

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta lesnická a dřevařská

Katedra ochrany lesa a entomologie



**Fakulta lesnická
a dřevařská**

**Vliv hospodářského způsobu na komunitu střevlíkovitých
(Coleoptera: Carabidae) v oblasti Beskyd**

Bakalářská práce

Vít Kačmařík

doc. Ing. Oto Nakládal, Ph. D.

2023

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Vít Kačmařík

Lesnictví

Ochrana a pěstování lesních ekosystémů

Název práce

Vliv hospodářského způsobu na komunitu střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) v oblasti Beskyd

Název anglicky

Impact of the silvicultural system on the ground beetle (Coleoptera: Carabidae) community in the Beskydy mountains

Cíle práce

1. Inventarizovat výskyt střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) brouků ve 3 typech lesa obhospodařovaných různými hospodářskými způsoby.
2. Porovnat diverzitu a abundanci střevlíkovitých v závislosti na hospodářském způsobu.
3. Navrhnout managementová opatření k podpoře vzácných druhů střevlíkovitých.

Metodika

V oblasti Beskyd budou vybrány 3 typy lesů. První typ porostu bude lesní porost v revíru Staré Hamry, LČR (233 A 17/1a), který bude představovat přírodě blízký les (starý porost se zastoupením buku, smrku a jedle s diferencovanou spodní etáží). Druhý typ budou představovat lesy v revíru Baraní, kde se hospodaří výběrným způsobem. Třetí typ lesa se bude nacházet v revíru Kavalčanky, kde se hospodaří pasečným způsobem. V každém typu lesa bude instalováno 15 zemních pastí. A to ve 3 pětících tak, aby reprezentovaly všechny vývojové stádia lesního porostu či mikroklimatické rozdíly porostu. V revíru Staré Hamry budou pětice umístěny do třech odlišných mikroklimatických podmínek (rozdílné světelné podmínky), ve výběrném lese budou pětice reprezentovat rozdílné podmínky hustoty porostu a v pasečném lese budou představovat různé stáří porostu (mýtný porost, paseka, porost cca 45 let). Past bude umístěna do úrovně povrchu terénu, bude tvořena dvěma stěnami vnější a vnitřní nádoby, aby bylo možné vnitřní nádobu vyjmout a odebrat vzorky. Z hora bude umístěna kónusová skluzná vrchní plocha určená pro propad materiálu do vnitřní nádoby. Dále bude past opatřena stříškou zamezující vniknutí deště zapřená o čtyři stejné nohy. Jako fixační tekutina bude použita 8 % kyselina octová. Pastí budou vybírány v pravidelných 3 týdenních intervalech. Vzorky budou uchovávány v chladu, každá past separátně v označených lahvích s popiskem data výběru a čísla pasti. Zpracování a determinace vzorků bude probíhat průběžně v co nejkratší době po jejich výběru, tak aby nedošlo k jeho degradaci při příliš dlouhé době jeho skladování v kyselině octové. Determinace materiálu bude probíhat na základě determinačního klíče Hůrka (1996) pod odborným vedením vedoucího práce.

Harmonogram: instalace pastí (ihned po odtání sněhu 2022), průběžné výběry pastí (do prvních mrazíků 2022), literární rešerše (září), zpracování entomologického materiálu (listopad), zpracování kapitoly metodika a výsledky (prosinec), diskuze a závěr (leden 2023), finalizace práce (únor).



Doporučený rozsah práce

30-40 stran

Klíčová slova

Coleoptera, Carabidae, brouci, střevlíkovití, hospodářský způsob, Beskydy, Česká republika

Doporučené zdroje informací

- FARKAČ J. 1994: Využití střevlíkovitých k bioindikaci. *Vesmír*, 7 (10): 581-583.
- HOLLMEN A., VALIMAKI P., ITAMIES J. & OKSANEN J. 2008: The value of open power line habitat in conservation of ground beetles (Coleoptera : Carabidae) associated with mires. *Journal of Insect Conservation*, 12(2): 163-177.
- HŮRKA K., VESELÝ P. & FARKAČ J. 1996: Využití střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) k indikaci kvality prostředí. *Die Nutzung der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) zur Indikation der Umweltqualität. Klapalekiana*, 32: 15-26.
- HŮRKA K. 1996: Carabidae of the Czech and Slovak Republics. *Carabidae České a Slovenské republiky. Kabourek, Zlín*. 565 pp.
- KAŠÁK J., FOIT J. & HUČÍN M. 2017: Succession of ground beetle (Coleoptera: Carabidae) communities after windthrow disturbance in a montane Norway spruce forest in the Hruby Jeseník Mts. (Czech Republic). *Central European Forestry Journal*, 63(4): 180-187.
- PRUNER L. & MÍKA P. 1996: Seznam obcí a jejich částí v České republice s čísly mapových polí pro síťové mapování fauny. (List of settlements in the Czech Republic with associated map field codes for faunistic grid mapping system). *Klapalekiana*, 32 (Suppl.): 1-115.
- VESELÝ P. 2002: Střevlíkovití Prahy (Coleoptera: Carabidae). *Die Laufkäfer Prags (Coleoptera: Carabidae)*. Praha, 167 pp.
- VICIAN V., SVITOK M., MICHALKOVÁ E., LUKÁČIK I. & STAŠIOV S. 2018: Influence of tree species and soil properties on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) communities. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology*, 91: 120-126.
-

Předběžný termín obhajoby

2022/23 LS – FLD

Vedoucí práce

doc. Ing. Oto Nakládal, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ochrany lesa a entomologie

Elektronicky schváleno dne 5. 5. 2022

prof. Ing. Jaroslav Holuša, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 7. 7. 2022

prof. Ing. Róbert Marušák, PhD.

Děkan

V Praze dne 04. 04. 2023

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Vliv hospodářského způsobu na komunitu střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) v oblasti Beskyd" jsem vypracoval samostatně pod vedením vedoucího práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autor uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 5. 4. 2023

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval doc. Ing. Oto Nakládalovi, Ph. D. za odborné a trpělivé vedení práce, CHKO Beskydy za udělení výjimky k odchytu chráněných druhů živočichů a vlastníkům lesních pozemků za umožnění terénních prací.

Vliv hospodářského způsobu na komunitu střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) v oblasti Beskyd

Abstrakt

Práce si klade za cíl ověřit vliv hospodářského způsobu na komunitu střevlíkovitých v oblasti Bílé v Beskydech. Rozdílné reakce střevlíkovitých na pěstební a obnovní postupy byly již mapovány ve Skandinávii, vliv přírodních disturbancí i v Čechách, kdy se potvrdilo, že jedním z nejzásadnějších faktorů určujících složení komunity střevlíkovitých je mikroklima, které je obnovou porostů více či méně ovlivňováno. Střevlíkovití byli odchytáváni na devíti lokalitách dělených podle hospodářského způsobu a věku. Zemní pasti byly nainstalovány od 1. července 2023 do 30. října 2023, vybírány byly každé tři týdny a jako fixační kapalina sloužil lihový kvasný ocet. Bylo zachyceno celkem 522 jedinců patřících do 14 druhů, 9 druhů bylo lesních specialistů, 4 druhy generalistů a jeden druh preferující otevřené plochy. Nejčastějším byl *Carabus linnaei* Panzer, 1810, který byl zastoupen 233 jedinci. Shluková analýza ukázala, že faktorem určujícím složení komunit střevlíkovitých byl v tomto případě věk porostu. Ke zhodnocení biodiverzity na zkusných plochách byla využity indexy biodiverzity. Hodnota Shannonova-Wienerova indexu se pohybovala v rozmezí 1,263 a 1,852, Bergerův-Parkerův index potvrdil dominanci *Carabus linnaei* Panzer 1810. Bylo zjištěno, že nejnižší diverzita se nacházela v pasečné smrkové monokultuře v mýtném věku a rovněž na ploše reprezentující velkoplošnou holinu. Ve výběrném lese byly všechny zkusné plochy co do diverzity srovnatelné, což poukazuje na úspěšné pěstební zásahy stran udržování mikroklimatu a stavu mikrostanovišť. Nicméně ani na ostatních plochách nebyla diverzita vysoká, načež byla navržena managementová opatření na jejich podporu, mezi nimi diverzifikace druhové skladby porostů, ponechávání mrtvého dřeva, tůně a terénní úpravy na podporu zadržování vody na suchých lokalitách.

Klíčová slova: Coleoptera, Carabidae, střevlíkovití, brouci, způsob hospodaření, biodiverzita, Beskydy, Česká republika

Impact of the silvicultural system on the ground beetle (Coleoptera: Carabidae) community in the Beskydy mountains

Summary

The scope of this thesis was to verify the influence of management style on the community of ground beetles in Bílá, Beskydy. Different reactions of ground-dwelling beetles to cultivation and felling procedures have already been studied in Fennoscandia, the influence of natural disturbances also in the Czech Republic, where it has been confirmed that one of the most fundamental factors determining the composition of the carabidocenosis is in fact microclimate, which is more or less disturbed by different cultivation methods or later clear-felling and gap-felling regimes. Ground beetles were captured in nine locations divided by management method and age. Capturing was done by standard ground traps which were in place from the 1st of July 2023 to the 30th of October 2023. These traps were emptied every three months and fermentation vinegar was used as fixating liquid. A total of 522 individuals belonging to 14 species were captured, 9 species were forest specialists, 4 species were generalists and one species preferred open areas. The most common was *Carabus linnaei* Panzer, 1810, which was represented by 233 individuals. Cluster analysis showed that the factor determining the composition of ground beetle communities was age of the stand in this case. A number of biodiversity indices were used to evaluate the biodiversity on the trial plots. The value of the Shannon-Wiener index ranged between 1.263 and 1.852, the Berger-Parker index confirmed the dominance of the *Carabus linnaei* Panzer, 1810. It was found that the lowest diversity was found in the Norway spruce monoculture in the felling age and also in the area representing large-scale clearing. In the gap-felling forest, all three experimental areas were comparable in terms of diversity, which points to successful cultivation interventions in terms of maintaining the microclimate and the state of microhabitats. However, the diversity was not high on the other areas either, after which management measures were proposed to support the diversity, among them diversification of the tree species composition of stands, leaving dead wood, ponds and landscaping to support water retention on dry sites.

Keywords: Carabidae, Beetles, Coleoptera, Management style, Biodiversity, Beskydy, Czech Republic

Obsah

1	Úvod	8
2	Cíle práce	11
3	Literární řešerše	12
3.1	Způsoby hospodaření	12
3.2	Pasečné hospodaření	12
3.2.1	Holosečná forma	13
3.2.2	Pasečná forma	13
3.2.3	Podroštní forma	13
3.3	Přírodě blízké hospodaření	13
3.3.1	Stromová metoda	14
3.3.2	Skupinovitě výběrná metoda	14
3.4	Lesy bez hospodářských zásahů	15
3.5	Střevlíkovití	16
3.5.1	Význam střevlíkovitých	17
3.5.2	Vývojová stadia	17
3.5.3	Imágo	18
3.5.4	Komunity střevlíkovitých	19
3.6	Biodiverzita	21
3.7	Indexy biodiverzity	22
3.7.1	Shannonův – Wienerův index	22
3.7.2	Shannonův index rovnoměrnosti	23
3.7.3	Simpsonův index	23
3.7.4	Margalefův index diverzity	23
3.7.5	Bergerův a Parkerův index dominance	24
3.7.6	Srovnání indexů biodiverzity	24
4	Metodika	24
4.1	Popis studované oblasti	24
4.1.1	Lokalita bez hospodářských zásahů	26
4.1.2	Lokalita obhospodařovaná výběrně	26
4.1.3	Lokalita obhospodařovaná pasečně	27
4.2	Sběr vzorků	27
4.3	Determinace a statistické zpracování	28
5	Výsledky	29
5.1	Porost bez hospodářských zásahů	29
5.2	Porost obhospodařovaný výběrně	30
5.3	Porost obhospodařovaný pasečně	30
5.4	Rozdělení podle strategií	31
5.5	Rozdíly komunit střevlíkovitých mezi hospodářskými způsoby	31

6	Diskuze	32
6.1	Diverzita	32
6.1.1	Dominance	33
6.2	Pěstební opatření na podporu chráněných druhů střevlíkovitých	33
7	Závěr	35
8	Použitá literatura	36
8.1	Zdroje – webové stránky	43
9	Samostatné přílohy	44

Seznam použitých zkratk

- BEZ1 – lokalita reprezentující les bez hospodářských zásahů ve věku přibližně 8 let
BEZ2 – lokalita reprezentující les bez hospodářských zásahů ve věku přibližně 50 let
BEZ3 – lokalita reprezentující les bez hospodářských zásahů ve věku 180 let
VYB1 – lokalita reprezentující výběrný les ve věku 8 let
VYB2 – lokalita reprezentující výběrný les ve věku 50 let
VYB3 – lokalita reprezentující výběrný les ve věku 100 let
BAR1 – lokalita reprezentující pasečný les ve věku 2 roky
BAR2 – lokalita reprezentující pasečný les ve věku 50 let
BAR3 – lokalita reprezentující pasečný les ve věku 90 let
SW in – Shannonův-Wienerův index
SiR – Shannonův index rovnoměrnosti
SM in – Simpsonův index
Mar in – Margalefův index
B-P in – Bergerův-Parkerův index

1 Úvod

Vliv hospodářského způsobu na biodiverzitu lesního ekosystému je dnes již nesporný (Siira-Pietikäinen et al., 2003, Magura et al., 2006, Sánchez Meador, 2020).

V evropské, zkulturněné krajině, v níž byly přeměněny také mnohé původní lesy a hospodářský způsob již mnoho let podléhá zejména požadavkům průmyslu, se nicméně debata na téma hospodaření či ochrany zdá stále poněkud opomíjená argumenty finanční návratnosti (Vehkamäki, 1995), (Armsworth et al., 2018) ale připomíná, že je potřeba vidět také ekologickou návratnost.

