

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta

**Krátkodobá sukcese půdních roztočů po lesním požáru v
NP České Švýcarsko**

Bakalářská práce

Veronika Grygarová

Vedoucí práce: Mgr. Jitka Farská, Ph.D., BC ÚPBB

Vedoucí práce konzultant: RNDr. Miloslav Devetter, Ph.D., BC ÚPBB

České Budějovice 2023

Bibliografické údaje:

Grygarová, V., 2023: Krátkodobá sukcese půdních roztočů po lesním požáru v NP České Švýcarsko. [Short-term succession of soil mites after wildfire in the Bohemian Switzerland NP. Bc. Thesis, in Czech.] – 37 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace:

Lesní požáry jsou běžnou disturbancí pro řadu ekosystémů a mají významný vliv na celou půdní faunu včetně půdních roztočů pancířníků (Oribatida). Naše studie sledovala vliv lesního požáru v národním parku České Švýcarsko na společenstvo půdních pancířníků a jeho následnou obnovu. Předpokládáme, že roztočů po požáru významně ubude i dojde k snížení diverzity společenstva, jak vlivem přímého spálení, tak v důsledku změn celého prostředí. Studie probíhala nedaleko vesnice Jetřichovice, kde požár proběhl v červnu roku 2021. Krátce před požárem se nám podařilo získat vzorky z ještě nespálené plochy a následně, již po požáru, bylo v krátkých intervalech provedeno dalších sedm odběrů, které zaznamenávají krátkodobou sukcesí po dobu 16 měsíců. Sledována byla početnost, diverzita a druhová skladba společenstva.

Annotation:

Forest fires are common disturbances for many ecosystems and have a significant impact on soil fauna including the soil mites Oribatida. Our study was focused on an effect of wildfire in the Bohemian Switzerland National park on a community of Oribatid mites and their recovery. We expect their numbers and diversity to decrease in response to the immediate burning and changes in the environment. The study was located near a village Jetřichovice, where the fire flared up in June 2021. We were able to collect our samples from the unburnt area just before the fire and than another seven samples were taken during a period of following 16 months. Thanks to the collected data we could observe a short-term succession of the community, its abundance, diversity and species composition.

Prohlašuji, že jsem autorem této kvalifikační práce a že jsem ji vypracovala pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu použitých zdrojů.

V Českých Budějovicích

Dne 11. 4. 2023

.....

Veronika Grygarová

Poděkování:

Chtěla bych touto cestou poděkovat své školitelce Mgr. Jitce Farské, Ph.D. za její vedení, nadšení do pancířníků a především veškerou pomoc a trpělivost s mou prací. Dále bych ráda poděkovala svému školiteli RNDr. Miloslavu Devetterovi, Ph.D. za příležitost, jež mi touto bakalářskou prací umožnil. Spolu s tím nesmím opomenout ani Mgr. Terezu Poláčkovou za její pomoc se vzorky a společně strávený čas v laboratoři. V neposlední řadě bych chtěla vyjádřit svou vděčnost mé rodině a přátelům za jejich neutuchající podporu při studiu.

Obsah

1. Úvod	1
2. Literární rešerše	2
2.1. Požáry	2
2.2. Význam a vliv požárů	3
2.3. Obnova půdy	4
2.4. Půdní organismy	6
2.5. Roztoči	8
3. Materiál a metody	11
3.1. Studovaná plocha	11
3.2. Sběr vzorků	14
3.3. Zpracování vzorků	14
3.4. Statistické vyhodnocení	15
4. Výsledky	16
4.1. Abundance pancířníků	16
4.2. Počet a seznam nalezených druhů pancířníků	16
4.3. Diverzita společenstva	18
4.4. Vývoj abundancí vybraných druhů	18
4.5. Vývoj společenstva během krátkodobé sukcese	21
5. Diskuze	22
5.1. Přímý vliv požáru	22
5.2. Vývoj po požáru	22
5.3. Složení společenstva během krátkodobé sukcese	24
6. Závěr	26
7. Seznam použitých citací	27

1. ÚVOD

Požáry jsou celosvětově přirozenou disturbancí, která ovlivňuje nejrůznější ekologické procesy, biogeochemické cykly i diverzitu rostlinných a živočišných společenstev. Způsobuje nejen devastaci celého prostředí, ale i jeho regeneraci a obnovu, kterou řada ekosystému do značné míry vyžaduje. Takové oblasti jsou označovány za požárové. V Severní Americe, Skandinávii či státech jižní Evropy je ekologický význam ohně již dobře znám, ale v lesích střední Evropy je zatím málo probádán.

Pískovcové skály a borové lesy Národního parku České Švýcarsko vyznačující se častými požáry nasvědčují, že by se mohlo o takovou oblast jednat, avšak tato možnost byla dosud popírána, ačkoli o tom již proběhla řada studií. Mezi takové studie patří i projekt SoFia, v rámci kterého byla psána i tato bakalářská práce. Projekt se zaměřoval na vliv ohně na rostlinná a půdní společenstva, především na jejich sukcesí po požáru.

Jak dlouho může taková obnova trvat záleží hlavně na rozsahu zničení a následných podmínkách prostředí. Organismy totiž nejsou ovlivněny pouze přímou mortalitou skrze okamžité spálení, ale i dlouhodobou změnou životních podmínek ve svém okolí, která může být mnohdy i významnější, než samotný požár. Různé skupiny organismů mají různé životní strategie a způsoby odolávání či obnovy po disturbancích, což má přímý vliv na rychlost kolonizace půd po požáru.

Půdní mesofauna, především chvostokoci a roztoči se řadí mezi nejpočetnější i nejvýznamnější zástupce půdních členovců a jsou důležitou složkou většiny ekosystémů. Hrají důležitou roli v dekompozičních procesech, koloběhu živin i formování půdy, proto je jejich návrat na svá původní stanoviště pro obnovu ekosystému zcela zásadní.

Tato práce se zaměřuje na půdní roztoče pancířníky, neboť jsou ideálními bioindikátory pro pozorování vlivu disturbancí na půdní prostředí, a to díky jejich omezené možnosti šíření, velkému počtu druhů, rozmanitým životním strategiím, vysokým abundancím, pomalému životnímu cyklu a dlouhé obnově.

Mezi naše hypotézy patří: 1) přímé spálení způsobí snížení abundance, počtu druhů i celkové diverzity společenstva pancířníků; 2) dále předpokládáme postupnou obnovu společenstva, avšak vzhledem ke krátké době studie nikoliv kompletní návrat ke stavu před požárem; 3) též očekáváme, že v prvotních fázích sukcese se zvýší podíl eurytopních druhů.

2. LITERÁRNÍ REŠERŠE

2.1. Požáry

Oheň je celosvětově přirozenou disturbancí zajišťující dynamiku ekosystémů, jejich ekologické procesy i biodiverzitu (Jensen & McPherson 2008, Ruchin et al. 2021). Ovlivňuje primárně nejen rostlinná a živočišná společenstva, ale i biogeochemické cykly uvolňováním prvků ze spálené půdy a shořelé biomasy (Podgaiski et al. 2014). Druhotně pak může narušením svrchních vrstev půdy docházet k její erozi a v důsledku ohně i ke změně chemických či fyzikálních podmínek ovlivňující po požáru celý ekosystém (Querner et al. 2010). Rozsah disturbance limituje vznik nových společenstev a následná obnova pak může trvat v závislosti na intenzitě požáru, míře prohoření, typu vegetace i půdní charakteristice desítky až stovky let (Véle et al. 2015).

Požáry však nejsou pouze ničivé. Přináší regeneraci krajiny a přirozenou obnovu, pokud se objevují v malé míře a především nízkých frekvencích (Renčo et al. 2022, Zaitsev et al. 2016). Některé ekosystémy se s požáry potýkají častěji než-li jiné, a proto se organismy vyskytující se v takových oblastech na vliv ohně adaptovaly. Snáze jim dokážou odolávat nebo se následně rychleji navracet na svá původní stanoviště. Pyrofilní druhy hmyzu, hub či rostlin požár dokonce vyžadují (Querner et al. 2010, Zaitsev et al. 2016). Nicméně v oblastech, kde oheň není nijak běžnou disturbancí, může mít dlouhodobé ničivé důsledky (Renčo et al. 2022).

S přicházející klimatickou změnou lze očekávat častější a daleko rozsáhlejší požáry, a to i na místech, kde byly doposud pouze ojedinělé (Simms et al. 2019, Zaitsev et al. 2016). Dlouhá horká léta a suché zimy spolu s narůstající lidskou populací vedou k vyšším frekvencím i větší intenzitě požárů po celém světě (Gutowski et al. 2020, Pérez-Izquierdo et al. 2021, Zaitsev et al. 2016), což může do budoucna způsobovat uvolňování ohromného množství uhlíku z jeho zásobníku v půdě i lesní biomase do atmosféry a potenciálně tak ještě více přispívat ke klimatickým změnám (Alexander et al. 2012, Gongalsky et al. 2021).

Ačkoli byla původně většina požárů způsobována přirozenými přírodními vlivy, ať už bleskem či samovznícením nahromaděného suchého materiálu, v dnešní době lze za nejčastější příčinu požáru považovat lidskou činnost (Gutowski et al. 2020). Nicméně člověk je často už pouze spouštěčem. K požáru by dříve či později stejně došlo, a to v důsledku lidské snahy se ohni vyvarovat (Adámek et al. 2018). Předcházením vznícení v požárových oblastech s vhodnými klimatickými podmínkami i rostlinným

složením, které naopak vyžaduje pravidelné spálení, se ohni stejně nevyhneme, avšak požár bude o to ničivější, čím déle byl odkládán (Adámek & Devetter 2022).

V dnešní době je proto řada požárových oblastí po celém světě pravidelně vypalována (Brand 2002). Zatímco samovolné požáry bývají rozsáhlé a hůře kontrolovatelné, záměrné vypalování probíhá obvykle v jarních měsících, kdy ještě není natolik velké sucho, na lokalitách, kde nehrozí propuknutí silných požárů a za dohledu potřebných hasících služeb (Renčo et al. 2022). Takovéto vypalování pod dohledem je přínosné jak pro obnovu dané plochy, obohacení lesa o mozaikovitě mikrohabitaty, a tím i nárůst lesní biodiverzity (Querner et al. 2010), tak i předcházení právě propuknutí samovolných rozsáhlých požárů, a to spálením suché biomasy dřívě, než stačí sama vzplanout (Renčo et al. 2022). Záměrné požáry jsou proto využívány nejen v chráněných oblastech pro zachování zdejší přírody (Janion-Scheepers et al. 2016, Malmström et al. 2009), ale i v hospodářských lesích jako způsob tamní správy (Adámek & Devetter 2022, Querner et al. 2010).

