

MENDELOVA UNIVERZITA V BRNĚ

LESNICKÁ A DŘEVAŘSKÁ FAKULTA

---

ÚSTAV OCHRANY LESŮ A MYSLIVOSTI

**Vývoj epigeické arachnoentomofauny borových  
porostů v požářišti revíru Bzenec – Moravská  
Sahara (LS Strážnice)**

Diplomová práce

Vedoucí práce:

**PROF. ING. EMANUEL KULA, CSc.**

Vypracoval:

**Bc. JAKUB PRÁGR**

---

Brno 2017

---

### **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že jsem práci: *Vývoj epigeické arachnoentomofauny borových porostů v požářišti revíru Bzenec – Moravská Sahara (LS Strážnice)* vypracoval samostatně a veškeré použité prameny a informace uvádím v seznamu použité literatury. Souhlasím, aby moje práce byla zveřejněna v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů (zákon o vysokých školách), ve znění pozdějších předpisů, a v souladu s platnou Směrnicí o zveřejňování vysokoškolských závěrečných prací.

Jsem si vědom, že se na moji práci vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., autorský zákon, a že Mendelova univerzita v Brně má právo na uzavření licenční smlouvy a užití této práce jako školního díla podle § 60 odst. 1 autorského zákona.

Dále se zavazuji, že před sepsáním licenční smlouvy o využití díla jinou osobou (subjektem) si vyžádám písemné stanovisko univerzity, že předmětná licenční smlouva není v rozporu s oprávněnými zájmy univerzity, a zavazuji se uhradit případný příspěvek na úhradu nákladů spojených se vznikem díla, a to až do jejich skutečné výše.

V Brně, dne 14. 4. 2017

---

---

## **Poděkování**

Pět let. Pět let studentského vysokoškolského života. Člověk si na začátku této nové životní etapy připadá jako nezkušený běžec, který se chystá postavit na startovní čáru maratonu. Cíl má v nedohlednu a vůbec neví, jaké překážky a obtížnosti ho na trati potkají.

Tohoto prostoru bych rád využil k vyjádření upřímného poděkování těm, kteří mi umožnili se na startovní čáru takového maratonu postavit a zažít pětiletý běh po trati plné zážitků, nových zkušeností i různých překážek. Dále bych touto cestou rád poděkoval lidem, kteří mi byli při běhu oporou, těm, kteří mi podali pomocnou ruku a podpořili mne, když bylo po upadnutí třeba znovu vstát a rozeběhnout se dále.

Především děkuji mojí rodině, díky které jsem se na startovní čáru mohl postavit. Byli to ti, kteří mi na dlouhé trase podávali láhev s vodou, jídlo nebo ručník a dodávali mi odvahu do dalších kilometrů.

Velké poděkování patří panu prof. Ing. Emanuelu Kulovi, CSc., který mi byl pomyslným trenérem. Jeho odborné vedení, cenné rady a četné připomínky (nejen k této práci) ze mne formovaly zdatnějšího běžce.

Za odbornou konzultaci k výsledkům předkládané práce a pomoc se statistickým vyhodnocením získaných dat děkuji doc. Ing. Lubošovi Purchartovi, Ph.D. Panu Ing. Jiřímu Stanovskému, Ph. D. děkuji za determinaci čeledi Carabidae a Mgr. Ondřejovi Michálkovi náleží poděkování za determinaci řádu Araneae. Za dodatečnou determinaci pavouků čeledi Lyniphidae a inspiraci pro vylepšení předložené práce děkuji Ondřejovi Košuličovi, Ph.D.

Za podporu a pomoc děkuji také mým kamarádům, přátelům a kolegům z kanceláře č. 12.

V neposlední řadě děkuji také panu revírníkovi Petrovi Korvasovi za ochotnou pomoc při terénních pracích a lesní správě Strážnice, která mi umožnila studium epigeonu požárem zasažené oblasti.

---

---

Prágr, J., 2017. Vývoj epigeické arachnoentomofauny borových porostů v požářišti revíru Bzenec – Moravská Sahara (LS Strážnice). Diplomová práce. LDF, Mendelova univerzita v Brně, 69 s + přílohy.

### **Abstrakt**

Sukcesní změny probíhající ve struktuře a složení společenstev epigeické fauny v prvních třech (Coleoptera: Carabidae), resp. dvou (Araneae) letech po požáru borových porostů byly studovány od roku 2013 v území Moravské Sahary (Bzenec, Česká republika). K hodnocení reakce epigeické fauny a stanovištních změn po požáru bylo založeno 11 trvale výzkumných ploch. Ty zahrnovaly holiny po vyhořelých porostech, požárem silně zasažené borové porosty (27 let) ponechané přirozenému sukcesnímu vývoji a borové porosty (94 let) s probíhající nahodilou těžbou. Paralelně byly sledovány kvalitativně stejné porosty požárem nezasazené (29 a 78 let). Ke zjištění stavu epigeonu bylo použito zemních pastí (5ks/plochu). Celkem bylo odchyceno a determinováno 90 druhů střevlíků a 151 druhů pavouků. Struktura a složení společenstev střevlíkovitých brouků a pavouků byla mezi požárem narušenými a požárem nenarušenými lokalitami po celou dobu sledování odlišná. Carabidocenózy i arachnocenózy požárem nenarušených biotopů vykazovaly stabilní strukturu i složení společenstva, zatímco v požárem disturbovaných borových porostech docházelo k postupnému nárůstu druhové dominance a diverzity skupin druhů světlomilných a suchomilných. Mezi lety 2013 a 2014 byl zaznamenán signifikantní pokles druhové diverzity pavouků požárem narušených borových porostů. Společenstva střevlíkovitých brouků vykazovala trend opačný. Arachnocenózy i carabidocenózy zkoumané oblasti projevíly citlivou vazbu na změnu mikroklimatických podmínek studovaných biotopů, a proto bylo možné na základě změn v jejich složení usuzovat i na změny probíhající v porostech, kde nebyly účinky požáru na první pohled patrné.

**Klíčová slova:** lesní požár, epigeická fauna, borovice lesní, disturbance, Carabidae, Araneae, sukcesní vývoj

---

---

Prágr, J., 2015. Epigeická fauna v požářišti revíru Bzenec (LS Strážnice). [Epigeal fauna of the area disturbed by fire in the Bzenec forest (LS Strážnice).] Bakalářská práce. LDF, Mendelova univerzita v Brně, 69 s + přílohy.

### **Abstract**

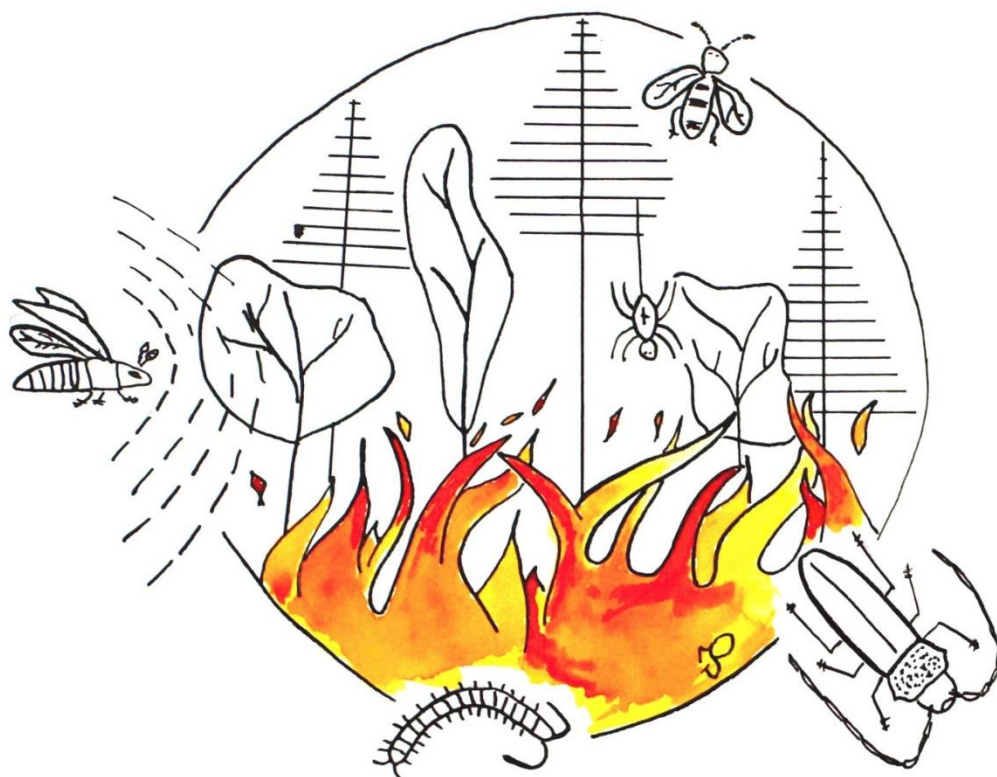
Successional changes occurring in the structure and composition of communities of epigeic fauna in the first three (Coleoptera: Carabidae), or two (Araneae) years after the pine stands fire have been studied since 2013 in the territory of the Moravian Sahara (Bzenec, Czech Republic). 11 permanent research plots were established in order to evaluate the response of epigeic fauna and habitat changes after the fire. These included areas deforested after the fire, pine stands severely affected by the fire (27 years) left to natural successional development and pine stands (94 years) with ongoing salvage cutting. Qualitatively equal stands undisturbed by the fire (29 and 78 years) were simultaneously studied. Pitfall traps were used (5 pcs/area) to determine the state of the epigeic fauna. A total of 90 kinds of Carabid species and 151 spider species were caught and determined. The structure and composition of ground beetle and spider communities in locations disturbed and undisturbed by fire differed throughout the observation period. Ground beetle and spider communities of biotopes undisturbed by the fire showed a stable structure and community composition, while in pine stands disturbed by the fire, a gradual increase in species dominance and diversity of heliophilous and xerophilous groups took place. A significant decline in the species diversity of spiders in pine stands disturbed by fire was recorded between 2013 and 2014. Ground beetle communities showed the opposite trend. Ground beetle and spider communities in the surveyed area demonstrated a sensitive link to a change in the microclimatic conditions of the studied habitats; on the basis of changes in their composition, it was therefore possible to infer changes taking place also in the stands, where the effects of fire were not apparent at first glance.

**Key words:** forest fire, epigeal fauna, *Pinus sylvestris*, disturbance, Carabidae, Araneae, successional development

---

---

## Lesní požár



„Ozval se tichý, zděšený výkřik. Něco se zamihlo, utíkalo suchou travou jako obrovský had, a tráva pod ním běhala a černala zároveň, plamenů nebylo viděti v tomto vše objímajícím slunečním jasů... a rázem dvacet, třicet takových pruhů; rozbíhaly se všemi směry, křížovaly se, proplétaly se, ústily do sebe jako toky bystrých vod... žžž... ššš... praskot, sykot, ohromný sloup bílého dýmu... celá skupina mladých stromů stála v živém plameni, jako moře zavlňila se paseka... vzduch se chvěl sálavým horkem, v bílý dým počaly se mísit černé a modré žíhy a kotouče, obestírajíce vše ohromným závojem, z jehož záhybů vyšlehávaly ohromné spousty rudých plamenů. Hnala se ta hrůza na všechny strany, nejvíce ovšem směrem do svahu. Veliká hromada nakácených klád byla sevřena po zemi se plížícími plameny jako skalní ostrov vlnami rozbouřeného moře, a pojednou ji objaly úže ty plameny, mezi jednotlivými drvy; kouř se hnál do výše, výheň vyšlehla, překlenula se všech stran celou hromadu – a než minulo pět minut, zmizel ostrov v té pekelné vřavě, jež odevšad naň dorážela. Vzduch dosud klidný, přišel do pohybu tím velkým hořením, zadul vítr, rozdmýchal plameny a hnál je báječnou rychlostí kupředu. Napravo, k jihu, vzňal se kus vysokého, ještě stojícího lesa; vysoko nad zemí jalo se to praskat a syčet, utvořila se pohyblivá klenba až k nebi sálajících plamenů.“

(Karel Klosterman – V ráji Šumavském)

---

---

## Seznam použitých zkratk

BP – Berger-Parkerův index

CCA – kanonická korespondenční analýza

DCA – detrendovaná korespondenční analýza

ex. – exemplář

h – průměrná porostní výška

H – Shannonův index

GLM – generalizovaný (zobecněný) lineární model

NPP – Národní přírodní památka

obr. - obrázek

PP – Přírodní památka

př. - příklad

resp. – respektive

$R_p$  – Renkonenův indexu podobnosti

tab. – tabulka

SLT – soubor lesních typů

STG – skupina typů geobiocénů

TVP – trvalá výzkumná plocha

z – zakmenění

ZP – zemní past

1-D – Simpsonův index s odpočtem od jedné

---

---

## Obsah

1	Úvod.....	10
2	Současný stav řešené problematiky .....	12
2.1	Disturbance .....	12
2.2	Požární disturbance.....	13
2.3	Reakce fauny na požární disturbance.....	15
2.4	Bioindikace .....	20
3	Metodika .....	21
3.1	Studovaná oblast.....	21
3.2	Výběr a charakteristika trvale výzkumných ploch.....	23
3.3	Odběr vzorků a determinace .....	25
3.4	Příprava a analýza dat .....	26
4	Výsledky.....	29
4.1	Čeleď: CARABIDAE (střevlíkovití) .....	29
4.1.1	Změny druhové bohatosti, abundancí, diverzity a faunistické podobnosti arachnocenóz mezi roky 2013 2014 a 2015 na sledovaných biotopech.....	29
4.1.2	Vývoj disperze ekologických skupin carabidocenóz v tříletém po-požárním období	36
4.2	Řád: ARANEAE (pavouci) .....	36
4.2.1	Změny druhové bohatosti, abundancí, diverzity a faunistické podobnosti arachnocenóz mezi roky 2013 a 2014 na sledovaných biotopech.....	36
4.2.2	Vývoj disperze ekologických skupin arachnocenóz ve dvouletém po-požárním období	43
5	Diskuze .....	45
5.1	Reakce ekosystému na požární disturbance se zaměřením na faunu bezobratlých .....	45
5.2	Dynamika vývoje arachnocenóz a carabidocenóz v závislosti na rozpadu porostů požárem narušených borových tyčkovin .....	51
6	Závěr .....	53
7	Summary.....	55
8	Seznam použité literatury .....	57
9	Přílohy.....	64
9.1	Tabulky.....	64
9.2	Obrázky a grafy .....	65

---



## 1 Úvod

Oheň. Moderní zhýčkaná lidská civilizace si už možná ani plně neuvědomuje pozitivní vlastnosti ohně. K plnému uvědomění dojdou až ti, kteří tu a tam vyrazí v zimních měsících tábořit a zapomenou doma sirky. Jak by se jim hodil oheň. K porozumnění nezbytnosti ohně pro vývoj lidského života na naší planetě ale hned nemusíme házet kletr na záda. Stačí se pohodlně usadit do křesla a začíst se kupříkladu do románu *Lovci mamutů* od Eduarda Štorcha. Již z pečlivosti a opatrnosti pravěkých lovců o to, aby oheň nikdy neuhasl, můžeme usuzovat na jeho vysokou důležitost. Před tím, než se totiž lovci naučili oheň rozdělovat pomocí křesadla nebo třecích dřivek, byli odkázáni na přirozeně vzniklé požáry, např. od blesku. Ty byly v dřívějších dobách častým doprovodným jevem života lesů (Tomášek, 2004).

Les je ve střední Evropě vnímán jako ničím nenahraditelný prvek, který plní produkční, ekologické a sociální funkce. Proto je zde lesní požár považován za významný negativní faktor, který snižuje stabilitu lesních porostů a způsobuje velké materiální škody nejen na dřevní produkci. V podmínkách České republiky jsou lesní požáry iniciovány téměř výhradně antropogenně (Kula a Jankovská, 2013). Rychlost, s jakou lesní požár dokáže zachvátit lesní prostředí a způsobit velké škody na dřevní produkci lesa, barvitě popsal Karel Klostermann ve svém románu „V ráji Šumavském“ (viz úryvek výše).

Relativně nízká míra lesnatosti České republiky a velký zájem o produkční i mimoprodukční funkce lesů nás nutí vynakládat velké množství prostředků k efektivní protipožární ochraně, prevenci a rychlému hašení lesních požárů. Není proto divu, že se s problematikou lesních požárů u nás setkáme především v učebnicích ochrany lesa nebo v každoroční statistice *Zprávy o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky*. Vysoká lesnatost některých států ale nedovoluje potlačovat nebo zcela zabránit působení přirozeně vzniklých lesních požárů. Díky tomu se dochovaly ekosystémy, jejichž existence je na opakovaných požárech závislá. Setkat se s nimi můžeme např. v australské buši nebo v severoamerickém národním parku Yellowstone (Prach et al., 2009). Pokud se začneme lesními požáry a jejich dopady na lesní ekosystém zabývat detailněji, narazíme také na anglický termín *prescribed fire* – řízené vypalování. Řízeného vypalování je používáno buď k udržení diverzity prvků ekosystému závislých na požárech tam, kde byly efektivně potlačeny, nebo se tohoto opatření využívá jako prevence před vznikem velkoplošných nevladatelných požárů. Většina prací tedy pochází z oblastí, kde jsou požáry doposud přirozenou součástí lesních ekosystémů nebo z oblastí, které jsou opakovaně a cíleně vypalovány.

Požáry v České republice již nejsou přirozenou součástí lesních ekosystémů a ani řízeného vypalování u nás není využíváno. Proto může být studium po-požárních reakcí

a sukcesních změn ekosystému, který zřejmě není na požární disturbance přizpůsoben, o to více zajímavé. V poslední době je navíc stále více diskutovaným tématem problematika klimatické změny. Objevují se zmínky o tom, že četnost lesních požárů bude narůstat (Klimatická změna, 2017).

V tomto ohledu bylo tedy vhodné a účelné využít možnosti studia sukcesních změn lesního ekosystému po velkoplošném požáru v Bzenecké Doubravě, který byl za posledních 15 let největším lesním požárem v České republice (Mařáková, 2012). V roce 2013 zde započal výzkum vývoje epigeické fauny po požáru. První výstupy byly autorem předkládané studie prezentovány v rámci bakalářské práce na téma „Epigeická fauna v požářišti revíru Bzenec (LS Strážnice)“ (Prágr, 2015) a formou posteru na Zoologických dnech v Českých Budějovicích (Prágr a Kula, 2016).

Cílem práce bylo:

- (i) navázat na sledování epigeické fauny po požáru, které bylo započato v roce 2013,
- (ii) vyhodnotit vývojovou dynamiku epigeonu Bzenecké Doubravy se zaměřením na taxonomické skupiny Carabidae a Araneae,
- (iii) výzkum soustředit do porostů po požáru odtěžených a požárem silně zasažených, ponechaných přirozenému sukcesnímu vývoji. Pro účely kontroly a srovnání využít porostů neovlivněných požárem.

## 2 Současný stav řešené problematiky

Lesní požáry spadají svou problematikou do široké skupiny činitelů, které svým působením významnou měrou ovlivňují ekosystémy. Souhrnně jsou tito činitelé nazýváni disturbancemi. Z tohoto důvodu byla před vlastním pojednáním o vlivu požárů na faunu bezobratlých věnována část literárního přehledu právě disturbancím a jejich komplexnímu pojetí. V závěru literárního přehledu byl krátce popsán význam bioindikace ve vazbě na charakter této práce.

### 2.1 Disturbance

Nedílnou součástí terestrických i akvatických ekosystémů byly a jsou disturbance (Walker, 2012), které hrají významnou roli v jejich organizování a fungování (Mooney a Godron, 1983). Disturbance je třeba chápat jako časově jasně vymezené události, které způsobují narušení ekosystému, společenstva nebo populace, mění jejich strukturu a složení, dostupnost zdrojů, případně způsobují změnu fyzikálního prostředí (Pickett a White, 1985). Variabilita disturbancí spolu s rozdílnou stabilitou, resp. resistencí a resiliencí ekosystémů jsou předními faktory (Laštůvka a Šťastná, 2014; Walker, 2012), které určují následný směr vývoje ekosystému (viz obr. 1). Při srovnávání účinků disturbance je proto důležité jejich proměnlivost respektovat. Ta je dána následujícími parametry<sup>1</sup> (Laštůvka a Šťastná, 2014; Pickett a White, 1985; Ryan, 2002; Suffling a Perera, 2012; Walker, 2012): *typ disturbance (types of disturbance)* – rozeznáváme přírodní disturbance, které jsou nezávislé na lidských vlivech (extrémní povětrnostní výkyvy, vichřice, záplavy, sopečná činnost, tsunami, přirozené požáry atd.), a disturbance antropogenní, jež jsou způsobeny primárně lidskou činností (znečišťování ovzduší, těžba nerostných surovin, regulace toků, holosečná těžba, vypalování vegetace atd.); *rozloha (size)* – velikost disturbované plochy; *intenzita (intensity)* – míra síly disturbance (síla zemětřesení, teplota požáru, rychlost větru atd.); *čas/období disturbance (time/season)* – doba/období průběhu disturbanční události; *frekvence (frequency)* – počet podobných disturbančních událostí na daném místě za jednotku času; *tvrdość (severity)* – množství ztracené biomasy nebo stupeň změny struktury či funkcí ekosystému; *časová návratnost (return interval)* – časový úsek mezi dvěma po sobě jdoucími disturbancemi; *distribuce (distribution)* – šíření disturbance v prostoru; *rotační perioda (rotation period)* – doba potřebná k tomu, aby disturbance proběhla na celém území výzkumné plochy; *vzájemné interakce (interactions)* – vzájemné ovlivňování disturbancí (synergismus, antagonismus).

---

<sup>1</sup> Pro přehlednost a návaznost na cizojazyčnou, resp. anglicky psanou odbornou literaturu o disturbancích, jsou pro jednotlivé parametry uvedeny jejich stručné charakteristiky s anglickými ekvivalenty. S některými názvy totiž česká odborná literatura nepracuje, a proto byl nutný jejich volný překlad do jazyka českého.

Existuje mnoho důvodů, proč se disturbancemi zabývat. Jejich komplexní specifikaci popsal Walker (2012). Prvopočátky studia disturbancí se zaměřovaly na pochopení katastrofických disturbancí, které svými účinky významnou měrou ovlivňovaly lidské životy (sopečná činnost, větrná tornáda a vichřice, rozsáhlé hmyzí kalamity). Člověk se snažil pochopit příčiny vzniku a průběhu disturbančních událostí, aby je mohl lépe predikovat, bránit se, minimalizovat jejich dopady, případně zcela jejich vzniku zamezit. Posléze si člověk začal uvědomovat, že je sám významným disturbančním činitelem (Mooney a Godron, 1983), který má zásadní vliv na fungování ekosystémů. Začal tedy antropogenně iniciované disturbance zkoumat, vyvozovat závěry a provádět opatření ke zmírnění jejich dopadu na životní prostředí. V další fázi člověk (nečekaně) zjistil, že minimalizací nebo zamezením vzniku přirozených disturbancí ve svůj prospěch (potlačení požárů, zamezení vzniku opakovaných záplav atd.) způsobuje ztrátu přirozené součásti ekosystémů, na kterých je závislá biodiverzita a složení ekosystému (Cobb et al., 2007; Gongalsky et al., 2006; Saint-Germain et al., 2004; Toivanen et al., 2014). Z výsledků studií jsou následně odvozována vhodná opatření pro management ochrany biodiverzity ekosystémů. V neposlední řadě je důvodem studia disturbancí otázka klimatické změny, protože se ukázalo, že klimatická změna ovlivňuje disturbancemi strukturu a vlastnosti ekosystémů přímo i nepřímo, čímž může narušit těsné vazby mezi jednotlivými společenstvy (Dale et al., 2000).

## 2.2 Požární disturbance

Jedním z důležitých disturbančních faktorů, který pravidelně ovlivňuje více než 50 % povrchu země, je oheň (Walker, 2012). Požáry jsou přirozenou a základní součástí vývojové dynamiky ekosystémů biomu boreálního jehličnatého lesa, biomu tvrdolisté vegetace a biomu savan (Prach et al., 2009). Přirozeně se vyskytující požáry zde měly a stále mají vliv na udržování určitého sukcesního stádia (tzv. „ohnového klimaxu“), čímž vznikla společenstva druhů adaptovaných a vázaných na oheň (Laštůvka a Šťastná, 2014). Pro příklad lze uvést adaptaci borovice banksovky (*Pinus banksiana*), jejíž šištice se otvírají až po odtoku pryskyřice vlivem zvýšené teploty po požáru, který současně připravuje vhodné podmínky pro vyklíčení jejich semen (Prach et al., 2009). V některých zemích (např. Švédsko, Finsko, Kanada, USA) ale došlo vlivem zvýšené intenzity hospodaření k potlačení přirozených požárů a narušení disturbančního režimu. To dalo vzniknout samostatnému odvětví ekologie – požární ekologie (*fire ecology*), která se snaží (i) prostudovat význam a vliv požárních disturbancí na veškeré složky ekosystému, (ii) propracovat aplikační metody pro management lokalit, které jsou nebo byly požáry narušovány přirozeně (viz např. Bradley et al., 1992; Bull, 2011; Fischer a Bradley, 1987; Hood a Miller, 2007). K udržení společenstev v „ohnovém klimaxu“, uchování a navýšení druhové diverzity je zde používáno řízeného vypalování. To ale nemusí být vždy primárním cílem uměle zakládaného ohně. V Austrálii jsou řízené požáry s nízkou

intenzitou aplikovány cíleně ke snížení objemu potencionálního paliva pro hoření, aby bylo minimalizováno riziko velkoplošných neovladatelných požárů (York, 1999).

Bylo již řečeno, že disturbance působí na různé složky a funkce ekosystému. Z dostupných údajů lze vyvozovat, že požáry toho nejsou žádnou výjimkou, a že významně ovlivňují především lesní ekosystémy – komplexně, přímo i nepřímo. Lesní požár (pozemní, podzemní, korunový), jako dynamický proces měnící se v čase a prostoru, je určován podobnými parametry, které byly pro disturbance specifikovány výše. Pro pochopení následujícího textu je nezbytné charakterizovat termíny (Ryan, 2002): *intenzita požáru (fire intensity)* = množství uvolňovaného tepla při požáru (kW/m), které je dáno součinem obsahu energie v palivu (kJ/kg) s množstvím spotřebovaného paliva (kg/m<sup>2</sup>) a rychlosti šíření požáru (m/s); *tvrdost požáru (fire severity)* = míra ekologického dopadu požáru na ekosystém, zde množství redukované organické hmoty. Míra dopadu tvrdosti požáru na ekosystém je závislá na charakteru podnebí, ročního období, počasí před požárem a v jeho průběhu, půdních a topografických vlastnostech, složení bylinné a stromové vegetace a intenzitě požáru (Gongalsky, 2011; Ryan, 2002).

