

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta lesnická a dřevařská



Biodiverzita horského lesa v Jeseníkách

Diplomová práce

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta lesnická a dřevařská

Katedra ekologie lesa



Biodiverzita horského lesa v Jeseníkách

Diplomová práce

Autor: Bc. Barbora Svačinová

Vedoucí práce: Ing. Vojtěch Čada, Ph.D.

2022



ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Autorka práce: Bc. Barbora Svačinová
Studijní program: Lesní inženýrství
Obor: Lesní inženýrství
Vedoucí práce: Ing. Vojtěch Čada, Ph.D.
Garantující pracoviště: Katedra ekologie lesa
Jazyk práce: Čeština

Název práce: **Biodiverzita horského lesa v Jeseníkách**

Název anglicky: **Biodiversity of old forest in Jeseníky**

Cíle práce: Cílem práce bude zhodnotit biodiverzitu horského smrkového lesa v Jeseníkách (v NPR Praděd). U různých skupin organismů (např. lišejníků, hub, mechorostů, brouků, ptáků) bude zhodnocena úroveň jejich biodiverzity v různých částech NPR a budou zkoumány vztahy mezi biodiverzitou různých skupin organismů, případně mezi biodiverzitou a charakteristikami lesního prostředí. Výsledky budou zasazeny do kontextu poznatků z aktuální vědecké literatury a diskutovány v kontextu problémů ochrany přírody ČR.

Metodika: Studentka se v rámci své práce zapojí do týmu na Katedře ekologie lesa FLD. Pro práci jí budou poskytnuta data o biodiverzitě jednotlivých skupin organismů, která byla v minulých letech získána specialisty na jednotlivé skupiny. Úkolem studentky bude získaná data smysluplně zpracovat a provést statistické analýzy, které povedou ke splnění výše zmíněných cílů. Otázkou je např., která část NPR hostí nejvyšší biodiverzitu jednotlivých skupin organismů, zda je nejvyšší biodiverzita u všech skupin dosažena na stejné lokalitě, nebo zda je vysoká biodiverzita různých skupin dosahována na různých lokalitách, a je tedy ovlivňována různými parametry lesního prostředí. Data pocházejí z dendrometricky a dendrochronologicky analyzovaných trvalých výzkumných ploch rozmístěných ve starých porostech horských smrkových lesů NPR Praděd.

Harmonogram zpracování:
Květen 2021 --- Zadání DP
Léto 2021 --- Studium literatury
Podzim 2021 --- Provedení analýz a výpočtů, zpracování výsledků
Listopad/prosinec 2021 --- Konzultace výsledků analýz, osnovy práce a kostry literárních zdrojů se školitelem
Zima 2021/2022 --- Příprava textu DP
Březen 2022 --- Konzultace finální podoby práce se školitelem
Duben 2022 --- Předložení práce

Doporučený rozsah práce: 40–50 stran

Klíčová slova: Ochrana přírody, biodiverzita lesa, management lesa, stromová mikrostanořiště, mrtvé dřevo, struktura lesa.

Doporučené zdroje informací:

1. Bässler, C., Müller, J., Svoboda, M., Lepšová, A., Hahn, C., Holzer, H. and Pouska, V., 2012. Diversity of wood-decaying fungi under different disturbance regimes—a case study from spruce mountain forests. *Biodiversity and Conservation*, 21(1), pp.33-49.
2. Donato, D.C., Campbell, J.L. and Franklin, J.F., 2012. Multiple successional pathways and precocity in forest development: can some forests be born complex?. *Journal of Vegetation Science*, 23(3), pp.576-584.
3. Flensted, K.K., Bruun, H.H., Ejrnæs, R., Eskildsen, A., Thomsen, P.F. and Heilmann-Clausen, J., 2016. Red-listed species and forest continuity—A multi-taxon approach to conservation in temperate forests. *Forest Ecology and Management*, 378, pp.144-159.
4. Horák, J., Kout, J., Vodka, Š. and Donato, D.C., 2016. Dead wood dependent organisms in one of the oldest protected forests of Europe: investigating the contrasting effects of within-stand variation in a highly diversified environment. *Forest Ecology and Management*, 363, pp.229-236.
5. Kozák, D., Svitok, M., Wiezik, M., Mikoláš, M., Thorn, S., Buechling, A., Hofmeister, J., Matula, R., Trotsiuk, V., Bače, R. and Begovič, K., 2021. Historical disturbances determine current taxonomic, functional and phylogenetic diversity of saproxylic beetle communities in temperate primary forests. *Ecosystems*, 24(1), pp.37-55.
6. Lehnert, L.W., Bässler, C., Brandl, R., Burton, P.J. and Müller, J., 2013. Conservation value of forests attacked by bark beetles: Highest number of indicator species is found in early successional stages. *Journal for Nature Conservation*, 21(2), pp.97-104.
7. Pouska, V., Svoboda, M. and Lepšová, A., 2010. The diversity of wood-decaying fungi in relation to changing site conditions in an old-growth mountain spruce forest, Central Europe. *European Journal of Forest Research*, 129(2), pp.219-231.
8. Thorn, S., Bässler, C., Svoboda, M. and Müller, J., 2017. Effects of natural disturbances and salvage logging on biodiversity—Lessons from the Bohemian Forest. *Forest Ecology and Management*, 388, pp.113-119.
9. Winter, M.B., Ammer, C., Baier, R., Donato, D.C., Seibold, S. and Müller, J., 2015. Multi-taxon alpha diversity following bark beetle disturbance: Evaluating multi-decade persistence of a diverse early-seral phase. *Forest Ecology and Management*, 338, pp.32-45.
10. Zemanová, L., Trotsiuk, V., Morrissey, R.C., Bače, R., Mikoláš, M. and Svoboda, M., 2017. Old trees as a key source of epiphytic lichen persistence and spatial distribution in mountain Norway spruce forests. *Biodiversity and Conservation*, 26(8), pp.1943-1958.

Předběžný termín 2021/22 LS – FLD
obhajoby:

Elektronicky schváleno: 29. 9. 2021
prof. Ing. Miroslav Svoboda, Ph.D.
Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno: 7. 10. 2021
prof. Ing. Róbert Marušák, Ph.D.
Děkan

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma Biodiverzita horského lesa v Jeseníkách vypracovala samostatně pod vedením Ing. Vojtěcha Čady, Ph.D. a použila jen prameny, které uvádím v seznamu použitých zdrojů.

Jsem si vědoma že zveřejněním diplomové práce souhlasím s jejím zveřejněním dle zákona č. 111/1998 Sb. o vysokých školách v platném znění, a to bez ohledu na výsledek její obhajoby.

V..... dne.....

Podpis autora

Poděkování:

Mé poděkování patří mému vedoucímu diplomové práce, Ing. Vojtěchu Čadovi, Ph.D. za odborné vedení a poskytnutí dat pro zpracování práce. Dále bych chtěla poděkovat specialistům panu Jiřímu Vávrovi z Ostravského muzea, panu Jiřímu Procházkovi z Moravského zemského muzea a panu Miloši Knížkovi z České zemědělské univerzity v Praze za determinaci druhů saproxylických brouků, mykologům Bc. Lindě Majdanové, Mgr. Václavu Pouskovi, Ph.D. a Mgr. Lucii Zíbarové za determinaci druhů lignikolních hub, RNDr. Josefů Haldovi, Ph.D. za determinaci druhů lišejníků a v neposlední řadě také RNDr. Magdě Zmrhalové za determinaci mechorostů. Také bych chtěla poděkovat za cenné informace panu Zdeňku Mahrovi a paní Mgr. Janě Svačinové za korekturu.

Abstrakt:

Tato diplomová práce se zabývá zkoumáním biodiverzity horského smrkového lesa v Jeseníkách, v Národní přírodní rezervaci Praděd a okolí. Zkoumány byly zejména druhy s vazbou na mrtvé dřevo, tj. saproxyličtí brouci, lignikolní houby, mechy a lišejníky a také ptáci. Z dat byly vyhodnoceny průměrné počty druhů a jedinců na lokalitách, počet druhů červeného seznamu a Simpsonův index. Dále byla vyhodnocena souvislost mezi počtem druhů různých skupin, počtem druhů červeného seznamu zkoumaných skupin a také Simpsonova indexu diverzity různých skupin pomocí Spearmanova korelačního koeficientu. Také byla zhodnocena souvislost mezi jednotlivými lokalitami Spearmanova korelačního koeficientu stanoveného na základě počtu druhů červeného seznamu a Simpsonova indexu diverzity. Bylo zjištěno, že celá oblast horského lesa je druhově bohatá, ale použité metody poskytovaly nestejně výsledky ohledně hodnocení bohatosti jednotlivých lokalit. Průměrně bylo na jedné lokalitě zaznamenáno 19 druhů ptáků a hub, 23 druhů brouků a mechů a 34 druhů lišejníků. Byla zjištěna vzájemná souvislost mezi celkovým počtem druhů ptáků, mechů a lišejníků. Naopak bohatost brouků s bohatostí ostatních skupin statisticky významně nesouvisela a souvislost diverzity hub byla zjištěna pouze s diverzitou ptáků.

Klíčová slova:

Ochrana přírody, biodiverzita lesa, management lesa, stromová mikrostanoviště, mrtvé dřevo, struktura lesa.

Abstract:

This master thesis deals with the study of the biodiversity of the mountain spruce forest in the Jeseníky Mountains, in the Praděd National Nature Reserve and its surroundings. In particular, I studied species related to dead wood, i.e., saproxylic beetles, lignicolous fungi, mosses, lichens, as well as birds. The average numbers of species and individuals in the localities, the number of red list species and the Simpson's index were evaluated from the data. Furthermore, the relationships between the richness of species of different groups, the number of species in the red list of researched groups and also the Simpson's diversity index of different groups was evaluated using the Spearman correlation coefficient. The relationship between the individual sites of the Spearman correlation coefficient determined on the basis of the number of red list species and the Simpson's diversity index was also evaluated. It was found that the whole area of the mountain forest is species-rich, but the methods used provided uneven results in assessing the richness of individual sites. On average, 19 species of

birds and fungi, 23 species of beetles and mosses and 34 species of lichens were recorded at one locality. An interrelationship was found between the total number of species of birds, mosses and lichens. On the contrary, the richness of beetles was not statistically significantly related to the richness of other groups, and the connection between the diversity of fungi was found only with the diversity of birds.

Key words:

Nature protection, forest biodiversity, forest management, tree microhabitats, dead wood, forest structure.

Obsah

1. Úvod.....	8
2. Cíle práce.....	9
3. Rozbor problematiky.....	10
3.1. Biodiverzita.....	10
3.1.1. Základní charakteristika biodiverzity.....	10
3.1.2. alfa, beta a gama diverzita.....	10
3.1.3. Indexy biodiverzity.....	11
3.1.4. Význam biodiverzity v ochraně přírody.....	13
3.1.5. Problémy v ochraně přírody v ČR.....	13
3.1.6. Zkoumané skupiny z hlediska bioindikace.....	14
3.2. Biodiverzita v lesních ekosystémech.....	17
3.2.1. Biodiverzita hospodářského a přírodě blízkého lesa.....	17
3.2.2. Biodiverzita v lesích zasažených disturbancí.....	19
4. Metodika.....	21
4.1. Národní přírodní rezervace (NPR) Praděd.....	21
4.1.1. Vegetační poměry.....	21
4.1.2. Geologické poměry.....	24
4.2. Umístění lokalit sběru dat.....	24
4.3. Princip sběru dat.....	26
4.4. Analýzy dat.....	27
5. Výsledky.....	28
6. Diskuse.....	39
7. Závěr.....	45
8. Seznam použitých obrázků a tabulek.....	46
9. Seznam literatury a použitých zdrojů.....	48
10. Přílohy.....	1

1. Úvod

Biodiverzita je v současné době vnímána jako jeden z ukazatelů kvality porostů. Nejedná se o ukazatel produkční kvality, ale o ukazatel kvality mimoprodukčních funkcí lesa. Biodiverzita má však zásadní význam jako taková, neboť brání vyhynutí druhů. Zachovat bohatou různorodost v lesích je klíčové pro přežití řady chráněných a význačných druhů. Je ale pravda, že ve stejnorodých lesích je biodiverzita nízká? Lesnictví se potýká s rozsáhlým rozpadem smrkových lesů zejména vlivem gradací kůrovců a vlivem sucha, které má také na vitalitu porostů nemalý účinek. Situace je kritická zejména v oblastech s vysokým zastoupením smrku v monokulturních porostech nižších poloh. Veřejnost si ale tento fakt často mylně vykládá tak, že smrk do našich lesů prakticky nepatří a bylo by lépe jej nahradit listnatými dřevinami. V této práci bude zkoumáno, jak různorodé jsou smrkové horské lesy v prostředí Jeseníků, konkrétně v národní přírodní rezervaci Praděd. Předpokládá se poměrně vysoká celková míra biodiverzity celé zkoumané oblasti s několika velmi bohatými lokalitami. Předmětem zájmu je i vzájemný vztah mezi zkoumanými skupinami organismů. Předpokladem je obecně závislost mezi jednotlivými skupinami a mezi skupinami ptáci / brouci se předpokládá silnější pozitivní závislost. Zkoumat se bude i míra korelace mezi jednotlivými lokalitami, kde se předpokládá vysoká míra korelace vzhledem k vzájemné blízkosti lokalit.

2. Cíle práce

Cílem práce bude zhodnotit biodiverzitu horského smrkového lesa v Jeseníkách (v NPR Praděd). U různých skupin organismů (lišejníků, hub, mechorostů, brouků, ptáků) bude zhodnocena úroveň jejich biodiverzity v různých částech NPR a budou zkoumány vztahy mezi biodiverzitou různých skupin organismů, případně mezi biodiverzitou a charakteristikami lesního prostředí.

3. Rozbor problematiky

3.1. Biodiverzita

3.1.1. Základní charakteristika biodiverzity

Biodiverzita je slovo, které má původ ve slovním spojení „biologická diverzita“. Toto slovní spojení charakterizuje rozmanitost a různorodost veškeré živé přírody. Pojem biodiverzita se ujal na konci 20. století, přesněji v 90. letech vydáním knihy Edwarda Wilsona s názvem „Diversity of life“, čili rozmanitost života. Důvodem byl zejména pocit, že rozmanitost přírody je v globálním měřítku ohrožena. Pojem biodiverzita však v sobě neskrývá nic nového, jen zastřešuje to, co již bylo předmětem zkoumání jiných vědních oborů. Těmito vědními obory jsou ekologie a evoluční biologie. Lze tedy říct, že biodiverzita jen sdružuje velkou část skutečně probíhajícího biologického výzkumu (Storch, 2019).

Biodiverzita se zejména v poslední době staví do popředí jako jeden z hlavních cílů ochrany přírody. Monitoring a kvantifikace biodiverzity se taky staly jedním z hlavních nástrojů ochrany přírody. Kvantifikace míry biodiverzity ovšem není ani zdaleka jednoduchá. Nejčastěji se míra biodiverzity hodnotí pomocí počtu druhů vybraných taxonomických či ekologických skupin organismů. Tedy stanovení tzv. taxonomické diverzity. Už toto je první úskalí. Druhy nejsou ekvivalentní jednotky uspořádání živé přírody. A to proto, že nejsou a ani nemohou být jednoznačně definovány (Sydnar, 2012). Vzhledem k vývoji taxonomických systémů, by bylo vhodnější používat přinejmenším např. poddruhy, u nichž se lépe určí vazba na dané prostředí, a i díky své velikosti je menší jednotka pro měření biodiverzity lepší. Ať už na ekologickém nebo evolučním smyslu. V případě, že na nějakém území sečteme jednotlivé druhy a tento jejich počet bereme jako měřítko biodiverzity, vůbec nebereme v úvahu obrovské rozdíly v jejich početnosti a tím pádem i v jejich ekologickém významu. Společenstva se přitom často vyznačují vysokým počtem vzácnějších druhů zastoupených jen jednotlivými jedinci a jen několika druhy hojnými, které jsou reprezentovány vysokým počtem jedinců (Pouska, 2010).

Biodiverzita je navíc závislá od prostorové škály. To znamená, že je zcela zásadní velikost plochy, na níž biodiverzitu zkoumáme. Nelze tvrdit, že biodiverzita Paříže je nižší než biodiverzita Spojených států. A to proto, že se jedná o dvě velikostně nesrovnatelná území (Ejrnaes, 2018).

