, byly ze vstupních dat vyřazeny taxony Haplotaxida a Tubificida. Chvostoskoci byli rozděleni do tří skupin podle jejich adaptace na půdní prostředí (sestupně od nejvíce vázaných - Collembola 3 > Collembola 2 > Collembola 1). Do skupiny Collembola 3 byli zařazeni jedinci bez pigmentace, s chybějící furkou a krátkými přívěsky. Skupinu Collembola 2 tvořili jedinci bez pigmentu s redukovanou furkou. Do skupiny Collembola 1 byli zařazeni jedinci větších velikostí s kompletní pigmentací a dobře vyvinutými přívěsky. Po rozřazení ostatních členovců ze vzorků do taxonomických skupin, obdržela každá skupina skóre od jedné do dvaceti (ekomorfologický index - EMI), podle adaptace taxonu na půdní prostředí (hodnoty EMI byly přiřazeny dle práce Parisi et al. (2005) - (Příloha 8)). Index BSQ následně shrnuje všechny hodnoty a charakterizuje tak komunitu členovců v dané lokalitě.

5 Výsledky

Celkový počet získaných půdních organismů čítal 4192 jedinců, kteří byli rozřazeni do 21 taxonomických skupin. Celkově nejpočetnějším taxonem ze všech vzorků byli pancířníci (1653 jedinců), ostatní roztoči (919 jedinců) a chvostokoci (900 jedinců). Nejvíce jedinců bylo zjištěno ve vzorcích z prvního odběru na lučním stanovišti (Louka 1), ve kterých se nacházelo 1783 jedinců. Poté následovaly vzorky z druhého odběru na lučním stanovišti (Louka 2) s 1086 jedinci. Na lokalitě pastvina byly také početnější vzorky z prvního odběru (Pastvina 1) s 711 jedinci, oproti vzorkům z druhého odběru (Pastvina 2), které obsahovaly 612 jedinců. Celkově byl tedy početnější první odběr oproti druhému, a to jak mezi stanovišti, tak i v rámci jednoho stanoviště. Početnost taxonů byla naopak vyšší u odběru číslo dvě. Celkový přehled jednotlivých odběrů, stanovišť, taxonů a jejich abundancí je k náhledu v přílohách (Příloha 9).

5.1 Diverzita lokalit

5.1.1 Lokalita louka

Oproti pastvinám byly na luční lokalitě vzorky v prvním i druhém odběru bohatší jak na početnost taxonů, tak na množství jedinců. Ve vzorcích z prvního odběru byly nejpočetnějším taxonem pancířníci (Oribatida), kteří zde byli zastoupeni v počtu 882 jedinců. Dále pak chvostokoci (Collembola), kteří se zde vyskytovali v počtu 393 jedinců a skupina ostatních roztočů (Acari) čítající 385 jedinců. Dalšími taxony v pořadí početnosti byli dvoukřídlí (Diptera) v počtu 12 dospělců a 39 larev, a řád brouci (Coleoptera) v počtu 15 dospělců a 14 larev (Příloha 9).

Druhý odběr z této lokality obsahoval také největší zastoupení pancířníků v počtu 380 jedinců, chvostokoků zde bylo 233 a ostatních roztočů 202 jedinců. Oproti prvnímu odběru zde však dominovala i skupina blanokřídlých (Hymenoptera) v počtu 59 jedinců a vidličnatek (Diplura) v počtu 52 jedinců. Další početnější taxon zde tvořily brouci (25 dospělců a 44 larev) a 20 jedinců žížal (Haplotaxida) (Příloha 9).

5.1.2 Lokalita pastvina

Vzorky odebrané z pastvy celkově vykazovaly nižší abundanci jedinců, oproti vzorkům odebraným z luk. V prvním odběru tvořili opět nejpočetnější skupiny pancířníci (328 jedinců), následovali chvostokoci (125) a ostatní roztoči (116). V těchto vzorcích bylo také zaznamenáno 33 jedinců stonožek, což je nejvyšší hodnota mezi všemi ostatními odběry. Vyšších hodnot zde také dosahovaly taxony jako brouci (9 dospělců a 26 larev), dvoukřídlí (13 dospělců a 14 larev) a blanokřídlí (25 jedinců) (Příloha 9).

V druhém odběru z pastvy došlo k výraznému snížení abundance pancířníků (63). Nejpočetnějším taxonem zde byli ostatní roztoči (216), následovali chvostokoci (149). Početnější skupinu zde opět tvořili brouci (11 dospělců a 53 larev), dvoukřídlí (30 dospělců a

16 larev). Tento vzorek také obsahoval 31 jedinců roupic, což byla největší hodnota mezi ostatními vzorky (Příloha 9).

5.2 Abundance

Pro zjištění rozdílu v celkové abundanci společenstev mezi lokalitami louka a pastvina, byla provedena analýza rozptylu hlavních efektů ANOVA. Samotnému výpočtu předcházelo určení normality a homoskedasticity dat a určení nulové hypotézy. Ta v tomto případě zněla, že neexistuje statisticky významný rozdíl mezi abundancí společenstev ze stanoviště louka a stanoviště pastvina. Dále bylo provedeno určení hladiny významnosti alfa ($\alpha = 0,05$). Při potvrzení alternativní hypotézy byl proveden ještě Tuckeyův HSD test pro určení přesných hodnot obou stanovišť a odběrů. Výstup analýzy je zobrazen níže (Tab. 1 a 2). Pro přesné určení rozdílů v abundanci, mezi jednotlivými taxony, na dvou rozdílných lokalitách, byla analýza provedena pro každý taxon zvlášť. Dominance a procentuální zastoupení jednotlivých taxonů je k nahladu v kapitole Přílohy (Příloha 10).

Tab. 1. Výstup analýzy ANOVA.

ANOVA hlavních efektů					
Efekt	SČ	Stupně volnosti	PČ	F	p
Stanoviště	1572,4	1	1572,44	14,9813	0,000113
Odběr	416,9	1	416,85	3,9715	0,046455

Hodnota p je u obou efektů menší než hladina významnosti ($\alpha = 0,05$), což značí statistický významný rozdíl abundancí mezi stanovišti i mezi jednotlivými odběry.

Tab. 2. Výstup analýzy Tuckeyova HSD testu

Tuckeyův HSD test		
Efekt		Abundance průměr
Stanoviště	Pastvina	1,740789
	Louka	3,775000
Odběr	První odběr	3,281579
	Druhý odběr	2,234211

Z výsledků Tuckeyova HSD testu je patrné, že luční stanoviště je na abundanci bohatší. Z časového hlediska je početně bohatší první odběr oproti druhému.

5.2.1 Eudominantní taxony

Oribatida

Pancířníci byli jednou z nejpočetnějších skupin ve všech vzorcích, přičemž z L1 stanoviště bylo odebráno 882 jedinců a z P1 328 jedinců. Druhý odběr obsahoval 380 jedinců na luční

lokalitě a 63 jedinců na pastvě. I zde hodnota $p = 0,0003$ prokázala signifikantní rozdíl a Tukeyův HSD test potvrdil vyšší početnost pancírníků na lučním stanovišti.

Collembola

V prvním odběru se ve vzorcích z louky (L1) vyskytovalo 393 jedinců a ve vzorcích z pastvy (P1) 125 jedinců. V druhém odběru bylo ze vzorků lokality louka (L2) extrahováno 233 jedinců a z lokality pastvina (P2) 149 jedinců. Hodnota $p = 0,013$ prokázala, že existuje statisticky významný rozdíl v abundanci chvostoskoků, přičemž stanoviště Louka bylo dle výsledků Tukeyova HSD testu na jejich počty bohatší.

Acari

Roztoči tvořili početné skupiny v obou odběrech. Ze stanoviště L1 bylo extrahováno 385 jedinců a ze stanoviště P1 116 jedinců. V druhém odběru se vyskytovalo v lučních vzorcích 202 jedinců a v pastevních 216 jedinců. Hodnota $p = 0,091$ neprokázala statisticky významný rozdíl mezi stanovišti.

5.2.2 Subdominantní taxony

Coleoptera (larvy)

Larvy brouků se na stanovišti L1 vyskytovaly v počtu 14 a na stanovišti P1 26 jedinců. V druhém odběru bylo z L2 extrahováno 44 a z P2 53 jedinců. Rozdílnost byla definována hodnotou $p = 0,423$, což značí nesignifikantní rozdíly mezi stanovišti.