Ačkoli v některých částech světa je již požár brán jako zcela přirozený jev, pro temperátní oblasti střední Evropy byl jeho ekologický význam dosud popírán (Adámek et al. 2015, Jílková et al. 2023). Nicméně mnoho nedávných studií prokazuje jeho důležitost, a to v přirozených borových lesích na pískovcovém podloží (Adámek et al. 2018), kde mají slabé povrchové požáry dlouhodobý pozitivní přínos pro složení a strukturu tamní vegetace (Adámek et al. 2016). Přestože jsou rozsáhlé lesní požáry v České Republice poměrně vzácné (Véle et al. 2015), soudě dle posledního velkého požáru z července roku 2022 v NP České Švýcarsko (www.npcs.cz), bude do budoucna i u nás nutné přistoupit k některým potřebným změnám ve správě našich lesů (Jílková et al. 2023).

2.2. Význam a vliv požárů

Požárem jsou živé organismy ovlivněny nejen přímo, tedy okamžitou mortalitou, ale i nepřímo, a to následnou změnou celkových podmínek prostředí (Olejniczak et al. 2019), která může být mnohdy i významnější než samotný požár (Certini et al. 2021). Mezi takové změny patří například narušení dynamiky potravních řetězců, ať už v důsledku nižších abundancí jedinců, nebo celkové diverzity společenstva (Pressler et al. 2019), jak spálením rostlin potřebných jako potrava pro herbivory, tak i úbytkem jedinců sloužících jako kořist pro dravce (Barratt et al. 2019). Též ohořením svrchní organické

vrstvy půdy ztratí detritovoři nejen svou potravu, ale i primární prostředí k životu (Malmström et al. 2009). Dále se ohořelý černý povrch nekrytý žádným či minimálním rostlinným porostem mnohem rychleji ohřívá (Zavala et al. 2014), což vede i k rychlejšímu odpařování vody, a tedy celkovému narušení vodního i teplotního režimu půdy (Certini et al. 2021). A v neposlední řadě dochází k navýšení pH vlivem zásaditého popela (Zavala et al. 2014). Ten sice do půdy navrácí některé potřebné živiny, ale v důsledku zvýšené eroze se z půdy bez vegetace živiny opět rychle vytrácí (Certini et al. 2021).

To, jak moc bude oheň pro daný ekosystém ničivý a jak dlouhá bude následná obnova, záleží především na jeho síle, rozsahu a míře prohoření (Ruchin et al. 2021). Požár je ovlivněn dostupností, množstvím a vlhkostí paliva v daný moment, stejně jako podnebím, povětrnostními podmínkami i strukturou krajiny (Barratt et al. 2019, Renčo et al. 2022).

Podle okolností pak už záleží, zda se bude jednat pouze o mírný povrchový požár, či zda spálí i vzrostlé stromy, které by běžně odolaly (Gongalsky et al. 2012). Při malé intenzitě oheň sežehne pouze bylinné patro a vrstvu opadu, takže dospělé stromy (Pérez-Izquierdo et al. 2021) i téměř celá organická vrstva mohou zůstat nedotčeny (Zaitsev et al. 2016). Půda je tím obohacena o přínosné živiny, což jen podpoří růst nových semenáčků. Dojde ke zmlazení porostu a zvýšení mozaikovitosti a heterogenity lesa (Adámek & Devetter 2022). Oproti tomu silné požáry mohou zkonsumovat kompletně celou organickou vrstvu včetně všech jejích obyvatel (Renčo et al. 2022) a rozsáhlý korunový požár zničí jak suché, tak i živé dospělé stromy (Adámek & Devetter 2022). V důsledku toho je pak celý ekosystém natolik zdevastován, že se stane na dlouhou dobu neobyvatelným pro většinu organismů. V takových případech je obnova pomalá a může trvat i stovky let (Certini et al. 2021, Véle et al. 2015).

2.3. Obnova půdy

Půda je biologicky aktivní medium, které se vytvořilo ze svrchních vrstev zemského povrchu díky různým biologickým, geologickým, klimatickým i topografickým podmínkám (Certini et al. 2021). Tvoří důležitou složku všech suchozemských ekosystémů a je hlavním prostorem koloběhu živin a významných biogenních prvků. Hraje klíčovou roli jako zásobník uhlíku ovlivňující globální klima i jako životní prostředí a substrát pro celou řadu živočichů a rostlin. Probíhají v ní komplexní biologicko-ekologické procesy

v rámci složitých potravních řetězců (Miko et al. 2019). Mezi jednu z nejdůležitějších funkcí půdy patří její dekompoziční schopnost (Auclerc et al. 2019).

Oheň může půdu vážně ohrozit ať už přímým spálením svrchních organických vrstev, nebo jen navýšením teplot těsně pod povrchem do hodnot těžko únosných pro většinu půdních organismů. Ti obývají právě primárně organický horizont bohatý na humus a potřebné živiny, což z něj ale činí i dobré palivo během požáru (Certini et al. 2021). Díky čemuž bývají nejvíc ovlivněny právě druhy obývající spíše svrchní vrstvy, kde může teplota dosahovat až 200 °C. Přitom už jen teploty kolem 40 °C jsou pro většinu půdních organismů letální, proto druhy hlubších vrstev mají daleko větší šanci na přežití (Malmström et al. 2008, Gongalsky et al. 2012), především díky mimořádné izolační schopnosti půdy (Adámek & Devetter 2022). Teplotní tolerance se též liší i mezi jednotlivými vývojovými stádii, tedy juvenilové jsou na vyšší teploty mnohem citlivější, než jejich dospělci (Malmström 2008).

Jakmile je půda takto poničená je pro její obnovu nejdůležitější kolonizace pionýrskými rostlinami, které slouží jako potrava pro herbivory, na což následně navážou další potravní úrovně, obnoví se dekompoziční procesy a do půdy se začnou navracet potřebné živiny (Zaitsev et al. 2014). Půda je sice na živiny těsně po požáru bohatá, což i poskytuje lepší podmínky pro kolonizaci nových rostlin, ale pokud nedojde k rychlému obnovení půdního pokryvu, který živiny využije a zabraňuje erozi, půda se brzy stane chudou, a ještě více nehostinnou (Certini et al. 2021).

Mezi prvními se objevují mechy a řasy, které dobře zadržují vodu, brání rychlému vysoušení půd a zlepšují její vlhkostní režim (Zaitsev et al. 2014). Na sucho je většina půdních živočichů citlivá a uniká před ním do hlubších vrstev či okolních ploch (Querner et al. 2010). Jakmile je vegetace alespoň částečně obnovená, stanou se herbivoři hlavní složkou tamní fauny. Prospívá jim i nižší predáční tlak v prvních fázích kolonizace (Certini et al. 2021). Predátoři i detritovoři se začnou navracet až v pozdějších sukcesních stádiích, neb do té doby ani jedna skupina ještě nemá dostatečné potravní zdroje (Zaitsev et al. 2016).

Různé skupiny půdních organismů, mají různé životní strategie a způsoby odolávání či obnovy po disturbancích (Olejniczak et al. 2019), což má přímý vliv na rychlost kolonizace půd po požáru (Zaitsev et al. 2016). Nezáleží pouze na potravních preferencích druhů, ale též na jejich kompetičních a disperzních schopnostech (Gongalsky et al. 2012,

Auclerc et al. 2019). Pohyblivější organismy se navrací do půd mnohem rychleji, než třeba pomalí detritovoři. Ti obvykle k obnově svých populací nevyužívají migraci z nespáleného okolí, ale častěji se jedná o přeživší jedince ať už z hlubších vrstev půdy, či méně spálených refugií uvnitř shořelé plochy (Malmström 2012). Nicméně dostupnost takových úkrytů může být značně limitovaná, především pokud se jedná o velmi intenzivní požár (Simms et al. 2019). Oba případy, jak disperze z okolních ploch, tak rozšíření z vnitřních refugií, hraje klíčovou roli v obnově půdních společenstev (Zaitsev et al. 2016).

Jak dlouho bude trvat kompletní obnova půdní fauny záleží především na podmínkách prostředí (vlhkosti, půdním typu, vegetaci atp.) a rozsahu jeho zničení (Saifutdinov et al. 2018). Malmström et al. (2008) odhadují dva roky až sedm let, ale dle pozdějších výsledků Malmström (2012) to může trvat i déle. Dle souhrnné studie Zaitsev et al. (2016) se celková obnova odhaduje až na 80 let.

Lesní požár jako ekologický faktor formující půdní společenstva zůstává i nadále málo prozkoumán (Gongalsky et al. 2012, Zaitsev et al. 2016). Tyto informace jsou přitom velmi důležité vzhledem k významnému přínosu půdních organismů pro následné zotavení požárem zničeného prostředí (Pressler et al. 2019).

2.4. Půdní organismy

V půdě se nachází podstatná část suchozemské biodiverzity (Bardgett & van der Putten 2014) a na jediném metru čtverečním lze nalézt až milion jedinců ze stovek různých druhů (Šantrůčková et al. 2018). Organismy v ní žijící lze rozdělit dle velikostí dospělců daných skupin na mikrofaunu, mesofaunu a makrofaunu, ačkoli je toto rozdělení poněkud nepřesné a jedinci některých skupin mohou svou velikostí spadat i do jiné kategorie (Certini et al. 2021).

Do půdní mikrofauny řadíme organismy s malými tělesnými rozměry s délkou těla nanejvýš do 0,2 mm (Miko et al. 2019). Mohou dosahovat velkých populačních hustot a ke svému životu využívají půdní mikropóry vyplněné vodou, kvůli čemuž se i adaptovaly na dočasné vysychání a zamrzání (Schlaghamerský et al. 2020). Do mikrofauny řadíme prvoky (Protozoa), hlístice (Nematoda), vířníky (Rotifera) i želvušky (Tardigrada) (Šantrůčková et al. 2018).

Půdní mesofauna bývá velmi početná a různorodá. Zahrnuje živočichy s velikostí těla 0,2-2 mm. (Miko et al. 2019). Patří do ní pro tuto skupinu nejvýznamější chvostoscoci

(Collembola), roztoči (Acari) a drobní kroužkovci roupice (Enchytraeidae), méně významné i početné skupiny jsou pak hmyzenky (Protura), vidličnatky (Diplura), či drobní stonožkovci (Myriapoda) nebo i menší druhy štírků (Pseudoscorpionida). Mesofaunu nejčastěji najdeme ve svrchních vrstvách půdy, tedy především v organickém horizontu. Před nepříznivými podmínkami se chrání horizontální a vertikální migrací (Schlaghamerský et al. 2020), což se využívá při jejich extrakci z půdních vzorků (Miko et al. 2019).

Mezi makrofaunu pak řadíme skupiny větší jak 2 mm, často i s jedinci přesahujícími až 2 cm jako třeba některé žížaly, stonožkovci nebo větší hmyz. Kvůli své velikosti většina zástupců obývá spíše svrchní vrstvy půdy, její povrch a hrabanku. Pro většinu živočichů makrofauny je časté, že se v půdě vyskytují pouze některou část svého života, typicky u dvoukřídlého hmyzu jejich larvy po vykuklení půdu opouštějí (Miko et al. 2019).

Půdní mesofauna, především chvostoskoci a roztoči, jsou důležitou složkou potravních řetězců většiny ekosystémů (Olejniczak et al. 2019). Nejen že konzumací opadu a organického materiálu ho rozkládají na menší a lépe využitelný zdroj potravy i pro jiné organismy, ale též nepřímo ovlivňují dekompozici i rozšiřováním houbových spor a bakterií ve svém zažívacím traktu (Behan-Pelletier & Lindo 2023).