3.1.2. alfa, beta a gama diverzita

Podle Whittakera (1960) lze biodiverzitu rozdělit na 3 typy:

- 1) α – diverzita

Alfa diverzita představuje rozmanitost druhů lokálních společenstev. Přičemž počet těchto druhů je zaznamenáván přirozeně na základě stanoviště, nebo v rámci standardizované plochy (km², ha).

2) β – diverzita

Beta diverzita představuje změnu. A to změnu v druhovém složení mezi společenstvy a lokalitami (např. změna druhové skladby mezi listnatým a jehličnatým lesem).

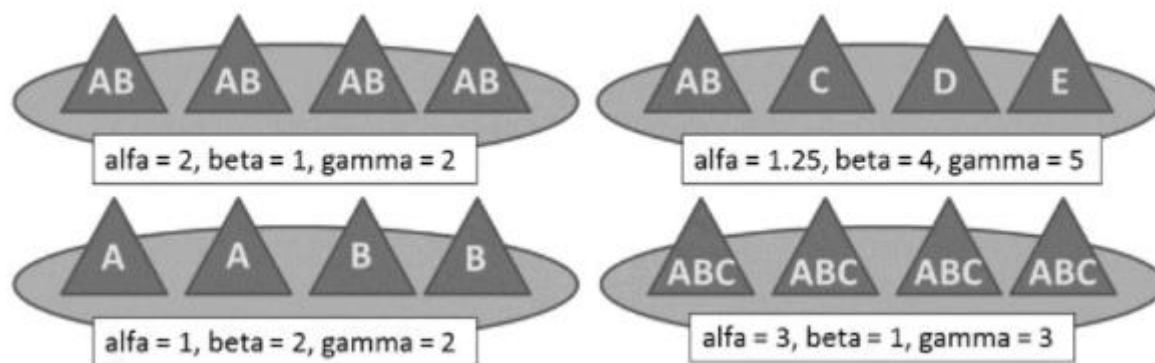
3) γ – diverzita

Gama diverzita je v podstatě synonymem alfa diverzity, jen s tím rozdílem, že gama diverzita se zjišťuje v rámci velkých geografických celků. Odkazuje na úplnou druhovou bohatost na velké škále prostředí.

Důležitým rozdílem mezi jednotlivými typy biodiverzity je velikost zkoumané plochy, na níž se míra biodiverzity hodnotí, to platí při srovnání alfa a gama diverzity, kdy alfa diverzita se vztahuje k relativně malému stanovišti, kdežto gama diverzita se vztahuje k rozsáhlým územním celkům, např. kontinentů (Whittaker, 1960).

Na následujícím obrázku je demonstrován rozdíl mezi jednotlivými typy biodiverzity. Každé písmeno označuje jeden druh a trojúhelník značí stanoviště (např. louku). Elipsy potom označují geografické celky (např. údolí).

Obr. 1: Rozdíly mezi jednotlivými typy biodiverzity



Zdroj: Gaston, Spicer, 2004

3.1.3. Indexy biodiverzity

Indexy biodiverzity vznikly ve snaze o sjednocení vyhodnocení stavu biodiverzity. Každý index ale bere v úvahu o trochu odlišné veličiny, a proto poskytuje náhled na biodiverzitu trochu jiným způsobem.

Stanovení míry α – diverzity:

- Shannonův index:

$$H' = - \sum p_i \times \ln(p_i)$$

P_i ... relativní abundance druhu i

Vyjadřuje pravděpodobnost, s níž bychom měli být schopni předpovídat, k jakému druhu bude patřit náhodně vybraný jedinec ze vzorku. Nejistota klesá s klesajícím počtem druhů ve vzorku a také s klesající vyrovnaností (společenstvo s málo dominantními druhy). Hodnoty se v ekologických datech obvykle pohybují v rozmezí 1,5 - 3,5.

Maximální velikost indexu nastane v případě, že všechny druhy (S) mají stejnou abundanci: $H' \max = \ln(S)$ (Zelený, 2011).

- Simpsonův index, nebo také Yule index:

$$D = \sum p_i^2; \quad S_D = 1 - D \text{ nebo } S_D = \frac{1}{D}$$

Tento index vyjadřuje, s jakou pravděpodobností budou dva náhodně vybraní jedinci ze vzorku patřit ke stejnému druhu. Vzhledem k snadné interpretaci je jedním z nejčastěji používaných indexů biodiverzity. Jak biodiverzita roste, hodnota indexu klesá. Proto se častěji přistupuje ke komplementární či reciproké formě indexu (S_D). Simpsonův index zdůrazňuje dominantní druhy. V případě, že je počet druhů > 10 , záleží velikost indexu už prakticky pouze na dominanci daných druhů.

Stanovení míry β – diverzity:

Klasické indexy β – diverzity neberou v úvahu druhové složení, ale pouze počty druhů na regionální a lokální úrovni. Mezi klasické indexy patří:

- Whittakerova β – diverzita (multiplikační míra) říká, kolikrát bohatost regionu (γ) přesahuje průměrnou bohatost vzorku (α').

$$\beta_w = \left(\frac{\gamma}{\alpha'} \right) - 1$$

- Aditivní míra β – diverzity označuje průměrný počet druhů, který chybí v náhodně vybraném vzorku, resp. ploše. Výhodou tohoto indexu je, že výsledkem jsou počty druhů.

$$\beta_{add} = \gamma - \alpha'$$

- Multiplikativní míra – bere v úvahu vyrovnanost. A to tak, že místo počtu druhů používá Shannonův index biodiverzity vypočítaný pro lokální (H_α) a regionální druhovou bohatost (H_γ).

$$\beta_{Shannon} = \frac{H_\gamma}{H_\alpha}$$

Mnohorozměrné indexy:

Mnohorozměrné indexy jsou zvláštní skupinou indexů, které pracují přímo s druhovým složením a hledají rozdíly mezi dvěma a více plochami (vzorky).

Mnohorozměrné indexy používají indexy podobnosti (popř. nepodobnosti) v druhovém složení mezi dvojicemi ploch (resp. vzorků) (Zelený, 2011).

3.1.4. Význam biodiverzity v ochraně přírody

Význam biodiverzity spočívá zejména v zachování stability ekosystémů. Nestabilní lesní ekosystémy jsou aktuálním problémem lesnictví (Remeš, 2018). Nestabilní lesní ekosystémy jsou náchylnější ke kalamitnímu rozpadu, což potkalo smrkové monokultury zasažené kůrovcovou kalamitou od r. 2018 (Riedl, 2020).

Nové poznatky zřetelně naznačují, jak zásadní význam má genetická diverzita pro přežití životaschopných populací mnoha organismů. Mimo vlastní význam pro přírodní stabilitu, má právě genetická složka biodiverzity význam pro společnost a její hospodářskou činnost. Jelikož představuje přirozený rezervoár různých genotypů pro možné využití ve šlechtitelství a v následné zemědělské výrobě, potravinářském, biotechnologickém, farmaceutickém a kosmetickém průmyslu (Mach a kol., 2016).

3.1.5. Problémy v ochraně přírody v ČR

Ochrana přírody se v České republice potýká se řadou problémů. Jedná se o zásadní koncepční problémy jako vzájemná nedůvěra, oborový resortismus a spolupráce na nízké úrovni. Jedním takovým příkladem je Národní lesnický program nebo Státní program ochrany přírody a krajiny. Oba dva tyto programy byly schválené vládou a měly poměrně ambiciózní cíle navíc z důvodu nedostatečné spolupráce mezi resorty jejich plnění značně pokulhává. Obdobná situace je i u propojení ochrany přírody a vědy. Přitom klimatická změna a výzkum jejích dopadů, tedy jeden z nejpálčivějších problémů současnosti, prochází mnoha obory. Zásadní je nejen pro ochranu přírody, ale dotýká se také zemědělství, lesnictví, vodohospodářství, ale i vědy. Význam spolupráce je patrný také na stavu našich lesů, které nejsou v dobré kondici. Řešení nespočívá ve včasné indikaci škůdce ani ve vysazení zázračné

dřeviny, která by nahradila smrk, nýbrž v aplikaci principů přírodě blízkého hospodaření respektující rozmanité přírodní podmínky (Plesník, Pelc, 2012).

Značné problémy se vyskytují i v oblasti ekonomické. Daňový systém, evaluace ekosystémových služeb ani dotační programy současnosti nejsou vhodně nastaveny. Problémy plynou například z nastavení současných dotačních programů pro zemědělce. Další problémy vyplývají z faktu, že většina činností ochrany přírody vychází z legislativy, ale finanční zdroje jsou čerpány z různých finančních zdrojů místo, aby byly čerpány ze státního rozpočtu. Naopak dobré jsou kompenzace hospodářům a vlastníkům za omezení hospodaření či proplácení škod způsobených některými živočichy. Zajímavostí je, že stát vyplácí náhradu újmy na svých pozemcích sám sobě. Také je nutné si uvědomit, že ne ve všech případech se profesionálním ochranářům daří rozlišovat co je marginální a co skutečně podstatné. Nedostatečně účinná je ovšem i reakce ochrany přírody na pokračující unifikaci zemědělství, fragmentaci krajiny, úbytek cenných biotopů v bezlesí a úbytek druhů (Pelc, 2018).

3.1.6. Zkoumané skupiny z hlediska bioindikace

Bioindikátor je organismus, který je využíván ke sledování specifických vlastností životního prostředí či ekosystému. Jako bioindikátor označujeme organismy, jejichž činnost, stav nebo populace může být použita k posuzování životního prostředí (Mazurová, 2020).

Pro širokou škálu kontaminantů jsou vynikajícím indikátorem mechorosty. To je způsobeno řadou fyziologických a morfologických vlastností, jednou z nich je například schopnost kationtové výměny uvnitř buněčné stěny a nepřítomnost kutikuly. Mechorosty se využívají zejména jako indikátory akumulace těžkých kovů, radionukleotidů a toxických organických sloučenin (Zechmeister, 2003).

Velká část druhů je vázána na kyselé podloží, proto mohou sloužit jako ukazatel okyselování vod a půd. Naproti tomu lišejníky jsou známé jako indikátory znečištění vzduchu, ale je možné je využít k indikaci výskytu těžkých kovů. Důvodem vyšší citlivosti lišejníků na kvalitu ovzduší je jejich závislost na vzdušné vlhkosti a živinách. Mimo jiné, stejně jako mechorosty postrádají ochranné struktury jako je kutikula nalezená u vaskulárních rostlin. Vaskulární rostliny, jako jsou např. stromy, mohou také reagovat na znečištění okolí, ale změny se projevují až po delším čase a jsou mnohem pomalejší (Udeni, 2016).

I mezi zástupci hub lze najít druhy využívané v bioindikaci, jelikož houby mají schopnost akumulace těžkých kovů a radioaktivních látek. Mikrobiologický ústav AV ČR se zabývá studiem plodnic dřevokazných hub, resp. obsahem kovů v těchto plodnicích. Ústav

sleduje plodnice z celé České republiky (Laboratoř genetiky a metabolismu hub, online, 2020).

Houby, na rozdíl od mechorostů a lišejníků, rostou i ve značně znečištěném prostředí. Dobrymi bioindikátory znečištění ovzduší jsou rody lišek (*Cantharellus*) a klouzků (*Suillus*), které jsou velice citlivé na změny prostředí. Mezi dobré indikátory přirozených lesů se řadí dřevokazné houby (Kulich, 2002).

Kvalitu vodních toků a nádrží je možné monitorovat podle výskytu sinic a řas, které velmi rychle reagují na změnu chemického složení. Pomocí těchto organismů je možné monitorovat např. rostoucí eutrofizaci. Jedním ze závažných problémů, jež květy sinic způsobují, je produkce toxinů. Obecně jsou všechny cyanobakterie považovány za potenciálně toxické. S bioaktivními květy byly spojeny akutní intoxikace zvířat i lidí, hlášené po celém světě (Laughinghouse, 2012).

Jako další skupinu bioindikátorů lze zařadit suchozemské obratlovce, jako jsou savci, plazi, ptáci a obojživelníci. U velké části druhů byly pozorovány citlivé reakce na změny prostředí. Následně je možné díky této vlastnosti pozorovat buďto zásahy nebo ekosystémové poškození. Celková stabilita či problémy prostředí jsou indikovány početností a celkovou druhovou rozmanitostí. Při bioindikaci hraje důležitou roli např. ptactvo. A to z toho důvodu, že ptáci jsou snadno pozorovatelní a velmi nápadní. Řadí se k jedněm z nejlépe studovaných organismů a dost často náležejí i k vlajkovým druhům, tedy druhům oblíbeným, kteří jsou předmětem ochrany přírody a zároveň reklamou (Drozd, 2004) (např. čáp jabiru (*Jabiru mycteria*), který je významným vlajkovým druhem pro ochranu mokřadů ve Střední a Jižní Americe).

Obr. 2: Loskuták velký (*Gracula robusta*) je jiným příkladem ptačího vlajkového druhu



Zdroj: <https://www.biolib.cz/cz/taxon/id221212/>

Mořští ptáci často kumulují toxické chemikálie získané z kořisti ve svém těle, ty pak následně ovlivňují jejich reprodukci, fyziologii a mohou způsobit i smrt. To všechno vede k úbytku populací a ohrožení druhu, čemuž často předchází zásadní změny prostředí (Becker, 2003).

Ryby mohou upozorňovat na různé způsoby znečištění vodních zdrojů. Nezbytným předpokladem k využití ryb jako bioindikátorů je komplexní znalost fyziologie, stanovištních nároků a taxonomie. Vzhledem ke svým značným nárokům na stanoviště je rybí fauna rozhodujícím ukazatelem ekologické integrity vodních ekosystémů od mikrostanovišť až po velká povodí (Chovanec, 2003). Neexistuje jiný vodní organismus, který byl vhodnější pro aplikování takového množství různých metod, které by umožňovaly hodnotit závažnost toxických dopadů stanovením akumulace toxických látek ve tkáních za použití morfologických detekcí anomálií anebo hematologických a histologických přístupů (Chovanec, 2003). Například lososovité ryby citlivě reagují na okyselení vodních toků (Gebauer, 2012).

Významnou bioindikační skupinou jsou bezobratlí živočichové. A to proto, že bezobratlí žijící v půdě jsou poměrně hojní, reagují na narušení struktury stanoviště a půdy a poměrně snadno se vzorkují.

Organismy žijící v půdě obecně mají nezastupitelnou roli v koloběžích prvků, pedogenetických procesech, a tedy i při růstu rostlin. Stabilita ekosystémů je tak ovlivňována jejich působením (Šarapatka a kol., 2002).

Vodní bezobratlí živočichové (např. plankton), rychle reagují na změny okolního prostředí. Jsou nesmírně důležití při hodnocení kvality vody a fungují jako indikátor jejího znečištění. Dokonce i zdravotní stav vodní flóry se výborně projeví na stavu planktonu, jakožto základního kamene potravní pyramidy ve vodním prostředí. Proto zdravotní stav planktonu funguje jako jeden z prvních signálů změn vodního ekosystému (Parmar, 2016).

3.2. Biodiverzita v lesních ekosystémech

3.2.1. Biodiverzita hospodářského a přírodě blízkého lesa

V první řadě je třeba rozlišovat mezi přírodním lesem, lesem přírodě blízkým a hospodářským lesem. Přírodní les je lesem bez dosavadního vlivu člověka. Jako synonymum se používá také termín prales. Přírodě blízký les se bez lidských zásahů spontánně vyvíjí, ale dříve v něm docházelo k lidskému hospodaření. Má polopřírodní druhovou skladbu a sekundární strukturu. Příkladem takových lesů jsou lesy v Národních přírodních rezervacích a v bezzásahových zónách Národních parků. Hospodářský les je les, který se vyvíjí kontrolovaně a pravidelně v něm dochází k lidským zásahům (Remeš, 2020).

Hospodářských lesů je v ČR 1 943 544 ha, což je 74,4 % z celkové výměry porostní půdy České republiky. Zbytek je tvořen převážně lesy zvláštního určení (23,6 %). Lesy ochranné tvoří pouze 2 % celkové výměry porostní půdy ČR (MZP, 2020).

Hospodářské lesy jsou takto významně zastoupeny z jednoho důvodu – hlavním pěstebním cílem je produkce dřeva, která poskytuje jediný ekonomický přínos. A ostatní funkce lesa ustupují do pozadí (Fedrowitz, 2014).

Již bylo napsáno více prací zabývajících se porovnáním hospodářského a přírodě blízkého lesa z hlediska jejich biodiverzity. Obecně se předpokládá, že v hospodářských lesích je biodiverzita celkově nižší. V přírodě blízkých lesích byl zaznamenán výskyt reliktních druhů, příkladem takového pralesního reliktu je Boroš Schneiderův (*Boroschneideri*) nebo řasnatka žebernatá (*Macrogaster latestriata*) (Myšák, Lacina, 2011). V poslední době je patrný úbytek druhů původních lesů, příkladem je kovařík *Danosoma fasciata* (Barborková, 2012).