Přímým a na první pohled patrným účinkem požáru je ztráta biomasy v ekosystému. Ostatní následky již nemusí být natolik zřetelné. Po požáru dochází k fyzikálním a chemickým změnám půdních vlastností (změna koncentrace pH a podílu dostupných živin), mění se koloběh uhlíku a dusíku, je ovlivněn vlhkostní režim a energetická bilance ekosystému (Gongalsky et al., 2016; Harden et al., 2004; Lamotte, 1983; Šomšák et al., 2009). Vliv požáru a dopad probíhajících změn v rámci stanoviště se podepisuje na obnově, druhovém složení a vývoji po-požární vegetace (Jurek, 2009; Khapugin et al., 2016). Svým působením může podporovat šíření invazních druhů rostlin (Walker et al., 2017), případně připravovat vhodné prostředí pro rozvoj chorošovitých hub (Penttilä et al., 2013; Suominen et al., 2015). Ukázalo se, že rozdílná intenzita požáru ovlivňuje významně stav porostu po požáru (Trochta et al., 2012) i jeho následnou obnovu (Johnstone a Chapin III, 2006a). K narušení obnovy vegetace přispívá i úbytek mykorrhizních hub, které jsou spalováním redukovány (Dahlberg et al., 2001). Důležitým kritériem ovlivňujícím strukturu a složení vegetace se ukazuje také frekvence požárů v rámci určitého časového intervalu. Při studiu boreálních lesů narušovaných požáry bylo zjištěno, že listnaté stromy regenerují po požáru mnohem lépe než jehličnaté (Johnstone, 2006; Johnstone a Chapin III, 2006b). A protože se s probíhající klimatickou změnou dá očekávat také nárůst frekvence požárů (Dale et al., 2000; Flannigan et al., 2000), může to znamenat posun v sukcesní trajektorii těchto ekosystémů (viz obr. 1) směrem k dominanci listnatých dřevin (Johnstone a Chapin III, 2006b).

### **2.3 Reakce fauny na požární disturbance**

Při hodnocení dopadů požárů na lesní ekosystémy nelze opomenout jejich podstatnou a přirozenou součást – faunu. Reakce obratlovců na požár je v zásadě závislá od velikosti a mobility zvířete a velikosti požáru (Lyon et al., 1978). Podstatně zajímavější je ale chování bezobratlých živočichů vyplývající z jejich vysoké druhové rozmanitosti, schopnosti adaptace na různé podmínky prostředí a těsné vazby některých druhů nebo skupin druhů na určitý typ bitopu (Laštůvka et al., 2004; Laštůvka a Šťastná, 2014). Díky poslední jmenovanému, a sice úzké ekologické valenci některých druhů, resp. skupin druhů, lze na základě složení a struktury společenstva odvozovat změny, ke kterým v ekosystému po požáru dochází (Anděl, 2011; Laštůvka a Šťastná, 2014).

Rozsah vědeckého bádání je v oblasti problematiky fauny bezobratlých a požárů široký, z dostupných informací lze vysledovat následující: (i) původ většiny prací týkajících se vlivu požáru na bezobratlé kopíruje přirozené rozšíření požárů ve světě, tzn. země biomu boreálního jehličnatého lesa (převaha prací ze Švédska, Finska, Norska, Kanady, USA a Ruska), země biomu tvrdolisté vegetace (převaha prací ze Španělska, Itálie, Řecka, Ruska a Austrálie) a země biomu savan Austrálie a Afriky; (ii) mnoho prací je věnováno složce epigeické, edafické, saproxylické anebo kambioxylofágní.

#### *Přímý vliv požáru na faunu bezobratlých*

Zobecněným pojítkem studií týkajících se vlivu požáru na půdní a epigeické bezobratlé je náhlá redukce jejich abundancí (viz např. Bess et al., 2002; Coleman a Rieske, 2006; Gongalsky, 2011; Schaefer, 1980; Sileshi a Mafongoya, 2006; Szyszko, 2001; Tajovský, 2002; Wikars, 1997). To lze vysvětlit přímým působením požáru, resp. spalováním a vysokou teplotou ohně. Přežití požáru bezobratlými je závislé na jejich fyziologických a morfologických vlastnostech. Výhodu mají makropterní druhy, které jsou schopny před požárem uniknout mimo dosah jeho působení (Wikars, 1997). Šance přežití nelétavých druhů in-situ je však závislá na jejich síle kutikuly a schopnosti pohybu v profilu půdy (Wikars a Schimmel, 2001). Druhy méně pohyblivé s tenkou kutikulou (např. zástupci taxonů Collembola, Protura, Mesostigmata, Oribatidae) jsou vůči působení požáru odolné méně, protože mnoho mikroarthropod nemůže přežít teploty vyšší než 36–40 °C, kterých bývá při požáru dosahováno několik centimetrů pod povrchem půdy (Malmström, 2008). S hloubkou půdy teplota klesá, díky čemuž mohou přežívat půdní bezobratlí obývající hlubší vrstvy půdního profilu mnohem lépe (Gongalsky a Persson, 2013; Malmström, 2006; Wikars a Schimmel, 2001).

#### *Nepřímý vliv požáru na faunu bezobratlých*

Vlivem požáru dochází ke změnám mnoha environmentálních proměnných stanoviště (viz podkapitola 2.2). Mění se půdní podmínky, struktura a složení vegetace, vlhkostní a světelné podmínky i potravní zdroje pro faunu (Gongalsky et al., 2006; Prágr,

2015). Vzniká tak svým způsobem nový charakter biotopu. Tímto nepřímým působením je ovlivněna také struktura a složení společenstev fauny bezobratlých (Lyon et al., 1978).

V rámci epigeické a kambioxylofágní fauny je nepřehlédnutelnou a často diskutovanou skupinou, která zajišťuje prvotní obsazování mnohých požárem narušených stanovišť, fauna pyrophilních druhů (viz např. Evans, 1971; Gongalsky et al., 2003; Johansson et al., 2010; Wikars, 1997, 1992). V důsledku časové a prostorové nepředvídatelnosti požárů je musí tato skupina r-stratégů aktivně vyhledávat, aby narušené plochy mohla obsadit co nejrychleji a profitovat z nich (Wikars, 1997). U některých druhů byla dokonce potvrzena přítomnost speciálních infračervených receptorů (termoreceptorů), jaké lze nalézt např. u hroznýšovitých nebo u chřestýšů (Schmitz et al., 2008). Nejznámější skupinou pyrophilních druhů, schopných dohledat požár až na vzdálenost 50 km, jsou krasci z rodu *Melanophilla* (Buprestidae), u kterých se na hrudi vyvinul párový orgán s množstvím senzil reagujících na infračervené záření (Schmitz et al., 1997; Schütz et al., 1999). Podobně uzpůsobené orgány našli Schmitz et al. (2008) na prothoraxu pyrophilní australské ploštice *Aradus albicornis* Walker, 1873. Druhů s podobnými orgány bude zřejmě více. Podle Wikarse (1992) je v boreálních ekosystémech přes 30 pyrophilních druhů. Uvádí zástupce z řádů Heteroptera, Lepidoptera, Diptera a Coleoptera. Oheň a vylučovaný dým zde fungují podobně jako agregační feromon používaný lýkožroutem smrkovým (*Ips typographus* Linnaeus, 1758) k překonání obranných mechanismů smrku ztepilého (*Picea abies*) (Kula, 2014). Požárem přilákané (agregované) druhy mohou na požářišti snadněji nalézt vhodného partnera, rozmnožit se a založit novou generaci v prostředí s minimální konkurencí (Wikars, 1992).

Setrvání pyrophilních druhů na místě požářiště je pouze přechodné (Holliday, 1992). Gongalsky et al. (2003) zaznamenali pokles abundancí pyrophilních střevlíků (Carabidae) již ve druhém roce po požáru. Rekolonizace nového biotopu není ale zajišťována pouze skupinou pyrophilních druhů. Všeobecně na disturbované plochy migrují nejdříve tzv. r-stratégové, kteří jsou díky rychlému růstu populace, vysokému vrozenému reprodukčnímu potenciálu, malé vnitrodruhové a mezidruhové konkurenci schopni nově vzniklé nebo uvolněné prostory rychle obsazovat, množit se a v krátké době dosahovat vysokých abundancí (Laštůvka a Šťastná, 2014; Losos et al., 1984). Holliday (1992, 1991), který studoval vlastnosti populační dynamiky střevlíkovitých a jejich dlouhodobé reakce na změny během po-požární sukcese lesa, pozoroval v raných fázích sukcese převahu malých makropterních druhů. Tito střevlíci dokázali požárem narušené plochy osidlovat mnohem rychleji než druhy brachypterní. Také Szyszko (2001) zaznamenal po požáru v polských Potrzebovicích u střevlíků podobný vzor chování, resp. pokles druhů typických pro pozdní sukcesní stádia a nárůst druhů přitahovaných požárem, druhů otevřených stanovišť a druhů typických pro raná sukcesní stádia. Nárůst druhů otevřených stanovišť po požáru popsali Buddle et al.

(2000) i u pavouků. Bargmann et al. (2016), při šetření vlivu řízeného vypalování norských vřesovišť na střevlíky, pozorovali na požárem narušených stanovištích navýšení abundancí druhů bez preference k vlhkostním podmínkám stanoviště, jejichž výskyt byl v požárem nenarušených lokalitách omezený. Prostor zde tedy dostávají především druhy eurytopní s širokou ekologickou valencí. Jak ukázali Larrivé et al. (2005), hraje v osidlování stanoviště jistou roli také forma okraje mezi spálenou a nespálenou plochou. Autoři porovnali společenstva epigeické arachnofauny na okrajích tvořených požárem a nedisturbovanou plochou lesa s okraji tvořenými holinami a stojícím nenarušeným lesem. Jejich analýzy prokázaly signifikantně pozvolnější změnu druhů otevřených stanovišť v linii vedené z požárem zasažené plochy směrem do nespáleného lesa. Naproti tomu změna společenstva pavouků typických pro otevřená stanoviště byla na pozorovaném transektu z holin do nedisturbovaného lesa skoková.

Rekolonizace nového biotopu půdními živočichy je poněkud složitější, protože půdní fauna vykazuje nižší mobilitu a má vyšší vazbu na jedno místo. I když je těžké průběh osidlování požárem narušených ploch půdní faunou vysledovat, neb nemáme (zatím) možnost půdní živočichy „označkovat“ a pozorovat jejich procesy kolonizace nové niky na obrazovce, pokusili se někteří autoři tento oříšek rozlousknout a problematiku obnovy půdní fauny blíže objasnit. Často uvažovaným kolonizačním schématem je postupné obsazování spálených ploch z jejich okrajů, resp. z okolních nedisturbovaných částí území (Gongalsky a Zaitsev, 2016). Významnou roli ve zpětné rekolonizaci požářiště hraje prostorová heterogenita požárů, která nastává v prostředí s diverzifikovanou strukturou biotopu. Rozdílná intenzita a tvrdost požáru v rámci disturbanční plochy dává možnost vzniknout méně postiženým místům (perforaciím = požárem nenarušené ostrůvky, viz obr. 2) s přeživšími jedinci, kteří novou niku rekolonizují přímo z požářiště (Gongalsky a Zaitsev, 2016). Průběh takové rekolonizace je ale vzhledem k osidlování disturbované plochy ze sousedních nenarušených lokalit pomalejší (Gongalsky a Persson, 2013). Vhodná velikost perforacií pro přežití půdní makrofauny je 5–8 m<sup>2</sup> (Gongalsky a Zaitsev, 2016). Zaitsev et al. (2014) se snažili podat odpověď na zajímavou myšlenku funkce jakýchsi koridorů (místa s nespálenou opadovou vrstvou a vegetací), které propojují perforacií, s nedisturbovanou plochou (viz obr. 2). Dle jejich výsledků měl výskyt koridorů minimální vliv na distribuci výhradně hypogeických živočichů, naproti tomu pohyblivé skupiny půdní makrofauny těchto cest využívaly ke kolonizaci požářiště z nespálených okrajů disturbované plochy.

Kromě informací o charakteristikách druhů ve vazbě na světlostní a vlhkostní preference druhů k požárem narušenému stanovišti se setkáme také se studiemi, které potvrzují, že druhové složení fauny po požáru určuje i potravní nabídka. Např. již zmínění Bargmann et al. (2016) pozorovali na požárem narušených stanovištích navýšení abundancí druhů střevlíků s potravní vazbou na chvostoskoky. To je v souladu s Hollidayem (1991), který si absenci velkých druhů střevlíků v prvních fázích



obnovy požářiště vysvětluje nedostatkem potravní nabídky pro tyto druhy (např. housenky motýlů). Potvrzují to také práce Tajovského (2002) a Prágra (2015), podle kterých neměl požár zásadní vliv na společenstva dravých stonožek. Naproti tomu u saprofágních mnohonožek, které se v nespálených porostech vyskytovaly zcela běžně, zaznamenali snížení abundancí i druhové bohatosti. Změna potravní nabídky se projevuje také na složení fauny půdních bezobratlých. Butenko et al. (2017) studovali stav půdních nematod ovlivněných požárem v různých podmínkách evropské části Ruska na transektu dlouhém 3000 km (pásmo mediteránu, pásmo listnatého opadavého lesa, pásmo jižní, střední a severní tajgy). Pomineme-li rozdílnou diverzitu společenstev mezi autory pozorovanými lokalitami, je zásadním zjištěním změna struktur společenstev půdních nematod v rámci trofie. Pro spálené lokality byl typický nárůst abundancí nematod živících se bakteriemi a redukce počtu nematod živících se hřífami hub nebo rostlinami. Podobné chování zaznamenali také Gongalsky a Persson (2013), kdy po dostatečném zakořenění bylinné vegetace na spálených plochách vzrostly i abundance býložravců (mšice, křísi, třásněnky).

#### *Vliv intenzity, tvrdosti a frekvence požárů na faunu bezobratlých*

Převaha prací řešících vliv intenzity a tvrdosti požáru ve vztahu k epigeické a hypogeické složce fauny bezobratlých dává tušit, že se jedná o významné parametry požáru, které ovlivňují jejich obnovu a následný vývoj. Podle Koivuly a Spence (2006) byl účinek intenzity požáru na střevlíky druhově specifický a projevoval se spíše na lokální nežli na regionální úrovni. Výsledky šetření Bezkorovainaya et al. (2007) prokázaly, že intenzita požáru ovlivňuje rychlost vývoje půdních bezobratlých po disturbanci, nicméně jiné práce dokazují, že je pro přežití a následnou obnovu struktury i složení společenstva půdních bezobratlých mnohem důležitějším faktorem tvrdost požáru (viz Malmström, 2010; Malmström et al., 2008). Podle Wikarse a Schimmela (2001), kteří testovali vliv rozdílné tvrdosti požáru na půdní bezobratlé v borových lesích Švédska, závisela mortalita půdních bezobratlých právě na poměru shořelé organické vrstvy. Tajovský (2002) připisuje vlivu destrukce a eliminace organického horizontu i pomalý proces obnovy těchto živočichů po požáru. Podobně jako byly zkoumány intenzita a tvrdost požáru, byla předmětem výzkumu také otázka, zda se na společenstvech fauny bezobratlých nějakým způsobem projevuje vliv frekvence požárů. Dostupné informace jsou důkazem různorodých reakcí fauny na opakované požáry. Radea et al. (2010) i York, (1999) pozorovali na frekventovaně spalovaných plochách sníženou druhovou bohatost makroarthropod. Jejich studie ukázaly, že časté požáry způsobují snižování mocnosti půdního horizontu opadanky, změnu vlhkostních poměrů stanoviště a výrazné zjednodušení struktury a složení fytoocenóz, což s sebou nese významný pokles druhů a skupin druhů vázaných na vegetaci. Redukce organické hmoty se může projevovat úbytkem druhů vázaných na organické horizonty půd a nárůstem druhů typických pro často spalované lokality (Harris a Whitcomb, 1974).

Vlivem různě dlouhé časové návratnosti požárů na abundanci a diverzitu epigeických makroarthropod se zabývali také Hanula a Wade (2003). Pokles druhových diverzit na výzkumných plochách zaznamenali v následující sekvenci: každoročně spalované plochy – plochy spalované ve dvou a čtyřletých intervalech – plochy nespalované. Naproti tomu Moretti et al. (2004, 2002) popisují časté požáry v jižním Švýcarsku ve vztahu k druhové diverzitě fauny bezobratlých pozitivně. U taxonů Carabidae, Syrphidae, Hymenoptera (Aculeata), Formicidae a Araneae zaznamenali signifikantně vyšší druhovou bohatost na plochách s opakovanými požáry. Nutno ale podotknout, že příčinou rozdílného vlivu frekvencí požárů na faunu bezobratlých bude zřejmě rozdílná doba (roční období) průběhu spalování. Požáry v jižním Švýcarsku probíhají totiž v zimním období (Moretti et al., 2004).

Druhově specifických reakcí na požární disturbance je využíváno při řízeném vypalování stanovišť. Určitá složka fauny je redukována, naproti tomu jiná je zase podpořena. Obecně popisovaným jevem v dostupných pracích je příznivý vliv požáru na růst druhových diverzit epigeické, kambioxylofágní a saproxylické složky fauny bezobratlých v prvních letech po požáru (Buddle et al., 2000; Eales et al., 2016; Moretti et al., 2004, 2002; Muona a Rutanen, 1994; Victorsson et al., 2015; Wikars, 2002). Použití těchto opatření je nutno ale pečlivě zvažovat, protože požár ovlivní ekosystém komplexně (viz výše) a dlouhodobě. Tento fakt lze potvrdit na základě studií zabývajících se dlouhodobou obnovou fauny po požáru. Holliday (1992), který studoval sukcesní vývoj střevlíků po požární disturbance, popisuje podobnost složení a struktury společenstev střevlíkovitých až po 11 letech. Podle Buddla et al. (2000) nastal nástup rekolonizace stanoviště pavouky sice rychle, nicméně faunistickou podobnost požárem i těžbou narušených lokalit s nedisturbovanými biotopy shledali až po 30 letech. Velká variabilita požárních disturbance v rámci dosud provedených studií, je také příčinou obtížné interpretace doby potřebné k celkové obnově půdní fauny. S tímto problémem se potýkala i Malmströmová (2010), která se snažila vyhodnotit vliv variability tvrdosti požáru na celkovou délku obnovy půdní fauny po požáru. Podle ní se po požáru s nízkou tvrdostí během pár let obnovují abundance chvostoskoků (Collembola), což je v souladu s Čuchtou et al. (2013), kteří na kalamitních plochách (větrná kalamita a těžba) narušených navíc požárem zjistili po čtyřech letech mnohem vyšší abundance chvostoskoků než na kalamitních lokalitách s absencí požáru. Pozorování jeden až pět let, které bylo v některých studiích provedeno (viz např. Koponen, 1995; Malmström et al., 2009; Sileshi a Mafongoya, 2006; Tajovský, 2002), je nedostatečné pro zachycení celkové obnovy půdní fauny po požáru s vysokou intenzitou (Bezkorovainaya et al., 2007) i tvrdostí (Malmström, 2010). Například podle Mordkoviche et al. (2008), kteří sledovali sukcesi půdních bezobratlých na severu tajgy v západní části Sibíře, se hodnoty abundance mikroarthropod na požárem narušených lokalitách během tří let sice blížily k hodnotám abundancí nespálených lokalit, nicméně druhové složení

společenstva bylo stále odlišné. Gongalsky (2011) nezaznamenal obnovu půdní fauny po 7 letech a Malmströmová (2012) ještě ani po 10 letech od požární distrubance.

#### **2.4 Bioindikace**

Bioindikace je metoda, která se zabývá zjišťováním stavu, vlastností a změn environmentálních proměnných prostředí na základě vlastností a chování živých systémů. Vychází z předpokladu, že charakter prostředí ovlivňuje stav a vlastnosti biologických systémů, díky čemuž lze zpětně na základě vyhodnocení vlastností biologických systémů definovat vlastnosti prostředí. (Anděl, 2011)

Bioindikátory jsou druhy se známou ekologickou valencí (Laštůvka a Šťastná, 2014), které indikují určitý faktor nebo komplex faktorů prostředí. Mohou být nápomocny při identifikaci probíhajících změn v ekosystému po distrubanci nebo jsou využívány k hodnocení míry provedených managementových opatření (Laštůvka a Šťastná, 2014; Pearce a Venier, 2006). Na soubor podmínek určitého prostředí lze usuzovat z přítomnosti a nepřítomnosti určitých indikačních druhů nebo celých společenstev. Jako spolehlivější se jeví pozorování složení celého společenstva biocenóz nebo alespoň jejich dílčích složek (Laštůvka et al., 2004).

Silný potenciál pro bioindikaci změn probíhajících v prostředí po distrubancích mají střevlíkovití (Carabidae) a pavouci (Araneae) (Pearce a Venier, 2006; Rainio a Niemelä, 2003), protože (i) jsou to druhově bohaté taxony obývající nejrůznější stanoviště, (ii) jsou relativně snadno a spolehlivě determinovatelní, (iii) disponujeme bohatými znalostmi o jejich bionomii a ekologických nárocích (Buchar a Růžička, 2002; Hůrka, 1996; Kůrka et al., 2015).

### 3 Metodika

Studium epigeické fauny bezobratlých ovlivněné požárem započal autor předkládané studie v první vegetační sezóně po rozsáhlém lesním požáru Bzenecké Doubravy v roce 2013 (Prágr, 2015; Prágr a Kula, 2016). Pro účely studia sukcesních změn epigeonu arachnoentomofauny v následujících letech (2014 a 2015) byla metodika sběru dat zachována v plném souladu s odběry vzorků, které byly realizovány v roce 2013. Pro přehlednost byly charakteristiky studované oblasti, jednotlivých trvale výzkumných ploch (TVP) a metodika odběru vzorků popsány ve stručnosti znovu, případně rozšířeny o informace, které se týkají navazujících let šetření (2014, 2015).

Při vyhodnocení sukcesních změn fauny bezobratlých bylo pracováno s daty, které již autor prezentoval v rámci bakalářské práce (Prágr, 2015).

Nomenklatura cévnatých rostlin byla sjednocena dle Kubáta et al. (2002) a vědecká jména taxonů (českých i latinských) jsou v textu uváděna bez autorských jmen.

Pořízené fotografie a obrázky jsou dílem autorovým, pokud není uvedeno jinak.

#### 3.1 Studovaná oblast

Výzkum epigeické arachnoentomofauny ovlivněné požárem probíhá v panonské biogeografické oblasti České republiky (48°57'N, 17°15'E; obr. 3). Vybraná lokalita se nachází v komplexu porostů s dominantním zastoupením borovice lesní (*Pinus sylvestris*) mezi Bzencem, Strážnicí a Ratiškoviciemi přibližně 3 km na jih od města Bzenec (obr. 3a). Dle Prunera a Míky (1996) leží studovaná lokalita v síťovém poli 7069.

Výrazně teplé (průměrná roční teplota vzduchu 9 °C) a relativně suché (průměrný roční úhrn srážek 569 mm) podnebí společně se specifickými fyzikálními vlastnostmi vátých písků (špatná tepelná vodivost, vysoká propustnost, nízké pH), mnohde až 30 m mocnými (Culek, 1996; Vachek et al., 1997), jsou důvodem, proč lze tuto lokalitu hodnotit v měřítku podmínek ČR jako extrémní.

Extrémnost studované lokality znásobil navíc koncem května roku 2012 rozsáhlý lesní požár, který zasáhl téměř 165 ha lesních porostů (Mařáková, 2012). Oblast vátých písků Bzenecka nebyla požárem zasažena poprvé. Časté požáry se vyskytovaly v pruzích po obou stranách železničního spojení z Břeclavi do Přerova, převážně po dobu působnosti parní trakce. Kvůli požárům se pruhy kolem železnice nezalesňovaly a díky tomu se zde mohla udržet dnes cenná společenstva pískomilných druhů rostlin a živočichů (Bezděčka et al., 2001; Čmelík, 1992; Jongepierová a Grulich, 1989), která jsou chráněna pod záštitou NPP Váté písky (Mackovčín a Sedláček, 2007). Tyto požáry jsou ale pouze nic neříkajícími epizodami proti již zmíněnému požáru z roku 2012, který byl za posledních 15 let největším v ČR (Mařáková, 2012). Rozsáhlý požár zasáhl lesní porosty všech věkových tříd. Jeho vliv na následný stav porostů kmenovin byl závislý

na stupni poškození borky ve spodní části kmene, protože v těchto porostech proběhl požár typu pozemního případně i podzemního. V mladých porostech nabyl požár také typu korunového, což způsobilo zánik celých těchto porostů (obr. 5). Silně poškozené porosty byly postupně těženy. Zůstaly zde pouze kmenoviny s nižším stupněm poškození (obr. 4) a 5,5 ha porostů, které byly ponechány v bezzásahovém režimu pro studium jejich sukcesních změn. Představu o rozsahu odlesnění podává obr. 6 a mapy na obr. 3 s ortofotosnímky z let 2006 (obr. 3b), 2012 (obr. 3c) a 2016 (obr. 3d).

Předpokládá se, že v oblasti vátých písků mezi Bzencem a Hodonínem, zvané taky Moravskou Saharou, rostly původně dubové porosty. Tyto porosty člověk vlivem lesní pastvy, hrabáním steliva a odlesňováním během 18. stol. zničil. Následně vznikly na Bzenecku rozsáhlé otevřené (bezlesé) plochy pouštního charakteru (Čmelík, 1992). Odlesněné plochy se podařilo zpětně zalesnit a stabilizovat až v 19. stol. borovicí lesní (Čmelík, 1992; Jongepierová a Grulich, 1989; Švehlík, 2002). Ráz zdejší krajiny byl trvale změněn a charakter původních porostů vystihují již jen názvy zde převažujících jednotek stanovištní klasifikace geobiocenologické (STG 1AB2 - *Pini-Querceta arenosa*) a lesnicko-typologické (SLT 1S - habrová doubrava na píscích) (Buček a Lacina, 1999; ÚHÚL, 2017; Zouhar, 2007). V současných lesních porostech se kromě dominantní borovice lesní se v druhovém spektru dřevinného patra Bzenecké Doubravy vyskytuje také borovice černá (*Pinus nigra*), břiza bělokora (*Betula pendula*), duby (*Quercus* spp.) a trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*). Na několika lokalitách byl vysazen buk lesní (*Fagus sylvatica*) a sporadicky olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), v této oblasti pouze v podmáčených sníženinách. Pro bylinné patro borových monokultur je typická dominantna třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*). Hojně jsou zastoupeny mechy a lišejníky. Klimatické, půdní a vegetační podmínky jsou určujícími také pro charakter druhového složení fauny Moravské Sahary. Svým výskytem je na tato stanoviště vázána řada významných druhů (uvedeny příklady) – ptáci: skřivan lesní (*Lullula arborea* Linnaeus, 1758), lelek lesní (*Caprimulgus europaeus* Linnaeus, 1758); plazi a obojživelníci: ještěrka zelená (*Lacerta viridis* Laurenti, 1768), blatnice skvrnitá (*Pelobates fuscus* Laurenti, 1768); teplomilné a psamofilní druhy hmyzu a pavoukoců: píďalka píscinná (*Aplocera efformata* Guenée, 1857), kudlanka nábožná (*Mantis religiosa* Linnaeus, 1758), chroust maďalový (*Melolontha hippocastani* Fabricius, 1801), stepník moravský (*Eresus moravicus* Řezáč, 2008), slíďák (*Alopecosa psammophila* Buchar, 2001). Bližší informace o složení fauny a flóry Bzenecka podávají např. Bezděčka et al. (2001), Mackovčín a Sedláček (2007) nebo Vachek et al. (1997).