Proto je jejich návrat na svá původní stanoviště pro obnovu půdy velmi důležitý. Chvostoskoci mohou plochy rekolonizovat aktivní migrací z nespáleného okolí (Olejniczak et al. 2019). K rychlému pohybu jim slouží specifický skákací aparát skládající se z vymrštitelné vidličky tzv. furky na břišní straně zadečku (Schlaghamerský 2013, Schlaghamerský et al. 2020). Tyto struktury využívají v případě ohrožení k rychlému úniku, ale mohou díky nim překonávat i delší vzdálenosti za poměrně krátkou dobu, na rozdíl od pancířníků, kteří jsou v migraci značně omezeni svými malými končetinami (Olejniczak et al. 2019, Kokořová 2012). Chvostoskoci jsou proto řazeni mezi pionýrské organismy s rychlou obnovou populací po disturbanci (Saifutdinov et al. 2018). Oproti tomu ale roztoči (především pancířníci), nebo i některé druhy malých brouků s pevným exoskeletem jsou vůči požáru odolnější, díky pevnému krunýři chránícímu je před vyššími teplotami (Malmström 2008). Zároveň mohou díky silné sklerotizaci lépe odolávat následnému suchu (Pressler et al. 2019).

2.5. Roztoči (Acari)

Jedná se o drobné pavoukovce vyskytující se všude na Zemi. Spolu s chvostoskoky se řadí mezi nejpočetnější i nejvýznamnější zástupce půdních členovců (Šantrůčková et al. 2018). Najdeme je ve všech typech půd, v tropech i tundrách, na pouštích, ale i ve vodním prostředí (Maraun et al. 2007). Dále celá řada skupin představuje ektoparazity hmyzu, ptáků či savců. Dosud bylo popsáno přes 48 000 druhů (Miko et al. 2019), ale jejich celková druhová bohatost se odhaduje až přes milion (Maraun et al. 2007). Rozlišujeme dvě hlavní skupiny: Parasitiformes a Acariformes (Schlaghamerský 2013).

Do Parasitiformes se řadí skupiny jako jsou velice známá klíš'ata (Ixodida) nebo čmelíkovci (Gamasida), kteří představují důležité predátory půdní fauny (Schlaghamerský 2013, Šantrůčková et al. 2018). Avšak do čmelíkovců spadá i podřád Uropodina, který se svým způsobem života značně podobá pancířníkům. Živí se detritem a tělo mají výrazně sklerotizované (Miko et al. 2019).

Mezi Acariformes se pak řadí sametkovci (Actinedida) (Schlaghamerský 2013). Tato skupina je ekologicky velmi různorodá (Miko et al. 2019). Velká část zástupců se živí jako parazité rostlin, méně častěji pak jiných živočichů. Půdní druhy jsou převážně dravé, ale najdou se mezi nimi i detritofágové či mykofágové. Vodule se specializovaly na život ve vodním prostředí (Šantrůčková et al. 2018). Jejich tělo je často měkké, stávají se proto snadnou kořistí, jen málo druhů je silněji sklerotizovaných (Miko et al. 2019).

Jako další skupina do Acariformes spadají zákožkovci (Acaridida). Jedná se o drobné jedince s málo sklerotizovaným tělem (Schlaghamerský 2013). Jsou blízce příbuzní pancířníkům, avšak na rozdíl od nich žijí častěji mimo půdu. Jedná se spíše o škůdce a parazity v peří, srsti či prachu (Šantrůčková et al. 2018). V našich podmínkách se jich v půdě vyskytuje jen několik desítek druhů (Miko et al. 2019).

Jako poslední skupina z Acariformes jsou v půdě nejvíce zastoupeni pancířníci (Oribatida) (Šantrůčková et al. 2018). Celosvětově bylo popsáno přes 12 tisíc druhů, z toho většina je saprofágní (Miko et al. 2019). Hrají důležitou roli v dekompozičních procesech organického materiálu, koloběhu živin a formování půdy (Schatz & Behan-Pelletier 2008). Jedná se o kosmopolitně rozšířenou skupinu primárně se nacházející především v půdě případně jejím nejbližším okolí, jako jsou mechy, lišejníky, rostlinný opad či kůra stromů (Kokořová 2012). Nejvyšší abundance i druhová diverzita byly zaznamenány v lesních půdách jehličnatých porostů, kde hodnoty dosahovaly až 500 000 jedinců na m² (Barreto &

Lindo 2020), následně pak v listnatých lesích, na loukách a pastvinách byly hodnoty výrazně nižší. Nejhuře na tom byly orné půdy a pouště, avšak i zde se pancířníci běžně vyskytovali (Kokořová 2012, Schlaghamerský 2013).

Jedná se o mikroskopické roztoče oválného až kulatého tvaru, jejichž tělo je obvykle silně sklerotizované (Kokořová 2012) tvořící jakýsi pancíř, od čehož vznikl i jejich český název (Schlaghamerský et al. 2020). Tělo je členěno na přední menší část proterosoma a zadní větší opisthosoma, které nese hřbetní část zvanou notogaster a na břišní straně genitální a anální otvor krytý párovými destičkami (Miko et al. 2019). Dospělí pancířníci mají jako i ostatní pavoukovci osm končetin a ke zpracování potravy jim slouží chelicery a makadla (Barreto & Lindo 2020). Charakteristický je jeden pár sensilů, což jsou specializované smyslové chlupy sloužící jako chemoreceptory. U jednotlivých druhů se liší tvarem (Kokořová 2012). Druhy se mezi sebou liší i barevně od bílé, žluté, červeno-hnědé až po tmavě černou (Barreto & Lindo 2020) a u některých se také objevují i nejrůznější lamely (Kokořová 2012).

Pancířníci jsou vyhledávanou složkou potravy pro mnoho dalších půdních živočichů (Kokořová 2012). Vnější sklerotizovaný obal chrání jejich tělo nejen před predátory, ale i před vysycháním. Jako další ochranné adaptace se u některých druhů, nebo i celých skupin vyvinuly pozoruhodné tělní křídlaté výrůstky umožňující ukrýt končetiny pod tzv. pteromorphy, nebo schopnost sballit se do pevné kuličky (Miko et al. 2019). Některé druhy si také uchovávají staré svlečky na zádech, či se obalují vrstvou specifické hmoty tzv. cerotegumentu sloužící jako forma ochrany, ale i maskování (Kokořová 2012, Barreto & Lindo 2020).

Životní cyklus pancířníků je poměrně dlouhý, charakteristický nízkou plodností a pomalým vývojem (Schatz & Behan-Pelletier 2008). Samice obvykle snese za život pouze 20-30 vajíček, ze kterých se líhnou larvy se šesti končetinami. Ty během svého růstu postupně svlékají vnější exoskelet skrze další tři vývojová stádia až do dospělosti (Barreto & Lindo 2020, Kokořová 2012). V přirozeném prostředí se mohou dožít od jednoho roku až po pět let života (Barreto & Lindo 2020). Vyskytuje se partenogenetické i sexuální rozmnožování (Maraun et al. 2007). Pohlavní rozmnožování je pouze nepřímé skrze předání spermatoforu. Přímé oplození nebylo zatím pozorováno u žádného druhu (Kokořová 2012). Pancířníci obvykle nemají pohlavní dimorfismus a pokud ano, tak velmi

nepatrný (Barreto & Lindo 2020). Právě kvůli dlouhému vývoji a nízké plodnosti bývají považováni za K-stratégy (Kokořová 2012).

Početnost pancířníků výrazně kolísá v závislosti na ročním období, vlhkosti, teplotě i potravní nabídce (Schlaghamerský et al. 2020). Hlavní limitující faktor je obsah organické hmoty v půdě, nikoli složení rostlinného společenstva, neboť pancířníci nejsou primárně fytofágní, ale spíše generalisté. Jako hlavní zdroje potravy jim slouží především mikroorganismy a houby účastníci se dekompozice rostlinného materiálu a organická hmota jako taková (Kokořová 2012).

Další limitující faktor pro početnost i diverzitu jejich společenstev je vlhkost půdy. Pancířníci jsou na vyschnutí velmi citliví, kvůli čemuž si i vyvinuli různé adaptace jak tomu odolávat. Jako hlavní ochranu využívají svůj pancíř, jak již bylo zmíněno výše, což ale neochrání méně sklerotizovaná vývojová stádia (Kokořová 2012).

Proto je u pancířníků poměrně častá vertikální migrace půdou, ať už hlouběji za vyšší vlhkosti, či k povrchu za lepšími zdroji potravy (Kokořová 2012). Oproti tomu horizontální migrace na delší vzdálenosti, či mezi jednotlivými ekosystémy probíhá častěji pomocí pasivní migrace (Kokořová 2012), tedy pomocí jiných organismů skrze forézii, nebo za pomoci větru (Lehmitz et al. 2011). K pohybu v půdě jim totiž slouží pouze jejich krátké končetiny neumožňující příliš velkou mobilitu, na dálku urazí pouze pár metrů za celý život (Barreto & Lindo 2020), vertikálně pak potřebují k pohybu již vzniklé půdní póry od jiných organismů, sami si cestu nevytvoří (Kokořová 2012).

Pancířníci jsou ideálními bioindikátory pro pozorování vlivu disturbancí na půdní prostředí. Jednak díky jejich omezené možnosti šíření, velkému počtu druhů, rozmanitým životním strategiím, vysokým abundancím, pomalému životnímu cyklu a dlouhé obnově. Dále pak přímo i nepřímo ovlivňují půdní dekompozici a dostupnost živin v ní (Camann et al. 2008).

3. MATERIÁL A METODY

3.1. Studovaná plocha

Tato studie probíhala nedaleko obce Jetřichovice v Národním parku České Švýcarsko v severních Čechách. Přestože je rozloha parku poměrně malá, pouhých 79 km², jde o lokalitu s nejčastějším výskytem požárů v celé České republice (Renčo et al. 2022). Dle typických charakteristik tamních podmínek by se mohlo jednat o požárovou oblast (Adámek 2016).

Půdy v parku byly definovány jako albické podzoly (Renčo et al. 2022). Pro celou lokalitu je typický pískovcový reliéf s řadou kaňonů a roklin umožňující rozrůznění ekologických podmínek a navýšení celkové biodiverzity (www.npcs.cz). Zatímco vrcholy skalních měst bývají suché s častým výskytem požárů, vlhká údolí a rokliny brání rozšiřování mírných ohňů na okolní plochy (Jílková et al. 2023).

Celé území parku spadá dle mapy klimatických oblastí ČSSR k šesti klimatickým jednotkám. Námi studovaná plocha Jetřichovických skal náleží do jednotky MT7, tedy s normálně dlouhým a mírně suchým létem, stejně tak jako s normálně dlouhou, ale chladnou a suchou zimou s velmi krátkým trváním sněhové pokrývky. V roklinách však působí zcela jiné mikroklima a sníh se zde může nacházet až dlouho do jara (www.npcs.cz).