Původním (přírodním) lesem je les, v němž nikdy nedošlo a nedochází k lidským zásahům. O těchto lesech hovoříme jako o pralesech a neustále jich ubývá. Podle PRO

SILVA, což je svaz evropských lesníků praktikujících přírodě blízké hospodaření mají lesy plnit čtyři hlavní funkce: přírodní (funkční schopnost lesního ekosystému), ochrannou, produkční a kulturní (Mazurová, 2020). Původní lesy neplní funkci produkční a hospodářské lesy naopak plní především produkční funkci a další funkce jsou pouze dodatečné.

Hospodářské lesy se od dvou dříve zmiňovaných odlišují. Lze je poznat, podle těchto znaků:

- Chybí v nich stromy suché, odumírající, staré a tlející a popadané dřevo.
- Na první pohled jsou výrazně změněny – často ve prospěch cílové dřeviny, přičemž tato cílová dřevina nemusí být na stanovišti původní.
 - o Změněné druhové složení
 - o Změněná porostní struktura
- Monokultury (nejčastěji smrkové a borové) – zakládání monokultur mělo v minulosti svůj význam, ale současná generace doplácí rozpadem těchto monokulturních lesů
- Porosty jsou zřídka starší 120 ti let.
- Přírodní disturbance (bořivé větry, lýkožrout atp.) se v maximální míře eliminují.
- Nachází zde domov relativně malé množství druhů rostlin a živočichů, díky absenci mrtvého dřeva a unifikaci podmínek prostředí.

(Šantrůčková, Vrba a kol., 2010)

Bohatost porostní struktury vychází z proměnlivosti vnějších projevů lesa v závislosti na lesním společenstvu, na stanovišti a jeho vývojovém stádiu. Bohatost porostní struktury je do značné míry důsledkem pěstování lesů, není však jeho primárním cílem. Strukturu lesa není možné pojímat staticky, ale jako velice proměnlivou veličinu v lesním ekosystému. Významnou roli při vývoji lesních struktur hrají nahodilé a úmyslné (hospodářské) vlivy (Kozák, 2021).

Biodiverzita přírodního lesa (kterým je i les v národní přírodní rezervaci) je podstatně vyšší. Hospodářský les je prostorově homogenní, má průměrně podstatně nižší věk stromů a relativně nízkou členitost porostů. Dále se v něm nevyskytují ani staré, ani odumřelé stromy. To všechno jsou prvky, které jsou provázané s vysokou diverzitou organismů (Dušátko, 2014).

V celoevropském měřítku dosud nebylo zkoumáno, do jaké míry hospodaření, a tedy změny porostní struktury, ovlivňuje jednotlivé skupiny živočichů. Až do roku 2011, kdy

odborníci z 10 různých evropských zemí pod vedením Y. Pailleta z Ústavu výzkumu zemědělství a životního prostředí a postupně analyzovali texty porovnávající stav obhospodařovaných a neobhospodařovaných lesů Evropy mezi lety 1978 a 2007. Výsledkem bylo zjištění, že druhová bohatost je v neobhospodařovaných lesích vyšší než v těch obhospodařovaných, ale pouze o něco málo. Na hospodaření v lesích negativně reagovali střevlíkovití brouci a také druhy závislé na spojitosti a celistvosti lesního pokryvu, stromech velkých dimenzí a mrtvém dřevě. Mezi takové druhy se řadí např. lišejníky, mechorosty nebo houby. Na druhou stranu, cévnatým rostlinám lidské zásahy do porostu svědčí. Množství druhů cévnatých rostlin totiž prospívají časté disturbance, jako odstraňování hrabanky, rozvolnění stromového patra nebo narušení půdy. Ptačí druhy reagují na hospodaření v lesích různým způsobem. Jejich odpověď je patrně závislá na dalších faktorech, kterými jsou např. některé charakteristiky prostředí. Celkově rozdíly v druhové bohatosti cílových skupin rostly úměrně k tomu, kolik uplynulo času od ukončení obhospodařování. Nejzásadnější vliv na druhovou bohatost výzkumníci zaznamenali v lesích obhospodařovaných holosečným způsobem, kde se neměnila pouze struktura, ale i druhové složení porostů (Plesník, 2012).

3.2.2. Biodiverzita v lesích zasažených disturbancí

Disturbance je do značné míry přirozený proces, který zajišťuje obnovu lesa v rámci velkého vývojového cyklu. Disturbance obecně je charakterizována jako událost, která vede ke snižování počtu stromů na ploše a uvolňování prostoru. Velký vývojový cyklus je spojen s rozpadem lesa na velkých plochách čili přírodními disturbancí. Ta je v přírodních podmínkách způsobena např. požáry, velkými větrnými smrštěmi nebo přemnožením některých herbivorů. Některé typy lesních ekosystémů mají značné předpoklady k výskytu takovýchto událostí, některé jsou na ně dokonce fixované a jejich obnova se bez disturbancí neobejde. Jedná se o běžný způsob obnovy ekosystémů tajgových lesů nebo se tímto způsobem obnovují některé typy borových lesů v Severní Americe (Podrázský, 2014).

Mezi úmyslné hospodářské vlivy je možné zařadit i nahodilou těžbu. Nahodilou těžbou je těžba dřeva prováděná v oblastech zasažených disturbancí. K této těžbě se přistupuje z několika důvodů, například aby se předešlo napadení hmyzími škůdci, prevence před požáry a v neposlední řadě jako obnova lesních ekosystémů. Je ovšem sporné, jaké dopady může záchranná těžba na biodiverzitu mít (Fedrowitz, 2014).

Nahodilá těžba v lesích zasažených disturbancí může mít negativní dopady na biodiverzitu, jelikož touto těžbou dochází ke ztrátě stanovišť živočichů vázaných na stanoviště mrtvého dřeva. Mezi příklady patří datlík černohřbetý (*Picoides arcticus*) v USA, z

velké části omezen na vypálené lesy a negativně ovlivněn těžbou dřeva; stromová kapradina (*Cyathea australis*) v Austrálii, vyskytující se na narušených místech, ale prakticky vyloučená z oblastí podléhajících záchranné těžbě; a bahenní skvrnitý brouk z rodu kozlíčků (*Monochamus scutellatus*) v Kanadě, který se vyskytuje po jednotlivých přírodních poruchách, ale není přítomen v lesích s těžbou dřeva (Thorn, 2020). Všechny zmíněné druhy jsou vázány na post-disturbantní plochy, zejména na mrtvé dřevo, které se na těchto plochách nachází. Jinými slovy, záchranná těžba aplikovaná v lesích s ohnisky kůrovce, má značné negativní dopady na druhy vázané na mrtvé dřevo a tím i do značné míry ovlivňuje biodiverzitu, jelikož početnost těchto druhů klesá (Thorn, 2017). Proto byl vyzkoušen jakýsi kompromis v NP Bavorský les s vytvářením umělých vývrátů, mrtvé dřevo bylo sice na ploše ponecháno, ale bylo odkorněno. Předpokladem bylo, že druhová rozmanitost zůstane zachována (Jonášová, Matějková, 2007). Bylo ale zjištěno, že odkorňování výrazně snižuje početnost saproxylických brouků a dřevokazných hub. Naproti tomu, když je kůra stromů jen poškrábána, jako při poškození od vichřice, početnost druhů je přibližně stejná jako u neošetřených přírodních vývrátů (Thorn, 2017).

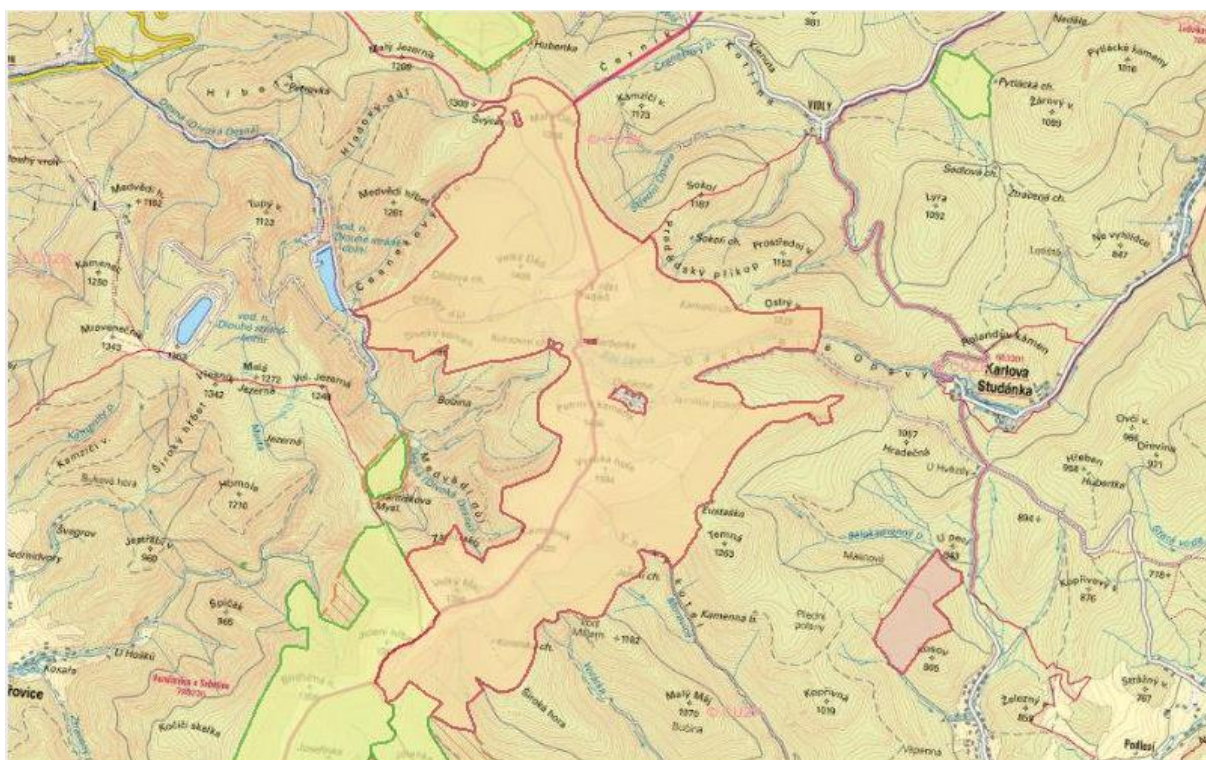
Zvyšující se frekvence a rozsah disturbancí vyvolávají diskusi ohledně vhodnosti nahodilé těžby v poškozených porostech (Mori, 2014). Na místech, kde je vlastníkovým primárním cílem produkční funkce, a tedy zpeněžení dřeva, je nahodilá těžba žádoucí. Naopak tam, kde produkční funkce není primární, lze uvažovat o odstoupení od těžby za účelem zachování biodiverzity druhů vázaných na mrtvé dřevo (Fischer a kol., 2002).

4. Metodika

4.1. Národní přírodní rezervace (NPR) Praděd

Národní přírodní rezervace Praděd byla zřízena za účelem ochrany komplexu přírodních blízkých přirozených ekosystémů vázaných na reliéf a geologický podklad nejvyšších pohoří Hrubý Jeseník (AOPK ČR, 2022).

Obr. 3: Lokalizace NPR Praděd v mapě



Zdroj: AOPK ČR

Tab. 1: Základní údaje o NPR Praděd

Základní údaje	
Rozloha	2 029,63 ha
Nadmořská výška	900–1 491 m n.m.
Území je zvláště chráněno od	04.06.1955
Orgán ochrany přírody	AOPK ČR – RP Olomoucko

Zdroj: AOPK ČR, 2022

4.1.1. Vegetační poměry

Z floristického hlediska je významný výskyt endemických druhů a poddruhů rostlin. Za zmínku stojí endemity Hrubého Jeseníku: Zvonek jesenícký (*Campanula gelida*) (viz obr. 4) lipnice jesenícká (*Poa riphaea*) na Petrových kamenech, a hvozdík kartouzek sudetský (*Dianthus carthusianorum* subsp. *sudeticus*), jitrocel černavý sudetský (*Plantago*

atrata subsp. *sudetica*) ve Velké kotlině, kde lze nalézt také pupavu Biebersteinovu sudetskou (*Carlina biebersteinii* subsp. *sudetica*), která je k vidění i v Malé kotlině a jestřábník zlatoblizný (*Hieracium chrysostyloides*) v okolí Petrových kamenů a vrcholu Pradědu.

Obr. 4: Zvonek jesenický (*Campanula gelida*)



Zdroj: botany.cz

Obr. 5: Pupava Biebersteinova sudetská (*Carlina biebersteinii* subsp. *Sudetica*)



Zdroj: https://www.researchgate.net/figure/Carlina-biebersteinii-subsp-sudetica-in-the-Mala-kotlina-glacial-cirque-in-the-Hruby_fig8_255995333

Velká kotlina je středoevropská významná botanická lokalita s více jak 370 druhy vyšších rostlin, což řadí tuto lokalitu na první místa v druhové rozmanitosti České republiky. V minulosti bylo z oblasti Velké kotliny udáváno dokonce více než 650 druhů a poddruhů vyšších rostlin. V celé řadě případů šlo ale o chyby při determinaci, krátkodobý výskyt druhů nižších poloh a některé druhy se v poslední době nezdařilo opět ověřit nebo opravdu zmizely. Vedle druhů alpínských a subalpínských tu rostou také druhy submontánní a kolinní, sciofilní i heliofilní, kalcifitní i acidofilní. (AOPK ČR, 2020)

Jedinečná diverzita druhů je závislá na různorodosti biotopů, dlouhodobém nepřetržitém postglaciálním vývoji a trvalém vlivu ekologicky mimořádných faktorů, jakými jsou zejména geologické podloží, vodní eroze, vzdušné proudění a tzv. anemo-orografickém systému, který se projevuje hromaděním velkého množství sněhu v závětrí, což vyvolává skluz lavin a posunu sněhových mas. Zásadní význam pro bohatství druhů Velké kotliny měla také nepřítomnost borovice kleče ve vývoji celého subalpínského stupně Hrubého Jeseníku (ochranaprirody.cz, 2022).

4.1.2. Geologické poměry

Na výstavbě geologického podloží se významně podílejí krystalické horniny desenské klenby a jejího obalu, jako svory, migmatity, ruly, kvarcity a fylity. Dále se vzácně vyskytují polohy hornin bazických jako např. vápnité fylitické břidlice ve Velké kotlině. Modální podzol je nejčastěji se vyskytující půdní typ, který se vyskytuje téměř na 70 % území. Zvláštností je reliktní tundrová půda s mikroartropodovým moderem v oblasti Vysoké hole. Tady je vrstva humusu tvořena téměř pouze drobnými exkrementy chvostoskoků, a proto vývoj deseticentimetrové vrstvy humusu může trvat i několik desítek tisíc let (Rusek, 2005).

