

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra regionální environmentální správy



Efekt pasečného hospodaření v hospodářských lesích na
diverzitu nočních motýlů

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Anna Šebíková

Vedoucí práce: Mgr. Tomáš Kadlec, Ph.D.

2024

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Anna Šebíková

Regionální environmentální správa

Název práce

Effekt pasečného hospodaření v hospodářských lesích na diverzitu nočních motýlů.

Název anglicky

Effect of clear-cutting in forest stands on diversity of moths.

Cíle práce

Tvorba pasek ve vysokokmenných stejnověkových hospodářských lesích může vytvářet specifické podmínky, jež mohou zvyšovat stanovištní heterogenitu prostředí. Vyšší strukturální variabilita porostů tak může hostit jinou skladbu společenstev, na což se zaměřuje i tato práce.

Hlavním cílem práce je srovnat diverzitu a abundanci modelové skupiny velkých nočních motýlů na strukturálně rozdílných prvcích hospodářských lesů – ve vzrostlých porostech, na pasekách a na rozhraní pasek a lesa.

Díličními cíli jsou:

- srovnání společenstev nočních motýlů v systému hospodářských lesů z hlediska jejich diverzity a zastoupení vybraných funkčních vlastností,
- stanovit základní vlastnosti struktury lesních porostů mající vliv na společenstva nočních motýlů,
- získat ucelenější informace o aktuálním stavu diverzity nočních motýlů v lesních porostech na území Českého ráje.

Metodika

Terénní sběr dat bude realizován v celkem 15 lesních celcích na území Českého ráje. Lesní celky budou vybírány tak, aby se v nich nacházely mladší paseky (do 5 let) po těžbě. V každém lesním porostu budou vybrány tři typy ploch: paseka po těžbě dřeva, okraj paseky a navazující lesní porost. Celkem tak bude vybráno 15 x 3 studijních ploch. V rámci jednoho celku budou studijní plochy od sebe vzdálené alespoň 50 m.

Noční motýli budou na studijních plochách sbíráni pomocí metody lákání na světelný

zdroj. Během odchyty motýlů budou použity přenosné plně automatické světelné lapače (8W LED světelný zdroj napájený 7,2Ah/12V gelovým olověným akumulátorem). Odchycený vzorek bude v lapačích usmrčován pomocí výparů chloroformu.

Sběr dat bude probíhat v období od dubna do října 2023, s frekvencí jedné návštěvy za měsíc. Na každé studijní ploše bude umístěn vždy jeden světelný lapač, a to vždy na stejné místo.

Z nasbíraných vzorků budou noční motýli určeny do druhové úrovně. Pro každou plochu tak vzniknou data o počtu odchycených druhů a jejich celkové abundanci. Z dostupné literatury budou k jednotlivým druhům přiřazeny informace o jejich disperzní schopnostech, vazbě na habitat a délce vývoje larev a života dospělců.

Data budou analyzována pomocí zobecněných lineárních modelů s náhodným efektem (diverzita a abundance motýlů). Pro zkoumání vztahu funkčních vlastností k typu ploch a vybraným vlastnostem porostů budou použity mnohorozměrné metody.



Doporučený rozsah práce

cca 30-40 stran bez příloh

Klíčová slova

lesní hospodaření; pozitivní fototaxe; světelné lapače; hmyz s noční aktivitou; ochrana biodiverzity

Doporučené zdroje informací

- Atlegrim O, Sjöberg K (1995) Effects of clear-cutting and selective felling in Swedish Boreal coniferous forest: Response of invertebrate taxa eaten by birds. *Entomologica Fennica* 6: 79-90.
- Atlegrim O, Sjöberg K (1996) Effects of clear-cutting and single-tree selection harvests on herbivorous insect larvae feeding on bilberry (*Vaccinium myrtillus*) in uneven-aged boreal *Picea abies* forests. *Forest Ecology and Management* 87:139-148.
- Pinksen J, Moise ERD, Sircom J, Bowden JJ (2021) Living on the edge: Effects of clear-cut created ecotones on nocturnal macromoth assemblages in the eastern boreal forest, Canada. *Forest Ecology and Management* 555: article number: 119309.
- Summerville KS, Crist TO (2002) Effects of timber harvest on forest Lepidoptera: Community, guild, and species responses. *Ecological Applications* 12: 820-835.
- Viljur ML, Teder, T (2016) Butterflies take advantage of contemporary forestry: Clear-cuts as temporary grasslands. *Forest Ecology and Management* 376: 118-125.
- Vrba P, Beneš J, Čížek L, Filippov P, Faltýnek Fric Z, Hauck D, Konvička M, Spitzer L (2024) Bark beetle outbreak and biodiversity in commercial spruce plantations: Responses of four model groups. *Forest Ecology and Management* 555: article number: 121700.

Předběžný termín obhajoby

2023/24 LS – FŽP

Vedoucí práce

Mgr. Tomáš Kadlec, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Elektronicky schváleno dne 4. 3. 2024

prof. Mgr. Bohumil Mandák, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 5. 3. 2024

prof. RNDr. Michael Komárek, Ph.D.

Děkan

V Praze dne 17. 03. 2024

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma: *Efekt pasečného hospodaření v hospodářských lesích na diverzitu nočních motýlů* vypracovala samostatně a citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila a které jsem rovněž uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů. Jsem si vědoma, že na moji diplomovou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla. Jsem si vědoma, že odevzdáním diplomové práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby. Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

Poděkování:

Touto cestou bych chtěla poděkovat svému vedoucímu práce Mgr. Tomášovi Kadlecovi, Ph.D., za trpělivost, ochotu a všechny cenné rady. Dále chci poděkovat Ing. Martinovi Štroblovi, Ph.D. za pomoc s mnohorozměrnou analýzou dat. Další poděkování patří Mgr. Tomášovi Jorovi za vypůjčení vybavení pro sběr dat. Děkuji také ochotným revírníkům Zdeňkovi Imlaufovi a Ing. Robinovi Orctovi za cenné informace o zdejších lesních porostech. V neposlední řadě děkuji své rodině, za pomoc při sběru dat a svým přátelům, kteří mi byli psychickou oporou.

Abstrakt

Hospodářské lesní porosty tvoří v současné době přibližně 60 % z celkové výměry lesů České republiky. Ve srovnání s historickým způsobem využívání lesů (pařeziny, střední lesy) jsou lesní porosty těžené často holosečným způsobem, avšak v posledních letech se přechází k selektivnějším a šetrnějším metodám. Tvorba pasek ve vysokokmenných stejnověkových hospodářských lesích může vytvářet specifické podmínky, jež mohou zvyšovat stanovištní heterogenitu prostředí. Vyšší strukturální variabilita porostů tak může hostit jinou skladbu společenstev, na což se zaměřuje i tato práce.

Cílem mé práce bylo zjistit, jaký efekt má pasečné hospodaření na diverzitu a početnost nočních motýlů v oblasti Českého ráje a jeho okolí. Ve studovaném území bylo vybráno 15 pasek na 5 lokalitách, na každé z pasek byly jednou měsíčně v období od dubna do října 2023 umístovány tři světelné lapače v systému: jeden na paseku, jeden na rozhraní paseky a lesa a jeden do lesního sousedícího porostu. V první části studie byl analyzován vztah počtu jedinců a počtu druhů k typu stanoviště (les, okraj, paseka). Ve druhé části studie do analýzy vstupovala data o jednotlivých ekologických funkčních vlastnostech druhů, které byly dohledány z literatury. Zastoupení těchto vlastností ve vzorcích bylo vysvětlováno opět typem stanoviště a parametry struktury vegetace.

Výsledky studie vyšly signifikantně ve prospěch lesních porostů, kdy zde bylo odchyceno více než 50 % všech odchycených jedinců. Nejméně jedinců bylo odchyceno na pasekách (18 %). Co se týče druhové bohatosti, tak z celkového počtu 393 druhů se jich 349 vyskytovalo v lesních porostech a na pasekách pouze 243. Obdobně tak nejvíce druhů bylo zachyceno v lesních porostech, méně na okrajích lesa a nejméně na pasekách. Typ stanoviště měl ale i signifikantní efekt na zastoupení jedinců s danými funkčními vlastnosti ve vzorcích. Například v lese a na okrajích se vyskytovaly spíše druhy s velkou disperzní schopností preferující stromy a keře, na pasece se vyskytovaly druhy se střední disperzní schopností preferující otevřená stanoviště s travinami. Z výsledku práce vyplývá, že pasečné hospodářství, alespoň z krátkodobého hlediska, není vhodnou formou lesního managementu pro diverzitu nočních motýlů. Diverzita i abundance nočních motýlů jsou takto plošnou sanací porostů na lokalitách výrazně negativně ovlivněny. Nicméně touto problematikou je nutné se dále zabývat, zejména s ohledem na další vývoj společenstev pasek v čase.

Klíčová slova: lesní hospodaření; pozitivní fototaxe; světelné lapače; hmyz s noční aktivitou; ochrana biodiverzity

Abstract

Commercial forests currently account for approximately 60 % of the total area of forests in the Czech Republic. Compared to the historical way of forest use (coppices, medium forests), forest stands are often clear-cut, but in recent years more selective and environmentally friendly methods have been used. Clearing in high-stemmed same-age commercial forests can create specific conditions that can increase habitat heterogeneity. Higher structural variability of stands can thus host a different composition of communities, which is also the focus of this thesis.

The aim of my thesis was to find out what effect clearing forest management has on the diversity and abundance of moths in the Bohemian Paradise and its surroundings. In the study area, 15 clearings were selected at 5 sites, in each of the clearings three light traps were placed once a month in the period from April to October 2023 in the system: one in the clearing, one on the border of the clearing and the forest, and one in the adjacent forest stand. In the first part of the study, the relationship between the number of individuals and the number of species to the type of habitat (forest, edge, clearing) was analyzed. In the second part of the study, data on individual ecological functional properties of species, which were found in the literature, entered into the analysis. The representation of these traits in the samples was again explained by the type of habitat and the parameters of the vegetation structure.

The results of the study came out significantly in favour of forest stands, where more than 50 % of all captured individuals were captured. The fewest individuals were captured in clearings (18 %). As far as species richness is concerned, out of a total of 393 species, 349 of them occurred in forests and only 243 in clearings. Similarly, most species were recorded in forest stands, fewer on forest edges and the least in clearings. However, the type of habitat also had a significant effect on the representation of individuals with given functional characteristics in the samples. For example, in the forest and on the edges, there were more species with high dispersal ability, preferring trees and shrubs, in the clearing there were species with medium dispersal ability,

preferring open habitats with grasses. The result of the thesis shows that clearing forest management, at least in the short term, is not a suitable form of forest management for the diversity of moths. The diversity and abundance of moths are significantly negatively affected by this large-scale remediation of vegetation at the sites. However, it is necessary to deal with this issue further, especially with regard to the further development of clearing communities over time.

Key words: forest management; positive phototaxis; light traps; nocturnal insects; biodiversity conservation

Obsah

1. Úvod	1
2. Cíle	2
3. Struktura lesních porostů ve vztahu k diverzitě hmyzu	3
3.1 Efekty působící v přirozených lesích	4
3.2 Disturbance lesních porostů	7
4. Vliv hospodaření v lesních porostech na biodiverzitu	10
4.1 Historické formy hospodaření v lesních porostech	10
4.2 Lesní hospodaření v současnosti	12
4.3 Problémy moderních lesů	14
5. Metodika	16
5.1 Charakter studovaného území	16
5.2 Charakteristika lokalit	17
5.3 Sběr dat a design studie	18
6. Statistická analýza dat	20
7. Výsledky	22
7.1 Abundance jedinců a druhová diverzita	22
7.2 Funkční vlastnosti	24
8. Diskuse	27
9. Závěr	31
10. Citovaná literatura	32
10.1 Internetové zdroje	44
11. Přílohy	46
Příloha 1 – celkový seznam odchycených druhů	46

1. Úvod

Les je dynamický ekosystém plnící řadu zásadních funkcí nezbytných pro ochranu přírodních zdrojů, podporu života a zachování biodiverzity (Brockhoff et al., 2017). Funkce lesa se dělí na produkční a mimoprodukční, jako je například ochrana biodiverzity, regulace vodního režimu, čištění vzduchu nebo rekreace, na které se v současné době zvyšuje důraz (Šefl, 2014). Nedílnou součástí lesů jsou i hmyzí společenstva, jež hrají klíčovou roli v koloběhu živin, opylování rostlin, rozptylu semen, udržují vhodnou půdní strukturu a slouží jako zdroj potravy pro mnohé druhy živočichů (Scudder, 2017).

Hmyz obecně patří mezi druhově nejbohatší skupinu organismů planety (Cardoso et al., 2011) V současné době ale některé studie poukazují na fakt, že hmyz, potažmo členovci, může čelit katastrofálnímu populačnímu kolapsu (Goulson, 2019; Montgomery et al., 2020; van der Sluijs, 2020). Mezi hlavní příčiny těchto rapidních změn jsou řazené zejména změna klimatu, ztráta přirozeného prostředí, tlak urbanizace nebo přílišná chemizace a intenzifikace zemědělství a lesnictví (Goulson, 2019). Intenzifikace moderního lesnictví souvisí především s úbytkem mrtvého dřeva a změnami v dřevinné skladbě lesních porostů, což může mít za následek snižující diverzitu stanovišť pro hmyzí společenstva (Lange et al., 2011; Zumr, Remeš 2020). Současný přechod na holosečný způsob hospodaření vytvořil stejnověké jednotvárné lesní porosty, které se strukturou značně liší od přirozených lesů (Poleno, 1998) a jejich vliv na biodiverzitu bývá často negativní (Baláž et al., 2008).

Hospodářské lesy přitom tvoří většinu lesních porostů nechráněné krajiny ve střední Evropě, což má významný vliv na biodiverzitu celé této rozsáhlé oblasti (Zumr et al., 2021). Proto je z hlediska ochrany přírody vhodné se zabývat jejich strukturou, čemuž se věnuje i tato práce.

2. Cíle

Hlavním cílem této práce je srovnání diverzity a abundance modelové skupiny velkých nočních motýlů na strukturálně rozdílných prvcích současných hospodářských lesů – ve vzrostlých porostech, na pasekách a na rozhraní pasek a lesa.

Dílčími cíli jsou:

- Srovnání společenstev nočních motýlů v systému hospodářských lesů z hlediska jejich diverzity a zastoupení vybraných funkčních vlastností.
- Stanovení základní vlastnosti struktury lesních porostů mající vliv na společenstva nočních motýlů.
- Získání ucelenější informace o aktuálním stavu diverzity nočních motýlů v lesních porostech na území Českého ráje.

3. Struktura lesních porostů ve vztahu k diverzitě hmyzu

Struktura lesního porostu představuje klíčový prvek v pochopení dynamiky lesního ekosystému. Je definována vlastnostmi živých a mrtvých rostlin a jejich složek, jako jsou prostorové rozložení a velikost vegetace a diverzita organismů (Camp, Oliver, 2004).

Strukturálně heterogenní lesy mohou zvyšovat celkovou produktivitu prostředí a podporovat biodiverzitu řady skupin organismů (Dănescu et al., 2016; Liang et al., 2016). Dále se ukazuje, že strukturální heterogenita zvyšuje také odolnost lesa vůči různým disturbancím. Z těchto důvodů se doporučuje vytváření komplexních struktur lesních porostů napříč různými typy lesů (Schall et al., 2018). To obnáší tvorbu lesních porostů ze stromů různého stáří, dřevinné skladby a s bohatou vertikální strukturou (ÚHUL, 2019).

Struktura porostu je ovlivněna řadou faktorů, včetně ekologických procesů (jako je např. efekt přirozené sukcese, postupné vychýlení ve vztazích dominantních druhů rostlin atd.), pěstebních zásahů nebo přírodních disturbancí. Různé způsoby těžby mají významný dopad na strukturu lesních porostů, přičemž mohou měnit hustotu dřevin, jejich věkovou strukturu a posléze i lesní biodiverzitu. Šetrná těžba může vést k vytvoření otevřených prostorů, které umožňují pronikání světla do spodních partií porostů a podporují regeneraci a růst nových stromů, čímž dochází k postupným změnám v struktuře lesa (Camp, Oliver, 2004).

V druhé polovině 19. století se předpokládalo, že nejprospěšnějším způsobem managementu lesních porostů pro ochranu přírody a biodiverzitu bylo zachování přirozeného a neporušeného stavu, avšak tehdy byla krajina více heterogenní a lesy otevřenější (Košulič et al., 2016). Postupem času se uzavíral lesní zápoj a krajina se stala mnohem uniformnější, což s velkou pravděpodobností mělo negativní vliv na místní populace organismů, a posléze vedlo k úbytku druhové diverzity, zejména členovců (Košulič et al., 2016; Konvička et al., 2021). Na základě těchto poznatků se zjistilo, že pro zachování rozmanitosti lesní biodiverzity je zásadní narušování lesních porostů (Kozel et al., 2021). Dopomáhá tomu také výskyt přírodních disturbancí, jako například vichřice, lesní požáry nebo povodně, což vede ke změně strukturální vlastnosti lesů (Franklin et al., 2002; Perlík et al., 2023). Jednou z nich je právě zvýšení otevřenosti zápoje, jelikož narušená místa umožňují např. jednodušší přístup k půdě blanokřídlým druhům, hnízdícím v zemi nebo druhům náročnějším na

světlo (Perlík et al., 2023). Další změnou je větší výskyt mrtvého dřeva, což pozitivně ovlivňuje opět také některé druhy blanokřídlého hmyzu využívající dutiny nebo např. řadu saproxylického hmyzu, zejména brouků (Similä, 2003; Šebek et al., 2016b; Perlík et al., 2023).

Moderní trendy v lesním hospodaření si kladou důraz na ochranu struktury lesního ekosystému a rozmanitosti druhů. Mezi indikátory stavu biodiverzity v lesním prostředí patří složení vegetace, struktura porostu nebo množství mrtvého dřeva. Stanovištní různorodost vegetace poskytuje širokou škálu habitatů, čímž má pozitivní vliv např. na diverzitu ptáků, rostlin a hmyzu (Humphrey et al., 1999; Hanzelka, Reif, 2016). V kontrastu k tomu, stanoviště s jednodušší strukturou vegetace, jako jsou monokulturní porosty, vykazují výrazně nižší druhovou bohatost hmyzu. V těchto porostech lze vysledovat nižší celkové zastoupení druhů, a naopak zvýšení početnosti určitých druhů herbivorních škůdců, což je důsledkem snížené biodiverzity a absencí přirozených nepřátel (Perry et al., 2016).

3.1 Efekty působící v přirozených lesích

Fungování přirozených lesních porostů i jejich celková biodiverzita je ovlivňována efekty vytvářejících konečnou strukturu porostů. Jedním z nich je zápoj korunového patra neboli rozložení korun stromů. Gradient otevřenosti zápoje vyjadřuje rozsah variabilit v hustotě korun stromů, který ovlivňuje množství vlhkosti a světla, které se dostane do spodních pater lesa (Košulič et al., 2016). Dle výzkumů víme, že jednotlivé ukazatele biodiverzity vykazují nejlepší výsledky v porostech se značně vysokou variabilitou zápoje korun, což odráží vysokou variabilitu vertikální stratifikace hmyzích společenstev (Vodka, Cizek, 2013; Surovcová, 2016). Tato variabilita je závislá na mnohých faktorech, jako například struktura lesa a dalších proměnných, které ovlivňují, jaké druhy se v lesních porostech objevují a jejich vertikální rozmístění (Ulyshen, 2011). Vertikální stratifikace jednotlivých druhů hmyzu je výrazně ovlivněna umístěním v lese, konkrétně rozlišením mezi okrajem a vnitřní částí lesa, což naznačuje, že rozložení hmyzu v lese závisí na dostupnosti světla (Vodka, Cizek, 2013). Potvrzením tohoto je i pozorování, podle kterých rozmanitost hmyzu může být vyšší nebo nižší v korunovém patře oproti podrostu téhož lesa, v závislosti na hustotě korunového patra (Gossner, 2009).