Přirozenou vegetaci tvořila mozaika acidofilních bučin v roklinách a na svazích, s listnatými stromy jako třeba buk lesní (*Fagus sylvatica*) nebo bříza bělokorá (*Betula pendula*) a borového (*Pinus sylvestris*) lesa typického především pro vrcholky skalních měst. Část listnáčů byla nahrazena smrkem (*Picea abies*). Borové a smrkové jehlice velice dobře hoří a snadno vzplanou, což z nich dělá ideální požárové palivo (Adámek 2016, Jílková et al. 2023, Véle et al.



Obr. 1: fotografie lokality 14. 9. 2022

2015). Bylinné patro je pak nejvíce zastoupené druhy jako metlička křivolaká (*Avenella flexuosa*), třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*), hasivka orličí (*Pteridium aquilinum*) nebo brusnice borůvka (*Vaccinium myrtillus*) (Renčo et al. 2022).

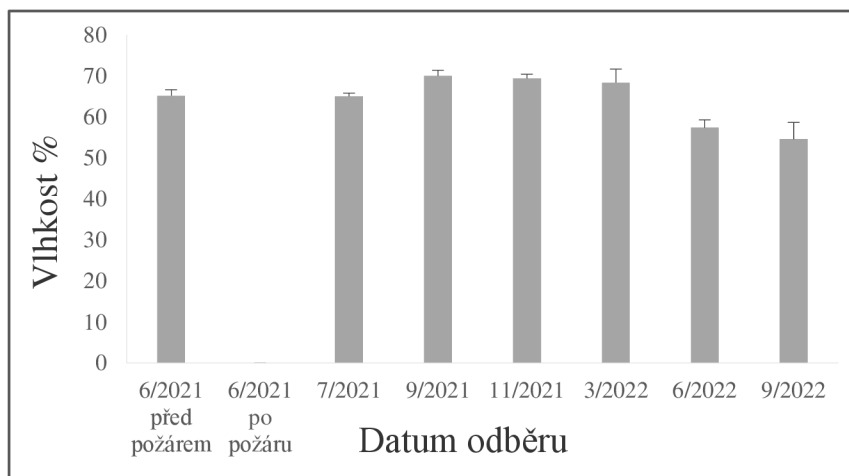
Odběry byly provedeny na lokalitě se souřadnicemi 50.8910131°N; 14.3672989°E, kde v červnu 2021 vypukl mírný požár. Jednalo se o jeden ze skalních výběžků, na kterém shořela tamní vegetace, ale oheň se nerozšířil do okolí. Ohořelé kmeny suchých smrků zde byly ponechány. Postupem času většina z nich popadala a umožnila tak alespoň mírný zástin odkryté půdy i dostupnost ohořelého organického materiálu k rozkladu. Celá hrabanka a svrchní vrstvy organického horizontu byly sice spáleny, ale vzhledem k mírnému spíše pozemnímu požáru nedošlo k prohoření kompletně celé organické vrstvy. Utvořila se mozaika různě sežehnutých stanovišť. Při posledním odběru byla již půda bohatě porostlá mechem, objevovaly se husté trsy hasivky orličí a místy vyrůstaly asi metrové semenáčky břízy bělokoré. Z lokality bylo pořízeno několik fotografií, které lze vidět na obrázcích 1 a 2.



Obr. 2: fotografie lokality 14. 9. 2022

Na lokalitě bylo spolu s našimi odběry provedeno i několik dalších měření v rámci projektu SoFia k určení fyzikálních a chemických vlastností prostředí. Hodnoty byly získány z osmi odběrů každý v pěti opakováních. Nám poskytnutá data o vlhkosti, pH i podílu organické hmoty v půdních vzorcích byla zanesena do grafů, které lze vidět na obrázcích 3, 4 a 5.

Půdní vlhkost byla zjištěna porovnáním hmotnosti odebraného vzorku s poté



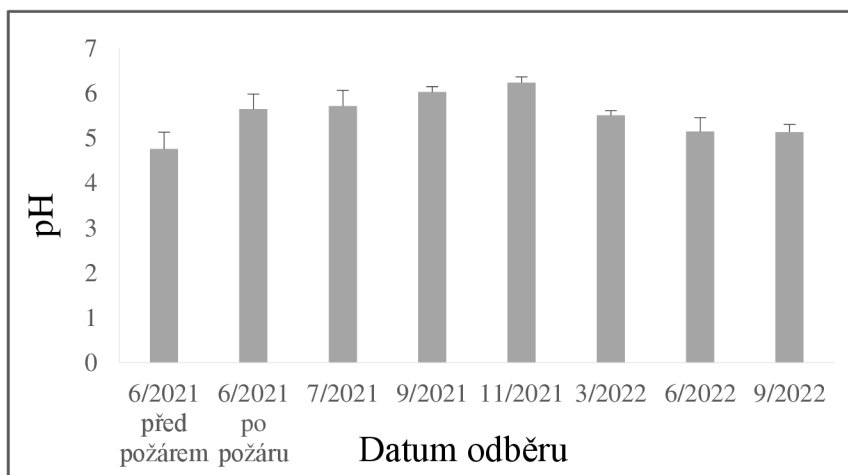
vysušeným vzorkem.

U druhého odběru nám nebyla potřebná data poskytnuta, neboť se je ze vzorků nepodařilo získat.

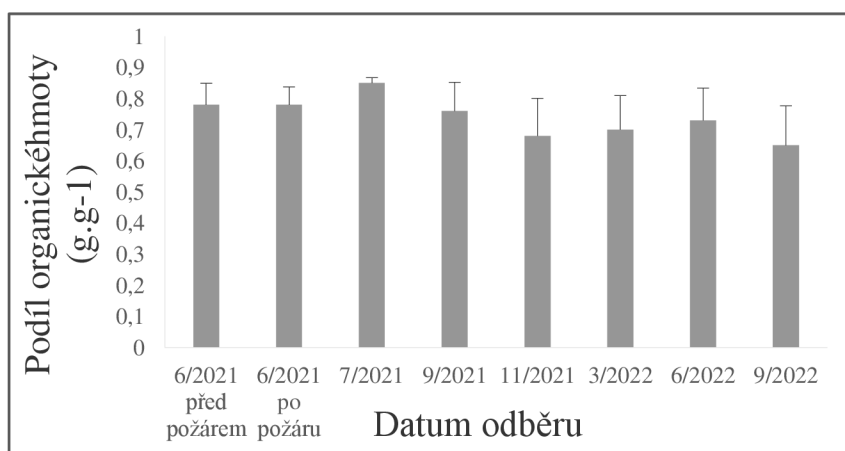
U posledních dvou odběrů jsou patrné nižší hodnoty nasvědčující většímu suchu během léta 2022.

Obr. 3: Vlhkost půdních vzorků. Data ukazují průměr z pěti opakování \pm standardní chyba průměru.

pH bylo měřeno v deionizované vodě skleněnou elektrodou. Hodnoty naznačují zvýšení pH po požáru, jako zaznamenal i Zavala et al. (2014), postupem času se navrácí do stavu před požárem.



Obr. 4: pH půdních vzorků. Data ukazují průměr z pěti opakování \pm standardní chyba průměru.



Obsah organické hmoty byl určen jako ztráta žháním při 450 °C po dobu 5 h.

Obr. 5: Podíl organické hmoty v půdních vzorcích. Data ukazují průměr z pěti opakování \pm standardní chyba průměru.

3.2. Odběr vzorků

První odběr byl proveden ještě před požárem v červnu roku 2021. Druhý odběr se uskutečnil již po požáru též v červnu 2021. Následně bylo provedeno dalších šest odběrů s postupně se prodlužujícími intervaly pro zaznamenání sukcese společenstev pancířníků. Tyto odběry proběhly v červenci, říjnu a listopadu roku 2021 a březnu, červnu a říjnu roku 2022. Vždy byla na studované ploše odebrána tři opakování.

Vzorky byly odebrány ze svrchní vrstvy organického horizontu pomocí Kopecského válečku o objemu 100 cm³. Odebraná půda byla převážena v polyetylenových sáčcích v termoboxu a následně uchována v chladu.

3.3. Zpracování vzorků

Odebrané půdní vzorky byly po dobu pěti dnů extrahovány v MacFadyenově ekstraktoru na principu vytváření postupného tepelného a vlhkostního gradientu, před čímž půdní fauna uniká do příznivějších podmínek hlubších vrstev, kde propadávají skrze síto do sběrné nádoby s konzervační tekutinou. Takto získané organismy byly uchovány v 96% ethanolu. Následně byly pomocí binolupy rozříděny na roztoče (Acari), chvostokoky (Collembola), hmyzenky (Protura) a štírky (Pseudoscorpionida). Jedinci, kteří nespádali do ani jedné z výše uvedených skupin, byli označeni jako “ostatní” organismy. Zbylé skupiny kromě roztočů byly opět uchovány v 96% ethanolu a nadále využity v projektu SoFia.

Roztoči byly determinováni v přechodných mikroskopických preparátech s kyselinou mléčnou, neboť je často zapotřebí s jedinci otáčet pro pozorování určitých determinačních znaků, a tedy není vhodné utvářet trvalé preparáty. Pomocí mikroskopu a určovacího klíče od G. Weigmanna (2006) byli dospělí pancířníci určeni do druhů a uchováni v mikrotitračních destičkách s glycerolem. Juvenilní stádia pancířníků bývají, zvláště u fylogeneticky pokročilých skupin, velmi často morfologicky odlišná od dospělců a je tedy obtížné určit, o který druh se jedná (Kokořová 2012, Maraun & Scheu 2000), proto nebyli jedinci determinováni a ve statistikách byli využiti pouze při výpočtu abundancí. Ostatní roztoči mimo pancířníky též nebyli určeni do druhů, ale ani využiti pro pozdější statistické zpracování.

3.4. Statistické vyhodnocení

První odběr, tedy před požárem, byl použit jako kontrolní hodnoty pro pozorování následné sukcese společenstev pancířníků po požáru. Pro popis vývoje společenstev jsme využili následující charakteristiky:

Abundance [ind./10 cm²] vyjadřuje počet individuí pancířníků včetně juvenilních stádií z plochy jednoho Kopeckého válečku (10 cm²).

Počet druhů vyjadřuje počet druhů pancířníků na plochu jednoho Kopeckého válečku (10 cm²).

Shannon-Wienerův index diversity podle vzorce:

$$H' = - \sum_{i=1}^s (N_i / N) \log_2 (N_i / N)$$

N_i ... počet jedinců konkrétního druhu

N celkový počet jedinců

s počet druhů

Pro porovnání vývoje společenstva během krátkodobé sukcese byl vypočítán podíl eurytopních druhů. Které druhy jsou eurytopní bylo určeno podle ekologických charakteristik jednotlivých druhů podle určovacího klíče (Weigmann 2006).

Použité hodnoty pro výpočty všech pozorovaných charakteristik jsou průměry ze tří opakování z jednotlivých odběrů. Výsledky byly zaneseny do grafů, které lze pozorovat na obrázcích 6, 7, 8 a 18. Pro každý odběr byly vypočítány a též v grafech znázorněny standardní chyby průměru. Veškeré grafy byly zpracovány pomocí softwaru MS Excel verze 2302.

