

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta lesnická a dřevařská**

**Katedra ochrany lesa a entomologie**



**Fakulta lesnická  
a dřevařská**

**Vliv požáru paseky a odumřelého smrkového lesa na  
komunitu střevlíkovitých brouků (Coleoptera: Carabidae)  
v NP České Švýcarsko**

**Bakalářská práce**

**Adam Novák**

**doc. Ing. Oto Nakládal, Ph.D.**

**2024**





## ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Adam Novák

Myslivost a péče o životní prostředí zvěře

Název práce

**Vliv požáru paseky a odumřelého smrkového lesa na komunitu střevlíkovitých brouků (Coleoptera: Carabidae) v NP České Švýcarsko**

Název anglicky

**Effect of clearing fire and dead spruce forest on the ground beetle community (Coleoptera: Carabidae) in České Švýcarsko National Park**

### Cíle práce

1. Porovnat komunity střevlíkovitých brouků vázané na spálené paseky a paseky požárem netknuté
2. Porovnat komunity střevlíkovitých brouků vázané na biotopy opálených odumřelých stromů vlivem kůrovce a na biotopy s odumřelými stromy vlivem kůrovce, které nebyly ohněm ovlivněny a srovnat s plochami pasek
3. Navrhnout managementová opatření k podpoře vzácných druhů.

### Metodika

V oblasti NP České Švýcarsko budou vybrány 4 typy stanovišť. Spálený odumřelý kůrovcový les (1), spálená paseka (2) a jako kontrolní plochy odumřelý kůrovcový les na stojato, ohněm nedotčený (3) a ohněm nazasažená paseka (4).

Na každém typu stanoviště bude nainstalováno 12 zemních pastí, čili celkem 48 padacích zemních pastí. Past bude umístěna do úrovně povrchu terénu, bude tvořena dvěma stěnami vnější a vnitřní nádoby, aby bylo možné vnitřní nádobu vyjmout a odebrat vzorky. S hora bude umístěna kónusová skluzná vrchní plocha určená pro propad materiálu do vnitřní nádoby. Dále bude past opatřena stříškou zamezující vniknutí deště zapřená o čtyři stojné nohy. Každá past bude mít nad sebou vytvořenou trojnožku, která bude bránit poničení pasti zvěří. Jako fixační tekutina bude použita 8 % kyselina octová. Pasti budou vybírány v pravidelných 2 týdenních intervalech. Vzorky budou uchovávány v chladu, každá past separátně v označených lahvích s popiskem data výběru a čísla pasti. Zpracování a determinace vzorků bude probíhat průběžně ihned po výběru, tak aby nedošlo k jeho degradaci při příliš dlouhé době jeho skladování v kyselině octové. Determinace materiálu bude probíhat na základě determinačního klíče Hůrka (1996) pod odborným vedením vedoucího práce.

Harmonogram: březen 2023 instalace pastí (ihned po odtání sněhu), do září 2023 vyhotovena literární rešerše, září 2023 ukončení terénních prací, říjen 2023 tvorba excelové tabulky s daty o výskytu střevlíkovitých pro každou past a výběr separátně, listopad 2023 vytvoření kapitol metodika a výsledky, prosinec 2023

odevzdání diskuse, leden 2024 finalizace závěru práce a managementových opatření, únor 2024 odevzdání práce.



## Doporučený rozsah práce

40-50 stran + přílohy

## Klíčová slova

Coleoptera, Carabidae, brouci, střevlíkovití, požár, NP České Švýcarsko, Česká republika

---

## Doporučené zdroje informací

- FARKAČ J. 1994: Využití střevlíkovitých k bioindikaci. *Vesmír*, 7 (10): 581–583.
- GANDHI K. J. K., SPENCE J. R., LANGOR D. W., MORGANTINI L. E. 2001: Fire residuals as habitat reserves for epigeic beetles (Coleoptera : Carabidae and Staphylinidae). *Biological Conservation*, 102(2): 131-141.
- HOLLMEN A., VALIMAKI P., ITAMIES J. & OKSANEN J. 2008: The value of open power line habitat in conservation of ground beetles (Coleoptera : Carabidae) associated with mires. *Journal of Insect Conservation*, 12(2): 163–177.
- HŮRKA K., VESELÝ P. & FARKAČ J. 1996: Využití střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) k indikaci kvality prostředí. *Die Nutzung der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) zur Indikation der Umweltqualität. Klapalekiana*, 32: 15–26.
- HŮRKA K. 1996: Carabidae of the Czech and Slovak Republics. *Carabidae České a Slovenské republiky*. Kabourek, Zlín. 565 pp.
- CHITWOOD M. C., LASHLEY M. A., SHERRILL B. L., SORENSON C., DEPERNO C. S., MOORMAN C. E. 2017: Macroarthropod response to time-since-fire in the longleaf pine ecosystem. *Forest Ecology and Management*, 391: 390–395.
- KAŠÁK J., FOIT J. & HUČÍN M. 2017: Succession of ground beetle (Coleoptera: Carabidae) communities after windthrow disturbance in a montane Norway spruce forest in the Hruby Jeseník Mts. (Czech Republic). *Central European Forestry Journal*, 63(4): 180–187.
- PRUNER L. & MÍKA P. 1996: Seznam obcí a jejich částí v České republice s čísly mapových polí pro síťové mapování fauny. (List of settlements in the Czech Republic with associated map field codes for faunistic grid mapping system). *Klapalekiana* 32 (Suppl.): 1–115.
- VESELÝ P. 2002: Střevlíkovití Prahy (Coleoptera: Carabidae). *Die Laufkäfer Prags (Coleoptera: Carabidae)*. Praha, 167 pp.
- VICIAN V., SVITOK M., MICHALCOVÁ E., LUKÁČIK I. & STAŠIOV S. 2018: Influence of tree species and soil properties on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) communities. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology*, 91: 120–126.
- 

## Předběžný termín obhajoby

2023/24 LS – FLD

## Vedoucí práce

doc. Ing. Oto Nakládal, Ph.D.

## Garantující pracoviště

Katedra ochrany lesa a entomologie

Elektronicky schváleno dne 25. 4. 2023

**prof. Ing. Jaroslav Holuša, Ph.D.**

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 28. 7. 2023

**prof. Ing. Róbert Marušák, Ph.D.**

Děkan

V Praze dne 05. 04. 2024

## **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma: Vliv požáru paseky a odumřelého smrkového lesa na komunitu střevlíkovitých brouků (Coleoptera: Carabidae) v NP České Švýcarsko vypracoval samostatně a citoval jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použil, a které jsem rovněž uvedl na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědom, že na moji bakalářskou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědom, že odevzdáním bakalářské práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby.

Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne 5. dubna 2024

---



## **Poděkování**

Rád(a) bych touto cestou poděkoval(a) vedoucímu práce doc. Ing. Otě Nakládálovi, Ph.D. za trpělivost a ochotu pomoci a poradit, dále kolegům, kteří se podíleli na práci v terénu a v laboratoři: Ing. Václavu Zumrovi, Vojtěchu Karlovi, Michalu Ouzkému a Martinu Sobotovi a v neposlední řadě svým rodičům za celkovou podporu.

# Vliv požáru paseky a odumřelého smrkového lesa na komunitu střevlíkovitých brouků (Coleoptera: Carabidae) v NP České Švýcarsko

## Souhrn

Požáry jsou nedílnou součástí zemského systému, přičemž se na různých částech Země v souvislosti se vzájemným působením biotických a abiotických složek ekosystémů vyvinuly typické charakteristiky výskytu a vlastností dlouhodobých požárních trendů, nazývané souhrnně jako požární režimy. Ty jsou zejména v současné době značně ovlivňovány lidskou činností, což má dalekosáhlé následky na přírodu i člověka, a proto je nutné multidisciplinární studium této komplexní problematiky z hlediska všech jejích aspektů.

Cílem této práce bylo zhodnocení dopadů požáru v Národním parku České Švýcarsko roku 2022 na společenstva střevlíkovitých brouků (Coleoptera: Carabidae), která bývá často používána jako bioindikátor ke zhodnocení stavu a změn prostředí jako celku, a to vzájemným porovnáním těchto společenstev dle typu stanoviště výskytu (paseka x smrkový porost odumřelý v důsledku kůrovcové kalamity) a míry zasažení stanoviště požárem (spálené x nespálené), a to zejména z hlediska jejich druhové skladby a počtu jedinců. V závěru byly získané výsledky a znalosti z teoretické části použity k navržení managementových opatření pro podporu vzácných druhů.

Sběr vzorků byl prováděn metodou standartních entomologických padacích zemních pastí, které byly rozmístěny po dvou kusech na čtyřech lokalitách od každého ze čtyř typů zájmových stanovišť, celkem tedy 32 pastí (2 x 4 x 4) napříč Národním parkem České Švýcarsko. Pasti byly instalovány 19. 4. 2023 a odstraněny 14. 9. 2023, přičemž byly každé tři týdny vybírány. Přibližně týden po každém výběru probíhalo laboratorní třídění a identifikace vzorků. Údaje o vzorcích byly zpracovány do tabulky dle data výběru, čísla pasti a typu stanoviště, druhu a počtu jedinců, létavosti, tělesné velikosti, pyrofilie a náležitosti k bioindikační skupině a zpracována do dílčích grafů a tabulek. Složení společenstev dle abundance druhů bylo vyhodnoceno pomocí nemetrického vícerozměrného škálování (NMDS).

Celkem bylo zaznamenáno 3 478 jedinců náležících do 56 druhů. Nespálená stanoviště vykazovala několikanásobně vyšší počet jedinců než stanoviště spálená (4,5krát více u pasek a 3,6krát více u kůrovcových kalamit), kdežto počty druhů se výrazně nelišily (1,15krát více na nespálených pasekách a 1,03krát více na nespálených kůrovcových kalamitách). Z hlediska abundance druhů si byla bližší stanoviště v rámci typu zasažení požárem než v rámci typu stanoviště. Na spálených stanovištích dominovaly druhy *Pterostichus quadriveolatus* a *Bembidion lampros*, kdežto na stanovištích nespálených dominoval druhy *Poecilus versicolor* a zástupci rodu *Carabus* (*C. violaceus*, *C. hortensis*, *C. intricatus* a *C. problematicus*). Bylo zaznamenáno 24 druhů s exkluzivním výskytem na jednom ze čtyř typů stanovišť, nejvíce z nich na nespálených pasekách, kde také bylo zaznamenáno nejvíce druhů. Největší podíl druhů se vyskytoval na všech čtyřech typech stanovišť současně. Dle bioindikačních tříd střevlíkovitých brouků na všech typech stanovišť převažovaly druhy adaptabilní (55-64 %) následované druhy eurytopními (20-32 %) a druhy reliktními (0-10 %), konkrétně druhy *Cymindis cingulata*, *Leistus rufomarginatus* a *Cychrus attenuatus*. Byl zaznamenán výskyt

dvou pyrofilních druhů střevlíkovitých, a to výhradně na spálených stanovištích. Druh *Pterostichus quadrioveolatus* se vyskytoval hojně a na obou typech spáleníšť byl eudominantním druhem, kdežto druh *Sericoda quadripunctata* byl zaznamenán v počtu jednotek jedinců na jedné spálené pasece, což je překvapivé v kontextu předchozích výzkumů.

Z hlediska podpory vzácných druhů byla navržena kombinace vícera managementových opatření, konkrétně zvýšení variability krajinné mozaiky zájmové oblasti, retence mrtvého dřeva v porostech a pro podporu druhů pyrofilních (konkrétně druhu *Sericoda quadripunctata*, bylo navrženo pálení klestí.

**Klíčová slova:** Coleoptera, Carabidae, brouci, střevlíkovití, požár, NP České Švýcarsko, Česká republika



# Effect of clearing fire and dead spruce forest on the ground beetle community (Coleoptera: Carabidae) in České Švýcarsko National Park

## Summary

Fires are an integral part of the Earth system and in connection with mutual influences of both biotic and abiotic ecosystem components typical characteristics of fire occurrence and long-term fire trends, referred to as fire regimes, have evolved in separate parts of the planet. These fire regimes are mainly in present times being significantly affected by human activities, which has far-reaching effects on both nature and human societies. It is for this reason that multidisciplinary research into this complex issue in all its aspects is needed.

The aim of this thesis was to evaluate the impact of a 2022 wildfire in České Švýcarsko National Park on the ground beetle (Coleoptera: Carabidae) communities, which are often used bioindicators to assess the state or a change of an environment as a whole, namely by a mutual comparison between these communities as per their habitat of presence (a clearing x a spruce stand destroyed by bark beetle calamity) and its extent of fire damage (burnt x unburnt), mainly as regards to their species composition and abundance. In conclusion, the gained results and information from the theoretical part of the thesis have been used to suggest specific management practices aimed at aiding rare species.

The samples were collected using standard entomological pitfall traps, which were placed in pairs at four sites per each type of habitat of interest, in total 32 traps (2 x 4 x 4) across the National Park. The traps were installed on 19<sup>th</sup> of April 2023 and removed on 14<sup>th</sup> of September 2023 and samples had been collected every 3 weeks. Approximately a week after being collected, the samples were classified and identified in a laboratory. The sample data were then processed into a spreadsheet by the date of collection, the trap number and habitat type, species and number of individuals, flight ability, mean body size, pyrophilia and affiliation with a bioindicator group and transformed into graphs and tables. The community composition as per species abundance has been evaluated using a nonmetric multidimensional scaling (NMDS).

A total of 3 478 individuals belonging to 56 species were collected. The unburned habitats showed several times higher number of individuals compared to the burned habitats (4,5 times as many regarding clearings and 3,6 times as many regarding bark beetle destroyed spruce stands), whereas the number of species did not differ significantly (1,15 times as many on unburned clearings and 1,03 times as many on unburned bark beetle destroyed spruce stands). When it comes to the abundance of species, habitats within the same type of fire damage were more similar than habitats within the same type of habitat. The species *Pterostichus quadriveolatus* and *Bembidion lampros* dominated the burnt habitats, whereas the unburned habitats were dominated by the species *Poecilus versicolor* and the genus *Carabus* (*C. violaceus*, *C. hortensis*, *C. intricatus* and *C. problematicus*). 24 species were recorded exclusively on one out of the four total habitat types, most of them on unburned clearings, where the highest number of total species was recorded. The largest portion of species were recorded

at all four habitat types simultaneously. By affiliation with a bioindicator group, adaptable species prevailed on all types of habitats (55-64 %), followed by eurytopic species (20-32 %) and relict species (0-10 %), namely *Cymindis cingulata*, *Leistus rufomarginatus* a *Cychrus attenuates*. Presence of two pyrophilous species was recorded exclusively in both burnt habitats. The species *Pterostichus quadriveolatus* was present on both burnt habitats in high numbers, whereas the species *Sericoda quadripunctata* was present in only a few individuals on one sole burnt clearing site, which is surprising in context with previous research.

When it comes to aiding rare species, a combination of multiple management measures was suggested, including an increase in landscape mosaic variability of the area of interest, dead wood retention in forest stands and for aiding pyrophilous species (specifically the species *Sericoda quadripunctata*) logging residue spot burning was suggested.

**Keywords:** Coleoptera, Carabidae, beetles, ground beetles, clearing fire, České Švýcarsko National Park, Czech Republic

# Obsah

|   |           |
|---|-----------|
| <b>1 Úvod .....</b>   | <b>12</b> |
| <b>Cíl práce.....</b>   | <b>14</b> |
| <b>2 Literární rešerše.....</b>   | <b>15</b> |
| <b>2.1 Požáry.....</b>  | <b>15</b> |
| 2.1.1 Požáry na Zemi .....  | 15        |
| 2.1.1.1 Požáry jako součást zemského systému .....                      | 15        |
| 2.1.1.2 Požární režimy a pyromy .....                                   | 15        |
| 2.1.1.3 Antropogenní změny požárních režimů a jejich dopady.....        | 17        |
| 2.1.1.4 Požáry jako disturbance .....                                   | 19        |
| 2.1.2 Požáry v České republice.....                                     | 21        |
| 2.1.2.1 Požární režim v České republice.....                            | 21        |
| 2.1.2.2 Požární statistiky v České republice.....                       | 21        |
| 2.1.3 Požár v NP České Švýcarsko.....                                   | 22        |
| <b>2.2 Vliv požáru na půdní organismy .....</b>                         | <b>23</b> |
| 2.2.1 Vliv na půdu.....   | 23        |
| 2.2.2 Vhled do problematiky .....                                       | 23        |
| 2.2.3 Vliv na půdní organismy.....                                      | 24        |
| 2.2.3.1 Mortalita a přežití požáru .....                                | 25        |
| 2.2.3.2 Zotavení a sukcese společenstev bezobratlých na spáleništi..... | 26        |
| 2.2.3.3 Odezvy taxonomických skupin půdní bioty .....                   | 28        |
| 2.2.3.4 Odezvy střevlíkovitých brouků (Coleoptera: Carabidae).....      | 28        |
| 2.2.4 Pyrofilie a pyrofilní střevlíkovití .....                         | 30        |
| 2.2.4.1 Definice pojmu pyrofilie .....                                  | 30        |
| 2.2.4.2 Charakteristiky pyrofilních organismů.....                      | 30        |
| 2.2.4.3 Druhy pyrofilních střevlíkovitých.....                          | 31        |
| 2.2.5 Využití střevlíkovitých k bioindikaci .....                       | 32        |
| 2.2.5.1 Teorie bioindikátorů.....                                       | 32        |
| 2.2.5.2 Vhodnost použití střevlíkovitých jako bioindikátorů.....        | 32        |
| 2.2.5.3 Bioindikační skupiny střevlíkovitých České republiky.....       | 33        |
| <b>3 Metodika .....</b>   | <b>34</b> |
| <b>3.1 Charakteristika sledovaného objektu .....</b>                    | <b>34</b> |
| <b>3.2 Charakteristika oblastí .....</b>                                | <b>34</b> |
| <b>3.3 Popis použitého materiálu .....</b>                              | <b>35</b> |
| <b>3.4 Metodika experimentu.....</b>                                    | <b>36</b> |
| <b>3.5 Zpracování výsledků.....</b>                                     | <b>38</b> |

|            |  |           |
|------------|--|-----------|
| <b>4</b>   | <b>Výsledky</b> .....  | <b>40</b> |
| <b>4.1</b> | <b>Souhrnné statistiky</b> .....   | <b>40</b> |
| <b>4.2</b> | <b>Společenstva střevlíkovitých na jednotlivých typech stanovišť</b> .....                         | <b>41</b> |
| 4.2.1      | Nespálené paseky .....   | 41        |
| 4.2.2      | Spálené paseky .....   | 44        |
| 4.2.3      | Nespálené kůrovcové kalamity .....   | 48        |
| 4.2.4      | Spálené kůrovcové kalamity .....   | 51        |
| <b>4.3</b> | <b>Srovnání skladby společenstev střevlíkovitých na jednotlivých typech stanovišť</b><br><b>55</b> |           |
| <b>5</b>   | <b>Diskuze</b> .....   | <b>58</b> |
| <b>5.1</b> | <b>Připomenutí cílů práce</b> .....  | <b>58</b> |
| <b>5.2</b> | <b>Shrnutí klíčových výsledků</b> .....  | <b>58</b> |
| <b>5.3</b> | <b>Srovnání společenstev na stanovištích</b> .....   | <b>58</b> |
| 5.3.1      | Druhová bohatost a abundance .....   | 58        |
| 5.3.2      | Vývoj počtu jedinců a druhů v průběhu studijního období .....                                      | 59        |
| 5.3.3      | Dominanční struktura a unikátní druhy .....  | 59        |
| 5.3.4      | Bioindikační skupiny .....   | 60        |
| 5.3.5      | Létavost a velikost .....  | 60        |
| 5.3.6      | Pyrofilie .....  | 61        |
| <b>5.4</b> | <b>Limitace práce, doporučení pro budoucí výzkum</b> .....   | <b>62</b> |
| <b>5.5</b> | <b>Managementová opatření pro podporu vzácných druhů</b> .....                                     | <b>63</b> |
| 5.5.1      | Krajinná mozaika a refugia .....   | 63        |
| 5.5.2      | Lesní hospodářství a mrtvé dřevo v porostech .....   | 64        |
| 5.5.3      | Řízené vypalování.....   | 66        |
| <b>5.6</b> | <b>Návrh managementových opatření pro podporu vzácných druhů</b> .....                             | <b>68</b> |
| <b>6</b>   | <b>Závěr</b> .....   | <b>70</b> |
| <b>7</b>   | <b>Seznam literatury</b> .....   | <b>72</b> |
| <b>8</b>   | <b>Seznam obrázků</b> .....  | <b>87</b> |
| <b>9</b>   | <b>Seznam tabulek</b> .....  | <b>88</b> |
| <b>10</b>  | <b>Samostatné přílohy</b> .....  | <b>89</b> |

# 1 Úvod

Požáry jako fenomén jsou nedílnou součástí zemského systému a porozumění jejich fungování je klíčové také k porozumění mnoha dalších aspektů naší planety (McLauchlan et al., 2020; Bowman et al., 2009; Pausas et Keeley, 2009). Od výskytu prvních požárů v souvislosti s rozšířením suchozemských rostlin (Glasspool et al. 2004; Scott 2000) se v různých částech světa vyvinuly typické charakteristiky výskytu a vlastností dlouhodobých požárních trendů, nazvané souhrnně požárními režimy (McLauchlan et al. 2020), které vzájemným zpětnými vazbami mezi požáry a vegetací v klimatickém a geografickém kontextu oblasti vytvářejí konkrétní přírodní podmínky (Archibald et al., 2018; He et Lamont, 2018), na které jsou společenstva v nich žijící adaptována (He et al., 2019; Archibald et al., 2018; Pausas et al., 2017; Pausas et Keeley, 2009).

Člověk tyto požární režimy v omezené míře ovlivňoval již ve svém raném vývoji (Pausas et Keeley, 2009), ale rozsah a dopady současné lidské činnosti zásadním způsobem a v mnoha ohledech mění dlouhodobě se vyskytující požární režimy, a to velmi rapidně (Jones et al., 2022; Archibald et al., 2018; Bowman et al., 2016; Archibald et al, 2012; Pausas et Keeley, 2009; Krawchuk et al., 2009). Tyto změny mají v kontextu globální změny klimatu dalekosáhlé a různorodé důsledky pro jednotlivé druhy (Kelly et al., 2020), ekosystémy (Kelly et al. 2020; Brando et al. 2014), životní prostředí (Johnston et al. 2012) i člověka samotného (Johnston et al. 2012; Koplitz et al. 2016) a jejich budoucí prognózy bývají značně nejisté (Taylor et al. 2016; Krawchuk et al. 2009; Moritz et al. 2012), jelikož se jedná o nesmírně komplexní problematiku zahrnující mnoho aspektů (Archibald et al. 2018; Jones et al. 2022). Obecně je však očekáváno zhoršení současné situace (Jones et al. 2022; Knorr et al. 2016; Balch et al. 2018; Lohmander et al. 2022; Moritz et al. 2012).

Multidisciplinární studium současných dopadů změn požárních režimů na životní prostředí a jeho jednotlivé složky je nutné z hlediska zamezení, či spíše omezení budoucích negativních dopadů těchto změn (Archibald et al. 2013; Bowman et al. 2009; Keenan 2015; Bowman et al. 2016; Moritz et al. 2014).

Tato bakalářská práce jakožto součást již publikovaného výzkumu (Zumr et al. 2024) přispívá celosvětovému studiu této komplexní problematiky, a to konkrétním studiem dopadu rozsáhlého požáru na epigeickou skupinu střevlíkovitých brouků (Coleoptera: Carabidae), která bývá často používána jako bioindikátor ke zhodnocení stavu a změn prostředí jako celku (Rainio et Niemela, 2003; Koivula, 2011; Hůrka et al., 1996; Podrázský et al., 2010 a). Požáry takového rozsahu, jako byl ten v Národním parku České Švýcarsko v roce 2022, jsou v prostředí České republiky nevhodné (Trnka et al. 2020), a proto tento konkrétní požár poskytl jedinečnou příležitost pro výzkum, který nejen přispěje celosvětovému studiu této problematiky, ale také přispěje k porozumění zájmového subjektu z hlediska jeho odezvy na disturbance.

Dopady požárů na půdní organismy obecně zůstávají relativně málo prozkoumány a je jim věnována relativně menší pozornost ve srovnání s dopady na rostliny či větší živočichy (Certini et al., 2021), přestože se jedná o nesmírně rozsáhlou a ekologicky významnou skupinu (Decaëns, 2010; Anthony et al., 2023; Certini et al., 2021; Koltz et al., 2018). Krom toho výsledky takových výzkumů bývají značně variabilní v důsledku vysokého počtu proměnných (Kral et al., 2017; Pressler et al., 2019; Malmström, 2010).

Cílem této práce bylo zhodnotit dopady již zmíněného požáru na společenstva střevlíkovitých brouků Národního parku České Švýcarsko, a to porovnáním společenstev dle typu stanoviště (paseka a smrkový porost odumřelý v důsledku kůrovcové kalamity) a typu zasažení stanoviště požárem (spálené a nespálené), a to zejména z hlediska jejich druhového složení a počtu jedinců se zvláštním zaměřením na druhy pyrofilní, které jsou specificky adaptované pro využití podmínek způsobených požáry (Saint-Germain et al., 2008; Bell, 2023; Gongalsky et al., 2003). Metodou sběru dat byl pasivní odchyt jedinců zájmové skupiny do padacích zemních pastí, které jsou běžné v obdobných výzkumech. V závěru bylo cílem práce využít získaných výsledků a znalostí z teoretické části k navržení managementových opatření pro podporu vzácných druhů.

## **Cíl práce**

1. Porovnat komunity střevlíkovitých brouků vázané na spálené paseky a paseky požárem netknuté.
2. Porovnat komunity střevlíkovitých brouků vázané na biotopy opálených odumřelých stromů vlivem kůrovce a na biotopy s odumřelými stromy vlivem kůrovce, které nebyly ohněm ovlivněny a srovnat s plochami pasek.
3. Navrhnout managementová opatření k podpoře vzácných druhů.

## 2 Literární rešerše

### 2.1 Požáry

#### 2.1.1 Požáry na Zemi

##### 2.1.1.1 Požáry jako součást zemského systému

Požáry se na Zemi objevily před přibližně 400 miliony lety v období siluru až raného devonu v souvislosti s rozšířením suchozemských rostlin (Glasspool et al. 2004; Scott 2000), které fotosyntézou vytvořily dostatek kyslíku v atmosféře a sloužily jako palivo, přičemž samotný zdroj zážehu byl pravděpodobně dostupný po celou historii Země v podobě blesků, sopek, jisker atd. (Pausas et Keeley, 2009). Společenstva rostlin a požáry na sebe v průběhu historie Země vzájemně působily: podíl atmosférického kyslíku určující množství paliva způsoboval fluktuace aktivity požárů, které hrály roli v evoluci a šíření mnohých skupin rostlin, měnily druhová složení jejich společenstev a tím i jejich biomy (He et Lamont, 2018) a samotné požáry reagovaly na tyto změny vlastností paliva, což vytvářelo složitou zpětnou vazbu mezi biologickými a geofyzikálními procesy (Archibald et al. 2018). Důkaz tohoto jevu byl popsán i na našem území, kdy se na Šumavě během holocénu změnilo druhové složení lesního porostu ze smrkového na smíšený jedlo-bukový, což zásadně změnilo tamní režim disturbancí a snížilo frekvenci požárů (Bobek et al., 2018 a).

Požáry jsou nedílnou součástí zemského systému a bez jejich porozumění jako přirozeného procesu v historii naší planety nedokážeme porozumět ani naší biotě z hlediska adaptací na ekosystémové distribuce (Pausas et Keeley, 2009), ekologii populací, společenstev a ekosystémů (McLauchlan et al. 2020), distribuci a strukturu vegetace ani abiotickým procesům, například cyklu uhlíku či klimatu (Bowman et al. 2009). Problematika požárů je ale multidimenzionální a je nutno ji zkoumat z vícera aspektů a oborů studia (Archibald et al. 2013).

##### 2.1.1.2 Požární režimy a pyromy

Požární režim je „obecné označení typických charakteristik determinovaných vícero požáry (např. intenzita, frekvence, velikost, rozsah, typ, sezónnost) a jejich ekologickým dopadem (např. závažnost); požární režimy bývají definovány pro dominantní typ vegetace nebo ekosystém a vrozeně zahrnují variabilitu v prostoru a času“ (McLauchlan et al. 2020). Archibald et al. (2013) určili velikost požárů, jeho frekvenci, intenzitu, závažnost a sezónu výskytu jako základní charakteristiky požárních režimů, podle kterých identifikovali pět globálních syndromů požárních režimů neboli pyromů, které převládají ve specifické části světa: v Austrálii jsou požáry časté, intenzivní a velké; v Africe jsou časté, mírné a malé; v boreálních oblastech jsou vzácné, intenzivní a velké; v mírném pásu jsou vzácné, mírné a malé; a s celosvětovým výskytem, ale zejména v oblastech aktivní deforestace a zemědělské činnosti jsou požáry mírné a malé, se střední frekvencí výskytu. Tyto charakteristiky požárů a jejich trendy také závisí například na hustotě lidského osídlení a způsobu využití krajiny člověkem v rámci zemědělství, kdy malé množství velkých dlouhotrvajících požárů převládá v řídké



osídlených oblastech a v zemědělské krajině převažuje mnoho menších krátkodobých požárů (Andela et al. 2019) nebo na v kontextu primární produkce ekosystému, kdy aktivita požárů je nejvyšší v oblastech s úrovní střední (např. savany) a nízká v oblastech s velmi vysokou nebo nízkou úrovní produkce (např. lesy, suché a chladné oblasti) (Bowman et al. 2014).

Převládající požární režim oblasti je určen vzájemným působením vlastností vegetace, místním klimatem a činností člověka a tuto závislost ilustrují případy, kdy abiotické podmínky prostředí samy o sobě nestačí pro vysvětlení distribuce vegetace a požárů na daném území: obdobné požární režimy se mohou vyskytovat v oblastech s odlišným klimatem, ale podobným rostlinným společenstvem (konvergentní požární režimy), a oproti tomu se mohou v oblastech s obdobným klimatem, ale rozdílným rostlinným společenstvem vyskytovat odlišné požární režimy (divergentní požární režimy), kdy v obou případech jsou pro formování požárního režimu rozhodující biotické vlastnosti prostředí (Archibald et al. 2018).

V této souvislosti není stav mnohých nelesních ekosystémů, jako jsou savany a travnaté pláně (zejména na jižní polokouli), předurčen klimatem, ale je udržován opakovanými požáry nebo pastvou velkých býložravců (Pausas et Bond, 2019), bez nichž by mohlo dojít k dosažení klimaxového potenciálu oblasti dle místního klimatu a ke vzniku zapojeného lesa – tyto ekosystémy bývají označovány jako závislé na požárech (fire-dependent ecosystems) (Bond et al. 2005), nebo jako náchylné na požáry (fire-prone ecosystems) (Miller et al. 2019). Pohled na působení požárů v těchto biomech jako exogenních disturbancí ale začínají nahrazovat modely, které tyto biomy popisují jako ekosystémy bez rovnovážného stavu (non-equilibrium ecosystems), které jsou udržovány endogenními koevolučními zpětnými vazbami mezi vegetací a požáry (Fill et al. 2015). Potlačení požárů v takovýchto oblastech proto bývá spojeno s negativními dopady na biotu, například úbytkem biodiverzity, zejména specialistů na toto prostředí (Abreu et al. 2017).

V rámci těchto vzájemných interakcí požárů a vegetace vznikají adaptace druhů žijících v určitých pyromech na místní požární režim (Archibald et al. 2018). Jelikož samotný charakter požáru je určen charakterem hoření biomasy, některé skupiny rostlin disponují specifickými adaptivními strategiemi na zdolání požáru (přežití rostliny) nebo na jeho využití k další obnově a šíření (přežití semen) (Pausas et al. 2017). Podle autorů ale tyto strategie musí být zváženy v rámci celého společenstva, jelikož rostliny s určitou adaptací na požár nemusí být ve výhodě v porostu, kde dominuje strategie odlišná. Zároveň je nutné brát v potaz, že žádný druh není adaptován na fenomén požáru jako takový, ale pouze na projevy určitého požárního režimu (Pausas et Keeley, 2009). Kromě toho hraje významnou roli doba výskytu požáru (zde je nutno odlišovat pojmy fire seasonality, tedy načasování výskytu požáru v průběhu roku a fire season, tedy období v průběhu roku, kdy nastává vhodné počasí a vlhkost paliva pro šíření požárů), jelikož adaptivní znaky rostlin, umožňující přežití nebo využití požáru, se mohou lišit napříč fázemi jejich ontogeneze, a proto může výskyt požáru mimo období, pro které jsou rostliny adaptovány, snížit efektivitu těchto adaptací, čímž tyto změny sezónnosti požárů mívají na rostliny negativní dopad (Miller et al. 2019).

V důsledku těchto adaptací a vytváření krajinné mozaiky způsobené variabilitou v prostorovém a časovém působení požárů (označované jako pyrodiverzita) funguje požár jako významný činitel diverzity v ekosystémech náchylných na požáry, které tak vykazují vysokou úroveň druhové rozmanitosti a endemismu, přičemž požáry mohou i vytvářet nové genotypy prostřednictvím mutagenních efektů, které mohou vést až ke speciaci (He et al. 2019). Co se

týče pojmu pyrodiverzita, Bowman et al. (2016) navrhuje, že by měl kromě časoprostorové variability krajiny ve vztahu k požárům zahrnovat také zpětnou vazbu mezi požárními režimy, biodiverzitou a ekologickými procesy, čímž podtrhují roli požárů jako „širokospektrého ekologického inženýra s různorodými trofickými interakcemi.“

### 2.1.1.3 Antropogenní změny požárních režimů a jejich dopady

#### 2.1.1.3.1 Člověk a požáry

Důkazy změny biogeografie krajiny a jejích ekosystémových funkcí v souvislosti s požáry se objevují v pozdních třetihorách, kdy ranní hominidé využívali oheň a požáry k mnohým účelům, mimo jiné k uvolňování porostů pro osídlování, obnově rostlinných zdrojů, usnadnění cestování, lovu i válčení, což mělo zásadní dopad na tehdejší požární režimy, vegetaci i biodiverzitu (Pausas et Keeley, 2009) a existuje také teorie, že samotná lidská závislost na ohni mohla být výsledkem adaptace na změnu požárního režimu v prostředí tropické Afriky před 2-3 miliony lety, která zvýšila výskyt přirozených požárů (Parker et al. 2016). Vzestupná tendence aktivity požárů v důsledku činnosti člověka byla zastavena s nástupem zemědělství, načež později v historii docházelo až k přímému potlačování výskytu požárů v krajině a v nedávné historii a současnosti hraje významnou roli také charakter a změny v lidských společnostech, které v souvislosti s dalšími faktory způsobují nebývalé změny požárních režimů (Pausas et Keeley, 2009).

Činnost člověka má významný vliv na fungování fenoménu požárů v rámci zemského systému: ovlivňuje pyrodiverzitu krajiny jak pozměněním vlastností požárů, tak i svou hospodářskou a zemědělskou činností (Bowman et al. 2016), ovlivňuje regionální požární režimy změnami frekvencí požárů a zvyšováním jejich ničivosti pro ekosystémy (Pausas et Keeley, 2009) a ovlivňuje také výskyt jednotlivých požárů, buďto jejich potlačováním nebo zakládáním (Archibald et al. 2018). Člověk samotný také představuje v historii Země zcela nový zdroj zážehu (Archibald et al. 2012).

Vliv činnosti člověka na požáry dobře ilustrují moderní dějiny Spojených států. Osídlení Severní Ameriky Evropany a praktiky potlačování požárů ve 20. století drasticky změnili historické požární režimy, což regionálně vedlo k nadměrné akumulaci paliva a tím i k výskytu nezvykle závažných požárů nebo opačně ke snížení hořlavosti oblasti (Ryan et al. 2013). Odkaz potlačování požárů a lidského osídlování v západní části Spojených států amerických ve spojení s přirozenou variabilitou klimatu a globální změnou klimatu zvýšil aktivitu lesních požárů vzrůstem teplot a snížením tlaku vodní páry, což způsobilo vyšší suchost paliva a prodloužilo délku požární sezóny, přičemž samotná antropogenní změna klimatu stála za zdvojnásobením plochy lesa spáleného požáry v posledních několika desetiletích (Abatzoglou et Williams, 2016) a významně přispěla k výskytu závažných požárů, například ve Spojených státech rekordního požáru v roce 2017 (Balch et al. 2018). Ke zvyšování požární aktivity přispívá také přímá činnost člověka, například ve Spojených státech činí požáry způsobené lidmi převážnou většinu požárů a téměř polovinu spálené plochy a zároveň se tak požáry rozšiřují i do oblastí, v nichž by se přirozeně nevyskytovaly, a to i mimo požární sezónu (Balch et al. 2017).

#### 2.1.1.3.2 Dopady lidské činnosti na požární režimy

Nebývají závažné požáry v kombinaci se vzrůstem teplot, hmyzími škůdci a patogeny a v některých oblastech také ve spojení s antropogenními stresory způsobují výrazné odumírání lesů mírného pásu (Millar et Stephenson, 2015), které jsou kvůli současným nepříznivým podmínkám pro regeneraci porostu po požáru ohroženy až přeměnou v nelesní ekosystémy (Stevens-Rumann et al. 2018) a současné prodloužení požární sezóny na čtvrtině zemského povrchu s vegetačním pokryvem dále zdvojnásobilo rozlohu území, které může být touto změnou ovlivněno (Jolly et al. 2015).

Millar et Stephenson (2015) popisují možné odezvy lesů mírného pásu na tyto neblahé vlivy: stávající lesy vlivům odolají; mírně změni své druhové složení za zachování svých ekologických funkcí a služeb; podstatně změni svůj typ a dojde k významným změnám druhové skladby za poklesu ekosystémových funkcí a služeb; nebo se lesní porosty změni v porosty nelesní a jejich ekosystémové funkce a služby téměř vymizí.

Spolu s lesními ekosystémy je změnami požárních režimů ohroženo také nejméně 15 % z 29 304 suchozemských a sladkovodních druhů kategorizovaných jako ohrožení vyhynutím dle Mezinárodního svazu ochrany přírody (International Union for the Conservation of Nature – IUCN) (Kelly et al., 2020).

Požáry ročně uvolňují nezanedbatelné množství uhlíku do atmosféry, což ovlivňuje počasí, klima i kvalitu ovzduší (Johnston et al. 2012). Znečištění ovzduší obecně vede celosvětově k 3,3 milionům úmrtím ročně (Lelieveld et al. 2015) a počet úmrtí, které je možné připisat požárům, se odhaduje na 339 tisíc ročně, z nichž se největší podíl vyskytuje v subsaharské Africe a jihovýchodní Asii (Johnston et al. 2012). Za podstatnou část těchto úmrtí mohou být zodpovědné některé lokální anomálie, například na důsledky kouřových emisí způsobených rozsáhlými požáry roce 2015 zemřelo 100 300 lidí napříč rovníkovou Asií (Kopplitz et al. 2016), kde emise uvolněné požáry dosahují úrovně srovnatelných s emisemi fosilních paliv (Van Der Werf et al. 2008).

Ohroženy nejsou jen jednotlivé součásti, ale i celé ekosystémy, například cenný ekosystém Amazonského deštného pralesa se v současnosti nachází na bodu zlomu, co se týče změny lokálního požárního režimu v kombinaci s extrémním suchem, fragmentací porostu a antropogenními zdroji požárů (Brando et al. 2014), jejichž současná frekvence je 5–11krát vyšší, než je její přirozený stav (Alencar et al. 2011).

Přestože krátkodobě mohou některá společenstva projevovat rezilienci na změny požárních režimů, dlouhodobé dopady i na tato společenstva jsou pravděpodobná v souvislosti s oslabením schopností obnovy po požáru v rámci jejich zvyšující se frekvence v kombinaci s dalšími stresory (Nolan et al. 2021).

#### 2.1.1.3.3 Implikace a management

Globální změna klimatu již v nedávných desetiletích stála za významným zvýšením požární aktivity na většině území planety (Jones et al. 2022) a je očekáváno, že v budoucnu také pozmění geografickou distribuci požárů, ale jak konkrétně ovlivní jejich aktivitu je stále nejisté (Krawchuk et al. 2009). Předpovědi obecně počítají s exponenciálním zvýšením frekvence a intenzity požární sezóny za každým nárůstem oteplení (Jones et al. 2022).

Regionální vzrůst aktivity požárů může být vyrovnán jejím snížením v jiných oblastech, ale přesto tato rozšíření a ústupy požárů mohou mít na jednotlivé ekosystémy významný vliv, jelikož takové změny mohou nastat vcelku rychle (Krawchuk et al. 2009). Například aktivita

požárů v boreálních lesích s ohledem na nebývale závažné požáry během posledních desetiletí, které překročily limity místního požárního režimu, dramaticky naroste a pravděpodobně vytvoří unikátní požární režim, jehož následky ale mohou být vyrovnány dynamikou vegetace (Kelly et al., 2013).

Dopad globální změny klimatu na požární aktivitu je také nejistý, jelikož v některých případech bývají změny požární aktivity způsobeny socioekonomickými historickými změnami lidské společnosti spíše než změnou klimatu a člověk tak může, záměrně či nikoliv, měnit nebo vyrovnávat vlivy klimatu na aktivitu požárů (Taylor et al. 2016), čemuž mohou v některých oblastech také přispívat další faktory, jako například počasí ovlivňující růst vegetace a stav paliva, lidské zážehy v ekosystémech, kde se požár přirozeně nevyskytuje nebo fragmentace krajiny náchylné na požáry zemědělskou činností (Jones et al. 2022).

V souvislosti s globální změnou klimatu je samotná kvantifikace podílu požárů na vzniku uhlíkových emisí problematická, jelikož zejména v tropických částech Jižní Ameriky nebývají zahrnuty v národních statistikách, přestože během období sucha tvoří až polovinu celkových emisí způsobených deforestací (Aragão et al. 2018). V tomto kontextu je předpokládáno, že globální plocha spálená požáry bude kvůli jejich potlačování nadále klesat, ale v polovině století začne kvůli vysokým emisím skleníkových plynů narůstat a vystavení člověka vlivům požárů vzroste zejména kvůli předpokládanému populačnímu růstu v oblastech s častým výskytem požárů (Knorr et al. 2016). Jednotlivé důsledky globální změny klimatu mohou také vyústit v častější výskyt velkých a závažných požárů, což je očekáváno již v průběhu následujících desetiletích (Balch et al. 2018; Lohmander et al. 2022) a jsou také očekávány významné a rychlé změny v aktivitě požárů s globálními dopady, jejichž charakter je nejasný pro značnou část zemského povrchu (Moritz et al. 2012). Tyto předpovědi vytvářejí znepokojivý obraz, ale jedná se o komplexní problematiku a například odezva rostlinných společenstev může zvýšit, nebo naopak snížit hořlavost vegetace (Archibald et al. 2018). Existují také návrhy, že zintenzivnění disturbančních režimů v důsledku globální změny klimatu může být až prospěšné pro diverzitu některých ekosystémů (Thom et Seidl, 2016).