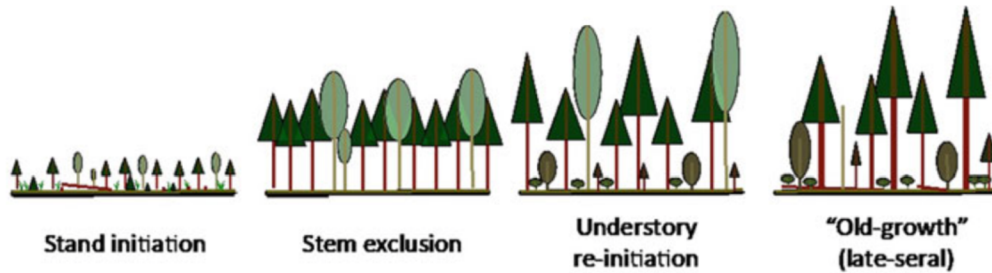
Obecně nejvyšší druhová bohatost hmyzích společenstev lesů je charakteristická pro střední hodnoty gradientu otevřenosti zápoje (50-60 %) (Košulič et al., 2016). V tomto

případě představuje charakter lesního prostředí přechod mezi hustějším a řídkším zápojem, s výrazným výskytem světlejších mezer v korunách. Tento stav obecně tvoří unikátní podmínky a zdroje potravy které mohou podporovat specifické skupiny hmyzu, a proto je pro zachování diverzifikace stanovišť důležité vhodné lesní hospodaření a obnova (Košulič et al., 2016). Dále se ukázalo, že různá patra lesních porostů, jako je bylinné, keřové a korunové obývají jiné druhy (Sobek et al., 2009). Tyto efekty se navíc mohou v jednotlivých regionech odlišovat. Například kůrovcovití brouci (*Scolytinae*) v horských bukovo-jedlových lesích vykazovali nejvyšší četnosti v keřovém patře, zatímco v nížinách byli rovnoměrně zastoupeni od podrostu až po koruny stromů, což ukazuje, že různé druhy mohou preferovat různá patra (Procházka et al., 2018). Vertikální rozmanitost tak poskytuje různé mikrohabitaty a životní podmínky, což ovlivňuje distribuci hmyzích společenstev a jejich rozmanitost (Sobek et al., 2009).

Stanovištní heterogenitu lesních porostů zvyšují i světliny v lesním zápoji neboli gapy (Achury et al., 2023). V přirozených lesních porostech často vznikají důsledkem odumírání stromů, díky čemuž jsou spojeny s vysokým množstvím mrtvého dřeva, což je charakteristické pro střední a pozdní fáze lesní sukcese (Stenbacka et al., 2010). Díky větší dostupnosti světla, vyšším teplotám a rychlejšímu koloběhu živin vznikají ve světlinách vhodné podmínky pro rychlý růst rostlin a také jejich reprodukci (Kjučukov, 2023). Dochází v nich především k rychlé kolonizaci rostlin náročných na světlo, což způsobuje postupné nahrazování bylinné vegetace dřevinami, dokud se světliny neuzavřou. Tyto dynamické procesy prokazatelně mění strukturu a funkci lesních ekosystémů a jsou klíčové pro biodiverzitu (Achury et al., 2023). Mladé rostliny potom slouží jako zdroj potravy pro herbivorní živočichy, čímž pro ně vytváří vhodná stanoviště (Brown, 1985). U ploštic bylo zjištěno, že druhy kolonizující světliny mají obecně větší velikost a vyskytuje se v nich i vyšší podíl generalistů, kteří se nevyskytují ve vlastních uzavřených lesích, čímž dochází k celkovému obohacení biodiverzity těchto stanovišť (Achury et al., 2023).

Věk lesních porostů se spolu s ostatními faktory spolupodílí na dynamice porostů, což má vliv na hmyzí společenstva (Jeffries et al., 2006). Vývoj lesů v čase bývá klasifikován do čtyřfázového schématu (Oliver, 1980): (1) iniciace lesního porostu, během které dochází k založení nové kohorty stromů; (2) vyloučení méně konkurenceschopných stromů, kdy dochází k boji o zdroje, což vede k vysoké mortalitě; (3) reiniciace podrostu, ve které se v korunovém zápoji vytvoří dostatečné

mezery pro rozvoj vegetace podrostu a dřevin odolných vůči zastínění; (4) starý růst, definovaný stárnutím stromů a častějším vznikem světlin (Obr. 3.1)



Obr. 3.1: Etapy vývoje porostu po narušení (Thomas, 2023)

Obecně starší otevřenější lesy poskytují variabilnější prostředí tím, že nabízí větší různorodost podmínek, a tím i potravních zdrojů, více míst pro rozmnožování, např. mrtvé dřevo, a tím podporují biodiverzitu hmyzu (Jeffries et al., 2006; Hilmers et al., 2018). Studie ukazují rozličné pohledy na změnu diverzity hmyzu v závislosti na stáří lesních porostů (Jeffries et al., 2006; Hilmers et al., 2018). Jedním z nich je rostoucí složitost rostlinné architektury s věkem porostu, kdy větší složitost porostu zvyšuje diverzitu herbivorního hmyzu (Jeffries et al., 2006). Druhým pohledem je teorie Connella (1978), která naznačuje, že nejvyšší diverzita druhů se objeví v mírně narušeném prostředí, jež vykazuje nejvyšší heterogenitu stanovišť.

Vzhledem k významu starých lesů pro diverzitu hmyzu se v poslední době výzkum stále častěji zaměřuje na zkoumání strukturálních a dynamických změn v lesních ekosystémech, na rozdíl od změn pouze strukturálních. Změny ve fyziologii a morfologii jednotlivých dřevin, které souvisí s jejich věkem, mohou významně ovlivnit hmyzí společenstva. Těži z nich primárně herbivoři a opylovači, pro které jsou důležité zejména živé stromy (Thomas, 2023).

Již dříve se předpokládalo, že změna struktury lesních porostů vlivem stáří může ovlivňovat hmyzí společenstva, avšak nebyly žádné konkrétní údaje o tomto jevu (Lawton, 1983). V současnosti však máme řadu výzkumů, zabývajících se výskytem konkrétních skupin hmyzu v průběhu celé ontogeneze stromů, z nichž vyplývá výrazný efekt konkrétního druhu dřeviny. Například při jednom z výzkumů zabývajících se společenstvy herbivorního hmyzu na mladých a vzrostlých dubech se zjistilo, že vyšší počet jedinců se vyskytoval na mladých stromech (LeCorff, Marquis, 1999). K opačnému závěru došla studie zabývající se svluškou javorovou (*Corythucha arcuata*), jež patří do skupiny ploštic, u které se zvyšovala početnost

s věkem stromu (Patankar et al., 2011). Další studie zabývající se druhovou diverzitou a abundancí nočních motýlů s ohledem na věk porostu a dominantní dřevinu ukázala, že druhová diverzita v borových lesích se s věkem porostu zvyšovala, zatímco v dubových porostech klesala (Kofránková, 2018). Z toho vyplývá, že nelze jednoznačně říct, že druhová diverzita hmyzích společenstev s věkem porostu roste a je potřeba se touto problematikou dále zabývat.

V Evropě důsledkem intenzivního hospodářství lesy jen zřídka přesahují věkovou hranici 100 let, a tak je výskyt starých porostních struktur, včetně mrtvého dřeva spíše vzácný (Hofmeister et al., 2019). Proto se ochranné snahy často soustředí na vybrané pozdější fáze sukcese, jako je terminální fáze a fáze rozpadu, protože se vyznačují vysokou rozmanitostí druhů, např. netopýrů, ptáků a saproxylických mikroorganismů, hub a hmyzu (Ylisirniö et al., 2012; Hilmers et al., 2018) živící se mrtvým dřevem a podílející se na jeho rozkladu (Horák, 2017).

Současné metody velkoplošného lesního hospodářství způsobují jednotvárnost, fragmentaci a celkový úbytek přirozených stanovišť, což má za následek pokles počtu a velikosti veteránských stromů, mrtvého dřeva a pařezů (Kouki et al., 2001). Tento fakt představuje hlavní důvod pro zvyšující se ohrožení saproxylických druhů (Grove, 2002; Punttila et al., 2004). Proto je nutné podporovat jejich ochranu tradičními typy hospodaření, jako například pastevní lesy, střední lesy, aleje a jiné struktury pro zachování starých osluněných veteránských stromů (Zumr, Remeš, 2020), které jsou nositeli velkého množství mikrostanovišť a zpravidla dosahují velkých rozměrů (Miklín et al., 2017).

3.2 Disturbance lesních porostů

Zatímco výše popsané strukturní prvky lesních porostů jsou výsledkem dlouhodobých procesů, disturbance představují náhlé, často extrémní události, které mají okamžitý efekt na lesní ekosystémy (Seidl, Turner, 2022)

Přirozené disturbance mají významný vliv na lesní dynamiku po celém světě (Fischer et al., 2002; Frelich, 2002). Ve střední Evropě byl jejich dopad dlouho přehlížen, což pravděpodobně způsobila nedostatečná plocha původních lesních porostů určená pro studium (Splechna et al., 2005). V poslední době se však ukazuje zásadní význam disturbance pro formování lesních ekosystémů ve střední a někdy i západní Evropě (Fischer et al., 2002). Mezi hlavní disturbanční faktory se řadí oheň, sníh, vítr, velcí herbivorní savci a hmyz (Kulakowski, Bebi, 2004).

Přírodní požáry představují důležitou formu periodického narušování lesních porostů, které ovlivňují přírodní procesy (Harvey et al., 1980). Požáry lesních porostů mají významný vliv na ekosystémy tím, že mění strukturu stanovišť a snižují dostupnost a kvalitu základních zdrojů, jako jsou živiny v půdě, teplotu a vlhkost vzduchu (Koltz et al., 2018). Tato změna prostředí má zásadní vliv na bezobratlé, které ale mohou na požáry reagovat různým způsobem, což závisí na mnoha faktorech, jako je intenzita požáru, změna vegetace a další (Scandurra et al., 2014).

Některé výzkumy (Kaynaş & Gürkan, 2008; Vasconcelos et al., 2009) ukazují snížení abundance hmyzu a druhové bohatosti ve spálených oblastech, zatímco jiné poukazují na zvýšené zastoupení druhů pyrofilního hmyzu, specializované na život v prostředí ovlivněném požáry. Tyto druhy naopak z přítomnosti ohně těží, některé se dokonce mohou reprodukovat pouze ve spáleném lese (Dajoz, 2000). Další profitující skupinou jsou například cvrčci, kteří využívají lepších akustických podmínek na spáleništích pro lepší komunikaci nebo někteří lesní brouci, jež se stahují k teplu a kouři z požárů (Koltz et al., 2018). Mnoho druhů hmyzu se v průběhu času adaptovaly na přežití ohně, a i dnes se zvládnou přizpůsobit změnám vyvolaných požáry. V současnosti není jasné, jestli jejich adaptace bude postačovat na rychle se měnící požární režimy. Výzkum evolučních mechanismů, které ovlivňují reakce hmyzu na požáry, je stále v počáteční fázi (Koltz et al., 2018).

Nicméně v České republice požáry obvykle nepáchají značné škody důsledkem členitého terénu a hustoty lesů. Dle statistik z let 2006–2015 dochází v průměru k 725 lokálním lesním požárům, z toho 70 % jich vznikne lidskou nedbalostí (Holuša et al., 2018). Jednou z výjimek je největší požár v historii ČR z roku 2022 v NP České Švýcarsko, který za sebou zanechal rozsáhlou zasaženou plochu zdánlivě zcela bez života. Tento požár je ale předmětem mnohých studií a první výsledky naznačují proměnlivou přítomnost pyrofilních druhů hmyzu. Na rozdíl od předchozích studií požárů, kdy tyto druhy rychle dominovaly, nyní je výskyt některých, jako je krasec ohňový (*Melanophila acuminata*), stále ojedinělý. Tento rozdíl může být zapříčiněn velkým rozsahem spáleniště. Očekává se, že další studium oblasti přinese detailnější poznatky o vlivu na hmyzí společenstva (Härtel et al., 2023). Oblasti se spáleništěm nemusí podléhat umělému zalesňování, pokud jsou v okolí dostatečné zdroje semen pro spontánní sukcesí. V případě přirozeného vývoje můžeme pozorovat vyšší diverzitu vegetace i dalších živých organismů (Jongepierová et al., 2018).

Navzdory tomuto faktu má v lesích střední Evropy oheň prozatím minimální význam, zatímco v boreálních lesích Evropy, Kanady, Austrálie a Severní Ameriky je to klíčový faktor (Holuša et al., 2018). V sekvojových hájích v Sierra Nevadě mají požáry dokonce zásadní ekologickou funkci. Ovlivňují průběh sukcese, recyklují živiny, připravují semennou banku na klíčení, udržují otevřenější les a podporují celkovou biodiverzitu (Harvey et al., 1980; Parsons, Swetnam, 1989; Chang, 1996). Pro zachování a zdraví těchto lesů je tedy nezbytné do lesního managementu zapojovat oheň (Harvey et al., 1980).

Významnou roli ve vývoji lesů a lesních společenstev střední a západní Evropy mají povětrnostní jevy (Kulakowski, Bebi, 2004; Sanginés de Cácer et al., 2021), jako jsou např. větrné kalamity, smršťe, a nově i tornáda (Barber, Widwick, 2017). Větrné kalamity v rámci lesního ekosystému ovlivňují mikroklima, půdu, vegetaci a společenstva lesního hmyzu (Kamp et al., 2020). Ve stinných a hospodářsky využívaných porostech, kde zpravidla přirozeně chybí mrtvé dřevo, mohou vzniklé menší polomy po vichřici vytvořit vhodné podmínky pro populace saproxylických druhů a jejich reprodukci (Bouget, Duelli, 2004; Speight, 1989). Substrát vzniklý rozpadem mrtvého dřeva slouží také mnohým druhům mravenců, včel, komárů a dalším bezobratlým (Bouget, Duelli, 2004).

Světliny vzniklé po disturbancích, či už požárech nebo větrných kalamitách poskytují sluncem osvětlené plochy, čímž představují velké množství mikrobiotopů pro širokou škálu druhů otevřenějších stanovišť (Bouget, Duelli, 2004). Studie dokázaly, že druhová bohatost na polomech může být až o 50% vyšší než na sousedních plochách nedotčených lesů (Duelli et al., 2002; Bouget, Duelli, 2004).

4. Vliv hospodaření v lesních porostech na biodiverzitu

4.1 Historické formy hospodaření v lesních porostech

V minulosti bylo využívání lesa a přístup k nim omezován vlastnictvím, na rozdíl od současnosti, kdy je dle lesního zákona 289/1995 Sb. umožněn volný pohyb a sběr lesních plodů a klestí. Dle dochovaných písemností dějiny lesnictví ukazují, že již od 14. století bylo lesní hospodaření na našem území promyšlené a používaly se šetrné metody, jako je například selektivní těžba nebo pastva, což je v rozporu s častými tvrzeními o plundrování lesů a nešetrným zacházením (Hédl et al., 2011a).

Velká reforma v Evropě v rámci využívání lesů a hospodaření nastala od 18. do 19. století, kdy starší postupy, jako například hrabání listí, pastva zvířat, vypalování a kácení vystřídal metody pěstování lesa, které se zaměřovaly více na ekonomickou stránku, s čímž souvisí zavedení modelu „normálního lesa“, ve kterém se začaly používat věkové třídy, což značně usnadňovalo evidenci dřevní biomasy a plánování (Hédl et al., 2011a).

Ještě do přelomu 18. a 19. století byly nízké lesy (výmladkové) a střední lesy (sdružené) prakticky jediným způsobem aktivního lesního hospodaření (Hédl, 2004). Primární funkce byla produkce palivového dřeva, což bylo ekonomicky výhodné, protože dřevo bylo hlavním zdrojem energie (Hédl et al., 2011b). Nízké lesy (pařeziny) byly složeny z často mýceného roští a ve středních lesích k pařezinám přibývaly ještě vyšší stromy, které se využívaly ke stavebním účelům (Čížek, Konvička, 2009). Mezi nejčastěji využívané dřeviny v těchto formách hospodářských lesů patřily javor babyka, jilm, habr, jasan, líska a lípa srdčitá a velkolistá (Hédl, Szabó, 2010). Doba obmýtí do 19. století nepřesahovala 15–20 let a ve středověku dokonce jen 7 let (Hédl et al., 2011b). Tyto lesy připomínaly spíše proměnlivou mozaiku, složenou z mladých i starších stromů a čerstvých holin a byly velmi odlišné od současných vysokokmenných porostů, které se obměňují přibližně jednou za století (Čížek, Konvička, 2009).

Postupem času docházelo k poklesu poptávky po palivovém dříví a degradaci stanovišť nízkých lesů se na konci 19. století lesy nízkého a středního typu začaly postupně proměňovat na lesy vysoké, které jsou v současnosti nejrozšířenější hospodářskou formou (Hédl et al., 2010).

Tato změna negativně ovlivnila populace většiny druhů hmyzu s vazbou na světlé lesní porosty nebo pařeziny, které byly udržovány díky těmto tradičním praktikám,

jako je zachování mlází nebo pastva v lese. Například rozšíření okáče jílového (*Lopingia achine*) s vazbou na listnaté lesy s řídkým zápojem ve 20. století kleslo v České republice pouze na jednu existující populaci, žijící v jedné oblasti listnatých lesů. Je proto důležité zachovat některé specifické přístupy lesního managementu vedoucí k udržení řídkého zápoje (Konvička et al., 2008).

Tento problém se týká i ohroženého druhu motýla hnědáka osikového (*Euphydryas maturna*), jehož populace vyhledávají totožná stanoviště, avšak jeho larvy preferují spíše vlhká stanoviště s polostínem. Dalším důležitým faktorem je také kvalita lesní vegetace, kdy larvy konzumují rozmanité byliny a keře a dospělci potřebují dostatek nektaru z květin. Motýl tak vyhledává heterogenní rané fáze sukcese listnatých porostů, které jsou udržovány výmladkovým hospodařením a lesní pastvou (Freese, 2006).

Zjistilo se, že mnohé lesní druhy využívají světliny k larválnímu vývoji. Jelikož jsou lesní světliny pouze přechodnými stanovišti, musí nové světliny vznikat s dostatečnou frekvencí pro úspěšnou kolonizaci některých druhů. Tradiční způsoby hospodaření v lesích, založené na lidské práci, zajišťovaly různorodou a otevřenější strukturu lesů (Beneš et al., 2002; Konvička et al., 2005).

Další z forem tradičního lesního hospodaření ve střední Evropě a severských zemích bylo až do 19. století hrabání opadanky (Fanta, 2007). Využívalo se především jako stelivo a krmivo pro dobytek (Hédrl et al., 2011a). Odstraňováním svrchní vrstvy lesního opadu docházelo k obnově semenné banky a tím i k vyšší klíčivosti semen, což pozitivně ovlivňovalo lesní vegetaci. Kromě toho mělo hrabání vliv na koloběh látek v půdě (Nechanská, 2013). Naopak negativní vliv mělo hrabání na humusové vrstvy a docházelo k ochuzování půdy o důležité prvky jako je dusík a fosfor (Hofmeister, Hruška 2002). Oblast, která vyžaduje další výzkum, je zkoumání vlivu hrabání opadanky na hmyzí společenstva.

Dalším běžným hospodařením v lesích byla pastva. Pastervní les byl vlivem pasoucích se zvířat mnohem otevřenější, v podstatě kombinací pastvin a solitérních stromů, případně jejich skupin (Hédrl et al., 2011a). Tyto stromy byly ořezávány ve výšce 1-3 m a byly často velmi staré, protože pastva neumožňuje jejich obnovu. V současné době jsou pastervní lesy typické hlavně pro severní Evropu a oblast Středomoří, ve střední Evropě je najdeme pouze zřídka, jako způsob ochrannářského managementu (Buček, 2000). V běžných hospodářských lesích je v současnosti v České republice pastva v lese zakázána (Hédrl et al., 2011a). Výjimkou je několik

malých fragmentů v oborách s vysokou ochrannou hodnotou. Jde o poslední útočiště pro některé druhy vázané na světlé lesy, staré osluněné stromy a mrtvé dřevo. Některé pastevní lesy byly prohlášeny za přírodní rezervace a prezentovány jako “pralesy” (např. NPR Raňšpurk). Nedávno byla lesní pastva z experimentálních důvodů obnovena v CHKO Český Kras, na Podblanicku a v NP Podyjí s nadějí na její rozšíření (Vrška, 2012).

Pastevní hospodaření ovlivnilo výskyt řady specializovaných skupin hmyzu, mimo jiné i některé z významných druhů motýlů. Na začátku 20. století se díky pastvě v lesích objevovaly druhy jako okáč metlicový (*Hipparchia semele*), hnědásek podunajský (*Melitaea britomaris*) nebo žlutásek barvoměnný (*Colias myrmidone*). Kvůli změnám v hospodaření jsou u nás v současnosti tyto druhy vzácné a některé jsou ve střední Evropě dokonce blízko vyhynutí (Konvička et al., 2006).

Další obsáhlou skupinou ovlivněnou pastevním typem hospodaření je saproxylický hmyz, jež profituje z osluněných veteránských stromů, které se v minulosti často vyskytovaly např. v otevřených pastevních lesích (Fay, 2002). V současnosti jsou však tyto stromy ohroženy kácením (Miklín, Čížek, 2014), případně hospodářský plán v lesních porostech s jejich výskytem nepočítá. Jejich ztráta by tak mohla mít fatální následky, jelikož jsou životně důležité pro řadu hmyzích druhů (Horák, 2017). Tyto druhy jsou v určité části svého života závislé na mrtvém nebo odumírajícím dřevě. Využívají ho jako zdroj potravy, či jako prostředí pro život. Patří sem taky druhy, které jsou závislé na přítomnosti jiných saproxylických organismů (Speigh, 1989).