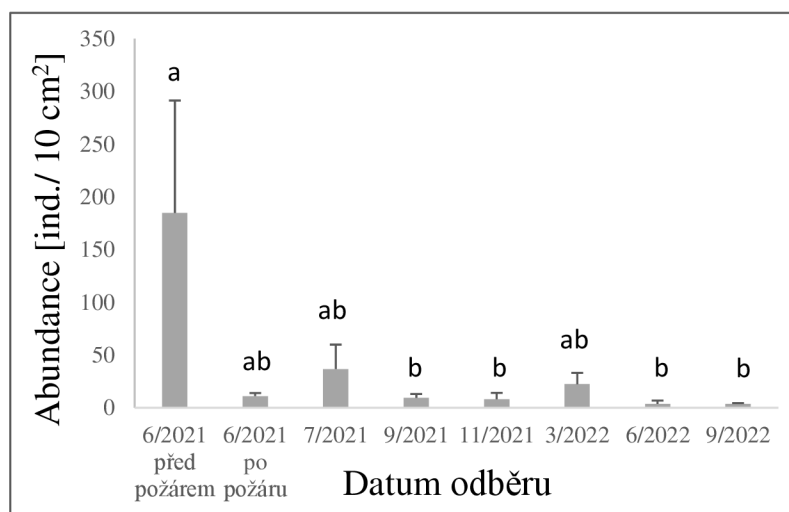
Rozdíly mezi jednotlivými odběry pro pozorované charakteristiky byly vyhodnoceny pomocí jednocestné analýzy variance (jednocestná ANOVA). Před porovnáním hodnot abundance byla data nejprve logaritmicky transformována pomocí přirozeného logaritmu. Pro zjištění, které konkrétní odběry se mezi sebou lišily, byl dále použit Tukeyho test. U porovnání vývoje společenstva pro eurytopní druhy Tukeyho test proveden nebyl, kvůli neprůkaznosti testu jednocestné analýzy variance. Statistická vyhodnocení byla prováděna v programu R-studio verze 4.1.2.

4. VÝSLEDKY

4.1. Abundance pancířníků

Za dobu trvání pokusu bylo odebráno 839 pancířníků. Mezi odběry byl prokazatelný rozdíl v abundanci jedinců ($F_{7, 16} = 4,983$; $p < 0,01$; Obr. 6).

Podle Tukeyho testu se od prvního odběru (tedy před požárem) prokazatelně lišily třetí a čtvrtý odběr ($p < 0,05$) a šestý se sedmým odběrem ($p < 0,01$). Rozdíl mezi kontrolním odběrem a odběrem těsně po požáru je na hranici průkaznosti ($p = 0,07$)

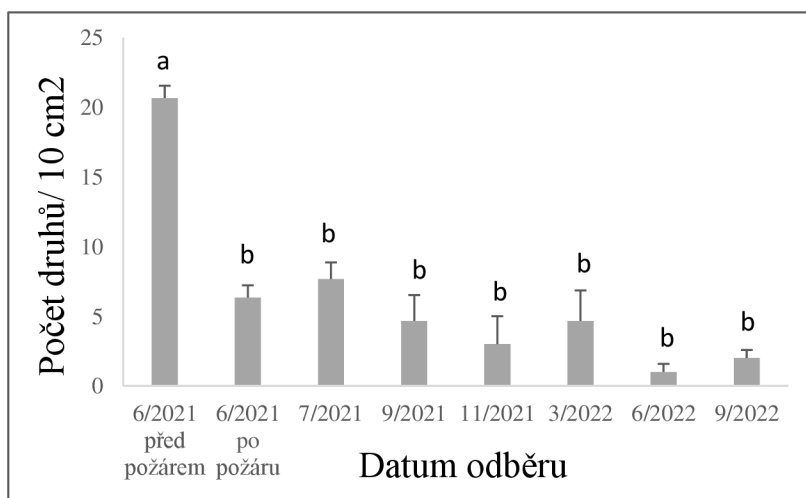


Obr. 6: Abundance pancířníků v průběhu pokusu

4.2. Počet a seznam nalezených druhů pancířníků

Celkem bylo ve vzorcích nalezeno 50 druhů z 23 různých čeledí. Rozdíl v počtu druhů mezi odběry byl prokazatelný ($F_{7, 16} = 19,5$; $p < 0,00001$; Obr. 7).

Podle Tukeyho testu je v porovnání s odběrem před požárem průkazný rozdíl ($p < 0,001$) vůči všem odběrům po požáru. K obnově společenstva v průběhu roku nedocházelo. V červnu 2022 bylo zaznamenáno pouze 0-2 druhy ve vzorku. Přitom těsně po požáru bylo nalezeno 5-8 druhů na jeden vzorek.



Obr. 7: Počet druhů pancířníků v průběhu pokusu

Seznam nalezených druhů:

BRACHYCHTHONIIDAE

Brachychthonius impressus Moritz, 1976

ENIOCHTHONIIDAE

Eniochthonius minutissimus (Berlese, 1903)

PHTHIRACARIDAE

Phthiracarus cf. longulus (C. L. Koch, 1841)

Steganacarus spinosus (Sellnick, 1902)

EUPHTHIRACARIDAE

Euphthiracarus cribrarius (Berlese, 1904)

Microtrititia minima (Berlese, 1904)

Rhysotrititia ardua (C. L. Koch, 1841)

Rhysotrititia duplicata (Grandjean, 1953)

NOTHRIDAE

Nothrus silvestris Nicolet, 1855

CAMISIIDAE

Camisia spinifer (C.L. Koch, 1835)

HERMANNIIDAE

Hermannia gibba (C. L. Koch, 1839)

DAMAEIDEA

Belba bartoši Winkler, 1995

Porobelba spinosa (Sellnick, 1920)

EREMAEIDAE

Eueremaeus silvestris (Forsslund, 1956)

CALEREMAEIDAE

Caleremaeus monilipes (Michael, 1882)

ASTEGISTIDAE

Cultroribula bicultrata (Berlese, 1905)

LIACARIDAE

Adoristes ovatus (C. L. Koch, 1839)

CARABODIDAE

Odontocephus elongatus (Michael, 1879)

Carabodes tenuis Forsslund, 1953

Carabodes subarcticus Trägårdh, 1902

Carabodes areolatus Berlese, 1916

Carabodes labyrinthicus (Michael, 1879)

Carabodes ornatus Storkan, 1925

TECTOCEPHEIDAE

Tectocephus velatus (Michael, 1880)

QUADROPPIIDAE

Quadroppia monstrosa Hammer, 1979

OPPIIDAE

Dissorhina signata (Schwalbe, 1989)

Microppia minus (Paoli, 1908)

Oppiella falcata (Paoli, 1908)

Oppiella nova (Oudemans, 1902)

Oppiella splendens (C. L. Koch, 1841)

Oppiella subpectinata (Oudemans, 1900)

SUCTOBELBIDAE

Suctobelbella falcata (Forsslund, 1941)

Suctobelbella hamata Moritz, 1970

Suctobelbella longirostris (Forsslund, 1941)

Suctobelbella sarekensis (Forsslund, 1941)

Suctobelbella similis (Forsslund, 1941)

Suctobelbella subcornigera (Forsslund, 1941)

Suctobelbella subtrigona (Oudemans, 1916)

LICNEREMAEIDAE

Licneremaeus lichenophorus (Michael, 1882)

PHENOPELOPIDAE

Eupelops torulosus (C. L. Koch, 1840)

Eupelops occultus (C. L. Koch, 1835)

GALUMNIDAE

Galumna lanceata Oudemans, 1900

CERATOZETOIDEA

Fuscozetes fuscipes (C. L. Koch, 1844)

CHAMOBATIDAE

Chamobates borealis (Trägårdh, 1902)

Chamobates voigtsi (Oudemans, 1902)

SCHELORIBATIDAE

Scheloribates (Hemileius) initialis (Berlese, 1908)

Scheloribates pallidulus (C. L. Koch, 1841)

ORIBATULIDAE

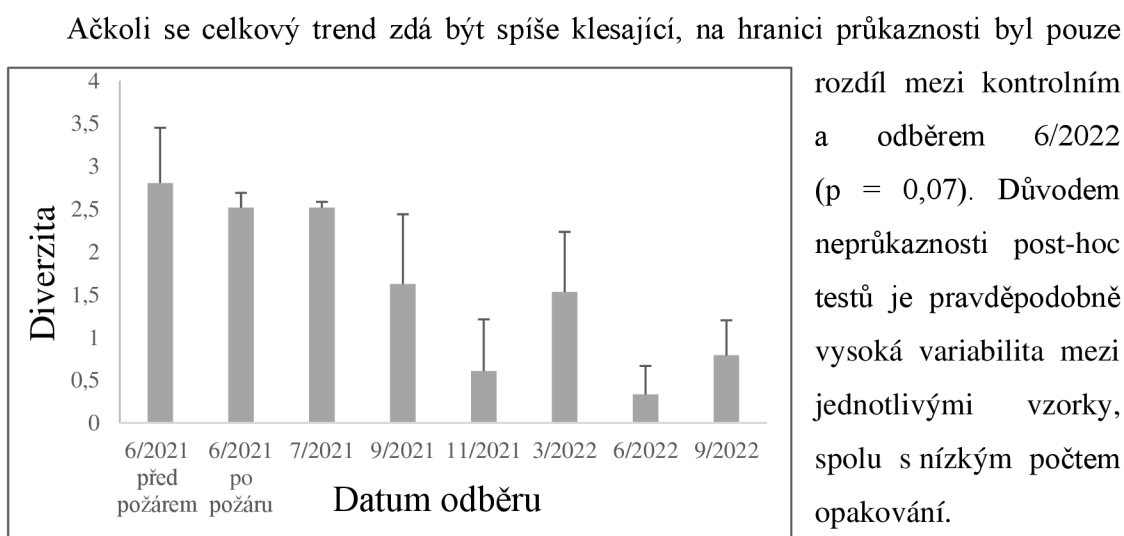
Phauloppia lucorum (C. L. Koch, 1841)

Phauloppia rauschenensis (Sellnick, 1908)

Oribatula tibialis (Nicolet, 1855)

4.3. Diverzita společenstva

V diverzitě společenstva byl sice mezi odběry prokazatelný rozdíl ($F_{7, 16} = 3,235$; $p < 0,05$; Obr. 8), ale Tukeyho test jednotlivé rozdíly neprokázal žádné.



Obr. 8: Shannon-Wienerův index diverzity

4.4. Vývoj abundancí vybraných druhů

Tabulka 1 zobrazuje abundance některých vybraných druhů pancířníků před požárem a během následujících odběrů. Vybrány byly druhy vyskytující se v kontrolních vzorcích pravidelně a/nebo ve vyšších abundancích. Dále byl do tabulky zařazen i druh *Micropopia minus*, který byl na spálené ploše opakovaně zaznamenán, ačkoli před požárem ani v jednom kontrolním vzorku nalezen nebyl. Reakce jednotlivých druhů na požár se

značně liší. Například druhy jako *Microppia minus*, *Microtritia minima*, *Oribatula tibialis*, nebo *Tectocephus velatus*, ačkoli po požáru došlo ke snížení počtu jedinců, na spálené ploše jsou i nadále zastoupeny, *Tectocephus velatus* i poměrně hojně. Naopak u druhů *Porobelba spinosa*, *Stegenacarus spinosus* či *Suctobelbella falcata* došlo k výraznému úbytku jedinců po celou dobu pokusu. U druhu *Caleremaeus monilipes* dokonce k úplnému vymizení.