### 3.2 Výběr a charakteristika trvale výzkumných ploch

K hodnocení reakce a vývoje fauny po požáru bylo v letech 2013–2015 sledováno 11 TVP (obr. 3d) diferencovaných dle věku a míry poškození požárem nebo těžbou. Šetření zahrnovalo holiny po vyhořelých porostech (TVP PO\_01 a PO\_04), které byly následně uměle zalesněny; požárem silně zasažené borové porosty tyčovin (TVP PO\_02 a PO\_03) a kmenovin (TVP PO\_06 a PO\_07), ponechané přirozenému sukcesnímu vývoji bez zásahu člověka. Paralelně byly sledovány kvalitativně shodné porosty požárem nezasažených borových tyčovin (TVP PO\_10 a PO\_11) a borových kmenovin (TVP PO\_08 a PO\_09). Prostředí požářiště v Bzenecké Doubravě nabídlo možnost sledovat kontinuálně s borovými monokulturami také biotop s převahou dubu červeného (*Quercus rubra*; TVP PO\_05). Význam této lokality pro předloženou studii není stěžejním. Pro popis pokryvnosti patra dřevin byla použita Zlatníková stupnice členění dřevin do pater: I – nadúroveň; II – hlavní úroveň; III – pouroveň nad polovinu II. úrovně.

*Holiny* (TVP PO\_01, PO\_04) - Plochy borových monokultur (27 let, h = 10 m, z = 9, SLT 1S; STG 1AB2), které byly silně zasaženy požárem a koncem roku 2012 odlesněny (obr. 7, obr. 8). V prvním čtvrtletí roku 2013 byly TVP po přípravě půdy pluhem zalesněny obalovanou sadbou borovice lesní. Vlivem vysokých škod ponravou chrousta maďalového (*Melolontha hippocastani*) byla TVP PO\_04 koncem vegetační sezóny 2013 opět narušena (úprava hloubkovou frézou a vyrovnání povrchu). V září roku 2014 proběhlo na lokalitě opětovné naorání a zalesnění obalovanou sadbou téže dřeviny. V roce 2015 již lokalita nebyla narušována. Celková pokryvnost patra bylin byla vlivem diferenciovaného přístupu na TVP PO\_01 a PO\_04 odlišná. Na TVP PO\_01 byla celková pokryvnost patra bylin 25–30 % (dominantní druh *Rumex acetosella* z roku 2013 byl postupně nahrazován trávoidy např. *Corynephorus canescens*). Synuzii bylin ovlivnilo opětovné narušování vlivem příprav pro zalesnění. Pokryvnost zde tudíž kolísala (0-1% pokryvnost v letech 2013–2014, v roce 2015 postupný nárůst pokryvnosti bylin k 10 %; dominantní druhy *Anthoxanthum odoratum*, *Rumex acetosella*, *Corynephorus canescens*). Půdní povrch sledovaných holin tvořily brázdy o přibližné hloubce 40 cm bez humusové vrstvy, pouze surový písek.

*Borové tyčkoviny narušené požárem* (TVP PO\_02, TVP PO\_03) – Plochy borových monokultur (27 let, h = 10 m, z = 9, SLT 1S, STG 1AB2), které byly silně zasaženy požárem a ponechány přirozenému sukcesnímu vývoji (obr. 9, obr. 10). V prvním vegetačním období po požáru bylo na TVP PO\_02 90 % životaschopných jedinců s 85% celkovou pokryvností I.–III. patra dřevin. Naproti tomu 90 % borovic na TVP PO\_03 v tomtéž období nevykazovalo zjevné známky života. Porosty TVP PO\_02 a PO\_03 se začaly rozpadat rozdílným způsobem. Proto byly stanoveny čtyři kategorie typů destrukce (obr. 11), jejichž vymapování je v rámci sledovaných lokalit uvedeno na obr. 12. Celková pokryvnost bylin byla silně ovlivněna postupným rozpadem dřevinného patra na sledovaných lokalitách. Před započítáním rozpadu porostů byla celková

pokryvnost bylinného patra 1–5 % (dominantní druhy *Anthoxanthum odoratum*, *Rumex acetosella*). S postupným rozpadem porostů rostla na otevřených plochách celková pokryvnost (až na 90 %). Dominantními se zde staly především trávoidy (*Calamagrostis epigejos* a *Anthoxanthum odoratum*). Reliéf terénu tvořila velmi mírně zvlněná plošina pokrytá 1–2 cm mocnou vrstvou opadanky (jehličí, šišky, větvičky).

*Borové kmenoviny narušené požárem* (TVP PO\_06, TVP PO\_07) - Plochy borových monokultur (94 let; h = 22 m; z = 8; SLT 1S; STG 1AB2, 1AB3), které byly zasaženy pozemním požárem (obr. 13, obr. 14). Celková pokryvnost dřevin I.–III. patra byla v roce 2013 50–60 %. Negativní dopad požáru na zdravotní stav dřevin v porostu se začal projevovat již v prvním vegetačním období po požáru. Proto byla pomístně prováděna nahodilá těžba za účelem odtěžení jedinců nejevících známky života, čímž došlo k mírnému prosvětlení části porostů šetřených TVP a poklesu celkové pokryvnosti dřevin I.–III. patra. V synuzii bylinného patra dominovala *Calamagrostis epigejos*. Na TVP PO\_06 její pokryvnost v rámci sledovaných let vzrostla více (10–60 %) než na TVP PO\_07 (10–35 %). Povrch půdy byl místy hojně pokryt mechovým patrem a 2–3 cm mocnou vrstvou opadanky (nerozložené jehličí a šišky).

*Borové tyčkoviny požárem nenarušené* (TVP PO\_10, TVP PO\_11) – Plochy borových monokultur (29 let; h = 10 m; z = 10; SLT 1S; STG 1AB2, 1AB2), které nebyly požárem narušeny (obr. 15). Stav TVP nebyl po šetřené období změněn. Celková pokryvnost dřevin I.–III. patra byla 85–90 %. Bylinné patro, s celkovou pokryvností 0,5 %, tvořily druhy *Anthoxanthum odoratum*, *Agrostis capillaris*, *Avenella flexuosa*, *Viola canina* a *Veronica officinalis*. Velmi mírně zvlněný povrch terénu pokrývala opadová vrstva složená z jehličí a dřevní hmoty, mechové patro bylo vyvinuto slabě s nízkou pokryvností tvořené především druhem *Leucobryum glaucum*.

*Borové kmenoviny požárem nenarušené* (TVP PO\_08, TVP PO\_09) – Plochy borových monokultur (78 let, h = 21 m, z = 10, SLT 1S; STG 1AB2, 1AB2), které nebyly požárem narušeny (obr. 16). Stav TVP nebyl v letech 2013 a 2014 změněn. V roce 2015 proběhlo mírné prosvětlení ploch v důsledku nahodilé těžby. Celková pokryvnost dřevin I.–III. patra byla 65–75 %. V bylinném patře, s průměrnou celkovou pokryvností 10 %, dominovala *Calamagrostis epigejos*. Velmi mírně zvlněný povrch terénu pokrývala souvislá vrstva mechového patra (*Pleurozium schreberi*).

*Dubová tyčkovina narušená požárem* (TVP PO\_05) – Plocha s dominantním dubem červeným a vtroušeně se vyskytující borovicí lesní (19 let, h = 5 m, z = 9, SLT 1S; STG 1AB2, 1AB2), která byla po pozemním požáru ponechána přirozenému sukcesnímu vývoji (obr. 17). V linii vedeného transektu byla celková pokryvnost dřevin v prvním i druhém vegetačním období po požáru 50 %. Na JV od linie vedeného transektu byl porost více rozvolněn (celková pokryvnost 10–15 %). V roce 2015 proběhlo v Bzenecké Doubravě rojení chrousta maďalového (*Melolontha hippocastani*), jehož žírem bylo

defoliováno 100 % porostu dubu červeného. Většina stromů byla schopna regenerovat. Část dřevinného patra ale pod vlivem spolupůsobících stresových faktorů (požár, sucho, defoliace) odumřela, a tím došlo k odclonění porostu nad dvěma zemními pastmi (ZP) (viz obr. 12). Celková pokryvnost bylinného patra byla v prvních dvou letech sledování 45–50 % (dominantní druh *Anthoxanthum odoratum*). Vlivem odumření části porostu celková pokryvnost bylinného patra vzrostla na 60 %. Plocha velmi mírně zvlněné písčité plošiny byla v J části lemována valem z pařezů, krytých pískem. V opadové vrstvě převažoval asimilační aparát dubu červeného a odumřelé části travin. Mechové patro se nevyskytovalo.

Pro zjištění teplotních charakteristik v hlavních typech biotopů šetřeného území byly koncem roku 2013 nainstalovány klimatické stanice MeteoUni: AMET – sdružení Litschmann & Suchý (holina - 48°56.515'N, 17°15.718'E; borová tyčkovina - 48°56.605'N, 17°15.596'E; borová kmenovina - 48°56.808'N, 17°15.831'E; obr. 18). Měření bylo zjišťováno průměrná teplota vzduchu ve dvou metrech nad zemí (obr. 19, obr. 21) a průměrná teplota půdy v 15 cm pod povrchem (obr. 20, obr. 22).

### 3.3 Odběr vzorků a determinace

Střevlíci a pavouci byli v letech 2013, 2014 a 2015 odchyceni pomocí ZP bez návnady (sklenice o objemu 4000 ml, průměr hrdla láhve 9 cm), které byly do poloviny naplněny 4% roztokem formaldehydu s malým množstvím detergentu. Ochranu pastí před deštěm, který způsobuje zředění smrtícího a konzervačního média, a k zabránění padání písku nebo jiných nečistot do pastí, zajišťovala plechová stříška umístěná nad ZP (obr. 23). Stříška také vytváří úkrytový prostor lákající některé druhy epigeické fauny. Na každou TVP bylo instalováno liniově středem porostu 5 ks ZP v 10m rozestupech. Vzdálenost od okraje přilehlých porostů činila minimálně 20 m, aby bylo docíleno co nejpřesnější představy o struktuře epigeonu fauny bezobratlých dané TVP (Digweed et al., 1995) a aby byl omezen okrajový efekt (Horváth et al., 2002; Magura, 2002). Odběr realizovaný formou směsného vzorku (5 pastí na plochu a termín odběru) probíhal v roce 2013 od 1. 4. do 29. 10. v sedmi odběrných termínech (2. 5., 4. 6., 4. 7., 4. 8., 4. 9., 4. 10., 29. 10.), v roce 2014 od 8. 3. do 30. 10. v osmi odběrných termínech (3. 4., 2. 5., 7. 6., 4. 7., 4. 8., 4. 9., 4. 10., 30. 10.) a v roce 2015 od 27. 2. do 1. 11. v osmi odběrných termínech (3. 4., 2. 5., 6. 6., 2. 7., 1. 8., 4. 9., 3. 10., 1. 11.). Každý směsný vzorek byl řádně označen (lokalita, datum) a konzervován 75% etanolem. Tříděním odebraných vzorků v laboratorních podmínkách (obr. 24) byli získáni jedinci čeledi Carabidae a řádu Araneae. Determinaci taxonomické skupiny Carabidae provedl Ing. Jiří Stanovský, Ph. D. dle Hůrky (1996). Determinaci taxonomické skupiny Araneae provedli Bc. Ondřej Michálek a Ing. Ondřej Košulič, Ph. D. v souladu s arachnologickými determinačními klíči (Almquist, 2005; Nentwig et al., 2015; Roberts, 1995). Z čeledi Carabidae byli determinováni jedinci pocházející z let 2013, 2014 a 2015,



z řádu Aranea byly určeny pouze exempláře pocházející z let 2013 a 2014. Správa takto získaných dat probíhala databázovou formou v programu Excel.

Nomenklatura taxonu Carabidae byla sjednocena dle Hůrky (1996) a nomenklatura taxonu Araneae se řídila Kůrkou et al. (2015). Vědecká jména taxonů (českých i latinských) jsou v textu uváděna bez autorských jmen.

### 3.4 Příprava a analýza dat

Do vyhodnocení a porovnávání byla zahrnuta data získaná sběrem a následnou determinací (čeleď Carabidae – tři vegetační sezóny po požáru, řád Araneae – dvě vegetační sezóny po požáru). Aby byla zachována dostatečná transparentnost porovnávání společenstev střevlíků a pavouků zjištěných v letech 2014 a 2015 na jednotlivých TVP se společenstvy pozorovanými v první vegetační sezóně po požáru (1. 4. 2013–29. 10. 2013), byly do hodnocení zahrnuty pouze exempláře pocházející z odběrového období 3. 4. 2014–30.10.2014 a 3. 4. 2015–1. 11. 2015.

Střevlíkovití a pavouci šetřené oblasti Bzenecké Doubravy byli zařazeni do ekologických kategorií dle jejich tolerance k zastínění a vlhkosti stanoviště. Pavouci byli navíc rozděleni do skupin dle habitatových preferencí. Pomyslné hodnoty ekologických nároků byly druhům čeledi střevlíkovitých přiděleny dle Hůrky (1996). Podle nároků na světlo byli střevlíci rozděleni na druhy otevřených lokalit - světlomilné (O), druhy obývající otevřené i lesní biotopy – indiferentní (I) a druhy lesní – stínomilné (L). Dle preferencí k vlhkosti stanoviště byli střevlíci klasifikováni jako druhy hygromilní (H), vlhkomilné (V), k vlhkosti indiferentní (I), suchomilné (S) a druhy vysychavých stanovišť – xerofilní (X). Členění pavouků do ekologických kategorií dle habitatové preference, tolerance k zastínění a vlhkosti stanoviště proběhlo ve vazbě na klasifikaci použitou Bucharem a Růžičkou (2002). Dle habitatu jsou pavouci členěni na druhy lesní (L), druhy otevřených stanovišť (O) a druhy k habitatu indiferentní (I). Dle tolerance k zastínění a vlhkosti stanoviště byly druhy seskupeny do kategorií stanovišť: otevřená, otevřená s vysokou bylinnou vegetací, částečně zastíněná, stinná a temná; resp.: velmi suchá, suchá, mírně vlhká, vlhká a velmi vlhká. Protože existují druhy s širokými nároky na osvětlení a vlhkost stanoviště (viz Buchar a Růžička, 2002), byly tyto charakteristiky nahrazeny koeficienty 1–5. Podle získaných průměrných koeficientů došlo k vytvoření kategorií druhů pavouků dle tolerance k zastínění stanoviště (kategorie 1–1,5; 2–2,5; 3–4) a dle tolerance k vlhkosti stanoviště (kategorie 1–1,5; 2–2,5; 3–3,5; 4–4,5; 5). Pro druhy *Gnaphosa modestior* a *Megaleptyphantus nebulosus* nebyly hodnoty ekologických charakteristik určeny.

Mezi střevlíky nacházíme druhy makropterní (M), brachypterní (B) nebo apterní (A). Této vlastnosti střevlíkovitých bylo využito při vyhodnocení průběhu rekolonizace požárem narušených biotopů. Druhy byly proto seskupeny do kategorií dle okřídlení v souladu s Hůrkou (1996) do kategorií M, B, A, B/A, B/M/A.

*Diverzita*

Metodou ZP není možno docílit shodného počtu odebraných exemplářů na TVP tak, aby bylo možno druhovou bohatost vzájemně porovnávat. Proto bylo použito standartních indexů diverzity založených na poměru početnosti druhů – Shannonův index (H), Simpsonův index s odpočtem od jedné (1-D) a Berger-Parkerův index (BP). Každý z těchto indexů využívá jiného přístupu hodnocení společenstva, díky čemuž se vhodně doplňují. Pro zjištění změn ve složení a struktuře společenstva střeveliků a pavouků na TVP v rámci pozorovaných let byly indexy diverzity vypočteny jak pro celé společenstvo daného taxonu, tak pro jeho ekologické skupiny dle kategorií, které skýtaly dostatečné množství dat k jejich výpočtu – Carabidae (tolerance k zastínění stanoviště: L, I, O; tolerance k vlhkosti stanoviště: I, S), Araneae (habitatová preference: L, I, O; tolerance k zastínění stanoviště: 1–1,5; 2–2,5; 3–4; tolerance k vlhkosti stanoviště: 1–1,5; 2–2,5; 3–3,5). Výpočty indexů, jejich intervalů spolehlivosti a testování statisticky významných rozdílů permutační metodou bootstrap bylo provedeno v programu Past 3.11 (Hammer et al., 2001) v souladu s Magurran (2004), Jarkovským et al. (2012) a Hammerem (2015):

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \qquad p_i = \frac{n_i}{N},$$

kde S je celkový počet druhů,  $n_i$  je počet jedinců i-tého druhu a N celkový počet jedinců. Vyšší hodnoty Shannonova indexu lze interpretovat vyšší druhovou diverzitou a vyrovnaností společenstva. Naopak klesající hodnoty tohoto indexu naznačují pokles druhové diverzity společenstva a nárůst dominance jednoho nebo více druhů.

$$D = \sum_{i=1}^S \frac{n_i (n_i - 1)}{N (N - 1)},$$

kde S je celkový počet druhů,  $n_i$  počet jedinců i-tého druhu a N celkový počet jedinců. Protože s narůstající hodnotou tohoto indexu stoupá dominance a klesá vyrovnanost společenstva, byl použit odpočet Simpsonova indexu od jedné (1-D). Index je silně závislý na nejpočetnějším druhu a méně citlivý ke vzácným druhům.

$$BP = \frac{N_{max}}{N},$$

kde  $N_{max}$  je abundance nejpočetnějšího druhu a N celkový počet jedinců ve vzorku. Berger-Parkerův index je nezávislý na počtu druhů, ale je ovlivněn velikostí vzorku.

Pro vzájemné porovnání druhové bohatosti mezi TVP v rámci každého roku odběru byly pomocí rarefrakce odhadnuty počty druhů pro nejmenší odebrané vzorky (Simberloff, 1972 v Jarkovský et al., 2012). Rarefrakce, metoda která řeší problém srovnávání druhové bohatosti ve vzorcích o různé velikosti standardizací obou vzorků na velikost menšího (Jarkovský et al., 2012), byla provedena v programu Past 3.11 (Hammer et al., 2001) v souladu s Jarkovským et al. (2012) a Hammerem (2015).

*Faunistická podobnost*

Faunistická podobnost vyjadřující shodu druhového složení jednotlivých lokalit byla testována pomocí kvantitativního Renkonenova indexu podobnosti ( $R_p$ ) dle Magurran a McGill (2011):

$$R_p = \sum_{i=1}^S \min(p_{i1}, p_{i2}), \quad p_i = \frac{n_i}{N},$$

kde  $S$  je celkový počet druhů,  $n_i$  je počet jedinců  $i$ -tého druhu a  $N$  celkový počet jedinců. Výsledné hodnoty jsou v rozmezí od 0 do 1, kde 0 indikuje nejnižší podobnost a 1 nejvyšší. Vypočtené hodnoty byly následně v programu STATISTICA Cz 10 zpracovány pomocí shlukové analýzy s pravidlem slučování dle Wardovy metody a euklidovskou mírou vzdálenosti (StatSoft, Inc. 2013).

*Mnohorozměrná statistická analýza*

Preference jednotlivých druhů a rozdíly v druhovém spektru střevlíkovitých brouků a pavouků mezi monitorovanými lokalitami byly testovány s využitím kanonické korespondenční analýzy (CCA) s aplikováním Monte-Carlo permutačního testu (999 opakování). Data byla logaritmicky transformována  $/\log(y+1)/$ . Unimodalita dat byla zkontrolována pomocí DCA analýzy (Lepš a Šmilauer, 2003; ter Braak a Šmilauer, 2002). Pro střevlíky i pavouky byl zjištěn gradient větší než čtyři. Proto byla CCA analýza zvolena jako vhodná pro danou datovou sadu. V souladu s Blanchet et al. (2008) byla pro každou skupinu spuštěna globální CCA. Vzhledem k tomu, že tato analýza byla signifikantní ( $p < 0,05$ ), byl dále testován vliv doby odběru (rozdíly mezi jednotlivými lety – vliv populační dynamiky) a vliv stanoviště. Protože byl vliv doby odběru signifikantní pro obě sledované skupiny, byla tato proměnná zahrnuta do následného testování vlivu rozdílného typu stanoviště jako vysvětlující proměnná (covariable), aby se vyloučil její vliv na tuto analýzu.

*Zobecněný lineární model*

Pro zjištění obecných rozdílů v abundanci ekologických skupin střevlíků (tolerance k zastínění stanoviště: L, I, O; tolerance k vlhkosti stanoviště: H, I, S, V, X) v jednotlivých letech a stanovení trendu (nárůst vs. pokles) byl využit generalizovaný lineární model (GLM). Pro zjištění trendu bylo zapotřebí alespoň tříletého pozorování, proto mohl být GLM proveden pouze pro střevlíky.

## 4 Výsledky

V rámci stále probíhajícího výzkumu vývoje epigeické fauny po požáru bylo metodou zemních pastí v roce 2013 odchyceno a determinováno 3232 jedinců z 51 druhů střevlíkovitých a 7246 exemplářů náležících k 126 druhům pavouků. Ve vegetační sezóně roku 2014 bylo odebráno 3481 exemplářů z 60 druhů čeledi střevlíkovitých a 6903 jedinců patřících k 105 druhům pavouků<sup>2</sup>. V rámci třetího sledovaného roku po požáru, tj. roku 2015, bylo determinováno 6786 exemplářů ze 72 druhů čeledi střevlíkovitých<sup>3</sup>. Řád pavouků v tomto roce determinován nebyl. Druhové spektrum bzenecké doubravy zjištěné za tři (Carabidae), resp. dvě (Araneae) vegetační sezóny po požáru čítá celkově 90 druhů čeledi střevlíkovitých a 151 druhů řádu pavouků. Spektrum zjištěných druhů je vyobrazeno pro střevlíky v tab. 2 a pro pavouky v tab. 5.

Dynamická změna společenstev čeledi střevlíkovitých a řádu pavouků v rámci dvouletého, resp. tříletého pozorování byla řešena ve dvou stupních. V prvním kroku byly popsány po-požární změny ve společenstvech střevlíků a pavouků samostatně na jednotlivých sledovaných biotopech (změny druhové bohatosti, abundancí, diverzity a faunistické podobnosti). V kroku druhém byla zohledněna a řešena celková distribuce jednotlivých druhů na sledovaných lokalitách. Problematika vývoje epigeické arachnocenózy a carabidocenózy v po-požárních letech byla v obou krocích řešena na úrovni ekologických skupin, do kterých byly odchycené a determinované druhy zařazeny (viz kap. 3.4).

### 4.1 Čeleď: CARABIDAE (střevlíkovití)

#### 4.1.1 Změny druhové bohatosti, abundancí, diverzity a faunistické podobnosti arachnocenóz mezi roky 2013 2014 a 2015 na sledovaných biotopech

##### **Holiny (TVP PO\_01, PO\_04)**

*Druhová bohatost, abundance a dominance* – Celkově bylo na TVP PO\_01 a PO\_04 během tří po-požárních vegetačních období odchyceno a determinováno 2674 ex. náležících 47 druhům střevlíků (52 % z celkového druhového spektra zjištěných druhů carabidocenózy - tab. 2). Druhová bohatost po požáru odlesněných stanovišť měla během tříletého pozorování vzrůstající charakter (tab. 1 - I/II). V roce 2013 byl na TVP PO\_04 odchycen nejnižší počet jedinců s nejnižším počtem druhů střevlíků v rámci biotopů holin. Počet druhů byl v tomto roce srovnatelný s lokalitami kontrolních borových tyčkovin (TVP PO\_10 a PO\_11). Na rozdíl od TVP PO\_10 a PO\_11, druhová

<sup>2</sup> V měsíci březnu roku 2014 bylo navíc odchyceno 81 jedinců ze dvou druhů střevlíků a 585 jedinců v šesti druzích. V tab. 2 a 5 jsou tyto druhy označeny hvězdičkou.

<sup>3</sup> V měsíci březnu roku 2015 byly navíc zjištěny tři druhy čeledi střevlíkovitých zastoupeny 95 jedinci. Tyto druhy jsou v tab. 2 označeny hvězdičkou.

početnost na TVP PO\_04 během druhé a třetí pozorované sezóny skokově vzrostla. I když byl odchycený a determinovaný počet druhů na TVP PO\_04 v roce 2013 nízký, rarefrakční odhady z roku 2013 (obr. 31) ukázaly na relativně vysokou druhovou bohatost tohoto biotopu. V dalších letech pozorování byla druhová bohatost dle rarefrakčních odhadů na TVP PO\_04 dokonce vyšší než na TVP PO\_01 (obr. 32, obr. 33). V rámci druhů tříděných dle tolerance k zastínění stanoviště (tab. 1 - I/II) zde převažovaly carabidocenózy kategorie O, méně pak byla zastoupena kategorie I. Druhy kategorie L se na TVP PO\_01 a PO\_04 vyskytly pouze v prvním vegetačním období po požáru. Druhové dominance kategorií O a I mezi sledovanými lety po požáru nevykazovaly zřetelný trend změn. Při porovnání počtu druhů byl pozorován zřetelný nárůst druhové bohatosti střevlíků kategorie O. Dle preference k vlhkosti stanoviště (tab. 1 - I/II) převažovaly ve všech pozorovaných vegetačních obdobích druhy k vlhkosti stanoviště indiferentní a suchomilné. Ve vztahu ke schopnosti letu střevlíkovitých brouků tvořily dominantní podíl carabidocenózy obývající holiny druhy makropterní (tab. 1 - II/II). Dominance makropterních druhů zde dosahovaly vzhledem k ostatním TVP nejvyšších hodnot. Druhy brachypterní a apterní se v nízkých počtech na holinách vyskytovaly od prvního vegetačního období po požáru také.