Hymenoptera

Velkou část skupiny blanokřídlých tvořili převážně mravenci (Formicidae). Počty v L1 tvořili 5 a v P1 25 jedinců. Na lokalitě L2 bylo 5 jedinců a na P2 7 jedinců. Hodnota $p = 0,229$ neprokázala významný rozdíl mezi stanovišti.

5.2.3 Recedentní taxony

Diplura

V prvním odběru byli pouze dva jedinci vidličnatek ve vzorcích z pastevního stanoviště. V druhém odběru bylo extrahováno 52 jedinců ze stanoviště Louka2. I přes značný rozdíl však hodnota $p = 0,225$ neprokázala významný rozdíl mezi lokalitami.

Coleoptera (dospělci)

Brouci již tvořili početnější taxon. V prvním odběru bylo na luční lokalitě zaznamenáno 15 a na pastvě 9 jedinců. V druhém odběru bylo v lučních vzorcích nalezeno 25 a v pastevních 11 jedinců. Zde byla hodnota $p = 0,021$, což potvrdilo statisticky průkazný rozdíl. Tukeyův HSD test prokázal vyšší počty brouků na lučním stanovišti.

Symphyla

V prvním odběru byli extrahováni tři jedinci stonoženek z L1 stanoviště a 33 jedinců z P1. V druhém odběru bylo na louce odebráno 18 jedinců a na pastvě 3 jedinci. Zde hodnota $p = 0,284$ také neprokázala rozdíl.

Tubificida

Roupice se v prvním odběru vyskytovaly pouze v L1 v počtu dvou jedinců. Ve druhém odběru bylo v L2 20 jedinců a v P2 31 jedinců. Hodnota $p = 0,372$ však značila nevýznamný rozdíl.

5.2.4 Subrecedentní taxony

Protura

Hmyzenky byly zastoupeny ve všech vzorcích pouze třemi jedinci. Z L1 byli extrahováni dva jedinci a z L2 jeden jedinec. Hodnota $p = 0,080$ neprokázala statisticky významný rozdíl.

Hemiptera

Skupina polokřídělých nebyla početná ani v jednom z odběrů. Jejich počet v prvním odběru byl na obou lokalitách 8 jedinců. V odběru L2 byli extrahováni 4 jedinci a z P2 pouze 2 jedinci. Po vyhodnocení analýzy byla hodnota $p = 0,723$. Rozdíly v abundanci tak nejsou statisticky významné.

Thysanoptera

Třásněnky se ve vzorcích také vyskytovali spíše výjimečně. V prvním odběru bylo v lučních vzorcích 6 a v pastevních vzorcích 5 jedinců a v druhém odběru byl extrahován pouze jeden jedinec z lučních vzorků. Hodnota $p = 0,706$ zamítla signifikantní rozdíl mezi stanovišti.

Diptera (dospělci)

Dospělci dvoukřídělých tvořili na stanovišti L1 skupinu 26 jedinců a na stanovišti P1 12 jedinců. V druhém odběru byl z lučního stanoviště extrahován pouze jeden jedinec a z pastevních vzorků 30 jedinců. Hodnota $p = 0,007$ prokázala singnifikantní rozdíl, přičemž Tuckeyův HSD test odhalil vyšší počty dvoukřídělých na pastevním stanovišti.

Diptera (larvy)

Larvy dvoukřídělých dosahovali v L1 vzorcích počtu 39 jedinců a v P1 vzorcích 14 jedinců. U druhého odběru bylo extrahováno 13 jedinců z L1 a 16 jedinců z P2. Hodnota $p = 0,383$ neprokázala statisticky významný rozdíl.

Aranae

Pavouci se ve vzorcích vyskytovali jen zřídka. V odběru L1 tvořili skupinu 8 jedinců a v P1 se vyskytovali pouze 4 jedinci. V druhém odběru bylo extrahováno 12 jedinců z louky a 9 jedinců z pastvy. Hodnota $p = 0,279$ taktéž zamítla rozdíl mezi stanovišti.

Diploda

Mnohonožky byly ve vzorcích velmi vzácné. V prvním odběru se nevyskytoval žádná a v druhém odběru pak dva jedinci na stanovišti Louka a jeden jedinec ve vzorcích z pastvy. Hodnota $p = 0,556$ zamítla rozdíl mezi stanovišti.

Chilopoda

Stonožky byly ve vzorcích také velmi vzácným taxonem. V obou odběrech se vyskytovali pouze dva jedinci na stanovišti pastvina a jeden jedinec v každém odběru z pastvy. Hodnota $p = 0,405$ zamítla rozdíl.

Haplotaxida

Počty žížal byly nízké na obou lokalitách. V L1 se vyskytovalo 7 jedinců a v P1 pouze dva jedinci. V druhém odběru se vyskytovalo v L2 5 a v P2 7 jedinců. I zde byl rozdíl neprůkazný ($p = 0,543$)

Psocoptera

V prvním odběru nebyl nalezen žádný jedinec pisivek. V druhém odběru se ve vzorcích L2 vyskytovalo 12 jedinců a ve vzorcích P2 11 jedinců. Nebyl tedy prokázán rozdíl mezi stanovišti ($p = 0,866$).

5.3 Druhá pestrost

Prostým porovnáním počtu taxonů je možné usoudit, že v prvním odběru byla druhová pestrost vyšší na lokalitě Louka, jelikož obsahoval 18 taxonů, narozdíl od lokality Pastvina, kde se nacházelo taxonů 17. Obdobný byl i druhý odběr, kde se na stanovišti Louka nacházelo 21 taxonů a na stanovišti Pastvina 18 taxonů. Pro získání lepšího náhledu na pestrost lokalit bylo použito výpočtu Margalefova indexu pro každý odběr a lokalitu zvlášť. Vyšší hodnota indexu značí vyšší druhovou pestrost na lokalitě. Z výsledků (Tab. 3) vyplývá, že větší druhová pestrost se nachází v obou odběrech na stanovišti Louka. Při porovnání hodnot indexu na stejné lokalitě, pouze tedy z časového hlediska zjišťujeme, že druhý odběr vykazoval na obou stanovištích větší pestrost oproti prvnímu.

Tab. 3. Výsledky Margalefova indexu pro jednotlivé lokality a odběry.

Margalefův index	Louka 1	Pastvina 1	Louka 2	Pastvina 2
P	5,228	4,948	6,587	6,100

Po vypočtení P_i a sestupném seřazení hodnot byl v programu Excel vyhotoven spojnicový diagram, vyjadřující procento zastoupení každého taxonu ve společenstvu (Příloha 11 a 12), z něhož vyplývá, že rozdíly mezi lokalitami jsou velice mírné.

5.3.1 Indexy diverzity a vyrovnanosti

Pro výpočet diverzity a vyrovnanosti byl použit Shannonův index. Ačkoliv dle Margalefova indexu by se mohlo zdát, že diverzita byla vyšší na lučních lokalitách, dle indexu se mírně diverznější jeví lokalita pastvina (Tab. 4)

Tab. 4. Výsledky Shannonova indexu jednotlivých lokalit a odběrů.

Shannonův index	Louka 1	Pastvina 1	Louka 2	Pastvina 2
H	1,522	1,884	2,095	2,184

Vyšší hodnoty indexu v lokalitách Pastvina jsou dány především větší vyrovnaností společenstva z lokality pastvina, která převážila vyšší počet taxonů i jejich abundanci, na lokalitě Louka. Výsledek je obdobný v prvním i druhém odběru.

Indexy vyrovnanosti potvrdily větší vyrovnanost ve společenstvech odebraných z pastvin oproti společenstvům na lučních lokalitách. Z časového hlediska se také jeví vyrovnanější společenstva druhého odběru oproti prvnímu. Hodnoty výsledků obou indexů na jednotlivých stanovištích a odběrech jsou vyobrazeny níže (Tab. 5).

Tab. 5. Výsledky indexů vyrovnanosti jednotlivých lokalit a odběrů

Indexy vyrovnanosti	E	J
Louka 1	0,174	1,084
Pastvina 1	0,229	1,374
Louka 2	0,254	1,755
Pastvina 2	0,321	2,003

Pro další hodnocení diverzity bylo použito výpočtu Simpsonova indexu. I tento index ukázal větší diverzitu na stanovištích pastvin. Pravděpodobně díky nižšímu počtu taxonů ve společenstvech z lokality pastvin (Tab. 6)

Tab. 6. Výsledky Simpsonova indexu jednotlivých lokalit a odběrů.