4.2 Lesní hospodaření v současnosti

V minulosti nebyly lesní porosty obnovovány výsadbou nových stromků a spoléhalo se pouze na přirozenou regeneraci, což v některých oblastech, s nevhodnými podmínkami pro přirozenou obnovu, mělo za následek postupné snižování kvality lesa (Poleno, 1998). Za posledních 200 let lesní prostředí s přechodem na moderní hospodaření prodělalo několik změn (Hédl et al., 2011b). Potřeba změnit metody hospodaření vyplynula také z měnících se společenských požadavků. V ideálním případě by měla nastat rovnováha mezi různými funkcemi lesa od produkce dřevní hmoty, přes funkční ekosystém až po rekreaci (Petřík et al., 2007). Obvykle ale moderní hospodářské lesy v ekologické a ochranné funkci zcela selhávají.

Od 18. století se za základní lesní model považuje vysoký les, se kterým přišel hospodářský způsob holosečný, který se ve střední Evropě tou dobou široce rozšířil (Poleno, 1998). Tento moderní přístup zahrnoval výsadbu semenáčků na vzniklých holosecích, čímž se vytvořily stejnověké lesy s jednotnou korunovou vrstvou, jednopatrové a stinné, což je odlišné od přirozených lesů. Po čas růstu takových porostů se zařazují pěstební zásahy, tak zvané probírky, pro optimalizaci stavu ponechaných jedinců (Poleno, 1998).

Další z novodobých metod lesního hospodaření je výběrová těžba, při které se z lesa odstraňují jednotlivé stromy, na celé ploše lesa. Stromy, které dosáhnou určité tloušťky se postupně odtěžují, přičemž vznikají mezery pro růst mladých stromů (Poleno, 1998). Tento způsob také umožňuje selektivně odstraňovat poškozené, nemocné nebo jinak nežádoucí stromy. Cílem této těžby je přiblížit se co nejvíce k dynamice přirozených lesních porostů a zároveň minimalizovat dopad na lesní ekosystém, což podporuje biodiverzitu a zachovává estetickou funkci lesa (Poleno, 1998).

Vliv moderního hospodaření, konkrétně holosečí, na biodiverzitu je předmětem mnoha studií. Zjistilo se, že paseky vzniklé po těžbě mohou sloužit jako alternativní stanoviště, podporující biodiverzitu. Prokázal se pozitivní vliv pro řadu organismů, včetně hmyzu (Viljur, Teder, 2016; Steinert et al., 2018; Bergman et al., 2020). Studie na mravencích odhalila rozdíly v druhové bohatosti ve prospěch holin, přičemž se druhová bohatost zvyšovala s velikostí holin (Véle et al., 2016). To se potvrdilo i při studiu denních motýlů v Estonsku, kde bylo zjištěno, že lesní holiny vykazují pozoruhodnou druhovou bohatost (Viljur, Teder, 2016).

V současnosti se v lesnictví prosazuje více inovativních způsobů hospodaření, jako například výsadba co nejvíce výnosných druhů dřevin, jako je smrk ztepilý. Od konce 18. století smrkové monokultury začaly nahrazovat původní středoevropské lesy, což přineslo řadu nežádoucích důsledků pro lesní hospodaření (Kantor et al., 2013). Jedním z nich je tzv. kůrovcová kalamita, která na našem území trvá už dvě desetiletí a způsobila značné ekonomické a estetické ztráty na lesních porostech (Chalupa et al., 2015). Tato problematika přilákala řadu vědců, kteří se zaměřili na to, jaký měla kůrovcová kalamita vliv na diverzitu hmyzu a zjistilo se, že odumřelé stromy poskytly nová stanoviště pro nečekaně bohatá společenstva druhů, včetně těch, které se v hospodářských lesích už dlouho nevyskytovaly a tím potvrdila význam mrtvého dřeva pro biodiverzitu (Konvička et al., 2024).

4.3 Problémy moderních lesů

Podle jedné z teorií zapojené lesy ve střední a severní Evropě nedosahovaly po poslední době ledové tak velké rozlohy, jako je to v současnosti (Vera, 2000). Dle této teorie tzv. pastevní krajiny pasoucí se stáda velkých býložravců jako zubří nebo pratuří neumožňovali lesům vytvářet rozsáhlé porosty. Středoevropská, alespoň nížinatá krajina tak byla proměnlivou mozaikou nelesních stanovišť a lesíků.

Zásadní změny ve struktuře lesních porostů a v lesním hospodaření nastaly až v novější historii. V 16. století důsledkem kolonizace docházelo k rozsáhlému úbytku lesních ploch, což mělo za následek vysazování ekonomicky výhodnějších dřevin. V 17. století se začaly holiny zalesňovat stanoviště nepůvodními druhy dřevin, jako je smrk, borovice a modřín ve prospěch vyšší produkce dřeva. Teprve na přelomu 18. a 19. století u nás došlo k velkému rozmachu pěstování monokultur a zavádění nových dřevin, jako byl kaštanovník setý (*Castanea sativa*), borovice vejmutovka (*Pinus strobus*), douglaska tisolistá (*Pseudotsuga menziesii*), ořešák černý (*Junglans nigra*) a další (Šenkýř, 2015). To vše s cílem produkovat co nejvíce dřevní hmoty. Tyto změny přinesly řadu ekologických i ekonomických důsledků (Šenkýř, 2015). Pro úspěšnou ochranu biodiverzity je v současnosti nezbytné studovat a zachovat tradiční formy hospodaření, které formovaly lesní ekosystémy a podporovaly rozmanitost druhů (Müllerová et al., 2014).

Pěstování monokultur spolu s eliminací světlých lesů, narušením přirozených disturbancí a přechodem na moderní hospodaření negativně ovlivňují biodiverzitu (Kjučukov, 2023). Pro ochranu biodiverzity v lesích existují různé managementové přístupy a doporučení, od minimálních zásahů po aktivní management podporující ohrožené druhy. Byly definovány čtyři základní alternativy, které cílí na ochranu lesní biodiverzity (Götmark, 2013): (1) minimální intervence, jejíž cílem je zachovat přirozené ekosystémy a druhy co nejbližší jejich původnímu stavu, (2) tradiční management, vytvářející specifické lesní struktury pro podporu biodiverzity, (3) netradiční management, který se zaměřuje na aktivní zásahy s cílem obnovit přirozený stav ekosystémů, narušených lidskou činností, (4) druhový management, specializovaný zejména na podporu indikátorových a ohrožených druhů. Efektivní ochrana obvykle vyžaduje ale kombinaci různých metod (Kjučukov, 2023). Většina těchto doporučení není ale na území rozsáhlých hospodářských lesů aplikována.

Vědecké studie čím dál častěji poukazují na přínosy smíšených lesů oproti monokulturám (Hartley, 2002; Knoke, Seifert 2008), z důvodu rozmanitějších zdrojů

podmínek pro širokou škálu organismů (Knoke, Seifert 2008). Například studie ve Švédsku se zabývala porovnáním biodiverzity smrkových monokultur a polykultur smrku a břízy. V tomto případě předmětem výzkumu bylo pět taxonomických skupin, včetně saproxylických brouků. Zjistilo se, že jak druhová diverzita, tak i abundance saproxylických brouků byly vyšší ve smíšených porostech (Felton et al., 2010).

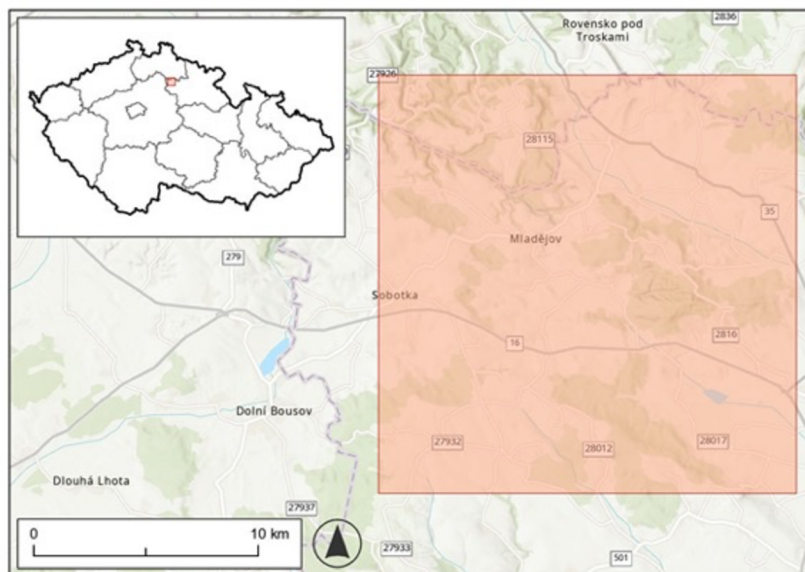
Další hrozbou našich lesů jsou invazní druhy dřevin, které mohou konkurovat a vytlačovat původní lesní vegetaci, což představuje riziko pro celé ekosystémy (Campagnaro et al., 2018; Langmaier, Lapin, 2020). Boj proti nim je hlavním cílem Evropské strategie pro biologickou rozmanitost (Evropská komise, 2011). Další šíření invazních druhů dřevin v porostech může být způsobeno lidskou činností (Richardson et al., 2000), nebo disturbancemi, jako jsou lesní požáry, bouře nebo záplavy (Lake, Leishman, 2004).

Mnohé studie se v souvislosti s invazními dřevinami zabývaly tím, jakou mají schopnost ovlivňovat místní stanoviště. Přítomnosti těchto dřevin může mít za následek narušení trofických dějů, a tím ovlivňovat chování společenstev původních druhů hmyzu a měnit potravní řetězce (Bezemer et al., 2014). S tím jsou spojené i výrazně vychýlené vztahy mezidruhové konkurence, což může vést k eliminaci původních druhů (Benesperi et al., 2012), nebo dokonce změnit strukturu celého biotopu (Buchholz et al., 2015, Kadlec et al., 2018). Všechny tyto změny mohou vést mimo jiné i k poklesu diverzity původních společenstev hmyzu (Sugiura et al., 2013, Linders et al., 2019; Hejda et al., 2017a). Invaze způsobené dřevinami mohou způsobit nestabilitu hmyzích společenstev, což zdůrazňuje potřebu hlubšího poznání vlivu invazních druhů na původní ekosystémy a důležitost ochrany původní biodiverzity (Sugiura et al., 2013).

5. Metodika

5.1 Charakter studovaného území

Výzkum byl proveden na území okresů Jičín a Semily, v CHKO Český ráj a jeho blízkém okolí (na geograficky vymezené oblasti: 50,52N-50,42N a 15,32E – 15,20E; Obr. 5.1) a celkově náleží ke geografické oblasti Česká vysočina. Rozsah nadmořských výšek studovaného území se pohyboval od 289–474 m n. m.



Obr. 5.1: Geograficky vymezená oblast, kde probíhal výzkum

Oblast se nachází v mírném pásu, pro který je typické proměnlivé klima. Zimy jsou mírné s průměrnými teplotami kolem 0°, ale teploty mohou klesnout i pod bod mrazu. Běžně se objevují i sněhové pokrývky. Léta jsou teplá s průměrnými teplotami kolem 20°, ale během letních měsíců jsou normální i horké dny s teplotami kolem 30°. Dlouhodobě je průměrná roční teplota vzduchu v Královéhradeckém kraji 8,2 °C. Průměrný roční srážkový úhrn ve sledované oblasti je 550–700 mm (ČHMÚ, 2024).

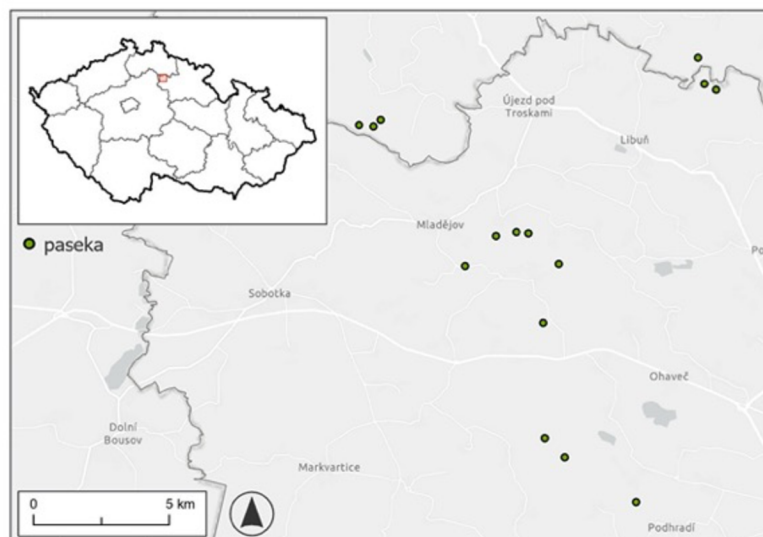
V této oblasti se vyskytují především lesy smíšené, s převažující složkou jehličnatých dřevin (77 %), jako jsou borovice (41 %), smrky (31 %) a modřiny s příměsí listnatých dřevin, jako je dub, buk a bříza. Toto zastoupení se značně liší od původního stavu lesů, kdy na území Českého ráje dominoval buk (41 %) s dubem (25 %). Způsob hospodaření ve zdejších lesních porostech je prováděn tak, aby byla zachována jejich biodiverzita (AOPK, 2012).

Historie lesů a jejich těžby v okrese Jičín, podobně jako v mnoha jiných částech České republiky, je dlouhá a složitá. V průběhu staletí byly lesní porosty v této oblasti zásadní pro místní ekonomiku, stavebnictví, poskytovaly palivo a suroviny pro různá řemesla a průmyslové využití. Od středověku byla těžba dřeva důležitá pro formování krajinného rázu v okrese Jičín. Lesní porosty byly systematicky spravovány a využívány, což vedlo k rozvoji lesního hospodářství a zlepšení metod těžby a obnovy lesů. Dřevo bylo základním stavebním a palivovým materiálem, proto měly lesy zásadní význam pro rozvoj regionu. V 18. a 19. století se zvýšila intenzita lesního hospodaření, což bylo spojeno s rostoucí poptávkou po dřevu pro průmysl a stavebnictví (Merhautová, 2007). Toto období také přineslo první lesnické zákony a nařízení, které měly za cíl udržitelné využívání lesních zdrojů a jejich ochranu (AOPK ČR, 2024).

V současnosti se Agentura pro ochranu přírody a krajiny ČR, v rámci CHKO Český ráj, se aktivně věnuje zlepšení stavu lesních ekosystémů (AOPK ČR, 2024). Současné způsoby hospodaření zdůrazňují význam maloplošných pasek a podrostního hospodaření, zatímco výběrová těžba se neprovádí (AOPK, 2012). Zaměřuje se na likvidaci invazních druhů, jako je borovice vejmutovka (*Pinus strobus*) či trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*), na podporu biodiverzity a aplikaci přírodě blízkých forem hospodaření (AOPK ČR, 2024).

5.2 Charakteristika lokalit

V rámci studovaného území bylo vybráno pět lokalit a na každé z lokalit byly vybrány tři mladé paseky (s rozlohou 0,12 – 1,2 ha; stáří 2-5 let od těžby, minimální vzájemná vzdálenost byla 400 m) a k nim přilehlý lesní porost (rozsah stáří 18-93 let). Většina lesů byly hospodářské s převahou porostů, kde dominující dřevina je smrk ztepilý (*Picea abies*). U dvou lesů byla dominantní dřevina dub letní (*Quercus robur*) a v jednom porostu dominovala borovice lesní (*Pinus sylvestris*) a v dalším modřín opadavý (*Larix decidua*). Pokryvnost korunového patra se pohybovala v rozmezí 70–95 %. Terén byl rovinatý až mírně svažité. Lokality dostaly pracovní názvy: Hůrka, Ostružno, Sv. Petr, Troskovice a Blata.



Obr. 5.2: Mapa oblasti, kde body představují jednotlivé paseky

5.3 Sběr dat a design studie

Studie byla zaměřena na diverzitu motýlů s převážně noční aktivitou, spadajících do nadčeledí Bombycoidea, Cossioidea, Drepanoidea, Hepialoidea, Geometroidea, Lasiocampoidea, Noctuoidea a Zygaenoidea (dále jen noční motýli). Sběr dat na vybraných lokalitách probíhal jednou měsíčně v období od dubna do října roku 2023 (celkem sedm návštěv). Během tohoto období se vyskytuje velká většina druhů nočních motýlů v České republice. Noční motýli byli na lokalitách odchytáváni pomocí plně automatických přenosných světelných lapačů s 8W LED světelným zdrojem, který byla napájen 7,2Ah/12V gelovým olověným akumulátorem. Tato metoda tedy využívá efekt pozitivní fototaxe nočního hmyzu, kdy je hmyz lákán na světelné zdroje z krátkých vzdáleností (Merckx et al. 2012). Každý lapač byl složen z plastového kbelíku o objemu 0,013 m³ (průměr 25 cm, výška 27 cm), trychtýře pod svítílnou, nádobky na chloroform, jehož páry odchycený hmyz usmrcovaly, čímž se zamezilo úniku vzorků. Světelný zdroj měl kolem sebe 3 kusy transparentního plexiskla, které slouží k zastavení hmyzu a následnému pádu do plastové nádoby. Na každé lokalitě (daná pasekou) byl během každé návštěvy instalován systém tří přenosných lapačů v linii: první byl přibližně uprostřed zkoumané paseky, druhý na okraji lesa (rozhraní lesa a paseky) a třetí uprostřed sousedícího lesního porostu. Vzájemná vzdálenost mezi lapači v linii činila 40 m. Pozice lapačů byla mezi návštěvami vždy stejná. Na odběrných bodech byly lapače v danou návštěvu exponovány od soumraku do rozbřesku druhého dne. Během každé návštěvy bylo tedy odebráno 45 vzorků (15 pasek, v rámci každé linie 3 lapače). Odběry na všech

lokalitách byly v rámci jednoho měsíce realizovány v co nejkratším období, za příznivých podmínek. Sběr nebyl uskutečněn při intenzivních a dlouhotrvajících deštích nebo při příliš silném větru. Je také známo, že svit měsíce může ovlivňovat aktivitu nočního hmyzu (Parrish, Summerville, 2015) a tak byl sběr vzorků omezen během týdne kolem úplňku. Nasbíraný materiál byl roztřizen, patřičně popsán a zamrazen v $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$. Všechny vzorky nočních motýlů byly následně identifikovány do druhové úrovně, se stanovením četností jedinců.

Pro zachycení charakteru struktury vegetace na odběrových bodech byly na každém bodu sledovány následující strukturální parametry vegetace (v okruhu 10 m od pozice lapače): procentuální zastoupení nízké travino-bylinné vegetace (s výškou $<0,5\text{ m}$), vysoké travino-bylinné vegetace ($> 0,5\text{ m}$), křovin (dřeviny s výškou $<5\text{ m}$), stromů (dřeviny s výškou nad 5 m) a pokryvnost korunového patra.

Každému z odchytených druhů byl dohledán status ohrožení podle aktuálního Červeného seznamu bezobratlých (Hejda et al., 2017b). Pro zkoumání vlivu stanoviště na zastoupení funkčních vlastností společenstev nočních motýlů byly pro každý druh z dostupné literatury (Macek et al., 2007, 2008, 2012) dohledány následující charakteristiky popisující disperzní schopnosti dospělců, biotopovou vazbu, počet generací do jednoho roku, délku života dospělců, délku vývoje housenek a vazbu na patro v lesních porostech (Tab. 5.1):

Vlastnosti a jejich kategorie	Definice
Disperzní schopnost Small - $<25\text{ mm}$ Medium $26\text{--}40\text{ mm}$ Large $41\text{--}100\text{ mm}$	Definuje jeho schopnost šíření, obecně se odvozuje z rozpětí křídel (Berwaerts et al., 2002)
Biotopová vazba Les – forest Lesostep – forest-steppe Otevřenou krajinu – open Bez preference – ubiquitous	Definuje preferenci konkrétního typu stanoviště.
Počet generací G1 – jedna generace G2 – více generací	Počet generací do jednoho roku.
Délka života dospělců: Ashort – méně než 2 měsíce	

Amedium - 2–4 měsíce Along – více než 4 měsíce	Přibližná délka života.
Délka vývoje housenek: Lshort – méně než 2 měsíce Lmedium 2–6 měsíců, Llong – více než 6 měsíců	Přibližná délka vývoje housenek.
Vazba na patro v lesních porostech: Herbs – travino-bylinný podrost Shrubs – keře Trees – stromy	Vazba na patro v lesních porostech, a to jak z pohledu dospělců, tak i housenek. Zde může docházet k tomu, že některé druhy jsou i ve všech třech patrech.