Lesnictví je, ve srovnání se zemědělstvím zaměřeným na produkci potravin, specifické délkou hospodářského cyklu, jelikož lesní hospodář skrze svá rozhodnutí formuje velkou část české krajiny vždy přinejmenším na několik desítek let dopředu. To je doba, za kterou je možné pozorovat výrazné změny ve společenstvech organismů žijících v těchto ovlivněných prostorech (Kotze et al., 2011). Vzhledem k tomu, že výměra lesních pozemků, na nichž je v České republice hospodařeno, je v současnosti přibližně 2 030 000 ha (*eagri.cz*, n.d.), nabízí se úvaha, že biodiverzita na právě takovém území je ovlivňována lesníky.

V době, kdy tito musí uvažovat do svých pěstebních záměrů také globální změnu klimatu, rapidní úbytek biodiverzity či zvyšující se tlak turismu na porosty, je nezbytné, aby pracovali s ucelenými, přesnými informacemi o prostředí (Moser et al., 2022).

Ať už je hospodařeno způsobem pasečným či některým z mnoha přírodě blízkých způsobů, jsou narušovány procesy, které utvářely životní prostředí živých organismů, které se mu co nejlépe přizpůsobily. Velkoplošné změny dřevinné skladby, vytváření rozsáhlých holin a tlak na vyvážení veškerého dřeva z porostu, jsou pro řadu specializovaných druhů osudné. Pokud nemůže druh migrovat do prostředí, jež vyžaduje, neuspěje v konkurenčním boji s druhy generalistů, potažmo přímo specialistů na nové podmínky. Nelétavý jedinec hmyzu není schopen překonávat při hledání nového útočiště dlouhé vzdálenosti, které se v našich podmínkách mezi fragmenty původních porostů nacházejí. Lesní hospodář ale může, citlivými zásahy do pěstebních a obnovních postupů, pomoci vytvořit prostředí vhodné, pokud ne přímo jako útočiště, jako koridor, který poslouží ohroženým druhům jako cesta k refugiu (Koivula, 2002).

Biodiverzita je dnes téma široce diskutované na celé planetě, přičemž v evropských ekonomicko-politických podmínkách je možné se jí hlouběji zabývat a zavádět do praxe opatření, které napomáhají jejímu zachování či zvyšování. Úbytek biodiverzity, který je sledován, z více důvodů (ekonomická situace, podmínky k výzkumu), až v posledních

desetiletích, je ve středoevropských reáliích způsoben obecně zkulturněním krajiny, přeměnou původních lesů na smrkové či borové monokultury (Kuuluvainen & Gauthier, 2018), odvodňováním mokřadů, velkoplošným zemědělstvím a podobně (Wood et al., 2000).

Ztráta pestrosti v krajině je, jak se ukazuje, mnohem vážnějším problémem, než za jaký byla v minulosti považována (Cardinale et al., 2012). Moderní přístupy k péči o krajinu se zaměřují na možnosti zachování, či spíše navrácení biodiverzity do prostředí při udržení nynější využitelnosti, potažmo zlepšení všech funkcí daného prostředí. Není nicméně vhodné zvolit cestu co možná největší biodiverzity a nesledovat přitom jiné ukazatele. Biodiverzita, o které je hovořeno je navázána na původní a přirozené biotopy, jaké se na přeměněných lokalitách nacházely. Některé biotopy vzniklé přímo či nepřímo činností člověka mohou mít vyšší biodiverzitu než biotop na lokalitě původní (Kuuluvainen & Gauthier, 2018). Primárně je tedy potřeba podporovat původní porosty a jejich biodiverzitu (Kuuluvainen, 2002).

Ve smrkových monokulturách, jež byly v Česku a okolních zemích vytvořeny na rozsáhlých územích v mnoha případech zcela nevhodných, je úbytek biodiverzity markantní (Magura et al., 2006). Počínaje vegetací jak v bylinném, tak v dřevinném patře, pokračuje houbami či bezobratlými živočichy, ve všech směrech tyto biotopy prošly poměrně rychle proměnou, která přináší mnoho nových problémů, jež nedokážeme jednotlivě řešit (Barsoum et al., 2016).

Koncepce přírodě blízkého hospodaření se pokouší tyto problémy řešit komplexně. Implementuje do hospodářského způsobu procesy/prvky, které v přirozených porostech fungují, čímž navrácí původní biodiverzitu (Schabel & Palmer, 1999).

Biodiverzita v lesním ekosfému je zjišťována pomocí bioindikátorů, díky čemuž je proces hodnocení společenstev usnadněný. V této práci funkci bioindikátorů plní střevlíkovití brouci (Coleoptera: Carabidae), kteří díky poměrně druhově i kvantitativně početnému zastoupení v množství biotopů v České republice, jsou čeledí často zkoumanou a dobře popsanou, což jejich využití v bioindikaci umožňuje (Farkač, 1994). Většina druhů čeledi Carabidae se pohybuje po povrchu půdy, což umožňuje relativně snadný odchyt pomocí zemních pastí, široce využívanou metodou odběru vzorků, čímž jsou zajištěny výsledky srovnatelné napříč studiemi (Hoekman et al., 2017).

Skrze procentuální zastoupení druhů a jedinců daných „ekologických skupin“ je možné posoudit kvalitu a ovlivněnost prostředí člověkem (Farkač 1994, Hoekman et al., 2017). Tímto principem byly zhodnoceny tři lokality lišící se způsobem hospodaření, jež je v nich uplatňován. První lokalita je lesem zvláštního určení, tedy se v ní již desítky let nehospodaří; druhá je už dvacet let systematicky převáděna na výběrný způsob hospodaření s intenzivním

navracením původní karpatské směsi a třetí, běžná smrková monokultura obhospodařována pasečně.

2 Cíle práce

1. Inventarizovat výskyt střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) brouků ve 3 typech lesa obhospodařovaných různými hospodářskými způsoby.
2. Porovnat diverzitu a abundanci střevlíkovitých v závislosti na hospodářském způsobu.
3. Navrhnout managementová opatření k podpoře vzácných druhů střevlíkovitých.

3 Literární rešerše

Hospodářské lesy se z původních pralesů vyvinuly dlouhodobými a poměrně intenzivními zásahy člověka, nicméně nejsou to zcela díla vlivu lidského osídlení. I monokultury, pralesům velmi vzdálené, si ale zachovávají působení přírodních zákonitostí, proti kterým člověk bojuje nebo je využívá a formuje (Kuuluvainen, 2002).

3.1 Způsoby hospodaření

Obecně je možné dělit způsoby hospodaření podle různých kritérií, jako je například způsob obmýtl, způsob obnovy, podle upřednostnění produkčních či ekosystémových funkcí. Pokud jsou ovšem myšleny lesy hospodářské, nejčastěji se setkáváme s hospodařením pasečným a jeho formami holosečnou, násečnou a podrostní, a hospodařením výběrným, což je poměrně široký pojem zahrnující například formy skupinovou a stromovou, které se vyvíjely historicky zejména v západní Evropě (Poleno, 1998, Kozel, 2006, Duinker et al., 2010, Vacek et al., 2020)

3.2 Pasečné hospodaření

Hlavním zájmem při uplatňování pasečného hospodaření je lesní porost definovaný plochou, na které se také odehrává obnovní cyklus. Jednotlivé plochy se od sebe výrazně věkově liší, tedy i hospodářská opatření probíhají samostatně. Výsledkem jsou zde stejnověkové výškově a tloušťkově málo diferencované porosty – neposuzuje se zralost každého stromu, ale porostu jako celku, čemuž jdou naproti výchovná opatření. Zásadním je pro tento hospodářský způsob pojem paseka, která je definována jako porostní půda zcela bez původního porostu (což vzniká zejména při obnově porostu), kterýžto stav může vznikat buď postupně během doby obnovy (paseka) nebo jednorázovým zásahem (holina) (Poleno, 1998). (Podrázský et al., 2010) ale konstatuje, že význam přírodě blízkých zásahů, při jejich maloplošnosti, není možné prokázat a komunity střevlíkovitých tak budou povětšinou zachycovat velkoplošné aspekty druhové skladby. Jiný trend se ukazuje v jižním Finsku, nutno říci (Duflot et al., 2022), kde je diverzifikace hospodářských způsobů spojována s 50% nárůstem diverzity oproti tzv. clear-felling (holosečnému) hospodářskému způsobu.

3.2.1 Holosečná forma

Je určována zejména obnovou, která následuje po jednorázovém vytěžení části porostu, tento proces neprovází žádné výběrné principy, čímž vznikají trvale jednoetážové porosty (Poleno, 1998).

3.2.2 Pasečná forma

Je ve své podstatě hybrid formy podrovní a holosečné. Plocha, která je obnovována, je částečně holá, částečně zacloněná. Jsou zčásti využívány principy výběrné a obnova je dočasně cloněna okrajem porostu (Vacek et al., 2018).

3.2.3 Podrovní forma

V tomto případě je obnova směřována na ne zcela odkrytou plochu (zacloněnou) ještě před samotným smýcením porostu, a dočasně se tvoří etážovité porosty (Vacek et al., 2018).

3.3 Přírodě blízké hospodaření

Na rozdíl od pasečného způsobu je při výběrném způsobu objektem hospodaření strom, popřípadě menší skupina. Hospodářská opatření se provádějí v podstatě nepřetržitě a výchovnou těžbu od těžby mýtní je často možné odlišit pouze druhotně podle dimenzí (Vacek et al., 2020).

Právní předpis Mze 83/1996 Sb. definuje výběrný hospodářský způsob následovně: Těžba za účelem obnovy a výchovy lesních porostů není časově a prostorově rozlišena a uskutečňuje se výběrem jednotlivých stromů nebo skupin stromů na ploše porostu ("Vyhláška č. 83/1996 Sb.", 1996).

Za významný znak výběrného hospodářského způsobu je považována trvalost struktury lesa s čímž jaksí splývá prostorové uspořádání (Schabel & Palmer, 1999).

Přírodě blízký les je les s víceméně přirozenou druhovou skladbou, značnou biologickou rozmanitostí celého ekosystému, schopně plní produkční funkci stejně jako ekologické a environmentální funkce, což může být třeba půdochrana, vodoochrana a další (Bartniczak & Raszkowski, 2018).

Aby bylo možné mluvit o přírodě blízkém lese, je nutné ho poznat, posuzovat ho jako ekosystém, musí vykazovat ekologickou stabilitu, vyšší biodiverzitu, produktivitu. Na to navazuje druhová skladba dřevinné složky, která je zásadní pro jiné vyjmenované faktory.

Stejně tak věková a prostorová struktura by měla být mozaikovitá, nepravidelná, po vzoru pralesovitých porostů (Vacek et al., 2018).

Při pěstování přírodě blízkého lesa je nasnadě využít poznatky z původních porostů. Dá se říci, že se nestaráme jen o produkované dřeviny, nýbrž o celý lesní ekosystém jako takový, který není nutné zcela poznat, podstatné je udržení funkčnosti celku. Je možné upustit od věku jako základního kritéria, které nahradíme cílovou tloušťkou či mírou ovlivnění porostu (Duinker et al., 2010). Je využívána zejména přirozená obnova, kompetice a další formy autoregulace. Je respektován přirozený vývoj, podporována snaha zvyšovat, respektive udržovat biodiverzitu. Jsou snižovány stavy zvěře, na ochranu se používají šetrné technologie (Vacek et al., 2018). (Vehkamäki, 1995) podotýká, že tyto metody jsou ekonomicky méně výnosné, nicméně jejich přínos po stránce udržitelnosti je zjevný.

V zásadě jsou rozlišovány dvě formy výběrného způsobu:

3.3.1 Stromová metoda

Je charakteristická úplným jednotlivým smíšením stromů podle druhu, tloušťky a výšky. Běžně je při výběru preferován zdravotní výběr, poté pozitivní výběr ve prospěch cílových stromů, a nakonec jsou těženy stromy dosahující cílovou tloušťku (Kozel, 2006).

3.3.2 Skupinovitě výběrná metoda

Se vyznačuje skupinovitým smíšením podle dřevin, tloušťky a výšky. Základní stavebním kamenem tohoto hospodářského způsobu je pečlivě zpřístupněný porost, aby mohlo docházet k bezeškodnému vyklizování z obnovovaných ploch. Velikost těchto skupin není nikde jednoznačně určena (Poleno, 1998).

3.3.2.1 Výběrné hospodaření v minulosti a dnes

Praktickým realizátorem přírodě blízkého hospodaření u nás byl opočenský lesník H. Konias, který od 20. let minulého století po 30 let prováděl přeměny smrkových a borových monokultur na lesy smíšené a později také převody pasečných porostů na výběrný systém hospodaření. Kriticky hodnotil stav lesů, jež odpovídal saské teorii čistého výnosu, která vedla k zavádění monokultur a holosečím. Nejdříve se věnoval ozdravení lesní půdy, zabezpečení a zpevnění porostů změnou druhové skladby k optimu stanovištních podmínek, načež ve smíšených porostech podporoval a vytvářel nestejnověkost převodem zápoje na vertikální. Očekával, že dojde ke zvýšení dřevní produkce, zejména co se týče kvality dřeva, což později

volně přešlo ve výběrný les. Jeho úspěšnost je nicméně diskutabilní, na Opočensku se porostů dochovaly pouze zbytky. Poznatky z těchto lokalit jsou ovšem využitelné dodnes, například pro podklady k podrobnému hospodaření. Zvýšenou kvantitativní produkci se prokázat nepodařilo, avšak o nadřazenosti té kvalitativní se nedá pochybovat (Vacek et al., 2012).

Dalším, kdo plnohodnotně využíval výběrný systém jako hospodářský způsob, byl Polanský, který byl přesvědčen, že výběrný způsob není vázán na stanoviště a dřevinu, ale že druhům je potřeba výběrný způsob na míru připravit (Vacek et al., 2018).