Simpsonův index	Louka 1	Pastvina 1	Louka 2	Pastvina 2
D	3,136	3,894	5,344	5,791

5.3.2 BSQ index

Pro hodnocení kvality půdy mezi jednotlivými stanovišti byl použit výpočet BSQ indexu. Index byl počítán pro každou lokalitu zvlášť. Z výsledků níže v tabulce 7. je patrné, že rozdíl mezi stanovišti je velmi mírný, zapříčiněný absencí pouze jednoho taxonu na pastevními stanovišti (Příloha 8).

Tab. 7. Výsledky BSQ indexu obou lokalit a odběrů.

BSQ index	Louka	Pastvina
Odběr 1	145	145
Odběr 2	171	130
Odběry celkem	171	151

6 Diskuze

Tato práce se zaměřovala na porovnání rozdílů abundance a diverzity půdní mezo- a makrofauny na spásaných a sečených travních porostech. V roce 2021 proběhl v měsících červnu a říjnu odběr dvaceti půdních vzorků z obou sledovaných stanovišť. Z těchto vzorků bylo postupně nashromážděno celkem 4192 jedinců půdní fauny, kteří byli rozděleni do 21 taxonomických skupin. Nejpočetnější taxony obou lokalit i odběrů byli pancířníci, chvostoskoci a ostatní roztoči.

6.1 Abundance

Celková abundance půdní fauny byla vyšší na lučních stanovištích v obou odběrech, ale efekt nebyl významný. Jednotlivé skupiny nebyly pastvou významně ovlivněny, s výjimkou Collembola ($p = 0,013$), Oribatida ($p = 0,000$) a Coleoptera (dospělci) jejichž abundance byla prokazatelně větší na lučním stanovišti. Naopak Diptera (dospělci) se vyskytovali ve větším počtu na pastevním stanovišti.

Společenstvo pancířníků na lučním stanovišti oproti pastvě převažovalo početností i relativní početností v porovnání s ostatními taxony. K podobným výsledkům došli Schon et al. (2008) kteří se zabývali vlivem různé intenzity pastvy na půdní faunu. Zjistili, že abundance pancířníků je vyšší na extenzivních pastvinách oproti intenzivním. V úvahu brali také distribuci pancířníků v různých hloubkách půdy, přičemž spolu se zvyšující se intenzitou pastvy se zvyšovala i hloubka půdního profilu ve kterém se pancířníci nacházeli. Miller et al. (2014) se zabývali rozdíly mezi půdní faunou na spásaných a před pastvou ochráněných plochách a z jejich výsledků je taktéž patrné zvýšení abundance pancířníků při odstranění faktoru pastvy. Stejně tak Chachaj & Seniczak (2005) kteří porovnávali společenstva pancířníků pod pasenými a sečenými plochami, potvrzují negativní vliv pastvy na abundanci pancířníků.

Společenstvo chvostoskoků bylo taktéž negativně ovlivněno pastvou a jejich početnost tak dosahovala větších hodnot na lučním stanovišti. K opačným výsledkům dospěl Dombos (2001) který zkoumal komunity chvostoskoků při rozdílném zatížení pastvy a různých expozicích pastvin. Z výsledků jeho práce je patrné zvýšení abundance chvostoskoků spolu se zvýšením intenzity pastvy. Avšak negativní dopad měla vyšší intenzita na druhovou bohatost chvostoskoků. Nárůst abundance zde vysvětluje vyšším množstvím mikrobiální biomasy na intenzivněji spásaných plochách. Taktéž Frank & McNaughton (1993) uvádějí, že mikrofágní a detritivorní chvostoskoci jsou pozitivně ovlivněni množstvím mikroflóry a rostlinného materiálu který se s intenzitou pastvy zvyšuje. Na druhou stranu Krab et al. (2010) zjistili, že chvostoskoci upřednostňují vyhovující mikroklima před kvalitou obývané půdy a potencionálními zdroji. Snížení početnosti chvostoskoků na pastvině v této práci by se tak dalo vysvětlit jejich citlivostí na sucho (Vannier 1987), jelikož odběrové pastviny se zdály být sušší než louky. To bylo zřejmě dáno neustálým pohybem zvířat na pastvě, s kterým se pojí utužení půdy a následně zhoršená infiltrace vody (Holt et al. 1996; Vopravil et al 2010).

Naopak společenstvo dospělců dvoukřídlých vykazovalo větší početnost ve vzorcích z pastevního stanoviště. Vzhledem k tomu, že odběr probíhal formou odebrání půdních jader, lze předpokládat, že dvoukřídlí se zde v době odběru vyskytovali v larválním stádiu a v průběhu extrakce se vyvinuli v dospělé. Nicméně výsledky práce Yadamsuren et al (2015), kteří zkoumali vliv různé intenzity pastvy na dvoukřídlé prokazují opačný trend, tedy že zvýšený pastevní tlak snižuje abundanci i diverzitu. Podobných výsledků dosáhl i kolektiv Ryder et al. (2005), kteří navíc uvádí pozitivní korelaci mezi narůstající výškou porostu a abundancí dvoukřídlých. Konstatují tedy, že travní porosty, na kterých se uplatňuje rotační systém pastvy, mohou být v době nepřítomnosti pasoucích se zvířat znovu rekolonizovány skupinami dvoukřídlých z okolních nespásaných ploch. Tento trend by tedy mohl vysvětlovat vyšší početnost dvoukřídlých na pastevních porostech v předložené práci.

Společenstvo brouků bylo pastvou signifikantně ovlivněno, přičemž jejich početnost byla vyšší na lučním stanovišti. Tento efekt koreluje s výsledky práce Kruess & Tschardtke (2002), kteří zkoumali vliv intenzity pastvy na rozmanitost rostlin a hmyzu na čtyřech různých typech travních porostů - intenzivně a extenzivně spásané pastviny, krátkodobě a dlouhodobě nespásané pastviny. Zjistili, že intenzivní i extenzivní pastva snižuje druhovou rozmanitost i abundanci brouků. Tento jev připisují převážně větší výšce vegetace na nespásaných plochách, který pro brouky představoval vyšší heterogenitu zdrojů. Zmiňují také že nepasené travní porosty nejsou negativně ovlivněny vypásáním určitých rostlinných druhů a tak nedochází k přerušení vazby brouků k rostlinám. Kromě porovnání spásaných a nepasovaných ploch odhalili také významné rozdíly v abundanci a diverzitě brouků mezi intenzivní a extenzivní pastvou, přičemž vyšší intenzita snižovala zmíněné aspekty a více než 50 %. Avšak výsledky studií zaměřených na agrosystémy travních porostů a jejich vliv na brouky mezi sebou liší. Například studie Grandchamp et al. (2005), která se věnovala vlivu pastvy a sečení na společenstva brouků prokázala pozitivní účinek pastvy. Stejně tak Pozsgai et al. (2022) studovali společenstva střevlíků na travních plochách bez a s různou intenzitou pastvy a zjistili, že abundance střevlíků byla extenzivní i intenzivní pastvou pozitivně ovlivněna. Podle již zmíněné práce Kruese & Tschardtke (2002) je snížení abundance brouků na pastvině v předložené práci nejspíše zapříčiněna nízkou výškou porostu oproti lučnímu stanovišti.

Rozdíly mezi stanovišti u ostatních taxonů (Protura, Diplura, Hemiptera, Thysanoptera, Coleoptera (larvy), Diptera (larvy), Aranae, Diploda, Symphyla, Chilopoda, Hymenoptera, Haplotaxida, Tubificida, Psocoptera) nebyly signifikantní.