Tab. 5.1: Charakteristika vybraných ekologických funkčních vlastností nočních motýlů a jejich kategorií. Data pro jednotlivé druhy čerpána z Macek et al., (2007, 2008, 2012).



Obr. 5.3: Přenosný světelný lapač

6. Statistická analýza dat

V první části studie byl analyzován vztah počtu všech jedinců, počtu všech druhů, počtu jedinců ohrožených druhů a počtu ohrožených druhů k typu stanoviště (les, okraj, paseka). Data byla analyzována pomocí metody zobecněných smíšených modelů s náhodným efektem (*glmm*) s negativně binomickým rozdělením chyb.

Modely byly konstruovány v prostředí programu R verze 4.0.4 (R Core Team 2021). Závislými proměnnými byly celkové počty jedinců a druhů / celkové počty jedinců ohrožených druhů a počty ohrožených druhů pro každý odběrný bod (jako suma ze všech sedmi odběrů). Pevným efektem byl vždy typ stanoviště (les, okraj, paseka), náhodným efektem konkrétní oblast (linie trojice lapačů v rámci systému jedné paseky). Nejdříve byl konstruován model pouze s náhodným efektem, ke kterému byl posléze přidán pevný efekt. Pokud po jeho přidání došlo ke změně signifikance modelu ($p < 0,05$), byl tento efekt považován za signifikantně významný. Posléze byla pomocí Tukeyho post-hoc testů stanovena signifikance rozdílů v závislých proměnných mezi jednotlivými typy stanovišť (les, okraj, paseka).

Pro stanovení vlivu typu stanoviště (les, okraj, paseka) na zastoupení vybraných funkčních vlastností společenstev nočních motýlů byly použity metody mnohorozměrných analýz v programu Canoco 5.0 (ter Braak, Šmilauer 2012). V prvním kroku byly z důvodu redukce komplexity dat o charakteru struktury vegetace (ale bez významné ztráty informace) pomocí metody analýzy hlavních komponent (PCA) stanoveny základní gradienty v charakteristikách struktury vegetace mezi jednotlivými odběrnými body. Do dalších analýz tak jako proměnné popisující charakter struktury vegetace vstupovaly zjištěné skóry prvních dvou PCA os (PC1 a PC2).

Následně byl konstruován RDA (redundnační analýza) model, ve kterém vystupovaly jako závislé proměnné zastoupení jednotlivých funkčních vlastností (v modelu centrovány a standardizovány). Každá kategorie funkčních vlastností byla vyjádřena jako počet všech jedinců nočních motýlů s danou vlastností odchycených na daném odběrném bodu. Vysvětlujícími proměnnými byly typ stanoviště (les, okraj, paseka) a PCA osy popisující charakter struktury vegetace (PC1 a PC2), náhodnou proměnnou byla konkrétní oblast (linie tří lapačů v systému jedné paseky). Signifikance modelu byla testována pomocí Monte-Carlo permutačního testu (999 permutací).

7. Výsledky

7.1 Abundance jedinců a druhová diverzita

Během výzkumu bylo odchyceno celkem 12400 jedinců (průměr \pm SD [rozsah] = 276 ± 173 [87–848]) představujících 393 druhů (89 ± 33 [41–160]) nočních motýlů. Z toho v lesích bylo odchyceno celkem 6597 jedinců (440 ± 174 [147–848]), představujících 349 druhů (119 ± 21 [74–144]), na okraji lesa celkový počet dosahoval 3566 jedinců (238 ± 122 [96–526]) z 304 druhů (90 ± 30 [46–160]) a na pasekách bylo odchyceno 2237 jedinců (149 ± 42 [87–240]) z 243 druhů (58 ± 9 [41–77]). Celkem bylo odchyceno 120 ohrožených jedinců ($2,7 \pm 2,6$ [0–11]), představujících 12 druhů ($1,6 \pm 1,3$ [0–5]). Z toho v lese by to činilo 49 jedinců ($3,3 \pm 3,2$ [0–11]) a 10 druhů ($1,9 \pm 1,4$ [0–5]), na okraji 45 jedinců ($3 \pm 2,2$ [0–8]) a 9 druhů ($1,9 \pm 1,1$ [0–3]) a na pasece 26 jedinců ($1,7 \pm 2,4$ [0–7]) a 4 druhy ($0,9 \pm 1,2$ [0–4]).

Druhově nejbohatší čeledí byla Geometridae a následně Noctuidae. Nejpočetnější druh byla píďalka *Perizoma alchemillata* s celkovým počtem 1352 jedinců, následovaly osenice *Noctua promuba* (328 jedinců) a lišejníkovec *Eilema complana* (313 jedinců).

Abundance nočních motýlů se mezi stanovišti signifikantně lišila (srovnání modelu bez a s přidáním pevného efektu typu stanovišť: $\text{chisq} = 45,554$, $\text{df} = 2$, $p < 0,0001$; Obr. 7.1A, Tab 7.1). Signifikantně vyšší byla ve vlastních lesních porostech než na okraji a pasekách (Obr. 7.1A).

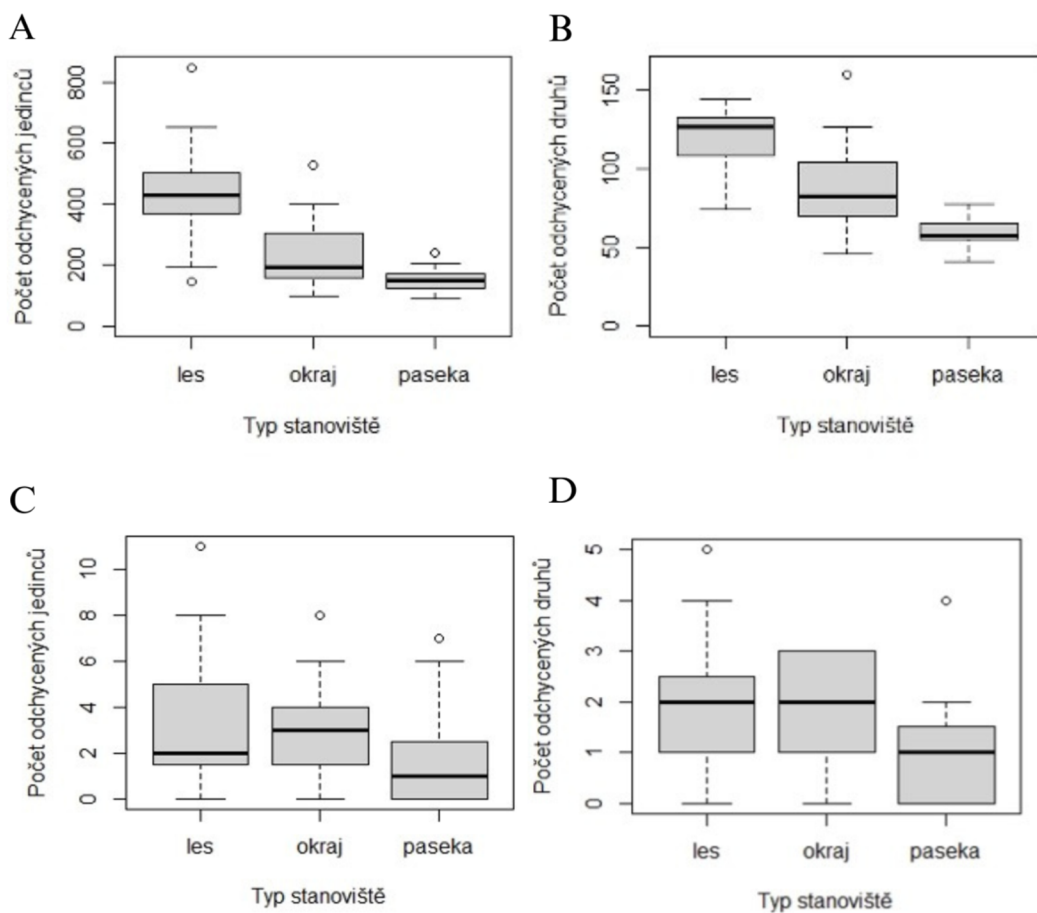
V rámci statistické analýzy byly zkoumány také párové rozdíly v abundanci nočních motýlů mezi všemi třemi typy stanovišť (les, okraj, paseka). Výsledky ukazují statisticky významné rozdíly v hodnotách proměnné „stanoviště“. Ve všech srovnáních bylo signifikantně více jedinců v lesních porostech, naopak stanoviště s nejmenšími abundancemi nočních motýlů byla paseka (Tab. 7.1).

Podobné trendy lze vysledovat i v modelu s druhovou diverzitou (srovnání modelu bez a s přidáním pevného efektu typu stanovišť: $\text{chisq} = 49,649$, $\text{df} = 2$, $p < 0,0001$; Obr. 7.1B).

Stejně jako u abundance nám statistická analýza ukázala signifikantní párové rozdíly mezi stanovišti (les, okraj, paseka). Výsledky ukazují statisticky významné rozdíly v hodnotách proměnné „stanoviště“. Ve všech srovnáních bylo signifikantně

více druhů v lesních porostech, naopak stanoviště s nejmenší diverzitou nočních motýlů byla paseka (Tab. 7.2).

Obdobě byli analyzovány jedinci a druhy červeného seznamu (Obr. 7.1C; 7.1D), výsledné modely ale nebyly signifikantní.



Obr. 7.1: Srovnání celkových počtů (A) jedinců, (B) druhů, (C) jedinců ochránářsky významných druhů (RL), (D) druhů RL nočních motýlů odchycených do světelných lapačů na třech typech stanovišť. Zobrazeny jsou minimální a maximální hodnoty, mediány a dolní a horní kvartily.

	estimate	SE	df	z-ratio	p-value
les – okraj	0.640	0.109	Inf	5.880	<.0001
les – paseka	1.062	0.109	Inf	9.736	<.0001
okraj – paseka	0.422	0.110	Inf	3.838	0.0004

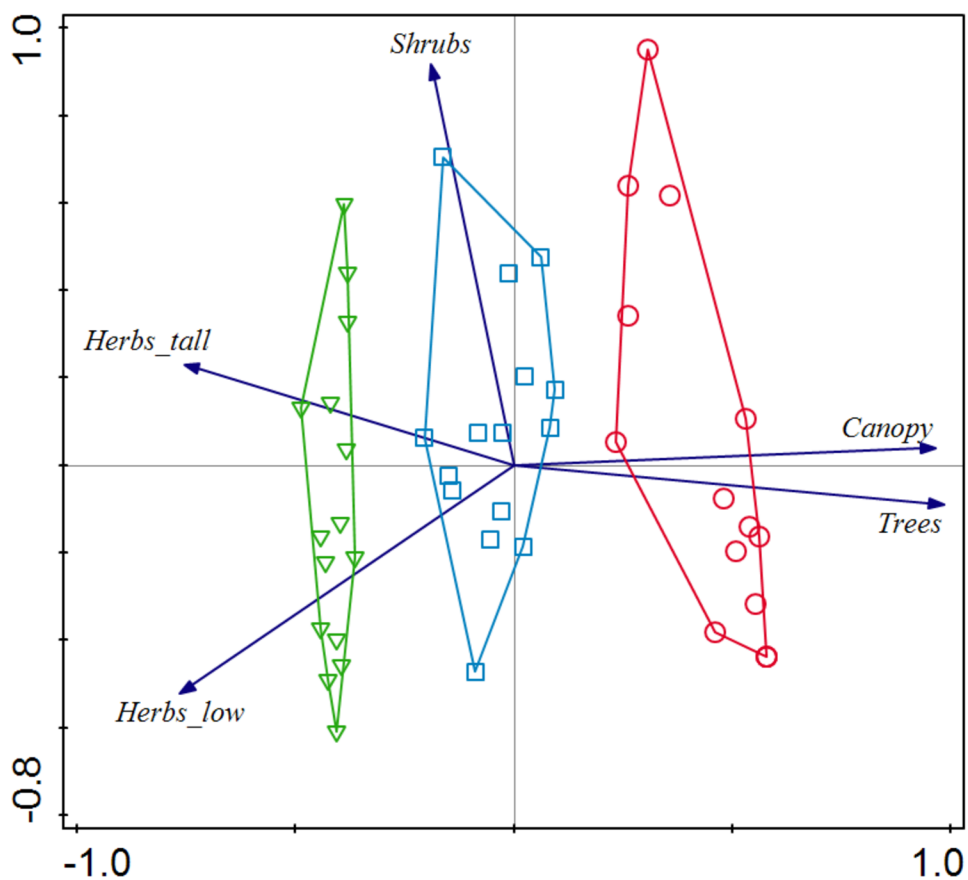
Tab. 7.1: Párové rozdíly v abundanci nočních motýlů mezi jednotlivými typy stanovišť (les, okraj, paseka).

	estimate	SE	df	z-ratio	p-value
les – okraj	0.295	0.0626	Inf	4.717	<.0001
les – paseka	0.712	0.0656	Inf	10.853	<.0001
okraj – paseka	0.416	0.0670	Inf	6.218	<.0001

Tab. 7.2: Párové rozdíly v druhové diverzitě nočních motýlů mezi jednotlivými typy stanovišť (les, okraj, paseka).

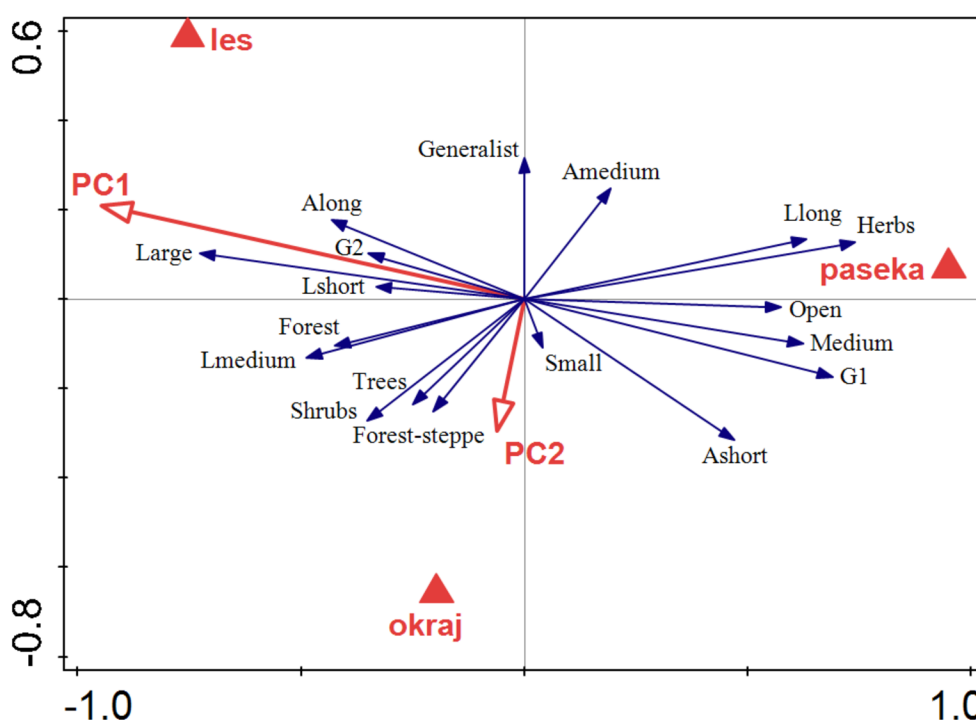
7.2 Funkční vlastnosti

Jednotlivé typy stanovišť se výrazně lišily v zastoupení kategorií funkčních vlastností nočních motýlů (Obr. 7.2). První osa PC1 (61,78% variability v druhových datech) odráží gradient od otevřených nelesních ploch k uzavřeným lesním porostům. Druhá osa PC2 (23,54% variability v druhových datech) odrážela gradient od ploch s méně vyvinutým keřovým patrem k plochám s vyvinutějším keřovým patrem. Po přidání dodatečných charakteristik popisujících strukturu vegetace lze také vysledovat, že paseky byly spíše typické vyšší pokryvností travino-bylinné vegetace, zatímco v lesních porostech dominovaly vzrostlé stromy a vyvinutým korunovým patrem.



Obr. 7.2: PCA diagram srovnávající jednotlivé odchytové body podle podobnosti v zastoupení jednotlivých kategorií funkčních vlastností nočních motýlů v celkových odchycených vzorcích. Polygony ohraničují odchytové body na stejném typu stanoviště. Do diagramu jsou vyneseny i charakteristiky popisující strukturu vegetace na odchytových bodech (Canopy – pokrývnost korunného patra, Herbs_low – byliny <0,5 m, Herbs_tall – byliny > 0,5 m, Shrubs – dřeviny <5 m, Trees – dřeviny > 5 m).

Přímá RDA analýza nám ukazuje signifikantní efekt mezi zastoupením funkčních vlastností nočních motýlů a typem stanoviště a strukturou vegetace (signifikance všech os: $F = 6,6$, $p = 0,001$). Model vysvětluje celkem 42,72% variability v druhových datech (Obr. 7.3).



Obr. 7.3: RDA diagram zobrazující vztah jednotlivých kategorií funkčních vlastností nočních motýlů k typu stanoviště a základním gradientům popisujícím strukturu vegetace na odchytových bodech (PC1, PC2). Pro popis kategorií funkčních vlastností viz. Tab. 5.1).

Z RDA diagramu je patrné, že v lese se vyskytovaly spíše lesní, déle žijící druhy s velkou disperzní schopností, s větším počtem generací do jednoho roku a s kratší délkou vývoje housenek, s vazbou na stromy. Na okraji lesa se vyskytovaly druhy preferující lesostepní stanoviště, se stromy a keři. A na pasece se vyskytovaly druhy, preferující otevřená stanoviště s travinami, střední disperzní schopností, kratší délkou vývoje housenek a pouze jednou generací do jednoho roku.

Do diagramu se promítají také efekty struktury vegetace (PC1 a PC2 osy z Obr. 7.2), kdy PC1, představující gradient bezlesích stanovišť s bohatým travino-bylinným

patrem k uzavřeným lesním porostům, má podobný efekt jako stanoviště les. Stejně tak PC2, představující gradient od méně vyvinutého keřového patra k plochám s plně vyvinutým keřovým patrem, má podobný efekt jako stanoviště okraj.

8. Diskuse

Tato studie nám ukázala, že signifikantně vyšší počet druhů i jedinců nočních motýlů se vyskytoval v lesních porostech ve srovnání s okrajem lesa a pasekami, což je neočekávané. Řada studií poukazuje na fakt, že jak denní, tak i noční motýli v lesním prostředí preferují převážně otevřená stanoviště s dostatkem světla (Brown, Hutchings, 1997; Ibbe et al., 2011; Viljur, Teder, 2016; Ohwaki et al., 2017; Lanta et al., 2020). Obdobně studie Pinksena et al. (2021) nalézají sice nejvyšší abundance nočních motýlů v lesních porostech, avšak druhová diverzita byla v lese nižší než v holinách a výrazně nižší než na okrajích, kde bylo druhů zachyceno vůbec nejvíce, a to s množstvím jedinečných druhů.

Vyšší diverzita i abundance nočních motýlů ve vlastních lesních porostech může být vysvětlena skladbou dřevin, jež les formují (Zellweger et al., 2017). Překvapivé bylo zjištění, že nejvyšší abundance i druhová diverzita byla nalezena ve stinných smrkových monokulturách (90–100% zastoupení smrku). Atlegrim a Sjöberg (1996), kteří zkoumali početnost bezobratlých v sedmiletých holinách a čtyřech lesních biotopech, z čehož jeden lesní typ byl smrkový porost, zjistili výrazně vyšší počet larev motýlů v těchto zastíněných lesích oproti holinám. Patrně tedy charakter diverzity bude ovlivněn strukturou porostů, kterou určuje dominantní druh dřeviny. Ovšem v mé studii i ve zbývajících lesních porostech, kde dominantní dřevinou nebyl smrk, vyšel les jako nejbohatší stanoviště. Přitom se nejedná o nikterak chudé lesní porosty, jak by jejich charakter naznačoval – smrkové hospodářské monokultury ve střední Evropě, mají tendenci vykazovat nižší druhovou bohatost a jsou často náchylnější na klimatické změny (Felton et al., 2010). Během studie zde byly nalezeny i ochránářsky významné druhy (*Idia calvaria*, *Tetheella fluctuosa*, *Trichiura crataegi*) nebo druhy s regionálním významem (*Autographa jota*, *Eupithecia veratraria*, *Thera vetustata*), jež jsou typické spíše pro horské a podhorské smrčiny (Macek et al., 2009, 2012). Ve Švédsku zkoumali v těchto lesích rozdíly v druhové diverzitě několika taxonů, včetně saproxylických brouků, a u většiny z nich by potencionální přechod na polykultury smrku a břízy vedl k nárůstu druhové bohatosti (Felton et al., 2010).