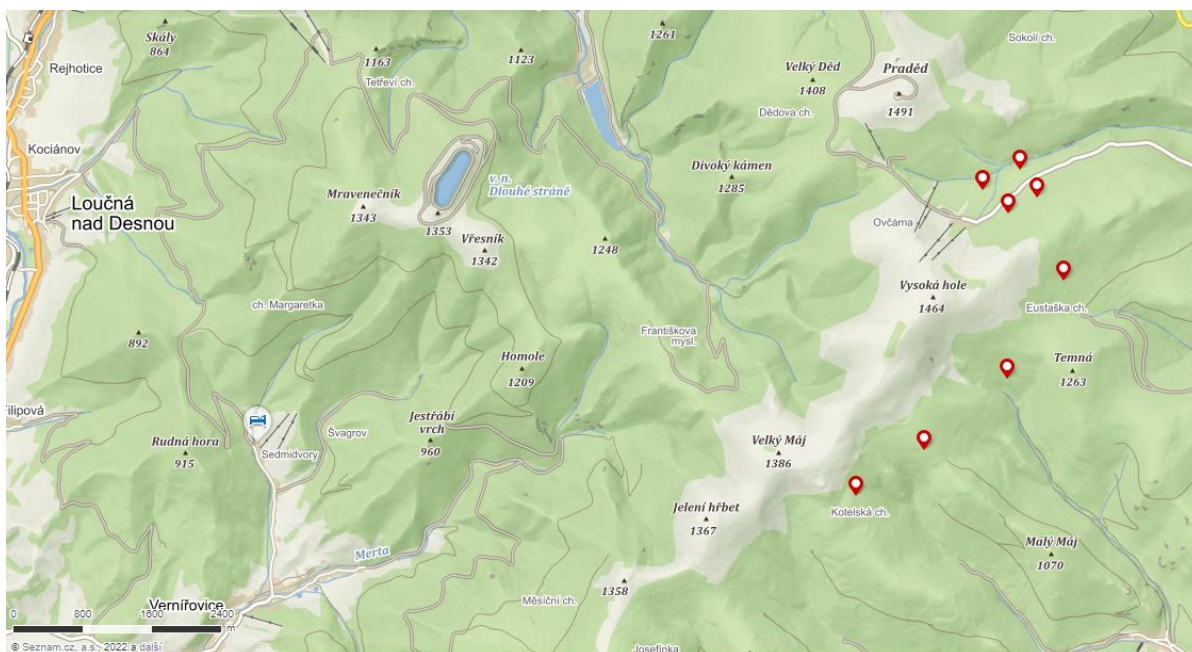
4.2. Umístění lokalit sběru dat

Tab. 2: Charakteristika lokalit

Lokalita	Název	č. plochy	Umístění	nadm . v.	Souřadnice N	Souřadnic e E	Oblast
Jeseníky, Bílá Opava	J01	1	Bílá Opava	1215	50,07542	17,25069	Praděd
Jeseníky, Bílá Opava	J02	2	Bílá Opava	1227	50,07736	17,24944	Praděd
Jeseníky, Bílá Opava	J03	3	Bílá Opava	1227	50,07967	17,25467	Praděd
Jeseníky, Bílá Opava	J04	4	Bílá Opava	1265	50,07092	17,24869	Praděd
Jeseníky, Bílá Opava	J05	5	Bílá Opava	1237	50,07862	17,25220	Praděd
Jeseníky, Bílá Opava	J06	6	Bílá Opava	1222	50,07339	17,24463	Praděd
Jeseníky, Bílá Opava	J07	7	Bílá Opava	1248	50,07262	17,25335	Praděd
Jeseníky, Eustaška	J08	8	Eustaška	1214	50,06402	17,25768	Praděd
Jeseníky, Velká Kotlina	J09	9	Velká Kotlina	1095	50,05390	17,24855	Praděd
Jeseníky, Mezi kotli	J10	10	Mezi kotli	1208	50,04653	17,23519	Praděd
Jeseníky, Mezi kotli	J11	11	Mezi kotli	1234	50,04176	17,22412	Praděd

Jeseníky, Malá Kotlina	J12	12	Malá Kotlina	1132	50,03582	17,21127	Praděd
Jeseníky, Pod Jelení studánko u	J13	13	Pod Jelení studánko u	1142	50,01949	17,20378	Praděd
Jeseníky, Břidličná	J14	14	Břidličná	1183	50,02928	17,19925	Praděd
Jeseníky, Pod Jelení studánko u	J15	15	Pod Jelení studánko u	1207	50,02542	17,20622	Praděd
Jeseníky, Břidličná	J16	16	Břidličná	1162	50,02253	17,19214	Praděd
Jeseníky, Velká Kotlina	J19	19	Velká Kotlina	1210	50,05670	17,25183	Praděd
Jeseníky, Pod Jelení Studánko u	J20	20	Pod Jelení studánko u	1208	50,03050	17,20394	Praděd
Jeseníky, Břidličná	J26	26	Břidličná	1182	50,01305	17,18168	Praděd
Jeseníky, Mezikotli	J27	27	Mezi kotli	1206	50,03842	17,21708	Praděd
Jeseníky, Břidličná	J32	32	Břidličná	1152	50,01326	17,17616	Praděd
Jeseníky, Mezikotli	J35	35	Mezi kotli	1225	50,03903	17,22152	Praděd

Obr. 6: Umístění lokalit v mapě



Zdroj: mapy.cz

4.3. Princip sběru dat

Data byla získávána v terénu. Na jednotlivých lokalitách byl jiný princip sběru dat podle zkoumané skupiny živočichů.

V případě hub, lišejníků a mechorostů se sečetli všichni vyskytující se jedinci a ti byly následně determinovány do druhů. V případě sběru dat o ptácích se zaznamenaly počty jedinců ve 3 skupinách: hnízdící ptáci, ptáci na lokalitě domácí a ptáci pouze přes lokalitu přelétávající. Zároveň probíhala i determinace druhů.

V případě sběru dat o hmyzu byly cílovou skupinou saproxylictí brouci, tedy skupina brouků svým životem vázaných na dřevo. Data o nich byla získána pomocí sběru do nárazových pastí. Každá past se skládala ze stříšky, dvou plexiskel zasazených do kříže (výsledný rozměr 25×50 cm), nálevky a sběrné nádoby s konzervačním roztokem NaCl. Pasti byly instalovány ve výši 1,8 m na dvojici železných tyčí, roxorů a instalovány 23. a 24. 5. a následně vybírány 17. 6.–19. 6., 10. 7., 30. 7.–1. 8. a 25. 8.–27. 8. 2017. Pokud v textu není uvedeno jinak, tak pro všechny odchycené jedince platí leg. L. Kolář (Vrbno pod Pradědem) a J. Kašák (MENDELU) det. et coll. J. Kašák. Ostatními determinátory byli: Jiří Vávra (Ostravské muzeum), Jiří Procházka (Moravské zemské muzeum) a Miloš Knížek (Česká zemědělská univerzita v Praze). Vybrané skupiny saproxylických brouků byly určeny především dle klíčů a příruček PFEFFER (1955) a FREUDE a kol. (1967, 1969, 1979).

Nomenklatura byla převzata dle seznamu brouků České a Slovenské republiky (JELÍNEK 1993) a upravena dle nejnovějších pramenů (DE JONG 2014). K datovým souborům z předchozích let byl přidán další determinovaný materiál a nově určené skupiny druhů.

Sběr dat o houbách rostoucích na dřevě byl proveden na vybraných plochách na přelomu srpna a září (30. 8. až 4. 9. 2018). Průzkum na ploše prováděli dva mykologové (Bc. Linda Majdanová a Mgr. Václav Pouska, Ph.D.). Na vybraných objektech mrtvého dřeva byly určovány všechny nalezené druhy skupin *Basidiomycetes* (stopkovýtrusné houby, kromě rodů *Galerina* a *Cortinarius*) a *Ascomycetes* (vřeckovýtrusné houby, kromě velmi malých druhů a rodů *Mollisia* a *Orbilina*). Nálezy, které nebylo možné s jistotou určit na místě, byly sesbírány pro dodatečné určování v laboratoři za použití mikroskopu. Na určování položek se podílela Mgr. Lucie Zíbarová, která určila většinu kornatcovitých hub.

Průzkum lišejníků na dřevě byl prováděn také na vybraných plochách v průběhu července až září roku 2018 zkušeným lichenologem (RNDr. Josef Halda, Ph.D.). Metodika byla obdobná metodice sběru dat hub.

Průzkum mechorostů byl proveden v průběhu července až září roku 2018 zkušenou bryoložkou RNDr. Magdou Zmrhalovou. Metodika průzkumu mechů na dřevě byla shodná s metodou průzkumu lišejníků a hub. Navíc byly zaznamenány i mechy rostoucí na zemi, což spočívalo ve zběžném prohlédnutí kruhové plochy o velikosti 9 m² uprostřed trvalé výzkumné plochy. Názvy mechorostů a kategorie ohrožení vycházejí z aktualizovaného seznamu a červeného seznamu mechorostů ČR (Kučera et al. 2012).

4.4. Analýzy dat

Zpracování dat získaných v terénu probíhalo následně v laboratoři za využití počítačových programů Excel a STATISTICA. Spočítán byl Simpsonův index diverzity, stanovily se počty druhů červeného seznamu a dále byly spočítány průměrné počty jedinců na lokalitu a druhů na lokalitu. Také se vyhodnotila korelace mezi jednotlivými skupinami organismů z hlediska celkového počtu druhů, počtu druhů červeného seznamu a Simpsonova indexu diverzity za použití Spearmanova korelačního koeficientu. Korelace se zjišťovala i mezi jednotlivými lokalitami, zejména z hlediska druhů červeného seznamu a Simpsonova indexu diverzity. Opět za použití Spearmanova korelačního koeficientu.

5. Výsledky

Tab. 3: Průměrný počet jedinců a druhů na studovaných lokalitách (ČS = červený seznam)

Skupina organismů	Počet jedinců	Počet druhů	Průměrný počet jedinců na druh	Počet druhů ČS na lokalitu
Brouci	70,68	23,32	10,23	2,86
Ptáci	46,74	19,46	39,09	1,00
Houby	30,44	19,12	6,20	1,41
Mechy	78	23,97	36,95	0,75
Lišejníky	155,36	34,11	69,05	12,69

Nejvyšší míra biodiverzity (viz tab. 3) byla zjištěna u lišejníků (konkrétně epifytických lišejníků), kteří měli v průměru 34 druhů na lokalitu, přičemž na jeden zachycený druh připadá v průměru 69 pozorování. Jedná se tedy o velice početnou skupinu. V této skupině se také našlo poměrně vysoké množství druhů červeného seznamu ČR (ČS), konkrétně průměrně 12 druhů ČS ČR.

Na základě průměrů vyplývá, že druhou nejvyšší míru biodiverzity má skupina brouci, resp. saproxylicí brouci. Průměrný počet druhů na jedné lokalitě byl sice až třetí nejvyšší (23,22), ale na jeden zachycený druh připadalo přibližně 10 jedinců (10,23) z celkového průměrného počtu 70 jedinců na jednu lokalitu, což byl opět třetí nejvyšší výsledek. Ale podle Simpsonova indexu se zdají výsledky značně rozkolísané (viz obr. 7). Celková míra biodiverzity poměrně vysoká, ale na jednotlivých lokalitách se značně liší.

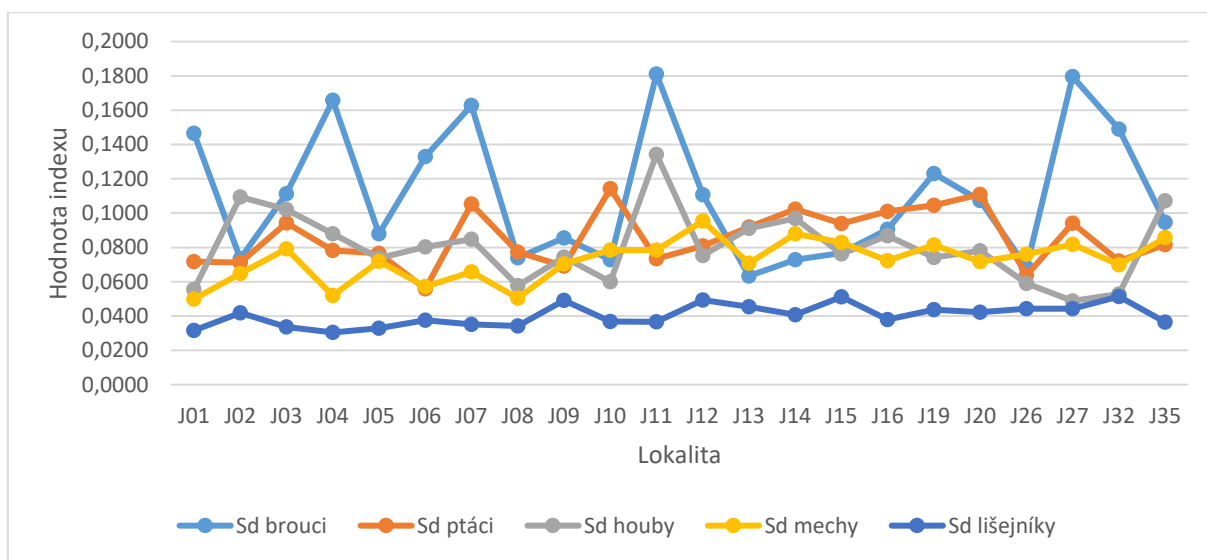
Vyhodnotit biodiverzitu ptáků je poněkud komplikované. Vychází, že na základě průměrného počtu druhů ČS ČR byli ptáci chudou skupinou (1 druh ČS na jednu lokalitu). Naproti tomu na jedné lokalitě bylo v průměru nalezeno 19 druhů, což je druhá nejnižší hodnota ze zkoumaných skupin. Navíc celkový počet druhů byl u této skupiny vůbec nejnižší.

Mechy byly druhou nejpočetnější skupinou (průměrně 78 jedinců na lokalitu) a v průměru se nacházel také vyšší počet druhů na lokalitě (23 druhů na lokalitu). Ale na jeden zachycený druh připadá 36 jedinců na jeden zachycený druh. V této skupině bylo zaznamenáno málo druhů ČS (pouze průměrně 0,75 druhu, tedy vlastně žádný druh ČS na lokalitu). Podle Simpsonova indexu má tato skupina poměrně nízkou míru biodiverzity – hodnota indexu se pohybuje od 0,05 do 0,1 a je celkem stabilní.

Také pro skupinu lignikolních hub platí, že byl zaznamenán malý počet druhů ČS ČR. Průměrně jen 1,41 druhů ČS ČR na jednu lokalitu, avšak houby nebyly příliš početnou skupinou (průměrně 30 jedinců na lokalitu), a také průměrný počet druhů na lokalitě byl nejnižší ze všech skupin (19). Ale na jeden druh připadá průměrně jen 6 jedinců, z čehož plyne že na relativně malý celkový počet jedinců připadá poměrně vysoký počet druhů. Takže druhová diverzita této skupiny je značná. Podle Simpsonova indexu také vyplývá, že tato skupina měla nízkou míru biodiverzity. Hodnota indexu se pohybuje od 0,03 do 0,05. Přičemž ale pouze na 2 lokalitách překračuje hodnota indexu 0,05.

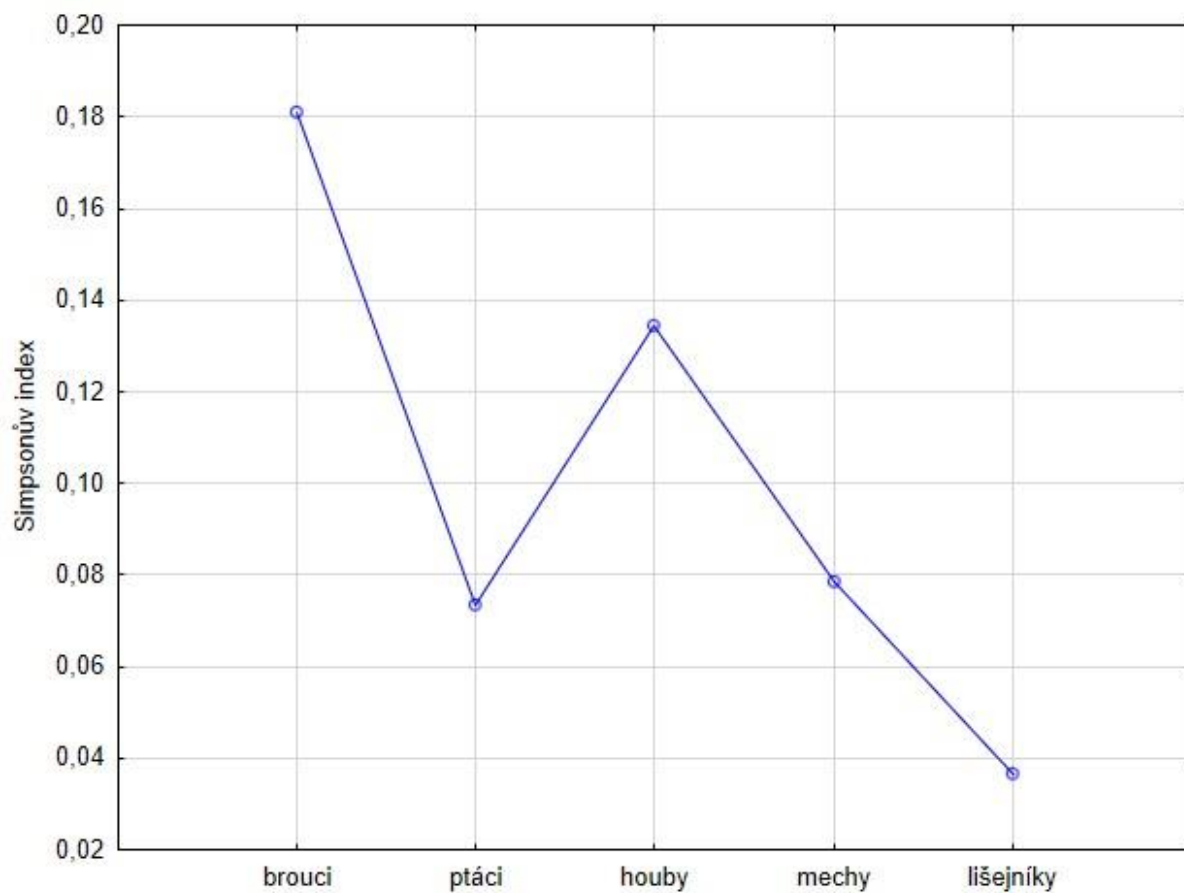
Po zpracování terénních dat byl spočítán Simpsonův index diverzity (viz kap. 3.1.3. Indexy biodiverzity) pro každou skupinu živočichů na každé lokalitě zvlášť. Takto bude následně možné ohodnotit míru biodiverzity na každé lokalitě. Hodnoty Simpsonova indexu diverzity pro každou lokalitu demonstruje následující graf (obr. 7).