Tab. 1: Vývoj jednotlivých druhů

	Počet nalezených jedinců v daném odběru							
	6/21 Před požářem	6/21 Po požáru	7/21	9/21	11/21	3/22	6/22	9/22
<i>Caleremaeus monilipes</i>	16							
<i>Microppia minus</i>			1	1	1			
<i>Microtritia minima</i>	3			2	2	1		2
<i>Oribatula tibialis</i>	10	4	3	1		4	1	4
<i>Porobelba spinosa</i>	10	1						
<i>Stegenacarus spinosus</i>	25		1			2		
<i>Suctobelbella falcata</i>	12		2	1		1		
<i>Tectocephus velatus</i>	356	6	17	6	1	28		2

Caleremaeus monilipes (Michael, 1882) (obr. 9)

Obývá jehličnaté i listnaté lesy, suché louky a suťové stráně. Nejčastěji ho lze nalézt ve svrchních vrstvách půdy, opadu, mechu či lišejníku (Lienhard & Krisper 2021).



Obr. 9: *Caleremaeus monilipes*

Microppia minus (Paoli, 1908) (obr. 10)

Jedná se o malý, partenogenetický druh obývající hlubší vrstvy půdy (Domes et al. 2007, Weigmann, 2006). Lze ho nalézt i v orných půdách (Jakšová et al. 2020).



Obr. 10: *Microppia minus*

Microtritia minima (Berlese, 1904) (obr. 11)

Poměrně malý druh obývající hlubší vrstvy půdy. (Weigmann 2006).



Obr. 11: *Microtritia minima*



Oribatula tibialis (Nicolet, 1855) (obr. 12)

Jde o relativně eurytopní druh obývající jak lesní, tak i luční půdy (Weigmann 2006). Tento druh má poměrně nespécifické potravní preference (Schneider & Maraun 2005).

Obr. 12: *Oribatula tibialis*

Porobelba spinosa (Sellnick, 1920) (obr. 13, 14)

Obývá lesní opad, mechy a lišejníky. Jde o poměrně xerofilní druh (Weigmann 2006).



Obr. 13: *Porobelba spinosa*



Obr. 14: *Porobelba spinosa*

Steganacarus spinosus (Sellnick, 1902) (obr. 15)

Patří do čeledi Phthiracaridae, jejíž zástupci jsou schopni zatáhnout končetiny a bezpečně se celé sevřít do pevného silně sklerotizovaného exoskeletu. Jejich vývoj je pomalý, vajíčka se líhnou až po 120 dnech (Maraun & Scheu 2000). Jedná se o detritovorní druh žijící především v rostlinném opadu (Weigmann 2006), juvenilní stádia minují smrkové jehlice (Edsberg & Hagvar 1999).



Obr. 15: *Steganacarus spinosus*

Suctobelbella falcata (Forsslund, 1941) (obr. 16)
Druh obývající vlhké lesní půdy (Weigmann 2006).



Obr. 16: *Suctobelbella falcata*

Tectocepheus velatus (Michael, 1880) (obr. 17)

Jedná se o eurytopní, kosmopolitně rozšířený druh schopný obývat jak lesní, tak i orné půdy. Je schopný rychle kolonizovat nová stanoviště (Malmström 2008). Rozmnožuje se partenogeneticky a odolává i vysoce nepříznivým podmínkám (Maraun & Scheu 2000). Malmström (2008) objevila, že je tento druh schopný přežít i teploty přesahující 40 °C, což je pro většinu půdních organismů letální.

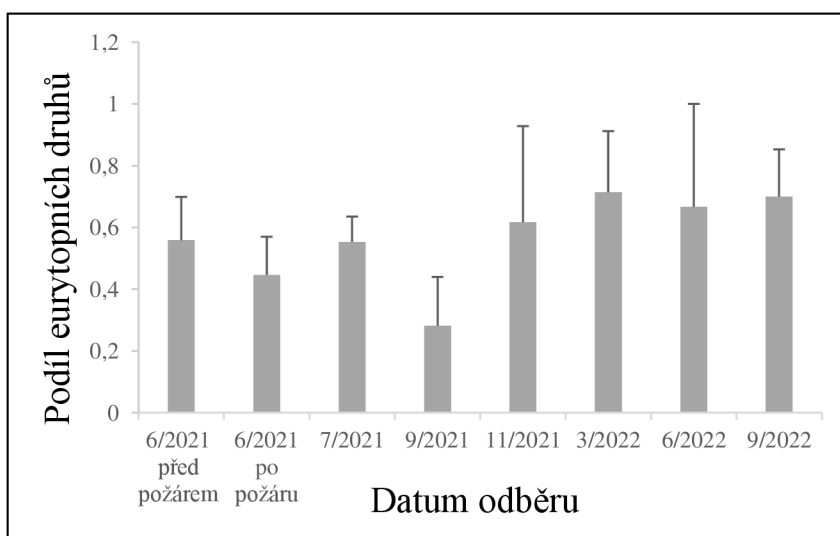


Obr.17: *Tectocepheus velatus*

4.5. Vývoj společenstva během krátkodobé sukcese

Ve složení společenstva během krátkodobé sukcese se neprokázal vyšší podíl eurytopních druhů vůči kontrolní ploše ($F_{7, 16} = 0,519$; $p = 0,808$; Obr. 18). Mohlo se tak stát díky již vyššímu podílu těchto druhů ještě před požárem vlivem kůrovcové disturbance.

Nejvyšší podíl eurytopních druhů (0,62-0,72) byl zaznamenán při posledních čtyřech odběrech, kdy docházelo k největšímu narušení společenstva vlivem nepříznivých podmínek prostředí.



Obr. 18: Vývoj společenstva během krátkodobé sukcese

5. DISKUZE

5.1. Přímý vliv požáru

Bezprostředně po požáru došlo ke snížení počtu druhů pancířníků, nikol však jejich diverzity. Rozdíl v abundancích byl na hranici průkaznosti ($p = 0,07$), což je zřejmě zapříčiněno nízkým počtem opakování. Pokles abundancí pancířníků po požáru zaznamenaly i další studie (např. Camann et al. 2008, Malmström et al. 2008). Přímý vliv požáru může být snížen tím, že část jedinců mohla přežít v hlubších vrstvách půdy, neboť díky jejím mimořádným izolačním schopnostem nedojde během požáru k tak prudkému navýšení teplot v celé její hloubce, ale jen v několika málo cm pod hranicí spálení (Devetter & Adámek 2022, Dzwonko et al. 2018), a tedy požár přímo ovlivní pouze organismy obývající opad a svrchní vrstvy organického horizontu. Toto samořejmě platí pouze pokud se nejedná o skutečně silný požár, kdy dojde k prohoření celé organické vrstvy (Malmström et al. 2009), což ovšem nebyl náš případ. Proto jedinci z hlubších vrstev či různých refugií, která bývají během slabších požárů dostupná, mohli ohni odolat a následně kolonizovat okolní půdy (Camann et al. 2008, Adámek & Devetter 2022), čemuž nasvědčuje i navýšení abundance pancířníků v červenci 2022 pouhý měsíc od požáru.

Snížení počtu druhů lze vysvětlit destrukcí povrchové vrstvy, kde se většina druhů nachází (Kokořová 2012). Nesníženou diverzitu je možné odůvodnit již nižší diverzitou ještě před požárem v důsledku uschnutí smrkového lesa po napadení kůrovcem. Tomuto nasvědčuje i vyšší zastoupení druhu *Tectocephus velatus*, kterého v normálním lese bez disturbance není tolik. Hojně se vyskytuje v orných či půdách po těžbě, je odolný vůči mechanickým disturbancím i extrémním podmínkám půdního prostředí (Weigmann 2006, Matějka & Starý 2009)

5.2. Vývoj po požáru

V průběhu následujícího roku se abundance pancířníků od kontrolního odběru průkazně lišily na podzim roku 2021 i v létě roku 2022 (odběry 9/2021, 11/2021, 6/2022 i 9/2022). Setrvale nízký byl po požáru počet druhů, který v červnu 2022 klesl na pouhých 0-2 druhy ve vzorku. Početnost i zastoupení druhů bylo zřejmě ovlivněno sezonními změnami (Antunes et al. 2009).

Společenstva mohla být ovlivněna půdní vlhkostí, která je pro pancířníky limitující faktor ovlivňující jak jejich druhové zastoupení, tak početnost (Querner et al. 2010). Z grafu vlhkosti je patrné větší sucho během léta 2022, ačkoli tato data byla získána pouze z konkrétních měření a nikoliv z dataloggerů, které by pro posouzení hodnot po celý čas pokusu byly vhodnější.

Jako další mohly během roku pancířníky ovlivnit nevhodné podmínky prostředí způsobené požárem až druhotně. Popadané ohořelé stromy umožňovaly jen minimální zástín a půda tak zůstala odkrytá slunci i větru. Docházelo k její erozi, nadměrnému ozáření, rychlému prohřívání i vysoušení (Camann et al. 2008, Chen et al. 1995). Carlsson & Groot (1997) zaznamenali velké rozdíly v maximálních i minimálních teplotách odkryté půdy v porovnání s lesní zarostlou plochou. Ohořelý černý povrch nekrytý žádným či minimálním rostlinným porostem se totiž mnohem rychleji ohřívá (Zavala et al. 2014). Během celé sezóny tak byl narušen teplotní i vlhkostní režim a půdní organismy tím byly vystaveny dalším extrémním podmínkám.

Takto nepříznivé podmínky mohly po celou dobu bránit obnově společenstev pancířníků, ba dokonce způsobit i jejich ještě větší narušení, jak se ostatně zdá i z grafu diverzity. Ihned po požáru totiž zjištěné hodnoty nijak výrazně neklesly oproti kontrolní ploše, ačkoli v průběhu následujícího roku je klesající trend diverzity patrný. Počet opakování byl nicméně příliš nízký, aby tyto statistiky potvrdil.

Z grafů i statistických výsledků je tedy patrné, že nedocházelo k obnově společenstva, jak jsme očekávali, ale naopak k jeho ještě většímu narušení. To potvrzuje, že nepřímý vliv požáru je pro organismy mnohdy daleko významnější, než samotný požár Certini et al. (2021). Obnovu společenstva pancířníků zpomalují jejich omezené disperzní schopnosti, dlouhé životní cykly a nepříznivé podmínky panující v okolním prostředí. K podobným závěrům došli ve své studii i Malmström et al. (2008), kteří nepozorovali plnou obnovu ani dva roky po požáru.