V případě jiných dřevin, např. borovice a dubu se potvrdilo, že dřevinná skladba má zásadní vliv na diverzitu nočních motýlů, kdy v dubových porostech se vyskytovalo signifikantně více druhů než v porostech borových (Kofránková, 2018). Z vývoje a charakteru diverzity hospodářských lesních porostů vychází, že pro

její ochranu bude tedy nutné zohlednit druh dominantních dřevin. V této oblasti má prozatím poznání vývoje diverzity nočních motýlů v čase velké mezery.

Dalším vysvětlením nízké diverzity studovaných pasek může být pravděpodobně i jejich stáří. Paseky v tomto výzkumu byly poměrně mladé (do 5 let od provedené těžby). Těžba může být destruktivní a mít za následek poškození nebo zničení lesního podrostu a půdy, což mohlo vést ke ztrátě vhodných podmínek pro vývoj většiny lesních druhů (Niemelä, 1999). Krátká doba od těžby také mohla zapříčinit, že kolonizace pasek nočními motýli s vazbou na otevřená stanoviště nestihla dostatečně proběhnout. Tento efekt částečně potvrzuje výzkum Šebka et al. (2016a), ve kterém se ukázalo, že na rozdíl od denních motýlů, kteří měli už v prvním roce po vzniku paseky vyšší zastoupení než v hustých lesích, společenstva nočních motýlů byla naopak v prvním roce hojněji zastoupená v zapojených lesích. K podobnému výsledku došel i Daubaras et al. (2017), kdy početnost opylovačů z řad včel, mravenců, motýlů a dalších skupin hmyzu na nově vzniklých holinách byla nižší, než očekávali, pravděpodobně protože nedávná těžba negativně ovlivnila strukturu tamní vegetace. Je tedy zajímavé, že kolonizace pasek denními motýli pravděpodobně bude probíhat rychleji než v případě motýlů nočních (Šebek et al., 2016a; Viljur, Teder, 2016). Každopádně holoseční těžba může mít patrně alespoň krátkodobé negativní důsledky pro diverzitu nočních motýlů. Do budoucna bude nutné se ve výzkumu zaměřit na rychlost a faktory ovlivňující kolonizaci pasek, případně znovuoobnovení komplexní lesní diverzity. Během sukcese na starších pasekách dochází k postupnému zvyšování množství bylin v podrostu, což může mít za následek nárůst diverzity hmyzích společenstev (Svensson 1986), včetně nočních motýlů.

Určitým zdrojem variability v nasbíraných datech může být i samotný věk zkoumaných porostů. Jeffries et al. (2016) zkoumal diverzitu herbivorního hmyzu v hospodářských dubových lesích v závislosti na stáří lesa a celkový výsledek naznačuje, že s vyšším věkem porostu se zvyšovala abundance i diverzita bezobratlých. Tyto trendy u dubových porostů ale rozporují výsledky Kofránkové (2018), které ve starších dubinách zaznamenaly nižší diverzitu nočních motýlů než v mladších, zatímco v borech s věkem diverzita rostla. Tento výsledek mohl být ovlivněn zkoumanou skupinou, kdy Kofránková (2018) zkoumala diverzitu pouze nočních motýlů, zatímco Jeffries et al. (2016) i brouků. Tak nebo tak, s ohledem na změnu diverzity se stářím porostů by tedy bylo pro výzkum vhodné mít lesy podobně staré, bohužel z důvodu omezení studijní oblasti, byl rozptýl věku studovaných

porostů poměrně široký (18–93 let). Dodatečné testy (glm) ale ukázaly, že samotný věk porostu neměl na druhovou diverzitu (deviance = 1,5702, df = 1, p = 0,210) nebo abundanci (deviance = 1,1479, df = 1, p = 0,284) nočních motýlů žádný signifikantní vliv. Což rovněž potvrzuje fakt, že v nejmladším 18letém smrkovém porostu v lokalitě Ostružno bylo odchyceno celkem 436 jedinců, což přibližně odpovídalo výsledkům z některých starších studovaných porostů.

System tří lapačů v linii paseka-okraj-les podchytil gradienty prostředí typické pro hospodářské lesy: od otevřených nelesních ploch po uzavřené lesní prostředí a od ploch s méně vyvinutým keřovým patrem k plochám s vyvinutějším keřovým patrem. To umožnilo sledovat zastoupení druhů s odlišnými funkčními vlastnostmi. Ukázalo se, že lesní stanoviště preferovaly především déle žijící druhy s velkou disperzní schopností a s vazbou na stromy. Naopak paseky preferovaly druhy se střední disperzní schopností a vazbou spíše na otevřená stanoviště. Určitou podobnost můžeme pozorovat ve studii Kadlece et al. (2018), který porovnával rozdíly ve společenstev nočních motýlů v přirozených stinných porostech a v porostech s převahou invazního akátu (*Robinia pseudoacacia*), jež byly typické výrazně řídkým korunovým patrem. V původních porostech se vyskytovaly druhy větší, lesní s vazbou na korunové patro, jež v akátinách výrazně chyběly. Tam naopak – ve světlejším prostředí a bohatě rozvinutým podrostem, obdobně jako na zkoumaných pasekách – bylo více druhů menších, s vazbou na otevřená stanoviště. Překvapivý je rozdíl v zastoupení druhů s různě rychlým životním cyklem. Zatímco většina studií předpokládá vyšší zastoupení polyvoltinních druhů na teplejších stanovištích (Altermatt, 2010; Kadlec et al., 2018, Gaytán et al., 2022), na exponovaných pasekách v této studii ve srovnání s lesními porosty bylo naopak více druhů monovoltinních. Tento fakt může být zapříčiněn nižší kvalitou nabídky potravy na pasekách a důsledkem krátké doby od poměrně destruktivní těžby. Dostupnost kvalitní potravy se zdá mít zásadní vliv pro indukci diapauzy – dočasné pozastavení vývoje a zpomalení metabolismu, což omezuje druhy mající více generací do jednoho roku (Hunter, McNeil, 1997). Celoplošná těžba s ohledem na výrazný zásah do charakteru vegetace bude tedy patrně více bránit druhům polyvoltinním, alespoň do doby, než nedojde k regeneraci vegetace na pasekách. Mezitím – s rozvojem bohatého travino-bylinného podrostu – na pasekách probíhá kolonizace druhů z okolních lučních ekosystémů, mezi které patří řada druhů jednogeneračních (např. rody *Deltote*, *Mythimna*), jež se na pasekách vyskytovaly ve vysokých četnostech. V menší míře

se na pasekách vyskytovaly monovoltinní druhy s vazbou na listnaté dřeviny, patrně z důvodu nové výsadby. Podobný výsledek pozorovali i Viljur a Teder (2016), kteří na holinách z celkového počtu druhů denních motýlů zaznamenali 79 % druhů vázaných na travní porosty.

V průběhu provádění této studie se objevilo několik omezení, které mohly ovlivnit interpretaci výsledků. Přestože jsem se snažila minimalizovat variabilitu ve struktuře, velikosti a věku lesních porostů i pasek, byla jsem limitována prostředím a časem. Pro budoucí výzkum by bylo vhodné zvolit méně různorodá stanoviště. Výsledky ale jasně ukázaly, že pasečné hospodářství alespoň krátkodobě výrazně ničí diverzitu nočních motýlů. Proto se nabízí změnit přístup a hledat alternativní metody lesního hospodaření. Systém nahodilé těžby má potenciál zachovat lesní společenstva a biodiverzitu, která je ohrožena pasečným hospodářstvím, nicméně přechod vyžaduje dlouhodobý závazek. Správa lesů systémem nahodilé těžby by tak mohla přinést výhody pro biodiverzitu, avšak je nutné se dále zabývat jejími dopady na ekonomiku a další ekosystémové služby (Ekholm et al., 2023). S tím souvisí i myšlenka nerovnoměrně starých vysokých porostů, které poskytují různorodá stanoviště pro širokou škálu druhů. Tato rozmanitost věku porostů koreluje s rozvojem biodiverzity (Charlois, 2018). Další možností je retenční těžba, při které se na těžené ploše záměrně nechá určitý počet stromů s cílem podpořit biologickou rozmanitost (Fedrowitz et al., 2014). Dále se v rámci holosečného hospodaření nabízí možnost paseky co nejvíc rozrůznit, tj. pokusit se v lesních porostech dělat paseky různého stáří a zachovat tak v lese všechny sukcesní stádia (Hilmers et al., 2018). Důležitou roli v osídlení pasek hmyzími společenstvy může hrát i jejich konektivita, tj. zda jsou izolované, nebo napojené na okraj lesa. Tímto se zabýval Kozel et al. (2021), který v Národním parku Podyjí zkoumal právě důležitost konektivity pasek pro diverzitu čtyř hmyzích taxonů, včetně motýlů, přičemž všechny studované hmyzí skupiny měly významně vyšší zastoupení druhů v napojených pasekách. V této studii jsme konektivitu pasek nebrali v potaz, ale pro budoucí výzkum by mohl být zahrnut i tento aspekt.

Obecně jako nejvhodnější cesta se jeví kombinace přírodě blízkých šetrných metod hospodaření s ohledem na ochranu biodiverzity.

9. Závěr

Studie se zabývala efektem pasečného hospodaření v hospodářských lesích na diverzitu nočních motýlů. Hlavním cílem bylo porovnat diverzitu a abundanci nočních motýlů na třech strukturálně odlišných stanovištích – ve vzrostlých lesních porostech, na rozhraní lesa a paseky a na pasekách. Výsledky studie ukázaly, že tento typ hospodaření má na motýlí společenstva významně negativní vliv, vzhledem k tomu, že na pasekách bylo odchyceno pouze 18 % jedinců z celkového počtu, zatímco v lesních porostech bylo odchyceno více než 50 %.

Pasečné hospodářství vede k narušení a ztrátě přirozených habitatů, které jsou pro společenstva nočních motýlů životně důležité. Přírodě blízké metody hospodaření, které napodobují přirozenou lesní dynamiku a zachovávají různorodost habitatů, by měly být preferovány jako udržitelnější a ekologičtější řešení pro ochranu a podporu biodiverzity v lesních ekosystémech.

Přesto ale není vhodné tento typ managementu úplně vyřadit. Důvodem je existence druhů, vázaných především na otevřená stanoviště, které byly odchyceny během této studie.

Z toho vyplývá, že efektivní moderní lesní hospodaření by mělo zahrnovat strategie pro optimalizaci biodiverzity, což může obnášet určité množství pasek v kombinaci s jinými šetrnými metodami jako je například nahodilá těžba.

Výsledky studie poukazují na složitost této problematiky s nutností dalšího výzkumu. Zvláštní pozornost by měla být věnována specifikám pasečného hospodářství, jako je velikost pasek či rozdílné stáří pasek v jednom lesním celku.

Tato studie otevírá řadu otázek, na které je třeba se v budoucnosti zaměřit, abychom zajistili udržitelnou budoucnost našich lesů.

10. Citovaná literatura

- Achury, R., Staab, M., Blüthgen, N., & Weisser, W. W. (2023). Forest gaps increase true bug diversity by recruiting open land species. *Oecologia*, 1-14.
- Altermatt, F. (2010). Climatic warming increases voltinism in European butterflies and moths. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 1281-1287.
- Atlegrim, O., & Sjöberg, K. (1996). Comparison of invertebrate abundance and biomass between a clear-cut stand and four stands under tree cover in Swedish boreal coniferous forests. *Entomologica Fennica*, 17-27.
- Baláž, E., Kotecký, V., Machalová, L., & Poštulka, Z. (2008). *Vliv holosečného hospodaření na půdu, vodu a biodiverzitu*. Hnutí DUHA.
- Barber, N. A., & Widick, W. L. (2017). Localized effects of tornado damage on ground beetle communities and vegetation in a forested preserve. *Natural Areas Journal*, 489-496.
- Bergman, K. O., Burman, J., Jonason, D., Larsson, M. C., Ryrholm, N., Westerberg, L., & Milberg, P. (2020). Clear-cuts are temporary habitats, not matrix, for endangered grassland burnet moths (*Zygaena* spp.). *Journal of Insect Conservation*, 269-277.
- Berwaerts, K., Van Dyck, H., & Aerts, P. (2002). Does flight morphology relate to flight performance? An experimental test with the butterfly *Pararge aegeria*. *Functional Ecology*, 484-491.
- Benesperi, R., Giuliani, C., Zanetti, S., Gennai, M., Lippi, M. M., Guidi, T., Nascimbene, J. & Foggi, B. (2012). Forest plant diversity is threatened by *Robinia pseudoacacia* (black-locust) invasion. *Biodiversity and Conservation*, 3555–3568.
- Beneš, J., Konvička, M., & Dvořák, J. (Eds.). (2002). *Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana I, II / Butterflies of the Czech Republic: Distribution and conservation I, II*
- Bezemer, T. M., Harvey, J. A., & Cronin, J. T. (2014). Response of native insect communities to invasive plants. *Annual Review of Entomology*, 119-141.
- Bouget, C., & Duelli, P. (2004). The effects of windthrow on forest insect communities: a literature review. *Biological Conservation*, 281-299.

- Brockerhoff, E. G., Barbaro, L., Castagneyrol, B., Forrester, D. I., Gardiner, B., González-Olabarria, J. R., Lyver, P. O`B., Meurisse, N., Oxbrough, A., Taki, H., Tompson, I. D., van der Plas, F. & Jactel, H. (2017). Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. *Biodiversity and Conservation*, 3005-3035.
- Brown, V. K. (1985). Insect herbivores and plant succession. *Oikos*, 17-22.
- Brown, K. S., & Hutchings, R. W. (1997). Disturbance, fragmentation, and the dynamics of diversity in Amazonian forest butterflies. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago, 632.
- Buchholz, S., Tietze, H., Kowarik, I., & Schirmel, J. (2015). Effects of a major tree invader on urban woodland arthropods. *PLoS ONE*, e0137723.
- Buček, A. (2000). Krajina České republiky a pastva. *Veronica*, 1-7.
- Camp, A. E., & Oliver, C. D. (2004). Silviculture | Forest Dynamics. In J. Burley (Ed.), *Encyclopedia of Forest Sciences*. Academic Press. 1053-1062.
- Campagnaro, T., Brundu, G., & Sitzia, T. (2018). Five major invasive alien tree species in European Union forest habitat types of the Alpine and Continental biogeographical regions. *Journal for Nature Conservation*, 227-238.
- Cardoso, P., Erwin, T. L., Borges, P. A., & New, T. R. (2011). The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. *Biological conservation*, 2647-2655
- Connell, J. H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 1302 – 1309.
- Čížek, O., & Konvička, M. (2009). Náš nejvzácnější lesní motýl asi brzy vyhyne. *Živa*, 271-273.
- Dajoz, R. (2000). *Insects and forests: the role and diversity of insects in the forest environment*. Intercept Limited.
- Daubaras, R., Cesoniene, L., Zych, M., Tamutis, V., & Stakėnas, V. (2017). Effect of forest clear cuts on plant–pollinator interactions: the case of three ericaceous subshrubs in Lithuanian pine forests. *Acta Agrobotanica*.
- Duelli, P., Obrist, M. K., & Wermelinger, B. (2002). Windthrow-induced changes in faunistic biodiversity in alpine spruce forests. *Forest Snow and Landscape Research*, 117-131.

- Dănescu, A., Albrecht, A. T., & Bauhus, J. (2016). Structural diversity promotes productivity of mixed, uneven-aged forests in southwestern Germany. *Oecologia*, 319-333.
- Ekholm, A., Lundqvist, L., Axelsson, E. P., Egnell, G., Hjältén, J., Lundmark, T., & Sjögren, J. (2023). Long-term yield and biodiversity in stands managed with the selection system and the rotation forestry system: A qualitative review. *Forest Ecology and Management*, 120920.
- Evropská komise. (2011). The EU biodiversity strategy to 2020. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Fanta, J. (2007). Lesy a lesnictví ve střední Evropě: II. Z dávné historie využívání lesů. *Živa*, 65–68.
- Felton, A., Lindbladh, M., Brunet, J., & Fritz, Ö. (2010). Replacing coniferous monocultures with mixed-species production stands: An assessment of the potential benefits for forest biodiversity in northern Europe. *Forest Ecology and Management*, 939-947.
- Fischer, A., Lindner, M., Abs, C., & Lasch, P. (2002). Vegetation dynamics in central European forest ecosystems (near-natural as well as managed) after storm events. *Folia Geobotanica*, 17-32.
- Franklin, J. F., Spies, T. A., Van Pelt, R., Carey, A. B., Thornburgh, D. A., Berg, D. R., Lindenmayer, D. B., Harmon, M. E., Keeton, W. S., Shaw, D. C., Bible, K. & Chen, J. (2002). Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management*, 399-423.
- Fay, N. (2002). Environmental arboriculture, tree ecology and veteran tree management. *Arboricultural Journal*, 213-238.
- Fedrowitz, K., Koricheva, J., Baker, S. C., Lindenmayer, D. B., Palik, B., Rosenvald, R., Beese, W., Franklin, J. F., Kouki, J., Macdonald, E., Messier, Ch., Sverdrup-Thygeson, A. & Gustafsson, L. (2014). Can retention forestry help conserve biodiversity? A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 1669-1679.
- Frelich, L. E. (2002). Forest dynamics and disturbance regimes: Studies from temperate evergreen-deciduous forests. Cambridge University Press.
- Freese, A., Benes, J., Bolz, R., Cizek, O., Dolek, M., Geyer, A., Gros, P., Konvicka, M., Lieg, A. & Stettmer, C. (2006). Habitat use of the endangered butterfly

- Euphydryas maturna and forestry in Central Europe. *Animal Conservation*, 388-397.
- Gaytán, Á., Gotthard, K., & Tack, A. J. (2022). Strong impact of temperature and resource specialisation on patterns of voltinism within an oak-associated insect community. *Ecological Entomology*, 544-552.
- Götmark, F. (2013). Habitat management alternatives for conservation forests in the temperate zone: Review, synthesis, and implications. *Forest Ecology and Management*, 292-307.
- Gossner, M. M. (2009). Light intensity affects spatial distribution of Heteroptera in deciduous forests. *European Journal of Entomology*, 241.
- Goulson, D. (2019). The insect apocalypse, and why it matters. *Current Biology*, R967-R971.
- Grove, S.J. (2002). Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 1–23.
- Hanzelka, J., & Reif, J. (2016). Effects of vegetation structure on the diversity of breeding bird communities in forest stands of non-native black pine. *Forest Ecology and Management*, 102–113.
- Hartley, M. J. (2002). Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. *Forest Ecology and Management*, 81-95.
- Harvey, H. T., Shellhammer, H. S., & Stecker, R. E. (1980). Giant sequoia ecology: fire and reproduction (No. 12). US Department of the Interior, National Park Service.
- Hédl, R., Kopecký, M., & Komárek, J. (2010). Half a century of succession in a temperate oakwood: from species-rich community to mesic forest. *Diversity and Distributions*, 267-276.
- Hédl, R., & Szabó, P. (2010). Hluboké hvozdy, nebo pokřivené křoví? *Vesmír*, 232-236.
- Hédl, R., Szabó, P., Riedl, V., & Kopecký, M. (2011a). Tradiční lesní hospodaření ve střední Evropě I. Formy a podoby. *Živa*, 61-63.
- Hédl, R., Szabó, P., Riedl, V., & Kopecký, M. (2011b). Tradiční lesní hospodaření ve střední Evropě II. Lesy jako ekosystém. *Živa*, 108-110.
- Hejda, M., Hanzelka, J., Kadlec, T., Štrobl, M., Pyšek, P., & Reif, J. (2017a). Impacts of an invasive tree across trophic levels: Species richness, community

- composition and resident species' traits. *Diversity and Distributions*, 997-1007.
- Hejda, R., Farkač, J., & Chobot, K. (2017b). Červený Seznam Ohrožených Druhů České republiky: Bezobratlí: Red List of Threatened Species of Czech Republic: Invertebrates. *Příroda*, 1-611.
- Hilmers, T., Friess, N., Bäessler, C., Heurich, M., Brandl, R., Pretzsch, H., Seidl, R. & Müller, J. (2018). Biodiversity along temperate forest succession. *Journal of Applied Ecology*, 2756-2766.
- Hofmeister, J., & Hruška, J. (2002). Noste dříví do lesa! *Vesmír*, 568-572.
- Hofmeister, J., Hošek, J., Brabec, M., Hermy, M., Dvořák, D., Fellner, R., Malíček, J., Palice, Z., Tenčík, A., Holá, E., Novozámská, E., Kraus, T., Trnka, F., Zedek, M., Kašák, J., Gabriš, R., Sedláček, O., Tajovský, K. & Kadlec, T. (2019). Shared affinity of various forest-dwelling taxa point to the continuity of temperate forests. *Ecological Indicators*, 904-912.
- Holuša, J., Berčák, R., Lukášová, K., Hanuška, Z., Agh, P., Vaněk, J., Kula, E. & Chromek, I. (2018). Lesní požáry v České republice—definice a rozdělení. *Zprávy lesnického výzkumu*, 102-111.
- Horák, J. (2017). Insect ecology and veteran trees. *Journal of Insect Conservation*, 1-5.
- Humphrey, J. W., Hawes, C., Peace, A. J., Ferris-Kaan, R., & Jukes, M. R. (1999). Relationships between insect diversity and habitat characteristics in plantation forests. *Forest Ecology and Management*, 11-21.
- Hunter, M. D., & McNeil, J. N. (1997). Host-plant quality influences diapause and voltinism in a polyphagous insect herbivore. *Ecology*, 977-986.
- Chalupa, T., Stráský, J., Brezina, I., Lstibůrek, M., Jirsa, T., Rippelová, J., & Mrkva, R. (2015). Kůrovcová kalamita: Víc než spor přírodovědců. Institut Václava Klause.
- Chang, C. R. (1996). Ecosystem responses to fire and variations in fire regimes. In *Sierra Nevada ecosystem project: final report to Congress*, 1071-1099.
- Ibbe, M., Milberg, P., Tunér, A., & Bergman, K. O. (2011). History matters: Impact of historical land use on butterfly diversity in clear-cuts in a boreal landscape. *Forest Ecology and Management*, 1885-1891.