V souvislosti s nastávajícími změnami požárních režimů zůstává kapacita lidstva hospodařit s požáry nedokonalá a může se stát ještě náročnější (Bowman et al. 2009) a lidstvo se v mnoha částech světa bude muset vypořádat s delšími a závažnějšími požárními sezónami, zvyšující se frekvencí požárů a zvětšením oblastí vystaveným riziku požárů (Keenan 2015).

Pro obnovu degradovaných ekosystémů je nutný komplexní management požárních režimů i jednotlivých druhů rostlin a živočichů daného společenstva (Bowman et al. 2016), kdy nešetrný management může způsobit až úpadek druhového bohatství (Abreu et al. 2017). Přesto současné způsoby managementu požárů berou jen zřídka v potaz vrozenou roli požárů ve fungování a udržování ekosystémů a je nutná změna vnímání této komplexní problematiky (He et al. 2019) a do budoucna také udržitelnější soužití s požáry (Moritz et al. 2014).

#### 2.1.1.4 Požáry jako disturbance

Disturbance mohou mít v lesních ekosystémech jak pozitivní, tak i negativní dopad na management daného ekosystému: ekosystémové služby bývají disturbancemi ovlivněny převážně negativně, kdežto biodiverzita bývá ovlivněna pozitivně, což z hlediska managementu těchto ekosystémů představuje paradox a podtrhuje nutnost adaptace managementu na měnící

se disturbanční režimy v rámci budoucího udržitelného rozvoje (Thom et Seidl, 2016). Odezva ekosystémů na disturbance a schopnost jim odolávat je řízena jejich ekologickou pamětí (ecological memory), která ale může být v důsledku závažných změn režimů disturbancí oslabena nebo může zcela vymizet, což je kritické, jelikož se odezva prokáže až s dopady disturbance (Johnstone et al. 2016).

Z hlediska dopadů jednotlivých požárních disturbancí na ekosystémy je nutné odlišovat závažnost požáru (burn/fire severity) od jeho intenzity (burn/fire intensity), jelikož nebývají vždy korelovány: pojem závažnost požáru označuje rozsah jeho dopadů na prostředí (McLauchlan et al. 2020) nebo konkrétně na vegetaci (Miller et al. 2019) a může být určen mnoha metrikami, kdežto intenzita požáru označuje množství energie uvolněné požárem na jednotku času a plochy (McLauchlan et al. 2020) nebo také množství paliva zkonsumováno požárem (Miller et al. 2019).

Vznik a šíření požáru ovlivňují čtyři parametry: primární produkce biomasy, období sucha, struktura paliva a zdroj zápalu (Pausas et Keeley, 2009). V kontextu Evropy jsou téměř všechny požáry způsobeny lidmi, ať záměrně či nezáměrně a záleží nejen na místních abiotických faktorech a klimatu, ale také na socioekonomickém kontextu regionu (například na míře nezaměstnanosti) a pro některé druhy požárů existuje také geografický gradient nebo gradient časový v rámci denní doby (Ganteaume et al. 2013).

Jelikož v České republice neexistuje zákonná definice lesního požáru, Holuša et al. (2018) navrhuje toto vymezení pojmu: „lesním požárem se rozumí nežádoucí a nekontrolované hoření, které vznikne a šíří se v lese, nebo vznikne mimo les a rozšíří se do lesa, jenž má minimální plochu 0,5 ha a kde korunový zápoj tvoří alespoň 10 %, resp. 5 %.“ Autoři dále navrhuje, že by se v lesnické terminologii měly rozlišovat tři typy lesních požárů: pozemní, podzemní a korunový. Franc (2007) shrnuje charakteristiky jednotlivých typů: pozemní požáry spalují pouze organickou hmotu na úrovni povrchu země, například hrabanku, trávu, obnažené kořeny a přízemní části kmenů, kdy v našich podmínkách se jedná o zdaleka nejčastější typ požáru; pozemní požáry mohou za určitých podmínek přecházet na požáry podzemní, které spalují rašelinu nebo vrstvy hlubokého humusu a poškozují kořeny stromů; nebo se mohou změnit na požár korunový, který se šíří nejen příkrovem lesa, ale také korunami stromů, často s pomocí větru, kdy tento typ požáru zpravidla způsobuje úplný úhyn porostu.

Každý lesní požár se vyznačuje specifickou anatomii zahrnující ohnisko (místo vzniku nebo začátku šíření požáru), čelo (hořící část lesa nacházející se na opačné straně směru, ze kterého fouká vítr), tyl (protilehlá strana čela požáru), křídla (boční strany požáru), pásy (výběžky požáru), obvod (vnější hranice pásma hoření), ostrovy (neshořelá místa nacházející se uvnitř požáru) a bod (místo nacházející se mimo plochu požáru, kde vzniká nové ohnisko) požáru. (Berčák et al., 2018 ex Krakovský, 2004; Chromek, 2006; Thomas et Mcalpine, 2010)

Lesní požár lze rozdělit na tři pásma: pásmo hoření (v něm dochází k vlastnímu hoření paliva), pásmo přípravy (zvýšení hořlavosti paliva v těsné blízkosti pásma hoření) a pásmo zadýmení (pohyb dýmu vzniklého hořením paliva). (Berčák et al., 2018 ex Chromek, 2006)

Průběh lesního požáru lze rozdělit do čtyř fází: První fáze začíná vznikem požáru a končí rozhořením paliva, přičemž požár je charakteristický nízkou teplotou a intenzitou výměny plynů a pomalým šířením. Opačně tomu je ve druhé fázi požáru a ve fázi třetí se již jedná o plně rozvinutý lesní požár. Při čtvrté a poslední fázi dochází k dohořívání až úplnému vyhasnutí

požáru. (Berčák et al., 2018 ex Krakovský, 2004; Chromek, 2006; Vilímek, 2008; Journey to firefighter, 2010)

Berčák et al. (2018) také podrobně rozebírají možnosti prevence a hašení požárů v prostředí České republiky.

## **2.1.2 Požáry v České republice**

### **2.1.2.1 Požární režim v České republice**

V prostředí střední Evropy bývá ekologická role požárů zanedbávána, přestože požáry ovlivňují dlouhodobý vývoj lesní vegetace i v těchto podmínkách (Adámek et al. 2015). Cílené lidmi způsobené pálení biomasy bylo prokázáno například v pískovcových oblastech severních Čech již v době bronzové a toto zvýšení frekvence požárních disturbancí přispělo ke změně charakteru tamního lesního porostu (Bobek et al., 2018 b). Novák et al. (2012) popsali podobný fenomén v oblasti Doks v průběhu značné části holocénu, přestože nelze určit, zdali se jednalo o člověkem založené, či přirozeně se vyskytující požáry.

Distribuce požárů v České republice se zdá být obdobná té v oblastech, kde jsou požáry pokládány za přirozenou součást fungování ekosystému, a i na našem území existují přirozené ekosystémy náchylné na požár, jako je například oblast Českého Švýcarska (Adámek et al. 2018). Pro toto prostředí jsou hlavními faktory ovlivňujícími výskyt požárů topografický reliéf krajiny, zejména přítomnost skal, dále dřevinná skladba lesního porostu, zejména početný výskyt borovice lesní, dopady blesků jako zdroje zážehu, přičemž lidská aktivita má na vznik požárů obecně jen okrajový vliv, přestože se jedná o oblíbenou turistickou destinaci (Adámek et al. 2015). V prostředí České republiky ovlivňují environmentální faktory především místo vzniku požáru, kdežto faktory antropogenní ovlivňují především požární frekvenci, ale pro konkrétní oblast Českého Švýcarska platí, že vliv environmentálních faktorů na požáry je zřetelnější ve srovnání se zbytkem území České republiky (Adámek et al. 2018).

Přeměna původních porostů na hospodářské lesy zvýšila riziko výskytu požárů, ale současné trendy kalamit lýkožrouta smrkového a návratu smíšených porostů může v budoucnu riziko požáru snížit, přesto je očekáváno rozšíření plochy s podmínkami nasvědčujícími výskytu požárů (Trnka et al. 2020). Tento trend byl u nás pozorován od roku 1956 a od roku 2000 se výrazně zrychlil a obzvláště v horských lesnatých oblastech se očekává drastické zvýšení pravděpodobnosti výskytu požárů (Trnka et al. 2021), což může změnit vnímání požárního režimu střední Evropy (Trnka et al. 2020).

### **2.1.2.2 Požární statistiky v České republice**

Mezi lety 1971 a 2015 bylo v ČR zaznamenáno 375 044 požárů vegetace, z nichž 89,5 % bylo zaznamenáno na venkově a pouze 10,5 % v lesích (Možný et al., 2021), přičemž lesní požáry byly mezi lety 1992–2004 zodpovědné za spálenou plochu o rozloze 7 825 ha (Kula et Jankovská, 2013). Dlouhodobě tvoří čtvrtinu všech požárů přírodní požáry (např. požáry zemědělských ploch, sadů, zahrad, luk, parků a lesů), z čehož třetinu tvoří požáry lesní (HZSČR, c2024).

Požáry vegetace v domácích podmínkách vznikají nejčastěji na počátku jara a během léta (obecně nejčastěji v dubnu) v odpoledních hodinách mezi druhou a sedmou hodinou (Kula et Jankovská, 2013; Možný et al., 2021; HZSČR, c2024)

Počty požárů se v jednotlivých krajích mezi lety 1997–2019 výrazně zvýšily, kdy nejohroženějšími byly kraje Ústecký a Středočeský, kdežto počet požárů vzhledem k rozloze byl nejvyšší v Praze a tento vývoj byl v jednotlivých krajích velmi podobný (Špulák 2022). Pravděpodobnost výskytu požáru v prostředí ČR obecně roste s hustotou obyvatel a obytných zařízení, a naopak klesá se zvyšující se vzdáleností od velkých měst (Adámek et al. 2018).

Pro období 1991–2015 vypočítali Možný et al. (2021) zvýšení frekvence požárů o 70 % ve srovnání s obdobím 1971–1990, a to zejména v nejsušších a nejteplejších oblastech. Toto zvýšení bylo silně provázáno s podmínkami počasí ovlivněnými globální změnou klimatu a případy abnormálních let, které také stály za výskytem extrémních případů požárů (Franci, 2007; Kula et Jankovská, 2013; Možný et al., 2021).

Naprostá většina požárů na našem území (až 96 %) nepřekročí rozlohu spáleniště 1 ha (HZSČR, c2024) a jsou zkráceny a uhašeny během několika hodin (Kula et Jankovská, 2013; Možný et al., 2021). Velké lesní požáry jsou obecně nevšední v prostředí střední Evropy (Trnka et al. 2020) a požáry nad rozlohu spáleniště 5 ha bývají zaznamenávány sporadicky, ale tvoří významný podíl spálené plochy (Kula et Jankovská, 2013).

V roce 2023 způsobila 30 % požárů nedbalost (např. zakládání ohně, úmyslné zapálení, kouření, děti do 15 let atd.), příčina 29 % požárů nebyla prokázána nebo objasněna (HZSČR, c2024), což přibližně odpovídá statistikám z předchozích desetiletí (Kula et Jankovská, 2013), a dalších 23,6 % požárů způsobily technické závady různé povahy.

Podle Hasičského záchranného sboru České republiky HZSČR (c2024) bylo v roce 2022 zaznamenáno nejvíce lesních požárů za předcházejících 10 let, a sice 2 473 s celkovou zasaženou plochou 1715 ha, přímou peněžní škodou 49,5 milionů Kč a 63 zraněními osob, čemuž výrazně přispěl extrémní případ požáru v NP České Švýcarsko a v roce 2023 se tyto metriky snížily: bylo zaznamenáno 1 512 lesních požárů s rozlohou zasažené plochy 217 ha, peněžními škodami ve výši 14 milionů Kč a 22 zraněními osob s nejprominentnějším výskytem v Kraji Vysočina a kraji Středočeském, nejméně naopak v Praze a krajích Olomouckém, Zlínském a Pardubickém a výjimečně se téměř třetina požárů vyskytla v červenci.

### **2.1.3 Požár v NP České Švýcarsko**

V neděli 24.7. 2022 kolem sedmé hodiny ranní byl Správě Národního parku České Švýcarsko poprvé ohlášen požár, který vznikl v oblasti Hřenska v noci z neděle na pondělí. Po předání hlášení Sboru dobrovolných hasičů Hřensko bylo zjištěna přesná lokalita požáru, a sice v Malinovém dolu nedaleko obce Hřensko. Hasičská odezva začala okamžitě se zapojením několika hasičských jednotek, policejního vrtulníku a letadla a prvotní odhady rozsahu požáru činily 3 ha. Příčina zpočátku nebyla známa, ale kvůli absenci jakékoliv přírodní události, která v této době mohla požár způsobit bylo očekáváno, že požár byl způsoben člověkem, což se následně potvrdilo. (Salov, 2022 a)

Přes optimistické odhady ohledně rychlosti šíření se požár brzy vymkl kontrole. Během následujících tří dní (od 25. 7. do 27. 7.) došlo kvůli zesílení větru ke zrychlení postupu požáru,

jelikož působením větru docházelo ke vzniku ohnisek nových požárů, a to mnohdy až stovky metrů daleko, kvůli čemuž se požár během prvních čtyř dnů rozšířil o 10 km. (Patzelt, 2022)

Tímto tempem požár 26. 7. zahrnoval území o rozloze 300 ha a o den později již plochu 1 600 ha. S náhlým šířením požáru došlo k evakuaci turistických cest, oblasti Pravčické brány a došlo také k evakuaci obyvatel a návštěvníků Mezní Louky a Mezné, které jsou částmi obce Hřensko. I přes požární ochranu zastavěných území zasažených obcí došlo k poškození a zničení několika nemovitostí. (Salov, 2022 a)

Ke dni 28. 7. bylo do protipožárních zásahů zapojeno 5 vrtulníků, 4 letadla, 80 hasičských jednotek a bezmála 450 hasičů. Toho dne bylo také Policií ČR zahájeno vyšetřování ohledně okolností vzniku požáru v souvislosti s podezřením o spáchání trestného činu obecného ohrožení a pokračovaly snahy o zastavení šíření ohně vytvářením ochranných pásů kácením dřevin a hlubokou orbou, aby nedošlo k dalšímu poškození budov. V Hřensku se sešla ministryně životního prostředí Anna Hubáčková se saským ministrem vnitra Arminem Schusterem ve snaze o mezistátní sloučení protipožárních zásahů. Následující tři dny pokračovala ochrana evakuovaných obcí a hašení požárů ve spolupráci s německými hasiči. Na žádost Správy parku vydala obec s rozšířenou působností Děčín zákaz vstupu do lesů v ohrožených oblastech, zatímco 31. 7. bylo obyvatelům evakuovaných obcí dovoleno vrátit se do svých domovů. Plocha postižená požárem dosáhla až 3 200 ha, ale díky protipožárním opatřením a zásahu až 900 hasičů, 20 vrtulníků a 5 letadel se jí podařilo zmenšit na 2 800 ha a k 1. 8. bylo oznámeno, že požár je zcela pod kontrolou. V následujících dnech byl rozsah požáru úspěšně snižován. 3. 8. již plocha požáru činila méně než 500 ha, 9. 8. pouze 80 ha a 12. 8. byl požár kompletně uhašen. (Salov, 2022 b)

Následně byla oblast požáru do 31. 8. monitorována ve velkém rozsahu a do 15. 9. v menším rozsahu. Celková zasažená plocha na území Národního parku České Švýcarsko tvořila 1060 ha. (SNPČŠ, b.r. a)

Požár se nevyhnul žádnému vegetačnímu ani porostnímu typu, ale nejvíce zasáhl dospělé smrkové porosty, které hromadně odumřely v důsledku gradační kalamity lýkožrouta smrkového v posledních letech, přičemž intenzivně byly zasaženy také holiny. Oproti tomu relativně málo hořelo v dospělých porostech buku lesního. V rámci veškerých postižených ekosystémů a lesních typů ovlivňoval intenzitu ohně jak typ lesního porostu a topografie krajiny, ale také samotné kmeny jednotlivých stromů. Ty také vykazují odlišné reakce a odolnost na působení ohně, například borovice lesní díky specifickým adaptacím dokáže přežít i s ohořelým kmenem, zatímco buk lesní značně trpí již přítomností žaru v okolí ohně. I přes intenzitu požáru a značnou rozlohu zasaženého území byla na všech místech zasažených požárem zachována vrstva nadložního humusu, což pravděpodobně znamená zachování části semenné banky pro budoucí obnovu lesního porostu. (MŽP, 2023)

## **2.2 Vliv požáru na půdní organismy**

### **2.2.1 Vliv na půdu**

### **2.2.2 Vhled do problematiky**

Decaëns (2010) odhaduje, že až 25 % z 1,5 milionu druhů organismů na Zemi se vyskytuje v půdě, ale novější studie uvádějí až  $59 \pm 15$  % druhů (Anthony et al. 2023). Přestože



se jedná o velmi početnou a významnou skupinu z hlediska fungování ekosystémů, dopady požárů na půdní organismy zůstávají ve srovnání s dopady na rostliny či většími živočichy relativně málo prozkoumané a je jim ve srovnání věnována menší pozornost (Certini et al. 2021). Dle autorů navíc výzkumy zabývající se touto problematikou často docházejí k protichůdným závěrům, což může být z části vysvětleno rozdílnými přístupy k metodice výzkumu a vysokým počtem proměnných, které komplikují vyvození obecných závěrů. Dotazník mezi půdními ekology zabývajícími se lesními požáry odhalil, že až polovina zjištění ohledně vlivu požáru na půdu pravděpodobně nebude nikdy publikována (Zaitsev et al. 2016) a existují významné mezery v poznání odezvy jednotlivých skupin a druhů členovců na dopady požárů (Kral et al. 2017).

Právě tyto vědomosti jsou ale kritické z hlediska ochrany ohrožených druhů v kontextu globálních změn požárních režimů, kterými je podle Kellyho et al. (2020) ohroženo nejméně 15 % z 29 304 suchozemských a sladkovodních druhů kategorizovaných jako ohrožení vyhynutím dle Mezinárodního svazu ochrany přírody (International Union for the Conservation of Nature – IUCN).

### **2.2.3 Vliv na půdní organismy**

Hmyz poskytuje ekosystémům klíčovou roli herbivorů, opylovačů a detritivorů a jejich odezva na požáry tak může mít značný vliv na fungování ekosystémů (Koltz et al. 2018).

Podle metaanalýzy provedené Presslerem et al. (2019) mají požáry silně negativní vliv na půdních společenstva z hlediska jejich abundance, bohatosti, vyrovnanosti i diverzity, ale Kral et al. (2017) ve své literární rešerši tvrdí, že odezvy společenstev členovců na požáry jsou značně variabilní z hlediska časového odstupu od požáru i taxonomie skupin a požáry mají podle autorů na jejich abundanci i diverzitu pozitivní, neutrální i negativní vlivy.

Pressler et al. (2019) dále tvrdí, že ani typ biomu, hloubka spálení půdy nebo typ požáru nevysvětlují variabilitu v odezvách půdní bioty na požár a že mnohé další důležité proměnné, jako například pH půdy její teplota a vlhkost, kvantita a kvalita její organické hmoty nebo skladba rostlinného společenstva nebývají ve výzkumech zahrnovány. To bývá v mnoha případech kritické, například byl prokázán vztah mezi mírou zotavení plžů na spáleništi z hlediska abundance a počtu druhů a pH hrabanky a humusu, které je po požáru výrazně vyšší (Hylander 2011).

Variabilita v odezvách může být podle Malmströma (2010) také vysvětlena rozdíly v závažnosti požáru, která je podle něj nejdůležitějším faktorem odezvy členovců a dalších skupin půdních organismů. Ta ale bývá během výzkumů jednotlivých požárů zřídka vzata v potaz: dle Masona et al. (2021) ji metodicky kvantifikuje pouze 7 % odborných článků a je proto je obtížné docházet k obecným závěrům. Například Kwon et al. (2013) během výzkumu zjistili, že společenstva členovců byla nejvíce různorodá v porostech zasažených pozemním požárem, který jako disturbance mívá střední závažnost, oproti těm v porostech zasažených více závažným korunovým požárem.

Nejvýznamnějším přímým dopadem požáru na půdní organismy je přímá mortalita v průběhu hoření (Pressler et al. 2019), ale hustota členovců na spáleništi klesá také kvůli omezenosti zdrojů, zejména oslabení vrstvy hrabanky a méně příznivému mikroklimatu

v důsledku intenzivnějšího vysychání hrabanky v absenci stromového patra (Vasconcelos et al. 2009).

Moretti et al. (2004) popsali, že frekvence požárů může mít kladný vliv na druhovou bohatost členovců, kdežto co se týče rychlosti obnovení jejich druhového složení ke stavu před požárem (rezilience), jsou všechny trofické skupiny odolnější vůči ojedinělému požáru než vůči požárům opakovaným (Moretti et al. 2006).

Z hlediska abundance členovců žijících v hrabance ale může vyšší frekvence požárů (a tedy jejich nižší intenzita) umožňovat rychlejší zotavení společenstev, a to již během druhého vegetačního období (Coleman et Rieske, 2006), kdy také jejich abundance zpravidla vrcholí (Elia et al. 2012; Santalla et al. 2002). Chitwood et al. (2017) zdůrazňují tuto roli vyrovnanosti frekvence a prostorového rozsahu požárů, které pravděpodobně tlumí jejich krátkodobé záporné dopady na společenstva členovců.

Dopad požárů na půdní členovce také ovlivňuje období výskytu požáru, například existují rozdíly v dopadech požárů během vegetačního období a v období vegetačního klidu (Mason et al. 2021) nebo mezi obdobími sucha a obdobími dešťů (Vasconcelos et al. 2009).

### 2.2.3.1 Mortalita a přežití požáru

Značná část půdních organismů žije ve svrchních vrstvách půdy, které mají nejvyšší koncentraci organické složky (Certini et al. 2021). Na podílu této složky spálené požárem také závisí celková mortalita bezobratlých, která se u jednotlivých skupin pohybuje mezi 59 a 100 % (Wikars et Schimmel, 2001).

Co se týče vlivu hloubky zahrabání na přežití požáru se literatura mnohdy liší, například dle Gongalskyho et Perssona (2013) a Wikarse et Schimmela (2001) mají živočichové vyskytující se hlouběji v půdě vyšší šanci na přežití než zvířata žijící v hrabance nebo na povrchu půdy, kdežto Gongalsky et al. (2012) uvádí, že poměr přeživších živočichů není významně ovlivněn hloubkou spálení půdy.

Další proměnnou ovlivňující míru mortality během požáru je samotná teplota, které požár dosáhne: přirozené požáry dosahují povrchových teplot až v rozmezí 600 a 700 °C (Certini et al. 2021), ale laboratorní experimenty dokázaly, že menší skupiny půdních členovců, které jsou v lesních půdách nejpočetnější (Collembola, Protura, Mesostigmata a Oribatida) nedokáží přežít teploty vyšší než 36 °C po dobu 1 hodiny a po dobu 4-12 hodin je smrtící již teplota vyšší než 30 °C (Malmström 2008).

Z vrozených vlastností ontogeneze bezobratlých také vychází závislost mortality na období, ve kterém se požár vyskytl, jelikož může spadat do jedné ze zranitelných životních fází jejich vývoje, jakou může být například období rozmnožování nebo období vývoje larev (Certini et al. 2021).

Šanci na přežití požáru mohou zvýšit typické znaky některých skupin, například vysoká mobilita v půdě u Staphylinidae nebo silná vrstva kutikuly u Oribatediae nebo Elateridae (Wikars et Schimmel, 2001). Mnohé skupiny bezobratlých také disponují konkrétními behaviorálními nebo fyziologickými adaptacemi na požáry a některé druhy jsou tak schopné využívat spálená stanoviště nebo je až upřednostňují (Certini et al. 2021). Tyto strategie se souhrnně nazývají pyrofilii (viz. kapitola 3.2.4).

Organismy mohou požáru odolat buďto endogenním přežitím ve stádiu diapauzy, úkrytem v nespáleném refugiu, nebo únikem a rekolonizací (van Mantgem et al. 2015).

### 2.2.3.2 Zotavení a sukcese společenstev bezobratlých na spáleništi

Podle Presslera et al. (2019) půdní společenstva vykazují nízkou rezilienci na požár, kterou Moretti et al. (2006) definují jako rychlé zotavení druhové skladby odpovídající stavu před požárem, kdy úplné zotavení některých skupin trvá až desítky let (Certini et al. 2021). Členovci jako takoví se ale zdají být buďto rezistentní nebo rezilientní vůči požárům, jelikož jejich abundance není požárem výrazně ovlivněna, kdežto jejich bohatost, diverzita a rovnoměrnost společenstva jsou požárem významně sníženy (Pressler et al. 2019). Některé skupiny hmyzu se z následků požáru dokáží zotavit velmi rychle a požár na ně má pouze krátkodobý vliv (Koltz et al. 2018) (Heikkala et al. 2017), což se podle Bessové et al. (2002) týká zejména dominantních druhů zasažených ekosystému. Rychlá je také kolonizace spálenišť druhy, které vyhledávají takovéto plochy k naplnění určité fáze životního cyklu (Certini et al. 2021).

Repopulace spáleného stanoviště závisí především na míře přežití požáru organismy, jejich dostupné druhové základně a rekolonizačním schopnostem, časovém odstupu od požáru a na rozsahu změn habitu ve srovnání s původním stavem (Samu et al. 2010). Charakteristiky požáru, jakými jsou jeho velikost, rychlost šíření, intenzita nebo přítomnost nespálených koridorů na spáleništi, mají výrazně větší vliv na průběh a míru zotavení živočichů než rostlin (van Mantgem et al. 2015). Návrat rostlin na spáleniště bývá díky přítomnosti popela bohatého na živiny relativně rychlý a otevřená spáleniště tak přitahují některé pionýrské druhy půdních organismů, kteří se živí první generací rostlin nebo pozůstatky vegetace staré (Certini et al. 2021). Mezi takové patří skupiny saproxylické (Cerambycidae, Curculionidae, Anobiidae, Elateridae), skupiny spojené s houbami (Lathritidae, Cryptophagidae, Nitidulidae, Leiodidae) a některé skupiny žijící na povrchu půdy nebo v hrabance (Carabidae, Byrrhidae, Elateridae) (Muona et Rutanen, 1994).

Jedním z hlavních faktorů limitujících obnovu společenstev na spáleništích je zničení potravních zdrojů požárem, což platí zejména pro herbivory, ale návrat rostlin na spáleniště bývá poměrně rychlý (Certini et al. 2021), což je také jedním z důvodů, proč je odezva herbivorů a opylovačů na požár prozkoumána nejlépe (Koltz et al. 2018). Vyšší trofické skupiny, jakými jsou predátoři a parazité, jsou ale také závislí na zotavení jejich kořisti a jsou proto citliví na změny ve druhém složení na spáleništi, kdy jejich zotavení bývá oproti jejich kořisti zpožděné (Gongalsky et Persson, 2013).

Z toho také vyplývá, že generalističtí predátoři jsou díky své různorodé potravě schopni rychlejšího zotavení než potravní specialisté, což platí také obecně pro ostatní trofické skupiny (Koltz et al. 2018). Odezva funkčních skupin členovců na disturbance se také odvíjí od výše její intenzity, která snižuje abundanci detritivorů a oproti tomu zvyšuje abundanci herbivorů, přičemž abundance predátorů zůstává mezi taxony variabilní (Kwon et al. 2013).

Co se týče přežití požáru in situ, bylo experimentálně dokázáno, že vajíčka, která požár přežila v půdě, se na obnově abundance půdního společenstva podílela pouze z 1-3 % (Gongalsky et al. 2012), což ale může být klíčové pro určité skupiny, například Zaitsev et al. (2014) prokázali, že právě tímto způsobem se zotavují organismy žijící pod povrchem země.

Některé výzkumy poukazují na fakt, že nejvyšší abundance bezobratlých bývají na okrajích spálených porostů, což naznačuje kolonizaci ze sousedních ploch (Elia et al. 2012), jiné však těmto závěrům odporují (Cook et Holt, 2006). Spálený povrch půdy po požáru může představovat prostorovou bariéru pro šíření některých skupin členovců, které nejsou schopné tolerovat drsné podmínky (Korobushkin et al. 2017), proto bývá pro rekolonizaci klíčová přítomnost neporušených koridorů spojujících nespálené plošky na spáleništích s původním porostem. Tato forma externí kolonizace podle Zaitseva et al. (2014) dominuje nad místním přežitím a zotavením z refugií, a to zejména u méně mobilních skupin bezobratlých s omezenou schopností disperze, čemuž ale odporují výsledky Gongalskyho et Perssona (2013), kteří prokázali, že společenstva těchto skupin se na spáleništích zotavují zejména díky místnímu přežití.

Poslední způsob odolání požáru poskytují refugia (nebo také perugia, fire residuals), což je označení pro zbytkové plošky nespáleného porostu, jejichž odlišná struktura zabránila jejich zničení požárem a které tak umožňují organismům požár přežít (Gandhi et al. 2001). Podle Gongalskyho et Zaitseva (2016) jsou takové plošky o průměru 3-8 m významným prvkem zotavení půdních živočichů a po požáru vykazují až 3x vyšší diverzitu ve srovnání s okolním nespáleným porostem a některé mobilní skupiny si takto vystačí dokonce s ploškami o průměru několik desítek cm.

Zajímavé je, že i samostatné vysoce hořlavé rostliny mohou bezobratlým sloužit jako požární refugia: Brennan et al. (2011) to experimentálně prokázali u jednoho druhu žlutokapu (jednoděložné rostliny, tzv. trávový strom: *Xanthorrhoea preissii*), ve kterém někteří bezobratlí přežili požár in situ. To bylo způsobeno tím, že i přes teplotu hoření 515 °C dosáhla teplota v koruně rostliny pouze 25 °C. Přeživší společenství na rostlině bylo ale druhově chudší kvůli rozdílným mikrohabitatovým preferencím skupin a druhů, které určují obývané místo na rostlině, a tedy i míru jejich přežití. Autoři tento fenomén pokládají za neoceněný globální fenomén jak u hořlavých, tak i nehořlavých rostlin.

Sukcese bezobratlých na spáleništích je závislá na vlastnostech povrchu půdy (Auclerc et al. 2019) a charakteru vegetace a hrabanky, které se v průběhu sukcese na spáleništi mění (Kaynaş 2017). Zejména sukcese brouků je ovlivněna jak rekolonizací a mírou přežití in situ, ale také klimatickými podmínkami a mírou zotavení fytoocenózy (Sasal et al. 2008). Tyto charakteristiky spáleniště mají podle autorů na zotavení společenstev větší vliv než podmínky habitatu před požárem, které spíše určují strukturu společenství rostlin než brouků. Zvláště střední a pozdní fáze sukcese bývají důležité z hlediska druhové bohatosti a diverzity a rovnoměrnosti společenstev brouků (Kaynaş 2017).

Požár má obecně nejhorší následky pro relativně nemobilní skupiny saprofágů žijící na povrchu půdy, kteří se po požáru vyhýbají svrchní vrstvě spálené půdy kvůli nepříznivým hydroklimatickým podmínkám a nedostatku vhodných zdrojů (Korobushkin et al. 2017). K podobnému závěru došli také Moretti et al. (2006), podle nichž saprofágní a saproxylofágní členovci vykazovali nejnižší rezilienci vůči požáru. Požár ale může mít na tyto skupiny kladný vliv z hlediska jejich diverzity (Moretti et al. 2010) i abundance (Toivanen et Kotiaho, 2007). Oproti těmto skupinám vykazují nejvyšší rezilienci vůči požárům létající zoofágní a fytofágní členovci, následováni polinofágními a epigeickými zoofágními členovci (Moretti et al. 2006). Vývoj abundance na spáleništích se také liší mezi skupinami, například u xylofágních a predatorních brouků klesá, zatímco u herbivorních stoupá (Kaynaş 2017).

Požáry dokáží také drasticky změnit složení společenství bezobratlých, například Bessová et al. (2002) popsali, že společenstvo tvořené zejména Aranea, Coleoptera, Isopoda a Gryllidae bylo po požáru dominováno generalistickými Formicidae a během 9ti měsíců od požáru bylo nové společenstvo tvořeno ze 37 % druhů, které nebyly zaznamenány před požárem a naopak 37 % druhů původního společenstva nebylo zaznamenáno po požáru, přičemž druhy, které po požáru vymizely, byly před jeho výskytem výjimečné a více abundantní druhy byly v rekolonizaci úspěšnější. Může se také například stát, že nepyrofilní skupiny v následku požáru na stanovišti téměř vymizí, ale jejich populace se velmi rychle zotaví do původních počtů (Heikkala et al. 2017).

#### 2.2.3.3 Odezvy taxonomických skupin půdní bioty

Dle Presslera et al. (2019) mají požáry nejzávažnější dopad na mikrobiální půdní společenstva (například houby, mikroby a bakterie), jejichž biomasu a abundanci snižují až o 96 %, oproti tomu dopady na půdní členovce bývají slabší, alespoň z hlediska abundance. To podle autorů může být vysvětleno rozdílnou morfologií, fyziologií a ekologií obou skupin, konkrétně většími tělesnými rozměry, vyšší mobilitou a vyšším postavením v potravním řetězci.

Některé skupiny členovců vykazují spíše negativní (Aranea, Lepidoptera) nebo pozitivní reakci (Coleoptera, Orthoptera) na požár, ale jejich odezvy jsou stále variabilní a pravděpodobně závisejí na dalších faktorech. (Kral et al. 2017). Moretti et al. (2004) pozorovali kladný vliv požáru na druhovou bohatost u Carabidae, Syrphidae, Hymenoptera a Araneae, kdežto Heteroptera, Neuroptera a saproxyličtí Cerambycidae, Buprestidae a Lucanidae vykazovaly pozitivní trendy bez statisticky významného vlivu požáru na počet druhů a abundanci, kdežto negativní vliv požáru na počet druhů a abundanci prokázali pouze u Isopoda a Curculionidae. Podle Chitwooda et al. (2017) se množství biomasy Aranea a Orthoptera zvyšuje s odstupem od požáru, kdežto biomasa Coleoptera a Hymenoptera nikoliv. Collembola a větší predátoři mají vyšší rezilienci než Acarina a větší detritivoři (Gongalsky et al. 2012). Biodiverzita Hymenoptera vzroste po požáru (Mason et al. 2021) a je významně vyšší na spáleništích než v okolních netknutých porostech (Bogusch et al. 2015). Požár nemá významně kladný ani záporný vliv na biodiverzitu Carabidae a Lepidoptera (Mason et al. 2021).

#### 2.2.3.4 Odezvy střevlíkovitých brouků (Coleoptera: Carabidae)

Podle Masona et al. (2021), kteří provedli globální meta-analýzu pyroentomologie střevlíkovitých brouků, požáry nemají významný dopad na jejich abundanci ani druhovou bohatost, a to napříč různými úrovněmi závažnosti. Přesto však prokázali, že většina charakteristik požáru a spáleniště má obecně kladný vliv na jejich bohatost a záporný vliv na jejich abundanci. Existují také případy, kdy velmi vysoká závažnost požárů může mít značný vliv na ranou sukcesi střevlíkovitých na spáleništi kvůli vysoké úrovni mortality: Saint-Germain et al. (2005) takto vysvětlují nízkou abundanci zaznamenanou na spálených plochách ve srovnání s vytěženými a kontrolními plochami a absenci specialistů na požár na 2 roky starých spáleništích.

Co se týče typu požáru, Rodrigo et al. (2008) a Ruchin et al. (2019) zaznamenali vyšší abundanci střevlíkovitých na plochách spálených korunovým požárem oproti pozemnímu

požáru a nespálenému porostu. Rodrigo et al. (2008) také poznamenali, že druhová bohatost, diverzita a dominance druhů nebyly požárem ovlivněny a že druhové složení se lišilo v závislosti na intenzitě požáru, přičemž závislost odezvy střevlíkovitých na některé charakteristiky požáru a typu porostu se lišila mezi jednotlivými druhy a že abundance na spálených plochách byla nezávislá na časovém odstupu od požáru. Zvýšenou abundancí střevlíkovitých na spáleništích také popisují Samu et al. (2010) a Fernández Fernández et Salgado Costas (2004), kteří tuto skutečnost vysvětlují kolonizací spáleniště oportunistickými druhy. Podle autorů se Coleoptera jako skupina chová po požárech spíše oportunisticky, jak dokazuje jejich předešlý výzkum za použití návnadových pastí (Fernández Fernández et Salgado Costas, 2002). Rozdílné jsou i odezvy střevlíkovitých na jednotlivé typy disturbancí a jejich posloupnost: například Gandhi et al. (2008) popisují, jak větrná disturbance zpočátku snížila abundanci společenstva střevlíkovitých, avšak následné řízené vypalování ji opět zvýšilo.

Martikainen et al. (2006) a Gandhi et al. (2008) podotýkají, že požár významně zvyšuje druhovou bohatost a diverzitu střevlíkovitých a že spáleniště mívají nejvíce jedinečná druhová složení jejich společenstev. Oproti tomu Samu et al. (2010) tvrdí, že struktura takových společenstev bývá zjednodušená oproti původnímu stavu, což může mít dopad například pro management vzácných a ohrožených druhů.

Zvýšená frekvence požárů na jedné ploše má obecně nízký vliv na diverzitu střevlíkovitých a neliší se v tom od nespálených ploch (Cook et Holt, 2006; Mason et al., 2021), oproti tomu ojedinělé požáry významně zvyšují druhovou bohatost ve srovnání s nespálenými plochami (Mason et al. 2021). Cook et Holt (2006) také doplňují, že zvýšená frekvence požárů má vliv zejména na abundanci běžných druhů a například boreální střevlíkovití se zdají být dobře adaptováni na časté požární disturbance (Martikainen et al. 2006).

Dle Masona et al. (2021) závisí také na období výskytu požáru, například požáry během období vegetačního klidu výrazně zvyšují bohatost střevlíkovitých brouků, kdežto požáry během vegetačního období na ni nemají vliv. Důležitý je také časový odstup od požáru, jelikož se v jeho rámci mění jejich druhová bohatost a určité skupiny druhů mohou být spojeny s různými fázemi sukcese (Paquin 2008).

Druhové složení společenstev bývá podobné na různých typech spálenišť, což naznačuje, že druhovou skladbu střevlíkovitých na spáleništi lépe předpovídá samotný dopad požáru než typ původního porostu (Gandhi et al. 2008; Ruchin et al. 2019). Belluz et al. (2022) ale podotýká, že postup sukcese rostlinného společenstva je určován podobnými faktory jako postup sukcese společenstva střevlíkovitých.

Celkově je vyvození vlivů požárů na střevlíkovité složité a může ho komplikovat mnoho faktorů a proměnných, například dominance nasbíraných vzorků jedním druhem (Martikainen et al. 2006; Gandhi et al. 2008).

Kolonizace spálených ploch střevlíkovitými podle Cooka et Holta (2006) probíhá z podzemí a dlouhých vzdáleností, nikoliv ze sousedících ploch, přičemž disperzní schopnosti bývají pro střevlíkovité limitujícím faktorem (Fernández Fernández et Salgado Costas, 2004).

Z hlediska karabidocenóz (společenstev střevlíkovitých) jsou spáleniště charakteristická zejména výskytem pyrofilních druhů (Martikainen et al. 2006; Gandhi et al. 2008) a druhů otevřených stanovišť (Fernández Fernández et Salgado Costas, 2004; Gandhi et al., 2008; Martikainen et al., 2006), zvýšeným počtem menších druhů (Martikainen et al. 2006), vyšším

poměrem pionýrských druhů, například druhů makropterních, které jsou schopné vzdušné disperze a druhů granivorních, které jsou schopné využít změnu vegetace ve svůj prospěch (Samu et al. 2010). Oproti tomu druhy chytané na kontrolních plochách bývají charakteristické pro stanoviště s hustým porostem, které jim poskytují potřebnou vyšší vlhkost, proto těmto druhům prostředí spálenišť nevyhovuje (Fernández Fernández et Salgado Costas, 2004). S časovým odstupem od požáru roste na spáleništích například výskyt brachypterních druhů střevlíkovitých a tělesná velikost jedinců (Holliday 1991) a výskyt generalistických predátorů a druhů s vysokou preferencí pro vlhkost (Bargmann et al. 2016).

Mnohé druhy střevlíkovitých se na spáleništích koncentrují do skupin zanechaných stromů, kde mohou najít potravu, úkryt nebo vhodné prostředí pro rozmnožování, ale jelikož nevyžadují mrtvé dřevo, jedná se spíše o benefit než nutnost (Martikainen et al. 2006), přesto mohou zbytkové plošky nespáleného lesa mohou sloužit střevlíkovitým jako refugia, a to zejména vzácným druhům (Gandhi et al. 2001).

## **2.2.4 Pyrofilie a pyrofilní střevlíkovití**

### **2.2.4.1 Definice pojmu pyrofilie**

Určitou mírou pyrofilie disponuje mnoho druhů, jejichž rozmnožování a raný vývoj souvisí s těžce oslabenými nebo čerstvě uhynulými stromy a které žijí v ekosystémech náchylných na požáry (Saint-Germain et al. 2008). Autoři pyrofilní druhy definují jako takové, které mají fyziologické adaptace zaměřené na detekci a nalezení spálenišť.