6.2 Diverzita

Diverzita taxonů mezi lokalitami se lišila jen mírně, přičemž bylo ze vzorků z lučního stanoviště extrahováno 18 různých taxonů z prvního odběru, 21 z druhého, a z pastevních vzorků 17 a 18 taxonů. Dle Margalefova indexu se tedy jako diverznější jeví stanoviště Louka (Louka 1 - $P = 5,228$; Louka 2 - $P = 6,587$) oproti stanovišti Pastvina (Pastvina 1 - $P = 4,948$; Pastvina 2 - $P = 6,100$). Podobných výsledků dosáhli Bromham et al. (1999), kteří zkoumali rozdíly ve společenstvech členovců v lesích, spásaných lesích a na pastvách. Přesto, že největší

množství členovců se nacházelo právě na pastvinách, lesní plochy nenarušené pastvou dominovaly počtem řádů.

Zatímco byl počet extrahovaných taxonů půdní fauny z lučního stanoviště mírně vyšší než ze spásaných ploch, v pastevních odběrech byla abundance mezi jednotlivými taxony rovnoměrnější, což zapříčinilo vyšší hodnoty Simpsonova indexu (Tab. 6.) i Shannonova indexu diverzity (Tab. 4.) u pastevního stanoviště.

Vyšší diverzita pastevního stanoviště může být dána zvýšenou potravní nabídkou a půdou obohacenou o výkaly, jejichž dopad zřejmě předčil negativní dopad utužení půdy v důsledku sešlapu. Toto vysvětlení podporují i výsledky práce Zhu & Zhu (2015) kteří zkoumali reakce půdních společenstev při použití různých typů hnojení. Zjistili, že aplikace organických hnojiv podpořila rozmanitost půdní fauny díky obohacení půdy o organickou hmotu, a zlepšila tak přežití a rozvoj společenstev. Možným vysvětlením je také nízký pastevní tlak, jenž byl vyvíjen na odběrovou pastvinu, a který evidentně na půdní faunu nemá tak negativní účinky jako pastva intenzivní. To potvrzuje Schon et al. (2008) kteří se zabývali vlivem intenzivní a extenzivní pastvy na mezo a makrofaunu. Z jejich výsledků vyplývá že extenzivní pastva je pro půdní živočichy příznivější než pastva intenzivní.

Výsledky indexu biologické kvality půdy (BSQ index) odhalily jen velmi mírný rozdíl ve společenstvech členovců na lučním a pastevním stanovišti (Tab. 7). Nižší hodnoty indexu u pastevního stanoviště byly dány absencí pouze jednoho taxonu - hmyzenky. Jejich absence na pastevním stanovišti je nejspíš zapříčiněná jejich vázaností na nenarušené půdy a negativní reakcí na zhutnění půdy pastvou (Blasi et al. 2013). Parisi et al. (2005) taktéž zmiňuje citlivost hmyzenek na jakékoliv zásahy a využívání půdy. Celkově je zde však na obou stanovištích patrné lehké narušení ekosystému pastvou i sečením, neboť dle Blasi et al. (2013) dosahují stabilní ekosystémy hodnot BSQ indexu větších než 200.

Hypotéza, která předpokládala, že spásání travního porostu bude na pastvině negativně ovlivňovat diverzitu a abundanci společenstev půdní fauny, tak byla potvrzena pouze částečně. Abundance byla negativně ovlivněna pastvou pouze u několika dominantních a subdominantních taxonů a na jeden recentní taxon měla dokonce pozitivní vliv. Diverzita byla pastvou ovlivněna pozitivně.

7 Závěr

- V první části se práce zaměřuje na travní porosty a způsob jejich obhospodařování. Dále popisuje dosavadní znalosti o půdní fauně, jejich funkci, ekologické nároky vybraných skupin půdních živočichů a vliv intenzity pastvy na jejich společenstva. V praktické části jsou prezentována data získaná odběrem půdních vzorků na lučním a pastevním stanovišti.
- Půdní fauna je nedílnou součástí půd a plní zde naprosto nezastupitelnou funkci. Stěžejní funkce půdní fauny spočívá v přeměně živin a rozkladu organické hmoty, čímž zabezpečují tok látek a energie půdou. Z pohledu zemědělství je jejich funkce nenahraditelná.
- Mnohé zemědělské praktiky však výrazně narušují půdní prostředí, což má na půdní organismy neblahý vliv. Pokud se jedná o travní porosty, je to zejména utužování půdy a změny hydrologických podmínek vlivem vysoké intenzity pastvy a narušování půdního drnu.
- Pro lepší pochopení vztahů mezi půdními organismy a systémem obhospodařování travních porostů je důležité tuto problematiku i nadále studovat.
- Pro zachování funkčnosti půd v různých systémech obhospodařování je však stěžejní propojit výsledky studií se zemědělskou praxí.
- Závěrem lze dle výsledků předložené práce konstatovat, že pastva hospodářských zvířat nemusí na půdní organismy nutně působit jako negativní faktor, zvláště je-li její intenzita nastavena mírně. Naopak obohacením půdy o organickou hmotu v podobě výkalů a vytvořením rozmanitější struktury porostu v rámci tvorby nedopasků může diverzitu půdních organismů podpořit.
- Pro komplexnější posouzení vlivu pastvy na půdní faunu by však bylo vhodné rozšířit v praktické části sledované lokality o stanoviště s intenzivní pastvou a naopak stanoviště zcela bez agrotechnických zásahů.

8 Literatura

Adler PB, Raff DA, Lauenroth WK. 2001. The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. *Oecologia* **128**: 465-479.

Altomare C, Tringovska I. 2011. Beneficial soil microorganisms, an ecological alternative for soil fertility management. *Genetics, biofuels and local farming systems*, 161-214.

Amiaud B, Carrère P. 2012. Grassland multifunctionality in providing ecosystem services. *Fourrages* **211**: 229-238.

Andrés P, Moore JC, Simpson RT, Selby G, Cotrufo F, Denef, K, Haddix ML, Shaw EA, de Tomasel CM, Molowny-Horas R, Wall DH. 2016. Soil food web stability in response to grazing in a semi-arid prairie: The importance of soil textural heterogeneity. *Soil Biology and Biochemistry* **97**: 131-143.

Bakker ES, Ritchie ME, Olff H, Milchunas DG, Knops JMH. 2006. Herbivore impact on grassland plant diversity depends on habitat productivity and herbivore size. *Ecology Letters* **9**: 780-788.

Bano R, Roy S. 2016. Extraction of Soil Microarthropods: A low cost Berlese-Tullgren funnels extractor. *International Journal of Fauna and Biological Studies* **2**: 14-17.

Bardgett RD, Cook R. 1998. Functional aspects of soil animal diversity in agricultural grasslands. *Applied Soil Ecology* **10**: 263-276.

Bardgett RD, Jones AC, Jones DL, Kemmitt SJ, Cook R, Hobbs PJ. 2001. Soil microbial community patterns related to the history and intensity of grazing in sub-montane ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry* **33**: 1653-1664.

Bardgett, R. 2005. *The biology of soil: a community and ecosystem approach*. Oxford university press, Oxford.

Bičík I, Cibulka J, Hauptman I, Kukul Z, Pošmourný K. 2009. *Půda v České republice*. Consult, Praha.

Birkhofer K, Diekötter T, Boch S, Fischer M, Müller J, Socher S, Wolters V. 2011. Soil fauna feeding activity in temperate grassland soils increases with legume and grass species richness. *Soil Biology and Biochemistry* **43**: 2200-2207.

Birkhofer K, Dietrich C, John K, Schorpp Q, Zaitsev AS, Wolters V. 2016. Regional conditions and land-use alter the potential contribution of soil arthropods to ecosystem services in grasslands. *Frontiers in Ecology and Evolution* **3**: 150.

Blasi S, Menta C, Balducci L, Conti FD, Petrini E, Piovesan G. 2013. Soil microarthropod communities from Mediterranean forest ecosystems in Central Italy under different disturbances. *Environmental monitoring and assessment* **185**: 1637-1655.

Bogyó D, Magura T, Nagy DD, Tóthmérész B. 2015. Distribution of millipedes (Myriapoda, Diplopoda) along a forest interior–forest edge–grassland habitat complex. *ZooKeys* **510**: 181.

Bonato L, Zapparoli M. 2011. 16 Chilopoda–Geographical distribution. In *Treatise on Zoology-Anatomy, Taxonomy, Biology. The Myriapoda* **1**: 327-337.

Briones MJJ, Ineson P, Pearce TG. 1997. Effects of climate change on soil fauna; responses of enchytraeids, Diptera larvae and tardigrades in a transplant experiment. *Applied Soil Ecology* **6**: 117-134.