Obr. 7: Graf znázorňující Simpsonův index diverzity pro jednotlivé skupiny organismů na daných lokalitách



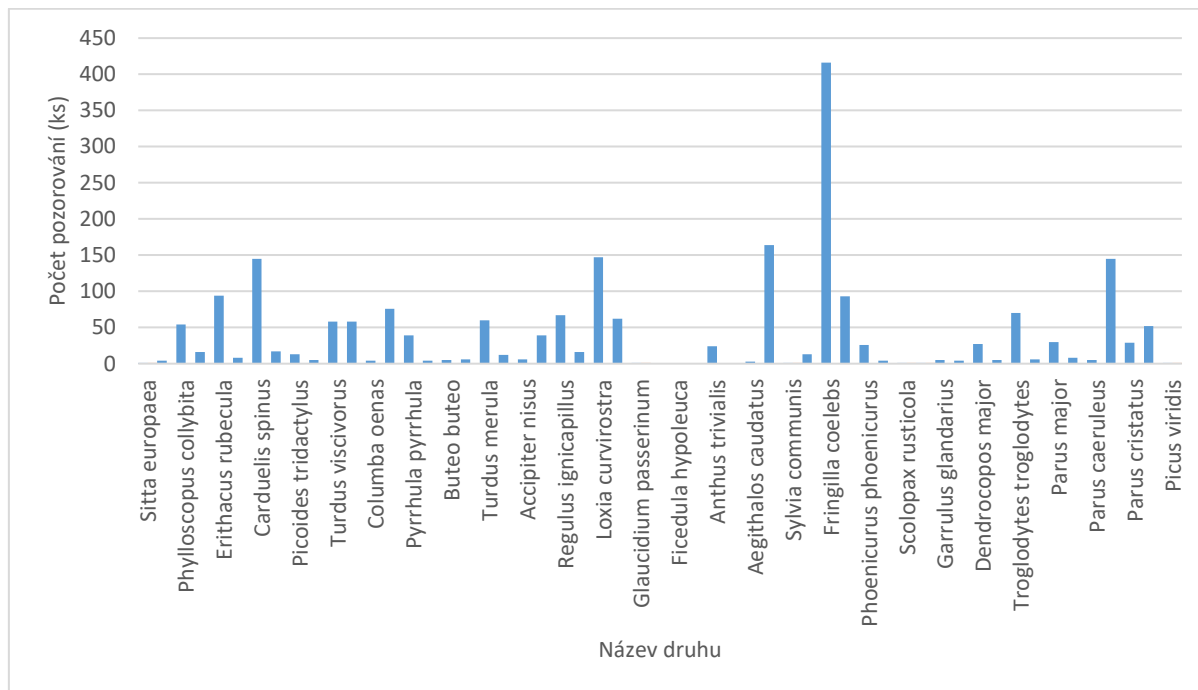
Graf (obr. 8) znázorňuje hodnoty Simpsonova indexu na lokalitě J11, která vyšla dle indexu nejbohatší. Grafy znázorňující hodnotu Simpsonova indexu pro jednotlivé lokality viz 10. Přílohy.

Obr. 8: Graf znázorňující hodnotu Simpsonova indexu na lokalitě J11



Následující graf názorně ukazuje celkový přehled pozorování všech jedinců skupiny ptáků podle počtu jedinců jednotlivých druhů. Grafy pro ostatní skupiny živočichů viz kap. 10. Přílohy.

Obr. 9: Celkový přehled pozorování ptáků



Korelací skupin živočichů byla zjištěna vzájemná závislost mezi těmito skupinami. Hodnoty Spearmanova korelačního koeficientu viz grafy na obr. 10, 11 a 12. Znázornění korelace mezi ostatními skupinami živočichů viz kap. 10. Přílohy.

Mezi jednotlivými skupinami byla zjištěna nízká míra korelace z hlediska počtu druhů s několika výjimkami (tab. 4). Druhou nejvyšší míru vzájemné závislosti vykazuje dvojice lišejníky/mechy.

Pozitivní korelace byla zaznamenána i u dvojice ptáci/mechy ($R = 0,40$) a lišejníky/ptáci ($R = 0,49$). Předpokladem byla silně pozitivní korelace brouci/ptáci, to se ale nepotvrdilo. Dvojice ptáci/brouci korelovala $R = 0,05$, čili obě skupiny spolu prakticky vůbec nesouvisejí. Jsou na sobě navzájem nezávislé (viz obr. 13).

Souvislost mezi diverzitou ptáků a mechů byla výrazná i při stanovení Spearmanova korelačního koeficientu z hlediska Simpsonova indexu diverzity (viz tab. 5). Zatímco souvislost mezi ostatními skupinami z tohoto hlediska se pohybovala kolem nuly, až na diverzitu lišejníků a mechů. Tyto dvě skupiny opět vykazovaly druhou nejvyšší míru korelace.

Z hlediska počtu druhů ČS (viz tab. 6) se výsledky mírně liší, souvislost byla zaznamenána mezi diverzitou ptáků a diverzitou hub a lišejníků. Určitá míra korelace ale byla

zjištěna i mezi diverzitou mechů a lišejníků. Diverzita těchto dvojic organismů vykazovala určitou souvislost ze všech použitých hledisek.

Tab. 4: Spearmanův korelační koeficient pro dvojice skupin organismů z hlediska počtu druhů

Počet druhů			
Dvojice skupin	Spearman R	t (N-2)	p-hodnota
Brouci / ptáci	0,05	0,24	0,81
Brouci / houby	0,12	0,56	0,58
Brouci / mechy	-0,08	-0,37	0,71
Brouci / lišejníky	-0,28	-1,30	0,21
Ptáci / houby	0,14	0,61	0,55
Ptáci / mechy	0,40	1,96	0,06
Ptáci / lišejníky	0,49	2,54	0,02
Houby / mechy	0,21	0,87	0,34
Houby / lišejníky	-0,08	-0,36	0,72
Mechy / lišejníky	0,47	2,36	0,03

Tab. 5: Spearmanův korelační koeficient pro dvojice skupin organismů z hlediska

Simpsonova indexu diverzity

Simpsonův index diverzity			
Dvojice skupin	Spearman R	t (N-2)	p-hodnota
Brouci/ptáci	-0,03	-0,11	0,91
Brouci/houby	-0,04	-0,18	0,85
Brouci/mechy	-0,14	-0,61	0,55
Brouci/lišejníky	-0,26	-1,2	0,24
Ptáci/houby	0,11	0,49	0,63
Ptáci/mechy	0,45	2,28	0,03
Ptáci/lišejníky	-0,05	-0,22	0,83
Houby/mechy	0,15	0,69	0,5
Houby/lišejníky	-0,22	-0,99	0,33
Mechy/lišejníky	0,37	1,77	0,09

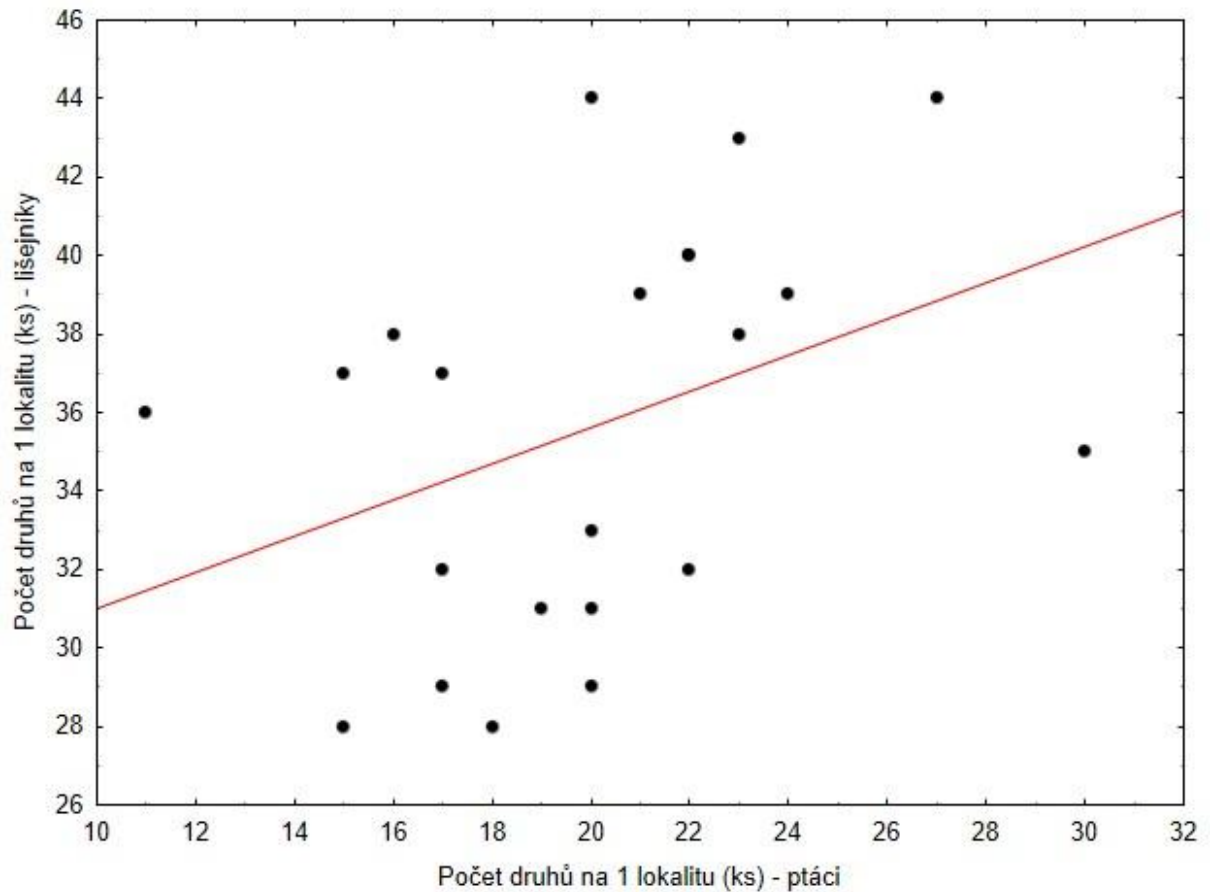
Tab. 6: Spearmanův korelační koeficient pro dvojice skupin organismů z hlediska počtu druhů

ČS

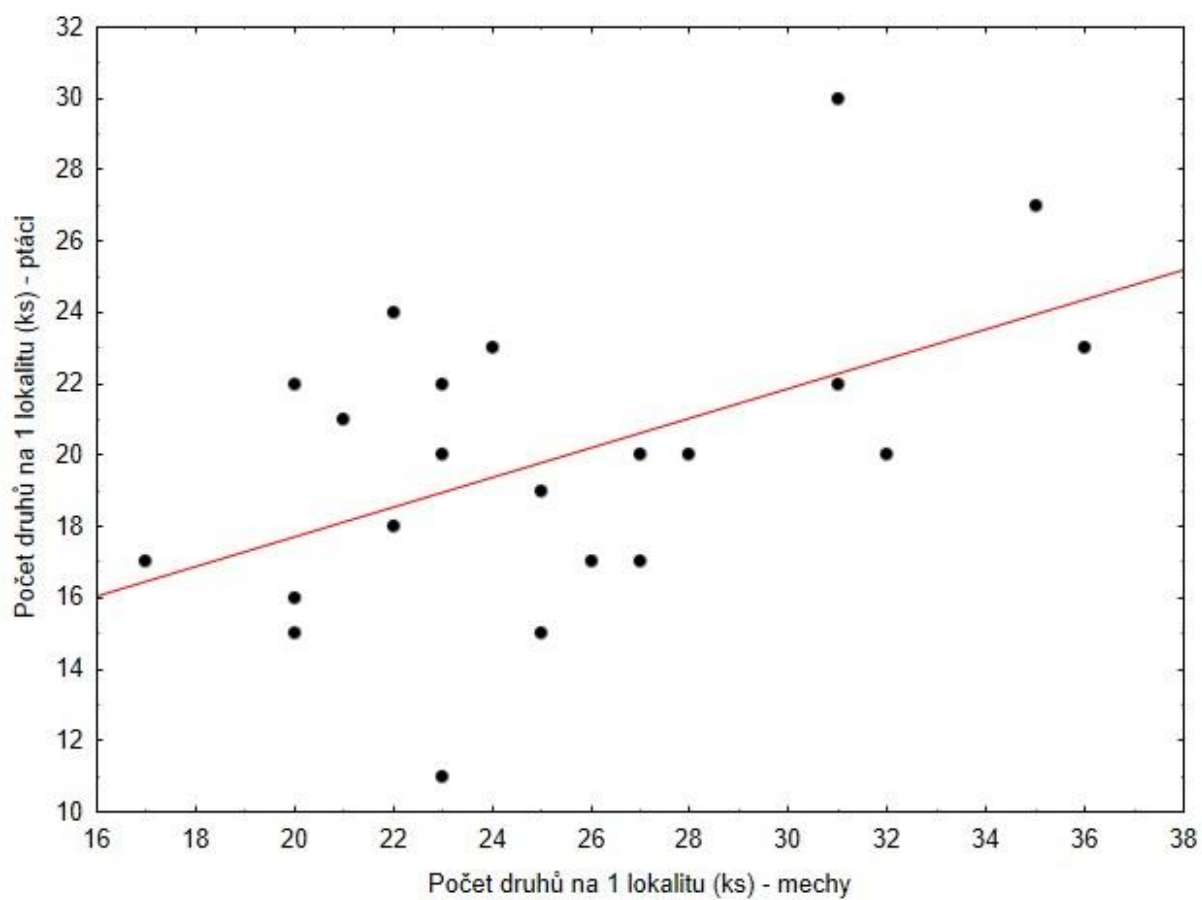
Počet druhů ČS			
Dvojice skupin	Spearman R	t (N-2)	p-hodnota
Brouci/ptáci	0,29	1,38	0,18
Brouci/houby	0,03	0,12	0,9
Brouci/mechy	0,14	0,61	0,55
Brouci/lišejníky	0,31	1,45	0,16

Ptáci/houby	0,44	2,22	0,04
Ptáci/mechy	0,28	1,33	0,2
Ptáci/lišejníky	0,42	2,05	0,05
Houby/mechy	0,14	0,64	0,53
Houby/lišejníky	0,06	0,26	0,79
Mechy/lišejníky	0,41	2,02	0,06