Bell (2023) poukazuje také na důležitost rozlišení pyrofilních druhů podle exkluzivity jejich vazby na požáry, což je klíčové, jelikož studie, které mezi nimi nerozlišují, mohou docházet ke zcestným závěrům ohledně významu a důležitosti požárů pro jednotlivé druhy, což může mít zásadní implikace pro jejich ochranu a management. Dlouhodobé přežití pyrofilních druhů s obligátním využitím požárů (fire-dependent species) je na požáru závislé, kdežto pyrofilní druhy s fakultativním využitím požárů (disturbance-favored species) jsou sice přitahovány požáry a benefitují z podmínek na spáleništích, ale jsou přitahovány také jinými typy disturbancí. Za pyrofilní druhy s obligátním využitím požárů považuje druhy, které vykazují zároveň tyto tři vlastnosti: 1. pyrofilní chování (aktivní atrakce na požáry); 2. pyrofilní adaptace (adaptace pro přežití nebo využití spálenišť); a 3. převážný výskyt na spáleništích a ve vyšších počtech ve srovnání s plochami nespálenými. Tyto specifické adaptace podle autora vykazují přímou koevoluci druhů s požáry, a tedy nejlepšími indikátory pyrofilního chování oproti pouhým adaptacím na disturbance obecně.

### **2.2.4.2 Charakteristiky pyrofilních organismů**

Následky požáru poskytují pyrofilním organismům téměř neomezenou nosnou kapacitu prostředí kvůli sníženému tlaku potravního konkurence, četným možnostem páření, vhodným podmínkám pro kladení vajíček a dostatku zdrojů pro vývin larev, čímž dojde k téměř okamžitému zvětšení regionálních populací, ale v důsledku rychlé sukcese na spáleništi není pro pyrofilní druhy možné tato prostředí využívat dlouhodobě a pokud nedojde během života první generace k dalšímu požáru, většina výhod jejich populační exploze se ztratí a velikost populace se vrátí do původního stavu, který je určen nosnou kapacitou prostředí a kvalitou

místních porostů (Saint-Germain et al. 2008; Gongalsky et al. 2003). Pyrofilní druhy tedy dosahují vysokých abundancí v souladu s výskytem požárů a mimo spálené oblasti se vyskytují sporadicky a v malých počtech Bell (2023). Záleží také na charakteru spáleného porostu z hlediska atraktivity pro pyrofilní druhy (například preference pro spálené dospělé porosty oproti spáleným porostům mladým), kdy jejich populace mohou být stabilnější v krajině v nižší frekvenci požárů, dále hraje roli stáří spáleniště (časový odstup od požáru), kdy mohou být například starší spáleniště významnější pro saproxylické organismy, než jsou čerstvá spáleniště pro organismy pyrofilní (Saint-Germain et al. 2008).

Pyrofilní organismy disponují specifickými evolučními adaptacemi, které jim umožňují rychlou disperzi na spáleniště (např. olfaktorické senzory a senzory na vnímání infračerveného záření jim umožňují zaznamenání požáru, jeho lokalizaci a navigaci k požářišti, někdy i informace o charakteru spáleniště) a poskytují jim reprodukční výhodu v rámci využití exkluzivního stanoviště například rychlejší vývoj vajíček na spáleném substrátu a synchronní reprodukci (Bell 2023). Tyto evoluční adaptace se mohly objevit jako možnost maximalizace fitness jedinců s pyrofilním genomem při výskytu požáru, zatímco v období mezi požáry zůstávají selektivně neutrální (Saint-Germain et al. 2008).

Například druh *Stephanopachys linearis* z čeledi Bostrichidae byl Raniusem et al. (2014) popsán jako metapopulace následující specifický habitat (habitat tracking metapopulation), která sleduje dynamiku svého habitatu tím, že spáleniště osidluje a následně na nich téměř vymírá tak, že je vzácný na spáleništích starších osmi let. U druhu *Calosoma frigidum* bylo prokázáno, že vzrůst teploty povrchu půdy způsobený defoliací nebo expozicí spálené půdy podněcuje k opuštění podzemních nor a hledání potravy (Jacobs et al. 2011).

Pro druh *Sericoda quadripunctata* bylo laboratorním experimentem dokázáno, že vajíčka nakladená do půd bezprostředně po požáru mají výrazně vyšší šanci na vylíhnutí než ta nakladená do půd s ročním dostupem od požáru a půd požárem netknutých, jelikož s krátkým odstupem od požáru se stále projevují jeho sterilizační účinky, které výrazně snižují predaci vajíček mikročlenovci a obdobnou sterilizační roli mělo zahřátí půdy na 100 °C po dobu dvou hodin, což významně zvýšilo počet larev z párů chovaných na těchto půdách (Bell et al. 2022). V některých případech se také mohou vyskytovat adaptace behaviorální povahy, například Gongalsky et al. (2003) během výzkumu zaznamenali, že druh *Sericoda quadripunctata* dosahoval vyšších abundancí ke středu spáleniště ve srovnání s jeho okraji, pravděpodobně kvůli nižší úrovni konkurence ve srovnání s okrajem spáleniště, které přiléhá na netknutá stanoviště.

Pyrofilní střevlíkovití se stávají krátce po požáru dominantními druhy, načež jejich abundance obvykle mezi prvním a třetím rokem po požáru upadá na úkor dalším druhům (např. lesním druhům střevlíkovitých) v důsledku postupného zarůstání spáleniště rostlinami (Gongalsky et al. 2003; Koivula et al. 2006; Blažej 2023). V tomto kontextu bývají pyrofilní druhy během výzkumů často zaznamenávány pouze na spálených plochách (Gandhi et al. 2008).

#### 2.2.4.3 Druhy pyrofilních střevlíkovitých

Bell (2023) provedl review vědeckých článků, které se zabývaly pyrofilním chováním u jednotlivých druhů a řádů hmyzu a v rámci jeho tří charakteristik pyrofilních druhů určil počty



druhů hmyzu splňující tyto vlastnosti: pyrofilní chování vykazuje celkem 227 druhů hmyzu, z toho 181 druhů brouků, pyrofilní adaptace vykazuje 54 druhů hmyzu, z toho 20 druhů brouků a převážný/početnější výskyt na spáleništích oproti netknutým plochám vykazuje 27 druhů hmyzu, z toho 25 druhů brouků. Ze střevlíkovitých *Amara nigricornis* (výskyt v ČR) a *Pterostichus adstrictus* splňují pouze charakteristiku abundance, *Sericoda bembidioides* splňuje charakteristiky chování a abundance, *Sericoda obsoleta* a *Sericoda quadripunctata* (výskyt v ČR) splňují všechny tři charakteristiky a *Tachyta nana* (výskyt v ČR) splňuje pouze charakteristiku abundance. Data pro abundanci ale byla statisticky dostatečná pouze pro druhy *Sericoda quadripunctata* a *Pterostichus adstrictus*, a proto je třeba opatrnosti při interpretaci těchto výsledků.

## 2.2.5 Využití střevlíkovitých k bioindikaci

### 2.2.5.1 Teorie bioindikátorů

Pro zhodnocení, monitoring a detekci změn v prostředí je během výzkumů často výhodné použít jednu skupinu organismů, která ve své odezvě zastupuje celý ekosystém, ve kterém se vyskytuje (Rainio et Niemela, 2003).

Dle způsobu využití může termín bioindikátorový druh znamenat vícero věcí, jak shrnují například Lindenmayer et al. (2000), krom toho neexistuje jednoznačná definice, která dokáže vymezit, zdali je druh nebo skupinu možné považovat za bioindikátora, existují spíše řady kritérií, přičemž výběr indikátoru bývá kompromisem mezi jeho výhodami a nevýhodami pro danou aplikaci, kdy se jednotlivá kritéria mohou lišit v závislosti na typu výzkumu (Rainio et Niemela, 2003).

Bioindikátorové druhy by měly především splňovat 4 kritéria: jejich sběr by měl být proveditelný a cenově efektivní; jedinci by měli být snadno a spolehlivě identifikováni; měly by být funkčně významné ve svém ekosystému; a mít konzistentní odezvu na disturbance (Pearce et Veniera, 2006). Bioindikátory bývají rozdělováni do funkčních skupin (McGeogh 2007), například se obecně rozlišuje mezi environmentálními a ekologickými indikátory, které určitým způsobem vypovídají o kvalitách prostředí nebo o jeho změnách, a indikátory biodiverzity, tyto skupiny se ale navzájem nevyklučují (Rainio et Niemela, 2003).

### 2.2.5.2 Vhodnost použití střevlíkovitých jako bioindikátorů

Mezi výhody střevlíkovitých jako bioindikátorů patří například fakt, že jsou diverzní, existuje velký počet druhů, jsou taxonomicky a ekologicky dobře známí a existuje pro ně široký okruh specialistů spolu s dobře vypracovanou metodikou sběru a determinace vzorků, existuje pro ně rozdělení do mnoha skupin dle konkrétních vlastností (například velikost těla, morfologie křídel, denní aktivita, potravní preference, habitatová preference, atd.), sběr vzorků je cenově efektivní a snadný, a to v dostatečných počtech pro statistickou analýzu, dobře rozlišují mezi přirozenými a člověkem pozměněnými stanovišti, jsou citliví na různé environmentální faktory a reagují rychle na změny v krajině, přičemž mohou být i použiti jako brzké varovné signály neblahých změn v prostředí (Koivula 2011; Rainio a Niemela 2003; Hůrka et al. 1996; Podrázský et al. 2010 a).

U střevlíkovitých byly také prokázány mnohé vlastnosti a odezvy, které umožňují jejich využití při studiu velmi specifických problémů: paleontologické důkazy výskytu střevlíků mohou být použity k porozumění historie krajiny (Olsson et Lemdahl, 2009; Whitehouse, 2000) a průměrná biomasa jedinců (mean individual biomass) střevlíkovitých může být určena k indikaci sukcesních procesů v postindustriálních oblastech (Kędzior et al. 2018), do jisté míry také pro míru urbanizace (Magura et al. 2006) a reaguje na nadmořskou výšku ve spojení s vegetačním typem (Cvetkovska-Gjorgjievska et al. 2017). Antropogenní změny retence vody v krajině ovlivňují strukturu společenstev střevlíkovitých (Ludwiczak et al. 2020) a liší se také dle druhové skladby lesního porostu (Vician et al. 2018) a z hlediska distribuce pohlaví také dle topografických prvků krajiny (Work et al. 2011). Některé druhy střevlíkovitých byly prokázány za identifikátory rozličných fází sukcese v konkrétních biotopech (Bargmann et al., 2016). Co se týče disturbancí, střevlíkovití mají odlišnou odezvu na mýtní těžbu a požáry (Pearce et Venier, 2006) a reagují také na míru disturbance dle tělesné velikosti a schopnosti disperze (Rainio et Niemela, 2003).

Přes všechny jejich výhody ale nebylo precizně stanoveno, zdali jsou skutečně vhodnými bioindikátory, jelikož jejich konkrétní vztahy s ostatními druhy nejsou dostatečně prozkoumány (Rainio et Niemela, 2003) a kolem těchto vztahů existuje značná variabilita (Cameron et Leather, 2012), což je podstatné zejména co se týče jejich schopnosti odrážet odezvu vzácných a ohrožených druhů (Koivula 2011). Obzvláště vlivy na vzácné a ohrožené druhy by tedy měly být testovány samostatně (Cameron et Leather, 2012). Například vliv přítomnosti mrtvého dřeva nebo zbytků po těžbě je na střevlíkovité zanedbatelný, takže jejich status indikátorů biodiverzity by měl být omezen primárně na půdní členovce, kteří nevyžadují přítomnost mrtvého dřeva (Martikainen et al. 2006).

Celkově by se dalo říci, že vyhodnocení společenstva střevlíkovitých nemůže nahradit běžné postupy stanovištního průzkumu, při němž by mělo být použito vícero taxonů (Podrázský et al., 2010 a). S ohledem na tyto problémy Koivula (2011) navrhuje, že by se střevlíkovití měli označovat spíše jako modelové organismy než jako bioindikátory, ale podle autora mají v této problematice přesto své využití.

#### 2.2.5.3 Bioindikační skupiny střevlíkovitých České republiky

Hůrka et al. (1996) zpracovali rozdělení českých střevlíkovitých do tří bioindikačních skupin dle šíře jejich ekologické valence a vázanosti k habitatu. Do první skupiny (R) patří reliktní druhy vesměs vzácné a ohrožené, spjaté s přirozenými, nepříliš poškozenými ekosystémy (v ČR 33,1 % druhů), do druhé skupiny (A) patří adaptabilní druhy vyskytující se na přirozených i druhotných biotopech (49,2 % druhů) a do třetí skupiny (E) patří druhy eurytopní bez zvláštních nároků na charakter a kvalitu prostředí (17,7 % druhů), které se vyskytují i na silně poškozených stanovištích. Podle proporce druhů jednotlivých skupin na zájmovém území je možné posoudit jeho ekologickou kvalitu.

## 3 Metodika

### 3.1 Charakteristika sledovaného objektu

Vliv požáru byl zkoumán na společenstvech střevlíkovitých brouků (Coleoptera: Carabidae) vyskytující se na území Národního parku České Švýcarsko. Zkoumaný vzorek pocházel ze souboru mrtvých jedinců odchycených do padacích zemních pastí rozmístěných na předurčených lokalitách a vybíraných ve stanovených intervalech.

### 3.2 Charakteristika oblasti

Národní park České Švýcarsko se nachází na severu Čech v Ústeckém kraji, severozápadní části okresu Děčín na ploše 7 932,98 ha. Rozkládá se na české straně mezi obcemi Hřensko, Janov, Růžová, Srbská Kamenice, Jetřichovice, Chřibská, Doubice, Krásná Lípa a Staré Křečany a jeho severní hranici tvoří státní hranice České republiky se Spolkovou republikou Německo, na kterou navazuje Národní park Saské Švýcarsko. (SNPČŠ, b.r. b).

Oblast Národního parku je charakteristická krajinným rázem značné biodiverzity tvořené vysokou lesnatostí a exponovanými skalními biotopy usazených křemenných pískovců a útvarů hornin sopečného původu, které dohromady vytváří specifické rysy, jakými jsou například soutěsky, rokly, kaňony a prvky vzniklé selektivním zvětváním skalních útvarů, jakými jsou například skalní stěny, věže, okna, brány, piliře, převisy, římsy a dutiny. Značná výšková členitost oblasti, od kaňonu Labe a jeho přítoků přes plošiny a pískovcová skalních města, byla způsobena hlubokou říční erozí. Nejnižším bodem národního parku (i celé ČR) je Hřensko s nadmořskou výškou 114 m n.m., většina vrcholů dosahuje výšky 450-480 m n.m. a nejvyšší bod Růžový vrch dosahuje 619 m n.m.

Krajinnému rázu dodává také řeka Labe a její přítoky, které odvodňují převážnou část území Národního parku a erozí vytvořily mohutné kaňony. Nejvýznamnějším přítokem Labe je řeka Kamenice, která se do něj vlévá v Hřensku a řeka Křinice, se do Labe vlévá v Sasku. Zároveň se jedná o oblast výjimečnou z hlediska tvorby a oběhu podzemní vody.

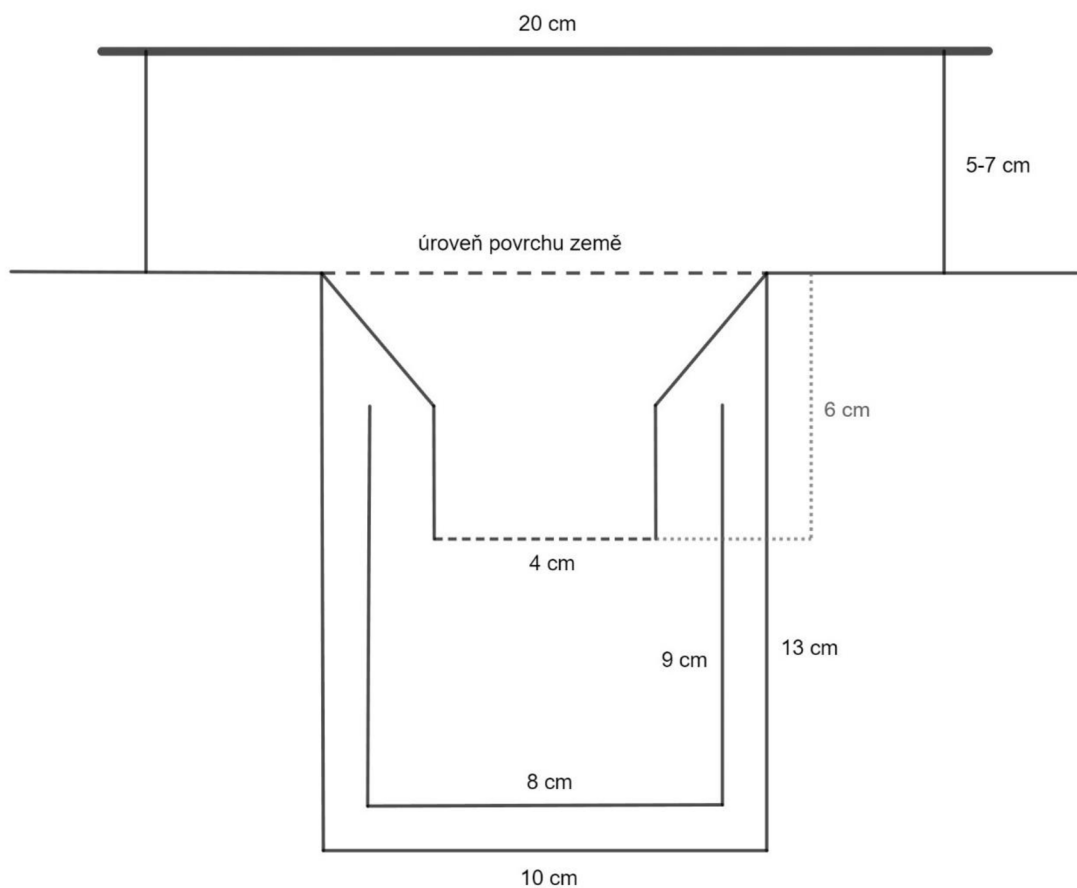
Průměrná roční teplota v centrální části národního parku dosahuje přibližně 7 °C a s ohledem na členitost terénu, převýšení a přítomnost specifických mikroklimatů jsou rozdíly teploty výrazné. Výrazné jsou také rozdíly v ročních úhrnech srážek, které se pohybují od 673 mm v Děčíně až do 1 000 mm v sousedních Lužických hrách.

Lesní porosty tvoří 96,07 % rozlohy národního parku a z většiny se jedná o nepůvodní monokultury smrku ztepilého a borovice lesní, které na většině území nahradily původní kyselé bučiny, ale v hůře přístupných oblastech se na drobných plochách zachovaly pozůstatky přirozených smrčín, reliktních a rašelinných borů, květnatých bučin, suťových lesů, kyselých doubrav, dubohabřin a lužních lesů. Nepůvodní kůrovcové porosty byly v letech 2018–2021 silně zasaženy kůrovcovou kalamitou, což vedlo ke vzniku porostů mrtvých stojících stromů a v důsledku těžby také paseky. Mezi nelesní biotopy patří zejména skály a sutě, louky, pastviny a pole, rašeliniště, jeskyně a štoly. (SNPČŠ, b.r. c).

Popis konkrétního zájmového požáru je uveden v kapitole 3.1.3.

### 3.3 Popis použitého materiálu

Sběr vzorků byl prováděn pomocí standardních padacích zemních pastí zahrabaných do úrovně terénu. Vnější plášť pasti tvořila kulatá plastová nádoba o průměru 10 cm a výšce 13 cm o objemu 1020 ml. Do tohoto pláště byla vložena obdobná nádoba o průměru 8 cm a výšce 9 cm o objemu 450 ml sloužící pro odběr vzorků. Past shora doplňovala skluzná kónusová plocha o hloubce 6 cm pro propad materiálu do vnitřní nádoby a čtvercová kovová stříška o rozměru 20x20 cm podepřená čtyřmi klacíky do výšky přibližně 5-7 cm, která zabraňovala zatopení pasti. Nad pastmi byla postavena jednoduchá trojnožka z okolních klacků, která zabraňovala jejímu poškození zvěří. Pasti byly naplněny 250 ml fixační tekutiny, konkrétně 8% kyselinou octovou v podobě potravinářského octa. Nákres pasti je znázorněn na obr. 1 a snímek instalované pasti znázorňuje obr. 2.



Obrázek 1: Nákres padací zemní pasti.



Obrázek 2: Snímek instalované padací zemní pasti v době výběru.

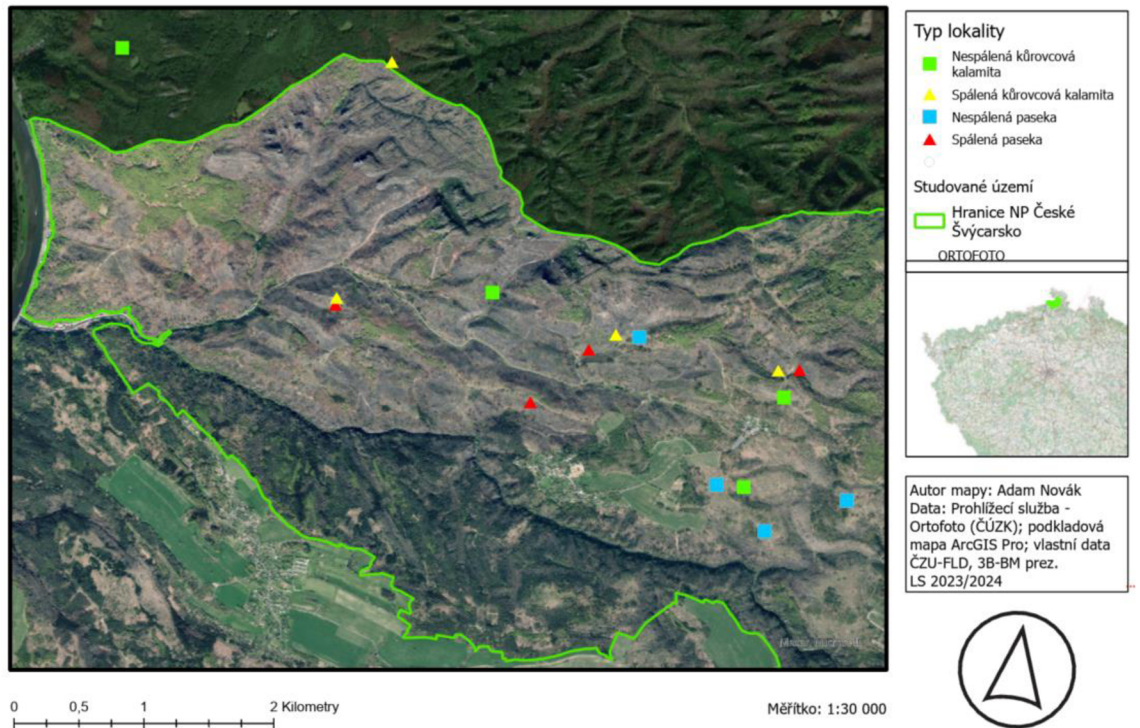
### 3.4 Metodika experimentu

Na území Národního parku České Švýcarsko byla posuzována společenstva střevlíkovitých na čtyřech typech stanovišť: spálený smrkový les, odumřelý vlivem kůrovcové kalamity (dále spálená kůrovcová kalamita), spálená paseka a jako kontrolní plochy sloužily ohněm nedotčený smrkový les, odumřelý v důsledku kůrovcové kalamity (dále nespálená kůrovcová kalamita) a ohněm nezasažená paseka. Od každého typu stanoviště byly vybrány čtyři lokality a na každé z nich byly instalovány dvě padací zemní pasti ve vzdálenosti 5 metrů), celkem tedy bylo 32 pastí. Dvě lokality byly umístěny na území Národního parku Saské Švýcarsko v bezprostřední blízkosti Českých hranic. Rozmístění jednotlivých lokalit je znázorněno na obrázku 3, ilustrativní snímky jednotlivých typů stanovišť znázorňuje obrázek 4 a GPS souřadnice lokalit jsou uvedeny v příloze 1.

Pastí byly na stanovištích instalovány 19.4. 2023 a kolektivně vybírány přibližně jednou za tři týdny v průběhu studijního období: 11. května; 2. června; 21. června; 12. července; 2. srpna a 14. září 2023 došlo k poslednímu výběru a odstranění pastí. Během výběru byl obsah vnitřní nádoby přelit do skleněných přepravních nádob korespondujícím k určité pasti a došlo k nahrazení celého objemu fixační tekutiny v pasti. Vzorky odebrané z lokalit byly ponechány v přepravních nádobách až do laboratorního třídění vzorků a determinace jedinců střevlíkovitých, které probíhalo přibližně týden po výběru. Determinaci vzorků provedl doc. Ing. Oto Nakládal, PhD.



## LOKALITY PASTÍ



Obrázek 3: Rozmístění lokalit na studované lokalitě.<sup>1</sup>

Paseka nespálená



Paseka spálená



Kůrovcová kalamita spálená



Kůrovcová kalamita nespálená



Obrázek 4: Ilustrační snímky typů stanovišť. Autor fotografií doc. Ing. Oto Nakládal, Ph.D.

<sup>1</sup> Pro německou část mapového pole je použita odlišná podkladová mapa, konkrétně standartní ortofoto mapa programu ArcGIS Pro s označením Imagery.

### 3.5 Zpracování výsledků

Údaje o vzorcích byly zpracovány do Excelové tabulky dle druhu a počtu jedinců, data výběru a označení pastí a tento program byl také použit pro vytvoření jednotlivých grafů a tabulek, kromě obrázku 23 (viz dále).

Pro všechny zaznamenané druhy byla použita nomenklatura dle Hůrky (1996). Ze stejného zdroje byly převzaty také údaje o létavosti (rozděleny do skupin ano – makropterní; ano/ne – brachypterní s občasnou makropterií; ne – brachypterní) a pyrofilii (ano/ne). Druhy byly rozděleny do skupin velké (více než 10 mm) a malé (méně než 10 mm) podle střední velikosti těla převzaté z Lompeho (2002).

Druhy byly zařazeny do bioindikačních skupin dle Hůrky et al. (1996) (viz. kapitola 3.2.4.2). Druhy *Harpalus rufipes*, *H. laevipes*, *Poecilus lepidus*, *Notiophilus aestuans* a *Pterostichus minor* nebyly Hůrkou et al. (1996) do bioindikačních skupin zařazeny jsou tedy autorem označeny jako bez zařazení. Druhy byly klasifikovány dle ohrožení v Červeném seznamu bezobratlých České republiky podle kritérií Mezinárodního svazu ochrany přírody (IUCN). Souhrnný seznam druhů s celými názvy a zařazením do bioindikačních skupin, skupin létavosti, velikosti a pyrofilie je uveden v příloze 3.

Pro druhy na jednotlivých stanovištích byla vypočítána míra jejich dominance dle vzorce  $D = \frac{n \times 100}{s}$ , kde  $n$  je počet jedinců určitého druhu a  $s$  je počet všech jedinců na stanovišti. Rozdělení druhů do tříd dle míry jejich dominance na stanovišti je znázorněno v tabulce 1.

| Třída dominance | Míra dominance |
|-----------------|----------------|
| Eudominantní    | > 10%          |
| Dominantní      | 5–10 %         |
| Subdominantní   | 2–5 %          |
| Recedentní      | 1–2 %          |
| Subrecedentní   | < 1 %          |

Tabulka 1: Rozdělení druhů střevlíkovitých do tříd dominance dle míry jejich dominance na stanovišti dle Begona et al. (1997)

Pro druhy na jednotlivých stanovištích byla také vypočítána míra jejich konstance dle vzorce  $K = \frac{n_i \times 100}{s}$ , kde  $n_i$  je počet vzorků (pastí), v nichž je druh  $i$  zastoupen a  $s$  je počet všech vzorků (pastí) na daném typu stanoviště. Míra konstance byla stanovena dle záznamů druhů v pastech během celého studijního období. Rozdělení druhů do tříd dle míry jejich konstance na stanovišti je znázorněno v tabulce 2.

| Třída konstance              | Míra konstance |
|------------------------------|----------------|
| Druh téměř vždy přítomný     | > 80 %         |
| Druh převážně se vyskytující | 60–80 %        |
| Druh často se vyskytující    | 40–60 %        |
| Druh řídce se vyskytující    | 20–40 %        |
| Druh vzácný                  | < 20 %         |

Tabulka 2: Rozdělení druhů střevlíkovitých do tříd konstance dle míry jejich konstance na stanovišti dle Begona et al. (1997).

Složení komunit společenstev střevlíkovitých na hodnocených stanovištích (obr. 23) bylo vyhodnoceno pomocí nemetrického vícerozměrného škálování (NMDS). Vstupními daty byly

abundance druhů. K výpočtu byl použit balíček "vegan" s funkcí metaMDS (Oksanen et al., 2022) s maticí nepodobnosti "bray" a s dvěma dimenzemi v R verzi 4.3.1 (R Core Team, 2023).

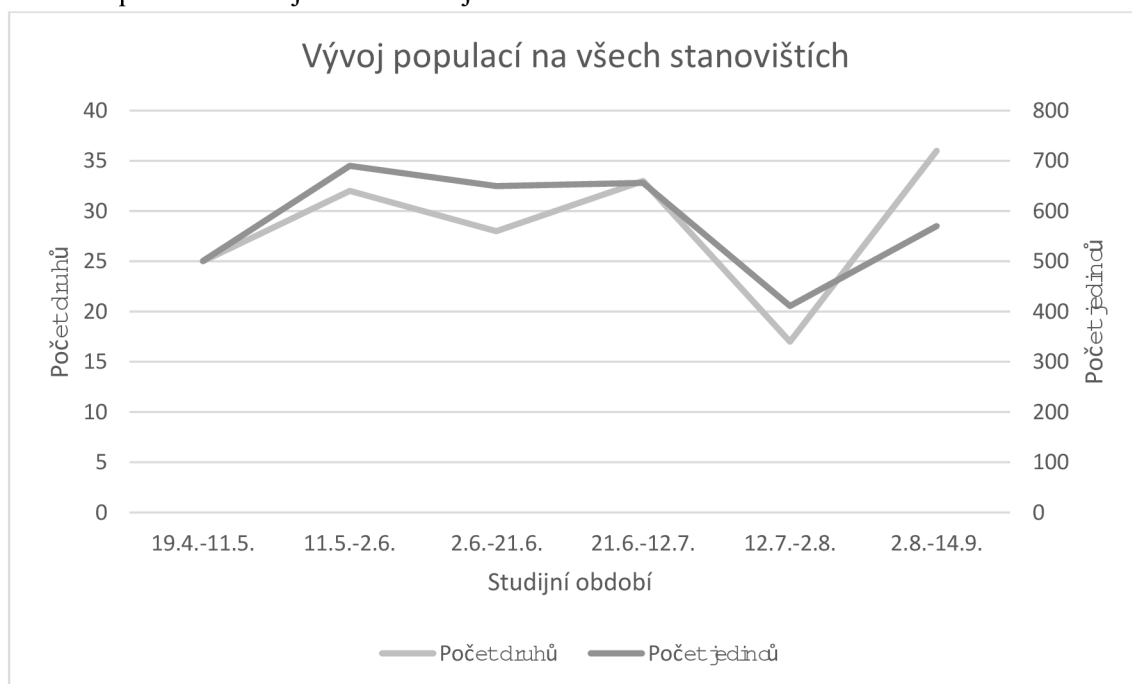


## 4 Výsledky

### 4.1 Souhrnné statistiky

Během celého studijního období bylo zaznamenáno 3 478 jedinců střevlíkovitých, z toho 1 598 (45,95 %) na nespálených kalamitách, 1 190 (34,22 %) na nespálených pasekách, 355 (10,21 %) na spálených kalamitách a 335 (9,62 %) na spálených pasekách. Nejvíce druhů bylo zaznamenáno na nespálených pasekách, a sice 38 druhů, na spálených pasekách bylo zaznamenáno 33 druhů, na spálených kůrovcových kalamitách 30 druhů a na nespálených kůrovcových kalamitách 29 druhů. Výčet druhů dle unikátnosti výskytu na jednotlivých stanovištích je popsány v kapitole 5.3.

Během období od 19. dubna do 11. května bylo zaznamenáno celkem 501 jedinců (14,4 %) z 25 druhů, během období od 11. května do 2. června 690 jedinců (19,84 %) ze 32 druhů, během období od 2. června do 21. června 650 jedinců (18,69 %) z 28 druhů, během období od 21. června do 12. července 656 jedinců (18,86 %) ze 33 druhů, během období od 12. července do 2. srpna 411 jedinců (11,82 %) ze 17 druhů a během období od 2. srpna do 14. září 570 jedinců (16,39 %) ze 36 druhů. Vývoj počtu jedinců a druhů střevlíkovitých na všech stanovištích v průběhu studijního období je znázorněn na obrázku 5.



Obrázek 5: Vývoj počtu jedinců a druhů střevlíkovitých na všech stanovištích v průběhu studijního období.

Celkem bylo zaznamenáno 56 druhů střevlíkovitých. Nejpočetnějšími (eudominantními) byly druhy *Carabus violaceus* (739 jedinců, 21 % z celkového počtu jedinců) a *Poecilus versicolor* (692 jedinců, 20 % z celkového počtu jedinců), dominantními byly druhy *Carabus hortensis*, *C. intricatus* a *C. problematicus*, které jednotlivě činily přibližně 8 % z celkového počtu jedinců, druhy *Pterostichus niger* a *Bembidion lampros* jednotlivě činily přibližně 5 % z celkového počtu jedinců a druhy *Pterostichus quadrifoveolatus* a *Amara lunicollis* byly subdominantní a jednotlivě činily přibližně 4 % z celkového počtu jedinců. Četnost ostatních druhů nepřesahovala 100 jedinců. Nebyl zaznaménán výskyt žádného druhu uvedeného

v Červeném seznamu bezobratlých České republiky. Celkový seznam druhů na všech typech stanovišť seřazený dle počtu jedinců je uveden v příloze 3.

Dle bioindikačních skupin náleželo 57,14 % zaznamenaných druhů a 70,3 % jedinců do skupiny adaptabilní (A), z nichž nejpočetnějšími byly druhy rodu *Carabus*. Do skupiny eurytopní náleželo 28,57 % druhů a 27,75 % jedinců, z nichž nejpočetnějšími byly druhy *Poecilus versicolor* a *Bembidion lampros*. Do skupiny reliktní náleželo 5,36 % druhů a 0,32 % jedinců, konkrétně se jednalo o druhy *Cychrus attenuatus*, *Cymindis cingulata* a *Leistus rufomarginatus*. 8,93 % druhů a 1,63 % jedinců bylo bez zařazení do bioindikačních tříd, konkrétně se jednalo o druhy *Harpalus rufipes*, *Poecilus lepidus*, *Notiophilus aestuans*, *Harpalus rufipes* a *Pterostichus minor*. Počet druhů a jedinců střevlíkovitých na všech stanovištích dle bioindikačních skupin je znázorněn v tabulce 3.

| Bioindikační skupina   | Počet druhů | Počet jedinců | Hlavní druhy   |
|------------------------|-------------|---------------|--|
| <b>Adaptabilní (A)</b> | 32          | 2 445         | <i>Carabus violaceus</i> , <i>C. hortensis</i> ,<br><i>C. intricatus</i> , <i>C. problematicus</i>             |
| <b>Eurytopní (E)</b>   | 16          | 965           | <i>Poecilus versicolor</i> , <i>Bembidion lampros</i>  |
| <b>Reliktní (R)</b>    | 3           | 11            | <i>Cymindis cingulata</i> , <i>Leistus rufomarginatus</i> , <i>Cychrus attenuatus</i>                          |
| <b>Bez zařazení</b>    | 5           | 57            | <i>Harpalus rufipes</i> , <i>Poecilus lepidus</i> , <i>Notiophilus aestuans</i> ,<br><i>Pterostichus minor</i> |

Tabulka 3: Počet druhů a jedinců střevlíkovitých na všech typech stanovišť podle bioindikačních skupin dle Hürky et al. (1996).

Bylo zaznamenáno 30 létavých druhů (53,57 %) o 1 515 jedincích (43,56 %), druhů brachypterních s občasnou makropterii bylo zaznamenáno 5 (8,93 %) o 64 jedincích (1,84 %) a druhů nelétavých bylo zaznamenáno 21 (37,5 %) o 1 899 jedincích (54,6 %).

Přesně polovinu druhů (28) tvořily druhy velké s celkovým počtem jedinců 2 236 (64,29 %) a druhou polovinu tvořily druhy malé s celkovým počtem jedinců 1 242 (35,71 %).

Byly zaznamenány dva druhy pyrofilních střevlíků, a sice druh *Pterostichus quadrioveolatus* (140 jedinců, 4 %), který se vyskytoval pouze na spálených stanovištích a druh *Sericoda quadripunctata* (4 jedinci, 0,1 %), který se vyskytoval pouze na spálených pasekách.

## 4.2 Společenstva střevlíkovitých na jednotlivých typech stanovišť

### 4.2.1 Nespálené paseky

Na nespálených pasekách bylo v průběhu studijního období zaznamenáno celkem 1 190 jedinců střevlíkovitých náležících do 38 různých druhů. Rozdělení společenstva na nespálených pasekách dle míry dominance druhů znázorňuje obrázek 6 a rozdělení dle míry konstance druhů znázorňuje obrázek 7. Vývoj počtu jedinců a druhů střevlíkovitých na spálených pasekách v průběhu studijního období je znázorněn na obrázku 8.

Druhy eudominantní činily 7,89 % (3) z celkového počtu druhů na stanovišti a na celkovém počtu jedinců na stanovišti se podílely z 66,13 % (787). Jednalo se o druhy *Poecilus*

*versicolor*, *Carabus violaceus* a *Carabus problematicus*. Druhy dominantní činily 2,63 % (1) z celkového počtu druhů na stanovišti a na celkovém počtu jedinců na stanovišti se podílely z 5,21 % (62). Jednalo se o druh *Amara lunicollis*. Seznam druhů zaznamenaných na nespálených pasekách dle počtu jedinců, míry dominance a míry konstance je uveden v tabulce 4.

| Druh   | Počet jedinců | Dominance | Třída dominance | Počet vzorků | Konstace | Třída konstace               |
|--|---------------|-----------|-----------------|--------------|----------|------------------------------|
| <i>Poecilus versicolor</i> (Sturm, 1824)                   | 500           | 42,02%    | eudominantní    | 8            | 100,00%  | Druh téměř vždy přítomný     |
| <i>Carabus violaceus</i> (Linnaeus, 1758)                  | 156           | 13,11%    | eudominantní    | 8            | 100,00%  | Druh téměř vždy přítomný     |
| <i>Carabus problematicus</i> (Herbst, 1786)                | 131           | 11,01%    | eudominantní    | 6            | 75,00%   | Druh převážně se vyskytující |
| <i>Amara lunicollis</i> (Schiodte, 1837)                   | 62            | 5,21%     | dominantní      | 8            | 100,00%  | Druh téměř vždy přítomný     |
| <i>Carabus hortensis</i> (Linnaeus, 1758)                  | 54            | 4,54%     | subdominantní   | 7            | 87,50%   | Druh téměř vždy přítomný     |
| <i>Bembidion lampros</i> (Herbst, 1784)                    | 53            | 4,45%     | subdominantní   | 8            | 100,00%  | Druh téměř vždy přítomný     |
| <i>Pterostichus niger</i> (Schaller, 1783)                 | 49            | 4,12%     | subdominantní   | 7            | 87,50%   | Druh téměř vždy přítomný     |
| <i>Harpalus latus</i> (Linnaeus, 1758)                     | 47            | 3,95%     | subdominantní   | 6            | 75,00%   | Druh převážně se vyskytující |
| <i>Carabus intricatus</i> (Linnaeus, 1761)                 | 38            | 3,19%     | subdominantní   | 3            | 37,50%   | Druh často se vyskytující    |
| <i>Poecilus cupreus</i> (Linnaeus, 1758)                   | 16            | 1,34%     | recedentní      | 5            | 62,50%   | Druh převážně se vyskytující |
| <i>Harpalus solitarius</i> (Dejean, 1829)                  | 12            | 1,01%     | recedentní      | 5            | 62,50%   | Druh převážně se vyskytující |
| <i>Cicindela campestris</i> (Linnaeus, 1758)               | 10            | 0,84%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |
| <i>Pterostichus oblongopunctatus</i> (Fabricius, 1787)     | 9             | 0,76%     | subrecedentní   | 2            | 25,00%   | Druh často se vyskytující    |
| <i>Notiophilus palustris</i> (Duftschmid, 1812)            | 6             | 0,50%     | subrecedentní   | 3            | 37,50%   | Druh často se vyskytující    |
| <i>Agonum sexpunctatum</i> (Linnaeus, 1758)                | 6             | 0,50%     | subrecedentní   | 2            | 25,00%   | Druh často se vyskytující    |
| <i>Harpalus rufipes</i> (DeGeer, 1774)                     | 5             | 0,42%     | subrecedentní   | 5            | 62,50%   | Druh převážně se vyskytující |
| <i>Carabus arvensis</i> (Herbst, 1784)                     | 5             | 0,42%     | subrecedentní   | 3            | 37,50%   | Druh často se vyskytující    |
| <i>Cymindis cingulata</i> (Dejean, 1825)                   | 4             | 0,34%     | subrecedentní   | 2            | 25,00%   | Druh často se vyskytující    |
| <i>Amara plebeja</i> (Gyllenhal, 1810)                     | 3             | 0,25%     | subrecedentní   | 2            | 25,00%   | Druh často se vyskytující    |
| <i>Calathus fuscipes</i> (Goeze, 1777)                     | 3             | 0,25%     | subrecedentní   | 2            | 25,00%   | Druh často se vyskytující    |
| <i>Notiophilus biguttatus</i> (Fabricius, 1779)            | 2             | 0,17%     | subrecedentní   | 2            | 25,00%   | Druh často se vyskytující    |
| <i>Leistus rufomarginatus</i> (Duftschmid, 1812)           | 2             | 0,17%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |
| <i>Pterostichus nigrita</i> (Paykull, 1790)                | 2             | 0,17%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |
| <i>Abax parallelepipedus</i> (Piller & Mitterpacher, 1783) | 1             | 0,08%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |
| <i>Amara equestris</i> (Duftschmid, 1812)                  | 1             | 0,08%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |
| <i>Bembidion guttula</i> (Fabricius, 1792)                 | 1             | 0,08%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |
| <i>Bembidion mannerheimii</i> (C. R. Sahlberg, 1827)       | 1             | 0,08%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |
| <i>Bembidion properans</i> (Stephens, 1828)                | 1             | 0,08%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |
| <i>Carabus linnei</i> (Panzer, 1810)                       | 1             | 0,08%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |
| <i>Microlestes minutulus</i> (Goeze, 1777)                 | 1             | 0,08%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |
| <i>Nebria brevicollis</i> (Fabricius, 1792)                | 1             | 0,08%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |
| <i>Notiophilus aestuans</i> (Dejean, 1826)                 | 1             | 0,08%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |
| <i>Pterostichus melanarius</i> (Illiger, 1798)             | 1             | 0,08%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |
| <i>Pterostichus minor</i> (Gyllenhal, 1827)                | 1             | 0,08%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |
| <i>Stomis pumicatus</i> (Panzer, 1796)                     | 1             | 0,08%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |
| <i>Syntomus truncatellus</i> (Linnaeus, 1761)              | 1             | 0,08%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |
| <i>Synuchus vivalis</i> (Illiger, 1798)                    | 1             | 0,08%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |
| <i>Tachyta nana</i> (Gyllenhal, 1810)                      | 1             | 0,08%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |

Tabulka 4: Seznam druhů zaznamenaných na nespálených pasekách dle počtu jedinců, míry dominance a míry konstance.