Briones MJJ. (2014). Soil fauna and soil functions: a jigsaw puzzle. *Frontiers in Environmental Science* **2**: 7.

Bromham L, Cardillo M, Bennett AF, Elgar MA. 1999. Effects of stock grazing on the ground invertebrate fauna of woodland remnants. *Australian Journal of Ecology* **24**: 199-207.

Brookes PC, Cayuela ML, Contin M, De Nobili M, Kemmitt SJ, Mondini C. 2008. The mineralisation of fresh and humified soil organic matter by the soil microbial biomass. *Waste Management* **28**: 716–722.

Brussaard L. 1998. Soil fauna, guilds, functional groups and ecosystem processes. *Applied soil ecology* **1-3**: 123-135.

Cakir M, Makineci E. 2011. Soil Fauna: Classification and Status in Soil Food Web. *Journal of the faculty of forestry – Istanbul university* **61**: 139-152.

Cammeraat ELH, Risch AC. 2008. The impact of ants on mineral soil properties and processes at different spatial scales. *Journal of Applied Entomology* **132**: 285-294.

Cole L, Buckland SM, Bardgett RD. 2005. Relating microarthropod community structure and diversity to soil fertility manipulations in temperate grassland. *Soil Biology and Biochemistry* **37**: 1707-1717.

Coleman DC, Callaham M, Crossley Jr. DA. 2017. Fundamentals of soil ecology. Academic press.

Crowther TW, Maynard DS, Leff JW, Oldfield EE, McCulley RL, Fierer N, Bradford MA. 2014. Predicting the responsiveness of soil biodiversity to deforestation: a cross-biome study. *Global change biology* **20**: 2983-2994.

Culliney TW. 2013. Role of arthropods in maintaining soil fertility. *Agriculture* **3**: 629-659.

Cunha Neto FVD, Correia MEF, Pereira GHA, Pereira MG, Leles PSDS. 2012. Soil fauna as an indicator of soil quality in forest stands, pasture and secondary forest. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* **36**: 1407-1417.

Curry JP. 1987. The invertebrate fauna of grassland and its influence on productivity. II. Factors affecting the abundance and composition of the fauna. *Grass and Forage Science* **42**: 197-212.

Wardle DA. 2002. *Communities and Ecosystems – Linking the Aboveground and Belowground Components*. Princeton University Press, Princeton.

David JF. 2014. The role of litter-feeding macroarthropods in decomposition processes: a reappraisal of common views. *Soil Biology and Biochemistry* **76**: 109-118.

De Bruyn LL. 1999. Ants as bioindicators of soil function in rural environments. Pages 425-441 in Paoletti MG, editors. *Invertebrate Biodiversity as Bioindicators of Sustainable Landscapes*. Elsevier, Italy.

De Deyn GB, Raaijmakers CE, Zoomer HR, Berg MP, de Ruiter PC, Verhoef HA, Bezemer TM, van der Putten WH. 2003. Soil invertebrate fauna enhances grassland succession and diversity. *Nature* **422**: 711-713.

Decaëns T, Jiménez JJ, Gioia C, Measey GJ, Lavelle P. 2006. The values of soil animals for conservation biology. *European Journal of Soil Biology* **42**: 23-38.

Dombos M. 2001. Collembola of loess grassland: effects of grazing and landscape on community composition. *Soil Biology and Biochemistry* **33**: 2037-2045.

Edwards CA, Fletcher KE. 1971. A comparison of extraction methods for terrestrial arthropods. *Methods of Study in Quantitative Soil Ecology: Population, Production and Energy Flow IBP Handbook No. 18*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Engelmann HD. 1978. Zur dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden. *Pedobiologia* **18**: 378-380.

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

Fragoso C, Brown GG, Patrón JC, Blanchart E, Lavelle P, Pashanasi B, Senapati T, Kumar T. 1997. Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function in the tropics: the role of earthworms. *Applied soil ecology* **6**: 17-35.

Frank DA, McNaughton SJ. 1993. Evidence for the promotion of aboveground grassland production by native large herbivores in Yellowstone National Park. *Oecologia* **96**: 157-161.

Frouz J. 2018. Effects of soil macro-and mesofauna on litter decomposition and soil organic matter stabilization. *Geoderma* **332**: 161-172.

Frouz J. 1999. Use of soil dwelling Diptera (Insecta, Diptera) as bioindicators: a review of ecological requirements and response to disturbance. *Agriculture, ecosystems & environment* **74**: 167-186.

Vannier G. 1987. The porosphere as an ecological medium emphasized in Ghilarov's work on soil animal adaptations. *Biology and Fertility of Soils* **3**: 39-44

Gaisler J, Pavlů V, Mládek J, Hejcman M, Pavlů L. 2011. Obhospodařování travních porostů ve vztahu k agroenvironmentálním opatřením. VÚRV, Praha.

Golovatch SI, Kime RD. 2009. Millipede (Diplopoda) distributions: A review. *Soil organisms* **81**: 565-597.

Goulden CE. 1969. Developmental phases of the bioceosis. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **62**: 1066-1073.

Grandchamp AC, Bergamini A, Stofer S, Niemelä J, Duelli P, Scheidegger C. 2005. The influence of grassland management on ground beetles (Carabidae, Coleoptera) in Swiss montane meadows. *Agriculture, ecosystems & environment* **110**: 307-317.

Greenwood KL, McKenzie BM. 2001. Grazing effects on soil physical properties and the consequences for pastures: a review. *Australian Journal of Experimental Agriculture* **41**: 1231-1250.

- Gulvik M. 2007. Mites (Acari) as indicators of soil biodiversity and land use monitoring: a review. *Polish Journal of Ecology* **55**: 415.
- Guseva OG, Koval AG. 2013. Estimation of the role of predatory epigeic beetles (Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae) in regulation of pest population density in agroecosystems. *Entomological review* **93**: 954-961.
- Gyaneshwar P, Naresh Kumar G, Parekh LJ, Poole PS. 2002. Role of soil microorganisms in improving P nutrition of plants. *Plant and soil* **245**: 83-93.
- Hickman ZA, Reid BJ. 2008. Earthworm assisted bioremediation of organic contaminants. *Environment International* **34**: 1072-1081.
- Holt JA, Bristow KL, McIvor JG. 1996. The effects of grazing pressure on soil animals and hydraulic properties of two soils in semi-arid tropical Queensland. *Soil Research* **34**: 69-79.
- Huhta V, Persson T, Setälä H. 1998. Functional implications of soil fauna diversity in boreal forests. *Applied Soil Ecology* **10**: 277-288.
- Chachaj B, Seniczak S. 2005. The influence of sheep, cattle and horse grazing on soil mites (Acari) of lowland meadows. *Folia biologica (Kraków)* **53**: 127-132.
- Jacoby R, Peukert M, Succurro A, Koprivova A, Kopriva S. 2017. The role of soil microorganisms in plant mineral nutrition—current knowledge and future directions. *Frontiers in plant science* **8**: 1617.
- Khan KS, Heinze S, Joergensen RG. 2009. Simultaneous measurement of S, macronutrients, and heavy metals in the soil microbial biomass with CHCl₃ fumigation and NH₄NO₃ extraction. *Soil biology and biochemistry* **41**: 309-314.
- Kibblewhite MG, Ritz K, Swift MJ. 2008. Soil health in agricultural systems. *Biological Sciences* **363**: 685–701.
- King KL, Hutchinson KJ. 1980. Effects of superphosphate and stocking intensity on grassland microarthropods. *Journal of Applied Ecology*, 581-591.
- Klimeš F. 1997. Lukařství a pastvinářství: ekologie travních porostů. ZF JU, České Budějovice.
- Krab EJ, Oorsprong H, Berg MP, Cornelissen JH. 2010. Turning northern peatlands upside down: disentangling microclimate and substrate quality effects on vertical distribution of Collembola. *Functional Ecology* **24**: 1362-1369.

Krooss S, Schaefer M. 1998. The effect of different farming systems on epigeic arthropods: a five-year study on the rove beetle fauna (Coleoptera: Staphylinidae) of winter wheat. *Agriculture, ecosystems & environment* **69**: 121-133.

Kruess A, Tscharrntke T. 2002. Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. *Biological conservation* **106**: 293-302.