Dnes existuje celá řada alternativních způsobů hospodaření využívající mnoho různých systémů, které můžeme nazvat přírodě blízkými či výběrnými (Bartniczak & Raszkowski, 2018). Podstatná jsou ovšem základní kritéria a cíle, ve kterých se shodují. Jedná se zejména o ekologickou stálost lesních ekosystémů, při které je možné udržovat všechny funkce lesa. Porosty jsou v těchto případech vždy stabilní, tvořené přirozenými dřevinami, struktura je diverzifikovaná, často poměrně komplikovaná. Maximálně je využíván potenciál přírodních procesů (například ke zmlazení) a mýceny jsou jednotlivé stromy, nikoli celé porosty (Vacek et al., 2018).

Zvláštním případem je takzvaný Dauerwald, les trvale tvořivý, spočívající v trvalém, většinou smíšeném, porostu, jež produkuje hroubí v každé části plochy, přičemž zároveň probíhá podrobná výchova a obnovní doba je nepřetržitá (Helliwell, 1997).

Dobrovolná dohoda o udržitelném lesním hospodaření Montreal process criteria and indicators, původně zformovaná v roce 1994 v Ženevě, dnes ve svém nejnovějším znění z roku 2015 poskytuje plány, jak přeměňovat hospodářské celky na přírodě blízké nejen pro zákonodárce, ale také pro odborníky v praxi ("The Montréal Process", 2015).

Tuto variabilitu forem je možné využít k vytvoření pestřejší škály stanovišť (jejich kombinací můžeme docílit až 50% nárůstu biodiverzity) (Duflot et al., 2022), což může být výhodné zejména proto, že lidským působením se podařilo velmi výrazně snížit přirozené disturbance v lesích, nyní tedy tyto životadárné procesy schází (Odion & Sarr, 2007).

3.4 Lesy bez hospodářských zásahů

Lesy bez hospodářských zásahů mohou vznikat z různých důvodů. Jedním z nich je jejich zřízení lesním zákonem 289/1995 Sb. a je zřizován z různých ochranných důvodů nebo proto, že není možné tyto porosty využívat hospodářsky ("Lesní zákon", 1995).

Dalším důvodem může být přání, či jen nečinnost majitele pozemků, to zejména v případě malých vlastníků, což ovšem může poskytovat druhotně vzniklé lokality

s potenciálem blízkým rezervacím nebo jiným maloplošně chráněným územím (Plewa et al., 2020, Sánchez Meador, 2020).

3.5 Střevlíkovití

Tato druhově velmi početná čeleď, navíc esteticky zajímavá a různorodá, je pro svou relativně spolehlivou identifikovatelnost, poměrně dobrou znalost bionomie a ekologických nároků často k bioindikaci využívanou skupinou. Podle (Kotze et al., 2011) jsou střevlíkovití jedním z nejlépe popsáných taxonů v entomologii vůbec. Zásadní pro současnou sběratelskou i vědeckou využitelnost čeledi v České republice se jeví vydání Klíče k určování brouků čeledi Carabidae Československé republiky, jež sestavil Karel Kult v roce 1947. Výrazně také přispěl Jan Pulpán svým mnohaletým sledováním variability, rozměrů, kritických znaků a chorologie československých střevlíkovitých (Hůrka, 1996).

Brouci z čeledi Carabidae obývají nejrozumnější stanoviště od mokrých, bažinatých nebo pobřežních až po suchá stepní a pouštní. Většina druhů žije na povrchu půdy pod kameny nebo v hrabance (Kotze et al., 2011). Preferované stanoviště je u druhu podmíněno mnoha proměnnými, kupříkladu nepřímo druhem stromu a návazně hodnotou pH půdy, kdy opad bohatý na dusík přitahuje více saprofágů, což poté přitahuje predátory. Výrazně kladná korelace mezi druhovou bohatostí a pH půdy je jindy (Magura et al., 2003, Baležentienė et al., 2013) vysvětlována absencí acidofilních druhů, ale také faktem, že vajíčka a larvy střevlíkovitých jsou na pH zvláště citlivé, stejně jako většina kořisti střevlíkovitých. Záporná korelace mezi hutností půdy a druhovou bohatostí je pravděpodobně způsobena stanovištními preferencemi, jelikož hutnější půdy ztěžují střevlíkovitým hrabání (Magura et al., 2003). Velmi dobré podmínky pro vysokou biodiverzitu střevlíkovitých v rámci běžných biotopů střední Evropy nabídl fragment zaplavovaného lesa s vysokou půdní vlhkostí, vyšším pH, vyšším obsahem dusíku a jen 50% zápojem (Magura et al., 2006, Vician et al., 2018). Zásadní je obecně také minimální teplota, která poté důležitější než průměrná teplota (Kašák et al., 2017).

Žijí i na vegetaci (*Calosoma sp.* Weber, 1801) nebo v erodované půdě (*Lymnastis galilaeus*, Piochard de la Brûlerie, 1876) (Nakládal, 2021), některé i pod kůrou stromů (například střevlíčci pod odlupčivou borkou klenů (*Dromius Bonelli*, 1810) nebo se krátkodobě potápí (*Carabus clathratus* Linnaeus, 1761) (Hůrka, 2017). Některé druhy vyžadují zastínění (tedy druhy lesní), ale existuje i mnoho druhů heliofilních (Lövei & Sunderland, 1996). Většina střeoevropských druhů je však spíše vlhkomilných, s noční aktivitou (Hůrka 1996). Naši zástupci jsou predátoři lovcí aktivně či vyhledávající uhynulé bezobratlé. Někteří se

specializují na housenky motýlů (*Calosoma sp.* Weber, 1801) či plicnaté plže (např. *Cychrus sp.* Fabricius, 1794).

Vyskytují se u nás ovšem i druhy všežravé, kupříkladu rody *Amara* Bonelli, 1810 a *Harpalus* Latreille, 1802. V tak početné a diverzifikované čeledi jako je *Carabidae* Latreille, 1802 najdeme i specializované býložravce a ektoparazitoidy (Hůrka, 1996). Aktivita jedinců se mění na základě prostředí, ve kterém se nacházejí a také denní době, aktivnější je jedinec, pokud potravně strádá (Szyszko et al., 2005).

Celosvětově je popsáno na 35 000 druhů střevlíkovitých, nicméně v tomto rámci je zpracování nerovnoměrné. V České a Slovenské republice se vyskytuje přes 600 druhů z této čeledi (Lövei & Sunderland, 1996, Hůrka, 1996, Hůrka, 2017).

3.5.1 Význam střevlíkovitých

Význam střevlíkovitých se v různých přirozených i umělých prostředích jeví jako značný. Jsou to důležití predátoři ostatních bezobratlých, zejména členovců a měkkýšů, plnicí roli významných entomofágů. V přirozených biocenózách se zástupci čeledi *Carabidae* Latreille, 1802 svou diverzitou i abundancí významně uplatňují při udržování rovnováhy. Také to je jeden z argumentů pro jejich využití jako modelové skupiny pro nejrůznější, především ekologické, studie. Střevlíkovití citlivě reagují na nejrůznější toxické látky (insekticidy, herbicidy) vnášené do biocenóz v souvislosti s bojem se škodlivými organismy, stejně jako nadměrné používání umělých hnojiv. Mnozí střevlíkovití jsou citliví i na změnu pH a vlhkosti (V. Vician et al. 2018), takže mohou být využiti i při bioindikaci změn těchto faktorů v prostředí. Jsou tedy užiteční, a to nejen jako predátoři různých, lidské činnosti škodlivých, bezobratlých, ale i možností využití k bioindikačním účelům v zaznamenávání změn přírodního prostředí, a tím tedy i životního prostředí člověka (Hůrka 1996, Lövei & Sunderland, 1996, Judas et al., 2002).

3.5.2 Vývojová stadia

Velikost vajíček závisí na množství vajíček, které se v ovariolách vyvine. Tvar vajíček závisí na taxonomické skupině, bývá dlouze cylindrický nebo oválně široký. Druhy rodu *Carabus* Linnaeus, 1758 mají z našich zástupců největší vajíčka. Druhy rodu *Cymindis* Latreille, 1806, *Lebia* Latreille, 1802 a *Brachinus* Weber, 1801 mají vajíčka velmi malá. Oligopodní (3 páry nohou) larvy mají různě utvářené přívěsky a jsou nejčastěji kampodeoidního typu. Hlava je čtvercová nebo obdélníková, prognátního typu. Na ní jsou zřetelné švy: různé

dlouhý epikraniální šev a dobře znatelné čelní švy, které s předním okrajem hlavy vytvářejí sklerit frontale. Hlava po stranách nese čtyřčlanková tykadla. Třetí článek nese zpravidla hrbovkovitý přívěsek smyslové funkce. Za tykadly je umístěno až 6 larválních oček (stemmat). Horní pysk v ústním ústrojí chybí. Kusadla se mění podle potravní specializace, jsou tedy štíhlá a dlouhá u predátorů, robustní a kratší u fytofágů. Kusadla mají asi v polovině vnitřního kraje nápadné zubovité až srpovité retinaculum a při bázi pravidelně penicillus. Pro taxonomii larev je důležité rozložení smyslových set (chetotaxe) na všech částech jejich těla. Chetotaxe je druhově, rodově a často i u celé čeledi konstantní. Larvální instary jsou zpravidla tři, výjimečně dva. Kukla střevlíkovitých je nepigmentovaná, a leží zpravidla v poloze na zádech v kukelní komůrce, kterou si před zakuklením vytvořila larva (Hůrka 1996, Lövei & Sunderland, 1996, Kotze et al., 2011).

3.5.3 Imágo

Povrch těla má většina střevlíkovitých silně sklerotizován. Zbarvení výrazně variuje na většině částí těla, někdy i v rámci druhu. Hlava je v podélné ose těla prognátního typu. Prochází jí viditelný šev, který odděluje (klypeus), což je vpředu položený sklerit a od čela (frons), které přechází v temeno (vertex). Hlavové přívěsky tvoří pár jedenáctičlankových tykadel. Složené oko je přizpůsobeno podle potravní specializace druhu (Talarico et al., 2007). Ústní ústrojí je kousacího typu. Svrchu je ústní ústrojí kryto nepárovým horním pyskem (labrum), destičkou různého tvaru, pohyblivě spojenou klypeem. K uchvacování kořisti a hrubému zpracování slouží pár nečlankovaných kusadel (*mandibulae*). Tyto kusadla mohou být využita i k obraně. Člankované čelisti (*maxillae*) se nachází pod kusadly, kde jsou připojeny po stranách ústního otvoru. Ze spodu je ústní dutina kryta spodním pyskem (labium). Hruď se skládá ze tří částí: předohruď (prothorax), středohruď (mesothorax) a zadohruď (metathorax). Horní tergální část předohrudi (pronotum) je tvořena velkým srdčítým štítem. Spodní strana předohrudi (prosternum) vybíhá mezi předními kyčlemi ve výběžek, jehož tvar, vroubení nebo chetotaxe jsou využívány taxonomicky. Středohruď i zadohruď je shora kryta krovkami. Ze středohrudi vyrůstají krovky a ze zadohrudi vyrůstá druhý pár blanitých křídel. Křídelní žilnatina střevlíkovitých patří k adephagoidnímu typu. Aby bylo možno křídla složit pod krovky, bývají v apikální části přehnutá. U mnoha druhů jsou křídla částečně nebo skoro úplně redukována. Střevlíkovití mají ve většině případů běhavé nohy. U samců některých druhů (např. *Harpalini* Bonelli, 1810) najdeme rozšířená přední chodidla. Na spodní straně zadečku je patrně 6 článků. Posledním článkem, který vyčnívá z krovek, je pygidium (K. Hůrka 1996, Kotze et al., 2011).

Metabolismus dospělců je také ovlivňován teplotou, více u malých druhů a jedinců (Gudowska et al., 2017).

3.5.4 Komunity střevlíkovitých

Složení a dynamika komunit střevlíkovitých je v podstatě určována různými vylučovacími procesy, které je možné rozdělit na dvě kategorie (Lövei & Sunderland, 1996, Baležentienė et al., 2013):

- 1) Fyziologické limity či preference
- 2) Kompetice v rámci komunity

První z komunity vyřadí druhy, jež by na daném místě z nějakého důvodu nemohly existovat, a jelikož je bionomie Carabidů poměrně dobře prozkoumána, víme, že tyto důvody jsou zejména teplota, vlhkost, míra oslunění nebo stabilita mikroklimatu, kromě těchto ale například také dostupnost potravních zdrojů (ačkoli mnoho střevlíkovitých je možné zařadit mezi oportunisty), která je dále ovlivňována složením vegetace ve spodním patře. Kompetice v rámci komunity může dále původní seznam zúžit, nicméně názory na její vliv se různí. Někteří autoři (Loreau, 1990) upřednostňují názor, že kompetice není u střevlíkovitých běžná, pokud ovšem uznáme, že rozdílné druhy loví stejný typ kořisti, poté se kompetice jeví jako nevyhnutelná, což potvrzuje (Shibuya et al., 2011).

Poněkud odlišným faktorem změny složení komunity střevlíkovitých, je přeměna původních biotopů, v lesním hospodaření zejména monokulturizace s návazností na velkoplošnou těžbu. Rozdílné těžební postupy, ze své podstaty ovlivňující dříve jmenované vlivové faktory, jsou definovány (ve vztahu ke střevlíkovitým) několika proměnnými (Koivula et al., 2019). V případě, že je srovnána holoseč, holoseč s ponecháním malého procenta stromů na ploše a výběrný způsob, komunita je v prvních letech po těžbě na holoseči bohatší týká se počtu druhů, nicméně početnost jako taková neroste, spíše klesá. Poměrně rychle z holosečí zmizí druhy lesní, z jakéž změny profitují generalisté. V porovnání s výběrnými plochami je změna na obou typech holosečí velmi značná, zatímco výběrný způsob si zachoval přibližně stejné druhové složení (Koivula & Niemelä, 2003). Tedy čím větší je holoseč, tím radikálnější je reakce střevlíkovitých (a tyto změny jsou patrné i po deseti letech); ponechání alespoň nějakých stromů (efekt je zaznamenán i u pařezů či ponechaného klestu) pak zmírňuje dopady na komunitu, jelikož někteří lesní specialisté tam najdou dočasné refugium (Shibuya et al., 2011). Pokud se například holoseč vyfrézuje, může to být pro střevlíkovité drastičtější než holoseč samotná (Nittérus et al., 2007).