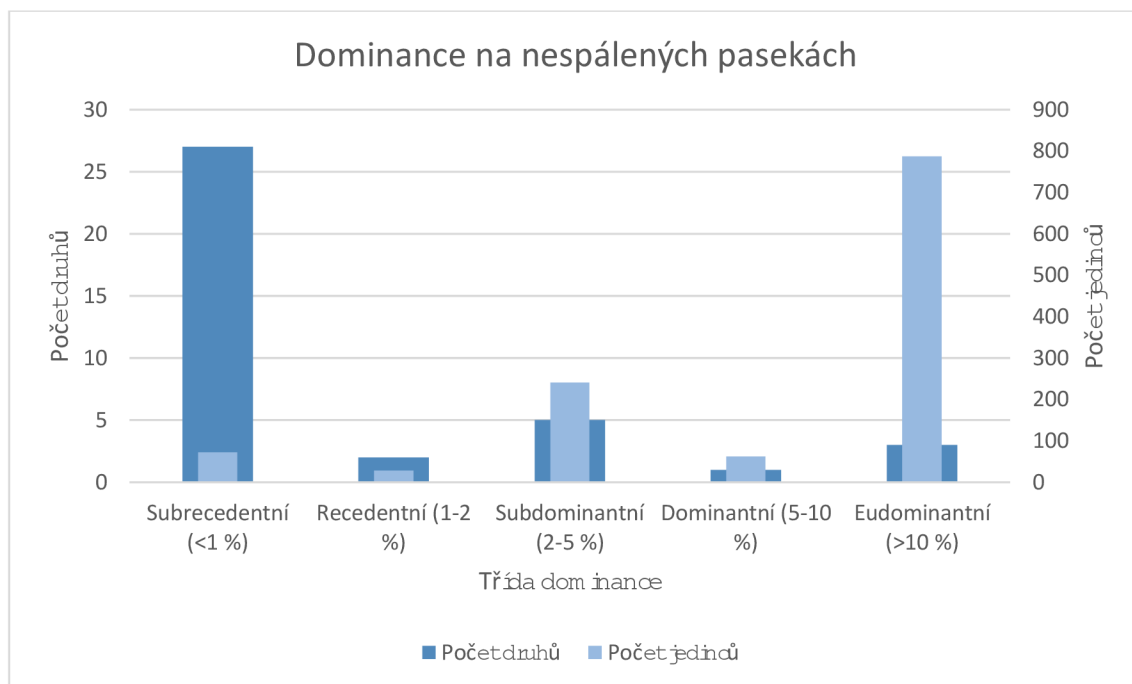
Na nespálených pasekách tvořily adaptabilní druhy (A) 55,26 % druhů a 49,5 % jedinců, z nichž nejpočetnějšími byli druhy *Carabus violaceus* a *C. problematicus*, a druhy eurytopní (E) tvořily 31,58 % druhů a 49,41 % jedinců, z nichž nejpočetnějším byl druh *Poecilus versicolor*. Byl zaznamenán výskyt dvou druhů reliktních (R), a sice *Cymindis cingulata* a *Leistus rufomarginatus*, kteří společně tvořili 5,26 % druhů a 0,5 % jedinců. Nezařazené druhy *Harpalus rufipes*, *Notiophilus aestuans* a *Pterostichus minor* tvořily 7,89 % druhů a 0,59 % jedinců. Počet druhů a jedinců stěvlíkovitých dle bioindikačních skupin je znázorněn v tabulce 5.

| Bioindikační skupina   | Počet druhů | Počet jedinců | Hlavní druhy  |
|------------------------|-------------|---------------|---|
| <b>Adaptabilní (A)</b> | 21          | 589           | <i>Carabus violaceus</i> , <i>C. problematicus</i>                                |
| <b>Eurytopní (E)</b>   | 12          | 588           | <i>Poecilus versicolor</i>  |
| <b>Reliktní (R)</b>    | 2           | 6             | <i>Cymindis cingulata</i> , <i>Leistus rufomarginatus</i>                         |
| <b>Bez zařazení</b>    | 3           | 7             | <i>Harpalus rufipes</i> , <i>Notiophilus aestuans</i> , <i>Pterostichus minor</i> |

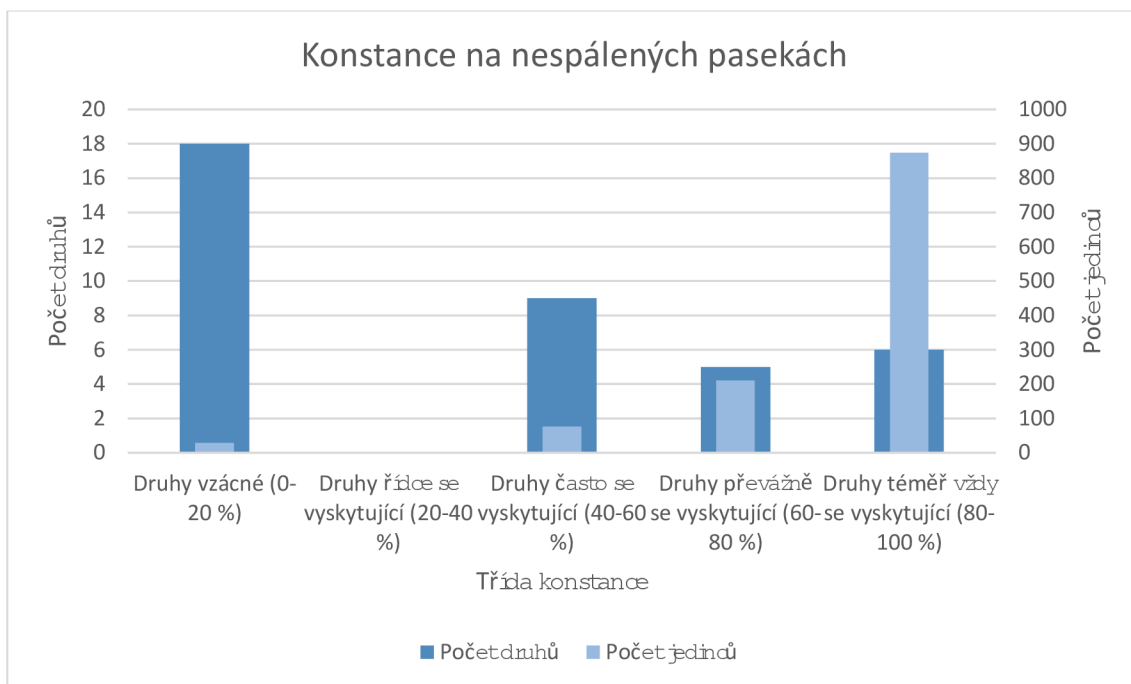
Tabulka 5: Počet druhů a jedinců střevlíkovitých na nespálených pasekách podle bioindikačních skupin dle Hůrky et al. (1996).

Malé druhy tvořily 56,76 % (21) druhů na stanovišti a 59,41 % (707) jedinců na stanovišti. Velké druhy tvořily 44,74 % (17) druhů na stanovišti a 40,59 % (483) jedinců na stanovišti.

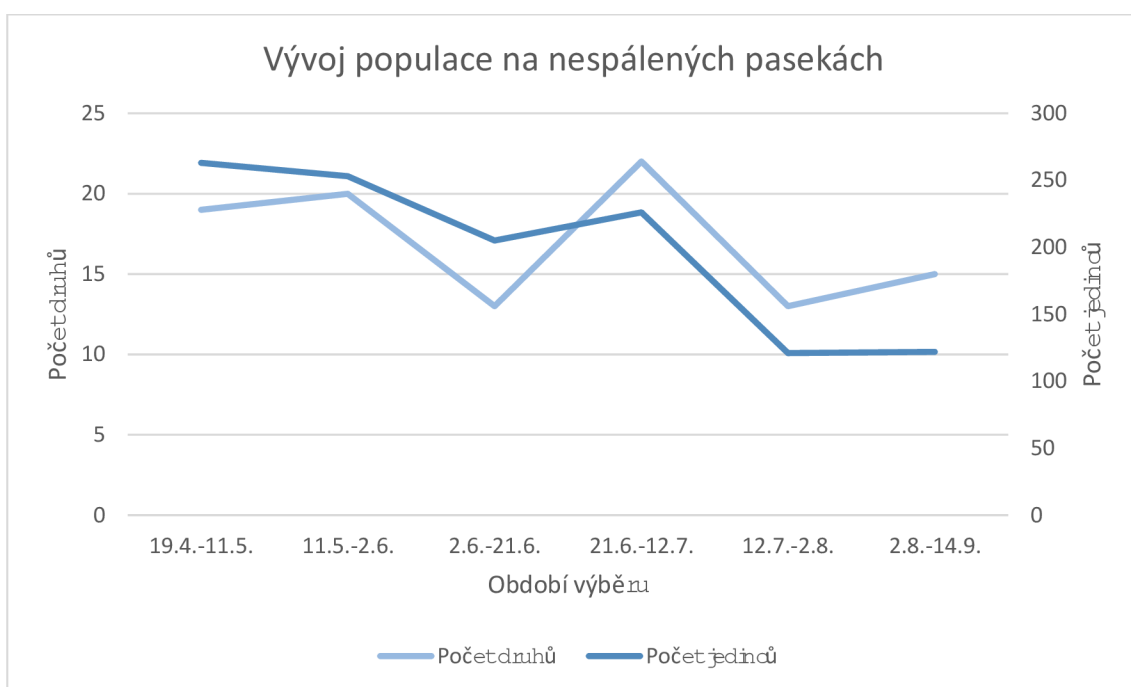
Létavé druhy tvořily 50,00 % (19) druhů na stanovišti a 61,18 % (728) jedinců na stanovišti. Druhy brachypterní s občasnou makropteríí tvořily 10,53 % (4) druhů na stanovišti a 0,50 % (6) jedinců na stanovišti. Nelétavé druhy tvořily 39,47 % (15) druhů na stanovišti a 38,32 % (456) jedinců na stanovišti.



Obrázek 6: Rozdělení společenstva střevlíkovitých na nespálených pasekách dle míry dominance druhů.



Obrázek 7: Rozdělení společenstva střevlíkovitých na nespálených pasekách dle míry konstace druhů.



Obrázek 8: Vývoj počtu jedinců a druhů střevlíkovitých na nespálených pasekách v průběhu studijního období.

#### 4.2.2 Spálené paseky

Na spálených pasekách bylo v průběhu studijního období zaznamenáno celkem 335 jedinců střevlíkovitých náležících do 33 různých druhů. Rozdělení společenstva dle míry dominance druhů znázorňuje obrázek 9 a rozdělení společenstva dle míry konstace druhů znázorňuje obrázek 10. Vývoj počtu jedinců a druhů střevlíkovitých na spálených pasekách v průběhu studijního období je znázorněn na obrázku 11.

Druhy eudominantní činily 6,06 % (2) z celkového počtu druhů na stanovišti a na celkovém počtu jedinců na stanovišti se podílely z 38,21 % (128). Jednalo se o pyrofilní druh



*Pterostichus quadriveolatus* a *Bembidion lampros*. Vývoj početnosti a míry konstance druhu *Pterostichus quadriveolatus* na spálených pasekách je znázorněn na obrázku 12 a podíl jeho početnosti je znázorněn na obrázku 13. Druhy dominantní činily 12,12 % (4) z celkového počtu druhů na stanovišti a na celkovém počtu jedinců na stanovišti se podílely z 28,06 % (94). Jednalo se o druhy *Carabus problematicus*, *Harpalus solitarius*, *Calathus erratus* a *Poecilus versicolor*. Byl zaznamenán výskytu pyrofilního druhu *Sericoda quadripunctata*, který byl na tomto typu stanoviště recedentní. Vývoj početnosti a míry konstance druhu *Sericoda quadripunctata* na spálených pasekách je znázorněn na obrázku 14. Seznam druhů zaznamenaných na spálených pasekách dle počtu jedinců, míry dominance a konstance je uveden v tabulce 6.

| Druh   | Počet jedinců | Dominance | Třída dominance | Počet vzorků | Konstance | Třída konstance              |
|--|---------------|-----------|-----------------|--------------|-----------|------------------------------|
| <i>Pterostichus quadriveolatus</i> (Letzner, 1852)         | 89            | 26,57%    | eudominantní    | 7            | 87,50%    | Druh téměř vždy přítomný     |
| <i>Bembidion lampros</i> (Herbst, 1784)                    | 39            | 11,64%    | eudominantní    | 8            | 100,00%   | Druh téměř vždy přítomný     |
| <i>Carabus problematicus</i> (Herbst, 1786)                | 27            | 8,06%     | dominantní      | 6            | 75,00%    | Druh převážně se vyskytující |
| <i>Harpalus solitarius</i> (Dejean, 1829)                  | 26            | 7,76%     | dominantní      | 3            | 37,50%    | Druh řídké se vyskytující    |
| <i>Calathus erratus</i> (C.R. Sahlberg, 1827)              | 22            | 6,57%     | dominantní      | 3            | 37,50%    | Druh řídké se vyskytující    |
| <i>Poecilus versicolor</i> (Sturm, 1824)                   | 19            | 5,67%     | dominantní      | 7            | 87,50%    | Druh téměř vždy přítomný     |
| <i>Carabus violaceus</i> (Linnaeus, 1758)                  | 16            | 4,78%     | subdominantní   | 6            | 75,00%    | Druh převážně se vyskytující |
| <i>Microlestes minutulus</i> (Goeze, 1777)                 | 11            | 3,28%     | subdominantní   | 5            | 62,50%    | Druh převážně se vyskytující |
| <i>Notiophilus biguttatus</i> (Fabricius, 1779)            | 11            | 3,28%     | subdominantní   | 5            | 62,50%    | Druh převážně se vyskytující |
| <i>Harpalus rufipes</i> (DeGeer, 1774)                     | 11            | 3,28%     | subdominantní   | 3            | 37,50%    | Druh řídké se vyskytující    |
| <i>Cicindela campestris</i> (Linnaeus, 1758)               | 8             | 2,39%     | subdominantní   | 4            | 50,00%    | Druh často se vyskytující    |
| <i>Amara lunicollis</i> (Schiödte, 1837)                   | 7             | 2,09%     | subdominantní   | 5            | 62,50%    | Druh převážně se vyskytující |
| <i>Carabus intricatus</i> (Linnaeus, 1761)                 | 7             | 2,09%     | subdominantní   | 5            | 62,50%    | Druh převážně se vyskytující |
| <i>Harpalus affinis</i> (Schrank, 1781)                    | 7             | 2,09%     | subdominantní   | 4            | 50,00%    | Druh často se vyskytující    |
| <i>Poecilus lepidus</i> (Leske, 1787)                      | 5             | 1,49%     | recedentní      | 1            | 12,50%    | Druh vzácný                  |
| <i>Sericoda quadripunctata</i> (De Geer, 1774)             | 4             | 1,19%     | recedentní      | 2            | 25,00%    | Druh řídké se vyskytující    |
| <i>Trechus quadristriatus</i> (Schrank, 1781)              | 3             | 0,90%     | subrecedentní   | 3            | 37,50%    | Druh řídké se vyskytující    |
| <i>Abax parallelepipedus</i> (Piller & Mitterpacher, 1783) | 3             | 0,90%     | subrecedentní   | 2            | 25,00%    | Druh řídké se vyskytující    |
| <i>Poecilus cupreus</i> (Linnaeus, 1758)                   | 3             | 0,90%     | subrecedentní   | 2            | 25,00%    | Druh řídké se vyskytující    |
| <i>Carabus hortensis</i> (Linnaeus, 1758)                  | 2             | 0,60%     | subrecedentní   | 2            | 25,00%    | Druh řídké se vyskytující    |
| <i>Harpalus latus</i> (Linnaeus, 1758)                     | 2             | 0,60%     | subrecedentní   | 2            | 25,00%    | Druh řídké se vyskytující    |
| <i>Nebria brevicollis</i> (Fabricius, 1792)                | 2             | 0,60%     | subrecedentní   | 2            | 25,00%    | Druh řídké se vyskytující    |
| <i>Acupalpus flavicollis</i> (Sturm, 1825)                 | 1             | 0,30%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%    | Druh vzácný                  |
| <i>Amara plebeja</i> (Gyllenhal, 1810)                     | 1             | 0,30%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%    | Druh vzácný                  |
| <i>Bembidion quadrimaculatum</i> (Linnaeus, 1761)          | 1             | 0,30%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%    | Druh vzácný                  |
| <i>Bradycellus harpalinus</i> (Audinet-Serville, 1821)     | 1             | 0,30%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%    | Druh vzácný                  |
| <i>Carabus arvensis</i> (Herbst, 1784)                     | 1             | 0,30%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%    | Druh vzácný                  |
| <i>Harpalus rubripes</i> (Duftschmid, 1812)                | 1             | 0,30%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%    | Druh vzácný                  |
| <i>Harpalus rufipalpis</i> (Sturm, 1818)                   | 1             | 0,30%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%    | Druh vzácný                  |
| <i>Notiophilus palustris</i> (Duftschmid, 1812)            | 1             | 0,30%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%    | Druh vzácný                  |
| <i>Pterostichus burmeisteri</i> (Heer, 1841)               | 1             | 0,30%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%    | Druh vzácný                  |
| <i>Pterostichus niger</i> (Schaller, 1783)                 | 1             | 0,30%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%    | Druh vzácný                  |
| <i>Tachyta nana</i> (Gyllenhal, 1810)                      | 1             | 0,30%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%    | Druh vzácný                  |

Tabulka 6: Seznam druhů zaznamenaných na spálených pasekách dle počtu jedinců, míry dominance a míry konstance.

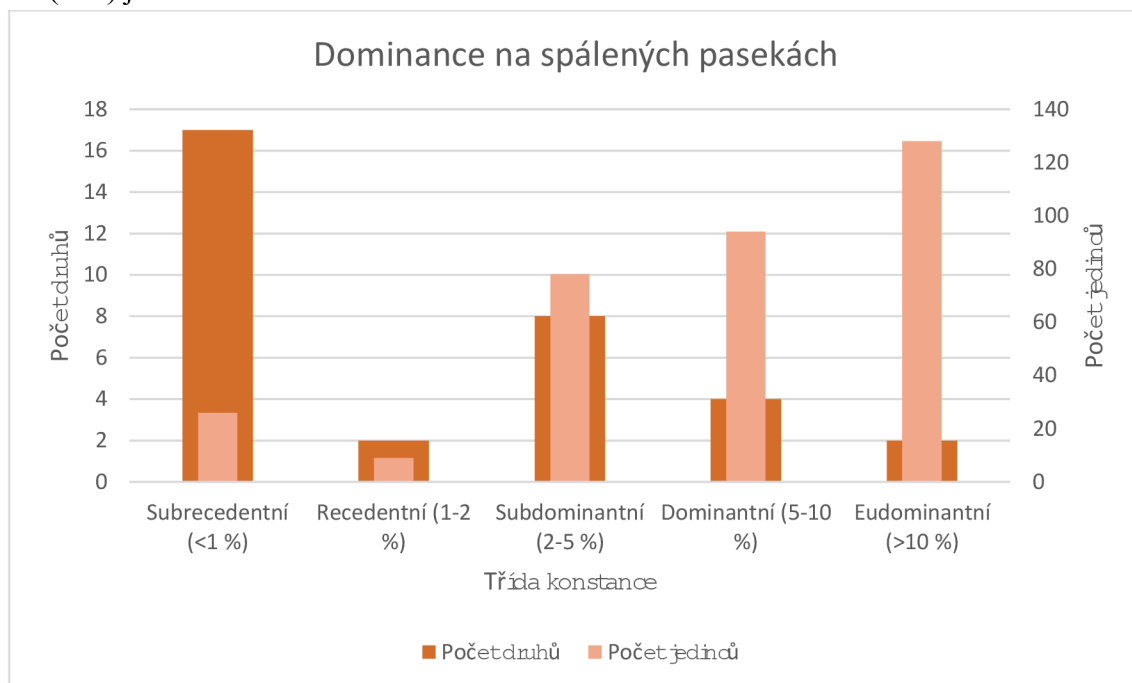
Na spálených pasekách tvořily adaptabilní druhy (A) 63,64 % druhů a 69,55 % jedinců, z nichž nejpočetnějším byl druh *Pterostichus quadriveolatus*, a druhy eurytopní (E) tvořily 30,3 % druhů a 25,67 % jedinců, z nichž nejpočetnějším byl druh *Bembidion lampros*. Druhy reliktní (R) nebyly na tomto stanovišti zaznamenány vůbec. Nezařazené druhy *Harpalus rufipes* a *Poecilus lepidus* tvořily 6,06 % druhů a 4,78 % jedinců. Počet druhů a jedinců střevlíkovitých dle bioindikačních skupin je znázorněn v tabulce 7.

| Bioindikační skupina   | Počet druhů | Počet jedinců | Hlavní druhy                                      |
|------------------------|-------------|---------------|---|
| <b>Adaptabilní (A)</b> | 21          | 233           | <i>Pterostichus quadriveolatus</i>                |
| <b>Eurytopní (E)</b>   | 10          | 86            | <i>Bembidion lampros</i>                          |
| <b>Reliktní (R)</b>    | 0           | 0             | x   |
| <b>Bez zařazení</b>    | 2           | 16            | <i>Harpalus rufipes</i> , <i>Poecilus lepidus</i> |

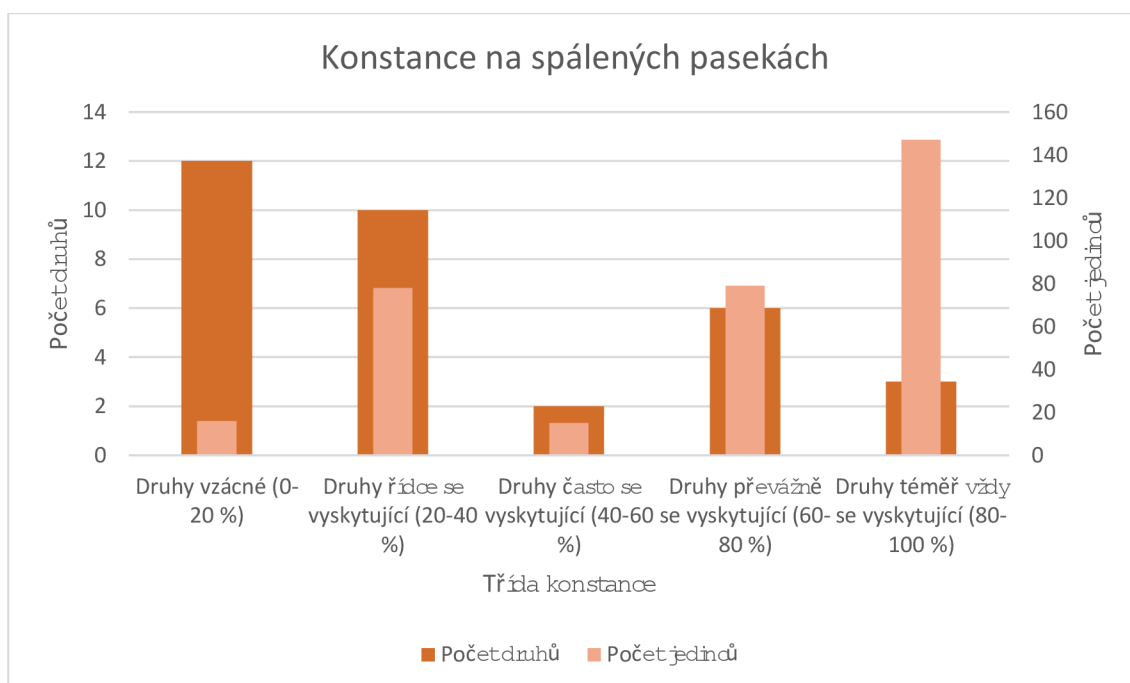
Tabulka 7: Počet druhů a jedinců střevlíkovitých na spálených pasekách podle bioindikačních skupin dle Hürky et al. (1996).

Malé druhy tvořily 48,48 % (16) druhů na stanovišti a 38,51 % (129) jedinců na stanovišti. Velké druhy tvořily 51,52 % (17) druhů na stanovišti a 61,49 % (206) jedinců na stanovišti.

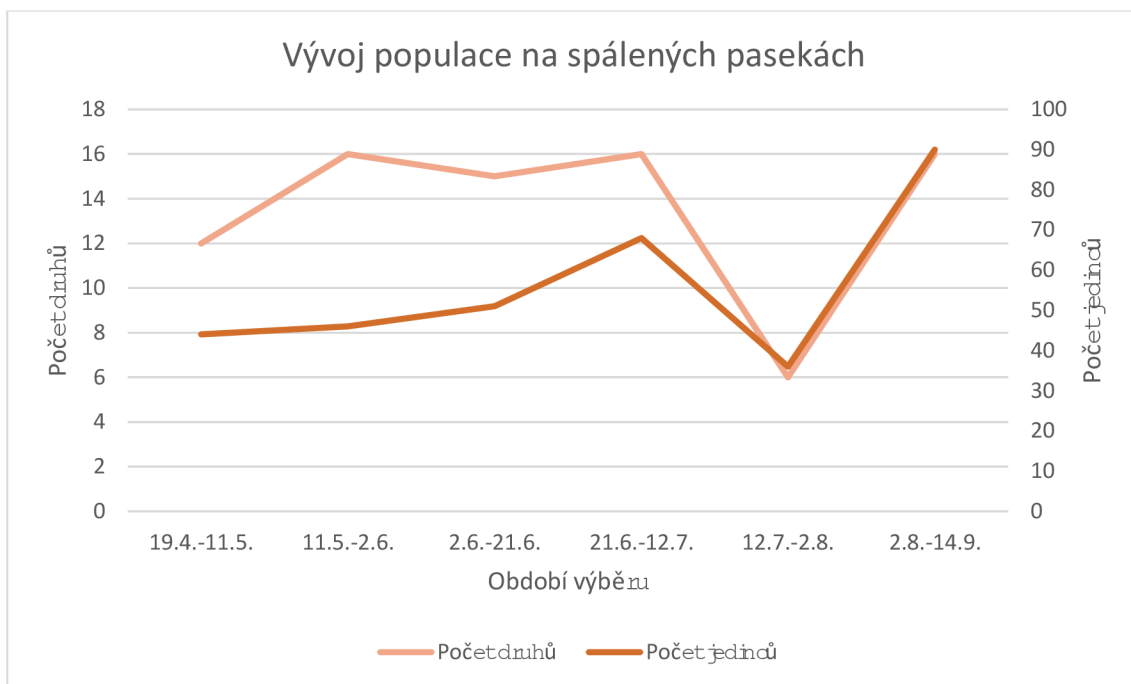
Létavé druhy tvořily 63,64 % (21) druhů na stanovišti a 59,7 % (200) jedinců na stanovišti. Druhy brachypterní s občasnou makropterii tvořily 6,06 % (2) druhů na stanovišti a 4,78 % (16) jedinců na stanovišti. Nelétavé druhy tvořily 30,3 % (10) druhů na stanovišti a 35,52 % (119) jedinců na stanovišti.



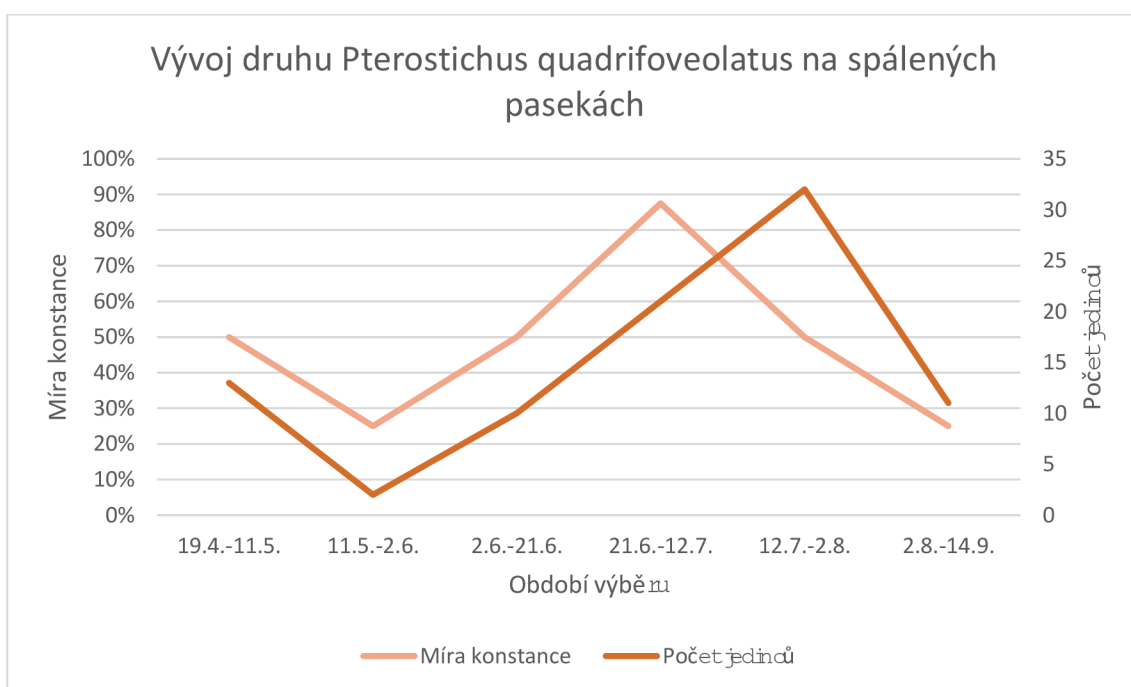
Obrázek 9: Rozdělení společenstva střevlíkovitých na spálených pasekách dle míry dominance druhů.



Obrázek 10: Rozdělení společenstva střevlíkovitých na spálených pasekách dle míry konstace druhů.

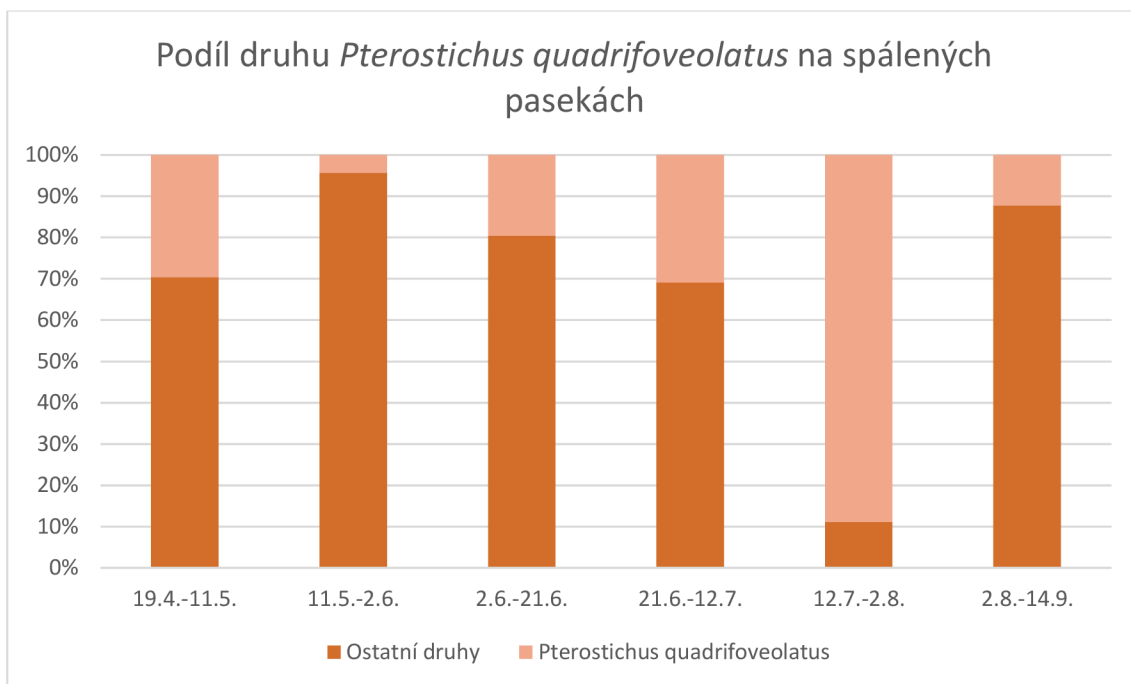


Obrázek 11: Vývoj počtu jedinců a druhů střevlíkovitých na spálených pasekách v průběhu studijního období.

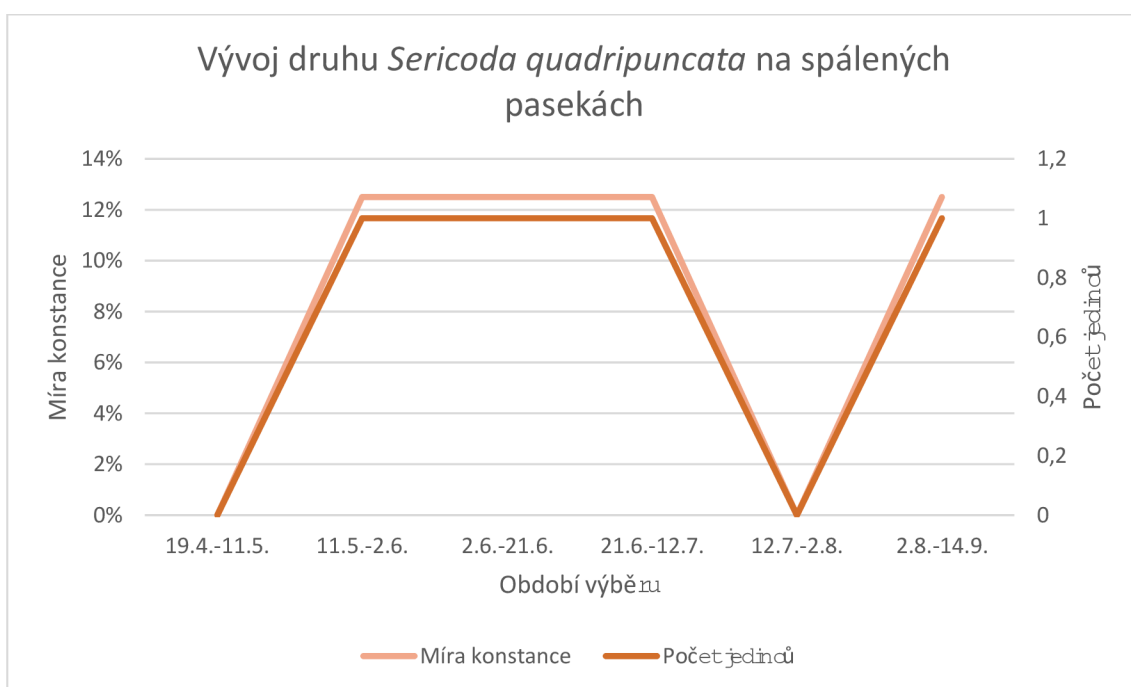


Obrázek 12: Vývoj početnosti a míry konstance druhu *Pterostichus quadrifoveolatus* na spálených pasekách v průběhu studijního období.





Obrázek 13: Podíl početnosti druhu *Pterostichus quadrifoveolatus* na spálených pasekách v průběhu studijního období.



Obrázek 14: Vývoj početnosti a míry konstance druhu *Sericoda quadripunctata* na spálených pasekách v průběhu studijního období.

### 4.2.3 Nespálené kůrovcové kalamity

Na nespálených kůrovcových kalamitách bylo v průběhu studijního období zaznamenáno celkem 1 598 jedinců střevlíkovitých náležíčích do 29 různých druhů. Rozdělení společenstva na nespálených kalamitách dle míry dominance druhů znázorňuje obrázek 15 a rozdělení společenstva dle míry konstance druhů znázorňuje obrázek 16. Vývoj počtu jedinců a druhů střevlíkovitých na nespálených kůrovcových kalamitách v průběhu studijního období je znázorněn na obrázku 17.

Druhy eudominantní činily 10,34 % (3) z celkového počtu druhů na stanovišti a na celkovém počtu jedinců na stanovišti se podílely z 60,64 % (969). Jednalo se o druhy *Carabus violaceus*, *Carabus hortensis* a *Carabus intricatus*. Druhy dominantní činily 10,34 % (3) z celkového počtu druhů na stanovišti a na celkovém počtu jedinců na stanovišti se podílely z 21,9 % (350). Jednalo se o druhy *Poecilus versicolor*, *Pterostichus niger* a *Carabus problematicus*. Seznam druhů zaznamenaných na nespálených kůrovcových kalamitách dle počtu jedinců, míry dominance a konstance je na tabulce 8.

| Druh   | Počet jedinců | Dominance | Třída dominance | Počet vzorků | Konstace | Třída konstace               |
|--|---------------|-----------|-----------------|--------------|----------|------------------------------|
| <i>Carabus violaceus</i> (Linnaeus, 1758)                  | 538           | 33,67%    | eudominantní    | 8            | 100,00%  | Druh téměř vždy přítomný     |
| <i>Carabus hortensis</i> (Linnaeus, 1758)                  | 226           | 14,14%    | eudominantní    | 8            | 100,00%  | Druh téměř vždy přítomný     |
| <i>Carabus intricatus</i> (Linnaeus, 1761)                 | 205           | 12,83%    | eudominantní    | 7            | 87,50%   | Druh téměř vždy přítomný     |
| <i>Poecilus versicolor</i> (Sturm, 1824)                   | 158           | 9,89%     | dominantní      | 3            | 37,50%   | Druh řídké se vyskytující    |
| <i>Pterostichus niger</i> (Schaller, 1783)                 | 105           | 6,57%     | dominantní      | 7            | 87,50%   | Druh téměř vždy přítomný     |
| <i>Carabus problematicus</i> (Herbst, 1786)                | 87            | 5,44%     | dominantní      | 7            | 87,50%   | Druh téměř vždy přítomný     |
| <i>Pterostichus oblongopunctatus</i> (Fabricius, 1787)     | 74            | 4,63%     | subdominantní   | 5            | 62,50%   | Druh převážně se vyskytující |
| <i>Amara lunicollis</i> (Schiödte, 1837)                   | 58            | 3,63%     | subdominantní   | 4            | 50,00%   | Druh často se vyskytující    |
| <i>Abax parallelepipedus</i> (Piller & Mitterpacher, 1783) | 41            | 2,57%     | subdominantní   | 4            | 50,00%   | Druh často se vyskytující    |
| <i>Bembidion lampros</i> (Herbst, 1784)                    | 23            | 1,44%     | recedentní      | 3            | 37,50%   | Druh řídké se vyskytující    |
| <i>Notiophilus biguttatus</i> (Fabricius, 1779)            | 16            | 1,00%     | recedentní      | 7            | 87,50%   | Druh téměř vždy přítomný     |
| <i>Harpalus rufipes</i> (DeGeer, 1774)                     | 14            | 0,88%     | subrecedentní   | 2            | 25,00%   | Druh řídké se vyskytující    |
| <i>Carabus arvensis</i> (Herbst, 1784)                     | 11            | 0,69%     | subrecedentní   | 4            | 50,00%   | Druh často se vyskytující    |
| <i>Harpalus latus</i> (Linnaeus, 1758)                     | 8             | 0,50%     | subrecedentní   | 4            | 50,00%   | Druh často se vyskytující    |
| <i>Carabus auronitens</i> (Fabricius, 1792)                | 6             | 0,38%     | subrecedentní   | 3            | 37,50%   | Druh řídké se vyskytující    |
| <i>Carabus linnei</i> (Panzer, 1810)                       | 4             | 0,25%     | subrecedentní   | 2            | 25,00%   | Druh řídké se vyskytující    |
| <i>Cychrus caraboides</i> (Linnaeus, 1758)                 | 4             | 0,25%     | subrecedentní   | 2            | 25,00%   | Druh řídké se vyskytující    |
| <i>Notiophilus palustris</i> (Duftschmid, 1812)            | 3             | 0,19%     | subrecedentní   | 3            | 37,50%   | Druh řídké se vyskytující    |
| <i>Cychrus attenuatus</i> (Fabricius, 1792)                | 2             | 0,13%     | subrecedentní   | 2            | 25,00%   | Druh řídké se vyskytující    |
| <i>Calathus fuscipes</i> (Goeze, 1777)                     | 2             | 0,13%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |
| <i>Cicindela campestris</i> (Linnaeus, 1758)               | 2             | 0,13%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |
| <i>Microlestes minutulus</i> (Goeze, 1777)                 | 2             | 0,13%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |
| <i>Nebria brevicollis</i> (Fabricius, 1792)                | 2             | 0,13%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |
| <i>Pterostichus aethiops</i> (Panzer, 1797)                | 2             | 0,13%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |
| <i>Amara plebeja</i> (Gyllenhal, 1810)                     | 1             | 0,06%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |
| <i>Cymindis cingulata</i> (Dejean, 1825)                   | 1             | 0,06%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |
| <i>Harpalus laevipes</i> (Zetterstedt, 1828)               | 1             | 0,06%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |
| <i>Harpalus solitaris</i> (Dejean, 1829)                   | 1             | 0,06%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |
| <i>Leistus rufomarginatus</i> (Duftschmid, 1812)           | 1             | 0,06%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |

Tabulka 8: Seznam druhů zaznamenaných na nespálených kůrovcových kalamitách dle počtu jedinců, míry dominance a míry konstace.