Kvapilík J, Kohoutek A. 2011. Význam trvalých travních porostů. *Zemědělec: Odborný a stavovský týdeník* **9**: 4

Larsen T, Schjønning P, Axelsen J. 2004. The impact of soil compaction on euedaphic Collembola. *Applied Soil Ecology* **26**: 273-281.

Lavelle P. 1997. Faunal activities and soil processes: adaptive strategies that determine ecosystem function. *Advances in ecological research* **27**: 93-132.

Lee KE, Foster RC. 1991. Soil fauna and soil structure. *Soil Research* **29**: 745-775.

Lemanski K, Scheu S. 2015. The influence of fertilizer addition, cutting frequency and herbicide application on soil organisms in grassland. *Biology and fertility of soils* **51**: 197-205.

Lövei GL, Sunderland KD. 1996. Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Annual review of entomology* **41**: 231-256.

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

Maharning AR, Mills AA, Adl SM. 2009. Soil community changes during secondary succession to naturalized grasslands. *Applied soil ecology* **41**: 137-147.

Marriott CA, Hood K, Fisher JM, Pakeman RJ. 2009. Long-term impacts of extensive grazing and abandonment on the species composition, richness, diversity and productivity of agricultural grassland. *Agriculture, ecosystems & environment* **134**: 190-200.

Mathesius U. 2003. Conservation and divergence of signaling pathways between roots and soil microbes—the Rhizobium-legume symbiosis compared to the development of lateral roots, mycorrhizal interactions and nematode-induced galls. Pages 105-119 in Abe JJ, editors. *Roots: The Dynamic Interface between Plants and the Earth*. Springer, Japan.

Menta, C. (2012). Soil fauna diversity-function, soil degradation, biological indices, soil restoration. Pages 59-94 in Lameed GSA, editor. Biodiversity conservation and utilization in a diverse world. InTech, Croatia.

Menta C, Remelli, S. 2020. Soil health and arthropods: From complex system to worthwhile investigation. *Insects* **11**: 54.

Miko L, Tajovský K. 2018. Půdní živočichové. Pages 148-206 in Šantrůčková H, Kaštovská E, Bárta J, Miko L, Tajovský K, editors. *Ekologie půdy*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice.

Miko L, Šantrůčková H, Záhora J, Máchal A. 2019. *Život v půdě*. 1. vydání. Lipka, Brno.

Miller JJ, Battigelli JP, Willms WD. 2014. Grazing protection influences soil mesofauna in ungrazed and grazed riparian and upland pastures. *Rangeland Ecology & Management* **67**: 429-434.

Minor MA, Cianciolo JM. 2007. Diversity of soil mites (Acari: Oribatida, Mesostigmata) along a gradient of land use types in New York. *Applied Soil Ecology* **35**: 140-153.

Mládek J, Pavlů J, Hejcman M, Gaisler J. 2006. Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích. VÚRV, Praha.

Mrkvička J, Veselá M. 1997. Vývoj výnosů a botanického složení trvalých lučních porostů při absenci N hnojení. *Rostlinná výroba* **43**: 565-570.

Nielsen UN, Osler GH, van der Wal R, Campbell CD, Burslem DF. 2008. Soil pore volume and the abundance of soil mites in two contrasting habitats. *Soil Biology and Biochemistry* **40**: 1538-1541.

Nielsen UN. 2019. *Soil fauna assemblages*. Cambridge University Press, Cambridge.

Novák J. 2008. *Pasienky, lúky a trávniky*. Patria, Prievidza.

Novotný I, Vopravil, J, Kohoutová L, Poruba M, Papaj V, Khel T, Žigmund I, Vašků Z, Tomiška Z, Kutná R, Pacola M, Novotný J, Havelková L, Brouček J, Žížala D. 2013. *Metodika mapování a aktualizace bonitovaných půdně ekologických jednotek: bonitace zemědělského půdního fondu*. VÚMOP, Praha.

Ojha RB, Devkota D. 2014. Earthworms: 'Soil and ecosystem engineers'—a review. *World Journal of Agricultural Research* **2**: 257-260.

Olechowicz E. 2004. Community structure of soil-litter macrofauna in shelterbelt and adjacent crop field. *Polish Journal of Ecology* **52**: 135-153.

Paplinska E. 1980. Preliminary analysis of communities of soil Diptera larvae in forest ecosystems from variously utilized areas. *Polish Ecological Studies* **6**: 625-643.

Parisi V, Menta C, Gardi C, Jacomini C, Mozzanica E. 2005. Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy. *Agriculture, ecosystems & environment* **105**: 323-333.

Pavlů V, Hejcman M, Gaisler J. Typy pastevních systémů a intenzita pastvy. Pages 38-41 in Mládek J, Pavlů V, Hejcman M, Gaisler J, editors. *Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích*. VÚRV, Praha.

Pavlů V. 2004. *Základy pastvinářství*. VÚRV, Praha.

Pavlů L, Gaisler J, Pavlů V, Haase H, Kändler M, Titěra J, Pavlů K, Kassahun Teka T, Blechinger K. 2019. *Obhospodařování travních porostů pro podporu biodiverzity v přeshraniční oblasti Liberec-Žitava*. VÚRV, Praha.

Petersen H, Luxton M. 1982. A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition processes. *Oikos* **39**: 287–388.

Pozdíšek J. 2004. *Využití trvalých travních porostů chovem skotu bez tržní produkce mléka*. ÚZPI, Praha.

Pozsgai G, Quinzo-Ortega L, Littlewood NA. 2022. Grazing impacts on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) abundance and diversity on semi-natural grassland. *Insect Conservation and Diversity* **15**: 36-47.

Raschmanová N, Miklisová D, Kováč L., Šustr V. 2015. Community composition and cold tolerance of soil Collembola in a collapse karst doline with strong microclimate inversion. *Biologia* **70**: 802-811.

Read DJ, Perez-Moreno J. 2003. Mycorrhizas and nutrient cycling in ecosystems—a journey towards relevance?. *New phytologist* **157**: 475-492.

Rusek J. 1998. Biodiversity of Collembola and their functional role in the ecosystem. *Biodiversity & Conservation* **7**: 1207-1219.

- Ryder C, Moran J, Mc Donnell R, Gormally M. 2005. Conservation implications of grazing practices on the plant and dipteran communities of a turlough in Co. Mayo, Ireland. *Biodiversity and Conservation* **14**: 187-204.
- Sharma DK, Tomar S, Chakraborty D. 2017. Role of earthworm in improving soil structure and functioning. *Current Science* 1064-1071.
- Schon NL, Mackay AD, Minor MA, Yeates GW, Hedley MJ. 2008. Soil fauna in grazed New Zealand hill country pastures at two management intensities. *Applied Soil Ecology* **40**: 218-228.
- Schon NL, Mackay AD, Minor MA. 2012. Vulnerability of soil invertebrate communities to the influences of livestock in three grasslands. *Applied Soil Ecology* **53**: 98-107.
- Schon NL, Fraser PM, Mackay AD, Dickinson N. 2021. Relationship between earthworm abundance, ecological diversity and soil function in pastures. *Soil Research* **59**: 767-777.
- Schon NL, Mackay AD, Minor MA. 2012. Relationship between food resource, soil physical condition, and invertebrates in pastoral soils. *Soil Science Society of America Journal* **76**: 1644-1654.
- Smith RS, Buckingham H, Bullard MJ, Shiel RS, Younger A. 1996. The conservation management of mesotrophic (meadow) grassland in northern England. 1. Effects of grazing, cutting date and fertilizer on the vegetation of a traditionally managed sward. *Grass and Forage Science* **51**: 278-291.
- Spiller MS, Spiller C, Garlet J. 2017. Arthropod bioindicators of environmental quality. *Revista Agro@ mbiente On-line* **12**: 41-57.
- Starczewski K, Affek-Starczewska A, Jankowski K. (2009). Non-marketable functions of grasslands. Pages 37-45 in Cagaš B, Macháč R, Nedělník J, editors. *Alternative functions of grassland*. Research Institute for Fodder Crops, Brno.
- Stašiov S, Vician V, Benčať T, Pätoprstý V, Lukáčik I, Svitok M. 2021. Influence of soil properties on millipede (Diplopoda) communities in forest stands of various tree species. *Acta Oecologica* **113**: 103793.
- Šantrůčková H, Kaštovská E, Bárta J, Miko L, Tajovský K. 2018. *Ekologie půdy*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice.