Co se týče výběrného způsobu, i tam ke změnám dojde. Udržet pohromadě komunitu lesních specialistů se úplně nepodaří, nicméně narušení, je-li dostatečně mírné, umožní komunitě rychle zregenerovat. Jednoznačným zůstává, že jakékoli narušení komunitu změní, a tedy jediný způsob, jak udržet funkční opravdu původní společnosti, je striktně je chránit (Koivula & Niemelä, 2003, Koivula et al., 2019).

Pokud je brán v potaz pouze vliv přírodních disturbancí (které jsou klíčové v procesu kontinuity původních porostů), ty přinášejí zásadní změny v mikroklimatu, ve struktuře vegetace či narušují povrch půdy, což ovlivňuje také bezobratlé živočichy (Kašák et al., 2017), střevlíkovití na ně reagují relativně podobně, jako na lidské zásahy s tím rozdílem, že ponechávání mrtvé hmoty v porostu umožňuje výrazně rychlejší regeneraci. Kupříkladu po větrných polomech následuje snížený výskyt a počet lesních druhů; otevřené plochy jsou charakteristické relativně brzkým osídlením druhů otevřených stanovišť, přičemž změny v teplotě a vlhkosti jsou považovány za nejvýznamnější faktory chodu sukcese těchto komunit (Duelli et al., 2002).

Počty jedinců bývají ve výsledku na lokalitách podobné, nejvýrazněji se mění druhové složení – nejvíce lesních druhů se vyskytuje v relativně starých porostech (v mýtném věku) nejméně na 20letých plochách, kde se projevuje zpožděný efekt holoseče (Kašák et al., 2017). Dalším faktorem, v převěřené české krajině obzvlášť, může být vliv zvěře na řečenou komunitu, jelikož ta je nepřímo ovlivňována také velkými býložravci (Lilleeng et al., 2018), kupříkladu *Cervus elaphus* Linnaeus, 1758. Některé druhy pak ze spásání benefitují (*Nebria brevicollis* Fabricius 1792; *Patrobus atrorufus* Ström, 1768), jiné jsou naopak poškozovány (*Phosphuga atrata* Linnaeus, 1758; *Megasternum concinnum* Marsham, 1802) (Lilleeng et al., 2018).

A zajímavým fenoménem ve výskytu nejen střevlíkovitých jsou neustále větší plochy zabírající průseky pro sítě elektrického vedení, při jejichž zakládání vznikají poměrně rozsáhlé unikátní biotopy, u kterých byl sice mnohokrát popsán negativní vliv skrze fragmentaci stanovišť, narušování přirozených procesů, způsobování úhynů ptáků a netopýrů či proto, že mohou poskytovat útočiště invazním rostlinám nebo rušit migraci. Nicméně, právě v těchto výsecích se pak objevují střevlíkovití, kteří by jinak byli v okolní krajině (například velmi lesnaté) vzácní či zcela chyběli (Plewa et al., 2020).

3.6 Biodiverzita

Je definována Canadian Biodiversity Strategy ("Canadian Biodiversity Strategy", 1995) jako variabilita všech živých organismů. Spadají do toho také pojmy vnitrodruhová diverzita, mezidruhová diverzita a ekosystémová diverzita (Duinker et al., 2010). Ačkoli k jejímu zachování jsou zřizovány různými režimy chráněná území, vidíme dnes, že jejich plocha není dostatečná a vzdálenosti mezi nimi příliš veliké (Wood et al., 2000). Také při masivním turismu se funkce zachování biodiverzity vytrácí a mělo by v takovém případě dojít k upřednostnění biodiverzity (Dudley, 2008). Ta je v lesních ekosystémech blízce spojena s heterogenitou prostředí, zatímco většina lesnických postupů směřuje spíše k homogenizaci (Duflo et al., 2022).

Diverzita bývá podle (Vician et al., 2018) často navyšována mozaikovitostí prostředí. Kupříkladu rozsáhlý bukový les může být velmi monotónní, což pomáhá eliminovat takzvaný edge-effect, v zásadě výskyt druhů, které jsou v daném biotopu v podstatě „omylem“, protože jimi preferované prostředí je blízko. 5letá monokultura je charakteristická druhy otevřených stanovišť (např. *Harpalus rufipes* DeGeer, 1774, *Harpalus latus* Linnaeus, 1758, *Amara communis* Panzer, 1797). Objevit se mohou také generalisté – za všechny například *Carabus glabratus* Paykull, 1790, druh i v našich podmínkách běžný v různých prostředích (Magura et al., 2003).

Je usouzeno, že kontinuální existence starých porostů je zásadní prerekvizitou pro dlouhodobé přežití specializovaných lesních druhů střevlíkovitých, tedy pro druhy vyžadující specifické podmínky zapojeného lesa (*Cychrus caraboides* Linnaeus, 1758, *Pterostichus oblongopunctatus* Fabricius, 1787), nicméně vhodné podmínky jsou teprve v 60 až 90 letých porostech, a je tedy vhodné udržovat pestrou mozaiku porostů, aby byla zajištěna co největší biodiverzita (Kašák et al., 2017, Litavský et al., 2021).

Bioindikátory se ukázaly jako užitečný prostředník při sledování a detekování změn v prostředí. Z historie je možné zmínit například využití kanárků v dolech pro sledování oxidu uhelnatého, nicméně dnes jsou bioindikátory používány zejména ke zjišťování širších souvislostí jako jsou komplexní změny v životním prostředí (ať už způsobené člověkem či nikoli). Navzdory poměrně hojnému využívání bioindikátorů, není snadné je jednoznačně definovat. Pro potřeby této práce budou popsány jako druhy nebo skupinu druhů, které reflektují stav abiotických a biotických faktorů prostředí, reprezentující vliv změn na ekosystém nebo indikující diverzitu jiných druhů (McGeoch, 1998). Pro využívání bioindikátorů najdeme řadu důvodů, ale jedním z nejčastěji zmiňovaných je poměr cena/výkon, jelikož skrze

indikátory dokážeme posoudit komplexní soustavy, jejichž kompletní průzkum by stál nepoměrně mnoho času a finančních prostředků. V případě, že je posuzována diverzita, je možné využít jednu skupinu druhů ke zhodnocení celé komunity (Rainio & Niemelä, 2003). Existují ovšem také nevýhody práce s bioindikátory. Jako jeden ze zásadních je považována generalizace výsledků, protože je složité z jednoho druhu, který má dané nároky potravní či stanovištní, určovat prospívání komunity druhu jiného, jehož nároky se z podstaty liší (Rainio & Niemelä, 2003, Fedor & Zvaríková, 2019).

3.7 Indexy biodiverzity

Indexy biodiverzity jsou využívány pro popis biodiverzity jako hodnoty, která se nachází na všech úrovních biologického popisu prostředí. Nejčastěji využívanými jsou Shannonův-Wienerův index a Simpsonův index. Pro jejich popis a využití je nejprve nutné definovat pojmy species richness – jednoduše definováno jako počet druhů v dané komunitě či ekosystému; a species diversity – tato hodnota je kombinací počtu druhů s rovnoměrností rozložení počtu jedinců do jednotlivých druhů (Spellerberg & Fedor, 2003, Bellaoussoff et al., 2003, Fedor & Zvaríková, 2019). Jinými indexy je možné hodnotit také druhovou dominanci nebo rovnoměrnost abundancí (Shannon, 1948, Berger & Parker, 1970).

3.7.1 Shannonův – Wienerův index

Shannonův (Shannon-Wiener) index byl sestaven matematikem Claudem Shannonem na konci čtyřicátých let dvacátého století.

K výpočtu Shannonova indexu diverzity (Shannon, 1948) byl využit vzorec níže, v němž se výsledná hodnota H počítá jako záporná suma poměru zastoupení jedinců jednotlivých druhů v celku násobená přirozeným logaritmem této hodnoty.

$$H = - \sum_{i=1}^R p_i \ln p_i$$

Kde:

R = počet všech druhů na lokalitě

p_i = podíl počtu jedinců druhu na celku

Výhodou Shannonova indexu je, že není velmi ovlivněný velikostí vzorku. Dále například to, že tento a podobné indexy poskytují mnoho informací v jednom výrazu. To je

ideální při prezentaci velkého objemu dat, nicméně tyto hodnoty mohou být zavádějící, načež je nutné, aby ten, kdo index používá vysvětlil, jak ho bylo dosaženo.

Z mnoha úhlů pohledu se Shannonův index jeví jako téměř univerzální pro využití v ekologii (Fedor & Zvaríková, 2019).

3.7.2 Shannonův index rovnoměrnosti

Hodnotou navázanou na Shannonův index diverzity je Shannonův index rovnoměrnosti (Shannon, 1948) měřící rovnoměrnost rozdělení v komunitě neboli jak podobné jsou si abundance jednotlivých druhů.

$$E_H = H/\ln(S)$$

Kde:

H = Shannonův index diverzity

S = celkový počet druhů

3.7.3 Simpsonův index

Simpsonův index diverzity druhů (Simpson, 1949). Tento index více závisí na běžnějších či dominantnějších druzích, nenechá se tedy příliš ovlivnit pár jedinci vzácného druhu. Simpsonův index měří úroveň koncentrace při rozdělení jedinců do skupin, a bere v potaz počet vyskytujících se druhů včetně jejich relativní abundance.

Výsledná hodnota D, která nabývá velikosti 0 až 1, udává diverzitu způsobem, že čím více se blíží 1, tím nižší je diverzita (Gregorius & Gillet, 2008).

$$D = \sum n_i(n_i - 1)/N(N - 1)$$

n_i = počet jedinců druhu

N = počet druhů

3.7.4 Margalefův index diverzity

Jeden z běžně využívaných indexů posuzujících zejména druhovou bohatost lokality. Jeho výhoda oproti Simpsonovu indexu diverzity spočívá v nabývání vyšších hodnot, interpretace je tedy po této stránce jednoznačnější (Bellaousoff et al., 2003).

$$D = (S - 1)/\ln N$$

Kde:

S = počet druhů

N = celkový počet jedinců

3.7.5 Bergerův a Parkerův index dominance

Tento index vyjadřuje proporcionální důležitost druhu s nejčastějším výskytem. Pro svou jednoduchost je poměrně zaujatý velikostí vzorku a druhovou bohatostí, nicméně stále využívaný (Berger & Parker, 1970).

$$d = N_{max}/N$$

Kde:

N_{max} = počet jedinců nejpočetnějšího druhu

N = celkový počet jedinců

3.7.6 Srovnání indexů biodiverzity

Shannonův i Simpsonův index se zcela běžně používají paralelně. Důvodem je, že Shannonův index diverzity je více ovlivňován počtem druhů a vzácnými druhy, zatímco Simpsonův index diverzity reflektuje spíše rovnoměrnost a běžné druhy (Beisel et al., 1996). Velikost vzorku je pro oba vcelku zanedbatelná. Hodnota Shannonova indexu v podstatě interpretuje současný stav prostředí, zatímco hodnota Simpsonova indexu ukazuje spíše jeho směřování (Fedor & Zvaríková, 2019). Margalefův index diverzity je často využíván při studiu vodních (a zejména mořských) organismů, jelikož ze své podstaty výrazně zjednodušuje velké objemy dat (Ji Hong & Dong-June, 2011).

4 Metodika

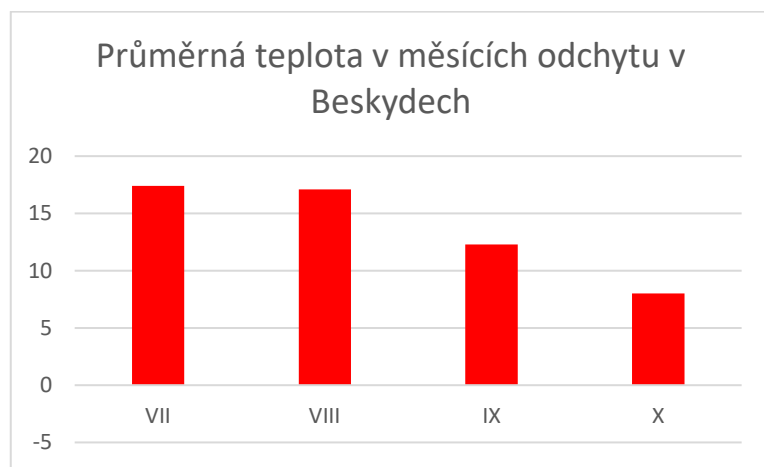
4.1 Popis studované oblasti

Beskydy, součást horského pásma Karpat, se nacházejí na území Česka, Slovenska a Polska. Moravskoslezské Beskydy poté tvoří hranici Česka a Slovenska ve své jižní a západní části, směrem na východ pak hranici s Polskem. Jsou tvořeny flyšovými horninami, stejně jako celé západní Karpaty. Vnitrostátně se rozkládají v Moravskoslezském a částečně Zlínském kraji, ve kterém přecházejí v Bílé Karpaty. Na 1 160 kilometrech čtverečních se rozkládá CHKO vyhlášená roku 1973 s 60 maloplošně chráněnými územími (*Charakteristika oblasti*, 2023). Zde najdeme unikátní fragmenty pralesovitých (druhotně) jedlobučin, jež v nejvyšších polohách přecházejí v do klimaxových smrčín. Nejstarší stopy osídlení pocházejí z 13. až 14. století, rozvoj lesní hospodářství ovšem začíná až o pět století později. Vyskytují se zde všechny

tři velké šelmy – rys, vlk a medvěd – spolu s nimi také tetřevovití ptáci nebo karpatské endemity jako modranka karpatská (*Bielzia coerulans* M.Bielz, 1851) nebo skalnice *Faustina faustina* Rossmässler, 1835 (*beskydy.nature.cz*, n.d.). Z rostlin kupříkladu populace oměje tuhého moravského (*Aconitum firmum* subsp. *moravicum* Skalický) či vrby slezské (*Salix silesiaca* Willd). Mezi zvláště chráněné střevlíkovité, kteří se mohou v odchytových nádobách objevit patří *Carabus variolosus* Fabricius, 1787, *Carabus ulrichii* Germar, 1824 nebo *Carabus obsoletus* Sturm, 1815 ("Vyhláška č. 395/1992 Sb.", 1992).