*Diverzita* – Druhová diverzita carabidocenóz v letech pozorování postupně rostla (obr. 25), i když tato změna nebyla vždy signifikantní (tab. 3). Poměrově byly diverzity střevlíků na TVP PO\_01 a PO\_04 v roce 2013 vyrovnané (obr. 25a, d, g). Od roku 2014 vykazovala společenstva střevlíkovitých brouků TVP PO\_04 vyšší diverzitu než na TVP PO\_01 (obr. 25). V porovnání s TVP ostatních sledovaných biotopů patřila TVP PO\_04 od roku 2014 k lokalitám s nejvyšší diverzitou carabidocenóz. Navýšení diverzity střevlíkovitých brouků na TVP PO\_04 bylo spojeno se signifikantním ( $p < 0,05$ ; tab. 3) růstem hodnot diverzity druhů otevřených stanovišť (obr. 28) a druhů suchomilných (obr. 30) ve všech po-požárních letech. Na TVP PO\_01 došlo k nárůstu diverzity střevlíků kategorie O také, nicméně statisticky významné změny nebyly u všech použitých indexů prokázány. V kategorii druhů suchomilných zřetelné změny na TVP PO\_01 prokázány nebyly.

*Faunistická podobnost* – V prvním roce po požáru ukázaly hodnota indexu  $R_p$  (obr. 34) a shluková analýza (obr. 35) na vysokou nepodobnost mezi společenstvy střevlíkovitých brouků obývajících TVP PO\_01 a PO\_04. Dle grafu shlukových analýz (obr. 35) se tyto plochy ocitly v klastru „1“ společně s ostatními disturbovanými lokalitami. TVP PO\_01 zde byla zařazena do klastru „1b“, kde vykazovala vyšší podobnost s carabidocenózami TVP PO\_05. Naproti tomu TVP PO\_04 projevila vyšší podobnost s TVP PO\_03. Ve druhém roce po požáru byl zaznamenán nárůst hodnoty indexu  $R_p$  (obr. 36) porovnávaných společenstev biotopů holin, podle kterého byla jejich podobnost průměrná. Graf shlukových analýz pro tento rok ukázal na vyšší podobnost

s carabidocenózami TVP PO\_05 a PO\_03 (obr. 37 – klastr „1b“). V roce 2015 již byly lokality PO\_01 a PO\_04 vyobrazeny v grafu shlukové analýzy (obr. 39) ve společném klastru, nicméně Euklidovská míra vzdálenosti a hodnota indexu  $R_p$  (obr. 38) naznačily pouze průměrnou podobnost společenstev střevlíkovitých brouků těchto stanovišť.

### **Borové tyčkoviny narušené požárem (TVP PO\_02, PO\_03)**

*Druhová bohatost, abundance a dominance* – Celkově byl za tři po-požární období na TVP PO\_02 a PO\_03 pozorován výskyt 52 druhů čeledi střevlíkovitých (57 % z celkového druhového spektra determinovaných střevlíků - tab. 2). S pozorovanými lety od požáru druhová bohatost na TVP borových disturbovaných tyčkovin rostla (tab. 1 - I/II). Nárůst druhové bohatosti byl zaznamenán také ve vztahu k ostatním TVP. Dle grafu rarefrakčních odhadů pro rok 2013 (obr. 31) byla celková druhová bohatost na TVP PO\_02 výrazně nižší než na TVP PO\_03, která počtem druhů střevlíků patřila k druhově bohatším TVP. V letech 2014 a 2015 rarefrakční odhady (obr. 32, obr. 33) ukázaly nárůst druhové bohatosti střevlíků TVP PO\_02 na hodnoty počtu druhů vyšších, než byly zjištěny u TVP PO\_03. Současně patřily obě lokality disturbovaných borových tyčkovin od roku 2014 k druhově nejbohatším biotopům, ve kterých byl výzkum prováděn (tab. 1 - I/II, obr. 32, obr. 33). Poměr druhové dominance střevlíků dle jednotlivých ekologických skupin byl ve všech sledovaných letech shodný, tzn. (i) majoritní podíl tvořily druhy kategorie O následované dominancemi druhů L a I; (ii) majoritní podíl v ekologické skupině dle tolerance k vlhkosti stanoviště tvořily druhy k vlhkosti indiferentní, následované dominancemi druhů kategorie suchomilných. Mezi pozorovanými lety nebyl zjištěn jasný trend změny druhové dominance jednotlivých ekologických skupin střevlíkovitých brouků. Jistý trend ale vyplynul z druhové početnosti (tab. 1 - I/II). V porostech disturbovaných tyčkovin došlo za sledované tříleté období k nárůstu počtu druhů otevřených stanovišť, druhů suchomilných a druhů k vlhkosti indiferentních. Nárůst počtu druhů střevlíků jmenovaných skupin byl zřetelnější na TVP PO\_03. Ve všech pozorovaných letech osidlovaly TVP PO\_02 a PO\_03 převážně druhy makropterní (tab. 1 - II/II). Mezi lety 2013 a 2015 jejich druhová početnost vzrostla. Druhy brachypterní a apterní tvořily méně zastoupenou, ale stabilní součást fauny těchto TVP.

*Diverzita* – Všechny tři indexy diverzity ukázaly signifikantní ( $p < 0,05$ ; tab. 3) nárůst celkové diverzity střevlíkovitých brouků na TVP PO\_02 mezi lety 2013, 2014 a 2015 (obr. 25). Na TVP PO\_03 byl mezi roky 2013 a 2014 zaznamenán pokles celkové diverzity carabidocenózy a v roce 2015 opět její nárůst (obr. 25). Tyto změny byly statisticky významné (tab. 3). Od roku 2014 zůstala diverzita TVP PO\_03 nižší než na TVP PO\_02. Diverzita společenstev střevlíků byla ve všech sledovaných obdobích vyšší než v kontrolních požárem nenarušených biotopech (TVP PO\_10, PO\_11). Indexy diverzity ukázaly postupný a signifikantní ( $p < 0,05$ ; tab. 3) nárůst diverzity světlo milných druhů

(O) na TVP PO\_02. Změna diverzity druhů kategorie O (obr. 28) na TVP PO\_03 kopírovala změny diverzity probíhající na úrovni celého společenstva střevlíkovitých brouků této lokality. Diverzita stínomilných druhů (L) v roce 2014 vzrostla a v roce 2015 opět klesla (obr. 26). Při současném porovnání diverzity společenstev střevlíků kategorie L (obr. 26) bylo zjištěno, že carabidocenózy vykazovaly v letech 2014 a 2015 vyšší druhovou diverzitu než kontrolní požárem nenarušené TVP borových tyčkovin. Na TVP PO\_02 a PO\_03 byl mezi lety 2013 a 2015 zjištěn nárůst diverzity carabidocenózy skupiny druhů I a S dle tolerance k vlhkosti stanoviště. Změny nebyly u všech vypočtených indexů statisticky významné (viz tab. 3).

*Faunistická podobnost* – Ve všech pozorovaných letech byla podobnost TVP PO\_02 a PO\_03 s nenarušenými biotopy velmi nízká. Hodnoty indexu  $R_p$  vypočtené pro rok 2013 (obr. 34), 2014 (obr. 36) a 2015 (obr. 38) ukázaly na postupný růst podobnosti carabidocenóz TVP PO\_02 a PO\_03. V prvním vegetačním období po požáru vykazovala společenstva střevlíků TVP PO\_02 vysokou podobnost s carabidocenózami TVP PO\_06 (obr. 34, obr. 35). Naproti tomu TVP PO\_03 byla více podobná TVP PO\_04. Ve druhém roce po požáru byla TVP PO\_02 dle hodnoty indexu  $R_p$  (obr. 36) a shlukové analýzy (obr. 37 – klast. „1a“) více podobná TVP PO\_06 a PO\_07. Naproti tomu TVP PO\_03 se ocitla v klast. „1b“ společně s holinami a dubovou tyčkovinou. Podobnost společenstev střevlíkovitých brouků požárem disturbovaných borových kmenovin byla prokázána až ve třetím po-požárním období (obr. 38, obr. 39).

#### **Borové kmenoviny narušené požárem (TVP PO\_06, PO\_07)**

*Druhová bohatost, abundance a dominance* – Z požárem disturbovaných borových kmenovin (TVP PO\_06, PO\_07) pochází 52 % druhů střevlíků zjištěných za tříleté po-požární období (tab. 2). Celkově zde bylo odebráno 2487 ex. střevlíkovitých brouků. V letech 2013 a 2014 byla druhová bohatost na TVP PO\_06 a PO\_07 vyrovnaná (tab. 1 – I/II). V roce 2015 bylo odchyceno o 17 druhů střevlíků více. Nárůst druhové bohatosti byl způsoben také vyšším odchyceným množstvím jedinců v roce 2015. Podle rarefrakčních odhadů byla druhová bohatost na TVP PO\_06 ve všech letech sledování vyšší než na TVP PO\_07, TVP PO\_08 a PO\_09 (obr. 31, obr. 32, obr. 33). V rámci složení společenstva střevlíkovitých brouků dle tolerance k zastínění a vlhkosti stanoviště byly ve všech vegetačních obdobích po požáru dominantní druhy světlomilné a druhy k vlhkosti stanoviště indiferentní (tab. 1 – I/II). Jasný trend změny kategorií ekologických skupin v hodnotách druhových dominancí nebyl patrný. Zaznamenán byl ale nárůst druhové početnosti u světlomilných druhů střevlíků mezi lety 2013 a 2015. TVP disturbovaných borových kmenovin obsazovaly především druhy makropterní (tab. 1 - II/II). Druhy brachypterní a apterní tvořily od prvního vegetačního období po požáru přirozenou součást carabidocenózy disturbovaných borových kmenovin také. Mezi lety 2013 a 2015 došlo k nárůstu druhů makropterních i brachypterních a apterních.

*Diverzita* – Indexy diverzity ukázaly signifikantní ( $p < 0,05$ ; tab. 3) nárůst celkové diverzity na TVP PO\_07 (obr. 25), který byl doprovázen nárůstem diverzity kategorie světlomilných druhů (obr. 28). Nedošlo pouze ke změně BP indexu mezi lety 2013 a 2014. Růst celkové diverzity (obr. 25) a diverzity světlomilných druhů (obr. 28) byl zaznamenán také na TVP PO\_06, i když rozdíly mezi hodnotami indexů diverzit pro jednotlivé roky šetření nebyly vždy statisticky významné (tab. 3). Obě zkoumané plochy biotopů požárem narušených kmenovin vykazovaly navýšení hodnot druhové diverzity stínomilných střevlíkovitých brouků (obr. 26). Celkově proběhl na TVP PO\_06 a PO\_07 mezi lety 2013 a 2015 také nárůst diverzity druhů suchomilných (obr. 30). O statistické významnosti těchto změn informuje tab. 3. Jasně změny v diverzitě druhů indiferentních k zastínění (obr. 27) a vlhkosti (obr. 29) stanoviště nenastaly.

*Faunistická podobnost* – Ve všech pozorovaných letech po požáru ukázaly grafy shlukových analýz (obr. 35, obr. 37, obr. 39) na podobnost carabidocenóz TVP PO\_06 a PO\_07 se společenstvy střevlíků obývajících disturbované lokality (klastr „1“). Dle hodnot indexu  $R_p$  a výsledků shlukových analýz vykazovala společenstva střevlíkovitých brouků TVP PO\_06 a PO\_07 v letech 2013 a 2014 vyšší podobnost s carabidocenózou TVP PO\_02 (obr. 34–37). V roce 2015 se TVP borových požárem disturbovaných kmenovin ocitly ve společném klastru s lokalitami disturbovaných borových tyčkovin (obr. 39 – klastr „1a“). Míra Euklidovské vzdálenosti a hodnota indexu  $R_p$  (obr. 38) poukázaly v tomto roce na vyšší podobnost carabidocenóz TVP PO\_06 a PO\_07.

#### **Borové tyčkoviny požárem nenarušené (TVP PO\_10, PO\_11)**

*Druhová bohatost, abundance a dominance* – Borové tyčkoviny nenarušené požárem byly ve všech letech pozorování druhově nejchudšími biotopy, které výzkum zahrnoval (tab. 1 – I/II). Celkově zde bylo odchyceno a determinováno 1850 jedinců z 29 druhů střevlíků (tab. 2). Rarefrakční odhady z roku 2014 (obr. 32) poukázaly na mírně vyšší druhovou bohatost TVP PO\_10 vzhledem k lokalitě PO\_01 a PO\_09. Druhová bohatost TVP PO\_10 a PO\_11 byla ve třech po-požárních vegetačních sezónách vyrovnaná, pouze v roce 2015 došlo k mírnému nárůstu počtu odchycených druhů (tab. 1 – I/II). V poměru kategorií ekologických skupin carabidocenózy byly na kontrolních plochách borových tyčkovin dominantní druhy světlomilné a druhy k vlhkosti indiferentní (tab. 1 – I/II). Relativně vysoký a stabilní podíl tvořily také druhy kategorie L dle tolerance k zastínění stanoviště a druhy kategorie S dle tolerance k vlhkosti stanoviště. Ve všech pozorovaných letech byly v biotopu požárem nenarušené borové tyčkoviny zaznamenány vyšší druhové dominance skupiny makropterních střevlíků, nicméně vysokých a stabilních podílů zde dosahovala také skupina druhů brachypterních a apterních (tab. 1 – II/II).



*Diverzita* – Druhová diverzita carabidocenóz na TVP PO\_10 a PO\_11 byla vzhledem k ostatním zkoumaným lokalitám ve všech pozorovaných letech na nízké úrovni (obr. 25). V rámci celkové diverzity a diverzity jednotlivých ekologických skupin (tolerance k zastínění a vlhkosti stanoviště) nebyl během tříletého šetření zaznamenán žádný zřetelný trend změn průběhu druhové diverzity střevlíkovitých v biotopu požárem nenarušené borové tyčkoviny (obr. 26–30). Na TVP PO\_10 docházelo k postupnému nárůstu celkové druhové diverzity. Naproti tomu celková diverzita na TVP PO\_11 vykazovala pouze mírné změny diverzity carabidocenóz. Statistickou významnost těchto rozdílů zobrazuje (tab. 3). Na obou TVP nenarušených borových tyčkovin byl mezi lety 2013 a 2015 zjištěn signifikantní ( $p < 0,05$ ; tab. 3) pokles diverzity stínomilných druhů.

*Faunistická podobnost* – Carabidocenózy TVP PO\_10 a PO\_11 vykazovaly dle hodnot indexu  $R_p$  (obr. 34, obr. 36, obr. 38) a na základě výsledků shlukových analýz (obr. 35, obr. 37, obr. 39) vysokou míru vzájemné podobnosti ve všech po-požárních vegetačních obdobích. V grafech shlukových analýz došlo k jejich vyčlenění do klastru „2“ společně s TVP PO\_08 a PO\_09. Hodnoty indexu  $R_p$  a výsledky shlukových analýz potvrdily vysokou nepodobnost společenstev střevlíkovitých brouků nenarušených borových tyčkovin se všemi disturbovanými TVP.

#### **Borové kmenoviny požárem nenarušené (TVP PO\_08, PO\_09)**

*Druhová bohatost, abundance a dominance* – V kontrolních porostech borových kmenovin bylo za tři roky sledování odchyceno 43 % druhů z celkově zjištěného spektra střevlíkovitých brouků (tab. 2). Celkem bylo na těchto lokalitách odebráno 2031 jedinců. V letech 2013 a 2014 byly počty druhů a abundance relativně vyrovnané (tab. 1 – I/II). Ve třetím vegetačním období po požáru byly počty zjištěných druhů a abundance střevlíků vyšší. Podle rarefrakčních odhadů byla TVP PO\_08 v letech 2013 a 2014 druhově bohatší než TVP PO\_09 (obr. 31, obr. 32). V roce 2015 již vykazovaly TVP biotopu borových kmenovin podobnou druhovou bohatost (obr. 33). Ve všech pozorovaných letech měly dominantní postavení na plochách PO\_08 a PO\_09 skupiny druhů světlomilných a k vlhkosti stanoviště indiferentních (tab. 1 – I/II). Nezanedbatelný podíl tvořila v pozorovaných letech také skupina kategorie druhů stínomilných a na TVP PO\_08 i kategorie druhů vlhkomilných. Podobně jako na ostatních TVP tvořily dominantní podíl carabidocenózy biotopů kontrolních borových kmenovin v letech 2013, 2014 i 2015 druhy makropterní. Nezanedbatelnou, a po všech letech pozorování stabilní, složkou byly také druhy brachypterní a apterní (tab. 1 – II/II).

*Diverzita* – Druhová diverzita carabidocenózy kontrolních borových kmenovin během pozorovaných let rostla (obr. 25). Růst diverzity ale nebyl u všech indexů signifikantní (tab. 3). Diverzity carabidocenóz dle jednotlivých ekologických skupin nevykazovaly mezi

lety 2013, 2014 a 2015 jasný trend změn (viz druhy dle tolerance k zastínění stanoviště: L - obr. 26, I - obr. 27, O - obr. 28; druhy dle tolerance k vlhkosti stanoviště: I - obr. 29, S - obr. 30).

*Faunistická podobnost* – Ve všech letech šetření byly lokality borových kmenovin nenarušených požárem společně s TVP kontrolních borových tyčkovin v grafech shlukových analýz (obr. 35, obr. 37, obr. 39) vyčleněny mimo disturbované lokality do samostatného klastru „2“. Hodnoty indexu  $R_p$  (obr. 34, obr. 36, obr. 38) a míra Euklidovské vzdálenosti jednotlivých shlukových analýz ukázaly ve všech po-požárních vegetačních sezónách vysokou podobnost carabidocenóz vybraných TVP v biotopu nenarušené kmenoviny.

### **Dubová tyčkovina narušená požárem (TVP PO\_05)**

*Druhá bohatost, abundance a dominance* – Na požárem narušené lokalitě s porostem dubové tyčkoviny bylo v letech 2013, 2014 a 2015 odchyceno a determinováno 2185 jedinců náležících k 50 druhům střevlíků (tab. 2). Abundance a počty druhů byly na TVP PO\_05 v prvních dvou letech po požáru vyrovnané. V roce 2015 došlo k nárůstu abundance i druhové bohatosti střevlíkovitých brouků (tab. 1 – I/II). Podle rarefrakčních odhadů patřila TVP PO\_05 v letech 2013 (obr. 31) a 2014 (obr. 32) k druhově nejbohatším lokalitám. V roce 2015 graf odhadu počtu druhů (obr. 33) ukázal na nižší druhovou bohatost carabidocenóz vzhledem k TVP PO\_02, PO\_03, PO\_04 a PO\_06. Dle zařazení střevlíků do jednotlivých ekologických skupin, tvořily na TVP PO\_05 ve všech letech pozorování majoritní podíl druhy otevřených stanovišť a druhy k vlhkosti stanoviště indiferentní (tab. 1 – I/II). Mezi lety 2013 a 2015 došlo k nárůstu počtu druhů a druhové dominance střevlíků světlomilných, suchomilných a k vlhkosti stanoviště indiferentních. Jasnou převahu měly ve všech letech pozorování druhy makropterní (tab. 1 – II/II). Jejich podíl ale v průběhu tříletého sledování klesal ve prospěch navýšení podílu brachypterních střevlíků.

*Diverzita* – V prvním vegetačním období po požáru vykazovala TVP PO\_05 nejvyšší diverzitu carabidocenóz v rámci všech sledovaných lokalit (Obr. 25a, d, g). V dalších letech zde již byla zaznamenána druhová diverzita výrazně nižší. V roce 2015 se jednalo o lokalitu s nejnižší diverzitou společenstva střevlíkovitých brouků mezi disturbovanými TVP (Obr. 25c, f, ch). Signifikantní ( $p < 0,05$ ; tab. 3) úbytek celkové diverzity souvisel s poklesem diverzity kategorie druhů světlomilných (obr. 28) a suchomilných (obr. 30). Změny v diverzitě kategorie druhů stínomilných (obr. 26) a ke světlu indiferentních (obr. 29) v rámci pozorovaného období nenastaly. Diverzita druhů k vlhkosti indiferentních (obr. 29) jasný trend změn za tříleté sledované období neukázala.

*Faunistická podobnost* – Graf shlukové analýzy pro první vegetační období po požáru (obr. 35) ukázal TVP PO\_05 ve společném klastru s TVP PO\_01. Jejich podobnost byla dle míry Euklidovské vzdálenosti a hodnoty indexu  $R_p$  (obr. 34) podprůměrná. V roce 2014 byla společenstva střevlíkovitých také v blízké podobnosti s lokalitou PO\_01 (obr. 37 – klastr „1b“), nicméně hodnoty indexu  $R_p$  (obr. 36) a míra Euklidovské vzdálenosti naznačily ještě vyšší podobnost s lokalitou TVP PO\_03. V roce 2015 se TVP PO\_05 ocitla ve společném klastru s TVP PO\_01 a PO\_04 (obr. 39 – klastr „1b“). Podobnost s těmito lokalitami byla dle míry Euklidovské vzdálenosti a podle nízkých hodnot indexu  $R_p$  (obr. 38) malá.

#### 4.1.2 Vývoj disperze ekologických skupin carabidocenóz v tříletém po-požárním období

Vliv doby odběru (rozdíly mezi roky) byl signifikantní (CCA:  $F = 3,77$ ;  $p < 0.001$ ; osa 1 a osa 2 vysvětlily 1,9 %, respektive 3,0 % variability druhových dat), a proto byl zahrnut do následující analýzy testující rozdíl v druhovém spektru a preference zjištěných druhů mezi monitorovanými lokalitami jako covariable. Následná analýza vlivu stanoviště na distribuci (respektive preferenci) jednotlivých druhů byla signifikantní (CCA:  $F = 6,70$ ;  $p < 0.001$ ) a vysvětlila 10,2 %, respektive 15,4 % variability druhových dat.

Distribuce druhů na sledovaných lokalitách v rámci příslušných ekologických skupin je pro střevlíky agregované do kategorií na základě jejich tolerance k zastínění stanoviště znázorněna na diagramech pro jednotlivé roky šetření - 2013: obr. 43, 2014: obr. 44, 2015: obr. 45. Podobně tomu je u druhů agregovaných do skupin na základě jejich tolerance k vlhkosti stanoviště - 2013: obr. 40, 2014: obr. 41, 2015: obr. 42.

GLM odhalila (Tab. xx) stoupající trend v početnosti druhů indiferentních k zastínění (I) a druhů otevřených stanovišť (O) a naopak klesající trend početnosti druhů preferujících zastínění (lesní druhy, F). Podle vlhkostních preferencí pak byl zjištěn klesající trend u druhů kategorie H a stoupající u druhů kategorií I, S, V a X.

## 4.2 Řád: ARANEAE (pavouci)

### 4.2.1 Změny druhové bohatosti, abundancí, diverzity a faunistické podobnosti arachnocenóz mezi roky 2013 a 2014 na sledovaných biotopech

#### Holiny (TVP PO\_01, PO\_04)

*Druhová bohatost, abundance a dominance* – V biotopech holin bylo za dvě po-požární vegetační období celkem odchyceno a determinováno 1503 jedinců náležících k 69 druhům pavouků. Odchycené množství druhů (tab. 4 – I/II) i rarefrakční odhady (obr. 56, obr. 57) ukázaly na nejnižší druhovou bohatost TVP PO\_01 a PO\_04 v obou letech šetření. Druhová bohatost TVP PO\_01 byla v letech 2013 a 2014 relativně vyrovnaná, zatímco na TVP PO\_04 došlo ve druhém vegetačním období k výraznému

poklesu druhové bohatosti (tab. 4 – I/II). Hodnoty abundancí nebyly mezi roky 2013 a 2014 na holinách výrazně změněny (tab. 4 – I/II). Vysoké abundance byly zjištěny pro pavouky otevřených stanovišť (O), nicméně dle druhové bohatosti a dominance tvořily dominantní podíl arachnocenózy holin druhy kategorie I. Nejnižší druhová dominance byla zaznamenána u pavouků obývajících lesní habitaty (L). Dle tolerance k zastínění stanoviště nedošlo na TVP PO\_01 za pozorovanou periodu k významným změnám. Naopak na lokalitě PO\_04 v druhém roce šetření vzrostly dominance druhů kategorií 1–1,5 a 2–2,5 dle zastínění stanoviště. Tato změna souvisela s poklesem dominance pavouků kategorie 3–4 dle zastínění stanoviště. Na úrovni členění arachnocenózy dle tolerance k vlhkosti stanoviště došlo na TVP PO\_01 k nárůstu dominance druhů kategorie 1–1,5 a k poklesu dominance druhů kategorie 3–3,5 (tab. 4 – II/II). Na TVP PO\_04 nebyly změny tak zřetelné.

*Diverzita* – Druhová diverzita společenstva pavouků byla v obou letech pozorování na TVP PO\_01 nižší než na TVP PO\_04 (obr. 46). Signifikantní ( $p < 0,05$ ) změna diverzity pavouků (mimo index BP) mezi lety 2013 a 2014 nastala pouze na TVP PO\_04 (tab. 6). Dle habitatové preference rostla na lokalitách holin v průběhu pozorování diverzita pavouků kategorie O (obr. 48). Jejich nárůst ale nebyl ve všech vypočtených indexech statisticky významný (tab. 6). Signifikantní ( $p < 0,05$ ; tab. 6) pokles diverzity pavouků nastal ve druhé po-požární vegetační sezóně na TVP PO\_04 v kategoriích I (obr. 49) a L (obr. 47, mimo index BP). Tyto změny se projevíly také na úrovních diverzity arachnocenóz skupin pavouků tříděných dle tolerance k zastínění (obr. 53, obr. 54, obr. 55) a vlhkosti (obr. 50, obr. 51, obr. 52) stanoviště. Všechny tři vypočtené indexy diverzity ukázaly signifikantní ( $p < 0,05$ ; tab. 6) nárůst diverzity pavouků kategorie 1–1,5 dle tolerance k vlhkosti stanoviště (obr. 50) na TVP PO\_01. Na lokalitě PO\_04 byl zaznamenán statisticky významný ( $p < 0,05$ ; tab. 6) pokles diverzity u pavouků kategorie 3–4 dle zastínění stanoviště (obr. 55) a u kategorie 2–2,5 dle vlhkosti stanoviště (obr. 51).