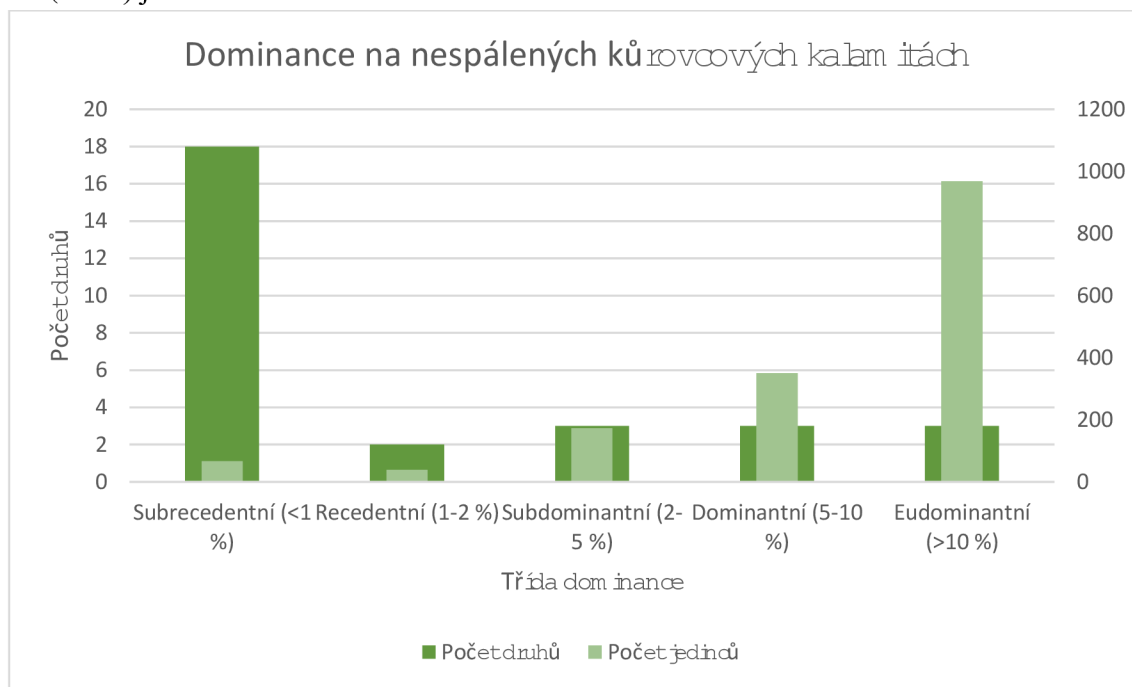
Na nespálených kůrovcových kalamitách tvořily adaptabilní druhy (A) 62,07 % druhů a 86,98 % jedinců, z nichž nejpočetnějšími byli druhy *Carabus violaceus*, *C. hortensis* a *C. intricatus*, a druhy eurytopní (E) tvořily 20,69 % druhů a 11,83 % jedinců, z nichž nejpočetnějším byl druh *Poecilus versicolor*. Byl zaznamenán výskyt tří druhů reliktních (R), a sice *Cychrus attenuatus*, *Cymindis cingulata* a *Leistus rufomarginatus*, kteří společně tvořili 10,34 % druhů a 0,25 % jedinců. Nezařazené druhy *Harpalus rufipes*, a *H. laevipes* tvořily 6,9 % druhů a 0,94 % jedinců. Počet druhů a jedinců stěvlíkovitých dle bioindikačních skupin je znázorněn v tabulce 9.

| Bioindikační skupina   | Počet druhů | Počet jedinců | Hlavní druhy  |
|------------------------|-------------|---------------|---|
| <b>Adaptabilní (A)</b> | 18          | 1390          | <i>Carabus violaceus</i> , <i>C. hortensis</i> , <i>C. intricatus</i>                 |
| <b>Eurytopní (E)</b>   | 6           | 189           | <i>Poecilus versicolor</i>  |
| <b>Reliktní (R)</b>    | 3           | 4             | <i>Cychrus attenuatus</i> , <i>Cymindis cingulata</i> , <i>Leistus rufomarginatus</i> |
| <b>Bez zařazení</b>    | 2           | 15            | <i>Harpalus rufipes</i> , <i>H. laevipes</i>  |

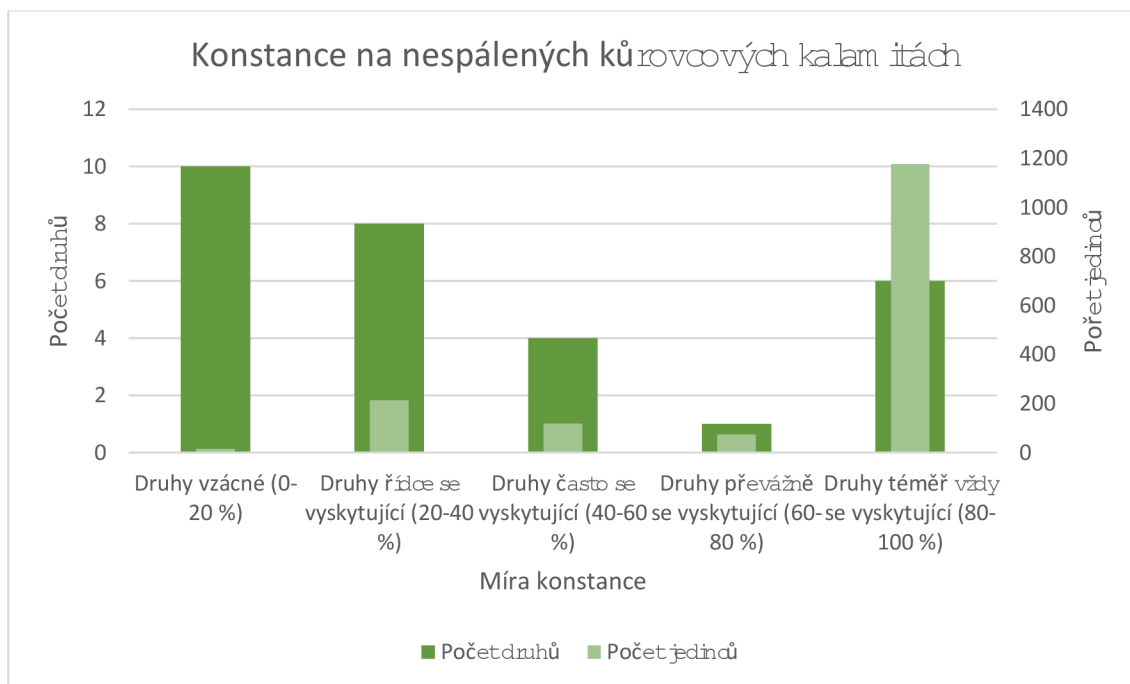
Tabulka 9: Počet druhů a jedinců stěvlíkovitých na nespálených kůrovcových kalamitách podle bioindikačních skupin dle Hůrky et al. (1996).

Malé druhy tvořily 37,93 % (11) druhů na stanovišti a 17,02 % (272) jedinců na stanovišti. Velké druhy tvořily 62,07 % (18) druhů na stanovišti a 82,98 % (1326) jedinců na stanovišti.

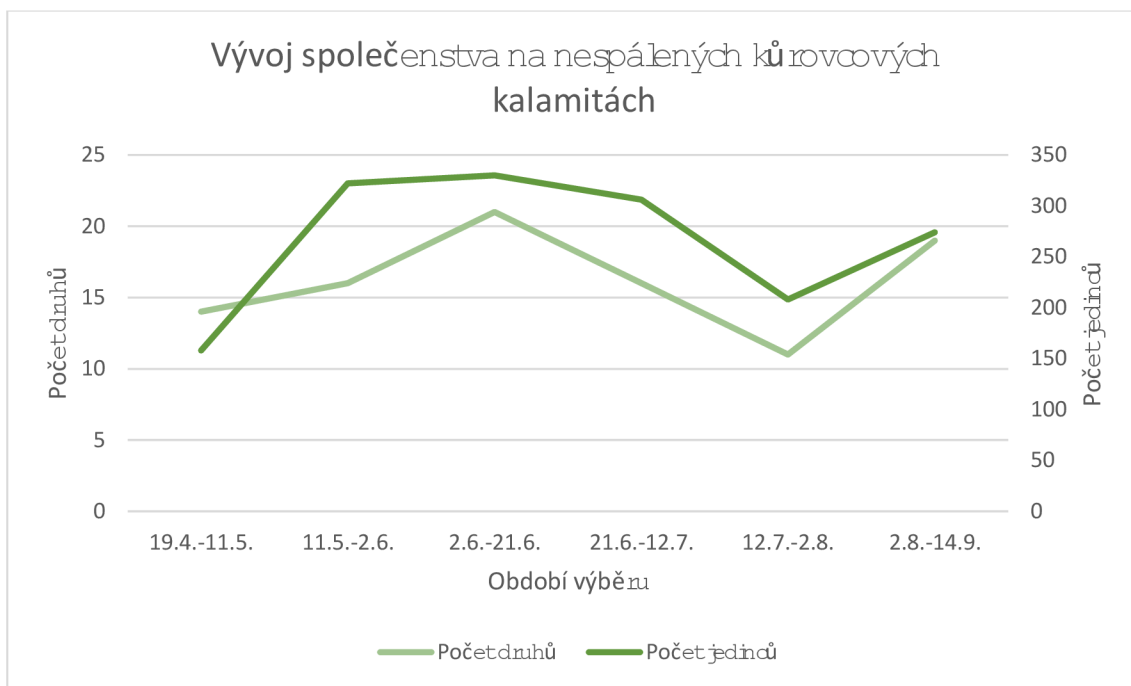
Létavé druhy tvořily 41,38 % (12) druhů na stanovišti a 26,66 % (426) jedinců na stanovišti. Druhy brachypterní s občasnou makropterii tvořily 6,9 % (2) druhů na stanovišti a 58,62 % (17) jedinců na stanovišti. Nelétavé druhy tvořily 51,72 % (15) druhů na stanovišti a 72,28 % (1155) jedinců na stanovišti.



Obrázek 15: Rozdělení společenstva střevlíkovitých na nespálených kůrovcových kalamitách dle míry dominance druhů v průběhu studijního období.



Obrázek 16: Rozdělení společenstva střevlíkovitých na nespálených kůrovcových kalamitách dle míry konstace druhů v průběhu studijního období.



Obrázek 17: Vývoj počtu jedinců a druhů střevlíkovitých na nespálených kůrovcových kalamitách v průběhu studijního období.

#### 4.2.4 Spálené kůrovcové kalamity

Na spálených kůrovcových kalamitách bylo v průběhu studijního období zaznamenáno celkem 355 jedinců střevlíkovitých náležících do 30 různých druhů. Rozdělení společenstva na spálených kalamitách dle míry dominance druhů znázorňuje obrázek 18 a rozdělení společenstva dle míry konstance druhů znázorňuje obrázek 19. Vývoj počtu jedinců a druhů střevlíkovitých na nespálených kůrovcových kalamitách v průběhu studijního období je znázorněn na obrázku 20.

Druhy eudominantní činily 6,67 % (2) z celkového počtu druhů na stanovišti a na celkovém počtu jedinců na stanovišti se podílely z 32,68 % (116). Jednalo se o druhy *Bembidion lampros* a pyrofilní druh *Pterostichus quadrioveolatus*. Vývoj početnosti a míry konstance druhu *Pterostichus quadrioveolatus* na spálených kůrovcových kalamitách je znázorněn na obrázku 21 a podíl jeho početnosti v průběhu studijního období je znázorněn na obrázku 22. Druhy dominantní činily 16,67 % (5) z celkového počtu druhů na stanovišti a na celkovém počtu jedinců na stanovišti se podílely z 38,31 % (136). Jednalo se o druhy *Carabus violaceus*, *Pterostichus niger*, *Carabus intricatus*, *Carabus problematicus* a *Notiophilus biguttatus*. Seznam druhů zaznamenaných na spálených kůrovcových kalamitách dle počtu jedinců, míry dominance a konstance je uveden v tabulce 10.

| Druh   | Počet jedinců | Dominance | Třída dominance | Počet vzorků | Konstace | Třída konstace               |
|--|---------------|-----------|-----------------|--------------|----------|------------------------------|
| <i>Bembidion lampros</i> (Herbst, 1784)                    | 65            | 18,31%    | eudominantní    | 6            | 75,00%   | Druh převážně se vyskytující |
| <i>Pterostichus quadrifoveolatus</i> (Letzner, 1852)       | 51            | 14,37%    | eudominantní    | 7            | 87,50%   | Druh téměř vždy přítomný     |
| <i>Carabus violaceus</i> (Linnaeus, 1758)                  | 29            | 8,17%     | dominantní      | 7            | 87,50%   | Druh téměř vždy přítomný     |
| <i>Pterostichus niger</i> (Schaller, 1783)                 | 28            | 7,89%     | dominantní      | 7            | 87,50%   | Druh téměř vždy přítomný     |
| <i>Carabus problematicus</i> (Herbst, 1786)                | 27            | 7,61%     | dominantní      | 8            | 100,00%  | Druh téměř vždy přítomný     |
| <i>Carabus intricatus</i> (Linnaeus, 1761)                 | 27            | 7,61%     | dominantní      | 7            | 87,50%   | Druh téměř vždy přítomný     |
| <i>Notiophilus biguttatus</i> (Fabricius, 1779)            | 25            | 7,04%     | dominantní      | 8            | 100,00%  | Druh téměř vždy přítomný     |
| <i>Harpalus rufipes</i> (DeGeer, 1774)                     | 17            | 4,79%     | subdominantní   | 5            | 62,50%   | Druh převážně se vyskytující |
| <i>Poecilus versicolor</i> (Sturm, 1824)                   | 15            | 4,23%     | subdominantní   | 4            | 50,00%   | Druh často se vyskytující    |
| <i>Carabus hortensis</i> (Linnaeus, 1758)                  | 12            | 3,38%     | subdominantní   | 4            | 50,00%   | Druh často se vyskytující    |
| <i>Cicindela campestris</i> (Linnaeus, 1758)               | 8             | 2,25%     | subdominantní   | 3            | 37,50%   | Druh řídko se vyskytující    |
| <i>Harpalus affinis</i> (Schrank, 1781)                    | 7             | 1,97%     | recedentní      | 4            | 50,00%   | Druh často se vyskytující    |
| <i>Amara lunicollis</i> (Schiödte, 1837)                   | 7             | 1,97%     | recedentní      | 2            | 25,00%   | Druh řídko se vyskytující    |
| <i>Microlestes minutulus</i> (Goeze, 1777)                 | 5             | 1,41%     | recedentní      | 4            | 50,00%   | Druh často se vyskytující    |
| <i>Poecilus cupreus</i> (Linnaeus, 1758)                   | 5             | 1,41%     | recedentní      | 4            | 50,00%   | Druh často se vyskytující    |
| <i>Carabus arvensis</i> (Herbst, 1784)                     | 3             | 0,85%     | subrecedentní   | 3            | 37,50%   | Druh řídko se vyskytující    |
| <i>Harpalus latus</i> (Linnaeus, 1758)                     | 3             | 0,85%     | subrecedentní   | 2            | 25,00%   | Druh řídko se vyskytující    |
| <i>Harpalus solitarius</i> (Dejean, 1829)                  | 3             | 0,85%     | subrecedentní   | 2            | 25,00%   | Druh řídko se vyskytující    |
| <i>Amara curta</i> (Dejean, 1828)                          | 2             | 0,56%     | subrecedentní   | 2            | 25,00%   | Druh řídko se vyskytující    |
| <i>Nebria brevicollis</i> (Fabricius, 1792)                | 2             | 0,56%     | subrecedentní   | 2            | 25,00%   | Druh řídko se vyskytující    |
| <i>Notiophilus palustris</i> (Duftschmid, 1812)            | 2             | 0,56%     | subrecedentní   | 2            | 25,00%   | Druh řídko se vyskytující    |
| <i>Amara plebeja</i> (Gyllenhal, 1810)                     | 2             | 0,56%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |
| <i>Notiophilus aestuans</i> (Dejean, 1826)                 | 2             | 0,56%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |
| <i>Pterostichus oblongopunctatus</i> (Fabricius, 1787)     | 2             | 0,56%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |
| <i>Abax parallelepipedus</i> (Piller & Mitterpacher, 1783) | 1             | 0,28%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |
| <i>Bembidion quadrimaculatum</i> (Linnaeus, 1761)          | 1             | 0,28%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |
| <i>Calathus erratus</i> (C.R. Sahlberg, 1827)              | 1             | 0,28%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |
| <i>Carabus auronitens</i> (Fabricius, 1792)                | 1             | 0,28%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |
| <i>Cymindis cingulata</i> (Dejean, 1825)                   | 1             | 0,28%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |
| <i>Harpalus rufipalpis</i> (Sturm, 1818)                   | 1             | 0,28%     | subrecedentní   | 1            | 12,50%   | Druh vzácný                  |

Tabulka 10: Seznam druhů zaznamenaných na spálených kůrovcových kalamitách dle počtu jedinců, míry dominance a míry konstace.

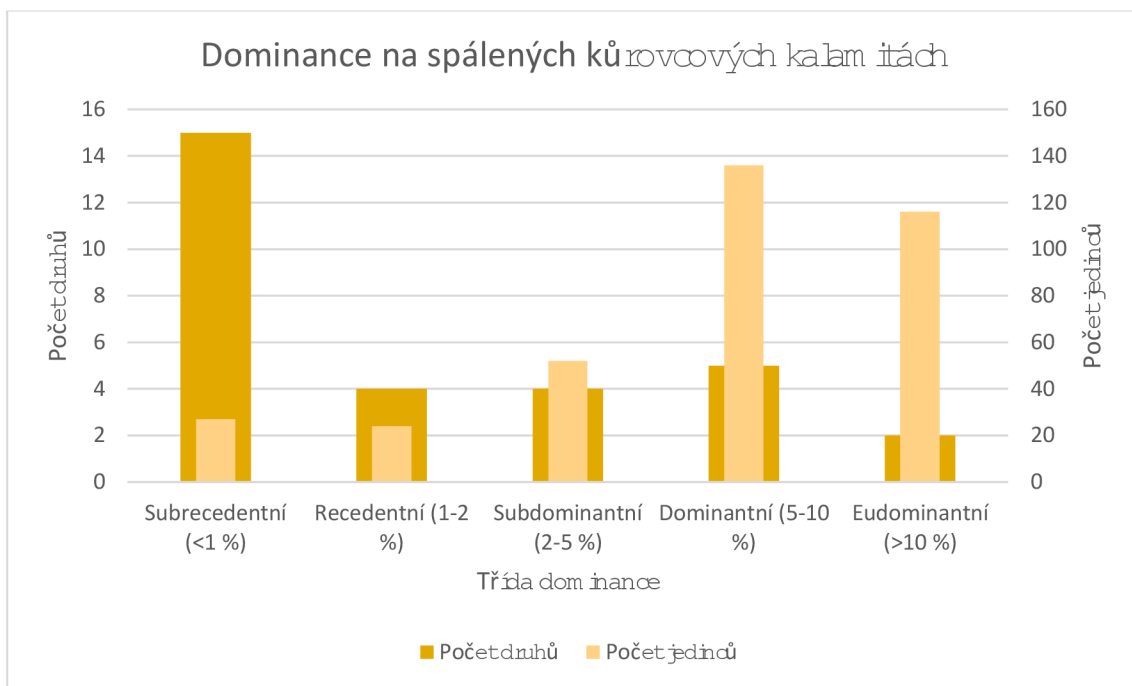
Na spálených kůrovcových kalamitách tvořily adaptabilní druhy (A) 63,33 % druhů a 65,63 % jedinců, z nichž nejpočetnějším byl druh *Pterostichus quadrifoveolatus* a druhy eurytopní (E) tvořily 26,67 % druhů a 28,73 % jedinců, z nichž nejpočetnějším byl druh *Bembidion lampros*. Byl zaznamenán výskyt jednoho druhu reliktního (R), a sice *Cymindis cingulata*, který tvořil 3,33 % druhů a 0,28 % jedinců. Nezařazené druhy *Harpalus rufipes* a *Notiophilus aestuans* tvořily 6,67 % druhů a 5,35 % jedinců. Počet druhů a jedinců střevlíkovitých dle bioindikačních skupin je znázorněn v tabulce 11.

| Bioindikační skupina   | Počet druhů | Počet jedinců | Hlavní druhy  |
|------------------------|-------------|---------------|---|
| <b>Adaptabilní (A)</b> | 19          | 233           | <i>Pterostichus quadrifoveolatus</i>                  |
| <b>Eurytopní (E)</b>   | 8           | 102           | <i>Bembidion lampros</i>                              |
| <b>Reliktní (R)</b>    | 1           | 1             | <i>Cymindis cingulata</i>                             |
| <b>Bez zařazení</b>    | 2           | 19            | <i>Harpalus rufipes</i> , <i>Notiophilus aestuans</i> |

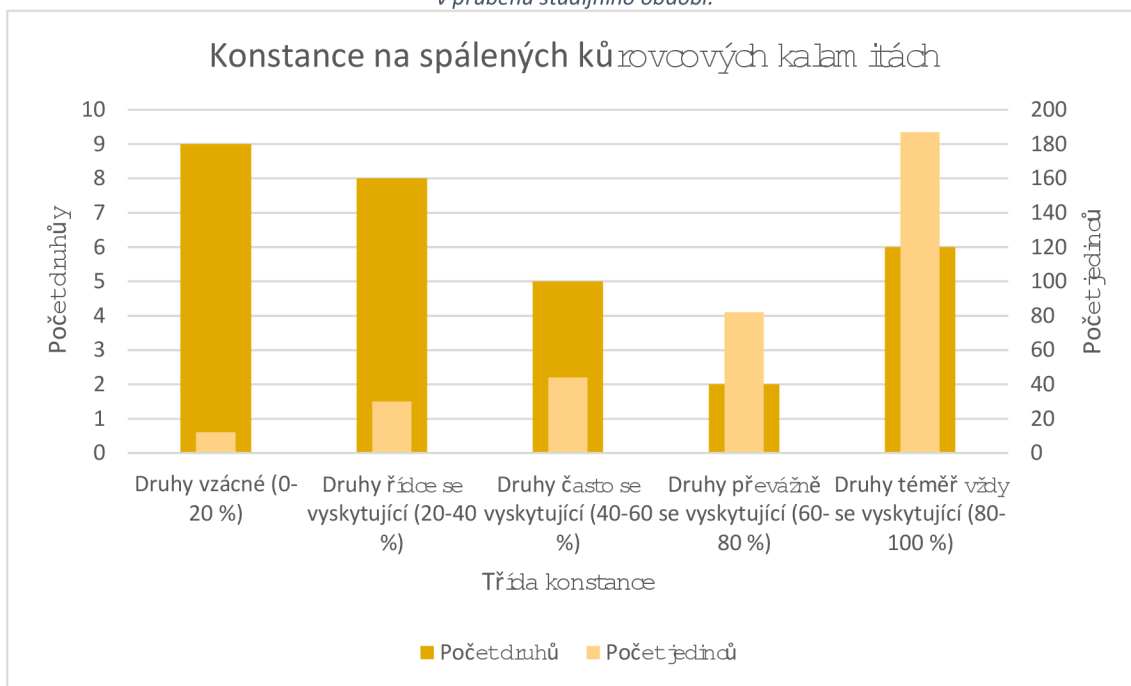
Tabulka 11: Počet druhů a jedinců střevlíkovitých na spálených kůrovcových kalamitách podle bioindikačních skupin dle Hürky et al. (1996).

Malé druhy tvořily 46,67 % (14) druhů na stanovišti a 37,46 % (133) jedinců na stanovišti. Velké druhy tvořily 53,33 % (16) druhů na stanovišti a 62,54 % (222) jedinců na stanovišti.

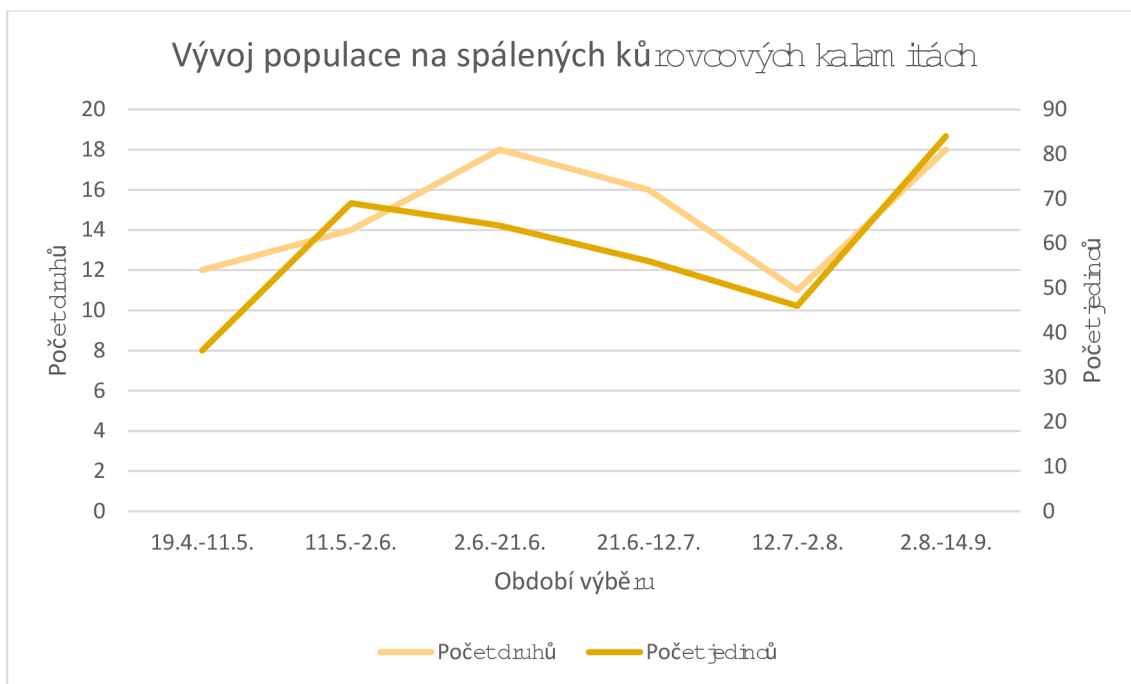
Létavé druhy tvořily 60 % (18) druhů na stanovišti a 45,35 % (161) jedinců na stanovišti. Druhy brachypterní s občasnou makropterii tvořily 3,33 % (1) druhů na stanovišti a 7,04 % (25) jedinců na stanovišti. Nelétavé druhy tvořily 36,67 % (11) druhů na stanovišti a 47,61 % (169) jedinců na stanovišti.



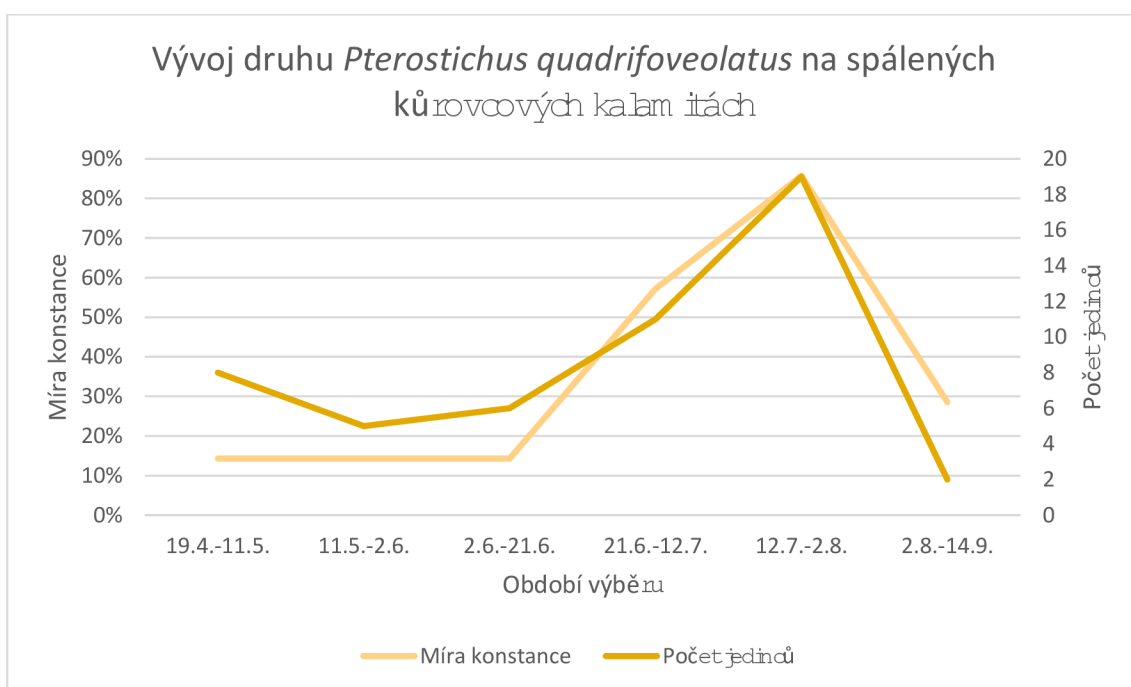
Obrázek 18: Rozdělení společenstva střívkovitých na spálených kůrovcových kalamitách dle míry dominance druhů v průběhu studijního období.



Obrázek 19: Rozdělení společenstva střívkovitých na spálených kůrovcových kalamitách dle míry konstace druhů v průběhu studijního období.

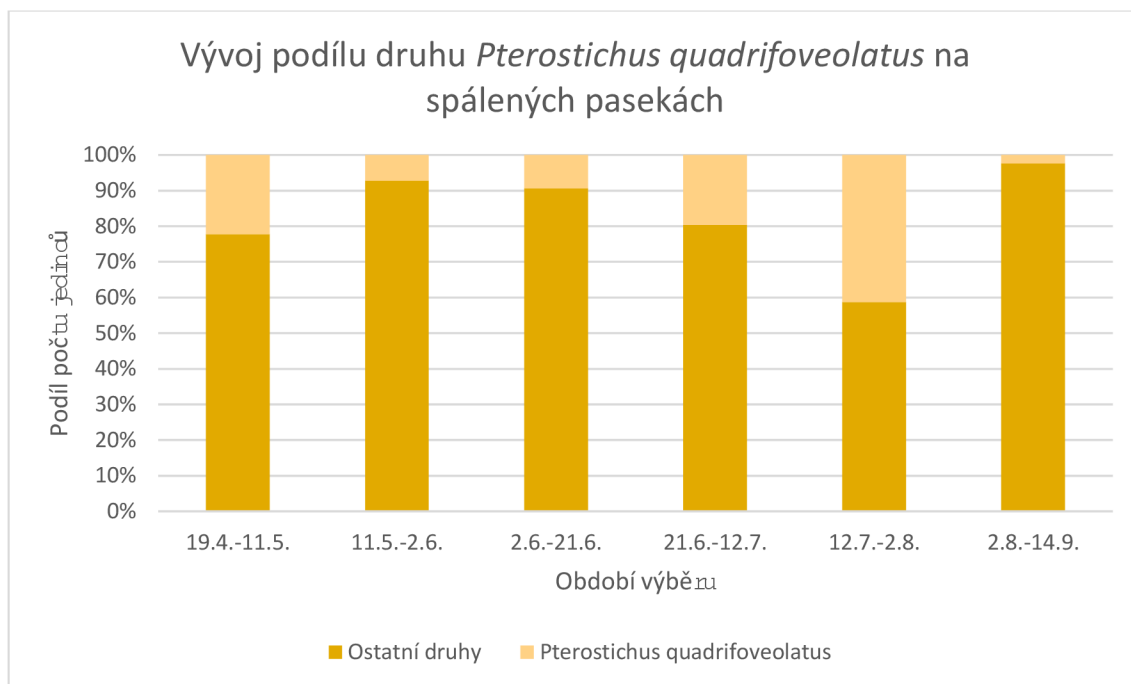


Obrázek 20: Vývoj počtu jedinců a druhů střevlíkovitých na spálených kůrovcových kalamiťách v průběhu studijního období.



Obrázek 21: Vývoj početnosti a míry konstance druhu *Pterostichus quadrioveolatus* na spálených kůrovcových kalamiťách v průběhu studijního období.





Obrázek 22: Podíl početnosti druhu *Pterostichus quadrifoveolatus* na spálených kůrovcových kalamitách v průběhu studijního období.

### 4.3 Srovnání skladby společenstev střevlíkovitých na jednotlivých typech stanovišť

Exkluzivně na nespálených pasekách bylo zaznamenáno 19,64 % druhů (11) a jedinců (17), jednalo se o druhy (seřazeny dle celkového počtu jedinců): *Agonum sexpunctatum*, *Pterostichus nigrita*, *Amara equestris*, *Bembidion guttula*, *B. mannerheimii*, *B. properans*, *Pterostichus melanarius*, *P. minor*, *Stomis pumicatus*, *Syntomus truncatellus* a *Synuchus vivalis*.

Exkluzivně na spálených pasekách bylo zaznamenáno 12,5 % druhů (7) a % jedinců (16), jednalo se o druhy: *Poecilus lepidus*, *Sericoda quadripunctata*, *Trechus quadristriatus*, *Acupalpus flavicollis*, *Bradycellus harpalinus*, *Harpalus rubripes* a *Pterostichus burmeisteri*.

Exkluzivně na nespálených kůrovcových kalamitách bylo zaznamenáno 7,14 % druhů (4) a % jedinců (9), jednalo se o druhy: *Cychrus caraboides*, *C. attenuatus*, *Pterostichus aethiops* a *Harpalus laevipes*.

Exkluzivně na spálených kůrovcových kalamitách bylo zaznamenáno 3,57 % druhů (2) a % jedinců (5), jednalo se o druhy: *Notiophilus aestuans* a *Amara curta*.

Na obou spálených stanovištích zároveň bylo zaznamenáno 8,93 % druhů (5) a % jedinců (181), jednalo se o druhy: *Pterostichus quadrifoveolatus*, *Calathus erratus*, *Harpalus affinis*, *Bembidion quadrimaculatum* a *Harpalus rufipalpis*.

Na obou nespálených stanovištích zároveň bylo zaznamenáno 5,36 % druhů (3) a % jedinců (13), jednalo se o druhy: *Calathus fuscipes*, *Carabus linnei* a *Leistus rufomarginatus*.

Na obou typech kůrovcových kalamit zároveň bylo zaznamenáno 1,79 % druhů (1) a % jedinců (7), jednalo se o druh *Carabus auronitens*.

Na obou typech pasek zároveň bylo zaznamenáno 1,79 % druhů (1) a % jedinců (2), jednalo se o druh *Tachyta nana*.

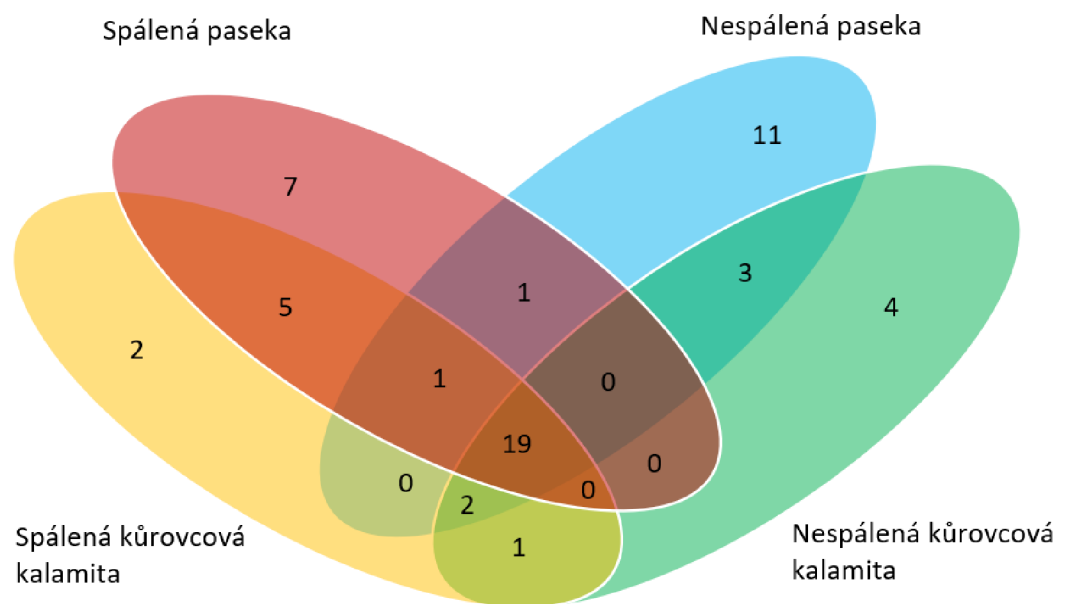


Na všech typech stanovišť zároveň bylo zaznamenáno 33,93 % (19) druhů a % jedinců (3 113), jednalo se o druhy: *Carabus violaceus*, *Poecilus versicolor*, *Carabus hortensis*, *C. intricatus*, *C. problematicus*, *Pterostichus niger*, *Bembidion lampros*, *Amara lunicollis*, *Harpalus latus*, *Notiophilus biguttatus*, *Harpalus rufipes*, *Abax parallelepipedus*, *Harpalus solitarius*, *Cicindela campestris*, *Carabus arvensis*, *Microlestes minutulus*, *Notiophilus palustris*, *Amara plebeja* a *Nebria brevicollis*.

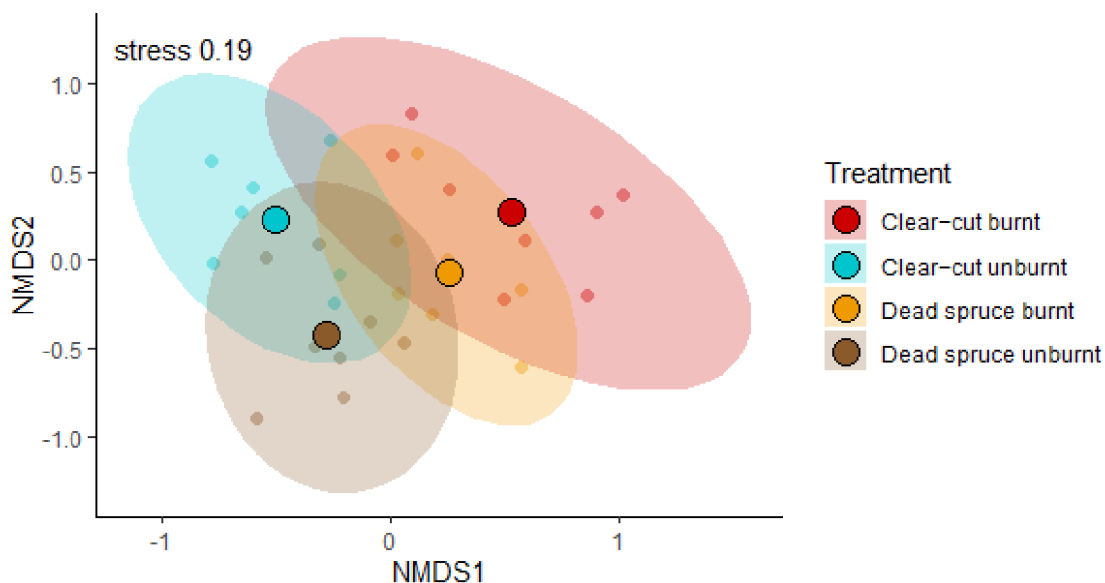
Na obou typech kalamit a nespálené pasece zároveň bylo zaznamenáno 3,57 % druhů (2) a % jedinců (183), jednalo se o druhy: *Cymindis cingulata* a *Pterostichus niger*.

Na obou typech pasek a spálené kůrovcové kalamitě bylo zaznamenáno 1,79 % druhů, jednalo se o druh *Poecilus cupreus*.

Počty druhů dle výskytu na jednotlivých typech stanovišť jsou znázorněny na obrázku 23.



Obrázek 23: Počty druhů střívkovitých dle výskytu na určitém typu stanoviště.



Obrázek 24: Srovnání společenstev střešníkových na všech typech stanovišť pomocí nemetrického vícerozměrného škálování (NMDS). Bližší objekty jsou si navzájem více podobné. Elipsy znázorňují 95% úroveň spolehlivosti. Body jsou centroidy.

Z hlediska abundancí druhů si byla bližší stanoviště v rámci typu zasažení požárem (spálená x nespálená) než v rámci typu stanoviště (paseky x kůrovcové kalamity). Tedy nespálené paseky byly bližší nespáleným kůrovcovým kalamitám než spáleným pasekám a spálené paseky byly bližší spáleným kůrovcovým kalamitám než nespáleným pasekám. To samé platí i naopak, kdy nespálené kůrovcové kalamity byly bližší nespáleným pasekám než spáleným kůrovcovým kalamitám a spálené kůrovcové kalamity byly bližší spáleným pasekám než nespáleným kůrovcovým kalamitám. Znázornění podobnosti společenstev na různých typech stanovišť je uveden prostřednictvím nemetrického vícerozměrného škálování (NMDS) na obrázku 24, kdy bližší objekty jsou si navzájem více podobné. Hodnota stressu je ale poměrně vysoká a jedná se tedy o spíše ilustrativní znázornění.

## **5 Diskuze**

### **5.1 Připomenutí cílů práce**

Cílem této bakalářské práce bylo vzájemné porovnání společenstev střevlíkovitých brouků na čtyřech typech stanovišť: spálené a nespálené paseky, dále spálené a nespálené smrkové porosty, odumřelé vlivem kůrovcové kalamity v kontextu požáru v Národním parku České Švýcarsko roku 2022. Společenstva byla srovnávána zejména z hlediska druhové skladby, počtů jedinců a abundancí jednotlivých druhů. Druhým cílem bylo navrhnout managementová opatření pro podporu vzácných druhů střevlíkovitých.

### **5.2 Shrnutí klíčových výsledků**

Společenstva střevlíkovitých brouků na jednotlivých stanovištích se lišila z hlediska jejich druhové skladby a abundancí jednotlivých druhů.

Podstatně více jedinců bylo zaznamenáno na obou typech nespálených stanovišť oproti oběma stanovištím spáleným, přičemž z hlediska abundance druhů si byla bližší stanoviště v rámci typu zasažení požárem (spálená x nespálená) než v rámci typu stanoviště (paseky x kůrovcové kalamity). Tedy nespálené paseky byly bližší nespáleným kůrovcovým kalamitám než spáleným pasekám a spálené paseky byly bližší spáleným kůrovcovým kalamitám než nespáleným pasekám. To samé platí i naopak, kdy nespálené kůrovcové kalamity byly bližší nespáleným pasekám než spáleným kůrovcovým kalamitám a spálené kůrovcové kalamity byly bližší spáleným pasekám než nespáleným kůrovcovým kalamitám.

Z hlediska počtu druhů nebyly mezi jednotlivými typy stanovišť příliš významné rozdíly, jako z hlediska počtu jedinců. Byl však zaznamenán výskyt podstatného množství druhů, které se vyskytovaly exkluzivně na některém ze čtyř typů stanoviště, popřípadě v rámci jedné z dvojic typů stanoviště (spálená x nespálená; paseky x kůrovcové kalamity).