Šantrůčková H., Miko L. 2018. Výskyt a funkce půdních organismů. Pages 114-122 in Šantrůčková H, Kaštovská E, Bárta J, Miko L, Tajovský K, editors. Ekologie půdy. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice.

Šarapatka B. 2002. Ekologické zemědělství a biodiverzita. Farmář **12**: 6-9.

Šimek M, Elhottová D, Pižl V. 2015. Živá půda. Academia, Praha.

Tajovský K, Pižl V, Starý J, Schlaghamerský J. 2006. Půdní bezobratlí. Pages 57-61 in Mládek J, Pavlů V, Hejcman M, Gaisler J, editors. Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích. VÚRV, Praha.

Tallowin J, Rook A, Rutter S. 2005. Impact of grazing management on biodiversity of grasslands. Animal Science **81**: 193-198.

Toth E, Deak B, Valko O, Kelemen A, Miglecz T, Tothmeresz B, Torok P. 2018. Livestock type is more crucial than grazing intensity: traditional cattle and sheep grazing in short-grass steppes. Land Degradation & Development **29**: 231-239.

Tsiafouli MA, Thébault E, Sgardelis SP, De Ruiter PC, Van Der Putten WH, Birkhofer K, Hemerik L, de Vries FT, Brady MV, Bjornlund L, Jorgensen HB, Christensen S, D'Hertefeldt T, Hotes S, Gera Hol WH, Frouz J, Liiri M, Mortimer SR, Setälä H, Tzanopoulos J, Uteseny K, Pižl V, Stary J, Wolters V, Hedlund K. 2015. Intensive agriculture reduces soil biodiversity across Europe. Global change biology **21**: 973-985.

Undheim EA, King GF. 2011. On the venom system of centipedes (Chilopoda), a neglected group of venomous animals. Toxicon **57**: 512-524.

Velich J. 1996. Praktické lukařství. Institut výchovy a vzdělávání Mze ČR, Praha.

Velich J. 1980. Využití travních porostů. Pages 144-154 in Klesnil A, Regal V, Štráfelda J, Turek F, Velich J, editors. Pícninářství II. AF VŠZ, Praha.

Voigtländer K. 2011. Chilopoda–Ecology. Pages 309-325 in Minelli A, editors. Treatise on Zoology-Anatomy, Taxonomy, Biology - The Myriapoda. Brill.

Vopravil J, Khel T, Vrabcová T, Havelková L, Procházková E, Novotný I, Novák P, Fučík P, Duffková R, Jacko K, Tylová J, Hodek T. 2010. Vliv činnosti člověka na krajinu českého venkova s důrazem na vodní režim a zadržování vody v krajině. VÚMOP, Praha.

Welbaum GE, Sturz AV, Dong Z, Nowak J. 2004. Managing soil microorganisms to improve productivity of agro-ecosystems. *Critical Reviews in Plant Sciences* **23**: 175-193.

Wills BD, Landis DA. 2018. The role of ants in north temperate grasslands: a review. *Oecologia* **186**: 323-338.

Yadamsuren O, Hayford B, Gelhaus J, Ariuntsetseg L, Goulden C, Podenas S, Podeniene V. 2015. Declines in diversity of crane flies (Diptera: Tipuloidea) indicate impact from grazing by livestock in the Hövsgöl region of Mongolia. *Journal of Insect Conservation* **19**: 465-477.

Zahn A, Juen A, Traugott M, Lang A. 2007. Low density cattle grazing enhances arthropod diversity of abandoned wetland. *Applied Ecology and Environmental research* **5**: 73-86.

Zechmeister HG, Schmitzberger I, Steurer B, Peterseil J, Wrбка T. 2003. The influence of land-use practices and economics on plant species richness in meadows. *Biological conservation* **142**: 165-177.

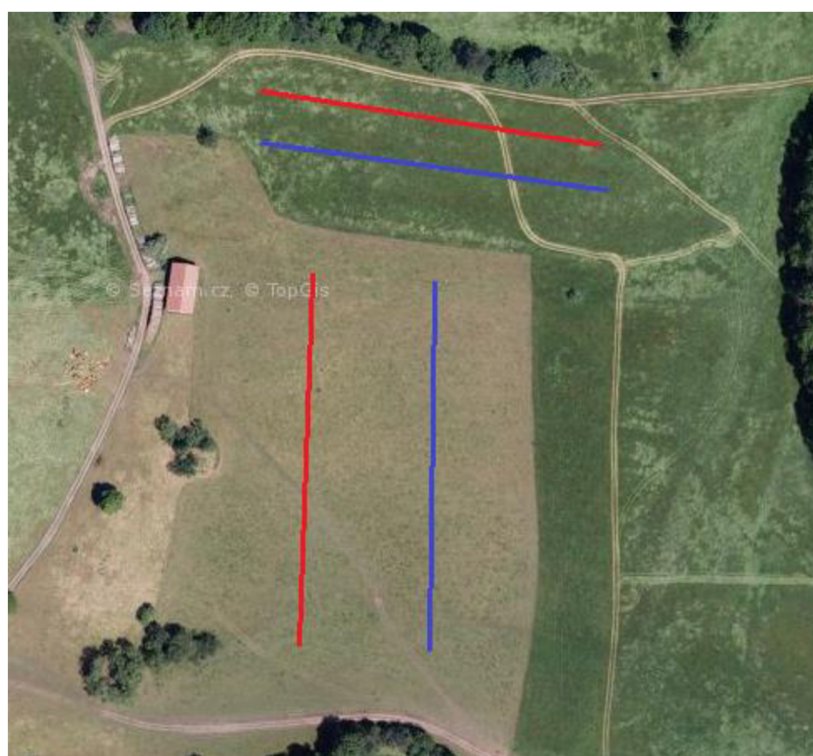
Zhu X, Zhu B. 2015. Diversity and abundance of soil fauna as influenced by long-term fertilization in cropland of purple soil, China. *Soil and Tillage Research* **146**: 39-46.

9 Samostatné přílohy

Příloha 1. Celkový náhled odběrové lokality



Příloha 2. Liniový transekt obou odběrů. Červeně je vyznačen první odběr. Druhý odběr je vyznačen modře.



Příloha 3. Abundance taxonů v jednotlivých vzorcích ze stanoviště Louka 1.

Louka 1	Číslo vzorku																			
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Collembola 1		3		1		5	5	1		2			2	1	5	1	21	1	6	4
Collembola 2				2		9	1			4				3	13	8	1	2	11	
Collembola 3		2		2		15	51	2	2	12		9	13	8	13	28	30	7	66	21
Protura							1		1											
Diplura																				
Hemiptera				1		1							2		1		3			
Thysanoptera													1	4				1		
Coleoptera A	1		1	1		1	1	2	1	1				1	2	1	1		1	
Coleoptera L		1					3	2		1		1		2			3		1	
Diptera A		1	2	2		1	3							1	1				1	
Diptera L		2	1	1				3							9		23			
Aranae				2		1	1	2						2						
Acari	6		3	2	1	82	31	5	32	3	17	3	17	7	50	38	50	1	25	12
Oribatida	6	2	19	96	19	37	70	90	26	47	31	53	13	73	44	80	20	2	134	20
Diploda																				
Symphyla							1						2							
Chilopoda					1						1									
Hymenoptera				1				3			1									
Haplotaxida						2			1		2								1	1
Tubificida			1				1													
Psocoptera																				

Příloha 4. Abundance taxonů v jednotlivých vzorcích ze stanoviště Pastvina 1.

Pastvina 1	Číslo vzorku																			
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Collembola 1	1	1		1					2	4			2	24	4	6		10	4	
Collembola 2				1										9	1	9		1	3	
Collembola 3	2		1						5					7	4	15	3	1	3	1
Protura																				
Diplura								1	1											
Hemiptera				3				1	1	1					1	1				
Thysanoptera														1			3	1		
Coleoptera A				1									1		2			4	1	
Coleoptera L									3	1	2	1	2		3	3	2	1	3	5
Diptera A				3		1	1	1	2	2								3		
Diptera L	1			1			1	1	2	1	1		2				1	1	1	1
Aranae					1									1		1				1
Acari	1	3	4	4	1		3	5	6	9	3		1	11	20	13	11	4	14	3
Oribatida	7	1	6	15	5	15	13	8	9	4	3	4	4	45	101	20	16	19	13	20
Diploda																				
Symphyla	1	1							2	2	1		1	7	6	2	4			6
Chilopoda									1											
Hymenoptera	2		1						2	12	1	2		1	1			1	1	1
Haplotaxida										1										1
Tubificida																				
Psocoptera																				

Příloha 5. Abundance taxonů v jednotlivých vzorcích ze stanoviště Louka 2.