- Jeffries, J. M., Marquis, R. J., & Forkner, R. E. (2006). Forest age influences oak insect herbivore community structure, richness, and density. *Ecological Applications*, 901-912.
- Jongepierová, I., Prach, K., & Pešout, P. (2018). *Ekologická obnova v České republice II. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.*
- Kadlec, T., Štrobl, M., Hanzelka, J., Hejda, M., & Reif, J. (2018). Differences in the community composition of nocturnal Lepidoptera between native and invaded forests are linked to the habitat structure. *Biodiversity and Conservation*, 2661-2680.
- Kamp, J., Trappe, J., Dübbers, L., & Funke, S. (2020). Impacts of windstorm-induced forest loss and variable reforestation on bird communities. *Forest Ecology and Management*, 118504.
- Kantor, P., Vrška, T., Dobrovolný, L., & Novák, J. (2013). *Pěstění lesů skriptá – učební text.*
- Kaynaş, B. Y., & Gürkan, B. (2008). Species richness and abundance of insect during post-fire succession of a *Pinus Brutia* forest in Mediterranean region. *Polish Journal of Ecology*, 165–172.
- Kofránková, P. (2018). *Diverzita lesních porostů s ohledem na jejich rozdílnou historii, Česká zemědělská univerzita, Fakulta životního prostředí, Katedra ekologie, Praha, 71 s (diplomová práce), „nepublikováno“.* Dep. UIS ČZU v Praze.
- Koltz, A. M., Burkle, L. A., Pressler, Y., Dell, J. E., Vidal, M. C., Richards, L. A., & Murphy, S. M. (2018). Global change and the importance of fire for the ecology and evolution of insects. *Current opinion in insect science*, 110-116.
- Konvička, M., Beneš, J., & Čížek, L. (2005). *Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. Sagittaria.*
- Konvička, M., Čížek, L., & Beneš, J. (2006). *Ohrožený hmyz nížinných lesů: ochrana a management. Sagittaria.*
- Konvička, M., Novak, J., Benes, J., Fric, Z., Bradley, J., Keil, P., Hreck, J., Chobot, K. & Marhoul, P. (2008). The last population of the Woodland Brown butterfly (*Lopinga achine*) in the Czech Republic: habitat use, demography and site management. *Journal of Insect Conservation*, 549-560.
- Konvička, M., Beneš, J., Číp, D., Sobík, D., Spitzer, L., Fric, Z. F., Rindoš, M. & Vrba, P. (2021). *Ohrožení motýli nížinných lesů v čase globální změny.*

- Konvička, M., Čížek, L., Spitzer, L., & Procházková, D. (2024). Kůrovcová kalamita oživila hospodářské lesy. *Forest Ecology and Management*.
- Košulič, O., Michalko, R., & Hula, V. (2016). Impact of canopy openness on spider communities: Implications for conservation management of formerly coppiced oak forests. *PLoS One*, e0148585.
- Kouki, J., Löfman, S., Martikainen, P., Rouvinen, S., & Uotila, A. (2001). Forest fragmentation in Fennoscandia: Linking habitat requirements of wood-associated threatened species to landscape and habitat changes. *Scandinavian Journal of Forest Research*, Supplement, 27–37.
- Kozel, P., Sebek, P., Platek, M., Benes, J., Zapletal, M., Dvorsky, M., Lanta, V., Dolezal, J., Bace, R., Zbuzek, B. & Cizek, L. (2021). Connectivity and succession of open structures as a key to sustaining light-demanding biodiversity in deciduous forests. *Journal of Applied Ecology*, 2951-2961.
- Kjučukov, P. (2023). Klíčové faktory pro ochranu lesní biodiverzity ve střední Evropě. *Reports of Forestry Research/Zprávy Lesnického Výzkumu*.
- Knoke, T., & Seifert, T. (2008). Integrating selected ecological effects of mixed European beech–Norway spruce stands in bioeconomic modelling. *Ecological Modelling*, 487-498.
- Kulakowski, D., & Bebi, P. (2004). Range of variability of unmanaged subalpine forests. *Forum für Wissen*, 47-54
- Lake, J. C., & Leishman, M. R. (2004). Invasion success of exotic plants in natural ecosystems: The role of disturbance, plant attributes and freedom from herbivores. *Biological Conservation*, 215–226.
- Lange, M., Weisser, W. W., Gossner, M. M., Kowalski, E., Türke, M., Joner, F., & Fonseca, C. R. (2011). The impact of forest management on litter-dwelling invertebrates: a subtropical–temperate contrast. *Biodiversity and Conservation*, 2133-2147.
- Langmaier, M., & Lapin, K. (2020). A systematic review of the impact of invasive alien plants on forest regeneration in European temperate forests. *Frontiers in Plant Science*, 524969.
- Lanta, V., Mudrák, O., Liancourt, P., Dvorský, M., Bartoš, M., Chlumská, Z., Šebek, P., Čížek, L. & Doležal, J. (2020). Restoring diversity of thermophilous oak forests: connectivity and proximity to existing habitats matter. *Biodiversity and Conservation*, 3411-3427.

- Lawton, J. H. (1983). Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. *Annual Review of Entomology*, 23–39.
- LeCorff, J., & Marquis, R. J. (1999). Differences between understory and canopy in herbivore community composition and leaf quality for two oak species in Missouri. *Ecological Entomology*, 46–58.
- Liang, J., Crowther, T. W., Picard, N., Wiser, S., Zhou, M., Alberti, G., Schulze, E.-D., McGuire, A. D., Bozzato, F., Pretzsch, H., De-Miguel, S., Paquette, A., Hérault, B., Scherer-Lorenzen, M., Barrett, C. B., Glick, H. B., Hengeveld, G. M., Nabuurs, G.-J., Pfautsch, S., Viana, H., Vibrans, A. C., Ammer, C., Schall, P., Verbyla, D., Tchebakova, N., Fischer, M., Watson, J. V., Chen, H. Y. H., Lei, X., Schelhaas, M.-J., Lu, H., Gianelle, D., Parfenova, E. I., Salas, C., Lee, E., Lee, B., Kim, H. S., Bruelheide, H., Coomes, D. A., Piotto, D., Sunderland, T., Schmid, B., Gourlet-Fleury, S., Sonké, B., Tavani, R., Zhu, J., Brandl, S., Vayreda, J., Kitahara, F., Searle, E. B., Neldner, V. J., Ngugi, M. R., Baraloto, C., Frizzera, L., Bałazy, R., Oleksyn, J., Zawila-Niedźwiecki, T., Bouriaud, O., Bussotti, F., Finér, L., Jaroszewicz, B., Jucker, T., Valladares, F., Jagodzinski, A. M., Peri, P. L., Gonmadje, C., Marthy, W., O'Brien, T., Martin, E. H., Marshall, A. R., Rovero, F., Bitariho, R., Niklaus, P. A., Alvarez-Loayza, P., Chamuya, N., Valencia, R., Mortier, F., Wortel, V., Engone-Obiang, N. L., Ferreira, L. V., Odeke, D. E., Vasquez, R. M., Lewis, S. L. & Reich, P. B. (2016). Positive biodiversity-productivity relationship predominant in global forests. *Science*, aaf8957.
- Linders, T. E. W., Schaffner, U., Eschen, R., Abebe, A., Choge, S. K., Nigatu, L., Mbaabu, P., R., Shiferaw, H. & Allan, E. (2019). Direct and indirect effects of invasive species: Biodiversity loss is a major mechanism by which an invasive tree affects ecosystem functioning. *Journal of Ecology*, 2660-2672.
- Macek, J., Dvořák, J., Traxler, L., & Červenka, V. (2007). *Lepidoptera and caterpillars of the central Europe: Nocturnal Lepidoptera I*. Academia.
- Macek, J., Dvořák, J., Traxler, L., & Červenka, V. (2008). *Lepidoptera and caterpillars of the central Europe: Nocturnal Lepidoptera II*. Academia.
- Macek, J., Procházka, P., & Traxler, L. (2012). *Lepidoptera and caterpillars of the central Europe. Nocturnal Lepidoptera III*. Academia.

- Merckx, T., Feber, R. E., Hoare, D. J., Parsons, M. S., Kelly, C. J., Bourn, N. A., & Macdonald, D. W. (2012). Conserving threatened Lepidoptera: towards an effective woodland management policy in landscapes under intense human land-use. *Biological Conservation*, 32-39.
- Merhautová, Z. (2007). Typologie krajiny CHKO Český ráj, Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta Katedra fyzické geografie a geoekologie, Praha, 56 s. (bakalářská práce), „nepublikováno“. dspace UK
- Müllerová, J., Szabó, P., & Hédl, R. (2014). The rise and fall of traditional forest management in southern Moravia: A history of the past 700 years. *Forest Ecology and Management*, 104-115.
- Miklín, J., & Čížek, L. (2014). Erasing a European biodiversity hot-spot: open woodlands, veteran trees and mature forests succumb to forestry intensification, succession, and logging in a UNESCO Biosphere Reserve. *Journal for Nature Conservation*, 35-41.
- Miklín, J., Hauck, D., Konvička, O., & Cizek, L. (2017). Veteran trees and saproxylic insects in the floodplains of Lower Morava and Dyje rivers, Czech Republic. *Journal of Maps*, 291-299.
- Montgomery, G. A., Dunn, R. R., Fox, R., Jongejans, E., Leather, S. R., Saunders, M. E., Shortall, Ch. R., Tingley, M. W. & Wagner, D. L. (2020). Is the insect apocalypse upon us? How to find out. *Biological Conservation*, 108327.
- Nechanská, D. (2013). Změny fytoocenóz v pahorkatinných lesích v závislosti na aplikaci historických forem obhospodařování, Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí, Praha, 73 s (diplomová práce), „nepublikováno“. dspace UK
- Niemelä, J. (1999). Management in relation to disturbance in the boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 127-134.
- Ohwaki, A., Maeda, S., Kitahara, M., & Nakano, T. (2017). Associations between canopy openness, butterfly resources, butterfly richness and abundance along forest trails in planted and natural forests. *European Journal of Entomology*, 533-545.
- Oliver, C.D. (1980). Forest development in North America following major disturbances. *Forest Ecology and Management*, 153-168.
- Patankar R, Smith SM, Thomas SC (2011). A gall-inducing arthropod drives declines in canopy tree photosynthesis. *Oecologia*, 701–709.

- Parrish, C., & Summerville, K. (2015). Effects of logging and coarse woody debris harvest on lepidopteran communities in the eastern deciduous forest of North America. *Agricultural and Forest Entomology*, 317-324.
- Parsons, D. J., & Swetnam, T. W. (1989). Restoring natural fire to the sequoia-mixed conifer forest: should intense fire play a role. In *Proceedings of the Tall Timbers Fire Ecology Conference*.
- Perlík, M., Kraus, D., Bussler, H., Neudam, L., Pietsch, S., Mergner, U., Seidel, D., Sebek, P. & Thorn, S. (2023). Canopy openness as the main driver of aculeate Hymenoptera and saproxylic beetle diversity following natural disturbances and salvage logging. *For Ecol Manag*, 121033.
- Perry, J., Lojka, B., Quinones Ruiz, L. G., Van Damme, P., Houška, J., & Fernandez Cusimamani, E. (2016). How natural forest conversion affects insect biodiversity in the Peruvian Amazon: can agroforestry help? *Forests*, 82.
- Petřík, P., Košulič, M. ml., Košulič, M. st., Hédl, R., Svoboda, M., Hruška, J., Zatloukal, V., Boublík, K., & Poštulka, Z. (2007). Přírodě blízké postupy hospodaření v lesích z pohledu České Bioplatformy / Close-to-nature forestry from the point of view of the Czech Bioplatform.
- Pinksen, J., Moise, E. R., Sircom, J., & Bowden, J. J. (2021). Living on the edge: Effects of clear-cut created ecotones on nocturnal macromoth assemblages in the eastern boreal forest, Canada. *Forest Ecology and Management*, 119309.
- Poleno, Z. (1998). Způsoby hospodaření ve vysokokmenném lese. *Lesnictví*, 561-575.
- Procházka, J., Cizek, L., & Schlaghamerský, J. (2018). Vertical stratification of scolytine beetles in temperate forests. *Insect Conservation and Diversity*, 534-544.
- Punttila, P., Niemelä, P., & Karhu, K. (2004). The impact of wood ants on the structure of invertebrate community on mountain birch (*Betula pubescens* ssp. *czerepanovii*). *Annales Zoologici Fennici*, 429–446.
- Richardson, D. M., Pyšek, P., Rejmanek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D., & West, C. J. (2000). Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 93-107.
- Sanginés de Cárcer, P., Mederski, P. S., Magagnotti, N., Spinelli, R., Engler, B., Seidl, R., Eriksson, A., Eggers, J., Gallus Bont, L. & Schweier, J. (2021). The management response to wind disturbances in European forests. *Current Forestry Reports*, 167-180.

- Scandurra, A., Magliozzi, L., Aria, M., & D'Aniello, B. (2014). Short-term effects of fire on Papilionoidea (*Lepidoptera*) communities: a pilot study in Mediterranean maquis shrubland. *Italian Journal of Zoology*, 599-609.
- Schall, P., Schulze, E.-D., Fischer, M., Ayasse, M., & Ammer, C. (2018). Relations between forest management, stand structure and productivity across different types of Central European forests. *Basic and Applied Ecology*, 39-52.
- Scudder, G. G. (2017). The importance of insects. *Insect biodiversity: Science and Society*, 9-43.
- Seidl, R., & Turner, M. G. (2022). Post-disturbance reorganization of forest ecosystems in a changing world. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, e2202190119.
- Similä, M., Kouki, J., & Martikainen, P. (2003). Saproxylic beetles in managed and seminatural Scots pine forests: quality of dead wood matters. *Forest Ecology and Management*, 365-381.
- Sobek, S., Tschardtke, T., Scherber, C., Schiele, S., & Steffan-Dewenter, I. (2009). Canopy vs. understory: Does tree diversity affect bee and wasp communities and their natural enemies across forest strata? *Forest Ecology and Management*, 609-615.
- Speight, M. C. (1989). Saproxylic invertebrates and their conservation , No. Y42.
- Spelthna, B. E., Gratzner, G., & Black, B. A. (2005). Disturbance history of a European old-growth mixed-species forest – A spatial dendro-ecological analysis. *Journal of Vegetation Science*, 511-522.
- Stenbacka, F., Hjältén, J., Hilszczański, J., & Dynesius, M. (2010). Saproxylic and non-saproxylic beetle assemblages in boreal spruce forests of different age and forestry intensity. *Ecological Applications*, 2310-2321.
- Steinert, M., Moe, S. R., Sydenham, M. A., & Eldegard, K. (2018). Different cutting regimes improve species and functional diversity of insect-pollinated plants in power-line clearings. *Ecosphere*, e02509.
- Sugiura, S., Tsuru, T., & Yamaura, Y. (2013). Effects of an invasive alien tree on the diversity and temporal dynamics of an insect assemblage on an oceanic island. *Biological Invasions*, 157-169.
- Surovcová, K. (2016). Vliv světelných podmínek listnatých lesů I. a II. Vegetačního stupně na epigeickou faunu pavouků, Mendelova univerzita v Brně, Fakulta

- lesnická a dřevařská, Ústav ochrany lesů a myslivosti, Brno, 92 s, (diplomová práce), „nepublikováno“. Theses.cz
- Svensson, I. (1986). Skovdrifts indflydelse på sommerfuglepopulationer. *Lepidoptera*, 41-51
- Šebek, P., Kozel, P., Cizek, L., Beneš, J., Dolezal, J., Miklín, J., Skorpik, M. & Stejskal, R. (2016a). Cíleným prosvětlováním lesa k podpoře biodiverzity hmyzu, obratlovců a rostlin. *Živa*. 179-183.
- Šebek, P., Vodka, S., Bogusch, P., Pech, P., Tropek, R., Weiss, M., Zimova, K. & Cizek, L. (2016b). Open-grown trees as key habitats for arthropods in temperate woodlands: The diversity, composition, and conservation value of associated communities. *Forest Ecology and Management*, 172-181.
- Šefl, J. (2014). Funkce lesa-základy. Univerzita Jana Evangelisty Purkyně, Fakulta životního prostředí.
- Šenkýř, M. (2015). Vliv nepůvodních listnatých dřevin na diverzitu bylinného patra, Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta, Ústav botaniky a zoologie, Brno, 110 s, (diplomová práce), „nepublikováno“. IS MUNI
- ter Braak, C. J., & Šmilauer, P. (2012). Canoco reference manual and user's guide: software for ordination, version 5.0.
- Thomas, S. C. (2023). Insects and forest succession. In *Forest Entomology and Pathology: Volume 1: Entomology*, Cham: Springer International Publishing, 205-236.
- Ulyshen, M. D. (2011). Arthropod vertical stratification in temperate deciduous forests: implications for conservation-oriented management. *Forest Ecology and Management*, 1479-1489.
- van der Sluijs, J. P. (2020). Insect decline, an emerging global environmental risk. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 39-42.
- Vasconcelos, H. L., Pacheco, R., Silva, R. C., Vasconcelos, P. B., Lopes, C. T., Costa, A. N., & Bruna, E. M. (2009). Dynamics of the leaf-litter arthropod fauna following fire in a neotropical woodland savanna. *PloS ONE*, e7762.
- Véle, A., Holuša, J., & Horák, J. (2016). Ant abundance increases with clearing size. *Journal of Forest Research*, 110-114.
- Vera, F. W. M. (Ed.). (2000). *Grazing ecology and forest history*. CABI publishing.
- Viljur, M. L., & Teder, T. (2016). Butterflies take advantage of contemporary forestry: clear-cuts as temporary grasslands. *Forest Ecology and Management*, 118-125

- Vodka, Š., & Cizek, L. (2013). The effects of edge-interior and understory-canopy gradients on the distribution of saproxylic beetles in a temperate lowland forest. *Forest Ecology and Management*, 33-41.
- Vrška, T. (2012). Historické změny stavu lesů na území ČR.
- Ylisirniö, A. L., Penttilä, R., Berglund, H., Hallikainen, V., Isaeva, L., Kauhanen, H., Koivula, M. & Mikkola, K. (2012). Dead wood and polypore diversity in natural post-fire succession forests and managed stands—Lessons for biodiversity management in boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 16-27.
- Zellweger, F., Roth, T., Bugmann, H., & Bollmann, K. (2017). Beta diversity of plants, birds and butterflies is closely associated with climate and habitat structure. *Global Ecology and Biogeography*, 898-906.
- Zumr, V., & Remeš, J. (2020). Saproxylic beetles as indicators of forest biodiversity and the impact of forestry management on their key life attributes. *Zprávy lesnického výzkumu/Reports of Forestry Research*.
- Zumr, V., Remeš, J., & Pulkrab, K. (2021). How to increase biodiversity of saproxylic beetles in commercial stands through integrated forest management in Central Europe. *Forests*, 814.