Managementová opatření na podporu vzácných druhů střevlíkovitých, konkrétně vytváření krajinné mozaiky a refugií, způsoby lesnické těžby a zadržování mrtvého dřeva v porostech a v poslední řadě řízení vypalování, konkrétně pálení klestí, jsou diskutována v kapitole 6.7.

### **5.3 Srovnání společenstev na stanovištích**

#### **5.3.1 Druhová bohatost a abundance**

Na nespálených stanovištích bylo ve srovnání se stanovišti spálenými zaznamenáno během výzkumného období podstatně více jedinců střevlíkovitých, a sice u kůrovcových kalamit 4,5krát více a u pasek 3,6krát více. Oproti tomu počty druhů se na spálených stanovištích od nespálených stanovišť nelišily do takové míry: 1,15krát více druhů se vyskytovalo na nespálených pasekách oproti pasekám spáleným a počet druhů na spálených kůrovcových kalamitách byl pouze o jeden vyšší než na nespálených kalamitách.

Co do počtu jedinců si byla bližší stanoviště stejného typu zasažení požárem (spálená paseka se spálenou kůrovcovou kalamitou a nespálená paseka s nespálenou kůrovcovou

kalamitou) než v rámci typu stanoviště (spálená paseka s nespálenou pasekou a spálená kůrovcová kalamita s nespálenou kůrovcovou kalamitou). Počty druhů na jednotlivých stanovištích si byly velmi blízké, vyvstávaly pouze nespálené paseky.

Tyto výsledky se zdají být konzistentní s dosavadní literaturou, dle Masona et al. (2021), kteří provedli globální meta-analýzu pyroentomologie střevlíkovitých broků, požáry významně snižují abundanci střevlíkovitých, ale na druhovou bohatost nemají významný vliv. Ve srovnatelných porostních podmínkách zaznamenali nízkou abundanci střevlíkovitých na spáleništích například Saint-Germain et al. (2005).

Existují však také případy, kdy na spáleništích byla zaznamenána vyšší abundance ve srovnání s kontrolními plochami, například na lesostepi Velké dunajské nížině v Maďarsku 2,5 roku po požáru Samu et al. (2010) a v porostech borovice přímořské (*Pinus pinaster*) ve Španělsku Fernández Fernández et Salgado Costas (2004). Tato skutečnost byla autory vysvětlena kolonizací spálenišť oportunistickými a pionýrskými druhy.

Jedná se však o komplexní problematiku, kde hraje významnou roli mnoho proměnných a vyvození obecných závěrů proto není snadné.

### 5.3.2 Vývoj počtu jedinců a druhů v průběhu studijního období

Celkový počet jedinců a druhů střevlíkovitých na všech typech stanovištích v průběhu studijního období byl relativně stabilní. Spojnice trendů naznačují drobný nárůst počtu druhů a drobný pokles počtu jedinců, ale nejedná se o významná data. Podotknout lze na propad obou proměnných v období sběru od 12.7. do 2.8., který mohl být odrazem období mezi generacemi střevlíkovitých v průběhu roku. Trendy počtu jedinců a druhů na jednotlivých stanovištích se drobně lišila, ale nejedná se statisticky významné údaje.

### 5.3.3 Dominanční struktura a unikátní druhy

Podíl druhů a počtů jedinců střevlíkovitých v jednotlivých dominantních třídách se mezi jednotlivými typy stanovišť zdál být poměrně vyrovnaný, obzvláště na obou typech kůrovcových kalamit. Na obou typech kůrovcových kalamit byl také srovnatelný podíl druhů a počtů jedinců v rámci tříd konstance, kdežto se trochu lišil mezi oběma typy pasek, kdy například na nespálených pasekách zcela chyběla třída druhů řídce se vyskytujících.

Druhá skladba byla na obou typech nespálených stanovišť poměrně odlišná od obou stanovišť spálených. Nejvíce je tento rozdíl patrný na dominanci spálenišť druhy *Pterostichus quadrioveolatus* a *Bembidion lampros*, které se na nespálených stanovištích buď nevyskytovaly vůbec (*Pterostichus quadrioveolatus*), nebo jen v menší míře než na spáleništích (*Bembidion lampros*). Přesto byly na spáleništích stále velmi početné druhy, které dominovaly i na nespálených stanovištích, ale opět jen v nižší míře, například druh *Poecilus versicolor* nebo zástupci rodu *Carabus* (*C. violaceus*, *C. hortensis*, *C. intricatus* a *C. problematicus*). Ty patřily obecně k nejpočetnějším druhům a vyskytovaly se hojně na všech typech stanovišť. Obzvláště silná je převaha rodu *Carabus* na nespálených kůrovcových kalamitách.

Byl zaznamenán nezanedbatelný počet druhů s unikátním výskytem na konkrétním typu stanoviště. Nejvíce takových druhů bylo zaznamenáno na nespálených pasekách (například *Agonum sexpunctatum*), dále na spálených pasekách (například *Poecilus lepidus*) a na obou

spálených stanovištích zároveň (například pyrofilní druh *Pterostichus quadriveolatus*). Méně druhů s unikátním výskytem bylo zaznamenáno na nespálených kůrovcových kalamitách (například *Cychrus caraboides*), na obou nespálených stanovištích (například *Calathus fuscipes*) a na spálených kůrovcových kalamitách (například *Notiophilus aestuans*). Nejvíce druhů (a těch vůbec nejpočetnějších) se ale vyskytovalo na všech typech stanovišť zároveň (například druh *Poecilus versicolor* a zástupci rodu *Carabus*).

Podobnost stanovišť z hlediska abundance druhů byla vyšší mezi stanovišti v rámci jednoho typu zasažení požárem (spálená x nespálená) než v rámci typu stanoviště (paseky x kůrovcové kalamity). Tedy nespálené paseky byly bližší nespáleným kůrovcovým kalamitám než spáleným pasekám a spálené paseky byly bližší spáleným kůrovcovým kalamitám než nespáleným pasekám. To samé platí i naopak, kdy nespálené kůrovcové kalamity byly bližší nespáleným pasekám než spáleným kůrovcovým kalamitám a spálené kůrovcové kalamity byly bližší spáleným pasekám než nespáleným kůrovcovým kalamitám. K podobnému závěru došli také Saint-Germain et al. (2005).

Tento závěr je konzistentní s dosavadními poznatky: druhové složení společenstev střevlíkovitých bývá podobné na různých typech spálenišť, druhovou skladbu spálenišť tedy lépe předpovídá samotný dopad požáru než typ původního porostu (Gandhi et al. 2008; Ruchin et al. 2019). Požáry tedy homogenizují habitatové typy z hlediska diverzity brouků (Sasal et al. 2008).

#### 5.3.4 Bioindikační skupiny

Dle rozdělení druhů jednotlivých stanovišť do bioindikačních skupin (dle Hůrky et al., 1996, viz kapitola 3.2.4.2) lze konstatovat, že všechny typy stanovišť jsou si v tomto ohledu poměrně blízké. Na všech typech stanovišť převažovala skupina adaptabilních druhů v rozmezí 55–64 %, druhy eurytopní jsou zastoupeny v rozmezí 20–32 % a druhy reliktní v rozmezí 0–10 %. Zaznamenanými reliktními druhy byly *Cymindis cingulata*, *Leistus rufomarginatus* a *Cychrus attenuatus*. Jako nejkvalitnější habitat vyvstávají nespálené kůrovcové kalamity s nejvyšším podílem reliktních druhů a nejnižším podílem druhů eurytopních. Naopak spálené paseky mají nulové zastoupení reliktních druhů a druhé nejvyšší zastoupení druhů eurytopních. Obecně lze tedy konstatovat, že se těmito hodnotami do jisté míry podobají relativně přirozeným, původnímu stavu blízkým, respektive pro ekologickou stabilitu krajiny významným habitatům, ale data jsou pro precizní posouzení prostředí nedostatečná, jelikož byla použita pouze jedna metoda sběru (padací zemní pasti) a výzkum probíhal pouze v rámci jedné vegetační sezóny, jedná se tedy o spíše orientační údaj (Hůrka et al., 1996).

#### 5.3.5 Létavost a velikost

Na všech typech stanovišť dohromady převažovaly co do počtu druhů druhy létavé, avšak co do počtu jedinců převyšovaly druhy nelétavé a dle tělesné velikosti byl počet druhů rozdělen na poloviny, ale co se týče počtu jedinců podstatně převažovaly druhy velké, které činily 64 % z celkového počtu zaznamenaných jedinců.

Na nespálených pasekách převažovaly druhy létavé co do počtu druhů i jedinců a na spálených pasekách byl jejich podíl počtu druhů ještě vyšší. Na nespálených kůrovcových kalamitách naopak převažovaly druhy nelétavé, co se týče počtu druhů a zejména počtu jedinců,

kdy činily 72 % z celkového počtu jedinců. Jednalo se o zejména o velmi početné zástupce rodu *Carabus*. Oproti tomu na spálených kůrovcových kalamitách převažovaly v počtu druhů druhy létavé a v počtu jedinců druhy nelétavé.

Na nespálených pasekách převažovaly co do počtu druhů i jedinců druhy malé, oproti tomu na spálených pasekách převažovaly v obou aspektech druhy velké. Nejvýraznější byla převaha velkých druhů na nespálených kůrovcových kalamitách, kde tvořily 62 % druhů a 83 % jedinců. Jednalo se o již zmíněné velmi početné zástupce rodu *Carabus*. Na spálených kůrovcových kalamitách velké druhy také převažovaly, ale ne do takové míry.

### 5.3.6 Pyrofilie

Exkluzivně na spálených stanovištích byl zaznamenán výskyt dvou pyrofilních druhů střevlíkovitých, a sice v hojných počtech na obou typech spálených stanovišť druh *Pterostichus quadriveolatus* a v počtu pouze čtyř jedinců na jedné spálené pasece druh *Sericoda quadripunctata*. Záznam pyrofilních druhů na spálených stanovištích exkluzivně, popřípadě ve větších počtech, je konzistentní s literaturou (Gandhi et al. 2008; Toivanen a Kotiaho 2007; Martikainen et al. 2006).

Druh *Pterostichus quadriveolatus* byl na obou typech stanovišť jedním ze dvou eudominantních druhů (v obou případech spolu s druhem *Bembidion lampros*), přičemž na spálených pasekách dosahoval vůbec nejvyššího počtu jedinců ze všech druhů, a to s podstatným nárůstem a na obou typech spálených stanovišť byl v rámci celého výzkumného období zaznamenán na všech kromě jedné pasti. Podobný mezi oběma typy spálených stanovišť byl také vývoj jeho početnosti během výzkumného období, kdy obě populace v jeho průběhu rostly až do jejich početních vrcholů v období od 12.7. do 2.8, kdy bylo na spálených pasekách zaznamenáno 16krát více jedinců než v období od 11.5. do 2.6. a na spálených kůrovcových kalamitách bylo v období od 12.7. do 2.8 zachyceno 7krát více jedinců než v následujícím období (od 2.8. do 14.9.), kdy došlo ke značnému propadu počtu zaznamenaných jedinců. Na spálených pasekách ve svém vrcholu početnosti tvořil dokonce téměř 90 % celkového počtu jedinců, načež hned následující období se na počtu jedinců společenstva podílel přibližně z 12 %. To může být vysvětleno možnou odlišnou populační dynamikou druhu *Pterostichus quadriveolatus* a ostatních druhů střevlíkovitých, kteří se v tomto období mohli nacházet v období mezi generacemi v průběhu roku, čehož druh *Pterostichus quadriveolatus* využil z hlediska nižší míry konkurence na stanovišti. Míra jeho konstance na spálených kůrovcových kalamitách v průběhu výzkumného období přibližně sledovala počet jedinců, zatímco na spálených pasekách byla lehce napřed a vrcholila v období od 21.6. do 12.7., tedy v období předcházejícím období vrcholu počtu jedinců. S ohledem na jeho jednoznačný výskyt exkluzivně na spálených stanovištích je v rámci této práce možné o tento druh rozšířit seznam pyrofilních druhů střevlíkovitých podle Bella (2023) (viz kapitola 3.2.3.1) co se týče charakteristiky převážného výskytu na spálených stanovištích ve vyšších počtech ve srovnání s plochami nespálenými.

Druh *Sericoda quadripunctata* byl na spálených pasekách druhem recedentním a v průběhu výzkumného období byl zaznamenán pouze na dvou z osmi pastí. Během celého období výzkumu byl zaznamenán ve čtyřech dílčích obdobích a vždy byl zaznamenán pouze jeden jedinec, přičemž úplně chyběl ve výběrech z období od 19.4. do 11.5. a od 12.7. do 2.8.

Počty zaznamenaných jedinců byly ale natolik nízké, že z nich není možné vyvodit jasné závěry.

Výsledky pro tento druh jsou překvapivé, jelikož obdobný výzkum dopadu požáru na společenstvo střívlíkovitých prokázal podstatně vyšší početnost tohoto druhu (Blažej, 2023). Jednalo se o výzkum dopadu požáru, který se vyskytl v červenci roku 2006 v bezprostřední blízkosti od naší zkoumané lokality (vzdálené přibližně 5 až 10 km), kdy autor rovněž použil padací zemní pasti a jednalo se o spálené lesní porosty tvořené borovicí lesní (*Pinus sylvestris*), smrkem ztepilým (*Picea abies*) a ojediněle bukem lesním (*Fagus sylvatica*) a dubem (*Quercus* sp.). Druh *Sericoda quadripunctata* tehdy činil během prvního vegetačního období po požáru 66,2 % společenstva střívlíkovitých z hlediska počtu jedinců, a sice bylo zaznamenáno 751 jedinců, počet, který převyšoval i početnost druhu *Pterostichus quadriveolatus*, který s 367 zaznamenanými jedinci tvořil 32,3 % populace střívlíkovitých. Co se týče této práce na spálených porostech smrku ztepilého, odumřelého v důsledku kůrovcové kalamity, nebyl zachycen ani jeden jedinec a na spálených pasekách byli zaznamenáni pouze čtyři jedinci. V takto nízkých počtech se tento druh dle Blažeje (2023) vyskytoval až během třetího vegetačního období po požáru, přičemž ještě v předchozím období činil 35,9 % populace, ale již byl početně předčen druhem *Pterostichus quadriveolatus*, který činil 51,1 % populace a tuto početnost si přibližně udržel i během třetího vegetačního období po požáru.

Podobný pokles početnosti druhu *Sericoda quadripunctata* mezi prvním a třetím rokem po požáru zaznamenali také Koivula et al. (2006) ve smíšeném boreálním lese v Kanadě což vysvětlují sukcesí rostlinstva na spáleništi a s ní související zastínění povrchu půdy. Dokonce kompletní absenci specialistů na požáry zaznamenali na spáleništech ve smrkových porostech v Kanadě Saint-Germain et al. (2005). Autoři konstatují, že se nemusí jednat pouze o dopad antropogenního pozměnění tamního požárního režimu praktikami potlačování vzniku požárů, ale důvodem strádání pyrofilních populací může být také snižující se množství substrátu v hospodářských lesích v důsledku odstraňování mrtvého dřeva z porostu.

Nízké početní stavy mohou být také v souladu s přirozenou populační dynamikou pyrofilních organismů v krajinném kontextu, kdy se jejich populace při výskytu požáru rapidně zvětší, načež se jejich abundance za nedlouho vrací na původní úroveň předurčenou nosnou kapacitou prostředí a kvalitou místních porostů, kdy se vyskytují sporadicky a v malých počtech (Saint-Germain et al. 2008; Gongalsky et al. 2003; Bell 2023). Přesto se ale jednalo o první vegetační období po požáru, kdy by se pyrofilní druhy měly ještě na spáleništech vyskytovat ve vysokých počtech (Blažej, 2023). Mohlo se také jednat o pokles početních stavů populace od roku 2006 nebo mohla hrát roli kvalita porostu před spálením, jelikož se jednalo o stromy již odumřelé v důsledku kůrovcové kalamity. Nemusí tomu ale tak být, jelikož druhové složení společenstva střívlíkovitých na spáleništech obecně určuje přímo samotné poškození biotopu požárem, spíše než původní typ porostu (Gandhi et al. 2008; Ruchin et al. 2019). K vyvození důvodu poklesu abundance druhu *Sericoda quadripunctata* v oblasti Národního parku České Švýcarsko by bylo nutné dlouhodobé sledování a výzkum tamní populace.

#### 5.4 Limitace práce, doporučení pro budoucí výzkum

Ve výzkumu společenstev střívlíkovitých jsou běžně používány padací zemní pasti, jelikož se jedná o nenáročnou, efektivní a levnou metodu. Počty zaznamenaných jedinců ale

neodrážejí absolutní početnost druhů na stanovišti, ale spíše hustotu aktivity (aktivity-density), jelikož pravděpodobnost chycení jedince/druhu do padací zemní pasti se odvíjí od jeho pohyblivosti, aktivity a populační hustotě, a proto tato metoda nemusí pravdivě odrážet některé skupiny s nižší aktivitou nebo populační hustotou. Problematika interpretace stanovištních preferencí, jelikož zvláště u mobilních druhů se může jednat pouze o přechodný výskyt v rámci denní aktivity nebo migrace a výzkum individuálního pohybu může vést až k opačným závěrům ohledně interpretace stanovištních preferencí. (Růžičková et Zoltánek, 2021)

Dalším nedostatkem padacích zemních pastí je, že neinformují o celém spektru střevlíkovitých, ale převážně o jeho epigeické části. Blažej (2023), podotkl na výrazný rozdíl v počtu zaznamenaných jedinců podkorního druhu *Tachyta nana* mezi padacími zemními pastmi a individuálním sběrem pod kůrou.

Z tohoto ohledu by bylo vhodné doplnit výzkum některou další metodou, například pomocí letových pastí, nebo v konkrétních případech individuálním sběrem.

Dalším nedostatkem mohlo být nezávažnosti požáru, která je zodpovědná za značnou část variability v odezvách skupin půdní bioty (Mason et al., 2021; Malmström, 2010)

Vhodné také bude pokračovat ve výzkumu i v dalších letech, což poskytne důležité informace ohledně vývoje místního společenstva střevlíkovitých v průběhu sukcese na spáleništi.

## **5.5 Managementová opatření pro podporu vzácných druhů**

### **5.5.1 Krajinná mozaika a refugia**

Požární refugia (netknuté porostní plochy zanechané požárem) mívají odlišnou strukturu od okolních porostů, zejména co se týče výskytu starých stromů, což zabraňuje jejich zničení požárem a tyto habitaty tak mohou sloužit jako refugia pro lesní a vzácné reliktní druhy střevlíkovitých, které v nich naleznou vhodné podmínky pro udržení populace a následnou obnovu společenstva (Gandhi et al. 2001).

Rozrušení krajiny však není významné jen z hlediska obnovy společenstev po požáru: přítomnost škály porostů v různých fázích sukcese v širším kontextu krajiny může například tlumit některé negativní vlivy lesního hospodářství (Niemelä et al. 2007), jelikož mnohé druhy jsou charakteristické právě pro určitá sukcesní stádia porostu, jejichž přítomnost tak může přispívat k udržování životaschopných populací těchto druhů (Pohl et al. 2007). Často ale v krajině chybí klimaxové habitaty, čímž trpí obzvláště druhy, které takové prostředí vyžadují (Niemelä et al. 2007).

Při lesní těžbě je zejména v horských jehličnatých lesích je v zájmu podpory biodiverzity vhodné zanechávat mozaiku netknutých ploch, které by byly svou strukturou a charakterem podobné těm, které by zanechaly požáry a tím imitovat požáry, které se v kontextu změny požárních režimů nemusí vyskytovat (Gandhi et al. 2001; Moretti et al. 2004), jelikož právě takové porosty dosahují nejvyšších abundancí a diverzity střevlíkovitých brouků (Kašák et al. 2017). Nejde ale jen o velké porostní plochy, podstatný význam mají také drobné plošky holé země, kdy plošky o rozměrech 1x1 m prospívají abundancí bezobratlých a plošky o rozměrech 5x5 m prospívají bohatosti řádů bezobratlých (Cameron et Leather, 2012). Co se týče zotavením společenstev bezobratlých po požáru, podstatný význam mají i drobné plošky nespáleného



porostu o průměru několika metrů, pro některé mobilní skupiny dokonce o průměru jen několika desítek centimetrů (Gongalsky et Zaitsev, 2016). Obecně však velikost porostních ploch nemá vliv na počet vzácných druhů brouků (Gandhi et al. 2001).

Existují však důkazy, že charakteristiky ploch (v tomto případě ploch, na kterých se v předešlých několika letech vyskytl požár) mohou být kritické pro některé konkrétní druhy: například pravděpodobnost kolonizace takovéto plochy druhem *Stephanopachys linearis* z čeledi Bostrichidae, který se páří pouze na spálených stromech, roste s velikostí plochy a s ní spojeným počtem stromů a spojitostí s okolními ploškami a přítomnost větších ploch dokonce u tohoto druhu snižuje riziko místní extinkce (Ranius et al. 2014).

Co se týče hranic jednotlivých ploch, edafony sice mohou být druhově bohatší než sousední habitaty (Hatteland et Kirkendall, 2005), ale mezi střevlíkovitými je velmi málo druhů specializovaných právě na okraje porostů a hranice mezi lesy a otevřenými habitaty mohou působit jako bariéra pro druhy spojené pouze s jedním z oněch ekosystémů, kdežto pro generalisty bariéru nepředstavují (Niemelä et al. 2007).

Krajinná mozaika je klíčová při provádění určitých zákroků majících za cíl obnovu určitých habitatů a populací ohrožených druhů, například řízeným vypalováním, kdy značný význam má také ekologická historie krajiny, zejména z hlediska hospodářství (Kouki et al. 2012). Klíčová je také v kontextu urbanizace krajiny, jelikož menší plošky původních habitatů mohou vykazovat vyšší druhovou diverzitu i abundanci epigeických organismů než člověkem osídlená krajina a tím udržovat populace těchto skupin i v člověkem velmi pozměněném prostředí (Gandhi et al. 2011).

Existují ale i případy, kdy krajinná mozaika vytvořená požáry nemusí mít na společenstva střevlíkovitých žádný vliv, jak bylo například prokázáno na severoamerických prériích, kdy většina zaznamenaných variací byla připsána ročnímu období, konkrétně rozdílu mezi jarní a podzimní faunou (Cook et Holt, 2006). Obecně je nutno brát v potaz, že některé lidské zásahy do prostředí sice mohou zlepšit některou charakteristiku společenstev, například zvýšit jeho druhovou bohatost, ale naopak mohou například snížit ochrannou hodnotu prostředí, jelikož některé zásahy mohou prospívat pouze běžným a početným druhům (Hollmen et al. 2008).

Celkově však vyšší strukturní různorodost hospodářských porostů může zanechat potřebná refugia pro populace vzácných brouků v případě lesních požárů, a tedy zaměření na přítomnost a udržování podobných ekosystémů v obhospodařovaných lesích může mít kladný vliv na biodiverzitu a strukturní rozmanitost krajiny a populace vzácných brouků (Gandhi et al. 2001).

### **5.5.2 Lesní hospodářství a mrtvé dřevo v porostech**

Zdá se, že lesní hospodářství ovlivňuje epigeická společenstva mnoha způsoby, a to jak druhovým složením hospodářských porostů, způsobem jeho obnovy i různých lidských zásahů a zákroků, jako je například lesní těžba nebo retence mrtvého dřeva. Existují důkazy, že složení a charakter společenstev střevlíkovitých je nepřímo ovlivněn dominantním druhem stromu v porostu, a to prostřednictvím jeho vlivu na kvalitu půdy a hrabanky, kdy nejhodnější podmínky obecně poskytují porosty topolu černého, a naopak nejméně vhodné podmínky poskytují porosty smrku ztepilého (Podrászký et al., 2010 b; Vician et al., 2018). Z hlediska mobilních druhů je také důležitý charakter sousedních porostů, jelikož se takové druhy mohou

krátkodobě vyskytovat i mimo svá preferovaná stanoviště (Vician et al. 2018). Samotný způsob obnovy porostu má vliv na organickou hmotu v půdě, kdy hospodářsky využívané porosty obnovované přirozeně mohou mít vyšší abundanci střevlíkovitých brouků ve srovnání s porosty bez lesnických zákroků (Błońska et al. 2020).

Obecně se zdá, že lesní těžba nemá na společenstva střevlíkovitých výrazné dopady (Atlegrim et al. 1997), pouze může změnit jejich druhové složení nahrazením druhů lesních druhů otevřených habitatů, což platí zejména pro mýtní těžbu (Niemelä et al. 2007). (Atlegrim et al. (1997) v tomto kontextu nezaznamenali rozdílný dopad mýtní těžby a probírky na společenstva střevlíkovitých, kdy mýtní těžba pouze zvýšila abundanci druhů otevřených stanovišť. Bylo prokázáno, že probírky ve smíšených lesích nepředstavují hrozbu pro diverzitu střevlíkovitých, zatímco časté řízené požáry ano (Ivanov et al. 2022).

Lesní těžba má obecně slabší dopad na biodiverzitu členovců než řízené požáry a také sukcese bývá na pasekách rychlejší než na spáleništích (Buddle et al. 2006; Hammond et al. 2017). Také samotná společenstva na plochách zasažených těmito disturbancemi se mohou zpočátku výrazně lišit, ale s časovým odstupem jejich podobnost roste (Hammond et al. 2017).

Krátkodobě mají mnohé druhy až kladnou odezvu na těžbu (Koivula et Vanha-Majamaa, 2020), například bylo zaznamenáno zvýšení druhové bohatosti střevlíkovitých po těžbě (HyväRinen et al. 2009). V kombinaci se zachováním některých netknutých stromů) na mýtině (green tree retention) lze také zmírnit negativní vliv na konkrétní skupiny, například druhy stínomilné (HyväRinen et al. 2009). Zachování netknutých stromů na mýtinách má jednak přímý vliv na saproxylické skupiny, ale nepřímý vliv má také na ostatní skupiny (HyväRinen et al. 2009), například pro střevlíkovité, kteří tyto zbytkové porostech na spáleništích často využívají jako refugia. Oproti tomu přítomnost mrtvého dřeva nebo zbytků po těžbě na stanovišti má na tuto skupinu zanedbatelný vliv, jelikož většina střevlíkovitých tyto zdroje nevyžaduje (Martikainen et al. 2006).

Ponechávání části zbytků těžby na pasekách je ale obecně prospěšné pro populace pozemních členovců, jelikož změní členitost povrchu, čímž poskytne například kryt nebo místa pro rozmnožování pod dřevem, které jsou charakteristické nižší maximální teplotou a vyšší vlhkostí (Boggs et al. 2020). Právě vlhkost a mikrohabitatová variabilita stanoviště bývají na vytěžených plochách klíčové zejména pro lesní druhy, alespoň v porostech s převahou smrku ztepilého (M. Koivula et Vanha-Majamaa, 2020). Existují však i případy, kdy množství mrtvého dřeva na vytěžené ploše nemělo vliv na bohatost ani abundanci brouků, a to i skupin saproxylických (Toivanen et Kotiaho, 2007).

Množství ponechaného dřeva však musí být ekonomicky ospravedlnitelné a vždy se jedná o řadu kompromisů mezi zlepšením biodiverzity a operačními a komerčními aspekty lesní výroby, ale celkově se jedná o nenáročný přístup, jehož cena je dostatečně vyvážena kladnými vlivy na životní prostředí (Vítková et al. 2018).

Zanechávání mrtvého dřeva může být praktikováno například v oblastech těžce přístupných a nevyužitelných pro produkci dřeva, a zvláště na poškozených stromech nebo družích nízké ekonomické hodnoty (Vítková et al. 2018; Koivula et Vanha-Majamaa 2020). Takto je možné v běžném středoevropském lese dosáhnout mezinárodně doporučeného množství mrtvého dřeva (Vítková et al. 2018). (Grotsky et al. 2020) například navrhuje, že zanechání 15 % nebo více z celkového množství vytěženého dřeva na lokalitě může podporovat prospěšné skupiny střevlíkovitých.

Ke zvýšení množství a typů mrtvého dřeva v hospodářských lesích existuje vícero přístupů, které závisí na konkrétních cílech zákroku, charakteru porostu a krajiny a ekonomických aspektech lesního hospodářství, mezi něž patří zejména retence souší a již vyskytujícího se mrtvého dřeva, dále retence ležících kmenů po těžbě a vývrátů, tvorba vysokých pařezů nebo cílené usmrcování vybraných stromů podélným odkorněním kmenu (tree girdling) (Vítková et al. 2018). Každý postup zvyšování množství mrtvého dřeva v porostu má své výhody a nevýhody, například uměle přidané mrtvé dřevo ve formě vysokých pařezů sice podporuje mnoho druhů závislých na mrtvém dřevě, ale druhové složení jejich společenstev může být odlišné od toho, které by se vyskytovalo na stromech usmrcených přirozeně, a proto je nutné zvážení aspektů jednotlivých metod v rámci konkrétních záměrů ochrany přírody (M. Koivula et Vanha-Majamaa, 2020).

Tyto zákroky by měly být upřednostňovány v lesích s vyšší ekologickou hodnotou, ale neměla by se zanedbávat jeho přítomnost i v hospodářských lesích, jelikož i malé množství mrtvého dřeva může mít kladné předpoklady pro výskyt některých saproxylických druhů a z tohoto pohledu by měl být brát ohled na spojitost krajiny a zákroky by měly být plánovány v rámci větších území. Naopak existují případy, kdy je vhodné se akumulaci mrtvého dřeva v porostu vyvarovat kvůli zdraví a bezpečnosti, například v okolí frekventovaných silnic a cest, oplocených pozemků, nebo v porostech tvořených druhy náchylnými na kalamitní gradace, konkrétně lýkožrouta smrkového v porostech smrku ztepilého. Problém uplatnění podobných postupů může být také zastaralé vnímání některých lesníků nebo nízká estetická atraktivita mrtvého dřeva v lesích z pohledu veřejnosti. (Vítková et al. 2018)

V rámci konkrétního managementu vzácných saproxylických druhů v lesích je klíčová také různorodost mrtvého dřeva (Jacobs et al. 2007), kdy nejdůležitějšími vlastnostmi jsou rozměr, fáze rozkladu, druh stromu, lokace a expozice a přítomnost mikrohabitátů (Vítková et al. 2018).

Obecně lze konstatovat, že přestože managementové zákroky usilující o napodobení vlivu požárů a ostatních přirozených disturbancí formou těžby mohou poskytovat vhodné prostředí mnoha druhům adaptovaným na disturbance, bez využití řízených požárů je nepravděpodobné, že napomůžou ochraně skupin ještě více specializovaným, například pyrofilním druhům (Bell 2023).

### **5.5.3 Řízené vypalování**

Řízené vypalování je definováno jako úmyslné použití požáru za kontrolovaných podmínek, často s cílem snížit hrozbu budoucího požáru spálením paliv na povrchu země (Miller et al. 2019). Za předpokladu správné implementace se jedná o cenný nástroj krajinného managementu, zejména co se týče ovlivňování množství a distribuce paliva v krajině nebo obnovy narušených ekosystémů, ale zejména v očích veřejnosti se stále jedná o kontroverzní a příliš riskantní zákrok (Ryan et al. 2013).

Požáry mají na půdu a půdní společenstva odlišný dopad podle jejich intenzity, kdy zejména požáry vysoké intenzity bývají zvláště ničivé, z tohoto ohledu jsou řízené požáry s cílem snížení množství paliva v ekosystému vhodným nástrojem krajinného managementu, jelikož samy o sobě bývají nízké intenzity a závažnosti a pro půdu a půdní biotu tedy i šetrnější ve srovnání s přirozenými požáry (Agbeshie et al. 2022; Certini et al. 2021; Kerdoncuff et al.

2023). To může být prospěšné i pro jiné skupiny organismů, například dlouhodobá absence požárů nízké závažnosti může mít negativní vliv na odolnost borovice těžké (*Pinus ponderosa*) vůči napadení kůrovcem, jelikož pravidelná přítomnost těchto požárů stimuluje výskyt a kvalitu obranných mechanismů, konkrétně pryskyřičných kanálků (Hood et al. 2015).

Krátkodobé vlivy řízených požárů bývají na většinu skupin (kromě pyrofilních) negativní, ale s několikaletým odstupem se mohou začít objevovat mnohé vzácné a ohrožené druhy saproxylické druhy (Koivula et Vanha-Majamaa, 2020), jejichž druhové bohatství se i s tímto odstupem zvyšuje na spálených plochách, kdežto klesá na nespálených plochách (Hyvärinen et al. 2009).

Řízené vypalování a ostatní nástroje managementu disturbance významně nezmírňují negativní dopady disturbance na ekosystémové funkce ani nezlepšují jejich pozitivní vliv na biodiverzitu (Thom et Seidl, 2016). Existují však i případy, kdy například řízený požár po větrné disturbance opětovně zvýšil abundanci a aktivitu brouků (Gandhi et al. 2008). Obecně však kombinace disturbance může zintenzivnit jejich negativní dopady na společenstva a mělo by jich být v rámci lesního hospodaření zabráněno, přesto ale zůstává odezva na disturbance druhově variabilní (Cobb et al. 2007). Například pro druh *Sericoda quadripunctata* byl prokázán jak pozitivní, tak negativní dopad kombinace disturbance, například těžby a následného řízeného vypalování (Cobb et al., 2007; Wikars, 1997).

Způsob zacházení se stanovištěm po disturbance (konkrétně větrné) se může projevit na složení společenstev střevlíkovitých, kdy například zanechání popadaných stromů může snížit abundanci původních druhů, odstranění mrtvého dřeva může odstranit citlivé lesní druhy a řízené vypalování může způsobit invazi druh otevřených stanovišť (Šustek et al. 2017).

Řízené požáry obecně nemají významný vliv na bohatost ani abundanci společenstev střevlíkovitých (Mason et al., 2021), což platí také celkově pro abundanci, diverzitu, bohatost a biomasu členovců (Chitwood et al., 2017; Coleman et Rieske, 2006).

Existují ale i případy, kdy bylo po řízeném vypalování zaznamenáno zvýšení abundance i diverzity střevlíkovitých (Gongalsky et al. 2006). Přestože vliv řízených požárů bývá mírný, může zvýšit různorodost společenstva a druhovou bohatost a abundanci pyrofilních druhů, včetně druhů velmi vzácných a chráněných (Apigian et al. 2006; Gandhi et al. 2008; Kouki et al. 2012; Błońska et al. 2020; Heikkala et al. 2017; Bogusch et al. 2015), jelikož vytváří na stanovišti unikátní mikroenvironmentální podmínky, které mohou prospívat dalším skupinám organismů (Kerdoncuff et al. 2023).

K udržování zdravých populací pyrofilních a saproxylických druhů je třeba soustavná přítomnost čerstvých spálenišť s dostatečným množstvím zanechaných stromů napříč krajinou (Heikkala et al. 2017). Při aplikaci řízeného vypalování v rámci managementu vzácných a ohrožených druhů je v tomto ohledu nutné zohlednit kontext okolních porostů, zejména co se týče historie lidského obhospodařování, jelikož má vliv na výskyt zájmových druhů, což je klíčové z hlediska kolonizace spálených ploch těmito druhy (Kouki et al. 2012).

Managementové disturbance mívají za cíl podporu konkrétních skupin organismů, ale je nutné zvážit také jejich vliv na ostatní organismy společenstva: například podpora společenství rostlin řízenými požáry a přítomností velkých býložravců může mít kladný vliv i na společenstva střevlíkovitých (Nelson et al. 2021; Rahman et al. 2021).

Důležitá je také frekvence zákroků, která by měla být nejméně 2 roky z důvodu obnovy společenstev epigeické fauny a jejich habitatu, již může vysoká frekvence disturbance až úplně

zamezit (Chitwood et al., 2017; Coleman et Rieske, 2006; Koltz et al., 2018). Vliv mohou mít také praktiky následující řízený požár, například mulčování s cílem snížení půdní eroze a zlepšení retence živin a vody v půdě (Mott et al. 2023) nebo lesnické zákroky prováděné před řízeným požárem, které mohou až zamezit usazení zájmových pyrofilních druhů (Wikars 1995). Zásadní význam mají také zásahy po vyskytnutí požáru, zejména těžba požárem poškozených stromů, jelikož během zpracování již bývají osídleny pyrofilním hmyzem (Saint-Germain et al. 2008). Krom toho má odstranění spáleného dřeva dopad zejména na druhy vyskytující se v pozdních fázích sukcese spáleniště (Boucher et al. 2012). Existují však i důkazy o kladném vlivu těžby požárem poškozených stromů na druhovou bohatost střevlíkovitých obecně a na abundanci specialistů na disturbance (M. Koivula et Spence, 2006), konkrétně pro abundanci druhu *Sericoda quadripunctata* na spáleništích (Koivula et al. 2006).

Spálená stanoviště se sice v krajině vyskytují víceméně sporadicky a krátkodobě, ale stále jsou kritická pro zachování populací ohrožených druhů (Bogusch et al. 2015) a přínos požárem vytvořených habitatů pro regionální diverzitu vzrůstá s odstupem času (Boucher et al. 2012). Vliv přirozených lesních požárů na populace střevlíkovitých je na vytěžených plochách těžké napodobit (HyväRinen et al. 2009), ale udržování zdravých populací střevlíkovitých, obzvláště v boreálních lesích, vyžaduje řízené požáry v lesním hospodářství, jelikož například ve Finsku jsou jediné ohrožené druhy střevlíků právě ty spojené s požáry (Martikainen et al. 2006).

## 5.6 Návrh managementových opatření pro podporu vzácných druhů

Udržování zdravých populací střevlíkovitých včetně druhů vzácných a ohrožených může být dosaženo i v rámci lesního hospodářství, pokud alespoň do jisté míry napodobuje přirozené disturbance procesy, udržuje přirozenou strukturu porostů, složení vegetace a další charakteristiky přirozeného porostu jako například přítomnost dostatečného množství a kvality mrtvého dřeva (Niemelä et al. 2007).

Zničení rozsáhlých nepůvodních porostů smrku ztepilého a současné trendy nahrazování smrkových monokultur porosty listnatých dřevin poskytuje jedinečnou příležitost realizace komplexních opatření na úrovni krajinného celku ve vztahu ke zlepšení stavu životního prostředí v rámci udržitelného lesního hospodářství. Jako nejvhodnější se jeví kombinace vícera managementových metod, které ve vzájemném souladu dosáhnou zlepšení zdraví ekosystémů zájmové oblasti se zaměřením na konkrétní vzácné druhy.

Rozrůznění krajiny oblasti Českého Švýcarska, geograficky již velmi členitého, může být pravděpodobně dosaženo v rámci trvale udržitelného lesního hospodářství, a sice nahrazením nepůvodních smrkových porostů zničených požárem listnatými porosty s pestrou druhovou skladbou, včetně možné obnovy původních biotopů, jakými jsou konkrétně kyselé bučiny, přirozené smrčiny, reliktní a rašelinné bory, květnaté bučiny, suťové lesy, kyselé doubravy, dubohabřiny a lužní lesy. Přítomnost přirozených klimaxových porostů, byť jen na malých plochách, může sloužit vzácným reliktním druhům jako refugia, což platí i obecně pro společenstva v případě výskytu požáru. Ty mohou být situovány zejména v hůře přístupných oblastech, kde není možné uplatnit běžné formy lesního hospodářství. Krajinná mozaika napomůže také pyrofilním druhům udržovat životaschopné populace v mezidobí požárů v širším kontextu krajiny, ale rozrůznění má obecně blahý vliv na životní prostředí jako celek. Konkrétním přístupem může být například imitace přirozených disturbance hospodářskými

zákroky. Vhodné jsou také zákroky cílené na zpestření mozaiky mikrohabitátů, například tvorby plošek exponované půdy o rozměrech několika metrů čtverečných. Nutné je dbát na charakter krajinné mozaiky dle konkrétních stanovených cílů, jelikož provádění takto velkoplošných zásahů ovlivňuje ekosystém jako celek, proto je nutné dbát na dopady takových opatření na konkrétní skupiny a druhy, jejich odezvy mohou být odlišné.

Lesní hospodářství ovlivňuje lesní ekosystémy a společenstva v nich se vyskytující mnoha způsoby, od samotného druhového složení porostů, přes způsob jeho obnovy až k těžebním zákrokům. Obecně se zdá, že těžba nemá na společenstva střevlíkovitých výrazné dopady, pouze může jaksí pozměnit jejich druhové složení, ale existují i opačné důkazy. Jako vhodný lesnický zámrok z hlediska společenství střevlíkovitých v kontextu požárů se jeví například retence živých stromů na spáleništích a v širším kontextu společenstva členovců zejména retence mrtvého dřeva v porostech, jelikož zvyšuje variabilitu povrchu země a poskytuje určitým skupinám specifické mikrohabitaty nutné k přežití jejich populací. To může mít na střevlíkovité nepřímo blahý vliv, přestože přímý vliv se zdá být zanedbatelný. K retenci nebo vytváření mrtvého dřeva v porostech existuje vícero přístupů, od retence souší, vývrátů a klestí po tvorbu vysokých pařezů nebo usmrcování konkrétních stromů podélným odkorněním, a přestože sebou jednotlivé metody vždy nesou jak výhody, tak nevýhody, jedná se většinou o nenáročné a snadno proveditelné zákroky, a to i v rámci hospodářských lesů. Je nutné dbát zejména na charakter a různorodost mrtvého dřeva (stojící, ležící, rozměry, lokace, expozice) a stanovení zájmových porostů, tak i na ekonomické aspekty a problémy spojené s implementací podobných opatření, například riziko ohrožení zdraví.

Přestože se řízené vypalování jeví jako cenný nástroj tlumení negativních dopadů lidské činnosti na požární režimy a managementu biodiverzity, v prostředí České republiky je prakticky nevyužitelný, jelikož vypalování porostů je zákonem č. 133/1985 Sb., o požární ochraně zakázáno. V rámci ochrany pyrofilních druhů je však stále nutné zvážit například nakládání s následky vyskytnuvších se požárů, jako je například těžba spálené dřevní hmoty, což se jeví jako nevhodné pro některé skupiny pyrofilních organismů. Existují však i důkazy o kladném vlivu na určité druhy, například na druh *Sericoda quadripunctata* z hlediska početnosti na spáleništi. Jedná se však o velmi variabilní záležitost a je nutné brát ohled na všechny druhy, na které by takový zámrok měl dopad. Jako náhradu za řízené vypalování je možné použít v minulosti běžně praktikované pálení klestí. Přestože vliv pálení klestí na členovce je obecně málo prozkoumán (Mott et al. 2021), na střevlíkovité jako skupinu nemá vliv z hlediska druhové rozmanitosti ani biomasy (Kacprzyk et al. 2020). Značný význam ale může mít pro druhy pyrofilní, zejména co se týče zachování životaschopných populací v období mezi výskyty požárů. Konkrétně by bylo vhodné pálit klestí na pařezech z důvodu delšího trvání vlivu spáleného dřeva.