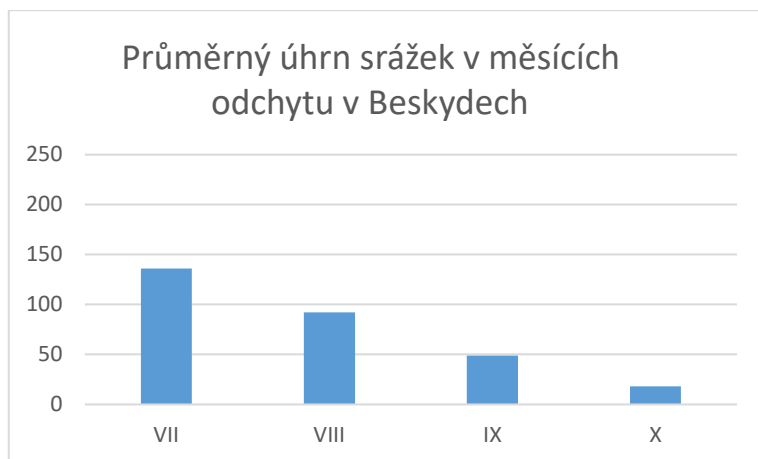
Údaje o klimatických podmínkách této oblasti byly získávány pro účely práce z meteorologických stanic Bílá, Konečná (720 m n.m.), Bílá, lesnické učiliště (545 m n.m.) a Bílý Kříž (900 m n.m.). Na každé ze stanic se měří jen některé hodnoty, náročnější měření provádí jen stanice Bílá, lesnické učiliště. Obecně se dá říci, že Beskydy patří k chladnějším a suchem méně zasaženým oblastem České republiky. Průměrná teplota v roce 2021 byla 7,3 °C, dlouhodobý průměr je 7,7 °C. Průměrná teplota na jmenovaných stanicích byla 6,2 °C.

Maximální teplota je zjišťována jen na stanici Bílá, lesnické učiliště a byla v roce 2021 32,8 °C, minimální teplota naopak -23,4 °C. Průměrný úhrn srážek byl roce 2021 952,2 mm, dlouhodobým průměrem je hodnota 996,2 mm.



Graf 1; průměrná teplota (°C) v měsících odchyty v Beskydech za období 1991 až 2020.

Na stanici Bílý Kříž bylo zachyceno 1010,5 mm srážek. Průměrná délka slunečního svitu v roce 2021 byla 1645,6 hodin, zatímco dlouhodobý průměr je 1638,7 hodin (Lipina & Šustková, 2022).



Graf 2; průměrný úhrn srážek (mm) v měsících odchyty v Beskydech za období 1991 až 2020.

4.1.1 Lokalita bez hospodářských zásahů

Porost Nad Vojenským mostem, nacházející se v katastrálním území obce Staré Hamry, je státním majetkem, spravují ho Lesy ČR. Zde byl vybrán porost 233 A 17/1a. Jedná se o jedlovou bučinu 5S1 (*Lesnicko-typologická mapa, 2023*) jež byla ponechána k ochraně přírody a přibližně 60 let se v ní již nehospodaří (slouží jako tokaniště i hnízdiště jeřábkovi lesnímu (*Tetrastes bonasia* Linnaeus, 1758)). Lokalita se nachází na úbočí údolí řeky Černé, v nadmořské výšce 820 m n.m.; sklon svahu je v místech položení pastí mírný, dále se více zvedá.

Lokalitám byly pro usnadnění práce přiděleny pracovní kódy – zkratka lokality a číslo 1 (jedlo-bukový podrost ve věku 8 let), číslo 2 (50letá střední etáž) a číslo 3 (180leté buky, jedle a smrky) – v tomto případě BEZ1; BEZ2; BEZ3.

Pohled na lokalitu zachycuje obrázek č. 1.

4.1.2 Lokalita obhospodařovaná výběrně

Porost Vjadačka, nacházející se v katastrálním území obce Bílá, je soukromým majetkem, spravují ho Biskupské Lesy. Na této lokalitě je hospodařeno přírodě blízkým, výběrným způsobem. Porost 236 B je rovněž zařazen jako jedlová bučina 5S1 (*Lesnicko-typologická mapa, 2023*), nicméně zde došlo k částečné přeměně porostu a nyní se skladba dřevin pohybuje okolo 70 % smrku, 20-25 % jedle a zbytek zaujímají v podrostu buky či jeřáby. Právě v částech nejbližší státní hranici se nacházejí jeřábové mlaziny, do nichž byla umístěna jedna pětice pastí. Směrem do údolí porost přechází ve smrkový les s příměsí buku a jedle, místy s hustým podrostem borůvky (*Vaccinium myrtillus* L.). Výběrný způsob hospodaření se

zde projevuje důkladným rozlinkováním porostu (to i jinde), absencí větších holin, zalesňování probíhá primárně podsijemi a přirozenou obnovou.

Je předcházeno rozsáhlejší fragmentaci lesa, nicméně těžební zásahy stále probíhají, v posledních letech primárně těžbou nahodilou či předmýtní úmyslnou za účelem výchovy.

Lokalitám byly pro usnadnění práce přiděleny pracovní kódy – zkratka lokality a číslo 1 (jeřábovo-smrkový podrost ve věku 8 let), číslo 2 (50letá střední etáž) a číslo 3 (100leté smrky) – v tomto případě VYB1; VYB2; VYB3.

Pohled na lokalitu zachycuje obrázek č. 2 (VYB1), 3 (VYB2) a 4 (VYB3).

4.1.3 Lokalita obhospodařovaná pasečně

Porost Roztrže, nacházející se v katastrálním území obce Bílá, je soukromým majetkem, spravují ho Biskupské Lesy. Od předchozích lokalit 11 km vzdálené plochy v revíru Kavalčanky jsou obhospodařovány pasečně. Z typologického hlediska jedlové bučiny bohaté (355 B), respektive svěží kamenité (356 D), jsou v současnosti smrkovými monokulturami, jež trpí značným tlakem sucha a lýkožrouta (*Ips typographus* Linnaeus, 1758; *Ips duplicatus* Sahlberg, 1836). Navrácení původních druhů stromů probíhá sice v současné době sadbou buku a jedle, nicméně tlak zvěře na mladé jedince je enormní, proto jediné úspěšné odrosty najdeme v oplocenkách. Podrost brusnice borůvky (*Vaccinium myrtillus* L.) je zde částečně rozvinutý v mýtném porostu, bylinné patro je chudé, holiny jsou hustě porostlé travami (*Calamagrostis* sp. Adans).

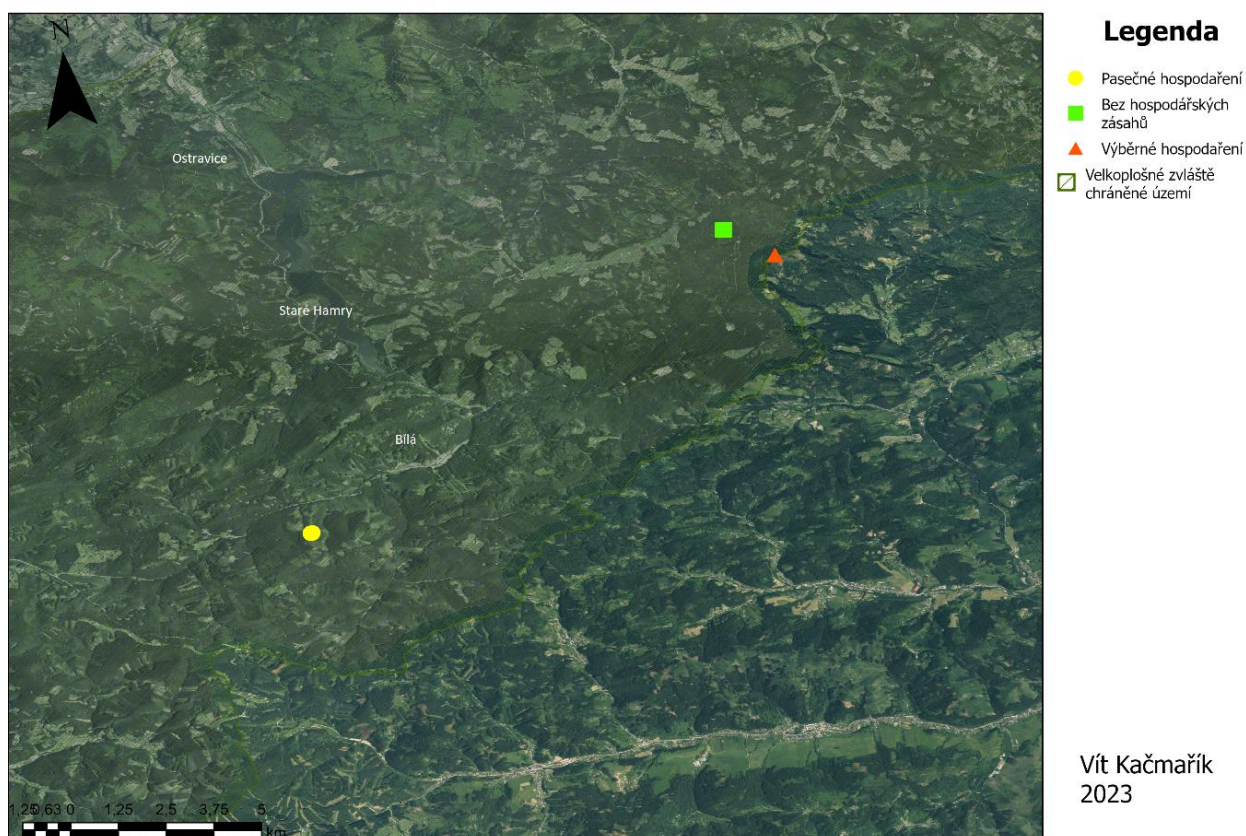
Lokalitám byly pro usnadnění práce přiděleny pracovní kódy – zkratka lokality a číslo 1 (dvouletá holina osázená bukem), číslo 2 (50letá střední etáž) a číslo 3 (90leté smrky) – v tomto případě PAS1; PAS2; PAS3.

Pohled na lokalitu zachycuje obrázek č.5 (PAS1), 6 (PAS2) a 7 (PAS3).

4.2 Sběr vzorků

K odchytu střevlíkovitých byly využity do země zapuštěné plastové pasti (Spence & Niemela, 1994) o rozměrech 13 x 9,5 cm, v nichž byla při každém výběru vyměňována fixační kapalina (lihový kvasný ocet). Pasti byly umístěny po třech pěticích na každou z vybraných lokalit, do tří podlokalit (0-5 let po těžbě, 35-50 let po těžbě a 90-110 let po těžbě). Byly zakryty kovovou stříškou, která sloužila jako ochrana před deštěm (Luff, 1975). Kontrolovány a vybírány byly každé tři týdny. Pasti byly zprovozněny od 1. července 2023 do 30. října 2023. Instalovaná past je zachycena na obrázku č. 9 (kompletní) a č. 10 (pohled bez stříšky).

Umístění zemních pastí



Mapa 1; umístění tří typů porostů v moravskoslezské části Beskyd s vyobrazením areálu CHKO Beskydy.

4.3 Determinace a statistické zpracování

Determinace odchycených imag probíhala za odborného dohledu vedoucího práce pomocí klíče Carabidae České a Slovenské republiky (Hůrka, 1996). K hodnocení biodiverzity byly využity Shannonův a Wienerův index (Shannon, 1948), Simpsonův index diverzity (Simpson, 1949) a Margalefův index diverzity (Magurran, 2012).

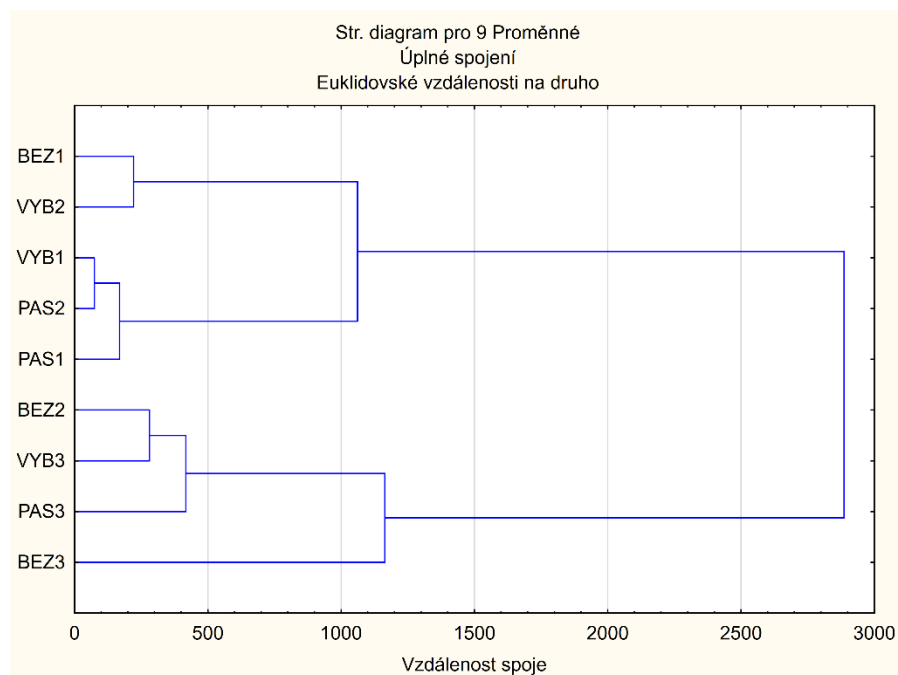
Rovnoměrnost abundancí jednotlivých druhů v komunitě byla zjišťována Shannonovým indexem rovnoměrnosti (Shannon, 1948) a dominance druhu Bergerovým a Parkerovým indexem dominance (Berger & Parker, 1970).