*Faunistická podobnost* – Podobnost společenstev pavouků TVP PO\_01 a PO\_04 byla na základě hodnoty indexu  $R_p$  a míry Euklidovské vzdálenosti v roce 2013 vyšší než v roce 2014 (obr. 58–61). Shluková analýza prokázala nepodobnost arachnocenóz TVP holin se společenstvy pavouků na ostatních TVP v roce 2013 (obr. 59). Ve druhém roce šetření byla společenstva pavouků TVP holin vyčleněna v samostatném klastru „1“ (obr. 61) společně s lokalitami borových nedisturbovaných tyčkovin, nicméně hodnoty indexu  $R_p$  a míra Euklidovské vzdálenosti ukázaly na vysokou nepodobnost arachnocenóz těchto biotopů.

**Borové tyčkoviny narušené požárem (TVP PO\_02, PO\_03)**

*Druhá bohatost, abundance a dominance* – Celkově bylo za dvě po-požární vegetační sezóny odchyceno a determinováno 2375 ex. z 88 druhů pavouků. Druhá bohatost TVP disturbovaných borových tyčkovin se ve dvouletém po-požárním období výrazně neměnila (tab. 4 – I/II). Hodnoty celkového počtu druhů (tab. 4 – I/II) a rarefrakční odhady (obr. 56, obr. 57) ukázaly v roce 2014 výrazně vyšší druhovou bohatost arachnocenóz těchto biotopů při porovnání s ostatními pozorovanými TVP. V roce 2014 byl na obou sledovaných lokalitách zaznamenán nárůst abundancí společenstev pavouků (tab. 4 – I/II). V počtu odchycených exemplářů (abundance) dominovaly v obou letech druhy lesní (L) a druhy k habitatu indiferentní (I). Poměr dominancí druhů agregovaných na základě habitatové preference se mezi kategoriemi L, I a O na TVP PO\_02 v letech 2013 a 2014 významně nelišil. Změny ale nastaly ve složení společenstva pavouků na lokalitě PO\_03. Podobně jako na TVP PO\_02 zde tvořily v obou letech dominantní podíl druhy kategorie I, nicméně v druhém roce po požáru došlo na TVP PO\_03 k nárůstu dominance pavouků otevřených stanovišť a výraznému poklesu dominancí druhů obývajících lesní biotopy. Tyto změny se na TVP PO\_03 projeví také na úrovni ekologických skupin arachnocenóz tříděných dle tolerance k vlhkosti a zastínění stanoviště (tab. 4 – I/II a II/II). Došlo totiž k nárůstu dominance pavouků kategorie 1–1,5 dle vlhkostní i světelné tolerance a k poklesu druhů kategorie 3–4 dle tolerance k zastínění, resp. 3–3,5 dle tolerance k vlhkosti stanoviště.

*Diverzita* – Všechny tři použité indexy diverzity prokázaly signifikantní ( $p < 0,05$ , tab. 6) pokles druhových diverzit mezi lety 2013 a 2014 na TVP PO\_02 i PO\_03 (obr. 46). Dle habitatové preference pavouků byl na TVP požárem narušených borových tyčkovin zaznamenán statisticky významný ( $p < 0,05$ , tab. 6) pokles diverzity druhů kategorie L (obr. 47) a nárůst druhů kategorie O (obr. 48, na TVP PO\_02 nebyla změna indexu H signifikantní). Na TVP PO\_03 byl navíc zjištěn pokles druhů stanovištně indiferentních (obr. 49). Změny v diverzitě mezi lety 2013 a 2014 se samozřejmě projeví také u skupin druhů agregovaných na základě jejich tolerance k zastínění (obr. 53, obr. 54, obr. 55) a vlhkosti (obr. 50, obr. 51, obr. 52) stanoviště. Diverzity pavouků kategorie 1–1,5 dle tolerance k zastínění i vlhkosti stanoviště na TVP PO\_02 i PO\_03 mezi po-požárními vegetačními sezónami vzrostly. Spolu s tím došlo k mírnému nárůstu diverzity skupiny pavouků kategorie 2–2,5 dle tolerance k zastínění stanoviště (obr. 54) a k poklesu diverzity druhů kategorie 3–4 dle tolerance k zastínění (obr. 55). U skupin arachnocenóz agregovaných na základě tolerance k vlhkosti stanoviště byl pokles diverzity v druhém roce šetření zaznamenán u souboru pavouků klasifikovaných stupni 2–2,5 (obr. 51) a 3–3,5 (obr. 52). Statistickou významnost popsanych změn prezentuje tab. 6.

*Faunistická podobnost* – Hodnoty indexu  $R_p$  ukázaly v první (obr. 58) i druhé (obr. 60) vegetační sezóně po požáru pouze průměrnou podobnost TVP PO\_02 a PO\_03. Jejich

podobnost nebyla prokázána ani v grafech shlukových analýz pro po-požární roky 2013 (obr. 59) a 2014 (obr. 61). Postavení arachnocenóz TVP PO\_03 vůči společenstvům pavouků ostatních lokalit bylo v letech 2013 a 2014 neměnné, resp. nejvyšší podobnost TVP PO\_03 ukázal graf shlukové analýzy v obou rocích s TVP PO\_05 (obr. 59, obr. 61). Procesu změn faunistické podobnosti za sledované období doznala společenstva pavouků na TVP PO\_02, protože v roce 2013 vykazovala vyšší podobnost s arachnocenózami lokalit disturbovaných borových kmenovin (TVP PO\_06, PO\_07). Naproti tomu v roce 2014 se dle výsledků shlukové analýzy (obr. 61) a hodnot indexu  $R_p$  (obr. 60) podobala navíc také lokalitám nenarušených borových kmenovin (TVP PO\_08 a PO\_09).

### **Borové kmenoviny narušené požárem (TVP PO\_06, PO\_07)**

*Druhá bohatost, abundance a dominance* – Z požárem disturbovaných borových kmenovin (TVP PO\_06, PO\_07) pochází odchyty 2873 jedinců zařazených do 80 druhů pavouků. Na TVP PO\_06 byl zjištěn nejvyšší počet druhů pavouků na lokalitu a rok v rámci pozorovaného období (tab. 4 – I/II). Rarefrakční odhad pro porovnání počtu druhů TVP z roku 2013 (obr. 56) potvrdil vysokou druhovou bohatost této lokality. V roce 2014 byl na TVP PO\_06 zaznamenán skokový pokles druhové bohatosti na úroveň počtu druhů zjištěných v letech 2013 i 2014 na TVP PO\_07 (tab. 4 – I/II). I tak vykazovala lokalita PO\_06 v roce 2014 dle rarefrakčního odhadu stále vyšší druhovou bohatost než TVP PO\_07 (obr. 57). Celkový počet odchycených exemplářů byl na TVP PO\_06 vyrovnán, na rozdíl od TVP PO\_07, kde bylo v druhém roce pozorování v ZP nalezeno o 374 jedinců více (tab. 4 – I/II). Dle habitatové preference dominovaly v disturbovaných borových kmenovinách druhy bez striktní vazby na lesní či otevřená stanoviště (I). V poměru dominancí druhů kategorie L a O převažovaly spíše druhy obývající lesní habitaty (tab. 4 – I/II). Na TVP PO\_06 došlo v roce 2014 k nárůstu dominance druhů kategorie O až na úroveň hodnoty dominance druhů preferujících lesní biotopy (L). Mírný nárůst dominance kategorie O vykazovaly také arachnocenózy TVP PO\_07. Při bližším ohledání složení společenstva pavouků tříděných dle preference k zastínění stanoviště byl na TVP PO\_06 zjištěn nárůst dominance druhů s koef. 1–1,5 a pokles dominance pavouků s koef. 2–2,5 (tab. 4 – I/II). Arachnocenózy na TVP PO\_07 takto významných změn nedosahovaly. Jisté diference byly zjištěny také na úrovni arachnocenóz agregovaných dle vlhkosti stanoviště (tab. 4 – II/II). Na TVP PO\_06 vzrostla dominance pavouků kategorie 1–1,5 a poklesla u skupiny druhů s koef. 3–3,5. Na TVP PO\_07 došlo v roce 2014 naopak k poklesu dominance kategorie 1–1,5 a k výraznému navýšení dominance souboru pavouků s koef. 2–2,5.

*Diverzita* – Mezi šetřenými lety se projevil v rámci požárem narušených lokalit PO\_06 a PO\_07 změny v diverzitě arachnocenóz na úrovni celého společenstva i na úrovních ekologických skupin druhů, do kterých byly druhy agregovány. Všechny tři

vypočtené indexy diverzity ukázaly signifikantní ( $p < 0,05$ ; tab. 6) pokles diverzity celého společenstva pavouků z vegetační sezóny 2013 na zkoumané období 2014 (obr. 46). V rámci společenstva pavouků tříděných dle habitatových preferencí došlo k poklesu druhové diverzity u druhů kategorií L (obr. 47) a I (obr. 49). Diverzita skupiny druhů otevřených stanovišť (obr. 48) nebyla výrazně pozměněna. Indexy diverzity vypočtené pro kategorie druhů tříděných dle tolerance k zastínění stanoviště ukázaly na TVP PO\_06 nárůst diverzity druhů s koef. 1–1,5 (obr. 53), doprovázený současným poklesem diverzity souboru pavouků s koef. 3–4 (obr. 55). Pokles diverzity arachnocenózy kategorie 3–4 dle tolerance k zastínění stanoviště proběhl také na TVP PO\_07. V kategoriích druhů agregovaných na základě tolerance k vlhkosti biotopu došlo k poklesům druhových diverzit na TVP PO\_06 i PO\_07 u všech hodnocených skupin, tzn. 1–1,5 (obr. 50); 2–2,5 (obr. 51) a 3+3,5 (obr. 52). Statistickou významnost popsaných změn prezentuje tab. 6.

*Faunistická podobnost* – Z provedených analýz lze vypožorovat navýšení podobnosti společenstev pavouků sledovaných TVP PO\_06 a PO\_07 za dvouleté po-požární období, které se projevilo (i) nárůstem hodnot indexu  $R_p$  (obr. 58, obr. 60); (ii) osamostatněním lokalit PO\_06 a PO\_07 od TVP PO\_02 v diagramech shlukových analýz (obr. 59, obr. 61); (iii) snížením míry Euklidovské vzdálenosti. Hodnoty indexu  $R_p$  dále ukázaly nárůst podobnosti disturbovaných borových kmenovin s TVP PO\_02, PO\_03 a PO\_05. Dle shlukových analýz (obr. 59, obr. 61) byly v druhém roce po požáru arachnocenózy biotopů disturbovaných borových kmenovin stále podobné se společenstvy pavouků lokalit PO\_03 a PO\_05, kdežto podobnost s arachnocenózami TVP PO\_02 zaznamenanou v roce 2013 již diagram pro druhé po-požární období neukázal.

#### **Borové tyčkoviny požárem nenarušené (TVP PO\_10, PO\_11)**

*Druhová bohatost, abundance a dominance* – Celkem bylo v biotopech požárem nenarušených borových tyčkovin odchyceno a determinováno 2574 jedinců ze 75 druhů pavouků (tab. 5). Odchyty z druhého vegetačního období po požáru byly druhově bohatší (tab. 4 – I/II). Dle rarefrakčních odhadů byla druhová bohatost lokalit PO\_10 a PO\_11 v roce 2013 porovnatelná s disturbovanými biotopy borových tyčkovin (obr. 56). Pro druhý rok pozorování ale rarefrakční odhady potvrdily vyšší druhovou bohatost na TVP PO\_02 a PO\_03 (obr. 57). Změny v poměru skupin druhů agregovaných na základě jejich habitatové preference, tolerance k zastínění a vlhkosti stanoviště mezi sledovanými roky 2013 a 2014 nenastaly (tab. 4). V obou letech šetření tvořili majoritní podíl po stránce abundancí i druhových dominancí pavouci bez preference k habitatu (I), následované druhy kategorie pavouků obývajících lesní habitaty (L). V souvislosti s převahou kategorií I a L byl zaznamenán také vyšší podíl pavouků s koef. 2–2,5 a 3–4 dle tolerance k zastínění stanoviště (tab. 4 – I/II) a převaha arachnocenóz suchých až mírně vlhkých stanovišť (koef. 2–2,5 a 3–3,5; tab. 4 – II/II). V biotopech kontrolních

stanovišť borových tyčkovin bylo zjištěno nízké zastoupení pavouků kategorie O dle habitatové preference, resp. nízké zastoupení druhů výrazně světlomilných (koef. 1–1,5 dle tolerance k zastínění) a suchomilných až xerofilních (koef. 1–1,5 dle tolerance k vlhkosti stanoviště).

*Diverzita* – Druhové diverzity arachnocenóz se mezi TVP PO<sub>10</sub> a PO<sub>11</sub> ve vegetačních sezónách let 2013 a 2014 lišily minimálně (obr. 46). Mezi pozorovanými lety došlo v biotopech nedisturbovaných borových tyčkovin k mírnému poklesu druhových diverzit (obr. 46), který nebyl u všech použitých indexů diverzity statisticky významný (tab. 6). V porovnání s ostatními TVP, patřily arachnocenózy kontrolních porostů borových tyčkovin mezi TVP s nejvyšší druhovou diverzitou (obr. 46). U pavouků seskupených dle habitatové preference, tolerance k zastínění a vlhkosti stanoviště byly zjištěny poklesy druhových diverzit u většiny kategorií těchto skupin. Pouze na TVP PO<sub>10</sub> došlo k mírnému navýšení druhové diverzity druhů kategorie L a na TVP PO<sub>11</sub> k nárůstu druhové diverzity skupiny pavouků s koeficientem 1–1,5 dle tolerance k vlhkosti stanoviště. Statistická významnost ale byla potvrzena pouze u některých změn druhové diverzity (viz tab. 6). Signifikantní ( $p < 0,05$ ; tab. 6) pokles druhové diverzity byl zaznamenán u všech kategorií arachnocenózy tříděné dle tolerance k zastínění stanoviště (1–1,5: obr. 53, 2–2,5: obr. 54, 3–3,5: obr. 55).

*Faunistická podobnost* – Hodnoty indexu  $R_p$  (obr. 58, obr. 60) i výsledky shlukových analýz (obr. 59, obr. 61) potvrdily vysokou podobnost arachnocenóz vybraných TVP PO<sub>10</sub> a PO<sub>11</sub> v obou po-požárních letech sledování. Již v prvním roce po požáru ukázaly hodnoty indexu  $R_p$  (obr. 58) a výsledky shlukové analýzy (obr. 59) na nepodobnost s ostatními TVP, která v roce 2014 přetrvávala (obr. 60, obr. 61). Diagram shlukové analýzy, vypočtený na základě zjištěných arachnocenóz z druhého po-požárního období, upozornil na bližší podobnost společenstev pavouků TVP nenarušených borových tyčkovin s biotopy holin (TVP PO<sub>01</sub>, PO<sub>04</sub>). Dle hodnoty indexu  $R_p$  (obr. 60) a míry Euklidovské vzdálenosti (obr. 60) je jejich podobnost ale velmi nízká.

#### **Borové kmenoviny požárem nenarušené (TVP PO<sub>08</sub>, PO<sub>09</sub>)**

*Druhová bohatost, abundance a dominance* – Z biotopů TVP PO<sub>08</sub> a PO<sub>09</sub> pochází 4690 ex. ze 76 druhů odchycených za dvouleté po-požární období (tab. 5). Mezi lety 2013 a 2014 druhová početnost klesla (tab. 4 – I/II). Poměr mezi kategoriemi ekologických skupin (habitatová preference, tolerance k vlhkosti a zastínění stanoviště) byl shodný s kontrolními biotopy borových tyčkovin (TVP PO<sub>10</sub>, PO<sub>11</sub>). Na úrovni skupiny arachnocenózy tříděné dle habitatové preference (tab. 4 – I/II) klesala dominance v sekvenci kategorií I, L a O. S tím souvisela převaha dominancí pavouků s koef. 2–2,5 a 3–4 dle tolerance k zastínění stanoviště (tab. 4 – I/II) a převaha



arachnocenóz s koef. 2–2,5 a 3–3,5 dle tolerance k vlhkosti stanoviště (tab. 4 – II/II). Naopak nízké dominance byly zaznamenány u kategorií druhů s koef. 1–1,5 dle tolerance k vlhkosti i zastínění stanoviště.

*Diverzita* – Druhová diverzita pavouků obývajících biotopy borových nenarušených kmenovin (TVP PO\_08, PO\_09) se mezi lety 2013 a 2014 významně nelišila (obr. 46). Rozdily ale byly zjištěny při porovnání druhových diverzit TVP PO\_08 a PO\_09 v jednotlivých letech šetření s ostatními TVP. V roce 2013 byly druhové diverzity arachnocenóz požárem disturbovaných borových lokalit (TVP PO\_02, PO\_03, PO\_06, PO\_07) vyšší než na TVP PO\_08 a PO\_09 (obr. 46a, c, e). Naproti tomu ve druhém po-požárním vegetačním období došlo k poklesu diverzity pavouků požárem narušených biotopů na úroveň (TVP PO\_02), resp. až pod úroveň (TVP PO\_03, PO\_06, PO\_07) hodnot diverzity arachnocenózy obývající stanoviště borových kmenovin nenarušených požárem (obr. 46b, d, f). Ve skupinách arachnocenóz tříděných dle habitatové preference, tolerance k zastínění a vlhkosti stanoviště nedošlo k zásadním změnám druhových diverzit mezi lety 2013 a 2014. Zaznamenány byly pouze tyto signifikantní změny ( $p < 0,05$ ; tab. 6): (i) pokles diverzity k habitatu indiferentních pavouků na TVP PO\_08 (obr. 49), (ii) pokles diverzity druhů kategorie 3–3,5 dle tolerance k vlhkosti stanoviště na téže lokalitě (obr. 52), (iii) nárůst diverzity arachnocenózy kategorie 1–1,5 dle tolerance k zastínění stanoviště na TVP PO\_09 (obr. 53).

*Faunistická podobnost* – Hodnoty indexu  $R_p$  (obr. 58, obr. 60) i výsledky shlukových analýz (obr. 59, obr. 61) potvrdily vysokou podobnost arachnocenóz požárem nedistribovaných borových kmenovin v obou letech šetření. V roce 2013 se TVP PO\_08 a PO\_09 ocitly ve společném klastru „2b“ s lokalitami PO\_02, PO\_03, PO\_05, PO\_06 a PO\_07 (obr. 59). Dle hodnot indexu  $R_p$  (obr. 58) a míry Euklidovské vzdálenosti (obr. 59) byla podobnost arachnocenóz těchto TVP se společenstvy pavouků obývajících biotopy nenarušených borových kmenovin pouze průměrná až podprůměrná. Graf shlukové analýzy pro rok 2014 vyobrazil lokality PO\_08 a PO\_09 také ve společném klastru s výše zmíněnými TVP (obr. 61 – klastr „2“), nicméně hodnota indexu  $R_p$  (obr. 60) a míra Euklidovské vzdálenosti (obr. 61) ukázaly na vyšší podobnost s TVP PO\_02.

### **Dubová tyčkovina narušená požárem**

*Druhová bohatost, abundance dominance* – Na požárem narušené lokalitě s porostem dubové tyčkoviny bylo v letech 2013 a 2014 odchyceno a determinováno 719 jedinců náležících k 63 druhům pavouků (tab. 5). V roce 2014 bylo na lokalitě PO\_05 odchyceno a determinováno o osm druhů pavouků více, i když zjištěná abundance byla vzhledem k prvnímu vegetačnímu období po požáru nižší (tab. 4 – I/II). Graf rarefrakčních odhadů pro rok 2014 (obr. 57) poukázal na vysokou druhovou bohatost TVP PO\_05. Abundancemi převažovaly v obou letech šetření druhy habitatové kategorie L a I (tab. 4

– I/II). Vzhledem k roku 2013 došlo v druhém po-požárním období k navýšení druhové dominance pavouků kategorie I a k poklesu druhové dominance pavouků kategorie L. Poměrová změna skupin druhů tříděných dle habitatové preference se projevila také poklesem druhové dominance pavouků kategorie 3–4 a nárůstem dominance druhů kategorie 2–2,5 v rámci skupin druhů agregovaných na základě tolerance pavouků k zastínění stanoviště. Podobných změn doznala struktura arachnocenózy tříděné do kategorií na základě poznatků o nárocích pavouků na vlhkost stanoviště (tab. 4 – II/II). Ve druhém roce po požáru vzrostly dominance pavouků kategorie 1–1,5 i 2–2,5 a současně poklesly dominance druhů kategorie 3–3,5.

*Diverzita* – V prvním roce po požáru byla druhová diverzita pavouků na TVP PO\_05 (obr. 46a, c, e) nižší než na TVP narušených požárem (TVP PO\_02, PO\_03, PO\_06, PO\_07), i když pouze minimálně. V roce 2014 vykazovala společenstva pavouků požárem narušené dubové tyčkoviny vyšší druhovou diverzitu než požárem disturbované lokality borových tyčkovin a kmenovin (TVP PO\_02, PO\_03, PO\_06, PO\_07; obr. 46b, d, f). Mezi lety 2013 a 2014 došlo k poklesu diverzity arachnocenózy TVP PO\_05 (obr. 46). Rozdíl ale nebyl u všech vypočtených indexů diverzity statisticky významný (tab. 6). Změny diverzity proběhly také na úrovni sledovaných kategorií v rámci ekologických skupin druhů pavouků (habitatová preference, tolerance k zastínění a vlhkosti stanoviště). Obecně ve druhém roce po požáru došlo k poklesu diverzity druhů lesních, stínomilných a vlhkomilných. Všechny tři vypočtené indexy diverzity ale ukázaly mezi roky 2013 a 2014 pouze signifikantní ( $p < 0,05$ ; tab. 6) změny diverzity druhů tříděných dle tolerance k zastínění stanoviště, resp. nárůst diverzity pavouků v kategorii 2–2,5 (obr. 54) a pokles diverzity pavouků kategorie 3–4 (obr. 55).

*Faunistická podobnost* – Hodnoty indexu  $R_p$  ukázaly na podobnost společenstev pavouků TVP PO\_05 s lokalitami požárem disturbovaných borových kmenovin (TVP PO\_06, PO\_07) a tyčkovin (TVP PO\_02, PO\_03) v obou letech pozorování (obr. 58, obr. 60). Výsledky shlukových analýz podobnost s těmito lokalitami potvrdily také (obr. 59, obr. 61). Dle grafů shlukových analýz pro rok 2013 i 2014 jsou arachnocenózy TVP PO\_05 více podobny arachnocenózám TVP PO\_03 (plochy zde byly vyčleněny do samostatných klastrů v rámci klastru „2b<sub>2</sub>“ pro rok 2013, resp. v rámci klastru „2a“ pro rok 2014).

#### 4.2.2 Vývoj disperze ekologických skupin arachnocenóz ve dvouletém po-požárním období

Vliv doby odběru (rozdíly mezi roky) byl signifikantní (CCA: = 2,848  $p < 0,001$ ; osa 1 a osa 2 vysvětlily 1,7 %, respektive 9,5 % variability druhových dat), a proto byl zahrnut do následující analýzy testující rozdíl v druhovém spektru a preference zjištěných druhů mezi monitorovanými lokalitami jako covariable. Následná analýza vlivu stanoviště byla

signifikantní (CCA:  $F = 2,987$   $p < 0,001$ ) a vysvětlila 6,2 %, respektive 10,2 % variability druhových dat.

Distribuce druhů na sledovaných lokalitách v rámci příslušných ekologických skupin byla řešena pouze pro pavouky agregované do kategorií na základě jejich habitatové preference (2013: obr. 64, 2014: obr. 65) a pro arachnocenózy tříděné do kategorií dle jejich tolerance k vlhkosti stanoviště (2013: obr. 62, 2014: obr. 63).

## 5 Diskuze

Disturbance jsou přirozenou a základní součástí lesních ekosystémů (Dale et al., 2000). Způsobují narušení ekosystému, společenstva nebo populace, zasahují do jejich struktury a složení, mění dostupnost zdrojů, případně způsobují změnu fyzikálního prostředí (Pickett a White, 1985). Typickými představiteli disturbancí jsou požáry – lesní požáry. Těžištěm výskytu přirozených požárů na světě je biot boreálních jehličnatých lesů, biot tvrdolisté vegetace a biot savan (Prach et al., 2009). S lesními požáry se můžeme setkat také ve středoevropských podmínkách. Požáry zde jsou spíše menšího charakteru a minimum z nich vzniká přirozeně, např. bleskem (Kula a Jankovská, 2013). Statistika četnosti lesních požárů ve Zprávě o stavu lesa a lesního hospodářství 2015 nebo informace z portálu Evropského informačního systému o lesních požárech dokladují, že se lesní požáry České republiky nevyhýbají.

Koncem května roku 2012 vypukl lesní požár v oblasti Moravské Sahary u Bzence. Zasažena byla dílčí část (165 ha) borových porostů této faunisticky i floristicky výjimečné oblasti (Mackovčín a Sedláček, 2007). Obnova ekosystému po disturbanci, i té požární, se může vydat různými směry (viz obr. 1, Perera a Buse, 2012). A jakým směrem se vydala obnova epigeické fauny požárem narušených borových porostů? Na tuto otázku se částečně snažila odpovědět tato práce, protože byl zkoumán po-požární vývoj carabidocenóz a arachnocenóz. Výzkum podobného charakteru se zaměřením na vývoj epigeické fauny po požáru nebyl v České republice doposud prováděn.

### 5.1 Reakce ekosystému na požární disturbanci se zaměřením na faunu bezobratlých

Při požáru dochází spalováním ke ztrátě biomasy v ekosystému, čímž je odstartován proces vzájemně provázaných změn. Ty nemusí být na první pohled patrné. Viditelně jsou zasažena rostlinná společenstva, dochází k fyzikálním a chemickým změnám půdních vlastností, mění se koloběh uhlíku a dusíku, je ovlivněn vlhkostní režim a energetická bilance ekosystému (Gongalsky et al., 2016; Harden et al., 2004; Lamotte, 1983; Šomšák et al., 2009). V požárem narušené oblasti Bzenecka byly známky vysoké destrukce nejvíce patrné v porostech borových mlazín a tyčkovin, kde požár přešel i do korun. Požár spálil bylinné i mechové patro.