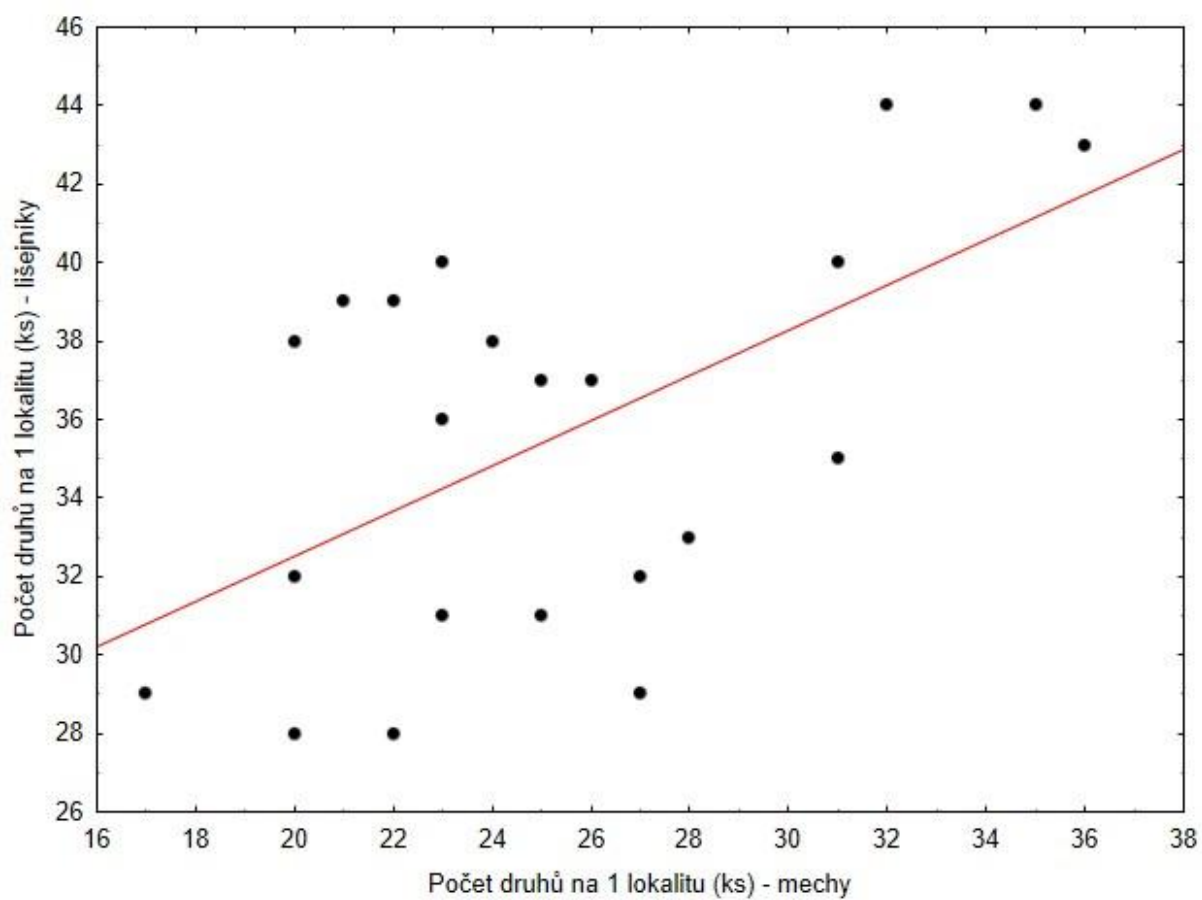
Obr. 10: Vztah diverzity lišejníků a ptáků



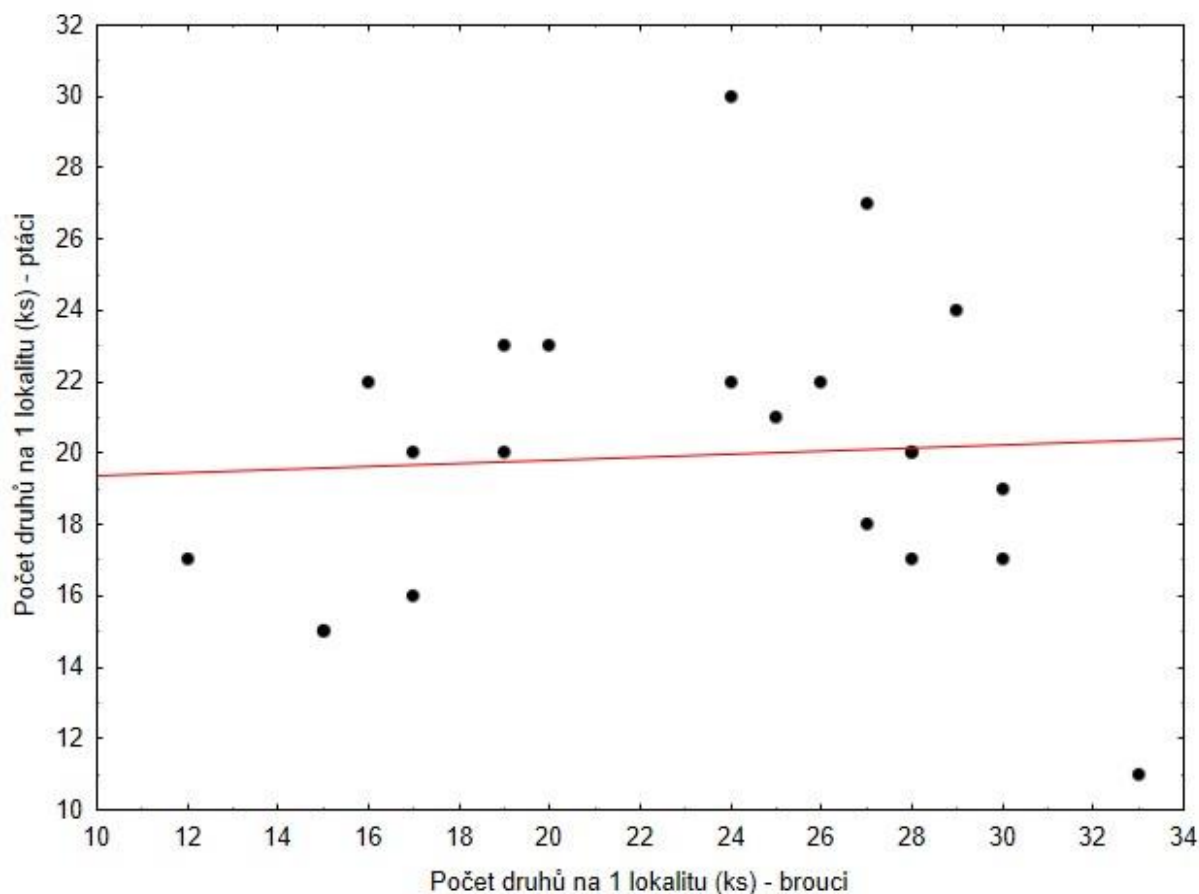
Obr. 11: Vztah diverzity ptáků a mechů



Obr. 12: Vztah diverzity lišejníků a mechů



Obr. 13: Vztah diverzity ptáků a brouků



Mezi jednotlivými lokalitami byla celkově zaznamenána silná pozitivní korelace, z hlediska Simpsonova indexu diverzity byla souvislost jednotlivých lokalit značná (obr. 14). Souvislost lokalit na základě počtu druhů ČS nebyla tak výrazná (obr. 15), ale v tomto případě hodnota koeficientu nikdy neklesla na 0. Naopak v případě Spearmanova korelačního koeficientu z hlediska Simpsonova indexu diverzity klesla hodnota koeficientu na 0 hned v několika případech. Nulová souvislost byla zjištěna mezi lokalitami J01/J11 a J10, J15/J35. Přímá korelace, kdy hodnota koeficientu se rovnala 1 byla zjištěna ve více případech při použití obou hledisek (Simpsonův index diverzity a počet druhů ČS). Obecně se tak potvrdil původní předpoklad, že mezi lokalitami bude zaznamenána vysoká míra korelace.

Na základě získaných výsledků lze říci, že míra biodiverzity horského smrkového lesa je poměrně značná. Což potvrzuje původní hypotézu.

Obr. 14: Tabulka hodnot Spearmanova korelačního koeficientu pro dvojice lokalit z hlediska Simpsonova indexu diverzity

	J01	J02	J03	J04	J05	J06	J07	J08	J09	J10	J11	J12	J13	J14	J15	J16	J19	J20	J26	J27	J32	J35
J01	x	0,70	0,90	0,90	1,00	0,70	1,00	0,90	0,70	0,50	0,00	0,70	0,40	0,40	0,50	0,90	0,90	0,90	0,40	0,90	0,90	0,50
J02	0,70	x	0,90	0,90	0,70	0,80	0,70	0,60	0,80	0,10	0,80	0,30	0,50	0,50	0,10	0,60	0,40	0,60	0,10	0,40	0,40	0,90
J03	0,90	0,90	x	1,00	0,90	0,90	0,90	0,70	0,90	0,20	0,90	0,60	0,30	0,30	0,20	0,70	0,70	0,70	0,30	0,70	0,70	0,80
J04	0,90	0,90	1,00	x	0,90	0,90	0,90	0,70	0,90	0,20	0,90	0,60	0,30	0,30	0,20	0,70	0,70	0,70	0,30	0,70	0,70	0,80
J05	1,00	0,70	0,90	0,90	x	0,70	1,00	0,90	0,70	0,50	0,70	0,70	0,40	0,40	0,50	0,90	0,90	0,90	0,40	0,90	0,90	0,50
J06	0,70	0,80	0,90	0,90	0,70	x	0,70	0,40	1,00	0,10	1,00	0,70	0,10	0,10	0,10	0,40	0,60	0,40	0,50	0,60	0,60	0,90
J07	1,00	0,70	0,90	0,90	1,00	0,70	x	0,90	0,70	0,50	0,70	0,70	0,40	0,40	0,50	0,90	0,90	0,90	0,40	0,90	0,90	0,50
J08	0,90	0,60	0,70	0,70	0,90	0,40	0,90	x	0,40	0,70	0,40	0,50	0,70	0,70	0,70	1,00	0,80	1,00	0,30	0,80	0,80	0,30
J09	0,70	0,80	0,90	0,90	0,70	1,00	0,70	0,40	x	0,10	1,00	0,70	0,10	0,10	0,10	0,40	0,60	0,40	0,50	0,60	0,60	0,90
J10	0,50	0,10	0,20	0,20	0,50	0,10	0,50	0,70	0,10	x	0,10	0,60	0,70	1,00	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	0,00
J11	0,70	0,80	0,90	0,90	0,70	1,00	0,70	0,40	1,00	0,10	x	0,70	0,10	0,10	0,10	0,40	0,60	0,40	0,50	0,60	0,60	0,90
J12	0,70	0,30	0,60	0,60	0,70	0,70	0,70	0,50	0,70	0,60	0,70	x	0,10	0,10	0,60	0,50	0,90	0,50	0,90	0,90	0,90	0,40
J13	0,40	0,50	0,30	0,30	0,40	0,10	0,40	0,70	0,10	0,70	0,10	0,10	x	1,00	0,70	0,70	0,30	0,70	0,20	0,30	0,30	0,30
J14	0,40	0,50	0,30	0,30	0,40	0,10	0,40	0,70	0,10	1,00	0,10	0,10	1,00	x	0,70	0,70	0,30	0,70	0,20	0,30	0,30	0,30
J15	0,50	0,10	0,20	0,20	0,50	0,10	0,50	0,70	0,10	0,70	0,10	0,60	0,70	0,70	x	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	0,70	0,00
J16	0,90	0,60	0,70	0,70	0,90	0,40	0,90	1,00	0,40	0,70	0,40	0,50	0,70	0,70	0,70	x	0,80	1,00	0,30	0,80	0,80	0,30
J19	0,90	0,40	0,70	0,70	0,90	0,60	0,90	0,80	0,60	0,70	0,60	0,90	0,30	0,30	0,70	0,80	x	0,80	0,70	1,00	1,00	0,30
J20	0,90	0,60	0,70	0,70	0,90	0,40	0,90	1,00	0,40	0,70	0,40	0,50	0,70	0,70	0,70	1,00	0,80	x	0,30	0,80	0,80	0,30
J26	0,40	0,10	0,30	0,30	0,40	0,50	0,40	0,30	0,50	0,70	0,50	0,90	0,20	0,20	0,70	0,30	0,70	0,30	x	0,70	0,70	0,30
J27	0,90	0,40	0,70	0,70	0,90	0,60	0,90	0,80	0,60	0,70	0,60	0,90	0,30	0,30	0,70	0,80	1,00	0,80	0,70	x	1,00	0,30
J32	0,90	0,40	0,70	0,70	0,90	0,60	0,90	0,80	0,60	0,70	0,60	0,90	0,30	0,30	0,70	0,80	1,00	0,80	0,70	1,00	x	0,30
J35	0,50	0,90	0,80	0,80	0,50	0,90	0,50	0,30	0,90	0,00	0,90	0,40	0,30	0,30	0,00	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	x

Obr. 15: Tabulka hodnot Spearmanova korelačního koeficientu pro dvojice lokalit z hlediska počtu druhů ČS

	J01	J02	J03	J04	J05	J06	J07	J08	J09	J10	J11	J12	J13	J14	J15	J16	J19	J20	J26	J27	J32	J35
J01	x	0,56	0,41	0,21	0,67	0,41	0,51	0,67	0,1	0,41	0,82	0,21	0,67	0,45	0,32	0,67	0,67	0,3	0,95	0,3	0,41	0,41
J02	0,56	x	0,76	0,5	0,92	0,76	0,53	0,92	0,56	0,76	0,29	0,5	0,68	0,69	0,65	0,92	0,68	0,87	0,65	0,41	0,76	0,76
J03	0,41	0,76	x	0,89	0,92	1	0,76	0,92	0,87	1	0,53	0,89	0,92	0,34	0,97	0,92	0,92	0,56	0,65	0,87	1	1
J04	0,21	0,5	0,89	x	0,69	0,89	0,92	0,69	0,98	0,89	0,53	1	0,76	0,34	0,97	0,69	0,76	0,46	0,43	0,97	0,89	0,89
J05	0,67	0,92	0,92	0,69	x	0,92	0,57	1	0,67	0,92	0,57	0,69	0,92	0,5	0,82	1	0,92	0,67	0,82	0,67	0,92	0,92
J06	0,41	0,76	1	0,9	0,92	x	0,76	0,92	0,87	1	0,53	0,89	0,92	0,34	0,97	0,92	0,92	0,56	0,65	0,87	1	1
J07	0,05	0,53	0,76	0,92	0,57	0,76	x	0,57	0,98	0,76	0,29	0,92	0,53	0,57	0,87	0,57	0,53	0,67	0,22	0,82	0,76	0,76
J08	0,67	0,92	0,92	0,69	1	0,92	0,57	x	0,67	0,92	0,57	0,69	0,92	0,5	0,82	1	0,92	0,67	0,82	0,67	0,92	0,92
J09	0,1	0,56	0,87	0,98	0,67	0,87	0,98	0,67	x	0,87	0,36	0,98	0,67	0,45	0,95	0,67	0,67	0,6	0,32	0,9	0,87	0,87
J10	0,41	0,76	1	0,9	0,92	1	0,76	0,92	0,87	x	0,53	0,89	0,92	0,34	0,97	0,92	0,92	0,56	0,65	0,87	1	1
J11	0,82	0,29	0,53	0,53	0,57	0,53	0,29	0,57	0,35	0,53	x	0,53	0,76	0,23	0,54	0,57	0,76	0,05	0,87	0,67	0,53	0,53
J12	0,21	0,5	0,89	1	0,69	0,89	0,92	0,69	0,98	0,89	0,53	x	0,76	0,34	0,97	0,67	0,76	0,46	0,43	0,97	0,89	0,89
J13	0,67	0,68	0,92	0,76	0,92	0,92	0,53	0,92	0,67	0,92	0,76	0,76	x	0,23	0,87	0,92	1	0,36	0,87	0,82	0,92	0,92
J14	0,45	0,69	0,34	0,34	0,5	0,34	0,57	0,5	0,45	0,34	0,23	0,34	0,23	x	0,35	0,5	0,23	0,89	0,35	0,22	0,34	0,34
J15	0,32	0,65	0,97	0,97	0,82	0,97	0,87	0,82	0,95	0,97	0,54	0,97	0,87	0,35	x	0,82	0,87	0,53	0,56	0,95	0,97	0,97
J16	0,67	0,92	0,92	0,69	1	0,92	0,57	1	0,67	0,92	0,57	0,67	0,92	0,5	0,82	x	0,92	0,67	0,82	0,67	0,92	0,92
J19	0,67	0,68	0,92	0,76	0,92	0,92	0,53	0,92	0,67	0,92	0,76	0,76	1	0,23	0,87	0,92	x	0,36	0,87	0,82	0,92	0,92
J20	0,3	0,87	0,56	0,46	0,67	0,56	0,67	0,67	0,6	0,56	0,05	0,46	0,36	0,89	0,53	0,67	0,36	x	0,32	0,3	0,56	0,56
J26	0,95	0,65	0,65	0,43	0,82	0,65	0,22	0,82	0,32	0,65	0,87	0,43	0,87	0,35	0,56	0,82	0,87	0,32	x	0,53	0,65	0,65
J27	0,3	0,41	0,87	0,97	0,67	0,87	0,82	0,67	0,9	0,87	0,67	0,97	0,82	0,22	0,95	0,67	0,82	0,3	0,53	x	0,87	0,87
J32	0,41	0,76	1	0,89	0,92	1	0,76	0,92	0,87	1	0,53	0,89	0,92	0,34	0,97	0,92	0,92	0,56	0,65	0,87	x	1
J35	0,41	0,76	1	0,89	0,92	1	0,76	0,92	0,87	1	0,53	0,89	0,92	0,34	0,97	0,92	0,92	0,56	0,65	0,87	1	x