K podobnosti společenstev byla použita shluková (clusterová) analýza v softwaru Statistica (TIBCO Software Inc. (2020) Data Science Workbench, verze 14) počítána skrze druhou mocninu Euklidovské vzdálenosti s úplným pravidlem slučování, pracující na principu třídění jednotek do skupin podle jejich podobnosti (Lukasová & Šarmanová, 1985).

5 Výsledky

Celkem bylo chyceno 522 střevlíkovitých zařazených do 14 druhů (viz tabulka 1). Nejpočetnějším byl *Carabus linnaei* Panzer, 1810 se 233 exempláři. Nejvíce zachycených střevlíkovitých bylo ve starém fragmentu lesa bez hospodářských zásahů – jednalo se o 101 jedinců. Nejméně vzorků bylo naopak sebráno na nejmladší lokalitě obhospodařované výběrně – v jeřábovo-smrkovém zmlazení – 22. V porostu bez hospodářských zásahů bylo ve věkových třídách 40-50 let a 170 let zachyceno shodně 10 druhů. Nejvyšší Shannonův-Wienerův index byl zaznamenán na lokalitě bez hospodářských zásahů reprezentující 50letý porost. Nejvyšší hodnotu Shannonova index rovnoměrnosti měla výběrně obhospodařovaná lokalita ve věku 50 let – jedlo-smrkový les s příměsí buku – 0,89. U Simpsonova indexu byla nejnižší zaznamenaná hodnota na výběrně obhospodařované lokalitě ve věku 0-10 let – 0,182 (viz tabulka 2).

Shluková analýza ukázala (jak je vidět na grafu č.3 níže), že faktorem určujícím složení komunit střevlíkovitých byl v tomto případě věk. Komunity si byly podobné na lokalitách BEZ2 a VYB3, respektive PAS3 a BEZ3. Od těchto odlišné a sobě podobné byly dvojice BEZ1 a VYB2; VYB1 a PAS2, PAS1).



Graf 3; shluková analýza ukazující podobnost složení komunity střevlíkovitých v závislosti na věku porostu.

5.1 Porost bez hospodářských zásahů

Na této lokalitě bylo zachyceno celkem 237 střevlíkovitých, kteří byli zařazeni do 12 druhů, na lokalitě (BEZ1) reprezentující nejmladší porost to bylo 60 jedinců patřících do 7 druhů, na lokalitě BEZ2 76 jedinců/10 druhů a na lokalitě BEZ3 101 jedinců shodně z 10 druhů.

Nejvyšší Shannonův index diverzity byl zaznamenán na lokalitě BEZ2, kde jeho hodnota dosáhla 1,852, naopak nejnižší hodnota 1,262 byla vypočítána pro lokalitu BEZ1. Shannonův index rovnoměrnosti byl také nejvyšší pro lokalitu BEZ2 (0,804), nejnižší pro BEZ1. Simpsonův index pro lokality BEZ1 a BEZ3 byl téměř shodný (0,353, respektive 0,351), zatímco na lokalitě BEZ2 dosáhl hodnoty 0,203. Margalefův index byl zaznamenán v nejvyšší hodnotě na lokalitě BEZ2 (2,078), nejvíce poklesl na lokalitě na BEZ1(1,465). Dominance, vyjádřená Bergerovým-Parkerovým indexem byl nejznatelnější na lokalitě BEZ3, kde pro *Carabus linnaei* Panzer, 1810, dosáhla hodnoty 0,525.

5.2 Porost obhospodařovaný výběrně

Na této lokalitě bylo zachyceno celkem 157 střevlíkovitých, kteří byli zařazeni do 13 druhů, kdy na lokalitě reprezentující nejmladší porost (VYB1) to bylo 22 jedinců patřících do 8 druhů, na lokalitě VYB2 54 jedinců/9 druhů a na lokalitě VYB3 81 jedinců shodně z 9 druhů. Nejvyšší Shannonův index diverzity byl zaznamenán na lokalitě VYB2, kde jeho hodnota dosáhla 1,732, hodnota lokality VYB1 (1,693) a VYB3 (1,672) se poté blížily. Shannonův index rovnoměrnosti byl také nejvyšší pro lokalitu VYB2, kde dosáhl hodnoty 0,890, nejnižší poté pro Vja3 (0,860). Simpsonův index pro lokalitu VYB3 byl nejvyšší z těchto tří, tedy 0,246, zatímco na lokalitě VYB1 klesl až na 0,182. Margalefův index byl zaznamenán v nejvyšší hodnotě na lokalitě VYB2 (2,001), nejvíce poklesl na lokalitě na VYB3 (1,820). Dominance, vyjádřená Bergerovým-Parkerovým indexem byl nejznatelnější na lokalitě VYB3, kde pro *Carabus linnaei* Panzer, 1810, dosáhla hodnoty 0,420.

5.3 Porost obhospodařovaný pasečně

Na této lokalitě bylo zachyceno celkem 128 střevlíkovitých, kteří byli zařazeni do 10 druhů, kdy na lokalitě reprezentující nejmladší porost (PAS1) to bylo 39 jedinců patřících do 8 druhů, na lokalitě PAS2 30 jedinců/8 druhů a na lokalitě PAS3 59 jedinců ze 7 druhů. Nejvyšší Shannonův index diverzity byl zaznamenán na lokalitě PAS2, kde jeho hodnota dosáhla 1,661, hodnota lokality PAS1 (1,533) a PAS3 (1,318) se poté vzdalovaly řádově o desetiny. Shannonův index rovnoměrnosti byl také nejvyšší pro lokalitu PAS2, kde dosáhl hodnoty 0,854, nejnižší poté pro PAS3 (0,677). Simpsonův index pro lokalitu PAS3 byl nejvyšší z těchto tří, tedy 0,393, zatímco na zbývajících dvou lokalitách klesal až o 0,15. Margalefův index byl zaznamenán v nejvyšší hodnotě na lokalitě PAS2 (2,058), nejvíce poklesl na lokalitě na PAS3

(1,471). Dominance, vyjádřená Bergerovým-Parkerovým indexem byl nejznatelnější na lokalitě PAS3, kde pro *Carabus linnaei* Panzer, 1810, dosáhla hodnoty 0,610.

5.4 Rozdělení podle strategií

Ze 14 zachycených druhů bylo 9 lesních druhů, 3 druhy patřící mezi generalisty, jeden druh otevřených biotopů a *Carabus violaceus* Linnaeus, 1758 specificky zařazen nebyl, jelikož se primárně vyskytuje v lesích, nicméně jeho podíl na ostatních druzích stanovišť je nezanedbatelný (Hůrka, 1996, Lövei & Sunderland, 1996, Magura et al., 2003).

5.5 Rozdíly komunit střevlíkovitých mezi hospodářskými způsoby

Při srovnání dvou hospodářských způsobů se ukázalo, že Shannonův-Wienerův index byl na všech lokalitách reprezentujících výběrný hospodářský způsob vyšší než na lokalitách pasečného způsobu. Výraznější rozdíl v hodnotě Shannonova indexu rovnoměrnosti byl zaznamenán pouze na lokalitách PAS1 a PAS3, hodnoty ostatních čtyř ploch byly srovnatelné. Simpsonův index diverzity ukazuje negativně na plochy obshospodařované pasečně. Lokalita PAS3 dokonce vychází z hodnocení Simpsonovým indexem jako plocha nejméně diverzifikovaná, zatímco plocha VYB1, jako nejlepší z celého vzorku, ale na zbývajících plochách se hodnoty velmi těsně blížily, což ukazuje na nevelké, potažmo zanedbatelné rozdíly. Margalefův index hodnotil nejpozitivněji lokality PAS2 a VYB2, plochy po obnově téměř shodně a poté lokalitu PAS3 výrazně hůře než plochu VYB3.

Při obou typech hospodaření byly lokality reprezentující věk porostu přibližně 50 let hodnoceny těmi s nejvyššími hodnotami Shannonova-Wienerova indexu, rovněž Shannonovým index rovnoměrnosti a Margalefovým indexem a *Carabus linnaei* Panzer, 1810 na nich nebyl v zastoupení natolik dominantním v druhovém spektru.

Shluková analýza ukázala, že faktorem určujícím složení komunit střevlíkovitých byl v tomto případě věk. Komunity si byly podobné na lokalitách BEZ2 a VYB3, respektive PAS3 a BEZ3. Od těchto odlišné a sobě podobné byly dvojice BEZ1 a VYB2; VYB1 a PAS2, PAS1.

6 Diskuze

6.1 Diverzita

Průzkum komunity střevlíkovitých ukázal pouze značně omezené spektrum, které není při tomto typu průzkumu zcela standardní. I toto spektrum nicméně, s využitím indexů biodiverzity, nabízí pohled na stav diverzity na testovaných lokalitách. Obecně, hodnoty Shannonova-Wienerova indexu dosáhly poměrně nízkých hodnot 1,852 pro nejdivezifikovanější lokalitu a 1,262 na opačném konci stupnice. Jelikož hodnoty S-W indexu byly na všech lokalitách poměrně nízké, navrhovaná pěstební opatření budou směřována obecně tak, aby vznikaly lokality vhodné pro komunitu střevlíkovitých a její kořisti komplexně (Wood et al., 2000, Mason & Zapponi, 2015).

Simpsonův index diverzity ukazuje zejména na lokalitách, kde byly zaregistrovány jednoznačně dominantní populace jednoho druhu poněkud zavádějící výsledky. Ačkoli byla například plocha BEZ3 jednou z nejdivezifikovanějších lokalit, co se počtu druhů týče, Simpsonův index je zde ovlivněný výraznou dominancí *Carabus linnaei* Panzer, 1810 a vyhodnocuje lokalitu jako jednu z nejméně divezifikovaných. Naopak na ploše VYB1, kde bylo zachyceno pouze 22 jedinců udává velmi nízkou hodnotu 0,182, čímž indikuje velmi dobrou diverzitu (ačkoli ta je zde pravděpodobně zavedena malým počtem odchycených jedinců a absencí dominantního druhu (Nagendra, 2002)).

Margalefův index konstatuje, že plochy si byly, co do diverzity, téměř rovny a pouze na plochách BEZ1 a PAS3 indikuje výrazně nižší diverzitu. V odchycích zcela chyběly poměrně běžné druhy rodů *Amara* Bonelli, 1810, *Harpalus* Latreille, 1802 nebo *Molops* Bonelli, 1810, které se v případě (Magura et al., 2003, Magura et al., 2006, Litavský et al., 2021) vždy vyskytly. Ačkoli se nepodařilo identifikovat důvod tohoto raritního výpadku ve spektru střevlíkovitých, nabízí se několik potenciálních vysvětlení (Benest, 1989). Vzhledem k ochranným opatřením zavedeným, aby nebyl jeřábek lesní rušen při hnízdění, byly pasti položeny a zprovozněny 1. července, což teoreticky mohlo způsobit absenci druhů aktivních zejména na jaře a v časném létě, jelikož právě v tomto období vstupuje z důvodu vysokých teplot řada druhů do období letního klidu (Baumgartner et al., 1997). Jako další důvod se nabízí chybná instalace pastí nebo jaksi chybně zvolené lokality, potažmo z nějakého důvodu pro střevlíkovité nepříznivá sezóna (Luff, 1975).

6.1.1 Dominance

Jednoznačně nejdominantnějším druhem, stejně jako v případě Jeseníků (Kašák et al., 2017), byl na osmi plochách (BEZ2, BEZ3, VYB1, VYB2, VYB3, PAS1, PAS2, PAS3) z devíti *Carabus linnaei* Panzer, 1810, pro Karpaty typický druh, v ČR zejména v lesích rozsáhlých horských masívů (Hůrka, 1996); jehož dominance byla na pouze na ploše BEZ1 narušena úzkoštítníkem *Cychrus attenuatus* Fabricius, 1792, druhem potravně výrazněji specializovaným, než je tomu u *Carabus linnaei* Panzer, 1810. Jeho poměrně vysoká abundance může být způsobena lepší dostupností kořisti (plicnatých plžů) na lokalitě tvořené zejména jedlovým a bukovým zmlazením, jejíž mikroklima si udržuje vyšší vlhkost než okolí (Claridge, 1974). V rámci zástupců rodu *Cychrus* Fabricius, 1792, je jaksí neobvyklým výrazný rozdíl v zastoupení, kdy byli jedinci *Cychrus attenuatus* Fabricius, 1792 více než 4,7krát častější než jedinci *Cychrus caraboides* Linnaeus, 1758, kteří jsou podle (Hůrka, 1996) považováni za častější, ale to je možné připsat specifickým podmínkám v opadu u položených pastí (Magura et al., 2004).

6.2 Pěstební opatření na podporu chráněných druhů střevlíkovitých

Na lokalitách ve věku přibližně 50 let (VYB 2; PAS2) navrhuji po výchovných zásadách probírkou vyklizení alespoň části těžebních zbytků a využití kotlíků na podsije. Jejich funkce bude spočívat v obohacení kyselého smrkového opadu, čímž vzroste abundance druhů bezobratlých celkově, tedy i střevlíkovitých (Koivula et al., 2019). Při zdravotním výběru je vhodné ponechat ekonomicky nezajímavé dříví na ploše (Mason & Zapponi, 2015), potažmo bych diverzifikoval, zda mrtvá hmota stojí či leží (Aakala et al., 2007), to z důvodu různé preference bezobratlými živočichy. Tento zásah je jednoduchý a levný (Vehkamäki, 1995), přitom rozšiřuje portfolium mikrostanovišť na ploše (Wood et al., 2000). Ve specifickém případě porostu, který je postupně převáděn na výběrný způsob hospodaření (VYB2), bych se zaměřil nadále na zpřístupňování linkami, které jsou světlejší než okolí, čímž poskytují migrační koridor či refugium střevlíkovitým broukům (Koivula & Niemelä, 2003). Vzhledem ke svažitosti terénu a přítomnosti starých odvodňovacích struh je možné využít kroky k zadržení vody ve svahu, tedy přehrazování starých odvodňovacích struh či deformací způsobených technikou k čemuž je možné využít klestí a část materiálu z probírek/prořezávek. Dále sije v kotlících, které vznikají při odstraňování kůrovcem napadlých stromů, do nichž je vhodné umístit dřeviny snášející zástin, jako buk či jedli, tyto je ovšem nutné oplocovat.