10.1 Internetové zdroje

- AOPK, ©2012, Rozbory chráněné krajinné oblasti Český ráj, (online) [cit. 2024.3.2] dostupné z https://drusop.nature.cz/ost/archiv/plany_pece/index.php?frame&ID=28718
- AOPK, ©2024: Péče o přírodu – CHKO Český ráj, (online) [cit. 2024.3.1], dostupné z <https://ceskyraj.nature.cz/pece-o-prirodu>
- ČHMÚ ©2024: Teplota a srážky na území ČR za rok 2023. Tisková zpráva. (online) [cit. 2024.2.2] dostupné z https://www.chmi.cz/files/portal/docs/tiskove_zpravy/2024/Teplota_a_srazky_na_uzemi_CR_za_rok_2023.pdf
- Härtel, H., Věbrová, D., Šafránek, J., Sojka, V., & Blažej, L. (2023). Vývoj plochy po požáru v Národním parku České Švýcarsko rok poté. *Ochrana Přírody*, 6 (online) [cit. 2024.1.3], dostupné z <https://www.casopis.ochranaprirody.cz/z-nasi-prirody/vyvoj-plochy-po-pozaru-v-narodnim-parku-ceske-svycarsko-rok-pote/>
- Hédli, R. (2004). Role člověka při formování lesních biocenóz NPR Děvín, Pálava. In P. Polehla (Ed.), *Hodnocení stavu a vývoje lesních geobiocenóz*.

- Geobiocenologické spisy, 9, MZLU Brno, 111–116. (online) [cit. 2024.1.3],
dostupné z http://hedl.net/veda/Hedl_2004_sbornik_Devin.pdf
- R Core Team. (2021). R: A language and environment for statistical computing. R
Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. (online) [cit. 2024.2.3]
dostupné z <https://www.R-project.org/>.
- Charlois. (2018). The different modes of forestry: Uneven-aged high stand. Charlois.
(online) [cit. 2024.3.1], dostupné z <https://charlois.com/en/the-different-modes-of-forestry-uneven-aged-high-stand/>
- ÚHÚL. (2019). Struktura lesa, (online) [cit. 2024.2.2]
dostupné z https://nil.uhul.cz/downloads/kalendar_nil_2019/09_Zari_struktur_a_lesa.pdf

11. Přílohy

Příloha 1 – celkový seznam odchycených druhů

*Příloha 11.1: Celkový seznam odchycených druhů na všech stanovištích. Druhy jsou řazeny abecedně, * značí, že se druh na tom daném stanovišti vyskytoval aspoň jednou, †* značí, že na tom daném stanovišti měl druh nejvyšší četnost, ve sloupci Red list: zařazení druhu do aktuálního Červeného seznamu bezobratlých – VU – zranitelný druh, NT – téměř ohrožený druh (Hejda et al., 2017b).*

Čeleď	Druh	Les	Okraj	Paseka	Red list	Celkový počet jedinců
Geometridae	Abraxas sylvata (Scopoli, 1763)	*	-	-	-	5
Noctuidae	Abrostola tripartita (Hufnagel, 1766)	-	*	-	-	1
Noctuidae	Abrostola triplasia (Linnaeus, 1758)	*	*	-	-	4
Geometridae	Acasis viretata (Hübner, 1799)	*	-	-	-	1
Noctuidae	Acronicta aceris (Linnaeus, 1758)	-	*	-	-	1
Noctuidae	Acronicta auricoma (Denis & Schiffermüller, 1775)	†*	*	-	-	6
Noctuidae	Acronicta rumicis (Linnaeus, 1758)	†*	*	-	-	10
Noctuidae	Actinotia polyodon (Clerck, 1759)	-	†*	*	-	3
Geometridae	Aethalura punctulata (Denis & Schiffermüller, 1775)	†*	*	*	-	13
Saturniidae	Aglia tau (Linnaeus, 1758)	†*	*	*	-	4
Geometridae	Agriopsis aurantiaria (Hübner, 1799)	*	†*	*	-	6
Noctuidae	Agrochola circellaris (Hufnagel, 1766)	*	-	-	-	3
Noctuidae	Agrochola helvola (Linnaeus, 1758)	*	-	-	-	3
Noctuidae	Agrochola laevis (Hübner, 1803)	*	-	*	-	4
Noctuidae	Agrochola litura (Linnaeus, 1761)	†*	*	-	-	9

Noctuidae	<i>Agrochola lota</i> (Clerck, 1759)	*	-	-	-	1
Noctuidae	<i>Agrochola macilenta</i> (Hübner, 1809)	↑*	*	-	-	13
Noctuidae	<i>Agrochola nitida</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	*	-	-	-	1
Noctuidae	<i>Agrotis exclamationis</i> (Linnaeus, 1758)	↑*	*	*	-	34
Noctuidae	<i>Agrotis segetum</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	*	-	14
Geometridae	<i>Alcis repandata</i> (Linnaeus, 1758)	↑*	*	*	-	279
Noctuidae	<i>Allophyes oxyacanthae</i> (Linnaeus, 1758)	↑*	*	*	-	64
Noctuidae	<i>Amphipoea fucosa</i> (Freyer, 1830)	-	-	*	-	1
Noctuidae	<i>Amphipoea oculea</i> (Linnaeus, 1761)	-	*	-	-	2
Noctuidae	<i>Amphipyra berbera</i> Rungs, 1949	↑*	*	*	-	10
Noctuidae	<i>Amphipyra pyramidea</i> (Linnaeus, 1758)	*	*	-	-	2
Noctuidae	<i>Amphipyra tragopoginis</i> (Clerck, 1759)	*	↑*	*	-	8
Noctuidae	<i>Anarta trifolii</i> (Hufnagel, 1766)	↑*	*	-	-	4
Geometridae	<i>Angerona prunaria</i> (Linnaeus, 1758)	↑*	*	*	-	80
Noctuidae	<i>Anorthoa munda</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	*	*	-	-	2
Geometridae	<i>Anticlea derivata</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	-	-	7
Geometridae	<i>Anticollix sparsata</i> (Treitschke, 1828)	*	-	-	-	3
Noctuidae	<i>Antitype chi</i> (Linnaeus, 1758)	-	*	-	-	1
Noctuidae	<i>Apamea anceps</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	-	-	*	-	1
Noctuidae	<i>Apamea crenata</i> (Hufnagel, 1766)	*	-	-	-	3
Noctuidae	<i>Apamea monoglypha</i> (Hufnagel, 1766)	↑*	*	-	-	27
Noctuidae	<i>Apamea remissa</i> (Hübner, 1809)	*	-	↑*	-	9
Noctuidae	<i>Apamea sordens</i> (Hufnagel, 1766)	*	-	-	-	1
Geometridae	<i>Apeira syringaria</i> (Linnaeus, 1758)	↑*	*	-	-	4
Geometridae	<i>Aplocera plagiata</i> (Linnaeus, 1758)	↑*	↑*	*	-	40

Limacodidae	<i>Apoda limacodes</i> (Hufnagel, 1766)	↑*	*	*	-	36
Noctuidae	<i>Apterogenum ypsilon</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	-	-	3
Erebidae	<i>Arctornis l-nigrum</i> (Müller, 1764)	-	*	*	-	2
Noctuidae	<i>Asteroscopus sphinx</i> (Hufnagel, 1766)	*	↑*	-	-	3
Geometridae	<i>Asthena albulata</i> (Hufnagel, 1767)	↑*	*	*	-	11
Noctuidae	<i>Athetis lepigone</i> (Möschler, 1860)	-	*	*	-	2
Erebidae	<i>Atolmis rubricollis</i> (Linnaeus, 1758)	*	-	*	-	2
Noctuidae	<i>Autographa gamma</i> (Linnaeus, 1758)	*	↑*	*	-	25
Noctuidae	<i>Autographa jota</i> (Linnaeus, 1758)	*	-	-	-	1
Noctuidae	<i>Autographa pulchrina</i> (Haworth, 1809)	*	-	-	-	5
Noctuidae	<i>Axylia putris</i> (Linnaeus, 1761)	↑*	*	*	-	10
Geometridae	<i>Biston betularia</i> (Linnaeus, 1758)	*	-	-	-	2
Noctuidae	<i>Brachylomia viminalis</i> (Fabricius, 1776)	-	*	-	-	1
Geometridae	<i>Bupalus piniaria</i> (Linnaeus, 1758)	*	↑*	-	-	5
Geometridae	<i>Cabera exanthemata</i> (Scopoli, 1763)	↑*	*	*	-	71
Geometridae	<i>Cabera pusaria</i> (Linnaeus, 1758)	↑*	*	*	-	60
Erebidae	<i>Calliteara pudibunda</i> (Linnaeus, 1758)	*	↑*	*	-	51
Noctuidae	<i>Calophasia lunula</i> (Hufnagel, 1766)	-	-	*	-	1
Geometridae	<i>Campaea margaritaria</i> (Linnaeus, 1761)	↑*	*	*	-	126
Geometridae	<i>Camptogramma bilineata</i> (Linnaeus, 1758)	↑*	*	*	-	259
Noctuidae	<i>Caradrina clavipalpis</i> (Scopoli, 1763)	↑*	*	*	-	24
Noctuidae	<i>Caradrina kadenii</i> Freyer, 1836	↑*	*	*	-	5
Noctuidae	<i>Caradrina morpheus</i> (Hufnagel, 1766)	↑*	*	↑*	-	25
Geometridae	<i>Catarhoe cuculata</i> (Hufnagel, 1767)	↑*	↑*	*	-	10
Erebidae	<i>Catocala nupta</i> (Linnaeus, 1767)	*	-	-	-	3

Erebidae	Catocala sponsa (Linnaeus, 1767)	*	-	-	-	1
Geometridae	Cepphis advenaria (Hübner, 1790)	↑*	-	*	-	12
Noctuidae	Cerapteryx graminis (Linnaeus, 1758)	*	-	-	-	2
Noctuidae	Cerastis rubricosa (Denis & Schiffermüller, 1775)	-	↑*	*	-	3
Geometridae	Cidaria fulvata (Forster, 1771)	↑*	↑*	*	-	7
Notodontidae	Clostera curtula (Linnaeus, 1758)	*	-	-	-	5
Notodontidae	Clostera pigra (Hufnagel, 1766)	*	↑*	*	-	10
Erebidae	Colobochyla salicalis (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	*	-	40
Noctuidae	Colocasia coryli (Linnaeus, 1758)	↑*	*	*	-	34
Geometridae	Colostygia olivata (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	*	-	35
Geometridae	Colostygia pectinataria (Knoch, 1781)	↑*	*	*	-	37
Geometridae	Colotois pennaria (Linnaeus, 1761)	↑*	*	*	-	270
Geometridae	Comibaena bajularia (Denis & Schiffermüller, 1775)	-	*	*	-	2
Noctuidae	Conisania luteago (Denis & Schiffermüller, 1775)	-	*	-	-	1
Noctuidae	Conistra erythrocephala (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	*	-	8
Noctuidae	Conistra rubiginea (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	↑*	*	-	11
Noctuidae	Conistra vaccinii (Linnaeus, 1761)	↑*	*	*	-	50
Noctuidae	Cosmia trapezina (Linnaeus, 1758)	↑*	*	*	-	67
Geometridae	Cosmorhoe ocellata (Linnaeus, 1758)	↑*	*	*	-	34
Noctuidae	Craniophora ligustri (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	-	-	6
Geometridae	Crocallis elinguaris (Linnaeus, 1758)	*	↑*	*	-	49
Noctuidae	Cryphia algae (Fabricius, 1775)	-	-	*	-	1
Noctuidae	Crypsedra gemmea (Treitschke, 1825)	-	*	-	-	1
Noctuidae	Cucullia scrophulariae (Denis & Schiffermüller, 1775)	*	-	-	-	1
Erebidae	Cybosia mesomella (Linnaeus, 1758)	*	↑*	*	-	42

Geometridae	Cyclophora albipunctata (Hufnagel, 1767)	*	↑*	*	-	8
Geometridae	Cyclophora annularia (Fabricius, 1775)	*	-	-	-	2
Geometridae	Cyclophora linearia (Hübner, 1799)	↑*	*	*	-	49
Geometridae	Cyclophora porata (Linnaeus, 1767)	*	↑*	*	-	51
Geometridae	Cyclophora punctaria (Linnaeus, 1758)	↑*	*	*	-	50
Geometridae	Cyclophora quercimontaria (Bastelberger, 1897)	*	↑*	*	-	30
Sphingidae	Deilephila elpenor (Linnaeus, 1758)	*	↑*	*	-	4
Noctuidae	Deltote bankiana (Fabricius, 1775)	*	*	↑*	-	54
Noctuidae	Deltote deceptoria (Scopoli, 1763)	*	*	↑*	-	93
Noctuidae	Deltote pygarga (Hufnagel, 1766)	↑*	*	*	-	162
Lasiocampidae	Dendrolimus pini (Linnaeus, 1758)	↑*	*	*	-	18
Noctuidae	Denticucullus pygmina (Haworth, 1809)	*	*	-	-	2
Erebidae	Diacrisia sannio (Linnaeus, 1758)	*	-	*	-	2
Noctuidae	Diachrysia chrysis (Linnaeus, 1758)	↑*	*	*	-	14
Noctuidae	Diarsia brunnea (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	*	-	29
Noctuidae	Diarsia mendica (Fabricius, 1775)	↑*	*	-	-	4
Drepanidae	Drepana falcata (Linnaeus, 1758)	↑*	*	*	-	47
Notodontidae	Drymonia dodonaea (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	*	-	112
Notodontidae	Drymonia ruficornis (Hufnagel, 1766)	↑*	*	*	NT	38
Noctuidae	Dryobotodes eremita (Fabricius, 1775)	*	-	-	-	1
Noctuidae	Dypterygia scabriuscula (Linnaeus, 1758)	↑*	*	*	-	13
Geometridae	Dysstroma truncata (Hufnagel, 1767)	↑*	*	*	-	19
Geometridae	Earophila badiata (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	*	-	4
Geometridae	Ecliptopera capitata (Herrich-Schäffer, 1839)	*	-	-	-	3
Geometridae	Ecliptopera silaceata (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	*	-	247

Geometridae	<i>Ectropis crepuscularia</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	*	-	52
Noctuidae	<i>Egira conspicularis</i> (Linnaeus, 1758)	↑*	*	↑*	-	7
Erebidae	<i>Eilema complana</i> (Linnaeus, 1758)	*	*	↑*	-	313
Erebidae	<i>Eilema depressa</i> (Esper, 1787)	↑*	*	*	-	237
Erebidae	<i>Eilema lurideola</i> (Zincken, 1817)	↑*	*	*	-	102
Erebidae	<i>Eilema lutarella</i> (Linnaeus, 1758)	*	↑*	↑*	-	7
Erebidae	<i>Eilema pygmaeola</i> (Doubleday, 1847)	-	*	-	VU	1
Erebidae	<i>Eilema sororcula</i> (Hufnagel, 1766)	↑*	*	*	-	16
Noctuidae	<i>Elaphria venustula</i> (Hübner, 1790)	*	*	↑*	-	27
Geometridae	<i>Ematurga atomaria</i> (Linnaeus, 1758)	-	↑*	*	-	7
Noctuidae	<i>Emmelia trabealis</i> (Scopoli, 1763)	-	-	*	-	1
Noctuidae	<i>Enargia paleacea</i> (Esper, 1788)	-	-	*	-	1
Geometridae	<i>Ennomos autumnaria</i> (Werneburg, 1859)	↑*	*	-	-	5
Geometridae	<i>Ennomos erosaria</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	*	-	43
Geometridae	<i>Ennomos fuscantaria</i> (Haworth, 1809)	*	-	-	-	1
Geometridae	<i>Ennomos quercinaria</i> (Hufnagel, 1767)	↑*	*	-	-	18
Geometridae	<i>Epione repandaria</i> (Hufnagel, 1767)	↑*	↑*	*	-	17
Geometridae	<i>Epirrhoe alternata</i> (Müller, 1764)	↑*	*	*	-	62
Geometridae	<i>Epirrhoe rivata</i> (Hübner, 1813)	↑*	*	-	-	5
Geometridae	<i>Epirrita autumnata</i> (Borkhausen, 1794)	*	↑*	*	-	71
Geometridae	<i>Epirrita dilutata</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	*	-	135
Geometridae	<i>Epirrita christyi</i> (Allen, 1906)	↑*	*	*	-	50
Geometridae	<i>Erannis defoliaria</i> (Clerck, 1759)	↑*	*	*	-	10
Erebidae	<i>Eublemma purpurina</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	-	↑*	-	6
Noctuidae	<i>Eugnorisma depuncta</i> (Linnaeus, 1761)	*	-	-	-	3

Geometridae	<i>Euchoeca nebulata</i> (Scopoli, 1763)	*	↑*	-	-	5
Geometridae	<i>Eulithis populata</i> (Linnaeus, 1758)	↑*	*	*	-	24
Geometridae	<i>Eulithis prunata</i> (Linnaeus, 1758)	↑*	*	-	-	4
Geometridae	<i>Euphyia unangulata</i> (Haworth, 1809)	*	↑*	*	-	25
Geometridae	<i>Eupithecia abbreviata</i> Stephens, 1831	↑*	↑*	*	-	19
Geometridae	<i>Eupithecia abietaria</i> (Goeze, 1781)	*	-	-	-	5
Geometridae	<i>Eupithecia assimilata</i> Doubleday, 1856	*	-	-	-	1
Geometridae	<i>Eupithecia centaureata</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	*	-	-	-	1
Geometridae	<i>Eupithecia denotata</i> (Hübner, 1813)	↑*	*	-	-	3
Geometridae	<i>Eupithecia icterata</i> (Villers, 1789)	↑*	*	-	-	12
Geometridae	<i>Eupithecia indigata</i> (Hübner, 1813)	-	*	-	-	1
Geometridae	<i>Eupithecia lariciata</i> (Freyer, 1842)	↑*	*	*	-	5
Geometridae	<i>Eupithecia linariata</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	-	-	12
Geometridae	<i>Eupithecia plumbeolata</i> (Haworth, 1809)	↑*	*	*	-	33
Geometridae	<i>Eupithecia satyrata</i> (Hübner, 1813)	↑*	*	-	-	5
Geometridae	<i>Eupithecia selinata</i> Herrich-Schäffer, 1861	*	*	-	-	2
Geometridae	<i>Eupithecia subfuscata</i> (Haworth, 1809)	↑*	*	-	-	22
Geometridae	<i>Eupithecia subumbrata</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	-	*	↑*	-	3
Geometridae	<i>Eupithecia tantillaria</i> Boisduval, 1840	↑*	*	*	-	288
Geometridae	<i>Eupithecia tripunctaria</i> Herrich-Schäffer, 1852	*	-	-	-	4
Geometridae	<i>Eupithecia trisignaria</i> Herrich-Schäffer, 1848	*	-	-	-	1
Geometridae	<i>Eupithecia veratraria</i> Herrich-Schäffer, 1848	*	-	-	-	1
Geometridae	<i>Eupithecia virgaureata</i> Doubleday, 1861	↑*	*	*	-	41
Geometridae	<i>Eupithecia vulgata</i> (Haworth, 1809)	↑*	*	-	-	4
Noctuidae	<i>Euplexia lucipara</i> (Linnaeus, 1758)	*	↑*	-	-	7

Erebidae	<i>Euproctis chrysorrhoea</i> (Linnaeus, 1758)	*	↑*	*	-	23
Noctuidae	<i>Eupsilia transversa</i> (Hufnagel, 1766)	↑*	*	*	-	15
Noctuidae	<i>Eurois occulta</i> (Linnaeus, 1758)	*	-	-	-	1
Lasiocampidae	<i>Euthrix potatoria</i> (Linnaeus, 1758)	*	↑*	*	-	101
Noctuidae	<i>Euxoa nigricans</i> (Linnaeus, 1761)	*	-	-	-	1
Drepanidae	<i>Falcaria lacertinaria</i> (Linnaeus, 1758)	↑*	*	*	NT	4
Geometridae	<i>Gandaritis pyraliata</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	*	-	59
Geometridae	<i>Geometra papilionaria</i> (Linnaeus, 1758)	↑*	*	*	-	15
Noctuidae	<i>Gortyna flavago</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	*	-	15
Noctuidae	<i>Griposia aprilina</i> (Linnaeus, 1758)	-	*	-	-	1
Geometridae	<i>Gymnoscelis rufifasciata</i> (Haworth, 1809)	↑*	*	-	-	6
Drepanidae	<i>Habrosyne pyritoides</i> (Hufnagel, 1766)	*	*	↑*	-	109
Noctuidae	<i>Hada plebeja</i> (Linnaeus, 1761)	↑*	*	*	-	5
Noctuidae	<i>Hecatera bicolorata</i> (Hufnagel, 1766)	-	-	*	-	1
Noctuidae	<i>Hecatera dysodea</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	*	-	-	-	1
Geometridae	<i>Hemithea aestivaria</i> (Hübner, 1789)	↑*	*	*	-	32
Erebidae	<i>Herminia grisealis</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	*	-	18
Erebidae	<i>Herminia tarsicrinalis</i> (Knoch, 1782)	*	↑*	*	-	49
Erebidae	<i>Herminia tarsipennalis</i> Treitschke, 1835	↑*	*	*	-	41
Noctuidae	<i>Hoplodrina ambigua</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	*	-	56
Noctuidae	<i>Hoplodrina blanda</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	*	-	196
Noctuidae	<i>Hoplodrina octogenaria</i> (Goeze, 1781)	↑*	*	*	-	66
Geometridae	<i>Horisme radicularia</i> (La Harpe, 1855)	*	-	-	-	1
Geometridae	<i>Horisme tersata</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	*	-	-	-	1
Noctuidae	<i>Hydraecia micacea</i> (Esper, 1789)	↑*	↑*	*	-	8