Mimo to je ovlivněna také fauna bezobratlých. Přímým působením požáru, resp. spalováním a vysokou teplotou ohně dochází k usmrcení bezobratlých a k náhlé redukci jejich abundancí (Lyon et al., 1978). Dle dostupné literatury (Malmström, 2008; Wikars, 1997; Wikars a Schimmel, 2001) je přežití požáru bezobratlými závislé na jejich fyziologických a morfologických vlastnostech nebo na životní strategii daného druhu. Zvýhodněny jsou druhy, které mají možnost hořící stanoviště rychle opustit nebo najít vhodný úkrytový prostor. Podle Hollidaye (1984) jsou důkazy o přežití střevlíkovitých po

---

požáru in-situ nejasné. (Wikars, 1997) měl možnost sledovat stav bezobratlých před i po řízeném vypalování a mohl tak přímé účinky požáru na epigeickou faunu vyhodnotit. Wikars (1997), podobně jako Szyszko (2001) nebo Holliday (1992), pozoroval významné snížení dominancí běžně se vyskytujících druhů střevlíků. Ve svém experimentu ale dokázal, že na spálené ploše střevlíci dokázali přežít. O poklesu abundancí pavouků a sekáčů po požáru informoval Schaefer (1980). Pavouci se ale mohou vyskytovat také na kmenech i větvích stromů (Kůrka et al., 2015) a lze proto předpokládat, že by některé druhy mohly pozemní požár in-situ přežít. Moretti et al. (2002) zjistili, že vývoj arachnocenóz po požáru probíhal především s účastí druhů, které požár přežily na místě. Nicméně je třeba zohlednit také roční období, ve kterém požár probíhal. Moretti et al. (2002) totiž zkoumali vývoj pavouků po zimním požáru, kdežto požár ve Bzenci proběhl v jarním období, kdy u nás probíhá hlavní reprodukční cyklus pavouků (Kůrka et al., 2015). Je ale jasné, že potvrdit nebo vyvrátit přežití požáru střevlíky nebo pavouky předložené výsledky nemohou, protože s výzkumem epigeické arachnoentomofauny bylo v území Bzenecké Doubravy započato až v první vegetační sezóně po požáru (tj. v roce 2013). Nebyla tedy možnost zjistit stav epigeonu přímo před požární disturbancí.

Vlivem požáru dochází ke komplexnímu ovlivnění environmentálních podmínek stanoviště (Gongalsky et al., 2016; Harden et al., 2004; Lamotte, 1983; Šomšák et al., 2009), čímž vzniká v podstatě nový biotop. Jeho rekolonizace probíhá různými způsoby a je opět závislá na fyziologických a morfologických vlastnostech druhu a jeho životní strategii.

Prvotní rekolonizace požárem disturbovaného prostoru je většinou zajišťována pyrophilními druhy (Gongalsky et al., 2003; Holliday, 1992; Wikars, 1992), které jsou schopny požár detekovat i na vzdálenosti několika desítek kilometrů (Schmitz et al., 1997). Nově vzniklého prostoru využívají k rozmnožování nebo ke snadnému získávání potravy (Wikars, 1992). Mnoho pyrophilních druhů je známo právě z oblastí s přirozeným výskytem požárních disturbancí. Např. v boreálních lesních ekosystémech je potvrzen výskyt až 30 pyrophilních druhů hmyzu. Na požářišti ve Bzenci byl výskyt požáry lákaného druhu zaznamenán také. Jednalo se o makropterního střevlíka *Pterostichus quadrifoveolatus*, který mimo lesní okraje, světliny a paseky vyhledává také lesní spáleniště (Stanovský a Pulpán, 2006). Díky jeho eurokavkazskému areálu rozšíření (Stanovský a Pulpán, 2006) byl zjištěn také při výzkumech požářišť ve Švédsku (Gongalsky et al., 2003; Wikars, 1992) a v Estonsku (Roosileht et al., 2004; Sūda et al., 2009). V rámci TVP byl *P. quadrifoveolatus* vázán především na požárem narušené lokality borových porostů (TVP PO\_02, PO\_03, PO\_06, PO\_07), kde dosahoval signifikantně vyšších abundancí než v porostech požárem nenarušených po celé tři roky pozorování (tab. 2). Vzhledem k těmto lokalitám bylo jeho nejvyšší zastoupení na TVP PO\_07. Je zajímavé, že se na TVP PO\_06 se shodnou strukturou a složením borového porostu vyskytoval ve výrazně nižších abundancích. Jediným vysvětlením pro takto

významný rozdíl v zastoupení střevlíka *P. quadrifoveolatus* mezi TVP PO\_06 a PO\_07 může být rozdílná pokryvnost bylinného patra. Ta byla v borové kmenovině PO\_07 výrazně nižší. Vysoká pokryvnost třtiny křovištní na TVP PO\_06 tomuto druhu zřejmě nevyhovovala. Podle Gongalsky et al. (2003) docházelo již ve druhém vegetačním období po požáru k poklesu abundance střevlíka *P. quadrifoveolatus*. V požárem narušené oblasti Vátých písků ale nebyl během tří let vyzorován jasný trend změny v jeho abundanci. Wikars (1992) udává, že pokles pyrophilních druhů na požářišti nastává mezi prvním až pátým rokem po požární disturbanci.

Všeobecně přirozený potenciál k obsazování nově vzniklých biotopů mají r-stratégové. Tedy druhy vyznačující se menší velikostí těla, vysokou mobilitou a vysokou rozmnožovací schopností (Laštůvka a Šťastná, 2014; Losos et al., 1984). V tomto ohledu mají jistě vyšší šanci nově vzniklý biotop obsadit druhy, které jsou schopny létat. Protože jsou střevlíkovití zastoupení druhy makropterními i brachypterními, resp. apterními (Hůrka, 1996), vyskytla se možnost prozkoumat poměrové zastoupení skupin střevlíků schopných a neschopných letu mezi požárem disturbovanými a nedisturbovanými lokalitami. Vzhledem k tříleté délce pozorování mohl být podíl těchto skupin na TVP porovnán i mezi jednotlivými po-požárními lety. Všeobecně se za tři sledované vegetační sezóny vyskytlo v borových porostech nenarušených požárem 60 % druhů makropterních a 40 % druhů neschopných letu. Naopak v požárem narušených borových porostech byla společenstva střevlíkovitých brouků tvořena průměrně 76 % druhy makropterních a 24 % druhy neschopných letu. Průměrné zastoupení těchto skupin na holinách se od požárem disturbovaných ploch významně nelišilo. I Holliday (1991) v raných fázích sukcese pozoroval převahu makropterních druhů. Podle něj v průběhu jedenáctileté studie procentní podíl brachypterních druhů rostl. Ve Bzenci byli střevlíci sledováni pouze po dobu tří po-disturbančních let po požáru a jasný trend změn procentního podílu mezi makropterními a brachypterními, resp. apterními druhy nebyl na všech narušených TVP zaznamenán. V souladu s výsledky Hollidaye (1991) bylo zastoupení makropterních druhů a druhů neschopných letu na kontrolních lokalitách mezi lety pozorování stabilní. K nárůstu procentního podílu druhů neschopných letu, resp. poklesu druhů makropterních, mezi roky 2013 a 2015 došlo na TVP PO\_01, PO\_02, PO\_05, PO\_06 a PO\_07. Pouze na TVP narušených borových kmenovin byly hodnoty procentního podílu druhů neschopných letu po třech letech výzkumu v relativní shodě s hodnotami, které byly pozorovány na kontrolních lokalitách nedisturbovaných kmenovin TVP PO\_08 a PO\_09. Brachypterní a apterní střevlíci se vyskytují většinou v relativně stálých biotopech (Holliday, 1991; Hůrka, 1996). Proto lze předpokládat, že v požárem narušených porostech borových kmenovin probíhal proces obnovy struktury a složení fauny střevlíkovitých rychleji než v porostech nižšího věku, které byly napadaneny intenzivněji.

Jak ukázaly výsledky z prvního roku po požáru (Prágr, 2015), neprobíhá rychlá rekolonizace požárem disturbovaného prostředí pouze ze strany střevlíků. Nově vzniklé biotopy jsou schopni rychle rekolonizovat také pavouci. Nemají sice křídla jako někteří střevlíci, nicméně jsou schopni se šířit na velké vzdálenosti díky vláknům, které se naučili využívat jako balón (Kůrka et al., 2015). Z tohoto důvodu má jen málokterý druh malý areál rozšíření (Kůrka et al., 2015), což dává možnost setkat se s pavouky, kteří byli odchyceni ve Bzenci, i na jiných ve světě studovaných požářištích. Uvést lze například pavouky *Pardosa lugubris* a *Xerolycosa nemoralis*. Pavouk *Pardosa lugubris* byl druhem s nejvyšší početností, který byl na požářišti ve Bzenci odchycen. Po oba roky pozorování se stabilně vyskytoval ve vysokých abundancích v požárem nenarušených lokalitách (tab. 5). Již v prvním roce po požáru byl schopen požárem narušené biotopy rekolonizovat. Obsazoval také požárem narušené porosty borových tyčkovin (TVP PO\_10, PO\_11), byť se v kontrolních porostech lokalit PO\_10 a PO\_11 vyskytoval pouze v nízkých abundancích. Je to druh prosvětlených lesů, okrajů a světlin (Kůrka et al., 2015), proto mu struktura požárem narušených a rozpadajících se porostů borových tyčkovin zřejmě vyhovovala. V požárem narušených kmenovinách dosahoval už v druhé vegetační sezóně po požáru relativně podobných abundancí jako v kontrolních nedisturbovaných biotopech borových kmenovin. I v požárem narušených borových porostech jihozápadního Finska se tento druh dle Koponena (2005) vyskytoval ve vysokých abundancích na disturbovaných i nedisturbovaných plochách. Koponen (2005) navíc zaznamenal již zmíněného pavouka *X. nemoralis*, který se na požářišti ve Finsku nacházel pouze v požárem narušených lokalitách. To je také v souladu s výsledky Lyubechanskiiho (2012). Na požářišti ve Bzenci byl v obou letech pozorování odchycen na všech lokalitách mimo TVP PO\_10 a PO\_11, nicméně ve vyšších abundancích byl zjištěn pouze v požárem narušených borových porostech (TVP PO\_03, PO\_05, PO\_06, PO\_07), což se shoduje s výsledky citovaných autorů.

Struktura a složení epigeické fauny bezobratlých bývá po požáru většinou od nenarušených lokalit rozdílná. Podle Szyszka (2001) došlo po požáru k poklesu lesních druhů střevlíků typických pro pozdní sukcesní stádia a k nárůstu druhů pyrophilních, druhů obývajících raně sukcesní biotopy a druhů otevřených stanovišť. Tato skutečnost byla zaznamenána také na požářišti ve Bzenci. V požárem a těžbou narušených biotopech došlo všeobecně k poklesu nebo až k vymizení střevlíků ze skupin druhů lesních, stínomilných a vlhkomilných (např. *Carabus violaceus*, *Pterostichus oblongopunctatus*, *Oxypselaphus obscurus*). Tyto druhy byly v nedisturbovaných porostech zastoupeny stabilně po celou dobu pozorování. O jejich trvalém výskytu na kontrolních nedisturbovaných TVP se lze přesvědčit na ordinačních diagramech CCA analýz pro rok 2013 (vlhkost: obr. 40; zastínění: obr. 43), 2014 (vlhkost: obr. 41; zastínění: obr. 44) i 2015 (vlhkost: obr. 42; zastínění: obr. 45). Nově vzniklé biotopy začaly ihned v první po-požární vegetační sezóně obsazovat především světlomilné a

k vlhkosti stanoviště indiferentní druhy střevlíků (např. *Pseudoophonus rufipes*, *Harpalus rufipalpis*, *Harpalus smaragdinus*, *P. quadrioveolatus*). Vyšší abundance na narušených lokalitách byly zaznamenány také u druhů suchomilných a xerofilních, které se v požárem nenarušených biotopech vyskytovaly v podobných druhových početnostech, ale v malých abundancích (tab. 1). Ve vývoji distribuce druhů tříděných dle tolerance k zastínění stanoviště nebyly mezi pozorovanými lety zaznamenány zřetelné difference (obr. 43, obr. 44, obr. 45). Naproti tomu u ekologické skupiny druhů střevlíků tříděných dle vlhkosti stanoviště ukázaly ordinační diagramy CCA analýz v letech 2013 (obr. 40) a 2014 (obr. 41) kolem TVP narušených požárem vyšší distribuci druhů indiferentních k vlhkosti stanoviště. Diagram CCA analýzy pro rok 2015 (obr. 42) již naznačil nárůst distribuce druhů suchomilných a xerofilních v habitatech narušených požárem. Navýšení abundancí a druhové početnosti druhů k vlhkosti stanoviště indiferentních po požáru zjistili také Bargmann et al. (2016). Podle nich se druhy k vlhkosti indiferentní vyskytovaly v požárem nenarušených lokalitách výrazně méně. Ve Bzenci se navýšení abundancí a druhové početnosti vlhkostně indiferentních střevlíků projevilo více na lokalitách borových tyčkovin (PO\_02 a PO\_03). Důvodem může být právě vysoká míra destrukce porostu po požáru. Z výsledků vyplývá, že disturbovaná plocha je v prvních letech rychle obsazována střevlíky s širokou ekologickou valencí. Ty podle Szyszka (2001) nejsou požárem významně ovlivněny. Druhy stanovištních specialistů, zejména se specifickými nároky na vlhkost stanoviště, osidlují nový habitat postupně v delším časovém horizontu po disturbanci.

Podobně jako u střevlíků dochází dle dostupných údajů (Koponen, 2005; Larrivé et al., 2005; Lyubechanskii, 2012) také ke změně struktury a složení společenstva pavouků po požáru. Podle Lyubechanskiiho (2012), který studoval strukturu společenstva pavouků v disturbovaných a nedisturbovaných biotopech západní Sibíře, byly pavouci mnohem více abundantní v nenarušených ekosystémech. S tímto se shoduje zjištění Larrivé et al. (2005) i výsledky získané na požářišti ve Bzenci, kde bylo odchyceno v obou letech šetření více jedinců pavouků v požárem nenarušených biotopech (tab. 4). Buddle et al. (2000) na požárem narušených plochách zjistili v prvotních fázích obnovy arachnocenózy především druhy osidlující otevřená stanoviště. To se plně neshoduje s výsledky zjištěnými na požářišti ve Bzenci, kde byly dominantními druhy v požárem narušených lokalitách pavouci indiferentní k habitatu stanoviště. Ve vztahu skupin druhů tříděných dle tolerance k vlhkosti a zastínění stanoviště ale jisté difference zjištěny byly. Rozdíly mezi společenstvy pavouků požárem narušených a nenarušených biotopů se projevily nejvíce u okrajových kategorií skupin druhů tříděných dle tolerance k vlhkosti a zastínění stanoviště (tzn. kategorie 1–1,5 a 3–3,5 dle vlhkosti; 1–1,5 a 3–4 dle zastínění). Na požárem narušených lokalitách dosahovali pavouci mírně vlhkých až vhlkých stanovišť výrazně nižších druhových dominancí než v kontrolních nedisturbovaných biotopech (tab. 4). Současně byl



---

v požárem narušených lokalitách zaznamenán nárůst dominance druhů velmi suchých stanovišť. Také z výsledků ordinačních diagramů CCA analýz pro roky 2013 (obr. 62) a 2014 (obr. 63) vyplynula silná asociace skupiny druhů obývajících mírně vlhká stanoviště s nenarušenými lokalitami. U skupin druhů tříděných dle tolerance k zastínění stanoviště byly podobné změny u okrajových kategorií (1–1,5 a 3–4) patrné také. Během druhého vegetačního období diference ve složení ekologických skupin mezi požárem narušenými a nenarušenými biotopy vzrostly.

Rozdílná ekologická valence jednotlivých druhů střevlíkovitých (Hůrka, 1996) i pavouků (Buchar a Růžička, 2002; Kůrka et al., 2015) a různá míra dopadu tvrdosti požáru v rámci disturbovaného prostoru jsou předpokladem pro nárůst druhové bohatosti a diverzity fauny bezobratlých v prvních letech po požáru (Eales et al., 2016; Muona a Rutanen, 1994; Victorsson et al., 2015; Wikars, 2002). V požárem narušené oblasti Bzenecké Doubravy byl tento obecně popisovaný jev zaznamenán také. V rámci tříletého pozorování fauny střevlíkovitých zde byl potvrzen výskyt 90 druhů střevlíků (tab. 2), z čehož se pouze 50 % vyskytovalo v lokalitách požárem nenarušených borových porostů. V požárem narušených borových biotopech bylo za tři roky pozorování zjištěno 71 % celkového spektra střevlíkovitých. Z toho vyplývá, že požár navýšil druhové spektrum střevlíkovitých o 21 % druhů. Arachnocenózy sledovaných TVP vykazovaly na požárem narušených biotopech za dva roky pozorování také vyšší druhovou bohatost. Nicméně rozdíl mezi počtem odchycených a determinovaných druhů mezi požárem narušenými a nenarušenými borovými biotopy byl pouze sedmiprocentní.

Dle zjištěných výsledků ze Bzence je patrný rozdíl ve vývoji druhových diverzit carabidocenóz (obr. 25) a arachnocenóz (obr. 46) ve sledovaných po-požárních letech. Druhová diverzita společenstva střevlíkovitých během tří let pozorování v požárem narušených borových porostech i na holinách rostla. Se vzrůstem diverzity střevlíkovitých po požáru se setkali také Gongalsky et al. (2006). Naproti tomu diverzita arachnocenóz byla vzhledem ke kontrole vyšší pouze v disturbovaných porostech borových kmenovin. Diverzita společenstva pavouků narušených borových tyčkovin se diverzitě zjištěné na kontrolních plochách PO\_10 a PO\_11 pouze blížila. V druhém roce po požáru byly druhové diverzity požárem narušených borových biotopů nižší než v nedisturbovaných borových porostech. To je v souladu s Koponenem (2005), který zaznamenal pouze nepatrný vliv požáru na zvýšení diverzity pavouků.

## 5.2 Dynamika vývoje arachnocenóz a carabidocenóz v závislosti na rozpadu porostů požárem narušených borových tyčkovin

V rámci tříletého šetření byla zjištěna velmi citlivá reakce arachnocenóz a carabidocenóz na změnu mikroklimatických podmínek v požárem narušených borových porostech. Zásadní diverzifikace stanovištních podmínek, na první pohled patrná, proběhla v porostech požárem narušených borových tyčkovin (TVP PO\_02, PO\_03). Časově rozdílný postup rozpadu těchto porostů (viz obr. 11, obr. 12), je důkazem vlivu rozdílné intenzity a tvrdosti požáru, který je v roce 2012 zasáhl. Ve vazbě na rozdílnou dynamiku rozpadu porostů TVP PO\_02 a PO\_03 byla pozorována také rozdílná sukcese struktury a složení společenstev střevlíkovitých a pavouků v rámci jejich ekologických skupin. Borové porosty TVP PO\_02 a PO\_03 se shodnou věkovou i druhovou strukturou byly po požáru ponechány přirozenému sukcesnímu vývoji. Již v prvním vegetačním období po požáru začaly tyto porosty vykazovat rozdílnou sukcesní trajektorii. Zatímco TVP PO\_02 byla v prvním roce po požáru stále živá, na lokalitě PO\_03 již nevykazovalo 90 % jedinců stromového patra žádné známky života. Lokalita PO\_03 se stojící odumřelou krostou porostu byla více prosvětlená než TVP PO\_02. To se projevilo také v odlišném složení carabidocenóz i arachnocenóz mezi TVP PO\_02 a PO\_03. Již v prvním roce po požáru vykazovala společenstva pavouků a střevlíků TVP PO\_03 vzhledem k TVP PO\_02 vyšší diverzitu i druhovou dominanci skupin druhů světlomilných, suchomilných a xerofilních. Naproti tomu na TVP PO\_02 měly carabidocenózy podobnou druhovou dominanci i diverzitu lesních (stínomilných) druhů s kontrolními porosty borových tyčkovin PO\_10 a PO\_11. Arachnocenózy TVP PO\_02 vykazovaly druhovou dominanci lesních druhů dokonce vyšší, než jaká byla zjištěna v porostech PO\_10 a PO\_11. I podmínky TVP PO\_03 v roce 2013 stále vyhovovaly druhům lesních habitatů, druhům částečně zastíněných až stinných stanovišť a druhům mírně vlhkých až vlhkých stanovišť. Ve společenstvu pavouků byly tyto skupiny dokonce druhově i abundantně početnější než druhy světlomilné a suchomilné (viz tab. 4), nicméně jejich podíl zde byl vzhledem k TVP PO\_02 nižší. Nepodobnost společenstev pavouků a střevlíků mezi lokalitami PO\_02 a PO\_03 v prvním roce šetření byla prokázána také shlukovými analýzami (obr. 35, obr. 59). Dá se tedy soudit, že mikroklimatické podmínky TVP PO\_02 nebyly požárem narušeny s takovou mírou intenzity jako tomu bylo na TVP PO\_03. Stabilita odumřelého porostu borové tyčkoviny na TVP PO\_03 byla nízká, což se projevilo náhlým rozpadem porostu během roku 2014 (obr. 12). Na otevření porostního „zápoje“ reagovala společenstva střevlíků i pavouků v druhém vegetačním období signifikantními poklesy celkových druhových diverzit (obr. 25, obr. 46). Poklesly dominance a diverzity druhů obývajících lesní habitaty, druhů stínomilných a vlhkomilných. Jejich úbytek dal prostor k nárůstu druhové bohatosti, dominance a diverzity druhů světlomilných, suchomilných a xerofilních. V porostu borové tyčkoviny TVP PO\_02 nebyly v roce 2014 žádné změny zdravotního stavu dřevin determinovány. Na základě složení společenstev

pavouků a střevlíků lze ale soudit, že k jistým změnám mikroklimatických podmínek tohoto stanoviště začalo docházet. TVP PO\_02 byla totiž více obsazována druhy světlomilnými i suchomilnými, poklesly podíly druhů vlhkomilných. V roce 2015 se porost borové tyčkoviny PO\_02 začal z JV strany rozpadat také. Carabidocenózy, které byly v tomto roce sledovány, reagovaly na rozpad porostního prostředí opětným nárůstem druhové bohatosti, dominance i diverzity druhů světlomilných a suchomilných. Na lokalitě PO\_03 již byla v roce 2015 většina stromů vyvrácená a ležela na zemi. Carabidocenózy zde projevily zpětný nárůst druhové diverzity. Trvale osluněná plocha bez stojícího porostu skýtala v tomto roce vysokou druhovou bohatost světlomilných a k vlhkosti indiferentních druhů.

Z výše popsaného je zřetelné, že pavouci a střevlíci reagovali na změnu mikroklimatických podmínek v porostech požárem narušených borových tyčkovin velmi citlivě. Dokázali dokonce reagovat na postupně se snižující zdravotní stav a stabilitu porostu borové tyčkoviny PO\_02, která byla v jihovýchodní části lokality napadena houbovými patogeny.

Podobně citlivé vazby carabidocenóz a arachnocenóz byly pozorovány také v porostech požárem narušených borových kmenovin.

Struktura a složení společenstev carabidocenóz a arachnocenóz ukázala na celkové po-požární změny mikroklimatických podmínek probíhající v porostech narušených požárem. V Bzenecké Doubravě jsou porosty na extrémní klimatické podmínky zvyklé, proto nemusí být změny mikroklimatu pro lesní porost tak zásadní. Jaký dopad by měl ale požár v porostech, které nejsou extrémním klimatickým podmínkám prostředí navyklé?

## 6 Závěr

Koncem května roku 2012 zasáhl komplex borových porostů v blízkosti města Bzenec velkoplošný požár (165 ha). Na vybraných lokalitách bylo provedeno dvouleté pozorování sukcese arachnocenóz, resp. tříleté pozorování sukcese carabidocenóz v závislosti na měnících se podmínkách stanoviště narušeného požárem.

V rámci tříletého pozorování střevlíkovitých brouků bylo zjištěno 13 499 jedinců z 90 druhů střevlíků. Pouze 50 % druhů střevlíků se vyskytovalo v lokalitách požárem nenarušených borových porostů. Naopak v požárem narušených borových biotopech bylo za tři roky pozorování zjištěno 71 % druhů celkově odchyceného spektra střevlíkovitých. Požár tedy navýšil druhové spektrum střevlíkovitých o 21 % druhů. Vzorek arachnocenózy odebraný během dvou po-požárních let obsahoval 14 149 jedinců náležících k 151 druhům pavouků. Arachnocenózy sledovaných TVP vykazovaly na požárem narušených biotopech za dva roky pozorování také vyšší druhovou bohatost. Nicméně rozdíl mezi počtem odchycených a determinovaných druhů mezi požárem narušenými a nenarušenými borovými biotopy byl pouze sedmiprocentní.

Patrný rozdíl byl zjištěn ve vývoji druhových diverzit carabidocenóz a arachnocenóz ve sledovaných po-požárních letech. Druhová diverzita společenstva střevlíkovitých během tří let pozorování v požárem narušených borových porostech i na holinách rostla. Naproti tomu diverzita arachnocenóz byla vzhledem ke kontrolním lokalitám vyšší pouze v disturbovaných porostech borových kmenovin, a to pouze v prvním vegetačním období po požáru. Ve druhém roce pozorování byl zaznamenán signifikantní pokles druhové diverzity arachnocenóz požárem narušených borových porostů.

V druhovém spektru carabidocenózy Bzenecké Doubravy byl zaznamenán pyrophilní druh *Pterostichus quadrioveolatus*, který se v rámci trvale výzkumných ploch vyskytoval především v požárem narušených lokalitách borových porostů, kde dosahoval signifikantně vyšších abundancí než v porostech požárem nenarušených po celé tři roky pozorování. Všeobecně se za tři sledované vegetační sezóny vyskytovalo v požárem narušených borových porostech průměrně 76 % druhů makropterních střevlíků a 24 % druhů střevlíků neschopných letu (brachypterní a apterní druhy). Naopak v carabidocenózách nenarušených borových porostů bylo zjištěno průměrné zastoupení 60 % druhů makropterních střevlíků a 40 % druhů střevlíkovitých brouků neschopných letu. Nárůst procentního podílu brachypterních druhů během tříletého šetření byl potvrzen pouze na některých požárem disturbovaných lokalitách. Eudominantním druhem arachnocenózy byl pavouk *Pardosa lugubris*, který se v letech 2013 i 2014 stabilně vyskytoval ve vysokých abundancích v požárem nenarušených lokalitách. Již v prvním roce po požáru byl schopen požárem narušené biotopy rekolonizovat. Během dvou let po požáru dosahoval v požárem narušených borových

kmenovinách relativně podobných abundancí jako v kontrolních nedisturbovaných biotopech borových kmenovin. Typickým druhem pro požárem narušené lokality byl také pavouk *Xerolycosa nemoralis*.