Obecně vpuštění světla do porostu se projeví narůstáním bylinného patra (Plue et al., 2013), jež poskytuje habitat jak kořisti střevlíkovitých, tak jim samotným.

Jednoetážové porosty v mýtném věku tvořené jedinou dřevinou, v tomto případě smrkem *Picea*, A. Dietr., poskytují vhodný biotop jen velmi malému počtu druhů střevlíkovitých (Schmied & Fuhrer, 1996), což je ale dle stejných autorů částečně vykoupeno zvýšenými abundancemi. Je možné porost citlivými zásahy formou těžeb skupinovitě výběrných proředit, plochy poté obnovovat kotlíky, které následně budou poskytovat alespoň migrační koridor, pokud ne přímo trvalé stanoviště (Koivula & Niemelä, 2003). Vzhledem k tomu, že lokalita trpí suchem, nabízí se z hřebene vedení opatření na podporu zadržování vody ve svahu, což zvýší výskyt hygrofilních druhů (Ludwiczak et al., 2020). Při snížení zápoje, který je možné očekávat, se u těchto zdrojů vody vytvoří základna pro bohaté bylinné patro, což podpoří škálu bezobratlých. Je nicméně nutné provádět zásahy ekonomicky smysluplné (Vehkamäki, 1995), a protože porosty zde trpí značným tlakem lýkožroutů (*Ips* DeGeer, 1775) a václavky (*Armillaria* sp. (Fr.) Staude), získáváme rozpadající se mýtné porosty, primárně obnovované nahodilou těžbou. V takovém případě je možné vést pěstební opatření směrem k zachování porostního mikroklima (pro jehož udržování hovoří Kašák et al., 2017 nebo Bellaoussoff et al., 2003) například podsijemi břízy *Betula* L. a jeřábu *Sorbus* L. Z důvodu orientace na jižní stranu navrhuji využití dřevin z nižších vegetačních stupňů, kupříkladu dubu zimního *Quercus petraea* (Matt.) Liebl. Netradičním opatřením by mohlo být umístění tůně, čímž by byla na ploše zadržována voda, která na jižních a západních svazích v letním období chybí, a návazně na ni by vznikl remízek, čímž se zvýší vlhkost půdy a abundance hygrofilních druhů vzrostou, ovšem částečně na úkor druhů xerofilních (Ludwiczak et al., 2022).

K naplnění těchto cílů je možné využít Operační program Životní prostředí, který nabízí financování projektů sloužících k zavádění opatření na podporu ohrožených druhů v lidskou činností ovlivněném prostředí ("Operační program Životní prostředí 2021–2027", 2022).

Na ploše (VYB1) jsou v současnosti smrky v mýtném věku a starší, pod nimiž je hustý porost smrkového a jeřábového zmlazení. Mikroklima je zde relativně stabilní, lokalita netrpí suchem. Je vhodné pokračovat v doplňování dřevinné skladby o původní beskydské dřeviny javor klen *Acer pseudoplatanus* L. a buk lesní *Fagus sylvatica* L. V situaci, kdy dojde k rozpadu posledních fragmentů starého smrkového lesa využít ponechání mrtvého dřeva na lokalitě, jelikož porosty jsou silně napadeny václavkou, což může snížit hodnotu dřeva pod jeho ekologickou hodnotu a pokud by bylo ponecháno na místě, bude využito efektivněji saproxylickými organismy (Schiegg, 2000).

Specifická opatření je potřeba zvážit pro lokalitu reprezentující relativně velkou odlesněnou plochu, kde již není možné zabránit výrazné změně mikroklimatu a druhové skladby podrostu. Přikláněl bych se v tomto případě (PAS1) k ponechávání klestu, siji břízy a sníženému ožinu travin. Tyto opatření si kladou za cíl zadržovat vodu, zvýšit pH půdy a zabránit erozi, tedy jaksí zmírnit šokovou změnu po velkoplošné těžbě, čímž je střevlíkovitým poskytnut delší časový úsek pro nalezení refugia, potažmo některým druhům generalistů umožní na lokalitě přežít (Vician et al., 2018, Plewa et al., 2020).

7 Závěr

Práce se zabývala vlivem hospodářského způsobu na komunity střevlíkovitých. Pro ty je důležité zejména dlouhodobé porostní mikroklima, původní porosty s různými typy dřevin a stanovišť, ale také ponechané mrtvé dřevo.

V Beskydech byly vybrány tři porosty lišící se hospodářským režimem, do nichž byly umístěny tři pětice pastí podle věku. Pasti byly instalovány od 1. července 2023 do konce října 2023, byly vybírány každé tři týdny.

Nejchudší druhové spektrum, tvořené sedmi druhy, bylo zjištěno hned na 3 lokalitách, a to po jedné ve všech vybraných typech porostu. Nejpestřejší druhová skladba, shodně po 10 druzích, byla zjištěna v jedlobukovém lese původního typu, a to v jeho středně starém a nejstarším fragmentu. Pomocí indexů biodiverzity byl zjišťován stav komunity střevlíkovitých na jednotlivých lokalitách. Výběrně obhospodařovaný celek charakterizovaly malé rozdíly mezi zkusnými plochami, na nichž se vyskytovaly i druhy vázané na kontinuální původní porosty. Pasečné lokality byly indikovány jako nejméně diverzifikované. Na daných zkusných plochách nebyla prokázána přímá souvislost mezi složením komunity střevlíkovitých a způsobem hospodaření. Shluková analýza potvrdila spojitost mezi věkem porostu a složením komunity střevlíkovitých, která tedy reagovala na dlouhodobé mikroklima lokality. To je možné připsat nedlouhé době (20 let), po kterou je prováděn převod lesa na výběrný způsob hospodaření, a také tomu, že složení komunity střevlíkovitých zde podléhá velkoplošnějším faktorům, nežli jsou konkrétní pěstební opatření. Pro lokální podporu diverzity střevlíkovitých byla navržena pěstební opatření jako je ponechávání mrtvé dřevní hmoty v porostu, diverzifikace dřevinné skladby, zadržování vody ve svazích, budování tůní na vhodných lokalitách. Na holině poté zachování klestu a doplnění bukových sadeb výraznějším počtem melioračně-zpevňujících dřevin, například břízy, což umožní rychlejší vytvoření podrostního

mikroklima a zvýšení pH půdy. Realizace těchto opatření nicméně musí být v hospodářském lese také ekonomicky obhájitelná, což mohou usnadnit programy podpory ze strany státu.

8 Použitá literatura

- Aakala, T., DeGrandpre, L., & Gauthier, S. (2007). Trees dying standing in the northeastern boreal old-growth forests of Quebec: spatial patterns, rates, and temporal variation. *Canadian Journal of Forest Research*, 37(1), 50-61. <https://doi.org/10.1139/X06-201>
- Armsworth, P., Jackson, H., Cho, S., Clark, M., Fargione, J., Iacona, G., Kim, T., Larson, E., Minney, T., & Sutton, N. (2018). Is conservation right to go big? Protected area size and conservation return-on-investment. *Biological Conservation*, 225, 229-236. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.07.005>
- Barsoum, N., Coote, L., Eycott, A., Fuller, L., Kiewitt, A., & Davies, R. (2016). Diversity, functional structure and functional redundancy of woodland plant communities: How do mixed tree species plantations compare with monocultures?. *Forest Ecology and Management*, 382, 244-256. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.005>
- Bartniczak, B., & Raszkowski, A. (2018). Sustainable forest management in Poland. *Management of Environmental Quality*, 29(4), 666-677. <https://doi.org/https://doi-org.infozdroje.czu.cz/10.1108/MEQ-11-2017-0141>
- Baumgartner, R., Bechtel, A., Van den Boom, A., Hockmann, P., Horstmann, B., Kliewe, V., Landwehr, M., & Weber, F. (1997). Age pyramid of a local population and viability fitness of phenotypical fractions in *Carabus auronitens* (Coleoptera, Carabidae). *Ital. J. Zool.*, 64, 319-340.
- Beisel, J., Thomas, S., Usseglio-Polatera, P., & Moreteau, J. (1996). Assessing Changes in Community Structure by Dominance Indices: A Comparative Analysis. *Journal of Freshwater Ecology*, 11(3), 291-299. <https://doi.org/10.1080/02705060.1996.9664451>
- Bellaoussoff, S., Kevan, P., Murphy, S., & Swanton, C. (2003). Assessing tillage disturbance on assemblages of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) by using a range of ecological indices. *Biodiversity & Conservation*, 12, 851-882. <https://doi.org/https://doi.org/10.1023/A:1022811010951>
- Benest, G. (1989). THE SAMPLING OF A CARABID COMMUNITY .1. THE BEHAVIOR OF A CARABID WHEN FACING THE TRAP. *Revue d'ecologie et de biologie du sol*, 26(2), 205-211.

- Berger, W., & Parker, F. (1970). Diversity of Planktonic Foraminifera in Deep Sea Sediments. *Science*, 168(3937), 1345-47. <https://doi.org/https://doi.org/10.1126/science.168.3937.1345>
- Canadian Biodiversity Strategy. (1995). Minister of Supply and Services Canada.
- Cardinale, B., Duffy, J., Hooper, D., Perrings, C., Venail, P., Mace, G., Tilman, D., & Wardle, D. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486, 59-67. <https://doi.org/https://doi.org/10.1038/nature11148>
- Claridge, M. (1974). STRIDULATION AND DEFENSIVE BEHAVIOR IN GROUND BEETLE, CYCHRUS-CARABOIDES. *Journal of Entomology Series A-Physiology and Behaviour*, 49(7), 7-15.
- Dudley, N. (2008). Guidelines for Applying Protected Area Management Categories. IUCN, Gland CH.
- Duelli, P., Obrist, M., & Wermelinger, B. (2002). Windthrow-induced changes in faunistic biodiversity in alpine spruce forests. *Forest, Snow and Landscape Research*, (77), 117-131.
- Duflot, R., Mönkkönen, M., & Eyvindson, K. (2022). Management diversification increases habitat availability for multiple biodiversity indicator species in production forests. *Landscape Ecology*, 37, 443–459. [https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10980-021-01375-8\(0123456789\(\).,-volIV\(\) 0123458697\(\).,-volIV\)](https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10980-021-01375-8(0123456789().,-volIV() 0123458697().,-volIV))
- Duinker, P., F. Wiersma, Y., Haider, W., Hvenegaard, G., & Schmiegelow, F. (2010). Protected areas and sustainable forest management: What are we talking about?. *The Forestry Chronicle*, 86(2), 173-178.
- Farkač, J. (1994). Využití střevlíkovitých v bioindikaci. *Vesmír*, 1994(10), 73.
- Fedor, P., & Zvaríková, M. (2019). Biodiversity indices. In B. Faith, *Encyclopedia of Ecology* (2 ed., pp. 337-346). Elsevier.
- Gregorius, H., & Gillet, E. (2008). Generalized Simpson-diversity. *Ecological Modelling*, 211(1-2), 90-96. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.08.026>
- Gudowska, A., Schramm, B., Czarnoleski, M., Kozłowski, J., & Bauchinger, U. (2017). Physical mechanism or evolutionary trade-off? Factors dictating the relationship between metabolic rate and ambient temperature in carabid beetles. *JOURNAL OF THERMAL BIOLOGY*, 68, 89-95. <https://doi.org/10.1016/j.jtherbio.2016.11.009>
- Helliwell, D. (1997). Dauerwald. *Forestry*, 70(4), 375-379.
- Hoekman, D., LeVan, K., Gibson, C., Ball, G., Browne, R., Davidson, R., Kinsley, C., LaBonte, J., Lundgren, J., Wendy Moore, D., Niemelä, J., Ober, K., Pearson, D., Spence, J., Will,

- K., & Work, T. (2017). Design for ground beetle abundance and diversity sampling within the National Ecological Observatory Network. *Ecosphere*, 8(4).
<https://doi.org/https://doi-org.infozdroje.czu.cz/10.1002/ecs2.1744>
- Hůrka K. (2017). *Brouci České a Slovenské republiky* (2.nd ed.). Kabourek.
- Hůrka, K. (1996). *Carabidae České a Slovenské republiky* (První vydání). Kabourek.
- Charakteristika oblasti*. (2023). CHKO-Beskydy-AOPK ČR. Retrieved 2023-03-22, from
<https://beskydy.nature.cz/charakteristika-oblasti>
- Ji Hong, K., & Dong-June, Y. (2011). Comparative evaluation of species diversity indices in the natural deciduous forest of Mt. Jeombong. *Forest Science and Technology*, 7(2), 68-74. <https://doi.org/10.1080/21580103.2011.573940>
- Judas, M., Dornieden, K., & Strothmann, U. (2002). Distribution patterns of carabid beetle species at the landscape-level. *JOURNAL OF BIOGEOGRAPHY*, 29(4), 491-508.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2002.00697.x>
- Kašák, J., Foit, J., & Hučín, M. (2017). Succession of ground beetle (Coleoptera: Carabidae) communities after windthrow disturbance in a montane Norway spruce forest in the Hrubý Jeseník Mts. (Czech Republic). *Central European Forestry Journal [online]*., 63(4), 180-187. <https://doi.org/10.1515/forj-2017-0016>
- Koivula, M. (2002). Alternative harvesting methods and boreal carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). *Forest Ecology and Management*, 167(1), 103-121.
- Koivula, M., & Niemelä, J. (2003). Gap felling as a forest harvesting method in boreal forests: responses of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). *Ecography*, 26(2), 179-187.
- Koivula, M., Venn, S., Hakola, P., & Niemelä, J. (2019). Responses of boreal ground beetles (Coleoptera, Carabidae) to different logging regimes ten years post harvest. *Forest Ecology and Management*, (436), 27-38. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.12.047>
- Kotze, J., Brandmayr, P., Casale, A., Dauffy-Richard, E., Dekoninck, W., Koivula, M., Lovei, G., Mossakowski, D., Noordijk, J., Paarmann, W., Pizzolotto, R., Saska, P., Schwerk, A., Seranno, J., Jan, S., Taboada, A., Turin, H., Venn, S., Vermeulen, R. et al. (2011). Forty years of carabid beetle research in Europe - from taxonomy, biology, ecology and population studies to bioindication, habitat assessment and conservation, 55-148.
<https://doi.org/10.3897/zookeys.100.1523>
- Kozel, J. (2006). *Převod holosečného hospodářského způsobu na způsob výběrný* [disertace]. Česká zemědělská univerzita.
- Kuuluvainen, T. (2002). Natural Variability of Forests as a Reference for Restoring and Managing Biological Diversity in Boreal Fennoscandia. *Silva Fennica*, 36(1), 97-125.