Louka 2	Číslo vzorku																			
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Collembola 1	3			1	11		23	23	1	14	2		7	1	17	16	3		13	
Collembola 2	61		1			1	4	4				4		1	2	1		2	1	2
Collembola 3			2		7		4					1								
Protura														1						
Diplura							2		1	41		3		1	3			1		
Hemiptera								3						1						
Thysanoptera			1																	
Coleoptera A		1		2	3			4	1	3	1	3			2	2	1		2	
Coleoptera L		1		1		1	3	4	3	1	2	2	3		2	16			5	
Diptera A														1						
Diptera L	3			1		1		1				2	2		2					1
Aranae		1	4	1	3								1			1				1
Acari	7	1	1	4	25	1	11	39		3	6	50	12	7	14	12		2	3	4
Oribatida	5	2			68	5	10	25		1		108	47	65	43					1
Diploda						1									1					
Symphyla							1	3		7	1				2		1		3	
Chilopoda			1														1			
Hymenoptera		1	2	1	3	7			4				3	5	4		4	22	1	2
Haplotaxida										1					1	1	1		1	
Tubificida											2	1	6	1	1		1	4	3	1
Psocoptera	1					1	1	1	3	3			1							1

Příloha 6. Abundance taxonů v jednotlivých vzorcích ze stanoviště Pastvina 2.

Louka 2	Číslo vzorku																			
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Collembola 1	2		2		1							1		4	6	1	4	5		2
Collembola 2	1		3		1		1			1	2		4	18	1	1	2	7		2
Collembola 3	35	9	6		1	1	1	4			1	1		1				8		9
Protura																				
Diplura																				
Hemiptera																1		1		
Thysanoptera																				
Coleoptera A	1												1	2	1	1		2	2	1
Coleoptera L		2	2				1	1			1		4	7	6	1	6	18		4
Diptera A				3	1	4	2	1			5		2			5	5	1		1
Diptera L				1		1	1	1	1	1			1	5		1		1	1	1
Aranae					1	1			1					1		1	2			2
Acari	83	7	43	4		8	3	2	2	5	2	2		8	9	7	5	2	3	21
Oribatida	13		2	9		4			1	3		2			1	2	3	1	10	12
Diploda															1					
Symphyla	1	1								1										
Chilopoda																		1		
Hymenoptera		3	4			1		1												
Haplotaxida	1	1	1												1			2		1
Tubificida	2	5	4	2		3				2	2	1		1	2	3	1		3	
Psocoptera				1					3	2	1		1					1	1	1

Příloha 7. Stupnice dominance jednotlivých taxonů dle Engelmann (1978).

Stupnice dominance	
Eudominantní	>10 %
Dominantní	mezi 5 a 10 %
Subdominantní	mezi 2 a 5 %
Recedentní	mezi 1 a 2 %
Subrecedentní	<1 %

Příloha 8. Hodnoty ekomorfolického indexu nalezených taxonů dle práce Parisi et al. (2005).

Taxon	Louka 1	Pastvina 1	Louka 2	Pastvina 2
Collembola 1	1	1	1	1
Collembola 2	10	10	10	10
Collembola 3	20	20	20	20
Protura	20	0	20	0
Diplura	0	20	20	0
Hemiptera	1	1	1	1
Thysanoptera	1	1	1	0
Coleoptera A	1	1	1	1
Coleoptera L	10	10	10	10
Diptera A	1	1	1	1
Diptera L	10	10	10	10
Aranae	5	5	5	5
Acari	10	10	10	10
Oribatida	20	20	20	20
Diploda	0	0	5	5
Symphyla	20	20	20	20
Chilopoda	10	10	10	10
Hymenoptera	5	5	5	5
Psocoptera	0	0	1	1
EMI celkem	145	145	171	130

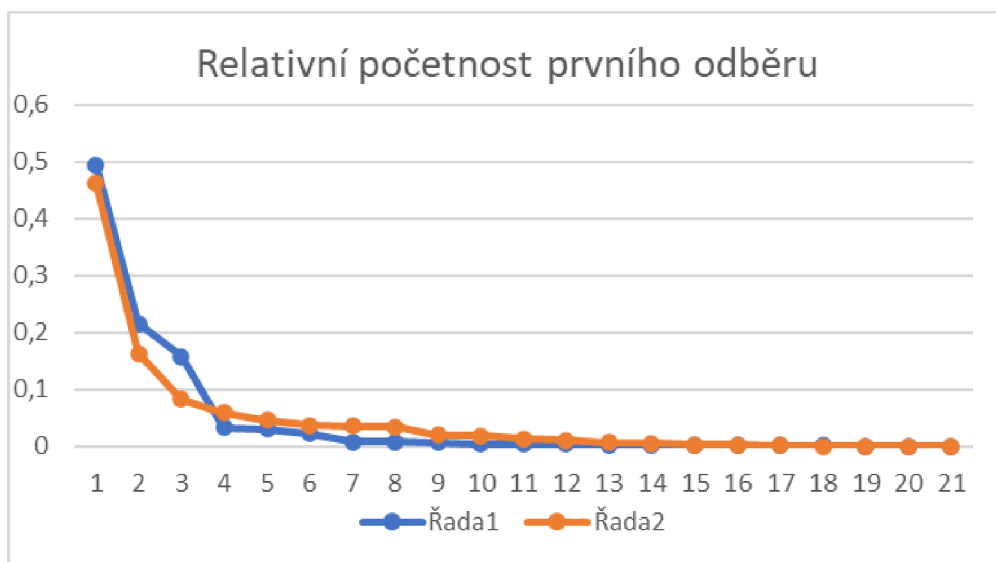
Příloha 9. Celkové počty taxonů z obou odběrů a stanovišť.

Taxon	Louka 1	Pastvina 1	Louka 2	Pastvina 2
Collembola 1	58	59	135	28
Collembola 2	54	24	84	44
Collembola 3	281	42	14	77
Protura	2	0	1	0
Diplura	0	2	52	0
Hemiptera	8	8	4	2
Thysanoptera	6	5	1	0
Coleoptera D	15	9	25	11
Coleoptera L	14	26	44	53
Diptera D	12	13	1	30
Diptera L	39	14	13	16
Aranae	8	4	12	9
Acari	385	116	202	216
Oribatida	882	328	380	63
Diploda	0	0	2	1
Symphyla	3	33	18	3
Chilopoda	2	1	2	1
Hymenoptera	5	25	59	9
Haplotaxida	7	2	5	7
Tubificida	2	0	20	31
Psocoptera	0	0	12	11
Počet jedinců	1783	711	1086	612
Počet taxonů	18	17	21	18

Příloha 10. Procentuální zastoupení a dominance jednotlivých taxonů.

Taxon	Celkový počet jedinců	%	Hodnocení
Collembola	900	21,449	Eudominantní
Protura	3	0,071	Subrecedentní
Diplura	54	1,287	Recedentní
Hemiptera	22	0,524	Subrecedentní
Thysanoptera	12	0,286	Subrecedentní
Coleoptera A	60	1,430	Recedentní
Coleoptera L	137	3,265	Subdominantní
Diptera A	56	1,335	Subrecedentní
Diptera L	82	1,954	Subrecedentní
Aranae	33	0,786	Subrecedentní
Acari	919	21,902	Eudominantní
Oribatida	1653	39,395	Eudominantní
Diploda	3	0,071	Subrecedentní
Symphyla	57	1,358	Recedentní
Chilopoda	6	0,143	Subrecedentní
Hymenoptera	98	2,336	Subdominantní
Haplotaxida	21	0,500	Subrecedentní
Tubificida	53	1,263	Recedentní
Psocoptera	23	0,548	Subrecedentní

Příloha 11. Spojnicový diagram relativních četností taxonů prvního odběru.



Příloha 12. Spojnicový diagram relativních četností druhého odběru.