Všechny tyto zákroky jsou značně komplexní a jejich praktické využití na zájmovém území musí být zváženo z mnoha ohledů, zejména dopadů na ekosystém jako celek, jeho dílčí komponenty, skupiny organismů a konkrétní druhy, ale také z hlediska kompatibility s lidskou činností a hospodářstvím. V rámci jednotlivých dílčích zákroků stále existuje jistá míra nejistoty a je proto nutný výzkum dopadů jednotlivých opatření na zájmové subjekty, vypracování případových studií a komplexních projektů.

## 6 Závěr

- Tato bakalářská práce předkládá srovnání společenstev střevlíkovitých brouků na území Národního parku České Švýcarsko dle typu stanoviště výskytu (paseka x smrkový porost odumřelý v důsledku kůrovcové kalamity) a míry zasažení stanoviště požárem (spálené x nespálené) v kontextu nebývale rozsáhlého požáru ve studované oblasti v roce 2022. Výsledků bylo dosaženo pasivním odchytem jedinců zájmové skupiny do padacích zemních pastí. Nakonec byly získané výsledky a znalosti z teoretické části použity k navržení managementových opatření pro podporu vzácných druhů.
- Celkově bylo na všech stanovištích v průběhu studijního období zaznamenáno 3 478 jedinců a 56 druhů střevlíkovitých.
- Nespálená stanoviště vykazovala několikanásobné zvýšení počtu jedinců střevlíkovitých (4,5krát více u pasek a 3,6krát více u kůrovcových kalamit), kdežto počty druhů se výrazně nelišily (1,15krát více na nespálených pasekách a 1,03krát na více na nespálených kůrovcových kalamitách).
- Co se týče abundance druhů, bližší si byla stanoviště stejného typu zasažení požárem (spálená paseka se spálenou kůrovcovou kalamitou a nespálená paseka s nespálenou kůrovcovou kalamitou) než v rámci typu stanoviště (spálená paseka s nespálenou pasekou a spálená kůrovcová kalamita s nespálenou kůrovcovou kalamitou).
- Struktura společenstev z hlediska podílu dominance a konstance druhů byla mezi jednotlivými typy stanovišť relativně srovnatelná, druhová skladba však byla značně odlišná. Na obou typech spálených stanovišť byly eudominantními druhy *Pterostichus quadriveolatus* a *Bembidion lampros*, které se na nespálených stanovištích vyskytovaly v nižší míře nebo vůbec. Početné na spálených stanovištích byly také druhy, které dominovaly na nespálených stanovištích, zejména druhy *Poecilus versicolor* a zástupci rodu *Carabus* (*C. violaceus*, *C. hortensis*, *C. intricatus* a *C. problematicus*), kteří však nedosahovali takových počtů jako na stanovištích nespálených. Byl zaznamenán nezanedbatelný počet druhů s exkluzivním výskytem na jednom konkrétním typu stanoviště, přičemž nejvíce z nich bylo na nespálených pasekách, kde také bylo nejvíce druhů obecně, dále na pasekách spálených a na obou typech spálených současně. Největší podíl druhů (a to těch nejpočetnějších), se vyskytoval na všech čtyřech typech stanovišť zároveň.
- Dle bioindikačních tříd střevlíkovitých brouků na všech typech stanovišť převažovaly druhy adaptabilní (55-64 %) následované druhy eurytopními (20-32 %) a druhy reliktními (0-10 %), konkrétně druhy *Cymindis cingulata*, *Leistus rufomarginatus* a *Cychrus attenuatus*. Jako nejkvalitnější habitat se zdála stanoviště nespálených kůrovcových kalamit, která měla nejvyšší zastoupení reliktních druhů a nejnižší zastoupení druhů eurytopních. Na druhém konci spektra se v tomto ohledu nacházejí spálené paseky.
- Byl zaznamenán výskyt dvou pyrofilních druhů střevlíkovitých, a to výhradně na spálených stanovištích. Druh *Pterostichus quadriveolatus* se vyskytoval hojně a na obou typech spálených stanovišť byl eudominantním druhem, kdežto druh *Sericoda*

*quadripunctata* byl zaznamenán v počtu jednotek jedinců na jedné spálené pasece, což je překvapivé v kontextu předchozích výzkumů.

- Z hlediska podpory vzácných druhů byla obecně navržena kombinace vícera managementových opatření, konkrétně zvýšení variability krajinné mozaiky zájmové oblasti, retence mrtvého dřeva v porostech a pro podporu druhů pyrofilních (konkrétně druhu *Sericoda quadripunctata*, bylo navrženo pálení klestí.
- Problematika antropogenních změn požárních režimů a dopadů požárů na jednotlivé složky ekosystémů zůstává málo prozkoumaná, přestože porozumění těmto dějům může zlepšit kapacitu lidstva vyrovnat se s jejich negativními dopady. Co se týče tohoto výzkumu, bylo by vhodné rozrůznit metody sběru vzorků, aby bylo skutečně obsaženo celé společenstvo střevlíkovitých na stanovištích. Dále by bylo vhodné zhodnotit závažnost zkoumaného požáru, jelikož právě závažnost bývá klíčová z hlediska variability odezvy půdní bioty na požáry.



## 7 Seznam literatury

- ABATZOGLOU, John T. a A. Park WILLIAMS, 2016. Impact of anthropogenic climate change on wildfire across western US forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* [online]. **113**(42), 11770–11775. ISSN 10916490. Dostupné z: doi:10.1073/pnas.1607171113
- ABREU, Rodolfo C R, William A HOFFMANN, Heraldo L VASCONCELOS, Natashi A PILON, Davi R ROSSATTO a Giselda DURIGAN, 2017. *The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna* [online]. Dostupné z: <https://www.science.org>
- ADÁMEK, Martin, Přemysl BOBEK, Věroslava HADINCOVÁ, Jan WILD a Martin KOPECKÝ, 2015. Forest fires within a temperate landscape: A decadal and millennial perspective from a sandstone region in central Europe. *Forest Ecology and Management* [online]. **336**, 81–90. ISSN 03781127. Dostupné z: doi:10.1016/j.foreco.2014.10.014
- ADÁMEK, Martin, Zuzana JANKOVSKÁ, Věroslava HADINCOVÁ, Emanuel KULA a Jan WILD, 2018. Drivers of forest fire occurrence in the cultural landscape of Central Europe. *Landscape Ecology* [online]. **33**(11), 2031–2045. ISSN 15729761. Dostupné z: doi:10.1007/s10980-018-0712-2
- AGBESHIE, Alex Amerh, Simon ABUGRE, Thomas ATTA-DARKWA a Richard AWUAH, 2022. *A review of the effects of forest fire on soil properties* [online]. 1. říjen 2022. B.m.: Northeast Forestry University. ISSN 19930607. Dostupné z: doi:10.1007/s11676-022-01475-4
- ALENCAR, Ane, Gregory P. ASNER, David KNAPP a Daniel ZARIN, 2011. Temporal variability of forest fires in eastern Amazonia. *Ecological Applications* [online]. **21**(7), 2397–2412. ISSN 1051-0761. Dostupné z: doi:10.1890/10-1168.1
- ANDELA, Niels, Douglas C. MORTON, Louis GIGLIO, Ronan PAUGAM, Yang CHEN, Stijn HANTSON, Guido R. VAN DER WERF a James T. ANDERSON, 2019. The Global Fire Atlas of individual fire size, duration, speed and direction. *Earth System Science Data* [online]. **11**(2), 529–552. ISSN 18663516. Dostupné z: doi:10.5194/essd-11-529-2019
- ANTHONY, Mark A., S. Franz BENDER a Marcel G. A. VAN DER HEIJDEN, 2023. Enumerating soil biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* [online]. **120**(33). ISSN 0027-8424. Dostupné z: doi:10.1073/pnas.2304663120
- APIGIAN, Kyle O., Donald L. DAHLSTEN a Scott L. STEPHENS, 2006. Fire and fire surrogate treatment effects on leaf litter arthropods in a western Sierra Nevada mixed-conifer forest. *Forest Ecology and Management* [online]. **221**(1–3), 110–122. ISSN 03781127. Dostupné z: doi:10.1016/j.foreco.2005.09.009
- ARAGÃO, Luiz E.O.C., Liana O. ANDERSON, Marisa G. FONSECA, Thais M. ROSAN, Laura B. VEDOVATO, Fabien H. WAGNER, Camila V.J. SILVA, Celso H.L. SILVA JUNIOR, Egidio ARAI, Ana P. AGUIAR, Jos BARLOW, Erika BERENGUER, Merritt N. DEETER, Lucas G. DOMINGUES, Luciana GATTI, Manuel GLOOR, Yadvinder MALHI, Jose A. MARENGO, John B. MILLER, Oliver L. PHILLIPS a Sassan SAATCHI, 2018. 21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions. *Nature Communications* [online]. **9**(1). ISSN 20411723. Dostupné z: doi:10.1038/s41467-017-02771-y
- ARCHIBALD, S., C. E.R. LEHMANN, C. M. BELCHER, W. J. BOND, R. A. BRADSTOCK, A. L. DANIAU, K. G. DEXTER, E. J. FORRESTEL, M. GREVE, T. HE, S. I. HIGGINS, W. A. HOFFMANN, B. B. LAMONT, D. J. MCGLINN, G. R. MONCRIEFF, C. P. OSBORNE, J. G. PAUSAS, O. PRICE, B. S. RIPLEY, B. M. ROGERS, D. W. SCHWILK, M. F. SIMON, M. R. TURETSKY, G. R. VAN DER WERF a A. E. ZANNE, 2018. *Biological and geophysical feedbacks with fire in the Earth system*

[online]. 6. březen 2018. B.m.: Institute of Physics Publishing. ISSN 17489326. Dostupné z: doi:10.1088/1748-9326/aa9ead

ARCHIBALD, Sally, Caroline E.R. LEHMANN, Jose L. GÓMEZ-DANS a Ross A. BRADSTOCK, 2013. Defining pyromes and global syndromes of fire regimes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* [online]. **110**(16), 6442–6447. ISSN 00278424. Dostupné z: doi:10.1073/pnas.1211466110

ARCHIBALD, Sally, A. Carla STAVER a Simon A. LEVIN, 2012. Evolution of human-driven fire regimes in Africa. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* [online]. **109**(3), 847–852. ISSN 00278424. Dostupné z: doi:10.1073/pnas.1118648109

ATLEGRIM, Ola, Kjell SJOBERG a John P BALL, 1997. Forestry effects on a boreal ground beetle community in spring: Selective logging and clear-cutting compared. *Entomologia Fennica*. **8**, 19–26.

AUCLERC, Apolline, James M. LE MOINE, Pierre Joseph HATTON, Jeffrey A. BIRD a Knute J. NADELHOFFER, 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* [online]. **647**, 1058–1068. ISSN 18791026. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2018.08.041

BALCH, Jennifer K., Bethany A. BRADLEY, John T. ABATZOGLOU, R. CHELSEA NAGY, Emily J. FUSCO a Adam L. MAHOOD, 2017. Human-started wildfires expand the fire niche across the United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* [online]. **114**(11), 2946–2951. ISSN 10916490. Dostupné z: doi:10.1073/pnas.1617394114

BALCH, Jennifer K., Tania SCHOENNAGEL, A. Park WILLIAMS, John T. ABATZOGLOU, Megan E. CATTAU, Nathan P. MIETKIEWICZ a Lise A. St DENIS, 2018. Switching on the big burn of 2017. *Fire* [online]. **1**(1), 1–9. ISSN 25716255. Dostupné z: doi:10.3390/fire1010017

BARGMANN, Tessa, Einar HEEGAARD, Bjørn Arild HATTELAND, Joseph Daniel CHIPPERFIELD a John Arvid GRYTNES, 2016. Species trait selection along a prescribed fire chronosequence. *Insect Conservation and Diversity* [online]. **9**(5), 446–455. ISSN 17524598. Dostupné z: doi:10.1111/icad.12182

BELL, Aaron J., 2023. *Like moths to a flame: A review of what we know about pyrophilic insects* [online]. 15. leden 2023. B.m.: Elsevier B.V. ISSN 03781127. Dostupné z: doi:10.1016/j.foreco.2022.120629

BELL, Aaron J., Kiara S. CALLADINE, David A. WARDLE a Iain D. PHILLIPS, 2022. Rapid colonization of the post-burn environment improves egg survival in pyrophilic ground beetles. *Ecosphere* [online]. **13**(8). ISSN 21508925. Dostupné z: doi:10.1002/ecs2.4213

BELLUZ, Vincent, David W. LANGOR, Jari K. NIEMELÄ, Fangliang HE a John R. SPENCE, 2022. Long-term responses of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) to clear-cutting and wildfire in lodgepole pine stands of western Alberta, Canada. *The Canadian Entomologist* [online]. **154**(1), e41. ISSN 0008-347X. Dostupné z: doi:10.4039/tce.2022.28

BERČÁK, Roman, Jaroslav HOLUŠA, Karolina LUKÁŠOVÁ, Zdeněk HANUŠKA, Pavel AGH, Ivan VANĚK, Emanuel KULA a Ivan CHROMEK, 2018. Forest fires in the Czech Republic: Characteristic, prevention and firefighting. *Zprávy lesnického výzkumu* [online]. **63**(3), 184–194. Dostupné z: <https://www.researchgate.net/publication/337715296>

BESS, Emilie C, Robert R PARMENTER, Stacey MCCOY a Manuel C MOLLES, 2002. *Responses of a Riparian Forest-Floor Arthropod Community to Wildfire in the Middle Rio Grande Valley, New Mexico* [online]. Dostupné z: <https://academic.oup.com/ee/article/31/5/774/517626>

- BLAŽEJ, Jan, 2023. Střevlíkovití brouci (Coleoptera: Carabidae) lesního spáleníště v Jetřichovicích (severní Čechy). *Bezděz*. **32**, 123–138.
- BŁOŃSKA, Ewa, Bartłomiej BEDNARZ, Magdalena KACPRZYK, Wojciech PIASZCZYK a Jarosław LASOTA, 2020. Effect of scots pine forest management on soil properties and carabid beetle occurrence under post-fire environmental conditions - a case study from Central Europe. *Forest Ecosystems* [online]. **7**(1). ISSN 21975620. Dostupné z: doi:10.1186/s40663-020-00240-5
- BOBEK, Přemysl, Helena Svitavská SVOBODOVÁ, Barbora WERCHAN, Markéta Gabriela ŠVARCOVÁ a Petr KUNEŠ, 2018a. Human-induced changes in fire regime and subsequent alteration of the sandstone landscape of Northern Bohemia (Czech Republic). *The Holocene* [online]. **28**(3), 427–443. ISSN 0959-6836. Dostupné z: doi:10.1177/0959683617729443
- BOBEK, Přemysl, Pavel ŠAMONIL a Eva JAMRICHOVÁ, 2018b. Biotic controls on Holocene fire frequency in a temperate mountain forest, Czech Republic. *Journal of Quaternary Science* [online]. **33**(8), 892–904. ISSN 10991417. Dostupné z: doi:10.1002/jqs.3067
- BOGGS, April D., Christopher E. MOORMAN, Dennis W. HAZEL, Cathryn H. GREENBERG, D. Magdalena SORGER a Clyde E. SORENSON, 2020. Ground-dwelling invertebrate abundance positively related to volume of logging residues in the Southern Appalachians, USA. *Forests* [online]. **11**(11), 1–17. ISSN 19994907. Dostupné z: doi:10.3390/f11111149
- BOGUSCH, Petr, Lukáš BLAŽEJ, Miloš TRÝZNA a Petr HENEBERG, 2015. Forgotten role of fires in Central European forests: critical importance of early post-fire successional stages for bees and wasps (Hymenoptera: Aculeata). *European Journal of Forest Research* [online]. **134**(1), 153–166. ISSN 16124677. Dostupné z: doi:10.1007/s10342-014-0840-4
- BOND, W. J., F. I. WOODWARD a G. F. MIDGLEY, 2005. The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytologist* [online]. **165**(2), 525–538. ISSN 0028646X. Dostupné z: doi:10.1111/j.1469-8137.2004.01252.x
- BOUCHER, Jonathan, Ermias T. AZERIA, Jacques IBARZABAL a Christian HÉBERT, 2012. Saproxylic beetles in disturbed boreal forests: Temporal dynamics, habitat associations, and community structure. *Ecoscience* [online]. **19**(4), 328–343. ISSN 11956860. Dostupné z: doi:10.2980/19-4-3503
- BOWMAN, David M.J.S., Jennifer K. BALCH, Paulo ARTAXO, William J. BOND, Jean M. CARLSON, Mark A. COCHRANE, Carla M. D'ANTONIO, Ruth S. DEFRIES, John C. DOYLE, Sandy P. HARRISON, Fay H. JOHNSTON, Jon E. KEELEY, Meg A. KRAWCHUK, Christian A. KULL, J. Brad MARSTON, Max A. MORITZ, I. Colin PRENTICE, Christopher I. ROOS, Andrew C. SCOTT, Thomas W. SWETNAM, Guido R. VAN DER WERF a Stephen J. PYNE, 2009. *Fire in the earth system* [online]. 24. duben 2009. ISSN 00368075. Dostupné z: doi:10.1126/science.1163886
- BOWMAN, David M.J.S., Brett P. MURPHY, Grant J. WILLIAMSON a Mark A. COCHRANE, 2014. Pyrogeographic models, feedbacks and the future of global fire regimes. *Global Ecology and Biogeography* [online]. **23**(7), 821–824. ISSN 14668238. Dostupné z: doi:10.1111/geb.12180
- BOWMAN, David M.J.S., George L.W. PERRY, Steve I. HIGGINS, Chris N. JOHNSON, Samuel D. FUHLENDORF a Brett P. MURPHY, 2016. *Pyrodiversity is the coupling of biodiversity and fire regimes in food webs* [online]. 5. červen 2016. B.m.: Royal Society of London. ISSN 14712970. Dostupné z: doi:10.1098/rstb.2015.0169
- BRANDO, Paulo Monteiro, Jennifer K. BALCH, Daniel C. NEPSTAD, Douglas C. MORTON, Francis E. PUTZ, Michael T. COE, Divino SILVÉRIO, Marcia N. MACEDO, Eric A. DAVIDSON, Caroline C. NÓBREGA, Ane ALENCAR a Britaldo S. SOARES-FILHO, 2014. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought-fire interactions. *Proceedings of the National*

*Academy of Sciences of the United States of America* [online]. **111**(17), 6347–6352. ISSN 10916490. Dostupné z: doi:10.1073/pnas.1305499111

BRENNAN, Karl E.C., Melinda L. MOIR a Roy S. WITTKUHN, 2011. Fire refugia: The mechanism governing animal survivorship within a highly flammable plant. *Austral Ecology* [online]. **36**(2), 131–141. ISSN 14429985. Dostupné z: doi:10.1111/j.1442-9993.2010.02127.x

BUDDLE, Christopher M., David W. LANGOR, Greg R. POHL a John R. SPENCE, 2006. Arthropod responses to harvesting and wildfire: Implications for emulation of natural disturbance in forest management. *Biological Conservation* [online]. **128**(3), 346–357. ISSN 00063207. Dostupné z: doi:10.1016/j.biocon.2005.10.002

CAMERON, Katherine H. a Simon R. LEATHER, 2012. How good are carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) as indicators of invertebrate abundance and order richness? *Biodiversity and Conservation* [online]. **21**(3), 763–779. ISSN 09603115. Dostupné z: doi:10.1007/s10531-011-0215-9

CERTINI, Giacomo, Daniel MOYA, Manuel Esteban LUCAS-BORJA a Giovanni MASTROLONARDO, 2021. *The impact of fire on soil-dwelling biota: A review* [online]. 15. květen 2021. B.m.: Elsevier B.V. ISSN 03781127. Dostupné z: doi:10.1016/j.foreco.2021.118989

COBB, T. P., D. W. LANGOR a J. R. SPENCE, 2007. Biodiversity and multiple disturbances: Boreal forest ground beetle (Coleoptera: Carabidae) responses to wildfire, harvesting, and herbicide. *Canadian Journal of Forest Research* [online]. **37**(8), 1310–1323. ISSN 00455067. Dostupné z: doi:10.1139/X06-310

COLEMAN, T. W. a L. K. RIESKE, 2006. Arthropod response to prescription burning at the soil-litter interface in oak-pine forests. *Forest Ecology and Management* [online]. **233**(1), 52–60. ISSN 03781127. Dostupné z: doi:10.1016/j.foreco.2006.06.001

COOK, William M. a Robert D. HOLT, 2006. Fire frequency and mosaic burning effects on a tallgrass prairie ground beetle assemblage. *Biodiversity and Conservation* [online]. **15**(7), 2301–2323. ISSN 09603115. Dostupné z: doi:10.1007/s10531-004-8227-3

CVETKOVSKA-GJORGJIEVSKA, Aleksandra, Slavčo HRISTOVSKI, Dana PRELIĆ, Lucija ŠERIĆ JELASKA, Valentina SLAVEVSKA-STAMENKOVIĆ a Milica RISTOVSKA, 2017. Body size and mean individual biomass variation of ground-beetles community (Coleoptera: Carabidae) as a response to increasing altitude and associated vegetation types in mountainous ecosystem. *Biologia (Poland)* [online]. **72**(9), 1059–1066. ISSN 13369563. Dostupné z: doi:10.1515/biolog-2017-0114

DECAËNS, Thibaud, 2010. Macroecological patterns in soil communities. *Global Ecology and Biogeography* [online]. **19**(3), 287–302. ISSN 1466822X. Dostupné z: doi:10.1111/j.1466-8238.2009.00517.x

ELIA, Mario, Raffaele LAFORTEZZA, Eustachio TARASCO, Giuseppe COLANGELO a Giovanni SANESI, 2012. The spatial and temporal effects of fire on insect abundance in Mediterranean forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* [online]. **263**, 262–267. ISSN 03781127. Dostupné z: doi:10.1016/j.foreco.2011.09.034

FERNÁNDEZ FERNÁNDEZ, M. M. a J. M. SALGADO COSTAS, 2004. Recolonization of a burnt pine forest (*Pinus pinaster*) by Carabidae (Coleoptera). *European Journal of Soil Biology* [online]. **40**(1), 47–53. ISSN 11645563. Dostupné z: doi:10.1016/j.ejsobi.2004.01.003

FERNÁNDEZ FERNÁNDEZ, Mercedes a José María SALGADO COSTAS, 2002. Recolonization of a burnt pine forest (*Pinus pinaster*) by Edaphic Coleoptera. *Entomologia Generalis* [online]. **26**(1), 17–28. ISSN 01718177. Dostupné z: doi:10.1127/entom.gen/26/2002/17

FILL, Jennifer M., William J. PLATT, Shane M. WELCH, Jayme L. WALDRON a Timothy A. MOUSSEAU, 2015. *Updating models for restoration and management of fiery ecosystems* [online]. 15. listopad 2015. B.m.: Elsevier B.V. ISSN 03781127. Dostupné z: doi:10.1016/j.foreco.2015.07.021

FRANCL, Roman, 2007. Lesní požáry v České republice z pohledu hasičů. *Lesnická práce* [online]. **86**, 504–506 [vid. 2023-09-27]. Dostupné z: <https://www.lesprace.cz/casopis-lesnicka-prace-archiv/rocnik-86-2007/lesnicka-prace-c-08-07/lesni-pozary-v-ceske-republice-z-pohledu-hasicu>

GANDHI, Kamal J K, John R SPENCE, David W LANGOR a Luigi E MORGANTINI, 2001. *Fire residuals as habitat reserves for epigaeic beetles (Coleoptera: Carabidae and Staphylinidae)* [online]. Dostupné z: [www.elsevier.com/locate/biocon](http://www.elsevier.com/locate/biocon)

GANDHI, Kamal J.K., Marc E. EPSTEIN, Jessica J. KOEHLE a Foster F. PURRINGTON, 2011. A quarter of a century succession of epigaeic beetle assemblages in remnant habitats in an urbanized matrix (Coleoptera, Carabidae). *ZooKeys* [online]. **147**, 667–689. ISSN 13132989. Dostupné z: doi:10.3897/zookeys.147.1954

GANDHI, Kamal J.K., Daniel W. GILMORE, Steven A. KATOVICH, William J. MATTSON, John C. ZASADA a Steven J. SEYBOLD, 2008. Catastrophic windstorm and fuel-reduction treatments alter ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages in a North American sub-boreal forest. *Forest Ecology and Management* [online]. **256**(5), 1104–1123. ISSN 03781127. Dostupné z: doi:10.1016/j.foreco.2008.06.011

GANTEAUME, Anne, Andrea CAMIA, Marielle JAPPIOT, Jesus SAN-MIGUEL-AYANZ, Marlène LONG-FOURNEL a Corinne LAMPIN, 2013. *A review of the main driving factors of forest fire ignition over Europe* [online]. březen 2013. ISSN 0364152X. Dostupné z: doi:10.1007/s00267-012-9961-z

GLASSPOOL, I.J., D. EDWARDS a L. AXE, 2004. Charcoal in the Silurian as evidence for the earliest wildfire. *Geology* [online]. **32**(5), 381. ISSN 0091-7613. Dostupné z: doi:10.1130/G20363.1

GONGALSKY, K. B. a A. S. ZAITSEV, 2016. The role of spatial heterogeneity of the environment in soil fauna recovery after fires. *Doklady Earth Sciences* [online]. **471**(2), 1265–1268. ISSN 1028334X. Dostupné z: doi:10.1134/S1028334X16120035

GONGALSKY, Konstantin B., Anna MALMSTRÖM, Andrey S. ZAITSEV, Svetlana V. SHAKHAB, Jan BENGTSSON a Tryggve PERSSON, 2012. Do burned areas recover from inside? An experiment with soil fauna in a heterogeneous landscape. *Applied Soil Ecology* [online]. **59**, 73–86. ISSN 09291393. Dostupné z: doi:10.1016/j.apsoil.2012.03.017

GONGALSKY, Konstantin B., Fred MIDTGAARD a Hans J. OVERGAARD, 2006. Effects of prescribed forest burning on carabid beetles (Coleoptera: Carabidae): A case study in south-eastern Norway. In: *Entomologica Fennica* [online]. B.m.: Entomologica Fennica, s. 325–333. ISSN 07858760. Dostupné z: doi:10.33338/ef.84352

GONGALSKY, Konstantin B. a Tryggve PERSSON, 2013. Recovery of soil macrofauna after wildfires in boreal forests. *Soil Biology and Biochemistry* [online]. **57**, 182–191. ISSN 00380717. Dostupné z: doi:10.1016/j.soilbio.2012.07.005

GONGALSKY, Konstantin B, Lars-Ove WIKARS, Tryggve K PERSSON GONGANGALSKY B a Konstantin B GONGALSKY A N SEVERTSOV, 2003. Dynamics of pyrophilous carabids in a burned pine forest in Central Sweden. *Baltic J. Coleopterol.* **3**(2), 107–111.

GRODSKY, Steven M., Rebecca R. HERNANDEZ, Joshua W. CAMPBELL, Kevin R. HINSON, Oliver KELLER, Sarah R. FRITTS, Jessica A. HOMYACK a Christopher E. MOORMAN, 2020. Ground beetle (Coleoptera: Carabidae) response to harvest residue retention: Implications

for sustainable forest bioenergy production. *Forests* [online]. **11**(1). ISSN 19994907. Dostupné z: doi:10.3390/f11010048

HAMMOND, H. E. James, David W. LANGOR a John R. SPENCE, 2017. Changes in saproxylic beetle (Insecta: Coleoptera) assemblages following wildfire and harvest in boreal *Populus* forests. *Forest Ecology and Management* [online]. **401**, 319–329. ISSN 03781127. Dostupné z: doi:10.1016/j.foreco.2017.07.013

HASIČSKÝ ZÁCHRANNÝ SBOR ČESKÉ REPUBLIKY, 2024. Statistické ročenky Hasičského záchranného sboru ČR. Online. HZSCR. Dostupné z: <https://www.hzscr.cz/clanek/statisticke-rocenky-hasicskeho-zachranneho-sboru-cr.aspx?>. [cit. 2024-04-05].

HATTELAND, Bjørn Arild a Lawrence KIRKENDALL, 2005. *Diversity and habitat preferences of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in a coastal area of North Trøndelag, Central Norway* [online]. Dostupné z: <https://www.researchgate.net/publication/338452784>

HE, Tianhua a Byron B. LAMONT, 2018. *Baptism by fire: The pivotal role of ancient conflagrations in evolution of the Earth's flora* [online]. 1. března 2018. B.m.: Oxford University Press. ISSN 2053714X. Dostupné z: doi:10.1093/nsr/nwx041

HE, Tianhua, Byron B. LAMONT a Juli G. PAUSAS, 2019. Fire as a key driver of Earth's biodiversity. *Biological Reviews* [online]. **94**(6) [vid. 2023-09-03]. ISSN 1469185X. Dostupné z: doi:10.1111/brv.12544

HEIKKALA, Osmo, Petri MARTIKAINEN a Jari KOUKI, 2017. Prescribed burning is an effective and quick method to conserve rare pyrophilous forest-dwelling flat bugs. *Insect Conservation and Diversity* [online]. **10**(1), 32–41. ISSN 17524598. Dostupné z: doi:10.1111/icad.12195

HOLLIDAY, N.J., 1991. Species responses of Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) during post-fire regeneration of boreal forest. *The Canadian Entomologist* [online]. **123**(6), 1369–1389. ISSN 0008-347X. Dostupné z: doi:10.4039/Ent1231369-6

HOLLMEN, Antti, Panu VÄLIMÄKI, Juhani ITÄMIES a Jari OKSANEN, 2008. The value of open power line habitat in conservation of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) associated with mires. *Journal of Insect Conservation* [online]. **12**(2), 163–177. ISSN 1366638X. Dostupné z: doi:10.1007/s10841-007-9076-7

HOLUŠA, Jaroslav, Roman BERČÁK, Karolina LUKÁŠOVÁ, Zdeněk HANUŠKA, Pavel AGH, Jan VANĚK, Emanuel KULA a Ivan CHROMEK, 2018. Forest fires in the Czech Republic-definition and classification: Review. *Zprávy lesnického výzkumu* [online]. **63**(2), 102–111. Dostupné z: <https://www.researchgate.net/publication/327364217>

HOOD, Sharon, Anna SALA, Emily K. HEYERDAHL, Marion BOUTIN a K. F. RAFFA, 2015. Low-severity fire increases tree defense against bark beetle attacks. *Ecology* [online]. **96**(7), 1846–1855. ISSN 00129658. Dostupné z: doi:10.1890/14-0487.1

HŮRKA, Karel, Petr VESELÝ a Jan FARKAČ, 1996. Využití střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) k indikaci kvality prostředí. *Klapalekiana*. **32**, 15–26.

HYLANDER, Kristoffer, 2011. The response of land snail assemblages below aspens to forest fire and clear-cutting in Fennoscandian boreal forests. *Forest Ecology and Management* [online]. **261**(11), 1811–1819. ISSN 03781127. Dostupné z: doi:10.1016/j.foreco.2011.02.003

HYVÄRINEN, Esko, Jari KOUKI a Petri MARTIKAINEN, 2009. Prescribed fires and retention trees help to conserve beetle diversity in managed boreal forests despite their transient negative effects on some beetle groups. *Insect Conservation and Diversity* [online]. **2**(2), 93–105. ISSN 1752458X. Dostupné z: doi:10.1111/j.1752-4598.2009.00048.x

CHITWOOD, M. Colter, Marcus A. LASHLEY, Brandon L. SHERRILL, Clyde SORENSON, Christopher S. DEPERNO a Christopher E. MOORMAN, 2017. Macroarthropod response to

time-since-fire in the longleaf pine ecosystem. *Forest Ecology and Management* [online]. **391**, 390–395. ISSN 03781127. Dostupné z: doi:10.1016/j.foreco.2017.02.038

IVANOV, A. V., E. V. IVANOVA a S. V. GAMAIEVA, 2022. Changes in the Diversity of Conifer–Broadleaf Forests of Southern Primorye Resulting from Selective Logging and Fires. *Russian Journal of Ecology* [online]. **53**(2), 83–90. ISSN 16083334. Dostupné z: doi:10.1134/S1067413622020047

JACOBS, Jenna M., J. A. COLIN BERGERON, Timothy T. WORK a John R. SPENCE, 2011. Low intensity surface fire instigates movement by adults of *Calosoma frigidum* (Coleoptera, Carabidae). *ZooKeys* [online]. **147**, 641–649. ISSN 13132989. Dostupné z: doi:10.3897/zookeys.147.2084

JACOBS, Joshua M., John R. SPENCE a David W. LANGOR, 2007. Influence of boreal forest succession and dead wood qualities on saproxylic beetles. *Agricultural and Forest Entomology* [online]. **9**(1), 3–16. ISSN 1461-9555. Dostupné z: doi:10.1111/j.1461-9563.2006.00310.x

JOHNSTON, Fay H., Sarah B. HENDERSON, Yang CHEN, James T. RANDERSON, Miriam MARLIER, Ruth S. DEFRIES, Patrick KINNEY, David M.J.S. BOWMAN a Michael BRAUER, 2012. Estimated global mortality attributable to smoke from landscape fires. *Environmental Health Perspectives* [online]. **120**(5), 695–701. ISSN 15529924. Dostupné z: doi:10.1289/ehp.1104422

JOHNSTONE, Jill F., Craig D. ALLEN, Jerry F. FRANKLIN, Lee E. FRELICH, Brian J. HARVEY, Philip E. HIGUERA, Michelle C. MACK, Ross K. MEENTEMEYER, Margaret R. METZ, George L.W. PERRY, Tania SCHOENNAGEL a Monica G. TURNER, 2016. *Changing disturbance regimes, ecological memory, and forest resilience* [online]. 1. září 2016. B.m.: Wiley Blackwell. ISSN 15409309. Dostupné z: doi:10.1002/fee.1311

JOLLY, W. Matt, Mark A. COCHRANE, Patrick H. FREEBORN, Zachary A. HOLDEN, Timothy J. BROWN, Grant J. WILLIAMSON a David M.J.S. BOWMAN, 2015. Climate-induced variations in global wildfire danger from 1979 to 2013. *Nature Communications* [online]. **6**. ISSN 20411723. Dostupné z: doi:10.1038/ncomms8537

JONES, Matthew W., John T. ABATZOGLOU, Sander VERAVERBEKE, Niels ANDELA, Gitta LASSLOP, Matthias FORKEL, Adam J.P. SMITH, Chantelle BURTON, Richard A. BETTS, Guido R. VAN DER WERF, Stephen SITCH, Josep G. CANADELL, Cristina SANTÍN, Crystal KOLDEN, Stefan H. DOERR a Corinne LE QUÉRE, 2022. *Global and Regional Trends and Drivers of Fire Under Climate Change* [online]. 1. červenec 2022. B.m.: John Wiley and Sons Inc. ISSN 19449208. Dostupné z: doi:10.1029/2020RG000726

KACPRZYK, Magdalena, Ewa BŁOŃSKA a Jarosław LASOTA, 2020. Effect of spot burning of logging residues on the properties of mountain forest soils and the occurrence of ground beetles (Coleoptera, Carabidae). *Journal of Mountain Science* [online]. **17**(1), 31–41. ISSN 19930321. Dostupné z: doi:10.1007/s11629-019-5647-9

KAREL HŮRKA, 1996. *Carabidae of the Czech and Slovak Republics: Carabidae České a Slovenské republiky*. 1. vyd. Zlín: Kabourek.

KAŠÁK, Josef, Jiří FOIT a Marek HUČÍN, 2017. Succession of ground beetle (Coleoptera: Carabidae) communities after windthrow disturbance in a montane Norway spruce forest in the Hrub Jeseník Mts. (Czech Republic). *Central European Forestry Journal* [online]. **63**(4), 180–187. ISSN 24540358. Dostupné z: doi:10.1515/forj-2017-0016

KAYNAŞ, Burçin Yenisey, 2017. Long-term changes in surface-active beetle communities in a post-fire successional gradient in *Pinus brutia* forests. *IForest* [online]. **10**(2), 376–382. ISSN 19717458. Dostupné z: doi:10.3832/ifor2140-009

- KĘDZIOR, Renata, Artur SZWALEC a Paweł MUNDAŁA, 2018. Mean individual biomass (MIB) of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) as indicator of succession processes in postindustrial areas. *Acta Sci. Pol. Formatio Circumiectus* [online]. **17**(2), 23–31. ISSN 1644-0765. Dostupné z: doi:10.15576/ASP.FC/2018.17.2.23
- KEENAN, Rodney J., 2015. *Climate change impacts and adaptation in forest management: a review* [online]. 1. březen 2015. B.m.: Springer-Verlag France. ISSN 1297966X. Dostupné z: doi:10.1007/s13595-014-0446-5
- KELLY, Luke T., Katherine M. GILJOHANN, Andrea DUANE, Núria AQUILUÉ, Sally ARCHIBALD, Enric BATLLORI, Andrew F. BENNETT, Stephen T. BUCKLAND, Quim CANELLES, Michael F. CLARKE, Marie Josée FORTIN, Virgilio HERMOSO, Sergi HERRANDO, Robert E. KEANE, Frank K. LAKE, Michael A. MCCARTHY, Alejandra MORÁN-ORDÓÑEZ, Catherine L. PARR, Juli G. PAUSAS, Trent D. PENMAN, Adrián REGOS, Libby RUMPF, Julianna L. SANTOS, Annabel L. SMITH, Alexandra D. SYPHARD, Morgan W. TINGLEY a Lluís BROTONS, 2020. *Fire and biodiversity in the Anthropocene* [online]. 20. listopad 2020. B.m.: American Association for the Advancement of Science. ISSN 10959203. Dostupné z: doi:10.1126/science.abb0355
- KELLY, Ryan, Melissa L. CHIPMAN, Philip E. HIGUERA, Ivanka STEFANOVA, Linda B. BRUBAKER a Feng Sheng HU, 2013. Recent burning of boreal forests exceeds fire regime limits of the past 10,000 years. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* [online]. **110**(32), 13055–13060. ISSN 00278424. Dostupné z: doi:10.1073/pnas.1305069110
- KERDONCUFF, Morgane, Inger Elisabeth MÅREN a Amy Elizabeth EYCOTT, 2023. Traditional prescribed burning of coastal heathland provides niches for xerophilous and sun-loving beetles. *Biodiversity and Conservation* [online]. **32**(12), 4083–4109. ISSN 0960-3115. Dostupné z: doi:10.1007/s10531-023-02684-x
- KNORR, W., A. ARNETH a L. JIANG, 2016. Demographic controls of future global fire risk. *Nature Climate Change* [online]. **6**(8), 781–785. ISSN 1758-678X. Dostupné z: doi:10.1038/nclimate2999
- KOIVULA, Matti, Tyler COBB, Andrea D. DÉCHÊNE, Joshua JACOBS a John R. SPENCE, 2006. Responses of two Sericoda Kirby, 1837 (Coleoptera: Carabidae) species to forest harvesting, wildfire, and burn severity. In: *Entomologica Fennica* [online]. s. 315–324. ISSN 07858760. Dostupné z: doi:10.33338/ef.84351
- KOIVULA, Matti J., 2011. Useful model organisms, indicators, or both? Ground beetles (Coleoptera, Carabidae) reflecting environmental conditions. *ZooKeys* [online]. **100**(SPEC. ISSUE), 287–317. ISSN 13132989. Dostupné z: doi:10.3897/zookeys.100.1533
- KOIVULA, Matti a John R. SPENCE, 2006. Effects of post-fire salvage logging on boreal mixed-wood ground beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae). *Forest Ecology and Management* [online]. **236**(1), 102–112. ISSN 03781127. Dostupné z: doi:10.1016/j.foreco.2006.09.004
- KOIVULA, Matti a Ilkka VANHA-MAJAMAA, 2020. *Experimental evidence on biodiversity impacts of variable retention forestry, prescribed burning, and deadwood manipulation in Fennoscandia* [online]. 1. prosinec 2020. B.m.: Springer. ISSN 21921709. Dostupné z: doi:10.1186/s13717-019-0209-1
- KOLTZ, Amanda M., Laura A. BURKLE, Yamina PRESSLER, Jane E. DELL, Mayra C. VIDAL, Lora A. RICHARDS a Shannon M. MURPHY, 2018. *Global change and the importance of fire for the ecology and evolution of insects* [online]. 1. říjen 2018. B.m.: Elsevier Inc. ISSN 22145753. Dostupné z: doi:10.1016/j.cois.2018.07.015
- KOPLITZ, Shannon N., Loretta J. MICKLEY, Miriam E. MARLIER, Jonathan J. BUONOCORE, Patrick S. KIM, Tianjia LIU, Melissa P. SULPRIZIO, Ruth S. DEFRIES, Daniel J. JACOB, Joel



SCHWARTZ, Montira PONGSIRI a Samuel S. MYERS, 2016. Public health impacts of the severe haze in Equatorial Asia in September–October 2015: Demonstration of a new framework for informing fire management strategies to reduce downwind smoke exposure. *Environmental Research Letters* [online]. **11**(9). ISSN 17489326. Dostupné z: doi:10.1088/1748-9326/11/9/094023

KOROBUSHKIN, D.I., A.Yu. GORBUNOVA, A.S. ZAITSEV a K.B. GONGALSKY, 2017. Trait-specific response of soil macrofauna to forest burning along a macrogeographic gradient. *Applied Soil Ecology* [online]. **112**, 97–100. ISSN 09291393. Dostupné z: doi:10.1016/j.apsoil.2016.12.004

KOUKI, Jari, Esko HYVÄRINEN, Harri LAPPALAINEN, Petri MARTIKAINEN a Maarit SIMILÄ, 2012. Landscape context affects the success of habitat restoration: Large-scale colonization patterns of saproxylic and fire-associated species in boreal forests. *Diversity and Distributions* [online]. **18**(4), 348–355. ISSN 13669516. Dostupné z: doi:10.1111/j.1472-4642.2011.00839.x

KRAL, Katherine C., Ryan F. LIMB, Jason P. HARMON a Torre J. HOVICK, 2017. Arthropods and Fire: Previous Research Shaping Future Conservation. *Rangeland Ecology and Management* [online]. **70**(5), 589–598. ISSN 15507424. Dostupné z: doi:10.1016/j.rama.2017.03.006

KRAWCHUK, Meg A., Max A. MORITZ, Marc André PARISIEN, Jeff VAN DORN a Katharine HAYHOE, 2009. Global pyrogeography: The current and future distribution of wildfire. *PLoS ONE* [online]. **4**(4). ISSN 19326203. Dostupné z: doi:10.1371/journal.pone.0005102

KULA, E a Z JANKOVSKÁ, 2013. *Forest fires and their causes in the Czech Republic (1992–2004)*.