Struktura a složení společenstev střevlíkovitých brouků a pavouků byla mezi požárem narušenými a požárem nenarušenými lokalitami po celou dobu sledování odlišná. Carabidocenózy i arachnocenózy požárem nenarušených biotopů vykazovaly stabilní strukturu i složení společenstva. Naproti tomu v požárem narušených porostech reagovali střevlíkovití brouci i pavouci citlivě na změnu jejich mikroklimatických podmínek. Byla prokázána dynamická změna struktury a složení společenstev arachnocenóz a carabidocenóz ve vazbě na rozdílnou trajektorii rozpadu trvale výzkumných ploch borových tyčkovin. V požárem disturbovaných borových porostech docházelo k postupnému nárůstu druhové dominance a diverzity skupin druhů světlomilných a suchomilných. V souvislosti s tím byl zaznamenán pokles dominance a diverzity druhů stínomilných a vlhkomilných, které se v požárem nenarušených lokalitách vyskytovaly stabilně.

## 7 Summary

In 2012, pine stands in the territory of the Moravian Sahara (Bzenec, Czech Republic) were affected by a wildfire across an area of 165 ha (Mařáková, 2012). The submitted study is based on knowledge regarding the state of epigeic fauna in the first growing season after fire (Prágr, 2015) and provides additional information on the successional development of the structure and composition of epigeic fauna in two (Araneae), or three (Coleoptera: Carabidae) growing seasons after the fire.

11 permanent research plots were established in order to evaluate the response of epigeic fauna and habitat changes after the fire. These included areas deforested after the fire, pine stands severely affected by the fire (27 years) left to natural successional development and pine stands (94 years) with ongoing salvage cutting. Qualitatively equal stands untouched by the fire (29 and 78 years) were simultaneously studied. Pitfall traps were used (5 per plots) to determine the state of the epigeic fauna, and these were placed linearly through the center of the stands at 10m intervals. Sampling in the form of a composite sample was conducted in 2013 from April 1<sup>st</sup> to October 29<sup>th</sup> on seven sampling dates, in 2014 from March 8<sup>th</sup> to October 30<sup>th</sup> on eight sampling dates, and in 2015 from February 27<sup>th</sup> to November 1<sup>st</sup> on eight sampling dates. The species of ground beetles and spiders that were caught and determined were sorted into categories according to their ecological tolerance for shade and moisture of habitat. For the possibility of mutual comparison, standard diversity indexes were calculated for the taxonomic groups Carabidae and Araneae, calculated on the basis of the ratio of the number of species (H, 1-D, BP) and the faunistic similarity index ( $R_p$ ). In addition, the data were subjected to statistical evaluation by the programs STATISTICA and CANOCO.

Wildfire is one of the important disturbance factors that affect the ecosystem in a comprehensive and long-term manner (Walker, 2012). An essential natural component of forest ecosystems includes also invertebrates, which are both directly and indirectly affected by the fire (Lyon et al., 1978). Direct effects of the fire, that is, combustion and the high temperature of fire, act on the fauna temporarily. However, as the results of the presented study have demonstrated, the indirect effect of fire influences invertebrate fauna in the long-term. The fire causes a change in soil conditions, the structure and composition of vegetation, moisture and light conditions, as well as food resources (Gongalsky et al., 2006; Prágr, 2015). 13,499 specimens from 90 kinds of ground beetles (Tab. 2) and 14,149 specimens from 151 species of spiders (Tab. 5) were caught and determined as part of the conducted research. The pyrophilous species *Pterostichus quadrioveolatus* described in literature (Süda et al., 2009; Wikars 1997) was recorded in the species spectrum of ground beetle in high abundance in the fire disturbed pine stands throughout the three-year period (Tab. 2). Generally, a lower proportion of

brachypterous and apterous ground beetle species were found on the sites disturbed by fire compared to sites undisturbed by fire (Tab. 1). The structure and composition of ground beetles and spider communities in locations disturbed and undisturbed by fire differed throughout the observation period. Ground beetle and spider communities of biotopes undisturbed by the fire showed a stable structure and community composition, while in pine stands disturbed by the fire, a gradual increase in species dominance and diversity of heliophilous and xerophilous groups took place. A significant decline in the species diversity of spiders in pine stands disturbed by fire was recorded between 2013 and 2014. Ground beetle communities showed the opposite trend. Ground beetle and spider communities in the surveyed area demonstrated a sensitive link to a change in the microclimatic conditions of the studied habitats; on the basis of changes in their composition it was therefore possible to infer changes taking place also in the stands, where the effects of fire were not apparent at first glance.

---

## 8 Seznam použité literatury

- Almquist, S., 2005. Swedisch Araneae, part 1 families Atypidae to Hahnidae (Linyphiidae excluded). *Insect Syst. a Evol. Suppl.* 62, 1–284.
- Anděl, P., 2011. *Ekotoxikologie, bioindikace a biomonitoring*. Evernia, Liberec.
- Bargmann, T., Heegaard, E., Hatteland, A.B., Chipperfield, J.D., Grytnes, J.A., 2016. Species trait selection along a prescribed fire chronosequence. *Insect Conserv. Divers.* 9, 446–455.
- Bess, E.C., Parmenter, R.R., McCoy, S., C., M.M., 2002. Responses of a Riparian Forest-Floor Arthropod Community to Wildfire in the Middle Rio Grande Valley, New Mexico. *Environ. Entomol.* 31, 774–784.
- Bezděčka, P., Hauserová, Š., Jongepier, J., W., Kučera, Z., Paličková, M., 2001. Chráněná území okresu Hodonín. Okresní úřad Hodonín - referát životního prostředí, Hodonín.
- Bezkorovainaya, I.N., Krasnoshchekova, E.N., Ivanova, G.A., 2007. Transformation of Soil Invertebrate Complex after Surface Fires of Different Intensity. *Biol. Bull.* 34, 517–522.
- Blanchet, G.F., Legendre, P., Borcard, D., 2008. Forward selection of explanatory variables. *Ecology* 89, 2623–2632.
- Bradley, A.F., Noste, N. V, Fischer, W.C., 1992. *Fire Ecology of Forests and Woodlands in Utah*. Gen. Tech. Rep. INT-287. Ogden.
- Buček, A., Lacina, J., 1999. *Geobiocenologie II*. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Brno, 250 s.
- Buddle, C.M., Spence, J.R., Langor, D.W., 2000. Succession of boreal forest spider assemblages following wildfire and harvesting. *Ecography (Cop.)*. 23, 424–436.
- Buchar, J., Růžička, V., 2002. *Catalogue of spiders of the Czech Republic*. Peres Publishers, Praha.
- Bull, H., 2011. *Fire Ecology: guide to environmentally sustainable bushfire management in rural Victoria*. Burwood East, Victoria CFA.
- Butenko, K.O., Gongalsky, K.B., Korobushkin, D.I., Ekschmitt, K., Zaitsev, A., S., 2017. Forest fires alter the trophic structure of soil nematode communities. *Soil Biol. Biochem.* 109, 107–117.
- Cobb, T.P., Langor, D.W., Spence, J.R., 2007. Biodiversity and multiple disturbances: boreal forest ground beetle (Coleoptera: Carabidae) responses to wildfire, harvesting, and herbicide. *Can. J. For. Res.* 37, 1310–1323.
- Coleman, T.W., Rieske, L.K., 2006. Arthropod response to prescription burning at the soil-litter interface in oak-pine forests. *For. Ecol. Manage.* 233, 52–60.
- Culek, M. (Ed.), 1996. *Biogeografické členění České republiky*. Enigma, Praha, 347 s.
- Čmelík, P., 1992. Jak dál na Vátých píscích? *Veronica* 6, 7–8.
- Čuchta, P., Miklisová, D., Kováč, L., 2013. The impact of disturbance and ensuing forestry practices on Collembola in monitored stands of windthrown forest in the Tatra National Park (Slovakia). *Environ. Monit. Assess.* 185, 5085–5098.
- Dahlberg, A., Schimmel, J., Taylor, A.F.S., Johannesson, H., 2001. Post-fire legacy of ectomycorrhizal fungal communities in the Swedisch boreal forest in relation to fire severity and logging intensity. *Biol. Conserv.* 100, 151–161.
- Dale, V.H., Joyce, L.A., McNulty, S., Neilson, R.P., 2000. The interplay between climate change, forests, and disturbances. *Sci. Total Environ.* 262, 201–204.



- Digweed, S.C., Currie, C.R., Carcamo, H.A., Spence, J.R., 1995. Digging out the digging-in effect” of pitfall traps: Influences depletion and disturbance on catches of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Pedobiologia (Jena)*. 39, 561–576.
- Eales, J., Haddaway, N., R., Bernes, C., Cooke, S., J., Jonsson, B., G., Kouki, J., Petrofsky, G., 2016. What is the effect of prescribed burning in temperate and boreal forest on biodiversity, beyond tree regeneration, pyrophilous and saproxylic species? A systematic review protocol. *Environ. Evid.* 24, 1–8.
- Evans, W.G., 1971. The attraction of insects to forest fires. *Tall Timbers Conf. Ecol. Anim. Control by Habitat Manag.* 3, 115–127.
- Fischer, W.C., Bradley, A.F., 1987. *Fire Ecology of Western Montana Forest Habitat Types*. General Technical Report INT-223. Ogden.
- Flannigan, M.D., Stocks, B.J., Wotton, B.M., 2000. Climate change and forest fires. *Sci. Total Environ.* 262, 221–229.
- Gongalsky, K.B., 2011. The Spatial Distribution of Large Soil Invertebrates on Burned Areas in Xerophilous Ecosystems of the Black Sea Coast of the Caucasus. *Arid Ecosyst.* 1, 260–266.
- Gongalsky, K.B., Midtgaard, F., Overgaard, H.J., 2006. Effects of prescribed forest burning on carabid beetles (Coleoptera: Carabidae): A case study in south-eastern Norway. *Entomol. Fenn.* 17, 325–333.
- Gongalsky, K.B., Persson, T., 2013. Recovery of soil macrofauna after wildfires in boreal forests. *Soil Biol. Biochem.* 57, 182–191.
- Gongalsky, K.B., Wikars, L.-O., Persson, T., 2003. Dynamics of pyrophilous carabids in a burned pine forest in Central Sweden. *Balt. J. Coleopterol.* 3, 107–111.
- Gongalsky, K.B., Zaitsev, A.S., 2016. The Role of Spatial Heterogeneity of the Environment in Soil Fauna Recovery after Fires. *Dokl. Earth Sci.* 471, 1265–1268.
- Gongalsky, K.B., Zaitsev, A.S., Korobushkin, D.I., Safutdinov, R.A., Yazrikova, T.E., Benediktova, A.I., Gorbunova, A.Y., Gorshkova, I.A., Butenko, K.O., Kosina, N. V., Lapygina, T. V., Kuznetsova, D.M., Rakhleeva, A.A., Shakhab, S. V., 2016. Diversity of the Soil Biota in Burned Areas of Southern Taiga Forests (Tver Oblast). *Eurasian Soil Sci.* 49, 358–366.
- Hammer, Ø., 2015. *PAST. PAleontological STatistics (version 3.11)*. Reference manual. Natural History Museum, University of Oslo, Oslo.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., D, R.P., 2001. *Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis*. *Palaeontol. Electron.* 4, 1–9.
- Hanula, J.L., Wade, D.D., 2003. Influence of long-term dormant-season burning and fire exclusion on ground-dwelling arthropod populations in longleaf pine flatwoods ecosystems. *For. Ecol. Manage.* 175, 163–184.
- Harden, J.W., Neff, J.C., Sandberg, D. V., Turetsky, M.R., Ottmar, R., Gleixner, G., Fries, T.L., Manies, K., L., 2004. Chemistry of burning the forest floor during the FROSTFIRE experimental burn, interior Alaska, 1999. *Global Biogeochem. Cycles* 18, 1–13.
- Harris, D.L., Whitcomb, W.H., 1974. Effects of Fire on Populations of Certain Species of Ground Beetles (Coleoptera: Carabidae). *Florida Entomol.* 57, 97–103.
- Holliday, N.J., 1992. The carabid fauna (Coleoptera: Carabidae) during postfire regeneration of boreal forest: properties and dynamics of species assemblages. *Can. J. Zool.* 70, 440–452.
- Holliday, N.J., 1991. Species Responses of Carabid Beetles (Coleoptera, Carabidae) During Post-Fire Regeneration of Boreal Forest. *Can. Entomol.* 123, 1369–1389.
- Holliday, N.J., 1984. Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) from a burned spruce forest (*Picea* spp.). *Can. Entomol.* 116, 919–922.

- 
- Hood, S.M., Miller, M., 2007. Fire Ecology and Management of the Major Ecosystems of Southern Utah. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-202. Fort Collins.
- Horváth, R., Magura, T., Péter, G., Tóthmérész, B., 2002. Edge effect on weevils and spiders. *Web Ecol.* 3, 43–47.
- Hůrka, K., 1996. Carabidae of the Czech and Slovak Republics. Kabourek, Zlín.
- Jarkovský, J., Littnerová, S., Dušek, L., 2012. Statistické hodnocení biodiverzity. Akademické nakladatelství CERM, Brno.
- Johansson, T., Hjältén, J., Stenbacka, F., Dynesius, M., 2010. Responses of eight boreal flat bug (Heteroptera: Aradidae) species to clear-cutting and forest fire. *J. Insect Conserv.* 14, 3–9.
- Johnstone, J.F., 2006. Response of boreal plant communities to variations in previous fire-free interval. *Int. J. Wildl. Fire* 15, 497–508.
- Johnstone, J.F., Chapin III, F.S., 2006a. Effects of Soil Burn Severity on Post-Fire Tree Tree Recruitment in Boreal Forest. *Ecosystems* 9, 14–31.
- Johnstone, J.F., Chapin III, F.S., 2006b. Fire Interval Effects on Successional Trajectory in Boreal Forests of Northwest Canada. *Ecosystems* 9, 268–277.
- Jongepierová, I., Grulich, V., 1989. Zůstanou Váté písky zachovány? *Veronica* 3, 7–8.
- Jurek, V., 2009. Sukcese dřevin po požáru na lokalitě havraní skála v NP České Švýcarsko. Mendelova univerzita v Brně, Brno.
- Khapugin, A.A., Vargot, E. V., Chugunov, G.G., 2016. Vegetation recovery in fire-damaged forests: a case study at the southern boundary of the taiga zone. *For. Stud.* 64, 39–50.
- Klimatická změna, 2017. Dopady změny klimatu na EU a ČR - Lesnictví [WWW Document]. URL <http://www.klimatickazmena.cz/cs/vse-o-klimaticke-zmene/dopady-zmeny-klimatu-na-eu-a-cr-lesnictvi/> (viděno 4.13.17).
- Koivula, M., Spence, J.R., 2006. Effects of post-fire salvage logging on boreal mixed-wood ground beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae). *For. Ecol. Manage.* 236, 102–112.
- Koponen, S., 2005. Early Succession of a Boreal Spider Community After Forest Fire. *J. Arachnol.* 33, 230–235.
- Koponen, S., 1995. Postfire succession of soil arthropod groups in a subarctic birch forest.
- Kubát, K., Hrouda, L., Chrtek, J., Kaplan, Z., Kirschner, J., Štěpánek, J. (Ed.), 2002. Klíč ke květeně České republiky. Academia, Praha.
- Kula, E., 2014. Ochrana lesa ve středoevropských podmínkách, 1. část - lýkožrout smrkový (*Ips typographus* L.) kalamitní škůdce smrkových ekosystémů střední Evropy. Mendelova univerzita v Brně, Brno.
- Kula, E., Jankovská, Z., 2013. Forest fires and their causes in the Czech Republic (1992–2004). *J. For. Sci.* 59, 41–53.
- Kůrka, A., Řezáč, M., Macek, R., Dolanský, J., 2015. Pavouci České republiky. Academia, Praha.
- Lamotte, M., 1983. Research on the Characteristics of Energy Flows within Natural and Man-Altered Ecosystems, in: Mooney, H.A., Godron, M. (Ed.), *Disturbance and Ecosystems (Ecological Studies; v. 44)*. Springer-Verlag, Berlin, s. 292.
- Larivière, M., Fahrig, L., Drapeau, P., 2005. Effects of a recent wildfire and clearcuts on ground-dwelling boreal forest spider assemblages. *Can. J. For. Res.* 35, 2575–2588.
- Laštůvka, Z., Gaisler, J., Šťastná, P., Pelikán, J., 2004. *Zoologie pro zemědělce a lesníky*, 3. ed. Konvoj, Brno.
-

- Laštůvka, Z., Šťastná, P., 2014. Ekologie. Mendelova univerzita v Brně, Brno.
- Lepš, J., Šmilauer, P., 2003. Multivariate Analysis of Ecological Data Using CANOCO. Cambridge University Press, London.
- Losos, B., Gulička, J., Lellák, J., Pelikán, J., 1984. Ekologie živočichů. Státní pedagogické nakladatelství, Praha.
- Lyon, J.L., Crawford, S.H., Czuhai, E., Fredriksen, L.R., Harlow, F.R., Metz, J.L., Pearson, A.H., 1978. Effects of fire on fauna: A State-of-Knowledge Review. Denver.
- Lyubchanskii, I.I., 2012. Spider community structure in the natural and disturbed habitats of the West Siberian northern taiga: comparison with Carabidae community. Russ. Entomol. J. 21, 1–9.
- Mackovčín, P., Sedláček, M. (Ed.), 2007. Brněnsko, in: Chráněná území ČR, svazek IX. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 932 s.
- Magura, T., 2002. Carabids and forest edge: Spatial pattern and edge effect. For. Ecol. Manage. 157, 23–37.
- Magurran, A.E., 2004. Measuring Biological Diversity. Blackwell Science, Oxford.
- Magurran, A.E., McGill, J.B., 2011. Biological Diversity. Frontiers in Measurement and Assessment. Oxford University Press, Oxford.
- Malmström, A., 2012. Life-history traits predict recovery patterns in Collembola species after fire: A 10 year study year study. Appl. Soil Ecol. 56, 35–42.
- Malmström, A., 2010. The importance of measuring fire severity-Evidence from microarthropod studies. For. Ecol. Manage. 260, 62–70.
- Malmström, A., 2008. Temperature tolerance in soil microarthropods: Simulation of forest-fire heating in the laboratory. Pedobiologia (Jena). 51, 419–426.
- Malmström, A., 2006. Effects of Wildfire and Prescribed Burning on Soil Fauna in Boreal Coniferous Forests. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Malmström, A., Persson, T., Ahlström, K., 2008. Effects of fire intensity on survival and recovery of soil microarthropods after a clearcut burning. Can. J. For. Res. 38, 2465–2475.
- Malmström, A., Persson, T., Ahlström, K., Gongalsky, K., B., Bengtsson, J., 2009. Dynamics of soil meso- and macrofauna during a 5-year period after clear-cut burning in a boreal forest. Appl. Soil Ecol. 43, 61–74.
- Mařáková, M., 2012. Jak se vypořádáme s následky velkého požáru lesa na lokalitě Moravská Sahara u Bzence. Lesu zdar 12, 10–11.
- Mooney, H.M., Godron, M. (Ed.), 1983. Disturbance and Ecosystems (Ecological studies; v. 44). Springer-Verlag, Berlin.
- Mordkovich, V.G., Berezina, O.G., Lyubchanskii, I.I., Andrievskii, V.S., Marchenko, I.I., 2008. Soil Arthropoda of Post-Fire Successions in Northern Taiga of West Siberia. Contemp. Probl. Ecol. 1, 96–103.
- Moretti, M., Conedera, M., Duelli, P., Edwards, P., J., 2002. The effects of wildfire on ground-active spiders in deciduous forests on the Swiss southern slope of the Alps. J. Appl. Ecol. 39, 321–336.
- Moretti, M., Obrist, M.K., Duelli, P., 2004. Arthropod biodiversity after forest fires: winners and losers in the winter fire regime of the southern Alps. Ecography (Cop.). 27, 173–186.
- Muona, J., Rutanen, I., 1994. The short-term impact of fire on beetle fauna in boreal coniferous forest. Ann. Zool. Fenn. 31, 109–121.

- Nentwig, W., Blick, T., Gloor, D., Hänggi, A., Kropf, C., 2015. Spiders of Europe. University of Bern, Bern, Switzerland [WWW Document]. URL <http://www.araneae.unibe.ch/> (viděno 3.5.17).
- Pearce, J.L., Venier, L.A., 2006. The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management: A review. *Ecol. Indic.* 6, 780–793.
- Penttilä, R., Junninen, K., Punttila, P., Siitonen, J., 2013. Effects of forest restoration by fire on polypores depend strongly on time since disturbance – A case study from Finland based on a 23-year monitoring period. *For. Ecol. Manage.* 310, 508–516.
- Perera, A.H., Buse, L.J., 2012. Emulating Natural Disturbance in Forest Management, in: Perera, A.H., J., B.L., Weber, M.G. (Ed.), *Emulating Natural Forest Landscape Disturbances*. Columbia University Press, New York.
- Pickett, S.T.A., White, P.S., 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, Orlando, FL.
- Prágr, J., 2015. Epigeická fauna v požářišti revíru Bzenec (LS Strážnice). *Bakalářská práce* 102.
- Prágr, J., Kula, E., 2016. Epigeická fauna v požářišti revíru Bzenec (LS Strážnice), in: Bryja, J., Sedláček, F., Fuchs, R. (Ed.), *Zoologické dny České Budějovice 2016. Sborník abstraktů z konference 11.-12. února 2016. Ústav biologie obratlovců AV ČR, v.v.i., České Budějovice*, s. 178–179.
- Prach, K., Štech, M., Říha, P., 2009. *Ekologie a rozšíření biomů*. Nakladatelství Scientia, Praha.
- Pruner, L., Míka, P., 1996. Seznam obcí a jejich částí v České republice s čísly mapových polí pro síťové mapování fauny. *Klapalekiana* 32, 1–175.
- Radea, C., Kazanis, D., Arianoutsou, M., 2010. Effects of fire history upon soil macroarthropod communities in *Pinus halepensis* stands Attica, Greece. *Isr. J. Ecol. Evol.* 56, 165–179.
- Rainio, J., Niemelä, J., 2003. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodivers. Conserv.* 12, 487–506.
- Roberts, M., 1995. *Spiders of Britain and Northern Europe*. Harper Collins Publishers, London.
- Roosileht, U., Voolma, K., Õunap, H., 2004. Faunistilisi andmeid mardikalistest (Coleoptera) Vihterpalu põlendikul. *For. Stud.* 32–40.
- Ryan, K.C., 2002. Dynamic Interactions between Forest Structure and Fire Behavior in Boreal Ecosystems. *Silva Fenn.* 36, 13–39.
- Saint-Germain, M., Drapeau, P., Hébert, C., 2004. Comparison of Coleoptera assemblages from a recently burned and unburned black spruce forests of northeastern North America. *Biol. Conserv.* 118, 583–592.
- Schaefer, M., 1980. Effects of an extensive fire on the fauna of spiders and harvestmen (Araneida and Opilionida) in pine forests, in: *Verhandlungen des 8. Internationalen Arachnologenkongresses Wien 1980*. Wien, s. 103–108.
- Schmitz, A., Gebhardt, M., Schmitz, H., 2008. Microfluidic photomechanic infrared receptors in a pyrophilous flat bug. *Naturwissenschaften* 95, 455–460.
- Schmitz, H., Bleckmann, H., Mürtz, M., 1997. Infrared detection in a beetle. *Nature* 386, 773–774.
- Schütz, S., Weissbecker, B., Hummel, H.E., Apel, K.-H., Schmitz, H., Bleckmann, H., 1999. Insect antenna as a smoke detector. *Nature* 398, 298–299.
- Sileshi, G., Mafongoya, P.L., 2006. The Short-term Impact of Forest Fire on Soil Invertebrates in the Miombo. *Biodivers. Conserv.* 15, 3153–3160.

- Simberloff, D., 1972. Properties of Rarefaction Diversity Measurement. *Am. Nat.* 106, 414–424.
- Stanovský, J., Pulpán, J., 2006. Střevlíkovití brouci Slezka (severovýchodní Moravy). Muzeum Beskyd Frýdek-Místek, Frýdek-Místek.
- StatSoft, Inc., 2013. *Electronic Statistics Textbook*, Tulsa, OK: Statsoft.
- Süda, I., Voolma, K., Ounap, H., 2009. Short-term monitoring of fire-adapted Coleoptera in burnt pine forest of northern Estonia. *Acta Biol. Univ. Daugavp.* 9, 43–48.
- Suffling, R., Perera, A.H., 2012. Characterizing Natural Forest Disturbance Regimes (Concepts and Approaches, in: Perera, A.H., Buse, Lisa, J., Weber, M.G. (Ed.), *Emulating Natural Forest Landscape Disturbances*. Columbia University Press, New York.
- Suominen, M., Junninen, K., Heikkala, O., Kouki, J., 2015. Combined effects of retention forestry and prescribed burning on polypore fungi. *J. Appl. Ecol.* 52, 1001–1008.
- Szyszkowski, J., 2001. The impact of forest fire on carabids (Carabidae, Col.) on the example of a post-fire site in Potrzebowice. The relationship between the developmental stage and extent of destruction. *Sylwan* 145, 29–45.
- Šomšák, L., Dlapa, P., Kollár, J., Kubiček, F., Šimonovič, V., Janitor, A., Kanka, R., Šimkovic, I., 2009. Fire impact on the secondary pine forest and soil in the Borská nížina lowland (SW Slovakia). *Ekológia (Bratislava)* 28, 52–65.
- Švehlík, R., 2002. Větrná eroze na jihovýchodní Moravě v obrazech: supplementum 8. Přírodovědný klub v Uherském Hradišti, Uherské Hradiště.
- Tajovský, K., 2002. Soil macrofauna (Diplopoda, Chilopoda, Oniscidea) in a pine forest disturbed by wildfire, *Studies on Soil Fauna in Central Europe*. České Budějovice.
- ter Braak, C.J.F., Šmilauer, P., 2002. *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. Microcomputer Power, Ithaca NY.
- Toivanen, T., Heikkilä, T., Koivula, M.J., 2014. Emulating natural disturbances in boreal Norway spruce forests: Effects on ground beetles (Coleoptera, Carabidae). *For. Ecol. Manage.* 314, 64–74.
- Tomášek, L., 2004. Organizace prevence proti vzniku požárů u podniku Lesy České republiky, s. p., in: Šišák, L., Stehlík, F. (Ed.), *Lesní požáry: sborník referátů ze semináře s mezinárodní účastí: Praha 18. února 2004*. Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a environmentální, Praha, s. 1–13.
- Trochta, J., Král, K., Šamonil, P., 2012. Effects of wildfire on a pine stand in the Bohemian Switzerland National Park. *J. For. Sci.* 58, 299–307.
- ÚHÚL, 2017. Katalog mapových informací: Oblastní plány rozvoje lesů [WWW Document]. URL <http://www.uhul.cz/mapy-a-data/katalog-mapovych-informaci> (viděno 3.1.17).
- Vachek, M., Ambrozek, L., Kučera, Z., Paličková, M., Jongepierová, I., Čmelík, P., 1997. Příroda okresu Hodonín. Okresní úřad Hodonín - referát životního prostředí, Hodonín, 63 s.
- Victorsson, J., Wikars, L.-O., As, S., 2015. The positive effects of prescribed burning of clear-cuts on saproxylic beetle diversity are short-lived and depend on forest-fire continuity., in: Stack, C. (Ed.), *Beetles: Biodiversity, Ecology and Role in the Environment*. Nova Science Pub Inc, s. 1–26.
- Walker, L.R., 2012. *The Biology of Disturbed Habitats*. Oxford University Press, New York.