- Kuuluvainen, T., & Gauthier, S. (2018). Young and old forest in the boreal: critical stages of ecosystem dynamics and management under global change. *For Ecosyst*, 5(26).
- Lesní zákon (1995). Ministerstvo zemědělství.
- Lesnicko-typologická mapa*. (2023). Ústav pro hospodářskou úpravu lesa Brandýs nad Labem. Retrieved 2023-03-29, from <https://geoportal.uhul.cz/mapy/MapyOprl.html>
- Lilleeng, M., Rydgren, K., Halvorsen, R., Moe, S., & Hegland, S. (2018). Red deer structure the ground-dwelling beetle community in boreal forest. *Forest and Plantation Biodiversity*, 27, 2507–2525.
- Lipina, P., & Šustková, V. (2022). Klimatologické charakteristiky pro Beskydy za rok 2021.
- Loreau, M. (1990). Competition in a carabids beetle community: a field experiment. *Oikos*, 58, 25-38.
- Litavský, J., Majzlan, O., Stašiov, S., Svitok, M., & Fedor, P. (2021). The associations between ground beetle (Coleoptera: Carabidae) communities and environmental condition in floodplain forests in the Pannonian Basin. *EUROPEAN JOURNAL OF ENTOMOLOGY*, 118, 14-23. <https://doi.org/doi: 10.14411/eje.2021.002>
- Lövei, G., & Sunderland, K. (1996). Ecology and behaviour of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Annual Review of Entomology*, 41, 231-256.
- Ludwiczak, E., Nietupski, M., & Kosewska, A. (2020). Ground beetles (Coleoptera; Carabidae) as an indicator of ongoing changes in forest habitats due to increased water retention. *PeerJ*, 8(9815). <https://doi.org/10.7717/peerj.9815>
- Ludwiczak, E., Nietupski, M., & Kosewska, A. (2022). Impact of Water Retention Practices in Forests on the Biodiversity of Ground Beetles (Coleoptera: Carabidae). *Sustainability*, 14(22), 15068.
- Luff, M. (1975). Some Features Influencing the Efficiency of Pitfall Traps, 19(4), 345-357. <https://doi.org/jstor.org/stable/4215122>
- Lukasová, A., & Šarmanová, J. (1985). *Metody shlukové analýzy* (1st ed.). Státní nakladatelství technické literatury.
- Magura, T., Tothmeresz, B., & Elek, Z. (2004). Effects of leaf-litter addition on carabid beetles in a non-native Norway spruce plantation. *ACTA ZOOLOGICA ACADEMIAE SCIENTIARUM HUNGARICAE*, 50(1), 9-23.
- Magura, T., Tothmeresz, B., & Elek, Z. (2006). Changes in carabid beetle assemblages as Norway spruce plantations age. *Community Ecology*, 7(1), 117-121.

- Magura, T., Tóthmérész, B., & Elek, Z. (2003). Diversity and composition of carabids during a forestry cycle. *Biodiversity & Conservation*, 12, 73-85. <https://doi.org/10.1023/A:1021289509500>
- Magurran, A. (2012). *Ecological Diversity and Its Measurement* (1 ed.). Springer Dordrecht.
- Mason, F., & Zapponi, L. (2015). The forest biodiversity artery: towards forest management for saproxylic conservation. *iForest*, 9, 205-216. <https://doi.org/10.3832/ifor1657-008>
- McGeoch, M. (1998). The Selection, Testing and Application of Terrestrial Insects as Bioindicators. *Biological reviews*, 73, 181-201.
- Moser, R., Sagor, E., Russell, M., & Windmuller-Campione, M. (2022). The Great Lakes Silviculture Library: Insights into a Case Study Platform. *Journal of Forestry*, 120(3), 289-301.
- Nagendra, H. (2002). Opposite trends in response for the Shannon and Simpson indices of landscape diversity. *Applied Geography*, 22(2), 175-186. [https://doi.org/10.1016/S0143-6228\(02\)00002-4](https://doi.org/10.1016/S0143-6228(02)00002-4)
- Nakládal, O. (2021). FAUNISTIC RECORDS FROM THE CZECH REPUBLIC – 513. *Klapalekiana*, 57, 250.
- Nittérus, K., Åström, M., & Gunnarsson, B. (2007). Commercial harvest of logging residue in clear-cuts affects the diversity and community composition of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Scandinavian Journal of Forest Research*, 22(3), 231-240. <https://doi.org/10.1080/02827580701352955>
- Odion, D., & Sarr, D. (2007). Managing disturbance regimes to maintain biological diversity in forested ecosystems of the Pacific Northwest. *Forest Ecology Management*, (246), 57-65.
- Operační program Životní prostředí 2021–2027. (2022). MŽP.
- Plewa, R., Jaworski, T., Tarwacki, G., Gil, W., & Horák, J. (2020). Establishment and maintenance of power lines are important for insect diversity in Central Europe. *Zoological Studies*, 59(3). <https://doi.org/10.6620/ZS.2020.59-03>
- Plue, J., Van Gils, B., De Schrijver, A., Peppler-Lisbach, C., Verheyen, K., & Hermy, M. (2013). Forest herb layer response to long-term light deficit along a forest developmental series. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology*, 53, 63-72. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2013.09.005>

- Podrázský, V., Holuša, O., & Farkač, J. (2010). Složení společenstev střevlíkovitých brouků (Coleoptera: Carabidae) v lesních porostech s různou druhovou strukturou a systémem hospodaření. *Zprávy lesnického výzkumu*, 10-15.
- Poleno, Z. (1998). Způsoby hospodaření ve vysokokmenném lese. *Lesnictví - Forestry*, 44(12), 561-575.
- Rainio, J., & Niemelä, J. (2003). Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity & Conservation volume*, 12, 487–506.
- Sánchez Meador, A. J. (2020). Individual-based Methods in Forest Ecology and Management: Individual-based Methods in Forest Ecology and Management. *Ecological Modelling*, 428. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109092>
- Shannon, C. (1948). A Mathematical Theory of Communication. *The Bell System Technical Journal*, 27, 379-423. <https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>
- Shibuya, S., Kubota, K., Ohsawa, M., & Kikvidze, Z. (2011). Assembly rules for ground beetle communities: What determines community structure, environmental factors or competition?. *EUROPEAN JOURNAL OF ENTOMOLOGY*, 108(3), 453-459. <https://doi.org/10.14411/eje.2011.058>
- Schabel, H., & Palmer, S. (1999). The Dauerwald: Its role in the restoration of natural forests. *Journal of Forestry*, 97(11), 20-25.
- Schiegg, K. (2000). Effects of dead wood volume and connectivity on saproxylic insect species diversity. *ECOSCIENCE*, 7(3), 290-298. <https://doi.org/10.1080/11956860.2000.11682598>
- Schmied, A., & Fuhrer, E. (1996). The impact of ground beetle species (Coleoptera: Carabidae) in spruce stands, damaged by *Pristiphora abietina* (Hymenoptera: Tenthredinidae). *ENTOMOLOGIA GENERALIS*, 21(1-2), 81-94.
- Siira-Pietikäinen, A., Haimi, J., & Siitonen, J. (2003). Short-term responses of soil macroarthropod community to clear felling and alternative forest regeneration methods. *Forest Ecology and Management*, 172(2-3), 339-353. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00811-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00811-8)
- Simpson, E. (1949). Measurement of Diversity. *Nature*, 163(4148), 688-88. <https://doi.org/10.1038/163688a0>
- Spellerberg, I. F., & Fedor, P. J. (2003). A tribute to Claude Shannon (1916-2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the 'Shannon-Wiener'

- Index. *Global Ecology and Biogeography*, 12(3), 177-179.
<https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00015.x>
- Spence, J., & Niemela, J. (1994). SAMPLING CARABID ASSEMBLAGES WITH PITFALL TRAPS: THE MADNESS AND THE METHOD. *The Canadian Entomologist*, 126, 881-894. <https://doi.org/10.4039/Ent126881-3>
- Szyszko, J., Gryuntal, S., & Schwerk, A. (2005). Nocturnal activity of *Carabus hortensis* L. (coleoptera, carabidae) in two forest sites studied with harmonic radar method. *Polish Journal of Ecology*, 53(1), 117-121.
- Talarico, F., Romeo, M., Massolo, A., Brandmayr, P., & Zetto, T. (2007). Morphometry and eye morphology in three species of *Carabus* (Coleoptera : Carabidae) in relation to habitat demands. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 45(1), 33-38. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0469.2006.00394.x>
- The Montréal Process: Criteria and Indicators for the Conservation and Sustainable Management of Temperate and Boreal Forests. (2015).
- Vacek, S., Moucha, P., Bílek, L., & Mikeska, M. (2012). *Péče o lesní ekosystémy v chráněných územích ČR* (1 ed.). MŽP.
- Vacek, S., Remeš, J., Vacek, Z., Bílek, L., Štefančík, I., Baláš, M., & Podrázský, V. (2018). *Pěstování lesů* (Vydání: první). Česká zemědělská univerzita.
- Vacek, Z., Vacek, S., Bílek, L., & Baláš, M. (2020). *Základy pěstování lesů* (První vydání). Česká zemědělská univerzita v Praze.
- Vehkamäki, S. (1995). Economic comparison of forest management methods. *Forest Ecology and Management*, 82(1-3), 159-169.
- Vician, V., Svitok, M., Michalková, E., Lukáčik, I., & Stašiov, S. (2018). Influence of tree species and soil properties on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) communities. *Acta Oecologica*, (91), 120-126.
- Vyhláška č. 395/1992 Sb.: Vyhláška ministerstva životního prostředí České republiky, kterou se provádějí některá ustanovení zákona České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny (1992). Ministerstvo životního prostředí.
- Vyhláška č. 83/1996 Sb., (1996). Ministerstvo zemědělství.
- Wood, A., Stedman-Edwards, P., & Mang, J. (2000). *The Root Causes of Biodiversity Loss* (1 ed.). Routledge.

8.1 Zdroje – webové stránky

eagri.cz. Retrieved 2023-02-27, from <https://eagri.cz/public/web/mze/lesy/lesnictvi/>

beskydy.nature.cz: CHKO Beskydy, Ochrana přírody. Retrieved 2023-02-27, from <https://beskydy.nature.cz/ochrana-prirody>

9 Samostatné přílohy



Obrázek 1; pohled na lokalitu BEZ



Obrázek 2; Lokalita VYB1



Obrázek 3; Lokalita VYB2



Obrázek 4; Lokalita VYB3



Obrázek 5; Lokalita PAS1.



Obrázek 6; Lokalita PAS2



Obrázek 7; Lokalita PAS3



Obrázek 8; Kompletní instalovaná zemní past.



Obrázek 9; Zemní past bez stříšky.

Tabulka 1; celkové počty jedinců jednotlivých druhů zachycených na lokalitách.

Druh	BEZ1	BEZ2	BEZ3	VYB1	VYB2	VYB3	PAS1	PAS2	PAS3	
<i>Abax ovalis</i> Duftschmid, 1812	4	5	2	1	2	4	2	2	4	26
<i>Abax parallelus</i> Duftschmid, 1812	-	-	1	-	-	1	-	-	-	2
<i>Carabus arvensis</i> Herbst, 1784	-	-	-	5	1	-	7	2	5	20
<i>Carabus auronitens</i> Fabricius, 1792	-	14	8	-	-	7	-	-	3	32
<i>Carabus coriaceus</i> Linnaeus, 1758	-	3	-	3	5	-	1	4	-	16
<i>Carabus glabratus</i> , Paykull, 1790	-	2	-	2	-	-	1	-	-	5
<i>Carabus linnei</i> Panzer, 1810	21	29	53	8	19	34	19	14	36	233
<i>Carabus violaceus</i> Linnaeus, 1758	1	-	-	-	4	8	6	2	7	28
<i>Carabus ulrichii</i> Germar, 1824	2	3	1	2	-	4	2	1	3	18
<i>Cychrus attenuatus</i> Fabricius, 1792	29	9	27	-	16	19	-	4	-	104
<i>Cychrus carabiodes</i> Linnaeus, 1758	1	8	6	1	3	3	-	-	-	22
<i>Pterostichus burmeisteri</i> Heer, 1838	2	2	1	-	3	1	1	1	1	12
<i>Pterostichus niger</i> Schaller, 1783	-	-	1	-	1	-	-	-	-	2
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i> Fabricius, 1787	-	1	1	-	-	-	-	-	-	2

Tabulka 2; výsledné hodnoty indexů na lokalitách.

SW in – Shannonův-Wienerův index

SiR – Shannonův index rovnoměrnosti

SM in – Simpsonův index

Mar in – Margalefův index

B-P in – Bergerův-Parkerův index

lokalita/index	SW in	SiR	SM in	Mar in	B-P in
BEZ1	1,263	0,649	0,353	1,465	0,483
BEZ2	1,852	0,804	0,203	2,078	0,382
BEZ3	1,366	0,702	0,351	1,950	0,525
VYB1	1,693	0,870	0,182	1,941	0,364
VYB2	1,732	0,890	0,219	2,006	0,352
VYB3	1,672	0,859	0,246	1,820	0,420
PAS1	1,533	0,788	0,282	1,911	0,487
PAS2	1,661	0,854	0,244	2,058	0,467
PAS3	1,318	0,677	0,393	1,471	0,610