KWON, Tae Sung, Young Kyu PARK, Joo Hoon LIM, Sae Han RYOU a Cheol Min LEE, 2013. Change of arthropod abundance in burned forests: Different patterns according to functional guilds. *Journal of Asia-Pacific Entomology* [online]. **16**(3), 321–328. ISSN 12268615. Dostupné z: doi:10.1016/j.aspen.2013.04.008

LELIEVELD, J., J. S. EVANS, M. FNAIS, D. GIANNADAKI a A. POZZER, 2015. The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale. *Nature* [online]. **525**(7569), 367–371. ISSN 0028-0836. Dostupné z: doi:10.1038/nature15371

LINDENMAYER, David B, Chris R MARGULES a Daniel B BOTKIN, 2000. *Indicators of Biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management*.

LOHMANDER, Peter, Zohreh MOHAMMADI, Jan KAŠPAR, Meryem TAHRI, Roman BERČÁK, Jaroslav HOLUŠA a Robert MARUŠÁK, 2022. Future forest fires as functions of climate change and attack time for central Bohemian region, Czech Republic. *Annals of Forest Research* [online]. **65**(1), 17–30. ISSN 20652445. Dostupné z: doi:10.15287/afr.2022.2183

LUDWICZAK, Emilia, Mariusz NIETUPSKI a Agnieszka KOSEWSKA, 2020. Ground beetles (Coleoptera; Carabidae) as an indicator of ongoing changes in forest habitats due to increased water retention. *PeerJ* [online]. **8**. ISSN 21678359. Dostupné z: doi:10.7717/peerj.9815

MAGURA, Tibor, Béla TÓTHMÉRÉSZ a Gábor L. LÖVEI, 2006. Body size inequality of carabids along an urbanisation gradient. *Basic and Applied Ecology* [online]. **7**(5), 472–482. ISSN 16180089. Dostupné z: doi:10.1016/j.baae.2005.08.005

MALMSTRÖM, Anna, 2008. Temperature tolerance in soil microarthropods: Simulation of forest-fire heating in the laboratory. *Pedobiologia* [online]. **51**(5–6), 419–426. ISSN 00314056. Dostupné z: doi:10.1016/j.pedobi.2008.01.001

MALMSTRÖM, Anna, 2010. The importance of measuring fire severity-Evidence from microarthropod studies. *Forest Ecology and Management* [online]. **260**(1), 62–70. ISSN 03781127. Dostupné z: doi:10.1016/j.foreco.2010.04.001

MARTIKAINEN, Petri, Jari KOUKI a Osmo HEIKKALA, 2006. The effects of green tree retention and subsequent prescribed burning on ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in boreal pine-dominated forests. *Ecography* [online]. **29**(5), 659–670. ISSN 09067590. Dostupné z: doi:10.1111/j.2006.0906-7590.04562.x

MASON, Stephen C., Vaughn SHIREY, Lauren C. PONISIO a Jon K. GELHAUS, 2021. *Responses from bees, butterflies, and ground beetles to different fire and site characteristics: A global meta-analysis* [online]. 1. září 2021. B.m.: Elsevier Ltd. ISSN 00063207. Dostupné z: doi:10.1016/j.biocon.2021.109265

MCGEOGH, Melodie A., 2007. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews* [online]. **73**(2), 181–201. ISSN 14647931. Dostupné z: doi:10.1111/j.1469-185X.1997.tb00029.x

MCLAUHLAN, Kendra K., Philip E. HIGUERA, Jessica MIESEL, Brendan M. ROGERS, Jennifer SCHWEITZER, Jacquelyn K. SHUMAN, Alan J. TEPLEY, J. Morgan VARNER, Thomas T. VEBLEN, Solny A. ADALSTEINSSON, Jennifer K. BALCH, Patrick BAKER, Enric BATLLORI, Erica BIGIO, Paulo BRANDO, Megan CATTANU, Melissa L. CHIPMAN, Janice COEN, Raelene CRANDALL, Lori DANIELS, Neal ENRIGHT, Wendy S. GROSS, Brian J. HARVEY, Jeff A. HATTEN, Sharon HERMANN, Rebecca E. HEWITT, Leda N. KOBZIAR, Jennifer B. LANDESMANN, Michael M. LORANTY, S. Yoshi MAEZUMI, Linda MEARNNS, Max MORITZ, Jonathan A. MYERS, Juli G. PAUSAS, Adam F.A. PELLEGRINI, William J. PLATT, Jennifer ROOZEBOOM, Hugh SAFFORD, Fernanda SANTOS, Robert M. SCHELLER, Rosemary L. SHERRIFF, Kevin G. SMITH, Melinda D. SMITH a Adam C. WATTS, 2020. *Fire as a fundamental ecological process: Research advances and frontiers* [online]. 2020. ISSN 13652745. Dostupné z: doi:10.1111/1365-2745.13403

MILLAR, Constance I a Nathan L STEPHENSON, 2015. Temperate forest health in an era of emerging megadisturbance. *Nature* [online]. **349**(6250), 823–826. Dostupné z: <https://www.science.org>

MILLER, Russell G., Ryan TANGNEY, Neal J. ENRIGHT, Joseph B. FONTAINE, David J. MERRITT, Mark K.J. OOI, Katinka X. RUTHROF a Ben P. MILLER, 2019. *Mechanisms of Fire Seasonality Effects on Plant Populations* [online]. 1. prosinec 2019. B.m.: Elsevier Ltd. ISSN 01695347. Dostupné z: doi:10.1016/j.tree.2019.07.009

MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ, 2023. Vědci zmapovali požár v Českém Švýcarsku. Online. MZP. Dostupné z: [https://www.mzp.cz/cz/news\\_20220106-Vedci-zmapovali-pozar-v-Ceskem-Svycarsku-Majitele-lesu-se-z-nej-musi-ponaucit-Pro-prirodu-ale-znamena-probihajici-obnova-velkou-sanci](https://www.mzp.cz/cz/news_20220106-Vedci-zmapovali-pozar-v-Ceskem-Svycarsku-Majitele-lesu-se-z-nej-musi-ponaucit-Pro-prirodu-ale-znamena-probihajici-obnova-velkou-sanci). [cit. 2024-04-05].

MORETTI, Marco, Miquel DE CÁCERES, Cinzia PRADELLA, Martin K. OBRIST, Beat WERMELINGER, Pierre LEGENDRE a Peter DUELLI, 2010. Fire-induced taxonomic and functional changes in saproxylic beetle communities in fire sensitive regions. *Ecography* [online]. **33**(4), 760–771. ISSN 09067590. Dostupné z: doi:10.1111/j.1600-0587.2009.06172.x

MORETTI, Marco, Peter DUELLI a Martin K. OBRIST, 2006. Biodiversity and resilience of arthropod communities after fire disturbance in temperate forests. *Oecologia* [online]. **149**(2), 312–327. ISSN 00298549. Dostupné z: doi:10.1007/s00442-006-0450-z

MORETTI, Marco, Martin K. OBRIST a Peter DUELLI, 2004. Arthropod biodiversity after forest fires: Winners and losers in the winter fire regime of the southern Alps. *Ecography* [online]. **27**(2), 173–186. ISSN 09067590. Dostupné z: doi:10.1111/j.0906-7590.2004.03660.x

MORITZ, Max A., Enric BATLLORI, Ross A. BRADSTOCK, A. Malcolm GILL, John HANDMER, Paul F. HESSBURG, Justin LEONARD, Sarah MCCAFFREY, Dennis C. ODION, Tania SCHOENNAGEL a Alexandra D. SYPHARD, 2014. *Learning to coexist with wildfire* [online]. 2014. [vid. 2023-08-05]. ISSN 14764687. Dostupné z: doi:10.1038/nature13946

MORITZ, Max A., Marc-André PARISIEN, Enric BATLLORI, Meg A. KRAWCHUK, Jeff VAN DORN, David J. GANZ a Katharine HAYHOE, 2012. Climate change and disruptions to global fire activity. *Ecosphere* [online]. **3**(6), art49. ISSN 2150-8925. Dostupné z: doi:10.1890/es11-00345.1

MOTT, Christine, Anita ANTONINKA a Richard HOFSTETTER, 2023. Arthropod Recolonization of Soil Surface Habitat in Post-Fire Mulch Treatments. *Forests* [online]. **14**(7). ISSN 19994907. Dostupné z: doi:10.3390/f14071421

MOTT, Christine M., Richard W. HOFSTETTER a Anita J. ANTONINKA, 2021. *Post-harvest slash burning in coniferous forests in North America: A review of ecological impacts* [online]. 1. srpen 2021. B.m.: Elsevier B.V. ISSN 03781127. Dostupné z: doi:10.1016/j.foreco.2021.119251

MOZNY, Martin, Miroslav TRNKA a Rudolf BRÁZDIL, 2021. Climate change driven changes of vegetation fires in the Czech Republic. *Theoretical and Applied Climatology* [online]. **143**(1–2), 691–699. ISSN 0177-798X. Dostupné z: doi:10.1007/s00704-020-03443-6

MUONA, Jyrki a Ilpo RUTANEN, 1994. *The short-term impact of fire on the beetle fauna in boreal coniferous forest* [online]. Dostupné z: <https://www.researchgate.net/publication/259934710>

NELSON, Melissa, Sheryl C. HOSLER, Fabian A. BOETZL, Holly P. JONES a Nicholas A. BARBER, 2021. Reintroduced grazers and prescribed fire effects on beetle assemblage structure and function in restored grasslands. *Ecological Applications* [online]. **31**(1). ISSN 19395582. Dostupné z: doi:10.1002/eap.2217

NIEMELÄ, Jari, Matti KOIVULA a D. Johan KOTZE, 2007. The effects of forestry on carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in boreal forests. *Journal of Insect Conservation* [online]. **11**(1), 5–18. ISSN 1366638X. Dostupné z: doi:10.1007/s10841-006-9014-0

NOLAN, Rachael H., Luke COLLINS, Andy LEIGH, Mark K.J. OOI, Timothy J. CURRAN, Thomas A. FAIRMAN, Víctor RESCO DE DIOS a Ross BRADSTOCK, 2021. *Limits to post-fire vegetation recovery under climate change* [online]. 1. listopad 2021. B.m.: John Wiley and Sons Inc. ISSN 13653040. Dostupné z: doi:10.1111/pce.14176

NOVÁK, Jan, Jiří SÁDLO a Helena SVOBODOVÁ-SVITAVSKÁ, 2012. Unusual vegetation stability in a lowland pine forest area (Doksy region, Czech Republic). *Holocene* [online]. **22**(8), 947–955. ISSN 09596836. Dostupné z: doi:10.1177/0959683611434219

OLSSON, Fredrik a Geoffrey LEMDAHL, 2009. A continuous Holocene beetle record from the site Stavsåkra, southern Sweden: Implications for the last 10 600 years of forest and land use history. *Journal of Quaternary Science* [online]. **24**(6), 612–626. ISSN 02678179. Dostupné z: doi:10.1002/jqs.1242

PAQUIN, Pierre, 2008. Carabid beetle (Coleoptera: Carabidae) diversity in the black spruce succession of eastern Canada. *Biological Conservation* [online]. **141**(1), 261–275. ISSN 00063207. Dostupné z: doi:10.1016/j.biocon.2007.10.001

PARKER, Christopher H., Earl R. KEEFFE, Nicole M. HERZOG, James F. O'CONNELL a Kristen HAWKES, 2016. The pyrophilic primate hypothesis. *Evolutionary Anthropology* [online]. **25**(2), 54–63. ISSN 15206505. Dostupné z: doi:10.1002/evan.21475

PATZELT, Zdeněk, 2022. Mimořádná událost – Požár v Národním parku České Švýcarsko. *Ochrana přírody* [online]. 25. 8. 2022, 2022(4), 45-48 [cit. 2023-04-16]. Dostupné z: <https://www.casopis.ochranaprirody.cz/z-nasi-prirody/pozar-v-np-ceske-svycarsko/>

PAUSAS, Juli G. a William J. BOND, 2019. *Humboldt and the reinvention of nature* [online]. 1. květen 2019. B.m.: Blackwell Publishing Ltd. ISSN 13652745. Dostupné z: doi:10.1111/1365-2745.13109

PAUSAS, Juli G. a Jon E. KEELEY, 2009. A burning story: The role of fire in the history of life. *BioScience* [online]. **59**(7), 593–601. ISSN 00063568. Dostupné z: doi:10.1525/bio.2009.59.7.10

PAUSAS, Juli G., Jon E. KEELEY a Dylan W. SCHWILK, 2017. *Flammability as an ecological and evolutionary driver* [online]. 1. březen 2017. B.m.: Blackwell Publishing Ltd. ISSN 13652745. Dostupné z: doi:10.1111/1365-2745.12691

PEARCE, Jennie L. a Lisa A. VENIER, 2006. *The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management: A review* [online]. listopad 2006. ISSN 1470160X. Dostupné z: doi:10.1016/j.ecolind.2005.03.005

PODRÁZSKÝ, Vilém, Otakar HOLUŠA a Jan FARKAČ, 2010a. Příspěvek k využití společenstev střevlíkovitých (Carabidae) jako nástroje bioindikace v lesních ekosystémech - resumé. *Zprávy lesnického výzkumu*. 99–103.

PODRÁZSKÝ, Vilém, Jiří REMEŠ a Jan FARKAČ, 2010b. Composition of ground-beetle communities (Coleoptera: Carabidae) in forest stands with differentiated species composition and management system. *Zprávy lesnického výzkumu* [online]. **1**(55), 10–15. Dostupné z: <https://www.researchgate.net/publication/286708125>

POHL, Gregory R., David W. LANGOR a John R. SPENCE, 2007. Rove beetles and ground beetles (Coleoptera: Staphylinidae, Carabidae) as indicators of harvest and regeneration practices in western Canadian foothills forests. *Biological Conservation* [online]. **137**(2), 294–307. ISSN 00063207. Dostupné z: doi:10.1016/j.biocon.2007.02.011

PRESSLER, Yamina, John C. MOORE a M. Francesca COTRUFO, 2019. Belowground community responses to fire: meta-analysis reveals contrasting responses of soil microorganisms and mesofauna. *Oikos* [online]. **128**(3), 309–327. ISSN 16000706. Dostupné z: doi:10.1111/oik.05738

RAHMAN, Azeem U., Holly P. JONES, Sheryl C. HOSLER, Seth GEDDES, Melissa NELSON a Nicholas A. BARBER, 2021. Disturbance-Induced Trophic Niche Shifts in Ground Beetles (Coleoptera: Carabidae) in Restored Grasslands. *Environmental Entomology* [online]. **50**(5), 1075–1087. ISSN 19382936. Dostupné z: doi:10.1093/ee/nvab065

RAINIO, Johanna a Jari NIEMELA, 2003. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation*. **12**, 487–506.

RANIUS, Thomas, Petter BOHMAN, Olof HEDGREN, Lars Ove WIKARS a Alexandro CARUSO, 2014. Metapopulation dynamics of a beetle species confined to burned forest sites in a managed forest region. *Ecography* [online]. **37**(8), 797–804. ISSN 16000587. Dostupné z: doi:10.1111/ecog.00475

RODRIGO, Anselm, Francesc SARDÀ-PALOMERA, Jordi BOSCH a Javier RETANA, 2008. Changes of dominant ground beetles in black pine forests with fire severity and successional age. *Ecoscience* [online]. **15**(4), 442–452. ISSN 11956860. Dostupné z: doi:10.2980/15-4-3117

RUCHIN, Alexander B., Sergei K. ALEKSEEV a Anatolij A. KHAPUGIN, 2019. Post-fire fauna of carabid beetles (Coleoptera, carabidae) in forests of the mordovia state nature reserve (Russia). *Nature Conservation Research* [online]. **4**, 11–20. ISSN 2500008X. Dostupné z: doi:10.24189/ncr.2019.009

RŮŽIČKOVÁ, Jana a ZOLTÁN, Elek, 2021. Úskalí výzkumu střevlíků 1. Co vlastně říkají zemní pasti? / Pitfalls of Research into Ground Beetles 1. What Do the Earth Traps Actually Tell Us? Online. Živá. Roč. 2021, č. 4, s. 182-184. Dostupné z: <https://ziva.avcr.cz/2021-4/uskali-vyzkumu-strevliku-1-co-vlastne-rikaji-zemni-pasti.html>. [cit. 2024-04-05].

RYAN, Kevin C., Eric E. KNAPP a J. Morgan VARNER, 2013. *Prescribed fire in North American forests and woodlands: History, current practice, and challenges* [online]. srpen 2013. ISSN 15409295. Dostupné z: doi:10.1890/120329

SAINT-GERMAIN, Michel, Pierre DRAPEAU a Christopher M. BUDDLE, 2008. *Persistence of pyrophilous insects in fire-driven boreal forests: Population dynamics in burned and unburned habitats* [online]. červenec 2008. ISSN 13669516. Dostupné z: doi:10.1111/j.1472-4642.2007.00452.x

SAINT-GERMAIN, Michel, Maxim LARRIVÉE, Pierre DRAPEAU, Lenore FAHRIG a Christopher M. BUDDLE, 2005. Short-term response of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) to fire and logging in a spruce-dominated boreal landscape. *Forest Ecology and Management* [online]. **212**(1–3), 118–126. ISSN 03781127. Dostupné z: doi:10.1016/j.foreco.2005.03.001

SALOV, Tomáš, 2022 a. LESNÍ POŽÁR V OBLASTI HŘENSKA. Národní park České Švýcarsko [online]. Krásná Lípa: Správa Národního parku České Švýcarsko [cit. 2023-04-16]. Dostupné z: <https://www.npcs.cz/lesni-pozar-v-oblasti-hrenska>

SALOV, Tomáš, 2022 b. LESNÍ POŽÁR V OBLASTI HŘENSKA - DENNÍ AKTUALIZACE. Národní park České Švýcarsko [online]. Krásná Lípa: Správa Národního parku České Švýcarsko [cit. 2023-04-16]. Dostupné z: <https://www.npcs.cz/lesni-pozar-v-oblasti-hrenska-denni-aktualizace>

SAMU, F., F. KÁDÁR, G. ÓNODI, M. KERTÉSZ, A. SZIRÁNYI, É I. SZITA, K. FETYKÓ, D. NEIDERT, E. BOTOS a V. ALTBÉCKER, 2010. Differential ecological responses of two generalist arthropod groups, spiders and carabid beetles (Araneae, Carabidae), to the effects of wildfire. *Community Ecology* [online]. **11**(2), 129–139. ISSN 15858553. Dostupné z: doi:10.1556/ComEc.11.2010.2.1

SANTALLA, Sara, José María SALGADO, Leonor CALVO a Mercedes FERNÁNDEZ, 2002. Changes in the Carabidae community after a large fire in a Pinus pinaster stand. *Fire and Biological Processes*. 215–231.

SASAL, Yamila, Estela RAFFAELE a Alejandro G FARJI-BRENER, 2008. *Succession of ground-dwelling beetle assemblages after fire in three habitat types in the Andean forest of NW Patagonia, Argentina* [online]. Dostupné z: [www.insectscience.org](http://www.insectscience.org)

SCOTT, A.C, 2000. The Pre-Quaternary history of fire. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* [online]. **164**(1–4), 281–329. ISSN 00310182. Dostupné z: doi:10.1016/S0031-0182(00)00192-9

SPRÁVA NÁRODNÍHO PARKU ČESKÉ ŠVÝCARSKO, b.r. a. Požár v NP České Švýcarsko. Online. NPČŠ. Dostupné z: <https://www.npcs.cz/pozar-v-np-ceske-svycarsko>. [cit. 2024-04-05].

SPRÁVA NÁRODNÍHO PARKU ČESKÉ ŠVÝCARSKO, b.r. b. Plány péče. Online. NPČŠ. Dostupné z: <https://www.npcs.cz/plany-pece>. [cit. 2024-04-05].

SPRÁVA NÁRODNÍHO PARKU ČESKÉ ŠVÝCARSKO, b.r. c. Příroda a krajina Českosaského Švýcarska. Online. NPČŠ. Dostupné z: <https://www.npcs.cz/priroda-krajina-ceskosaskeho-svycarska>. [cit. 2024-04-05].

STEVENS-RUMANN, Camille S., Kerry B. KEMP, Philip E. HIGUERA, Brian J. HARVEY, Monica T. ROTHER, Daniel C. DONATO, Penelope MORGAN a Thomas T. VELEN, 2018. *Evidence for declining forest resilience to wildfires under climate change* [online]. 1. únor 2018. B.m.: Blackwell Publishing Ltd. ISSN 14610248. Dostupné z: doi:10.1111/ele.12889

- ŠPULÁK, Pavel, 2022. Wildland Fires in the Czech Republic—Review of Data Spanning 20 Years. *ISPRS International Journal of Geo-Information* [online]. **11**(5). ISSN 22209964. Dostupné z: doi:10.3390/ijgi11050289
- ŠUSTEK, Zbyšek, Jaroslav VIDO, Jana ŠKVARENINOVÁ, Jaroslav ŠKVARENINA a Peter ŠURDA, 2017. Drought impact on ground beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae) in Norway spruce forests with different management after windstorm damage - A case study from Tatra Mts. (Slovakia). *Journal of Hydrology and Hydromechanics* [online]. **65**(4), 333–342. ISSN 13384333. Dostupné z: doi:10.1515/johh-2017-0048
- TAYLOR, Alan H., Valerie TROUET, Carl N. SKINNER a Scott STEPHENS, 2016. Socioecological transitions trigger fire regime shifts and modulate fire-climate interactions in the Sierra Nevada, USA, 1600-2015 CE. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* [online]. **113**(48), 13684–13689. ISSN 10916490. Dostupné z: doi:10.1073/pnas.1609775113
- THOM, Dominik a Rupert SEIDL, 2016. Natural disturbance impacts on ecosystem services and biodiversity in temperate and boreal forests. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society* [online]. **91**(3), 760–781. ISSN 1469185X. Dostupné z: doi:10.1111/brv.12193
- TOIVANEN, Tero a Janne S. KOTIAHO, 2007. Mimicking natural disturbances of boreal forests: The effects of controlled burning and creating dead wood on beetle diversity. *Biodiversity and Conservation* [online]. **16**(11), 3193–3211. ISSN 09603115. Dostupné z: doi:10.1007/s10531-007-9172-8
- TRNKA, Mirek, Jan BALEK, Martin MOŽNÝ, Emil CIENCIALA, Petr CERMÁK, Daniela SEMERÁDOVÁ, František JUREČKA, Petr HLAVINKA, Petr ŠTĚPÁNEK, Aleš FARDA, Petr SKALÁK, Jana BERANOVÁ, Filip CHUCHMA, Pavel ZAHRADNÍČEK, Dalibor JANOUŠ, Zdeněk ŽALUD, Martin DUBROVSKÝ, Pavel KINDLMANN, Zdenka KRENOVÁ, Milan FISCHER, Jakub HRUŠKA a Rudolf BRÁZDIL, 2020. Observed and expected changes in wildfireconductive weather and fire events in peri-urban zones and key nature reserves of the Czech Republic. *Climate Research* [online]. **82**, 33–54. ISSN 16161572. Dostupné z: doi:10.3354/CR01617
- TRNKA, Miroslav, Martin MOŽNÝ, František JUREČKA, Jan BALEK, Daniela SEMERÁDOVÁ, Petr HLAVINKA, Petr ŠTĚPÁNEK, Aleš FARDA, Petr SKALÁK, Emil CIENCIALA, Petr ČERMÁK, Filip CHUCHMA, Pavel ZAHRADNÍČEK, Dalibor JANOUŠ, Milan FISCHER, Zdeněk ŽALUD a Rudolf BRÁZDIL, 2021. Observed and estimated consequences of climate change for the fire weather regime in the moist-temperate climate of the Czech Republic. *Agricultural and Forest Meteorology* [online]. **310**. ISSN 01681923. Dostupné z: doi:10.1016/j.agrformet.2021.108583
- VAN DER WERF, G R, J DEMPEWOLF, S N TRIGG, J T RANDERSON, P S KASIBHATLA, L GIGLIO, D MURDIYARSO, W PETERS, D C MORTON, G J COLLATZ, A J DOLMAN a R S DEFRIES, 2008. *Climate regulation of fire emissions and deforestation in equatorial Asia* [online]. Dostupné z: www.pnas.orgcgidoi10.1073pnas.0803375105
- VAN MANTGEM, Elizabeth F., Jon E. KEELEY a Marti WITTER, 2015. Faunal responses to fire in chaparral and sage scrub in California, USA. *Fire Ecology* [online]. **11**(3), 128–148. ISSN 19339747. Dostupné z: doi:10.4996/fireecology.1103128
- VASCONCELOS, Heraldo L., Renata PACHECO, Raphael C. SILVA, Pedro B. VASCONCELOS, Cauê T. LOPES, Alan N. COSTA a Emilio M. BRUNA, 2009. Dynamics of the leaf-litter arthropod fauna following fire in a neotropical woodland savanna. *PLoS ONE* [online]. **4**(11). ISSN 19326203. Dostupné z: doi:10.1371/journal.pone.0007762

- VICIAN, Vladimír, Marek SVITOK, Eva MICHALKOVÁ, Ivan LUKÁČIK a Slavomír STAŠIOV, 2018. Influence of tree species and soil properties on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) communities. *Acta Oecologica* [online]. **91**, 120–126. ISSN 1146609X. Dostupné z: doi:10.1016/j.actao.2018.07.005
- VÍTKOVÁ, Lucie, Radek BAČE, Petr KJUČUKOV a Miroslav SVOBODA, 2018. *Deadwood management in Central European forests: Key considerations for practical implementation* [online]. 1. prosinec 2018. B.m.: Elsevier B.V. ISSN 03781127. Dostupné z: doi:10.1016/j.foreco.2018.07.034
- WHITEHOUSE, N J, 2000. *Forest fires and insects: palaeoentomological research from a subfossil burnt forest* [online]. Dostupné z: www.elsevier.nl/locate/palaeo
- WIKARS, Lars-Ove, 1995. *Clear-cutting before burning prevents establishment of the fire-adapted *Agonum quadripunctatum* (Coleoptera: Carabidae)* [online]. Dostupné z: https://www.researchgate.net/publication/274710320
- WIKARS, Lars-Ove, [b.r.]. *Effects of Fire and Ecology of Fire-Adapted Insects* [online]. Dostupné z: https://www.researchgate.net/publication/274711701
- WIKARS, Lars-Ove a Johnny SCHIMMEL, 2001. *Immediate effects of fire-severity on soil invertebrates in cut and uncut pine forests*.
- WORK, Timothy T., St BENOIT a J. M. JACOBS, 2011. Response of female beetles to LIDAR derived topographic variables in Eastern boreal mixedwood forests (Coleoptera, Carabidae). *ZooKeys* [online]. **147**, 623–639. ISSN 13132989. Dostupné z: doi:10.3897/zookeys.147.2013
- ZAITSEV, Andrey S., Konstantin B. GONGALSKY, Anna MALMSTRÖM, Tryggve PERSSON a Jan BENGTTSSON, 2016. *Why are forest fires generally neglected in soil fauna research? A mini-review* [online]. 1. únor 2016. B.m.: Elsevier. ISSN 09291393. Dostupné z: doi:10.1016/j.apsoil.2015.10.012
- ZAITSEV, Andrey S., Konstantin B. GONGALSKY, Tryggve PERSSON a Jan BENGTTSSON, 2014. Connectivity of litter islands remaining after a fire and unburnt forest determines the recovery of soil fauna. *Applied Soil Ecology* [online]. **83**, 101–108. ISSN 09291393. Dostupné z: doi:10.1016/j.apsoil.2014.01.007
- ZUMR, Václav, Jiří REMEŠ a Oto NAKLÁDAL, 2024. Short-Term Response of Ground Beetles (Coleoptera: Carabidae) to Fire in Formerly Managed Coniferous Forest in Central Europe. *Fire* [online]. **7**(3), 76. ISSN 25716255. Dostupné z: doi:10.3390/fire7030076

## 8 Seznam obrázků

|  |    |
|--|----|
| Obrázek 1: Nákres padací zemní pasti .....   | 35 |
| Obrázek 2: Snímek instalované padací zemní pasti v době výběru.....  | 36 |
| Obrázek 3: Rozmístění lokalit na studované lokalitě .....  | 37 |
| Obrázek 4: Vývoj počtu jedinců a druhů střevlíkovitých na všech stanovištích v průběhu studijního období .....   | 40 |
| Obrázek 5: Rozdělení společenstva střevlíkovitých na nespálených pasekách dle míry dominance druhů.....  | 43 |
| Obrázek 6: Rozdělení společenstva střevlíkovitých na nespálených pasekách dle míry konstance druhů .....   | 44 |
| Obrázek 7: Vývoj počtu jedinců a druhů střevlíkovitých na nespálených pasekách v průběhu studijního období .....   | 44 |
| Obrázek 8: Rozdělení společenstva střevlíkovitých na spálených pasekách dle míry dominance druhů.....  | 46 |
| Obrázek 9: Rozdělení společenstva střevlíkovitých na spálených pasekách dle míry konstance druhů .....   | 46 |
| Obrázek 10: Vývoj počtu jedinců a druhů střevlíkovitých na spálených pasekách v průběhu studijního období .....  | 47 |
| Obrázek 11: Vývoj početnosti a míry konstance druhu <i>Pterostichus quadrioveolatus</i> na spálených pasekách v průběhu studijního období.....               | 47 |
| Obrázek 12: Podíl početnosti druhu <i>Pterostichus quadrioveolatus</i> na spálených pasekách v průběhu studijního období .....                               | 48 |
| Obrázek 13: Vývoj početnosti a míry konstance druhu <i>Sericoda quadripunctata</i> na spálených pasekách v průběhu studijního období.....                    | 48 |
| Obrázek 14: Rozdělení společenstva střevlíkovitých na nespálených kůrovcových kalamitách dle míry dominance druhů v průběhu studijního období.....           | 50 |
| Obrázek 15: Rozdělení společenstva střevlíkovitých na nespálených kůrovcových kalamitách dle míry konstance druhů v průběhu studijního období .....          | 50 |
| Obrázek 16: Vývoj počtu jedinců a druhů střevlíkovitých na nespálených kůrovcových kalamitách v průběhu studijního období.....                               | 51 |
| Obrázek 17: Rozdělení společenstva střevlíkovitých na spálených kůrovcových kalamitách dle míry dominance druhů v průběhu studijního období.....             | 53 |
| Obrázek 18: Rozdělení společenstva střevlíkovitých na spálených kůrovcových kalamitách dle míry konstance druhů v průběhu studijního období .....            | 53 |
| Obrázek 19: Vývoj počtu jedinců a druhů střevlíkovitých na spálených kůrovcových kalamitách v průběhu studijního období.....                                 | 54 |
| Obrázek 20: Vývoj početnosti a míry konstance druhu <i>Pterostichus quadrioveolatus</i> na spálených kůrovcových kalamitách v průběhu studijního období..... | 54 |
| Obrázek 21: Podíl početnosti druhu <i>Pterostichus quadrioveolatus</i> na spálených kůrovcových kalamitách v průběhu studijního období.....                  | 55 |
| Obrázek 22: Počty druhů střevlíkovitých dle výskytu na určitém typu stanoviště.....  | 56 |
| Obrázek 23: Srovnání společenstev střevlíkovitých na všech typech stanovišť pomocí nemetrického vícerozměrného škálování (NMDS) .....                        | 57 |



## 9 Seznam tabulek

|   |    |
|---|----|
| Tabulka 1: Rozdělení druhů střevlíkovitých do tříd dominance dle míry jejich dominance na stanovišti.....                                       | 38 |
| Tabulka 2: Rozdělení druhů střevlíkovitých do tříd konstance dle míry jejich konstance na stanovišti.....                                       | 38 |
| Tabulka 3: Počet druhů a jedinců střevlíkovitých na všech typech stanovišť podle bioindikačních skupin dle Hůrky et al. (1996). ....            | 41 |
| Tabulka 4: Seznam druhů zaznamenaných na nespálených pasekách dle počtu jedinců, míry dominance a míry konstance.....                           | 42 |
| Tabulka 5: Počet druhů a jedinců střevlíkovitých na nespálených pasekách podle bioindikačních skupin dle Hůrky et al. (1996).....               | 43 |
| Tabulka 6: Seznam druhů zaznamenaných na spálených pasekách dle počtu jedinců, míry dominance a míry konstance.....                             | 45 |
| Tabulka 7: Počet druhů a jedinců střevlíkovitých na spálených pasekách podle bioindikačních skupin dle Hůrky et al. (1996).....                 | 45 |
| Tabulka 8: Seznam druhů zaznamenaných na nespálených kůrovcových kalamitách dle počtu jedinců, míry dominance a míry konstance.....             | 49 |
| Tabulka 9: Počet druhů a jedinců střevlíkovitých na nespálených kůrovcových kalamitách podle bioindikačních skupin dle Hůrky et al. (1996)..... | 49 |
| Tabulka 10: Seznam druhů zaznamenaných na spálených kůrovcových kalamitách dle počtu jedinců, míry dominance a míry konstance.....              | 52 |
| Tabulka 11: Počet druhů a jedinců střevlíkovitých na spálených kůrovcových kalamitách podle bioindikačních skupin dle Hůrky et al. (1996).....  | 52 |

## 10 Samostatné přílohy

Příloha 1: GPS souřadnice lokalit, na každé lokalitě instalovány 2 pasti.

| Lokalita                         | GPS souřadnice           |
|----------------------------------|--------------------------|
| Nespálená paseka (1)             | 50.8694378N, 14.3144614E |
| Nespálená paseka (2)             | 50.8667247N, 14.3204011E |
| Nespálená paseka (3)             | 50.8788328N, 14.3038908E |
| Nespálená paseka (4)             | 50.8696100N, 14.3288244E |
| Spálená paseka (1)               | 50.8733819N, 14.2930481E |
| Spálená paseka (2)               | 50.8782058N, 14.2704356E |
| Spálená paseka (3)               | 50.8781636N, 14.3217233E |
| Spálená paseka (4)               | 50.8775433N, 14.2985719E |
| Nespálená kůrovcová kalamita (1) | 50.8804978N, 14.2873094E |
| Nespálená kůrovcová kalamita (2) | 50.8760742N, 14.3204628E |
| Nespálená kůrovcová kalamita (3) | 50.8937286N, 14.2434592E |
| Nespálená kůrovcová kalamita (4) | 50.8695369N, 14.3174642E |
| Spálená kůrovcová kalamita (1)   | 50.8779256N, 14.3194356E |
| Spálená kůrovcová kalamita (2)   | 50.8788403N, 14.3012969E |
| Spálená kůrovcová kalamita (3)   | 50.8954050N, 14.2728872E |
| Spálená kůrovcová kalamita (4)   | 50.8787075N, 14.2704678E |

Příloha 2: Seznam druhů s rozdělením dle bioindikačních skupin, velikosti, létavosti a pyrofilie, seřazen dle počtu jedinců.

| Druh  | Počet jedinců | Podíl z celkového počtu | Indikační skupi | Velikost | Létavost | Pyrofilie |
|---|---------------|-------------------------|-----------------|----------|----------|-----------|
| Carabus violaceus (Linnaeus, 1758)                  | 739           | 21,25%                  | A               | velké    | ne       | ne        |
| Poecilus versicolor (Sturm, 1824)                   | 692           | 19,90%                  | E               | malé     | ano      | ne        |
| Carabus hortensis (Linnaeus, 1758)                  | 294           | 8,45%                   | A               | velké    | ne       | ne        |
| Carabus intricatus (Linnaeus, 1761)                 | 277           | 7,96%                   | A               | velké    | ne       | ne        |
| Carabus problematicus (Herbst, 1786)                | 272           | 7,82%                   | A               | velké    | ne       | ne        |
| Pterostichus niger (Schaller, 1783)                 | 183           | 5,26%                   | A               | velké    | ano      | ne        |
| Bembidion lampros (Herbst, 1784)                    | 180           | 5,18%                   | E               | malé     | ne       | ne        |
| Pterostichus quadrioveolatus (Letzner, 1852)        | 140           | 4,03%                   | A               | velké    | ano      | ano       |
| Amara lunicollis (Schiödte, 1837)                   | 134           | 3,85%                   | A               | malé     | ano      | ne        |
| Pterostichus oblongopunctatus (Fabricius, 1787)     | 85            | 2,44%                   | A               | velké    | ano      | ne        |
| Harpalus latus (Linnaeus, 1758)                     | 60            | 1,73%                   | A               | malé     | ano      | ne        |
| Notiophilus biguttatus (Fabricius, 1779)            | 54            | 1,55%                   | A               | malé     | ano/ne   | ne        |
| Harpalus rufipes (DeGeer, 1774)                     | 47            | 1,35%                   | –               | velké    | ano      | ne        |
| Abax parallelepipedus (Piller & Mitterpacher, 1783) | 46            | 1,32%                   | A               | velké    | ne       | ne        |
| Harpalus solitarius (Dejean, 1829)                  | 42            | 1,21%                   | A               | malé     | ano      | ne        |
| Cicindela campestris (Linnaeus, 1758)               | 28            | 0,81%                   | A               | velké    | ano      | ne        |
| Poecilus cupreus (Linnaeus, 1758)                   | 24            | 0,69%                   | E               | velké    | ano      | ne        |
| Calathus erratus (C.R. Sahlberg, 1827)              | 23            | 0,66%                   | A               | velké    | ne       | ne        |
| Carabus arvensis (Herbst, 1784)                     | 20            | 0,58%                   | A               | velké    | ne       | ne        |
| Microlestes minutulus (Goeze, 1777)                 | 19            | 0,55%                   | E               | malé     | ano      | ne        |
| Harpalus affinis (Schrank, 1781)                    | 14            | 0,40%                   | E               | velké    | ano      | ne        |
| Notiophilus palustris (Duftschmid, 1812)            | 12            | 0,35%                   | E               | malé     | ne       | ne        |
| Nebria brevicollis (Fabricius, 1792)                | 7             | 0,20%                   | A               | velké    | ano      | ne        |
| Amara plebeja (Gyllenhal, 1810)                     | 7             | 0,20%                   | E               | malé     | ano      | ne        |
| Carabus auronitens (Fabricius, 1792)                | 7             | 0,20%                   | A               | velké    | ne       | ne        |
| Agonum sexpunctatum (Linnaeus, 1758)                | 6             | 0,17%                   | A               | malé     | ano      | ne        |
| Cymindis cingulata (Dejean, 1825)                   | 6             | 0,17%                   | R               | malé     | ne       | ne        |
| Poecilus lepidus (Leske, 1787)                      | 5             | 0,14%                   | –               | velké    | ano/ne   | ne        |
| Carabus linnei (Panzer, 1810)                       | 5             | 0,14%                   | A               | velké    | ne       | ne        |
| Calathus fuscipes (Goeze, 1777)                     | 5             | 0,14%                   | E               | velké    | ne       | ne        |
| Sericoda quadripunctata (De Geer, 1774)             | 4             | 0,12%                   | A               | malé     | ano      | ano       |
| Cychnus caraboides (Linnaeus, 1758)                 | 4             | 0,12%                   | A               | velké    | ne       | ne        |
| Notiophilus aestuans (Dejean, 1826)                 | 3             | 0,09%                   | –               | malé     | ano      | ne        |
| Trechus quadristriatus (Schrank, 1781)              | 3             | 0,09%                   | E               | malé     | ano      | ne        |
| Leistus rufomarginatus (Duftschmid, 1812)           | 3             | 0,09%                   | R               | malé     | ano/ne   | ne        |
| Amara curta (Dejean, 1828)                          | 2             | 0,06%                   | A               | malé     | ano      | ne        |
| Harpalus rufipalpis (Sturm, 1818)                   | 2             | 0,06%                   | A               | malé     | ano      | ne        |
| Tachyta nana (Gyllenhal, 1810)                      | 2             | 0,06%                   | A               | malé     | ano      | ne        |
| Bembidion quadrimaculatum (Linnaeus, 1761)          | 2             | 0,06%                   | E               | malé     | ano      | ne        |
| Pterostichus nigrita (Paykull, 1790)                | 2             | 0,06%                   | E               | velké    | ano      | ne        |
| Pterostichus aethiops (Panzer, 1797)                | 2             | 0,06%                   | A               | velké    | ne       | ne        |
| Cychnus attenuatus (Fabricius, 1792)                | 2             | 0,06%                   | R               | velké    | ne       | ne        |
| Harpalus laevipes (Zetterstedt, 1828)               | 1             | 0,03%                   | –               | velké    | ano      | ne        |
| Pterostichus minor (Gyllenhal, 1827)                | 1             | 0,03%                   | –               | velké    | ano      | ne        |
| Acupalpus flavicollis (Sturm, 1825)                 | 1             | 0,03%                   | A               | velké    | ano      | ne        |
| Amara equestris (Duftschmid, 1812)                  | 1             | 0,03%                   | A               | malé     | ano      | ne        |
| Bradycellus harpalinus (Audinet-Serville, 1821)     | 1             | 0,03%                   | A               | malé     | ano      | ne        |
| Bembidion properans (Stephens, 1828)                | 1             | 0,03%                   | E               | malé     | ano      | ne        |
| Harpalus rubripes (Duftschmid, 1812)                | 1             | 0,03%                   | E               | malé     | ano      | ne        |
| Bembidion guttula (Fabricius, 1792)                 | 1             | 0,03%                   | A               | malé     | ano/ne   | ne        |
| Synuchus vivalis (Illiger, 1798)                    | 1             | 0,03%                   | E               | malé     | ano/ne   | ne        |
| Bembidion mannerheimii (C.R. Sahlberg, 1827)        | 1             | 0,03%                   | A               | malé     | ne       | ne        |
| Pterostichus burmeisteri (Heer, 1841)               | 1             | 0,03%                   | A               | velké    | ne       | ne        |
| Stomis pumicatus (Panzer, 1796)                     | 1             | 0,03%                   | A               | malé     | ne       | ne        |
| Pterostichus melanarius (Illiger, 1798)             | 1             | 0,03%                   | E               | velké    | ne       | ne        |
| Syntomus truncatellus (Linnaeus, 1761)              | 1             | 0,03%                   | E               | malé     | ne       | ne        |