Naše hypotéza alespoň částečného přiblížení původnímu stavu společenstva tedy nebyla potvrzena, neboť mezi kontrolní plochou a posledním odběrem v říjnu 2022 byl u abundance i počtu druhů průkazný rozdíl. Situace na ploše se příliš lišily. U diverzity sice průkazný rozdíl mezi těmito odběry nebyl, avšak zde se nám neprokázala odlišnost s žádným odběrem. Důvodem neprůkaznosti byla pravděpodobně vysoká variabilita mezi jednotlivými vzorky, spolu s nízkým počtem opakování.

5.3. Složení společenstva během krátkodobé sukcese

Podíl eurytopních druhů ve společenstvu byl poměrně vysoký v průběhu celé doby pokusu včetně hodnot z kontrolního odběru před požárem, a z toho důvodu nevyšly průkazné rozdíly ve změně společenstva. Vysoký podíl eurytopních druhů byl pravděpodobně způsoben, stejně jako u nesnížené diverzity společenstva po požáru, kůrovcovou kalamitou, která na naší studované ploše proběhla v době krátce před požárem. Gradace lýkožrouta smrkového (*Ips typographus*) vedla k postupnému uschnutí v podstatě všech smrků na lokalitě a opadu velkého množství smrkových jehlic. Obdobná situace byla zaznamenána v smrkových lesích Šumavy, kde kůrovcová gradace a následný rozpad smrkových lesů vedla také ke vzniku společenstev pancířníků s vysokou dominancí druhu *Tectocephus velatus* (Farská et al. 2014, Matějka & Starý 2009). Matějka & Starý (2009) z kůrovcového lesa na hoře Plechý udávají přibližně 50% dominanci tohoto eurytopního druhu, což poměrně dobře odpovídá situaci na naší lokalitě, kde ho v kontrolních vzorcích bylo průměrně 64 %.

Mezi jedinci hojně nalezenými v odběrech i po požáru byly druhy obývající hlubší vrstvy, kde měly daleko vyšší šanci na přežití jak během požáru, tak i po něm, neboť jejich habitat nebyl natolik poničen (Malmström et al. 2008, Zaitsev et al. 2014). Mezi tyto euedafické druhy patří partenogenetická *Microppia minus* a drobná *Microtritia minima*. Následně se v odběrech též vyskytovaly dle očekávání další eurytopní druhy, a to konkrétně *Tectocephus velatus* a *Oribatula tibialis*.

Tectocephus velatus je partenogenetický druh vysoce odolný nepříznivým podmínkám (Maraun & Scheu 2000). Dle zjištění Malmström (2008) je schopný přežít i teploty přesahující 40 °C, což mu nejspíš umožnilo zachovat se na lokalitě v tak hojném počtu a následně se i poměrně dobře pomocí partenogeneze rozmnožit. Díky těmto vlastnostem je jako jeden z mála druhů panířníků považován za r-stratéga (Lošková et al. 2013) a je proto i výborným bioindikátorem řady disturbancí (Kokořová 2012).

Oribatula tibialis je na podmínky prostředí nenáročný druh s poměrně nízkými potravními preferencemi (Schneider & Maraun 2005), umožňující jí se dobře zachovat na spálené ploše. Na naší ploše po požáru šlo o druhý nejhojněji se vyskytující druh. Toto dobře souhlasí s údaji v ostatních studiích, kde je *Oribatula tibialis* uváděna jako hojná na spáleništích (Malmstrom et al. 2009, Lošková et al. 2013). Lošková et al. (2013) udává, že *Oribatula tibialis* tvořila 39 % společenstva pancířníků dva roky po požáru ve Vysokých

Tatrách a Malmstrom et al. (2009) zjistili její dominanci dokonce 73 % čtyři roky po požáru ve Skandinávii.

Naopak mezi jedinci hojně zastoupenými v kontrolních odběrech, kteří poté vymizeli, či se objevovali zcela minimálně, patřily povrchové druhy obývající především rostlinný opad, mechy a lišejníky jako *Porobelba spinosa*, *Steganacarus spinosus*, nebo *Caleremaeus monilipes*. V průběhu požáru mohlo dojít k jejich přímému spálení, vzhledem k jejich výskytu, či byly ovlivněni následnou ztrátou přirozeného habitatu a potravy (Malmström et al. 2008).

Steganacarus spinosus je druh s velmi pomalým životním cyklem (Maraun & Scheu 2000), tudíž jeho obnova může trvat poměrně dlouhou dobu, navíc primárně obývá rostlinný opad a jeho juvenilní stádia minují smrkové jehlice (Edsberg & Hagvar 1999), tedy nejen, že v důsledku požáru ztratil životní prostředí, ale též i hlavní potravu, a tak jeho obnova na ploše bude záviset především na sukcesi rostlinného společenstva.

Mezi po požáru málo zastoupenými druhy se vyskytovala i *Suctobelbella falcata*, o které je však známo příliš málo informací na to, abychom mohli určit důvod jejich nízkých frekvencí výskytu. Specializace některých druhů nejsou ještě dostatečně probádány (Camann et al. 2008).

Z nalezených druhů je patrné, že dle očekávání byly hojně zastoupené eurytopní druhy, ačkoli tomu tak bylo již na kontrolní ploše. Mezi i po požáru zachovanými druhy se vyskytovaly především ty, obývající buď hlubší vrstvy půdy nebo partenogenetické, s nízkými nároky na prostředí a schopností odolávat disturbancím. Naopak druhy s určitou specializací, nebo vyskytující se v povrchových vrstvách půdy byly po požáru značně omezeny, a proto se jim na spálené ploše nedařilo odolávat tamním podmínkám.

6. ZÁVĚR

Po požáru byly v populaci pancířníků pozorovány tři hlavní jevy:

- 1) Snížení počtu druhů vlivem spálení
- 2) V důsledku nepříznivých podmínek ještě větší prohlubování prvotního negativního vlivu požáru
- 3) Vymizení specializovaných druhů citlivých na změny prostředí

Eurytopní druhy panířníků, jako právě *Tectocephus velatus*, jsou vysoce tolerantní vůči disturbancím, a proto jsou schopni negativním vlivům požáru odolávat. Mezi nejvíce limitující faktory patřila nízká vlhkost půdy a ztráta přirozeného prostředí či potravy.

Kvůli omezeným disperzním schopnostem, nepříznivým podmínkám a pomalému životnímu cyklu většiny pancířníků je reakce na požár značně opožděná a trvá dlouho, než se společenstvo obnoví, pro lepší výsledky sukcese pancířníků by bylo zapotřebí delšího pozorování.

Některé neprůkazné hodnoty byly ovlivněny nízkým počtem opakování. Pro budoucí výsledky magisterské práce, která bude v tomto pokusu nadále pokračovat, se proto využije alespoň pěti opakování.

Seznam použitých citací:

Adámek, M. (2016). Požár jako ekologický faktor v lesích střední Evropy. *Univerzita Karlova v Praze*.

Adámek, M., Bobek, P., Hadincová, V., Wild, J., & Kopecký, M. (2015). Forest fires within a temperate landscape: A decadal and millennial perspective from a sandstone region in central Europe. *Forest Ecology and Management*, 336, 81–90. (<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.10.014>)

Adámek, M., & Devetter, M. (2022) Ohěň lesu pomáha. *Vesmír*, 101, 754–758.

Adámek, M., Hadincová, V., & Wild, J. (2016). Long-term effect of wildfires on temperate *Pinus sylvestris* forests: Vegetation dynamics and ecosystem resilience. *Forest Ecology and Management*, 380, 285–295. (<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.08.051>)

Adámek, M., Jankovská, Z., Hadincová, V., Kula, E., & Wild, J. (2018). Drivers of forest fire occurrence in the cultural landscape of Central Europe. *Landscape Ecology*, 33(11), 2031–2045. (<https://doi.org/10.1007/s10980-018-0712-2>)

Alexander, H. D., Mack, M. C., Goetz, S., Loranty, M. M., Beck, P. S. A., Earl, K., Zimov, S., Davydov, S., & Thompson, C. C. (2012). Carbon Accumulation Patterns During Post-Fire Succession in Cajander Larch (*Larix cajanderi*) Forests of Siberia. *Ecosystems*, 15(7), 1065–1082. (<https://doi.org/10.1007/s10021-012-9567-6>)

Antunes, S. C., Curado, N., Castro, B. B., & Goncalves, F. (2009) Short-term recovery of soil functional parameters and edaphic macro-arthropod community after a forest fire. *J Soils Sediments* 9, 267–278. (<https://doi.org/10.1007/s11368-009-0076-y>)

Auclerc., A., le Moine, J. M., Hatton, P. J., Bird, J. A., & Nadelhoffer, K. J. (2019). Decadal post-fire succession of soil invertebrate communities is dependent on the soil surface properties in a northern temperate forest. *Science of the Total Environment*, 647, 1058–1068. (<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.041>)

Bardgett, R. D., & van der Putten, W. H. (2014), Belowground biodiversity and ecosystem functioning, *Nature*, 515, 505–511. (<https://www.nature.com/articles/nature13855>)

Barratt, B. I. P., Wing, J. M., Ball, O. J. P., Johnstone, P. D., & Dickinson, K. J. M. (2019). The effect of fire on terrestrial amphipods (Crustacea: Amphipoda) in a natural grassland community. *Pedobiologia*, 77. (<https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2019.150590>)

Barreto, C., & Lindo, Z. (2020) Armored Mites, Beetle Mites, or Moss Mites: The Fantastic World of Oribatida. *Front. Young Minds*, 8. (<https://doi.org/10.3389/frym.2020.545263>)

Behan-Pelletier, V., & Lindo, Z. (2023) Oribatid mites: Biodiversity, Taxonomy and Ecology. *CRC Press*. (<https://doi.org/10.1201/9781003214649>)

Brand, R. H. (2002). The Effect of Prescribed Burning on Epigeic Springtails (Insecta: Collembola) of Woodland Litter. *The American Midland Naturalist*, 148(2), 383–393. ([https://doi.org/10.1674/0003-0031\(2002\)148\[0383:TEOPBO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1674/0003-0031(2002)148[0383:TEOPBO]2.0.CO;2))

Camann, M. A., Gillette, N. E., Lamoncha, K. L., & Mori, S. R. (2008). Response of forest soil Acari to prescribed fire following stand structure manipulation in the southern Cascade Range. *Canadian Journal of Forest Research*, 38(5), 956–968. (<https://doi.org/10.1139/X07-241>)

Carlos, D. W., & Groot, A. (1997) Microclimate of clear-cut, forest interior, and small openings trembling aspen forest. *Agric For Meteorol*, 87, 313–329. (<https://doi.org/10.2307/1942053>)

Certini, G., Moya, D., Lucas-Borja, M. E., & Mastrodonato, G. (2021). The impact of fire on soil-dwelling biota: A review. *Forest Ecology and Management*, 488. (<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118989>)

Chen, J. Q., Franklin, J. F., & Spies, T. A. (1995) Growing-season microclimatic gradients from clear-cut edges into old-growth Douglas-Fir forest. *Ecological Applications*, 5, 74–86.