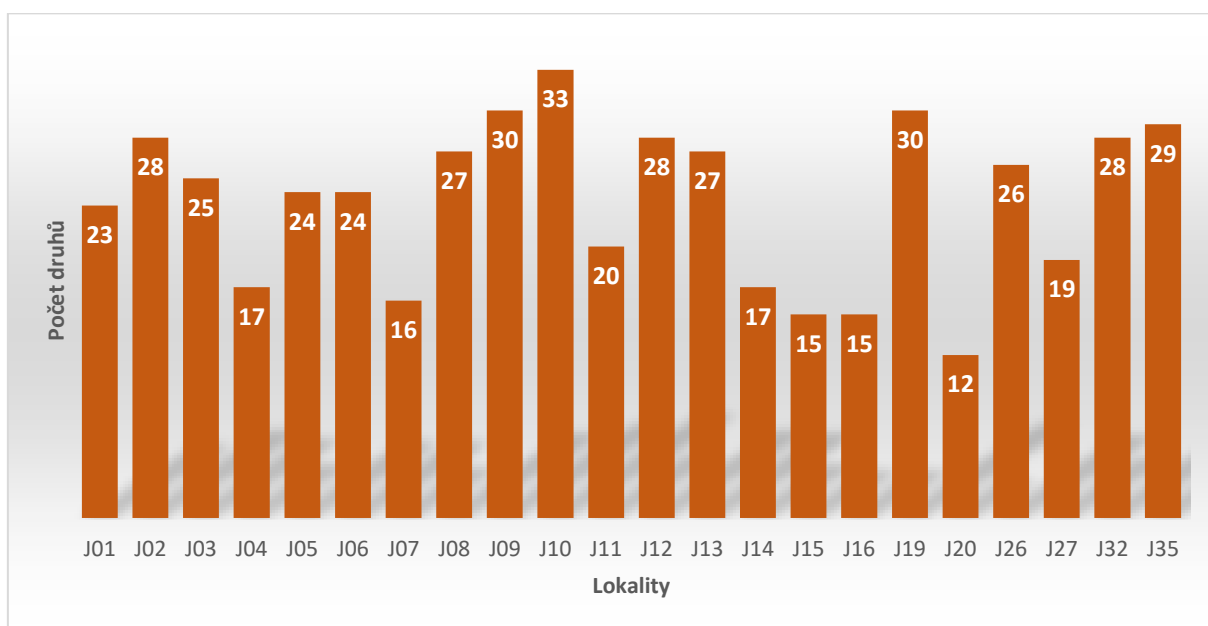
6. Diskuse

Jak vyplynulo z výsledků, biodiverzita horského lesa je celkově dobrá. Co se týká jednotlivých skupin organismů, i jejich míra biodiverzity je poměrně značná. To může být způsobeno tím, že se zkoumaná oblast nachází v národní přírodní rezervaci, tedy v neobhospodařované oblasti. Z toho plyne, že mrtvé dřevo zůstává na svém místě a není odváženo z lesa jako se to děje v hospodářských lesích. Jinými slovy vyšší podíl mrtvého dřeva na ploše má pravděpodobně pozitivní dopad na biodiverzitu zkoumaných skupin organismů (Horák a kol., 2016). Ke stejnému závěru dospěl i Thorn a kol. ve svém článku z roku 2017, který dokonce píše, že mrtvé dřevo je důležitější než klima v porostu. V porostech, které se z neobhospodařovaných staly intenzivně obhospodařovanými dochází ke ztrátám specializace, postupnému zjednodušování druhových souborů, a tedy i k poklesu míry biodiverzity v porostech (Leli a kol., 2019). Ponechání starých stromů v porostu má i další význam. Jak uvádí ve své práci Zemanová a kol., 2017, staré stromy zároveň mohou sloužit jako mikro útočiště a po disturbancích by tak měly zajistit obnovu anebo zachování biologické rozmanitosti i ve změněném klimatu. Na druhou stranu, těžba podporuje výskyt druhů otevřených stanovišť – silně světlomilných druhů, naopak těžba s výstavky případně kotlíky podporuje rychlejší návrat lesních druhů (Fedrowitz, 2014). Mori a Kitagawa ve svém článku z roku 2014 představují tedy jakýsi kompromis, kterým je trvale udržitelné lesní hospodářství. Trvale udržitelné lesní hospodářství podle nich, dokáže zachovat část druhové bohatosti primárních lesů. Zároveň ale podotýkají, že stále chybí kvantitativní hodnocení účinnosti tohoto celosvětově rozšířeného přístupu, zejména pro srovnání mezi různými biomy, různými úrovněmi ekonomického rozvoje a různými taxony.

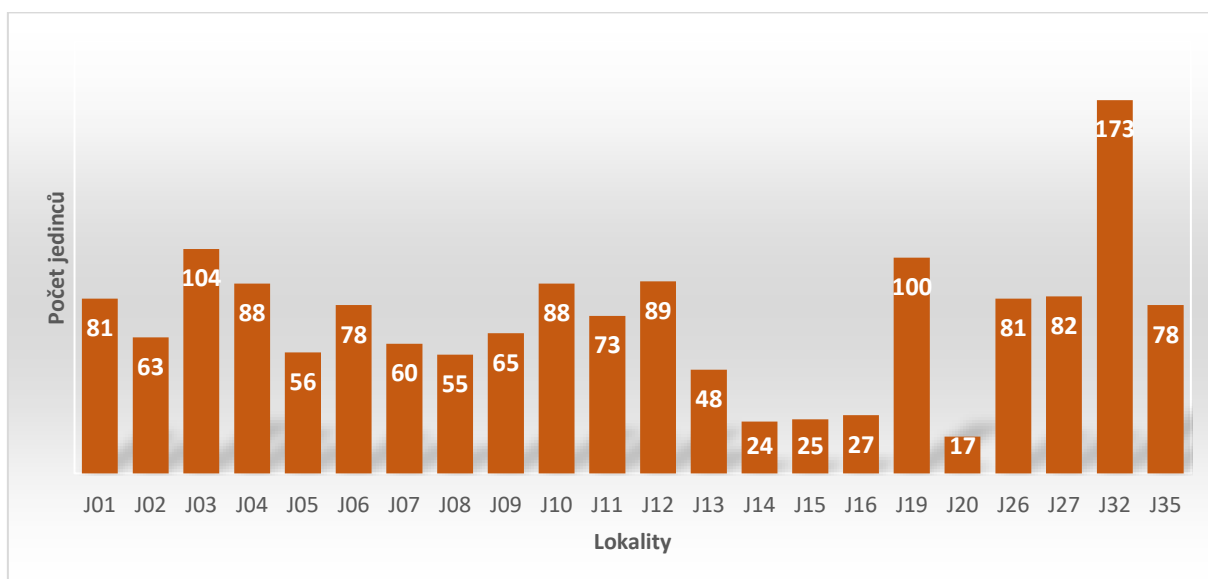
Měření a hodnocení biodiverzity je významné a smysluplné. Ale jak upozorňuje Cvanová, 2006 ve své práci, existují různá měřítka pro hodnocení biodiverzity vhodná pro různé účely. Zkoumané lokality se ukázaly bohaté, ale ne všechny skupiny zkoumaných organismů se vyskytovaly na všech plochách stejně hojně. Příkladem může být skupina saproxylických brouků, která se vyznačovala rozkolísaností ve výskytu. Z hlediska počtu jedinců (viz obr. 17) se zdá lokalita J32 velmi bohatá, naproti tomu z hlediska druhové diverzity (viz obr. 16) se jedná o lokalitu pouze lehce nadprůměrnou. Současná rozmanitost hmyzu je určována historií disturbancí (Kozák a kol., 2021). Stejný autor dále uvádí, že zásadním aspektem, který pozitivně ovlivňuje hojnost a funkční diverzitu saproxylického hmyzu je množství mrtvého dřeva, ale také míra rozvolnění stromové klenby. Z tohoto důvodu je možné, že nižší počet druhů na některých lokalitách je zapříčiněn hustším zápojem,

a tedy nižším množstvím světla pronikajícího do podrostu. Mrtvé dřevo je zásadním faktorem i při zachování biodiverzity hub rostoucích na dřevě (Bässler a kol., 2012). V NPR, kde se les vyvíjí přirozeně se mrtvé dřevo přirozeně vyskytuje, proto je zajímavé, že biodiverzita hub není nijak výrazná a ani korelace s ostatními druhy vázanými na dřevo nebyla téměř zaznamenána. Pouze s jedinou výjimkou. Korelace mezi diverzitou hub a ptáků byla vyšší z hlediska počtu druhů ČS. Je ale třeba říci, že u obou skupin byl tento počet nízký.

Obr. 16: Histogram počtu druhů brouků na lokalitách



Obr. 17: Histogram počtu jedinců brouků na lokalitách



Z výsledků dále vyplynulo, že mezi biodiverzitou jednotlivých skupin organismů existuje jistý vztah. Ale pouze mezi některými skupinami. Bylo zjištěno, že pokud je dobrá biodiverzita ptáků, je vyšší i biodiverzita mechů. Je možné, že diverzita mechů i lišejníků je ovlivňována množstvím mrtvého dřeva na ploše (Kozák a kol., 2021; Zemanová a kol., 2017). Vztah diverzity mechů a lišejníků s diverzitou ptáků může být důsledkem prostředí. Lokalita se nachází v neobhospodařovaném prostředí, a tak zde přírodní procesy probíhají zcela volně bez těžebních zásahů, jak již bylo zmíněno dříve, skupiny mechů a lišejníků pozitivně reagují na množství mrtvého dřeva na lokalitě (Winter a kol., 2015). Ptáci mohou mrtvé dřevo využívat jako zdroj potravy, hnízdní prostory atp. Řada druhů ptáků se řadí mezi druhy závislé na přírodních disturbancích (Thorn a kol., 2020). V případě, že by mrtvé dřevo bylo jediným faktorem ovlivňujícím diverzitu lokality, byla by vysoká také diverzita hub a brouků, což ale není. Hlavním faktorem tedy patrně budou specifické mikroklimatické podmínky prostředí. Souvislost mezi diverzitou ptáků a hub byla ale zaznamenána při výpočtu Spearmanova korelačního koeficientu z hlediska počtu druhů ČS. Tento fakt by mohl znamenat, že souvislost mezi všemi zkoumanými skupinami existuje, záleží ale na použité vyhodnocovací metodě, popř. hledisku (Cvanová, 2006). Souvislost mezi diverzitou ptáků, mechů a lišejníků byla obecně znatelná. Mechy a lišejníky patrně poskytují vhodné prostředí pro výskyt potravy ptáků – hmyzu (Baudvin a kol., 2011). A vyšší míra diverzity mechů a lišejníků může tedy mít pozitivní vliv na diverzitu ptáků. Biodiverzita těchto tří skupin spolu korelovala, ať už bylo k výpočtu použito jakékoli hledisko, proto lze předpokládat souvislost. Naopak nízká až nulová korelace diverzity ptáků a brouků může být vysvětlena tím, že zkoumaní byli saproxyličtí brouci s vazbou na mrtvé dřevo, ale ptáci mají mnohem širší potravní základnu, než jen tuto konkrétní skupinu hmyzu (Baudvin a kol., 2011).

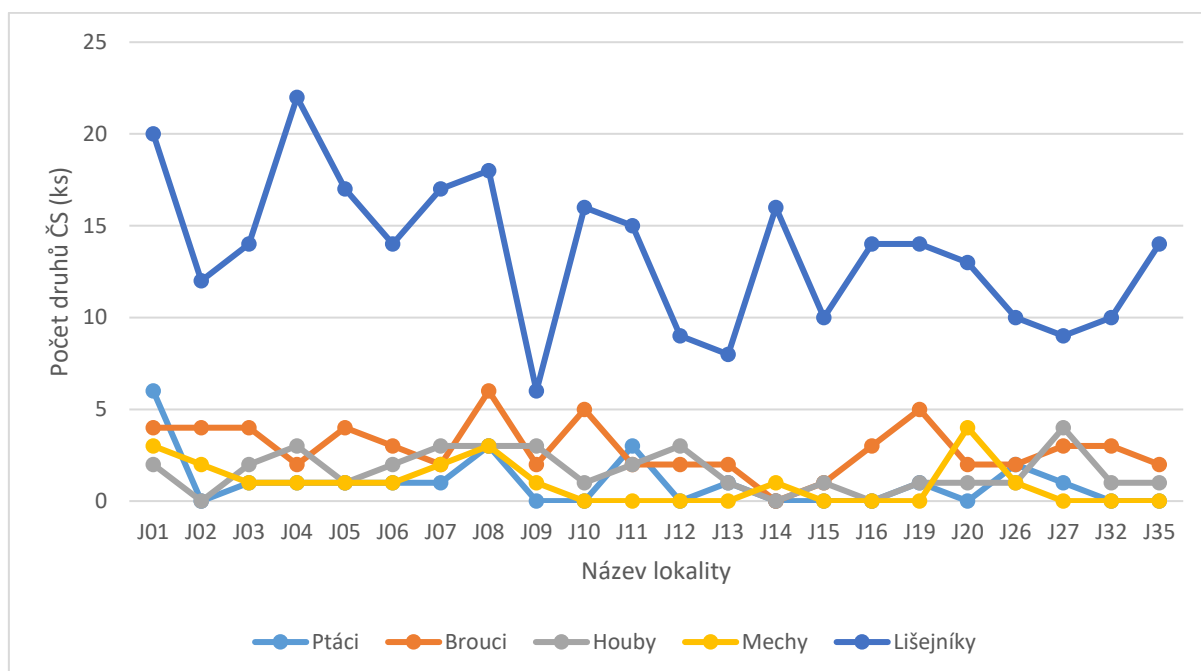
Počet druhů červeného seznamu (viz obr. 18) dobře vypovídá o jedinečnosti lokality. Z výsledků vyplývá, že z hlediska počtu druhů červeného seznamu je zkoumaná oblast velmi cenná a hodnotná. Jak také potvrzuje ve své práci Ejrnaes a kol., 2018, kde se uvádí, že jedinečnost lokality přesně koreluje s pozorovaným počtem druhů červeného seznamu.

Problémem ale je, že plochy, které za použití jedné metody se zdály být značně druhově bohaté vyšly po použití jiné metody pouze průměrné. Toto tvrzení platí např. pro lokalitu J11, která se při použití Simpsonova indexu řadila k nejbohatším (viz obr. 8), ale po vyhodnocení bohatosti stanoviště na základě počtu druhů červeného seznamu se řadí k průměru. Jak ve své práci uvádí Leli a kol., 2019, právě výskyt druhů červeného seznamu je spolehlivým a relevantním měřítkem pro plánování a hodnocení managementu z hlediska

ochrany přírody, zejména u méně studovaných skupin organismů, jako jsou například epifyty a saproxylické houby. Bohatost běžných druhů je obecně zavádějící, protože nemusí zachytit změny v počtu druhů relevantních z hlediska ochrany přírody (Leli a kol., 2019).

Diverzita jednotlivých ploch spolu obecně souvisela. Míra vzájemné korelace byla obecně poměrně vysoká, což by se dalo vysvětlit relativní blízkostí zkoumaných ploch (Matějka a kol., 2016). Výzkumné plochy nacházející se ve vzájemné blízkosti mají podobné klimatické podmínky i podmínky prostředí, a proto lze předpokládat že diverzita jednotlivých výzkumných ploch spolu bude korelovat. To se potvrdilo, ale při použití Simpsonova indexu jako parametru korelace byla míra souvislosti mezi plochami výraznější než při použití počtu druhů ČS. Ale je pravdou, že při použití počtu druhů ČS nebyla zjištěna nulová hodnota korelačního koeficientu, což se při použití Simpsonova indexu diverzity u několika dvojic lokalit stalo. Obecně lze ale říci, že mezi lokalitami byla zaznamenána vysoká míra korelace a případně nižší hodnoty korelačního indexu mohou souviset s odlišností mikroklimatických podmínek daného stanoviště. Celkově ale není možné říci, že jedna plocha svou biodiverzitou vyčnívala nad ostatní. A to za použití jakékoli z metod hodnocení biodiverzity zkoumaných lokalit.

Obr. 18: Počet druhů červeného seznamu na jednotlivých lokalitách



Problém nesourodosti používaných metod při měření biodiverzity je zmiňován i v dalších pracích (Kloubcová, 2015, Cvanová, 2006). Je nutné ověřovat získané výsledky na

dalších datech, aby bylo možné biodiverzitu účelně využívat např. pro hodnocení ekologických rizik.