- Walker, X.J., Frey, M.D., Conway, A.J., Jean, M., Johnstone, J.F., 2017. Impacts of fire on non-native plant recruitment in black spruce forests of interior Alaska. *PLoS One* 12, 1–10.
- Wikars, L.-O., 2002. Dependence on fire in wood-living insects: An experiment with burned and unburned spruce and birch logs. *J. Insect Conserv.* 6, 1–12. doi:10.1023/A
- Wikars, L.-O., 1997. *Effects of Forest Fire and the Ecology of Fire-Adapted Insects.* Uppsala University.
- Wikars, L.-O., 1992. Forest fires and insects. *Entomol. Tidskr.* 113, 1–11.
- Wikars, L.-O., Schimmel, J., 2001. Immediate effects of fire-severity on soil invertebrates in cut and uncut pine forests. *For. Ecol. Manage.* 141, 189–200.
- York, A., 1999. Long-term effects of frequent low-intensity burning on the abundance of litter-dwelling invertebrates in coastal blackbutt forests of southeastern Australia. *J. Insect Conserv.* 3, 191–199.
- Zaitsev, A.S., Gongalsky, K.B., Persson, T., Bengtsson, J., 2014. Connectivity of litter islands remaining after a fire and unburnt forest determines the recovery of soil fauna. *Appl. Soil Ecol.* 83, 101–108.
- Zouhar, V. (Ed.), 2007. *Oblastní typologický elaborát. Přírodní lesní oblast 35 - Jihomoravské úvaly. Charakteristiky lesních typů.* ÚHÚL Brandýs nad Labem, Brno.

## 9 Přílohy

### 9.1 Tabulky

Část tabulkových příloh je pro přehlednost v tištěné formě oddělena žlutým listem papíru.

Tab. 1: Hodnoty celkové abundance a celkové druhové bohatosti čeledi Carabidae na TVP v rámci let 2013, 2014 a 2015. Dále jsou uvedeny hodnoty abundance, druhové bohatosti a dominance skupin druhů čeledi Carabidae tříděných dle tolerance k zastínění a vlhkosti stanoviště. Do vypočtených hodnot nebyly zahrnuty abundance a počty druhů odebraných v období 1. 3. 2014–2. 4. 2014 a v období 27. 2. 2015–2. 4. 2015 (tyto druhy jsou označeny v tab. 2). Část I (II).

Tab. 2: Carabidae – přehled druhů a jejich abundancí zachycených do zemních pastí na požářišti Bzenec v letech 2013, 2014 a 2015 (\* druh byl zachycen v období mezi 1. 3. 2014 a 2. 4. 2014; \*\* druh byl zachycen v období mezi 27. 2. 2015 a 2. 4. 2015). Část I (III).

Tab. 3: Výsledky permutačního testu vyjadřující signifikantní (\*;  $p < 0,05$ ) nebo nesignifikantní (ns;  $p > 0,05$ ) rozdíl mezi vypočteným indexem diverzity (H = Shannon, 1-D = Simpson, BP = Bereger-Parker) v rámci jednotlivých let šetření (2013, 2014, 2015). Porovnávány byly všechny roky šetření navzájem, tzn. 2013 x 2014; 2013 x 2015; 2014 x 2015. Výpočty signifikance byly aplikovány na celé společenstvo střevlíkovitých a na ekologické skupiny druhů čeledi Carabidae dle tolerance k zastínění (L – stínomilné druhy; I – druhy indiferentní; O – druhy světlomilné) a vlhkosti (I – druhy indiferentní; S – druhy suchomilné).

Tab. 4: Hodnoty celkové abundance a celkové druhové bohatosti řádu Araneae na TVP v rámci let 2013 a 2014. Dále jsou uvedeny hodnoty abundance, druhové bohatosti a dominance skupin druhů řádu Araneae tříděných dle habitatové preference, tolerance k zastínění a vlhkosti stanoviště. Do vypočtených hodnot nebyly zahrnuty abundance a počty druhů odebraných v období 1. 3. 2014–2. 4. 2014 (tyto druhy jsou označeny v tab. 5). Druhům *Gnaphosa modestior* a *Megaleptyphantus nebulosus* nebyly přiřazeny ekologické hodnoty, proto nebyly do výpočtů zahrnuty. Část I (II).

Tab. 5: Araneae – přehled druhů a jejich abundancí zachycených do ZP na požářišti Bzenec v letech 2013 a 2014 (\* druh byl zachycen v období mezi 1. 3. 2014 a 2. 4. 2014). Část I (V).

Tab. 6: Výsledky permutačního testu vyjadřující signifikantní (\*;  $p < 0,05$ ) nebo nesignifikantní (ns;  $p > 0,05$ ) rozdíl mezi vypočteným indexem diverzity (H = Shannon, 1-D = Simpson, BP = Bereger-Parker) v rámci let šetření (2013, 2014). Výpočty signifikance byly aplikovány na celé společenstvo pavouků (Araneae) a na jednotlivé ekologické skupiny druhů dle preference k habitatu (L – lesní, I – indiferentní, O – otevřený), dle tolerance k zastínění stanoviště (1–1,5: druhy otevřených stanovišť s nízkou bylinnou vegetací; 2–2,5: druhy otevřených stanovišť s vysokou bylinnou vegetací; 3–4: druhy částečně zastíněných až stinných stanovišť) a dle vlhkosti stanoviště (1–1,5: druhy velmi suchých stanovišť; 2–2,5: druhy suchých stanovišť; 3–3,5: druhy mírně vlhkých stanovišť).

Tab. 7: GLM (generalizovaný lineární model) pro změny v početnosti (abundanci) střevlíkovitých dle tolerance k zastínění a vlhkosti stanoviště mezi lety 2013–2015

## 9.2 Obrázky a grafy

- Část obrázkových příloh je pro přehlednost v tištěné formě oddělena žlutým listem papíru.
- Obr. 1: Ilustrace konceptu reakce lesního ekosystému na disturbance (překresleno a upraveno dle Perera a Buse, 2012). Stavy ekosystému zachycené ve schématu: a) predisturbanční stav; b) stav bezprostředně po disturbance (disturbance nepřesáhla resilienci ekosystému); c) stav po obnově ekosystému; d) stav bezprostředně po disturbance (disturbance přesáhla resilienci ekosystému; e) a f) alternativní stavy ekosystému po disturbance (disturbance přesáhla resilienci ekosystému)
- Obr. 2: Možný průběh rekolonizace požárem narušené plochy půdními bezobratlými (překresleno a upraveno dle prací: Gongalsky a Zaitsev, 2016; Zaitsev et al., 2014). a) perfrugium; b) koridor s nenarušenými nebo méně narušenými svrchně-půdními horizonty.
- Obr. 3: Lokalizace oblasti výzkumu (a) a vyobrazení vedených transektů na TVP PO\_01-PO\_11 (b-d). Snímky území z let 2006 (b), 2012 (c) a 2016(d).
- Obr. 4: Borová kmenovina napadená pozemním požárem s nižším stupněm poškození. (2. 5. 2014)
- Obr. 5: Borová tyčkovina napadená pozemním i korunovým typem požáru, která byla následně odtěžena. (13. 6. 2012; Emanuel Kula)
- Obr. 6: Odlesněná oblast Vátých písků po požáru v roce 2012 (12. 4. 2013)
- Obr. 7: TVP PO\_01 (1. 7. 2015)
- Obr. 8: TVP PO\_04 (27. 2. 2015)
- Obr. 9: TVP PO\_02 (5. 10. 2014)
- Obr. 10: TVP PO\_03 (31. 10. 2014)
- Obr. 11: Typy destrukce porostu použité při vymapování porostních změn na TVP PO\_02 a PO\_03 (viz obr. 12).
- Obr. 12: Postup rozpadu TVP PO\_02 a PO\_03 dle stanovených typů destrukce (obr. 11). U každého snímku je uveden měsíc a rok, kdy byl záznam proveden.
- Obr. 13: TVP PO\_06 (2. 5. 2014)
- Obr. 14: TVP PO\_07 (2. 5. 2014)
- Obr. 15: TVP PO\_10 (2. 5. 2014)
- Obr. 16: TVP PO\_08 (2. 5. 2014)
- Obr. 17: TVP PO\_05 po žíru chrousta maďalového (11. 5. 2015)
- Obr. 18: Klimatická stanice MeteoUni instalovaná v borové kmenovině (2. 5. 2014).
- Obr. 19: Průměrná teplota vzduchu ve dvou metrech nad zemí měřená v období průběhu sběru epigeické arachnoentomofauny v roce 2014. Měření probíhalo ve třech hlavních typech biotopů, které byly do výzkumu zahrnuty: holina, borová tyčovina, borová kmenovina.
- Obr. 20: Průměrná teplota půdy v hloubce 15 cm měřená v období průběhu sběru epigeické arachnoentomofauny v roce 2014. Měření probíhalo ve třech hlavních typech biotopů, které byly do výzkumu zahrnuty: holina, borová tyčovina, borová kmenovina.
- Obr. 21: Průměrná teplota vzduchu ve dvou metrech nad zemí měřená v období průběhu sběru epigeické arachnoentomofauny v roce 2015. Měření probíhalo ve třech hlavních typech biotopů, které byly do výzkumu zahrnuty: holina, borová tyčovina, borová kmenovina.



- Obr. 22: Průměrná teplota půdy v hloubce 15 cm měřená v období průběhu sběru epigeické arachnoentomofauny v roce 2015. Měření probíhalo ve třech hlavních typech biotopů, které byly do výzkumu zahrnuty: holina, borová tyčovina, borová kmenovina.
- Obr. 23: Ukázka instalované ZP s typem plechové stříšky, kterými se ZP přikrývaly. (27. 2. 2015)
- Obr. 24: Třídění ZP v laboratoři (8. 11. 2013)
- Obr. 25: Charakteristiky společenstva čeledi střevlíkovitých (Carabidae) TVP z let 2013 (a, d, g), 2014 (b, e, h) a 2015 (c, f, ch) dle indexů diverzity: Simpsonův index (a–c), Shannonův index (d–f), Berger-Parkerův index (g–ch). Signifikantní ( $p < 0,05$ ) nebo nesignifikantní ( $p > 0,05$ ) rozdíl mezi indexy diverzity na TVP v prvním, druhém a třetím roce šetření udává tab. 3. Linie ukazují 95% interval spolehlivosti.
- Obr. 26: Charakteristiky skupiny stínomilných druhů společenstva čeledi střevlíkovitých (Carabidae) TVP z let 2013 (a, d, g), 2014 (b, e, h) a 2015 (c, f, ch) dle indexů diverzity: Simpsonův index (a–c), Shannonův index (d–f), Berger-Parkerův index (g–ch). Signifikantní ( $p < 0,05$ ) nebo nesignifikantní ( $p > 0,05$ ) rozdíl mezi indexy diverzity na TVP v prvním, druhém a třetím roce šetření udává tab. 3. Linie ukazují 95% interval spolehlivosti.
- Obr. 27: Charakteristiky skupiny k zastínění stanoviště indiferentních druhů společenstva čeledi střevlíkovitých (Carabidae) TVP z let 2013 (a, d, g), 2014 (b, e, h) a 2015 (c, f, ch) dle indexů diverzity: Simpsonův index (a–c), Shannonův index (d–f), Berger-Parkerův index (g–ch). Signifikantní ( $p < 0,05$ ) nebo nesignifikantní ( $p > 0,05$ ) rozdíl mezi indexy diverzity na TVP v prvním a druhém roce šetření udává tab. 3. Linie ukazují 95% interval spolehlivosti.
- Obr. 28: Charakteristiky skupiny světlomilných druhů společenstva čeledi střevlíkovitých (Carabidae) TVP z let 2013 (a, d, g), 2014 (b, e, h) a 2015 (c, f, ch) dle indexů diverzity: Simpsonův index (a–c), Shannonův index (d–f), Berger-Parkerův index (g–ch). Signifikantní ( $p < 0,05$ ) nebo nesignifikantní ( $p > 0,05$ ) rozdíl mezi indexy diverzity na TVP v prvním a druhém roce šetření udává tab. 3. Linie ukazují 95% interval spolehlivosti.
- Obr. 29: Charakteristiky skupiny druhů k vlhkosti stanoviště indiferentních společenstva čeledi střevlíkovitých (Carabidae) TVP z let 2013 (a, d, g), 2014 (b, e, h) a 2015 (c, f, ch) dle indexů diverzity: Simpsonův index (a–c), Shannonův index (d–f), Berger-Parkerův index (g–ch). Signifikantní ( $p < 0,05$ ) nebo nesignifikantní ( $p > 0,05$ ) rozdíl mezi indexy diverzity na TVP v prvním a druhém roce šetření udává tab. 3. Linie ukazují 95% interval spolehlivosti.
- Obr. 30: Charakteristiky skupiny druhů k suchomilných společenstva čeledi střevlíkovitých (Carabidae) TVP z let 2013 (a, d, g), 2014 (b, e, h) a 2015 (c, f, ch) dle indexů diverzity: Simpsonův index (a–c), Shannonův index (d–f), Berger-Parkerův index (g–ch). Signifikantní ( $p < 0,05$ ) nebo nesignifikantní ( $p > 0,05$ ) rozdíl mezi indexy diverzity na TVP v prvním a druhém roce šetření udává tab. 3. Linie ukazují 95% interval spolehlivosti.
- Obr. 31: Rarefrakční křivky počtu druhů čeledi střevlíkovitých (Carabidae) na TVP v roce 2013
- Obr. 32: Rarefrakční křivky počtu druhů čeledi střevlíkovitých (Carabidae) na TVP v roce 2014
- Obr. 33: Rarefrakční křivky počtu druhů čeledi střevlíkovitých (Carabidae) na TVP v roce 2015
- Obr. 34: Hodnoty Renkonenova indexu faunistické podobnosti vypočtené pro společenstva čeledi střevlíkovitých (Carabidae) zjištěných v roce 2013 na požářišti Bzenec ve vazbě na jednotlivé TVP.
- Obr. 35: Výsledky shlukové analýzy (pravidlo slučování Wardova metoda, Euklidovská míra vzdálenosti) aplikované na vypočtené Renkonenovy indexy podobnosti pro společenstva čeledi střevlíkovitých (Carabidae) z roku 2013 dle TVP.

- Obr. 36: Hodnoty Renkonenova indexu faunistické podobnosti vypočtené pro společenstva čeledi střevlíkovitých (Carabidae) zjištěných v roce 2014 na požářišti Bzenec ve vazbě na TVP.
- Obr. 37: Výsledky shlukové analýzy (pravidlo slučování Wardova metoda, Euklidovská míra vzdálenosti) aplikované na vypočtené Renkonenovy indexy podobnosti pro společenstva čeledi střevlíkovitých (Carabidae) z roku 2014 dle TVP.
- Obr. 38: Hodnoty Renkonenova indexu faunistické podobnosti vypočtené pro společenstva čeledi střevlíkovitých (Carabidae) zjištěných v roce 2015 na požářišti Bzenec ve vazbě na TVP.
- Obr. 39: Výsledky shlukové analýzy (pravidlo slučování Wardova metoda, Euklidovská míra vzdálenosti) aplikované na vypočtené Renkonenovy indexy podobnosti pro společenstva čeledi střevlíkovitých (Carabidae) z roku 2015 dle TVP.
- Obr. 40: Ordinační diagram CCA analýzy znázorňující vztah mezi TVP v roce 2013 a skupinami druhů čeledi střevlíkovitých (Carabidae) tříděných dle preference k vlhkosti stanoviště (tmavě modrá - hygrofilní/mokřadní druh, světle modrá - vlhkomilný druh, zelená - indiferentní druh, světle žlutá - suchomilný druh, oranžová - xerofilní druh).
- Obr. 41: Ordinační diagram CCA analýzy znázorňující vztah mezi TVP v roce 2014 a skupinami druhů čeledi střevlíkovitých (Carabidae) tříděných dle preference k vlhkosti stanoviště (tmavě modrá - hygrofilní/mokřadní druh, světle modrá - vlhkomilný druh, zelená - indiferentní druh, světle žlutá - suchomilný druh, oranžová - xerofilní druh).
- Obr. 42: Ordinační diagram CCA analýzy znázorňující vztah mezi TVP v roce 2015 a skupinami druhů čeledi střevlíkovitých (Carabidae) tříděných dle preference k vlhkosti stanoviště (tmavě modrá - hygrofilní/mokřadní druh, světle modrá - vlhkomilný druh, zelená - indiferentní druh, světle žlutá - suchomilný druh, oranžová - xerofilní druh).
- Obr. 43: Ordinační diagram CCA analýzy znázorňující vztah mezi TVP v roce 2013 a skupinami druhů čeledi střevlíkovitých (Carabidae) tříděných dle preference k zastínění stanoviště (šedá - světlomilný druh, červená - indiferentní druh, zelená - stínomilný druh)
- Obr. 44: Ordinační diagram CCA analýzy znázorňující vztah mezi TVP v roce 2014 a skupinami druhů čeledi střevlíkovitých (Carabidae) tříděných dle preference k zastínění stanoviště (šedá - světlomilný druh, červená - indiferentní druh, zelená - stínomilný druh)
- Obr. 45: Ordinační diagram CCA analýzy znázorňující vztah mezi TVP v roce 2015 a skupinami druhů čeledi střevlíkovitých (Carabidae) tříděných dle preference k zastínění stanoviště (šedá - světlomilný druh, červená - indiferentní druh, zelená - stínomilný druh)
- Obr. 46: Porovnání indexů diverzity (1-D = Simpson - a, b; H = Shannon - c, d; BP = Berger-Parker - e, f) vypočtených pro společenstva řádu pavouků (Araneae), která se na TVP vyskytovala v letech 2013 (a, c, e) a 2014 (b, d, f). Signifikantní ( $p < 0,05$ ) nebo nesignifikantní ( $p > 0,05$ ) rozdíl mezi indexy diverzity na TVP v prvním a druhém roce šetření udává tab. 6. Linie ukazují 95% interval spolehlivosti.
- Obr. 47: Porovnání indexů diverzity (1-D = Simpson - a, b; H = Shannon - c, d; BP = Berger-Parker - e, f) vypočtených pro společenstva řádu pavouků (Araneae) druhů preferujících lesní habitaty, která se na TVP vyskytovala v letech 2013 (a, c, e) a 2014 (b, d, f). Signifikantní ( $p < 0,05$ ) nebo nesignifikantní ( $p > 0,05$ ) rozdíl mezi indexy diverzity na TVP v prvním a druhém roce šetření udává tab. 6. Linie ukazují 95% interval spolehlivosti.
- Obr. 48: Porovnání indexů diverzity (1-D = Simpson - a, b; H = Shannon - c, d; BP = Berger-Parker - e, f) vypočtených pro společenstva řádu pavouků (Araneae) druhů preferujících otevřené habitaty, která se na TVP vyskytovala v letech 2013 (a, c, e) a 2014 (b, d, f).

---

Signifikantní ( $p < 0,05$ ) nebo nesignifikantní ( $p > 0,05$ ) rozdíl mezi indexy diverzity na TVP v prvním a druhém roce šetření udává tab. 6. Linie ukazují 95% interval spolehlivosti.

Obr. 49: Porovnání indexů diverzity (1-D = Simpson – a, b; H = Shannon – c, d; BP = Berger-Parker – e, f) vypočtených pro společenstva řádu pavouků (Araneae) druhů k habitatu indiferentních, která se na TVP vyskytovala v letech 2013 (a, c, e) a 2014 (b, d, f). Signifikantní ( $p < 0,05$ ) nebo nesignifikantní ( $p > 0,05$ ) rozdíl mezi indexy diverzity na TVP v prvním a druhém roce šetření udává tab. 6. Linie ukazují 95% interval spolehlivosti.

Obr. 50: Porovnání indexů diverzity (1-D = Simpson – a, b; H = Shannon – c, d; BP = Berger-Parker – e, f) vypočtených pro společenstva řádu pavouků (Araneae) skupiny druhů dle preference k vlhkosti stanoviště (stupeň 1+1,5), která se na TVP vyskytovala v letech 2013 (a, c, e) a 2014 (b, d, f). Signifikantní ( $p < 0,05$ ) nebo nesignifikantní ( $p > 0,05$ ) rozdíl mezi indexy diverzity na TVP v prvním a druhém roce šetření udává tab. 6. Linie ukazují 95% interval spolehlivosti.

Obr. 51: Porovnání indexů diverzity (1-D = Simpson – a, b; H = Shannon – c, d; BP = Berger-Parker – e, f) vypočtených pro společenstva řádu pavouků (Araneae) skupiny druhů dle preference k vlhkosti stanoviště (stupeň 2+2,5), která se na TVP vyskytovala v letech 2013 (a, c, e) a 2014 (b, d, f). Signifikantní ( $p < 0,05$ ) nebo nesignifikantní ( $p > 0,05$ ) rozdíl mezi indexy diverzity na TVP v prvním a druhém roce šetření udává tab. 6. Linie ukazují 95% interval spolehlivosti.

Obr. 52: Porovnání indexů diverzity (1-D = Simpson – a, b; H = Shannon – c, d; BP = Berger-Parker – e, f) vypočtených pro společenstva řádu pavouků (Araneae) skupiny druhů dle preference k vlhkosti stanoviště (stupeň 3+3,5), která se na TVP vyskytovala v letech 2013 (a, c, e) a 2014 (b, d, f). Signifikantní ( $p < 0,05$ ) nebo nesignifikantní ( $p > 0,05$ ) rozdíl mezi indexy diverzity na TVP v prvním a druhém roce šetření udává tab. 6. Linie ukazují 95% interval spolehlivosti.

Obr. 53: Porovnání indexů diverzity (1-D = Simpson – a, b; H = Shannon – c, d; BP = Berger-Parker – e, f) vypočtených pro společenstva řádu pavouků (Araneae) skupiny druhů dle preference k zastínění stanoviště (stupeň 1+1,5), která se na TVP vyskytovala v letech 2013 (a, c, e) a 2014 (b, d, f). Signifikantní ( $p < 0,05$ ) nebo nesignifikantní ( $p > 0,05$ ) rozdíl mezi indexy diverzity na TVP v prvním a druhém roce šetření udává tab. 6. Linie ukazují 95% interval spolehlivosti.

Obr. 54: Porovnání indexů diverzity (1-D = Simpson – a, b; H = Shannon – c, d; BP = Berger-Parker – e, f) vypočtených pro společenstva řádu pavouků (Araneae) skupiny druhů dle preference k zastínění stanoviště (stupeň 2+2,5), která se na TVP vyskytovala v letech 2013 (a, c, e) a 2014 (b, d, f). Signifikantní ( $p < 0,05$ ) nebo nesignifikantní ( $p > 0,05$ ) rozdíl mezi indexy diverzity na TVP v prvním a druhém roce šetření udává tab. 6. Linie ukazují 95% interval spolehlivosti.

Obr. 55: Porovnání indexů diverzity (1-D = Simpson – a, b; H = Shannon – c, d; BP = Berger-Parker – e, f) vypočtených pro společenstva řádu pavouků (Araneae) skupiny druhů dle preference k zastínění stanoviště (stupeň 3–4), která se na TVP vyskytovala v letech 2013 (a, c, e) a 2014 (b, d, f). Signifikantní ( $p < 0,05$ ) nebo nesignifikantní ( $p > 0,05$ ) rozdíl mezi indexy diverzity na TVP v prvním a druhém roce šetření udává tab. 6. Linie ukazují 95% interval spolehlivosti.

Obr. 56: Rarefrakční křivky počtu druhů řádu pavouků (Araneae) na TVP v roce 2013

- Obr. 57: Rarefrakční křivky počtu druhů řádu pavouků (Araneae) na TVP v roce 2014
- Obr. 58: Hodnoty Renkonenova indexu faunistické podobnosti vypočtené pro společenstva řádu pavouků (Araneae) zjištěných v roce 2013 na požářišti Bzenec ve vazbě na TVP.
- Obr. 59: Výsledky shlukové analýzy (pravidlo slučování Wardova metoda, Euklidovská míra vzdálenosti) aplikované na vypočtené Renkonenovy indexy podobnosti pro společenstva řádu pavouků (Araneae) z roku 2013 dle TVP.
- Obr. 60: Hodnoty Renkonenova indexu faunistické podobnosti vypočtené pro společenstva řádu pavouků (Araneae) zjištěných v roce 2014 na požářišti Bzenec ve vazbě na TVP.
- Obr. 61: Výsledky shlukové analýzy (pravidlo slučování Wardova metoda, Euklidovská míra vzdálenosti) aplikované na vypočtené Renkonenovy indexy podobnosti pro společenstva řádu pavouků (Araneae) z roku 2014 dle TVP.
- Obr. 62: Ordinační diagram CCA analýzy znázorňující vztah mezi TVP v roce 2013 a skupinami druhů řádu pavouků (Araneae) tříděných dle preference k vlhkosti stanoviště (1 – světle šedá; 1,5 – tmavě šedá; 2 – žlutá; 2,5 – oranžová; 3 – modrá; 3,5 – tmavě modrá; 4 – světle zelená; 4,5 – tmavě zelená; 5 – růžová; hodnota nebyla určena – fialová)
- Obr. 63: Ordinační diagram CCA analýzy znázorňující vztah mezi TVP v roce 2014 a skupinami druhů řádu pavouků (Araneae) tříděných dle preference k vlhkosti stanoviště (1 – světle šedá; 1,5 – tmavě šedá; 2 – žlutá; 2,5 – oranžová; 3 – modrá; 3,5 – tmavě modrá; 4 – světle zelená; 4,5 – tmavě zelená; 5 – růžová; hodnota nebyla určena – fialová)
- Obr. 64: Ordinační diagram CCA analýzy znázorňující vztah mezi TVP v roce 2013 a skupinami druhů řádu pavouků (Araneae) tříděných dle habitatové preference (druh lesních stanovišť – zelená, druh indiferentní – šedá, druh otevřených stanovišť – modrá)
- Obr. 65: Ordinační diagram CCA analýzy znázorňující vztah mezi TVP v roce 2014 a skupinami druhů řádu pavouků (Araneae) tříděných dle habitatové preference (druh lesních stanovišť – zelená, druh indiferentní – šedá, druh otevřených stanovišť – modrá)