Domes, K., Scheu, S., & Maraun, M. (2007). Resources and sex: Soil re-colonization by sexual and parthenogenetic oribatid mites. *Pedobiologia*, 51(1), 1–11. (<https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2006.11.001>)

Dzwonko, Z., Loster, S., & Gawroński, S. (2018). Effects of fire severity on understory community regeneration and early succession after burning of moist pine forest. *Tuexenia*, 38, 197–214. (<https://doi.org/10.14471/2018.38.003>)

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

Farská, J., Prejzková, K., Starý, J., & Rusek, J. (2014). Soil microarthropods in non-intervention montane spruce forest regenerating after bark-beetle outbreak. *Ecological Research*, 29, 1087–1096. (<https://doi.org/10.1007/s11284-014-1197-3>)

Gongalsky, K. B., Malmström, A., Zaitsev, A. S., Shakhob, S. v., Bengtsson, J., & Persson, T. (2012). Do burned areas recover from inside? An experiment with soil fauna in a heterogeneous landscape. *Applied Soil Ecology*, 59, 73–86. (<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2012.03.017>)

Gongalsky, K. B., Zaitsev, A. S., Korobushkin, D. I., Saifutdinov, R. A., Butenko, K. O., de Vries, F. T., Ekschmitt, K., Degtyarev, M. I., Gorbunova, A. Y., Kostina, N. v., Rakhleeva, A. A., Shakhob, S. v., Yazrikova, T. E., Wolters, V., & Bardgett, R. D. (2021). Forest fire induces short-term shifts in soil food webs with consequences for carbon cycling. In *Ecology Letters*, 24(3), 438–450. (<https://doi.org/10.1111/ele.13657>)

Gutowski, J. M., Sućko, K., Borowski, J., Kubisz, D., Mazur, M. A., Melke, A., Mokrzycki, T., Plewa, R., & Żmihorski, M. (2020). Post-fire beetle succession in a biodiversity hotspot: Białowieża Primeval Forest. *Forest Ecology and Management*, 461. (<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.117893>)

Jakšová, P., Ľuptáček, P., Miklisová, D., Horváthová, F., & Hlavatá, H. (2020). Oribatida (Acari) communities in arable soils formed under waterlogged conditions: the influence of a soil moisture gradient. *Biologia*, 75(2), 243–257. (<https://doi.org/10.2478/s11756-019-00291-2>)

Janion-Scheepers, C., Bengtsson, J., Leinaas, H. P., Deharveng, L., & Chown, S. L. (2016). The response of springtails to fire in the fynbos of the Western Cape, South Africa. *Applied Soil Ecology*, 108, 165–175. (<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.08.001>)

Jensen, S. E., & McPherson, G. R. (2008). Living with Fire: Fire Ecology and Policy for the Twenty-first Century, *Berkley: University of California Press*. (ISBN 978-0-520-25589-0)

Jílková, V., Adámek, M., Angst, G., Tůmová, M., & Devetter, M. (2023). Post-fire forest floor succession in a Central European temperate forest depends on organic matter input from recovering vegetation rather than on pyrogenic carbon input from fire. *Science of the Total Environment*, 861. (<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160659>)

Kokořová, P. (2012) Vliv odumírání smrku na společenstva pancířníků (Acari: Oribatida) horských lesů na Šumavě. *České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích*.

Lehmitz, R., Russell, D., Hohberg, K., Christian, A., & Xylander, W. E. R. (2011). Wind dispersal of oribatid mites as a mode of migration. *Pedobiologia*, 54(3), 201–207. (<https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2011.01.002>)

Lienhard, A., & Krisper, G. (2021). Hidden biodiversity in microarthropods (Acari, Oribatida, Eremaeioidea, Caleremaeus). *Scientific Reports*, 11(1). (<https://doi.org/10.1038/s41598-021-02602-7>)

Lóšková, J., Ľuptáček, P., Miklisová, D., & Kováč, Ľ. (2013). The effect of clear-cutting and wildfire on soil Oribatida (Acari) in windthrown stands of the High Tatra Mountains (Slovakia). *European Journal of Soil Biology*, 55, 131–138. (<https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2013.01.001>)

Malmström, A. (2008). Temperature tolerance in soil microarthropods: Simulation of forest-fire heating in the laboratory. *Pedobiologia*, 51, 419–426. (<https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2008.01.001>)

Malmström, A. (2012). Life-history traits predict recovery patterns in Collembola species after fire: A 10 year study. *Applied Soil Ecology*, 56, 35–42. (<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2012.02.007>)

Malmström, A., Persson, T., & Ahlström, K. (2008). Effects of fire intensity on survival and recovery of soil microarthropods after a clearcut burning. *Canadian Journal of Forest Research*, 38(9), 2465–2475. (<https://doi.org/10.1139/X08-094>)

Malmström, A., Persson, T., Ahlström, K., Gongalsky, K. B., & Bengtsson, J. (2009). Dynamics of soil meso- and macrofauna during a 5-year period after clear-cut burning in a boreal forest. *Applied Soil Ecology*, 43(1), 61–74. (<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2009.06.002>)

Maraun, M., & Scheu, S. (2000). The structure of oribatid mite communities (Acari, Oribatida): Patterns, mechanisms and implications for future research. In *Ecography*, 23(3), 374–382 (<https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2000.tb00294.x>)

Maraun, M., Schatz, H., & Scheu, S. (2007). Awesome or ordinary? Global diversity patterns of oribatid mites. *Ecography*, 30, 209–216. (<https://doi.org/10.1111/j.2007.0906-7590.04994.x>)

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

Miko, L., Šantrůčková, H., Záhora, J., Máchal, A. (2019). Život v půdě: příručka pro začínající půdní biologie, Brno: Lipka – školské zařízení pro environmentální vzdělávání. (ISBN 978-80-88212-17-1)

Olejniczak, I., Górka, E. B., Prędecka, A., Hewelke, E., Gozdowski, D., Korc, M., Panek, E., Tyburski, Ł., Skawińska, M., Oktaba, I., Boniecki, P., Kondras, M., & Oktaba, L. (2019). Selected Biological Properties of the Soil in a Burnt-Out Area under Old Pine Trees Three Years after an Fire. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 21, 1279–1293.

Pérez-Izquierdo, L., Clemmensen, K. E., Strengbom, J., Granath, G., Wardle, D. A., Nilsson, M. C., & Lindahl, B. D. (2021). Crown-fire severity is more important than ground-fire severity in determining soil fungal community development in the boreal forest. *Journal of Ecology*, 109(1), 504–518. (<https://doi.org/10.1111/1365-2745.13529>)

Podgaiski, L. R., da Silva Goldas, C., Ferrando, C. P. R., Silveira, F. S., Joner, F., Overbeck, G. E., de Souza Mendonça, M., & Pillar, V. D. (2014). Burning effects on detritivory and litter decay in Campos grasslands. *Austral Ecology*, 39(6), 686–695. (<https://doi.org/10.1111/aec.12132>)

Pressler, Y., Moore, J. C., & Cotrufo, M. F. (2019). Belowground community responses to fire: meta-analysis reveals contrasting responses of soil microorganisms and mesofauna. *Oikos*, 128(3), 309–327. (<https://doi.org/10.1111/oik.05738>)

Querner, P., Bruckner, A., Weigand, E., & Prötsch, M. (2010). Short-and long-term effects of fire on the Collembola communities of a sub-alpine dwarf pine ecosystem in the Austrian Alps. *eco.mont*, 2(2), 29-36. (<http://epub.oeaw.ac.at/eco.mont>)

Renčo, M., Adámek, M., Jílková, V., & Devetter, M. (2022). Post-Fire Recovery of Soil Nematode Communities Depends on Fire Severity. *Diversity*, 14(12). (<https://doi.org/10.3390/d14121116>)

Ruchin, A. B., Egorov, L. v., MacGowan, I., Makarkin, V. N., Antropov, A. v., Gornostaev, N. G., Khapugin, A. A., Dvořák, L., & Esin, M. N. (2021). Post-fire insect fauna explored by crown fermental traps in forests of the European Russia. *Scientific Reports*, 11(1). (<https://doi.org/10.1038/s41598-021-00816-3>)

Saifutdinov, R. A., Gongalsky, K. B., & Zaitsev, A. S. (2018). Evidence of a trait-specific response to burning in springtails (Hexapoda: Collembola) in the boreal forests of European Russia. *Geoderma*, 332, 173–179. (<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.07.021>)

Schatz, H., & Behan-Pelletier, V. (2008). Global diversity of oribatids (Oribatida: Acari: Arachnida). *Hydrobiologia*, 595(1), 323–328. (<https://doi.org/10.1007/s10750-007-9027-z>)

Schlaghamerský, J. (2013). Úvod do půdní biologie. Brno: Masarykova univerzita Přírodovědecká fakulta, Ústav botaniky a zoologie. (https://is.muni.cz/el/sci/jaro2017/Bi8001/um/Pedobiologie_sriptum-pars1_2017.pdf)

Schlaghamerský, J., Devetter, M., Tůmová, M., Kováč, L., Háněl, L., Starý, J., Tajovský, K., & Šimek, M. (2020). Půdní mikrofauna a mezofauna. *Živá Půda*, 4, 181-185.

Schneider, K., & Maraun, M. (2005). Feeding preferences among dark pigmented fungal taxa (“Dematiacea”) indicate limited trophic niche differentiation of oribatid mites (Oribatida, Acari). *Pedobiologia*, 49(1), 61–67. (<https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2004.07.010>)

Simms, A., Scott, M., Watson, S., & Leonard, S. (2019). Attenuated post-fire fauna succession: The effects of surrounding landscape context on post-fire colonisation of fauna. *Wildlife Research*, 46(3), 247–255. (<https://doi.org/10.1071/WR18131>)

Šantrůčková, H., Kaštovská, E., Bárta, J., Míko, L., Tajovský, K. (2018). Ekologie půdy. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. (ISBN 978-80-7394-695-1.)

Véle, A., Holuša, J., & Trägnerová, J. (2015). Sukcese mravenců na spáleništi v lesnaté krajině: Případová studie z Národního parku České Švýcarsko. *Zprávy Lesnického Výzkumu*, 60(1), 47-52.

Weigmann, G. (2006) Hornmilben (Oribatida). Berlin: Institut für Biologie – Freie Universität Berlin. (ISBN 978-3-937783-18-5)

Zaitsev, A. S., Gongalsky, K. B., Malmström, A., Persson, T., & Bengtsson, J. (2016). Why are forest fires generally neglected in soil fauna research? A mini-review. *Applied Soil Ecology*, 98, 261–271. (<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.10.012>)

Zaitsev, A. S., Gongalsky, K. B., Persson, T., & Bengtsson, J. (2014). Connectivity of litter islands remaining after a fire and unburnt forest determines the recovery of soil fauna. *Applied Soil Ecology*, 83, 101–108. (<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.01.007>)

Zavala, L. M., de celis, R., & Jordán, A. (2014). Cómo afectan los incendios a las propiedades del suelo. Una breve revisión. *Cuadernos de Investigacion Geografica*, 40(2), 311–331. (<https://doi.org/10.18172/cig.2522>)

<https://www.npcs.cz> – 23. 2. 2023