Geometridae	Hydrelia flammeolaria (Hufnagel, 1767)	↑*	↑*	*	-	11
Geometridae	Hydrelia sylvata (Denis & Schiffermüller, 1775)	*	*	-	-	2
Geometridae	Hydria undulata (Linnaeus, 1758)	↑*	*	-	-	7
Geometridae	Hydriomena furcata (Thunberg, 1784)	↑*	*	*	-	41
Geometridae	Hydriomena impluviata (Denis & Schiffermüller, 1775)	*	-	-	-	1
Geometridae	Hylaea fasciaria (Linnaeus, 1758)	↑*	*	*	-	10
Erebidae	Hypena crassalis (Fabricius, 1787)	↑*	*	-	-	10
Erebidae	Hypena proboscidalis (Linnaeus, 1758)	↑*	*	*	-	76
Geometridae	Hypomecis punctinalis (Scopoli, 1763)	↑*	*	*	-	53
Geometridae	Hypomecis roboraria (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	*	-	66
Noctuidae	Charanyca trigrammica (Hufnagel, 1766)	↑*	*	*	-	8
Geometridae	Chesias legatella (Denis & Schiffermüller, 1775)	*	*	-	-	4
Geometridae	Chiasmia clathrata (Linnaeus, 1758)	*	↑*	*	-	97
Noctuidae	Chilodes maritima (Tauscher, 1806)	-	*	-	-	1
Geometridae	Chloroclysta siterata (Hufnagel, 1767)	↑*	*	*	-	20
Geometridae	Chloroclystis v-ata (Haworth, 1809)	*	↑*	↑*	-	8
Geometridae	Idaea aversata (Linnaeus, 1758)	↑*	*	*	-	124
Geometridae	Idaea biselata (Hufnagel, 1767)	↑*	*	*	-	34
Geometridae	Idaea degeneraria (Hübner, 1799)	*	-	-	-	4
Geometridae	Idaea deversaria (Herrich-Schäffer, 1847)	*	-	-	-	1
Geometridae	Idaea dimidiata (Hufnagel, 1767)	*	↑*	*	-	96
Geometridae	Idaea emarginata (Linnaeus, 1758)	↑*	*	*	-	6
Geometridae	Idaea fuscovenosa (Goeze, 1781)	↑*	*	*	-	13
Geometridae	Idaea humiliata (Hufnagel, 1767)	-	*	↑*	-	19
Geometridae	Idaea muricata (Hufnagel, 1767)	↑*	*	-	-	4

Geometridae	<i>Idaea ochrata</i> (Scopoli, 1763)	*	*	↑*	-	7
Geometridae	<i>Idaea rusticata</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	*	-	-	-	2
Geometridae	<i>Idaea seriata</i> (Schrank, 1802)	*	-	-	-	1
Geometridae	<i>Idaea straminata</i> (Borkhausen, 1794)	↑*	*	*	-	52
Geometridae	<i>Idaea sylvestraria</i> (Hübner, 1799)	*	↑*	-	-	4
Erebidae	<i>Idia calvaria</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	-	NT	3
Noctuidae	<i>Ipimorpha retusa</i> (Linnaeus, 1761)	*	-	-	-	2
Noctuidae	<i>Ipimorpha subtusa</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	*	-	-	-	2
Geometridae	<i>Jodis putata</i> (Linnaeus, 1758)	*	-	-	-	2
Noctuidae	<i>Lacanobia oleracea</i> (Linnaeus, 1758)	↑*	*	-	-	12
Noctuidae	<i>Lacanobia thalassina</i> (Hufnagel, 1766)	↑*	*	*	-	23
Noctuidae	<i>Lacanobia w-latinum</i> (Hufnagel, 1766)	↑*	*	-	-	12
Geometridae	<i>Lampropteryx suffumata</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	-	-	12
Sphingidae	<i>Laothoe populi</i> (Linnaeus, 1758)	↑*	*	*	-	27
Erebidae	<i>Laspeyria flexula</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	*	-	45
Geometridae	<i>Ligdia adustata</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	*	-	16
Noctuidae	<i>Lithophane ornitopus</i> (Hufnagel, 1766)	↑*	*	*	-	18
Noctuidae	<i>Lithophane socia</i> (Hufnagel, 1766)	-	-	*	-	1
Erebidae	<i>Lithosia quadra</i> (Linnaeus, 1758)	↑*	-	*	-	5
Geometridae	<i>Lobophora halterata</i> (Hufnagel, 1767)	↑*	*	*	-	12
Geometridae	<i>Lomaspilis marginata</i> (Linnaeus, 1758)	*	*	↑*	-	65
Geometridae	<i>Lomographa temerata</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	*	*	*	-	3
Noctuidae	<i>Luperina testacea</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	*	↑*	*	-	31
Geometridae	<i>Lycia hirtaria</i> (Clerck, 1759)	↑*	*	*	-	9
Noctuidae	<i>Lycophotia porphyrea</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	-	*	-	-	2

Erebidae	Lygephila pastinum (Treitschke, 1826)	↑*	*	-	-	8
Erebidae	Lymantria dispar (Linnaeus, 1758)	↑*	*	*	-	6
Erebidae	Lymantria monacha (Linnaeus, 1758)	↑*	*	*	-	54
Geometridae	Macaria alternata (Denis & Schiffermüller, 1775)	*	↑*	*	-	8
Geometridae	Macaria brunneata (Thunberg, 1784)	*	↑*	*	-	64
Geometridae	Macaria liturata (Clerck, 1759)	↑*	*	*	-	107
Geometridae	Macaria notata (Linnaeus, 1758)	↑*	*	-	-	9
Geometridae	Macaria signaria (Hübner, 1809)	↑*	*	-	-	29
Geometridae	Macaria wauaria (Linnaeus, 1758)	*	↑*	-	-	3
Noctuidae	Macdunnoughia confusa (Stephens, 1850)	*	-	-	-	1
Lasiocampidae	Macrothylacia rubi (Linnaeus, 1758)	-	*	-	-	2
Lasiocampidae	Malacosoma neustria (Linnaeus, 1758)	*	↑*	*	NT	51
Noctuidae	Mamestra brassicae (Linnaeus, 1758)	*	*	*	-	3
Nolidae	Meganola albula (Denis & Schiffermüller, 1775)	*	-	↑*	-	10
Nolidae	Meganola strigula (Denis & Schiffermüller, 1775)	-	*	-	-	2
Noctuidae	Melanchra persicariae (Linnaeus, 1761)	*	-	-	-	2
Geometridae	Melanthia procellata (Denis & Schiffermüller, 1775)	*	-	-	-	1
Noctuidae	Mesapamea secalella Remm, 1983	*	-	-	-	1
Noctuidae	Mesapamea secalis (Linnaeus, 1758)	↑*	*	*	-	24
Geometridae	Mesoleuca albicillata (Linnaeus, 1758)	↑*	*	-	-	24
Noctuidae	Mesoligia furuncula (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	-	*	-	4
Geometridae	Mesotype parallelolineata (Retzius, 1783)	*	-	-	-	2
Erebidae	Miltochrista miniata (Forster, 1771)	↑*	*	*	-	109
Erebidae	Minucia lunaris (Denis & Schiffermüller, 1775)	-	*	↑*	-	3
Noctuidae	Mniotype satura (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	*	-	30

Noctuidae	<i>Mythimna albipuncta</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	*	-	26
Noctuidae	<i>Mythimna conigera</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	*	↑*	*	-	50
Noctuidae	<i>Mythimna ferrago</i> (Fabricius, 1787)	↑*	*	*	-	15
Noctuidae	<i>Mythimna impura</i> (Hübner, 1808)	*	*	↑*	-	231
Noctuidae	<i>Mythimna l-album</i> (Linnaeus, 1767)	*	-	*	-	2
Noctuidae	<i>Mythimna pallens</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	*	-	5
Noctuidae	<i>Mythimna pudorina</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	-	*	↑*	-	6
Noctuidae	<i>Mythimna sicula</i> (Treitschke, 1835)	*	-	-	-	2
Noctuidae	<i>Noctua comes</i> (Hübner, 1813)	↑*	*	*	-	38
Noctuidae	<i>Noctua fimbriata</i> (Schreber, 1759)	↑*	*	*	-	9
Noctuidae	<i>Noctua interjecta</i> Hübner, 1803	↑*	*	↑*	-	5
Noctuidae	<i>Noctua interposita</i> (Hübner, 1790)	↑*	*	*	-	12
Noctuidae	<i>Noctua janthina</i> Denis & Schiffermüller, 1775	↑*	*	*	-	7
Noctuidae	<i>Noctua pronuba</i> (Linnaeus, 1758)	↑*	*	*	-	328
Nolidae	<i>Nola cicatricalis</i> (Treitschke, 1835)	*	-	-	-	1
Nolidae	<i>Nola cristatula</i> (Hübner, 1793)	-	-	*	-	1
Geometridae	<i>Nothocasis sertata</i> (Hübner, 1817)	*	*	-	-	2
Notodontidae	<i>Notodonta dromedarius</i> (Linnaeus, 1767)	*	-	-	-	4
Notodontidae	<i>Notodonta ziczac</i> (Linnaeus, 1758)	-	*	-	-	1
Nolidae	<i>Nycteola revayana</i> (Scopoli, 1772)	↑*	*	-	-	6
Geometridae	<i>Odontopera bidentata</i> (Clerck, 1759)	↑*	*	*	-	32
Notodontidae	<i>Odontosia carmelita</i> (Esper, 1799)	↑*	*	*	VU	10
Noctuidae	<i>Ochropleura plecta</i> (Linnaeus, 1761)	*	↑*	↑*	-	11
Noctuidae	<i>Oligia latruncula</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	*	-	15
Noctuidae	<i>Oligia strigilis</i> (Linnaeus, 1758)	↑*	*	-	-	3

Noctuidae	<i>Oligia versicolor</i> (Borkhausen, 1792)	*	-	-	-	3
Geometridae	<i>Opisthograptis luteolata</i> (Linnaeus, 1758)	-	*	-	-	1
Erebidae	<i>Orgyia antiqua</i> (Linnaeus, 1758)	*	-	-	-	1
Noctuidae	<i>Orthosia cerasi</i> (Fabricius, 1775)	*	↑*	*	-	17
Noctuidae	<i>Orthosia cruda</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	*	-	13
Noctuidae	<i>Orthosia gothica</i> (Linnaeus, 1758)	*	*	↑*	-	37
Noctuidae	<i>Orthosia gracilis</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	-	*	-	-	1
Noctuidae	<i>Orthosia incerta</i> (Hufnagel, 1766)	*	-	↑*	-	10
Noctuidae	<i>Orthosia miniosa</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	*	*	↑*	-	18
Noctuidae	<i>Panolis flammea</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	*	-	-	-	1
Erebidae	<i>Paracolax tristalis</i> (Fabricius, 1794)	↑*	*	*	-	288
Geometridae	<i>Paradarisa consonaria</i> (Hübner, 1799)	*	*	-	-	2
Geometridae	<i>Parectropis similaria</i> (Hufnagel, 1767)	↑*	*	-	-	31
Geometridae	<i>Pasiphila debiliata</i> (Hübner, 1817)	↑*	*	*	-	15
Geometridae	<i>Pasiphila rectangulata</i> (Linnaeus, 1758)	*	*	-	-	4
Erebidae	<i>Pechipogo strigilata</i> (Linnaeus, 1758)	-	↑*	*	-	3
Geometridae	<i>Pennithera firmata</i> (Hübner, 1822)	↑*	*	*	-	6
Geometridae	<i>Peribatodes rhomboidaria</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	*	-	135
Geometridae	<i>Peribatodes secundaria</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	*	-	112
Notodontidae	<i>Peridea anceps</i> (Goeze, 1781)	↑*	*	-	NT	8
Geometridae	<i>Perizoma alchemillata</i> (Linnaeus, 1758)	↑*	*	*	-	1352
Geometridae	<i>Perizoma flavofasciata</i> (Thunberg, 1792)	*	-	-	-	1
Geometridae	<i>Petrophora chlorosata</i> (Scopoli, 1763)	↑*	*	↑*	-	5
Notodontidae	<i>Phalera bucephala</i> (Linnaeus, 1758)	↑*	*	-	-	24
Hepialidae	<i>Pharmacis fusconebulosa</i> (De Geer, 1778)	↑*	*	-	NT	4

Hepialidae	<i>Pharmacis lupulina</i> (Linnaeus, 1758)	-	*	-	VU	1
Notodontidae	<i>Pheosia gnoma</i> (Fabricius, 1776)	*	*	-	-	4
Notodontidae	<i>Pheosia tremula</i> (Clerck, 1759)	↑*	*	*	-	19
Geometridae	<i>Philereme transversata</i> (Hufnagel, 1767)	*	-	-	-	3
Noctuidae	<i>Phlogophora meticulosa</i> (Linnaeus, 1758)	*	-	-	-	1
Noctuidae	<i>Photodes fluxa</i> (Hübner, 1809)	*	*	↑*	-	253
Erebidae	<i>Phragmatobia fuliginosa</i> (Linnaeus, 1758)	*	*	↑*	-	30
Geometridae	<i>Plagodis dolabraria</i> (Linnaeus, 1767)	↑*	*	-	-	25
Geometridae	<i>Plagodis pulveraria</i> (Linnaeus, 1758)	*	-	-	-	2
Lasiocampidae	<i>Poecilocampa populi</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	*	-	1
Noctuidae	<i>Polia bombycina</i> (Hufnagel, 1766)	*	↑*	*	-	29
Noctuidae	<i>Polia nebulosa</i> (Hufnagel, 1766)	*	↑*	*	-	9
Drepanidae	<i>Polyploca ridens</i> (Fabricius, 1787)	↑*	*	-	-	4
Erebidae	<i>Polypogon tentacularia</i> (Linnaeus, 1758)	*	*	↑*	-	10
Noctuidae	<i>Pseudeustrotia candidula</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	*	*	↑*	-	6
Notodontidae	<i>Pterostoma palpina</i> (Clerck, 1759)	↑*	*	*	-	15
Notodontidae	<i>Ptilodon capucina</i> (Linnaeus, 1758)	↑*	*	*	-	7
Notodontidae	<i>Ptilodon cucullina</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	*	-	16
Notodontidae	<i>Ptilophora plumigera</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	*	-	-	-	1
Geometridae	<i>Pungeleria capreolaria</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	*	-	8
Noctuidae	<i>Pyrrhia umbra</i> (Hufnagel, 1766)	↑*	*	*	-	5
Noctuidae	<i>Rhizedra lutosa</i> (Hübner, 1803)	↑*	-	*	-	3
Geometridae	<i>Rhodostrophia vibicaria</i> (Clerck, 1759)	↑*	*	-	-	7
Erebidae	<i>Rivula sericealis</i> (Scopoli, 1763)	↑*	*	*	-	71
Noctuidae	<i>Rusina ferruginea</i> (Esper, 1785)	↑*	*	*	-	259

Drepanidae	Sabra harpagula (Esper, 1786)	-	*	-	-	1
Erebidae	Scoliopteryx libatrix (Linnaeus, 1758)	↑*	*	-	-	4
Geometridae	Scopula immorata (Linnaeus, 1758)	*	↑*	↑*	-	21
Geometridae	Scopula immutata (Linnaeus, 1758)	*	↑*	*	-	12
Geometridae	Scopula nigropunctata (Hufnagel, 1767)	↑*	*	*	-	36
Geometridae	Scopula rubiginata (Hufnagel, 1767)	-	*	*	-	2
Geometridae	Scopula ternata Schrank, 1802	-	*	-	-	1
Geometridae	Scotopteryx chenopodiata (Linnaeus, 1758)	↑*	*	*	-	10
Geometridae	Selenia dentaria (Fabricius, 1775)	↑*	*	*	-	39
Geometridae	Selenia lunularia (Hübner, 1788)	↑*	*	-	-	3
Geometridae	Selenia tetralunaria (Hufnagel, 1767)	↑*	*	*	-	29
Geometridae	Siona lineata (Scopoli, 1763)	*	*	*	-	3
Sphingidae	Smerinthus ocellatus (Linnaeus, 1758)	-	-	*	-	1
Geometridae	Spargania luctuata (Denis & Schiffermüller, 1775)	-	*	*	-	2
Notodontidae	Spatalia argentina (Denis & Schiffermüller, 1775)	*	-	-	VU	1
Sphingidae	Sphinx pinastri Linnaeus, 1758	↑*	*	*	-	55
Erebidae	Spilosoma lubricipeda (Linnaeus, 1758)	↑*	*	*	-	6
Erebidae	Spilosoma lutea (Hufnagel, 1766)	↑*	*	*	-	39
Notodontidae	Stauropus fagi (Linnaeus, 1758)	↑*	*	*	-	17
Noctuidae	Subacronicta megacephala (Denis & Schiffermüller, 1775)	*	↑*	-	-	7
Drepanidae	Tethea or (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	*	-	25
Drepanidae	Tetheella fluctuosa (Hübner, 1803)	*	-	-	VU	2
Noctuidae	Thalpophila matura (Hufnagel, 1766)	*	↑*	*	-	15
Geometridae	Thera obeliscata (Hübner, 1787)	*	↑*	-	-	8
Geometridae	Thera variata (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	*	-	23

Geometridae	<i>Thera vetustata</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	*	-	-	-	1
Noctuidae	<i>Tholera decimalis</i> (Poda, 1761)	-	*	-	-	1
Drepanidae	<i>Thyatira batis</i> (Linnaeus, 1758)	↑*	*	*	-	30
Geometridae	<i>Timandra comae</i> (Schmidt, 1931)	↑*	*	*	-	80
Noctuidae	<i>Trachea atriplicis</i> (Linnaeus, 1758)	↑*	*	*	-	30
Lasiocampidae	<i>Trichiura crataegi</i> (Linnaeus, 1758)	*	-	-	NT	1
Geometridae	<i>Trichopteryx carpinata</i> (Borkhausen, 1794)	*	-	-	-	2
Hepialidae	<i>Triodia sylvina</i> (Linnaeus, 1761)	*	*	↑*	-	154
Geometridae	<i>Triphosa dubitata</i> (Linnaeus, 1758)	*	-	-	-	2
Erebidae	<i>Trisateles emortualis</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	*	-	19
Drepanidae	<i>Watsonalla binaria</i> (Hufnagel, 1767)	*	*	↑*	-	58
Drepanidae	<i>Watsonalla cultraria</i> (Fabricius, 1775)	*	*	↑*	-	58
Noctuidae	<i>Xanthia icteritia</i> (Hufnagel, 1766)	↑*	*	*	-	19
Noctuidae	<i>Xanthia togata</i> (Esper, 1788)	↑*	*	*	-	9
Geometridae	<i>Xanthorhoe biriviata</i> (Borkhausen, 1794)	*	-	*	-	2
Geometridae	<i>Xanthorhoe designata</i> (Hufnagel, 1767)	*	*	-	-	4
Geometridae	<i>Xanthorhoe ferrugata</i> (Clerck, 1759)	↑*	↑*	*	-	11
Geometridae	<i>Xanthorhoe fluctuata</i> (Linnaeus, 1758)	*	*	-	-	2
Geometridae	<i>Xanthorhoe montanata</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	*	-	-	-	7
Geometridae	<i>Xanthorhoe quadrifasiata</i> (Clerck, 1759)	↑*	*	*	-	17
Geometridae	<i>Xanthorhoe spadicearia</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	*	-	56
Noctuidae	<i>Xestia baja</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	↑*	*	*	-	77
Noctuidae	<i>Xestia c-nigrum</i> (Linnaeus, 1758)	↑*	*	*	-	97
Noctuidae	<i>Xestia ditrapezium</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	-	*	-	-	2
Noctuidae	<i>Xestia sexstrigata</i> (Haworth, 1809)	*	*	↑*	-	24

Noctuidae	<i>Xestia stigmatica</i> (Hübner, 1813)	↑*	*	*	-	29
Noctuidae	<i>Xestia triangulum</i> (Hufnagel, 1766)	↑*	*	*	-	38
Noctuidae	<i>Xestia xanthographa</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	*	*	↑*	-	102