A jak ve své práci poukazuje Dušátko (2014) dalším zásadním aspektem při ochraně přírody a biodiverzity je důkladné zpětné vyhodnocování reálných výsledků, popř. i terénních praktik a tím zjistit jejich skutečný přínos. Je třeba poukázat na přínosy ochrany přírody, aby bylo možné ochranné metody aplikovat i na větších plochách zahrnujících pozemky více vlastníků.

Dialog mezi vlastníky lesů a ochránci přírody je nenahraditelný. Je pravdou, že některé lokality jsou cennější než jiné a zasluhují tak zvýšenou ochranu. Jedná se například o ty, které v krajině udržují dostatek živin a vody, při disturbanci mohou sehrát roli refugií, mají zvýšenou konektivitu anebo zvýšenou biodiverzitu. Na takových typech lokalit by měly ekonomické, produkční zájmy ustoupit do pozadí před ekologickými funkcemi (Hunter a kol., 1999). Problémem v ochraně přírody ale je, že nemalá část rezervací vzniká v oblastech odlehlých, a to spíše kvůli nízkému zájmu o využití, než kvůli výjimečné ekologické hodnotě (Scott a Tear, 2007). Přitom rezervace mají zásadní význam, jelikož jen ty dokážou ochránit nejnáročnější, vzácné či endemické druhy a jejich prostředí, a zároveň udržet podmínky pro pokračování přirozeného vývoje a pro přirozené režimy disturbancí (Peres, 2005).

Právě taková funkce je příkládána NPR Praděd, kde výzkum probíhal. Na základě nadmořské výšky se lokality nachází v 8. lesním vegetačním stupni (LVS). Tedy v místě přirozeného výskytu smrku ztepilého (*Picea abies*). Navíc v národní přírodní rezervaci, kde se les může vyvíjet přirozeně. Ale tyto LVS jsou na našem území zastoupeny jen na 2 % území. Většina území se nachází mezi 2. a 5. LVS, tato oblast pokrývá 79,21 % území (Vahalík, 2012). Na této rozsáhlé ploše je většinou nevhodné smrk pěstovat, ten je vhodné pěstovat od 6. LVS. Přitom na smrkovém dříví je postaveno lesní hospodářství České republiky. Smrkové dříví je stěžejní pro celou řadu průmyslových odvětví a tam, kde se smrk přirozeně vyskytuje jsou často chráněná území. A zde se dostává do střetu ochrana přírody se zájmy vlastníků lesa. To souvisí s problémy ochrany přírody v ČR, nízká komunikace mezi jednotlivými obory způsobí obtížné hledání kompromisů mezi produkcí dřeva a ochranou přírody za účelem zachování vysoké míry biodiverzity. Přitom právě nyní je čas na intenzivní spolupráci při řešení problémů, s nimiž se lesnictví a ochrana přírody v současnosti potýká. Pokračující klimatická změna, klesající míra biodiverzity a špatný stav našich lesů (kůrovcová kalamita, nízká stabilita atd.) jsou jedněmi ze zásadních důvodů, proč by se měla zlepšit komunikace

mezi jednotlivými odvětvími, neboť ani řešení těchto problémů neleží pouze na jediném odvětví.

Je proto potřeba pokračovat ve výzkumech vzájemných vztahů, zjišťování stavu prostředí, mechanismů, které jej ovlivňují a měření míry biodiverzity. Jelikož každá změna musí být dobře zdůvodněna. A lesní hospodářství si žádá změnu. Je třeba začít v hojné míře aplikovat přírodě blízké principy hospodaření a snažit se tak uspokojit zájmy vlastníků lesů i zájmy ochrany přírody zároveň.

7. Závěr

Závěrem lze říci, že horský les v Jeseníkách na základě dat sesbíraných na několika lokalitách má vysokou míru biodiverzity. Bohatost jednotlivých lokalit se lišila a různá měřítká biodiverzity poskytovala odlišné výsledky z hlediska srovnání jednotlivých lokalit. Žádná lokalita nevyšla výrazně bohatší nebo výrazně chudší než ostatní. Z tohoto důvodu je třeba při hodnocení biodiverzity dobře zvážit použitou metodu, případně použít více metod a ověřit je i na dalších datech. Lépe se tak zabrání vzniku chyb a případných omylů, pramenících z použití nevhodné metody či nevhodné skupiny organismů.

Jednotlivé zkoumané skupiny živočichů mají vysokou biodiverzitu napříč všemi lokalitami, ale některé skupiny, např. brouci, vykazují rozkolísanost výsledků. Z čehož vyplývá, že některé lokality mají pro jejich výskyt vhodnější podmínky než jiné.

Mezi celkovým počtem druhů zkoumaných skupin organismů byla zaznamenána prakticky nulová souvislost, až na několik výjimek. Pozitivní závislost byla zaznamenána mezi skupinami ptáků, mechů a lišejníků. Biodiverzita těchto skupin je pravděpodobně vázána na podobné charakteristiky lesního prostředí. Na druhou stranu míra biodiverzity hub a brouků nekorelovala s žádnou další skupinou organismů a lze se proto domnívat, že biodiverzita těchto skupin vyžaduje specifické charakteristiky lesního prostředí. Při zjišťování korelace z hlediska počtu druhů ČS, ale byla zjištěna souvislost mezi diverzitou ptáků a hub. To může poukazovat na existenci souvislosti mezi diverzitou zkoumaných skupin organismů, ale její zjištění je závislé na použitém hledisku.

Horský les v Jeseníkách je specifické prostředí, které se nachází v národní přírodní rezervaci, nelze tedy výsledek chápat tak, že všechny smrkové horské lesy mají vysokou míru biodiverzity bez ohledu na kategorii lesa.

Vzhledem k tomu, že ochrana biodiverzity je jedním z hlavních cílů ochrany přírody, je důležité říct, že i smrkový les, za určitých podmínek, má vysokou míru biodiverzity. Proto je naprosto nežádoucí zcela smrk z našich lesů vyřadit.

8. Seznam použitých obrázků a tabulek

Obr. 1: Rozdíly mezi jednotlivými typy biodiverzity (str. 11)

Obr. 2: Loskuták velký (*Gracula robusta*) je jiným příkladem ptačího vlajkového druhu (str. 16)

Obr. 3: Lokalizace NPR Praděd v mapě (str. 21)

Obr. 4: Zvonek jesenický (*Campanula gelida*) (str. 22)

Obr. 5: Pupava Biebersteinova sudetská (*Carlina biebersteinii* subsp. *Sudetica*) (str. 23)

Obr. 6: Umístění lokalit v mapě (str. 26)

Obr. 7: Graf znázorňující Simpsonův index pro jednotlivé skupiny organismů na daných lokalitách (str. 29)

Obr. 8: Graf znázorňující hodnotu Simpsonova indexu na lokalitě J11 (str. 30)

Obr. 9: Celkový přehled pozorování ptáků (str. 31)

Obr. 10: Vztah diverzity lišejníků a ptáků (str. 33)

Obr. 11: Vztah diverzity ptáků a mechů (str. 34)

Obr. 12: Vztah diverzity lišejníků a mechů (str. 35)

Obr. 13: Vztah diverzity ptáků a brouků (str. 36)

Obr. 14: Tabulka hodnot Spearmanova korelačního koeficientu pro dvojice lokalit z hlediska Simpsonova indexu diverzity (str. 37)

Obr. 15: Tabulka hodnot Spearmanova korelačního koeficientu pro dvojice lokalit z hlediska počtu druhů ČS (str. 38)

Obr. 16: Histogram počtu druhů brouků na jednotlivých lokalitách (str. 40)

Obr. 17: Histogram počtu jedinců brouků na jednotlivých lokalitách (str. 40)

Obr. 18: Počet druhů červeného seznamu na jednotlivých lokalitách (str. 42)

Tab. 1: Základní údaje o NPR Praděd (str. 21)

Tab. 2: Charakteristika lokalit (str. 24-25)

Tab. 3: Průměrný počet jedinců a druhů na studovaných lokalitách (ČS = červený seznam)
(str. 28)

Tab. 4: Spearmanův korelační koeficient pro dvojice skupin organismů z hlediska počtu druhů
(str. 32)

Tab. 5: Spearmanův korelační koeficient pro dvojice skupin organismů z hlediska
Simpsonova indexu diverzity (str. 32)

Tab. 6: Spearmanův korelační koeficient pro dvojice skupin organismů z hlediska počtu druhů
ČS (str. 32-33)

9. Seznam literatury a použitých zdrojů

- BÄSSLER, C. a kol. Diversity of wood-decaying fungi under different disturbance regimes—a case study from spruce mountain forests. *Biodivers Conserv* (2012) 21:33–49
- BAUDVIN, H. a kol. Le forestier et l’oiseau – prise en compte des oiseaux dans la gestion forestière. Centre Régional de la Propriété Forestière de Bourgogne, 2011. Dostupné z: <http://www.pole-gestion.fr/uploads/ged/document/2017-09/Le%20forestier%20et%20l'oiseau-CRPFB.pdf>
- BECKER, P. H.: Biomonitoring with birds. In: *Trace Metals and other Contaminants in the Environment*. Elsevier, 2003
- COX, B. C. & MOORE, P. D. eds. Biogeography: an ecological and evolutionary approach. 6th edition. *Oxford: Blackwell Science*. 1999. ix, 298 s. ISBN 086542778X
- CVANOVÁ, P. *Biodiverzita a metodika hodnocení ekologických rizik*. Bakalářská práce. Masarykova univerzita v Brně. Brno, 2006.
- DUŠÁTKO, M. *Vliv lesního managementu na biodiverzitu lesa*. Bakalářská práce. Univerzita Karlova v Praze. Praha, 2014.
- EJRNAES, R. a kol. Uniquity: A general metric for biotic uniqueness of sites. *Biological Conservation*, 225 (2018), 98–105.
- 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 Geobot*. 37, 2002. 17–32. <http://dx.doi.org/10.1007/bf02803188>.
- GASTON, K. J. & SPICER, J. I. Biodiversity: an introduction, 2nd ed. Blackwell, *Malden, Mass.*; Oxford. 2004. ISBN 9781405118576.
- GEBAUER, R. *Rybí společenstvo přítoků Teplé Vltavy*. Bakalářská práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. České Budějovice, 2012.
- HORÁK, J. a kol. Dead wood dependent organisms in one of the oldest protected forests of Europe: Investigating the contrasting effects of within-stand variation in a highly diversified environment. *Forest Ecology and Management* 363 (2016) 229–236.

HUNTER, M. L., a kol. Maintaining biodiversity in forest ecosystems. *Cambridge University Press*. 1999.

CHOVANEC, A; HOFER, R; SCHIEMER, F. Fish as bioindicators. In: *Trace metals and other contaminants in the environment*. Elsevier, 2003.

JONÁŠOVÁ, M., MATĚJKOVÁ, I., 2007. Natural regeneration and vegetation changes in wet spruce forests after natural and artificial disturbances. *Can. J. For. Res.* 37, 2007. 1907–1914. <http://dx.doi.org/10.1139/X07-062>.

KULICH, J. Bioindikace a biomonitoring, aneb, Jak poznat, v jakém prostředí žijeme. Horní Maršov: Středisko ekologické výchovy a etiky Rýchory SEVER, 2002. ISBN 80-902976-7-6.

KLOUBCOVÁ, P. *Vliv druhového složení a prostorové struktury urbánní zeleně na biodiverzitu*. Diplomová práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice, 2015.

Laboratoř genetiky a metabolismu hub – Mikrobiologický ústav AV ČR, v.v.i. [online] [cit. 27.06.2020] Dostupné z: <https://mbucas.cz/vyzkum/ekologie/laborator-genetiky-a-metabolismu-hub/>

LAUGHINGHOUSE IV, HAYWOOD D., a kol. Biomonitoring genotoxicity and cytotoxicity of *Microcystis aeruginosa* (Chroococcales, Cyanobacteria) using the *Allium cepa* test. *Science of the total environment*, 2012

LINDENMAYER, D. B., CUNNINGHAM, S. A. Six principles for managing forests as ecologically sustainable ecosystems. *Landscape ecology*, volume 28, 6, 2013; 1099-1110 pp.

LOMOLINO, M. V., RIEDLE, B. R., & BROWN, J. H. eds.: *Biogeography*. 3rd edition. Sunderland, Mass.: *Sinauer Associates*. xiii, 845, 2006. ISBN 0-87893-062-0

MACH, J. a kol. Strategie ochrany biologické rozmanitosti České republiky 2016–2025. © *Ministerstvo životního prostředí*, 2016. ISBN: 978-80-7212-609-5

MATĚJKA, K. a kol. Ukázkové a výzkumné plochy pro sledování vlivu managementu v lesích chráněných území. URL: <https://www.infodatasys.cz/BiodivLes/Demoobjects.pdf>, 2016.

MAZUROVÁ, Z. *Bezobratlí živočichové jako bioindikátory kvality životního prostředí v obci Žamberk*. Bakalářská práce. Univerzita Palackého v Olomouci. Olomouc, 2020.

MYŠÁK, J., LACINA, A. Poslední populace karpatského pralesního reliktu řasnatky žebnaté v ČR – z červené knihy / The Last Population of the Carpathian Primeval Forest Relic Door Snail in the Czech Republic – from red book. *Živa*, 77 2011/2.

PARMAR, T. K.; RAWTANI, D.; AGRAWAL, Y. K. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in life science*, 2016.

PELC F., PLESNÍK J.: Organizace ochrany přírody v USA: poučení pro Evropu? *Ochrana přírody* 67, 26–29, 2012/3

PELC, J. Ochrana přírody v České republice: Čtvrtstoletí změn a budoucnost. *Vesmír* 97, 90, 2018/2.

PERES, C. A. Why we need mega-reserves in Amazonia. *Conservation Biology*, volume 19, 2005. 728-733 pp.

PLESNÍK, J. Rozdíly v biodiverzitě mezi obhospodařovanými a neobhospodařovanými lesy: analýza druhové bohatosti v Evropě. *Živa*, 49 2011/3.

RIEDL, M, a kol. Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2019. Ministerstvo zemědělství ČR, 2020. Dostupné z:

http://www.uhul.cz/images/ke_stazeni/zelenazprava/ZZ_2019.pdf

SCOTT, J. M. AND T. H. TEAR. What are we conserving? Establishing multiscale conservation goals and objectives in the face of global threats. In: LINDENMAYER, D. B., R. J. HOBBS (eds) *Managing and designing landscapes for conservation*. Blackwell Publishing, Oxford, 2007. 494-510 pp.

ŠARAPATKA, B.; DLAPA, P.; BEDRNA, Z. Kvalita a degradace půdy. Univerzita Palackého, 2002.

UDENI J., a kol.: Evaluation of air quality using lichens in three different types of forest in Korea, *Forest Science and Technology*, 2016.

VACEK, S. a kol. *Management lesa s bohatou strukturou – hospodářství přírodě blízké*. 2015. Dostupné z:

https://akela.mendelu.cz/~xcepl/inobio/inovace/HUL2/Management_lesa_s_bohatou_strukturou.pdf

VAHALÍK, P. Možnosti modelování lesní vegetační stupňovitosti pomocí geoinformačních analýz. Masarykova univerzita v Brně. 2012. Dostupné z:

http://download.arcddata.cz/konf/2012/prezentace/Vahalik_MendelU.pdf

WHITTAKER, R. H.: Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California.

Ecological Monographs, 30, 1960. 279–338.

ZECHMEISTER, H. G.; GRODZIŃSKA, K.; SZAREK-ŁUKASZEWSKA, G. Bryophytes.

In: *Trace Metals and other Contaminants in the Environment*. Elsevier, 2003.

ZELENÝ, D. *Zpracování dat v ekologii společenstev*. Masarykova univerzita v Brně, 2011.

Dostupné z: <https://www.sci.muni.cz/botany/zeleny/zpradat/prednasky/Zpracovani-dat-2011-6.pdf>

ZELENÝ, D., 2011. *Zpracování dat v ekologii společenstev*. Dostupné z:

[https://www.sci.muni.cz/botany/zeleny/zpradat/prednasky/Zpracovani-dat-2011-](https://www.sci.muni.cz/botany/zeleny/zpradat/prednasky/Zpracovani-dat-2011-6.pdf?fbclid=IwAR0FUWUNkwTUR-)

[6.pdf?fbclid=IwAR0FUWUNkwTUR-](https://www.sci.muni.cz/botany/zeleny/zpradat/prednasky/Zpracovani-dat-2011-6.pdf?fbclid=IwAR0FUWUNkwTUR-)

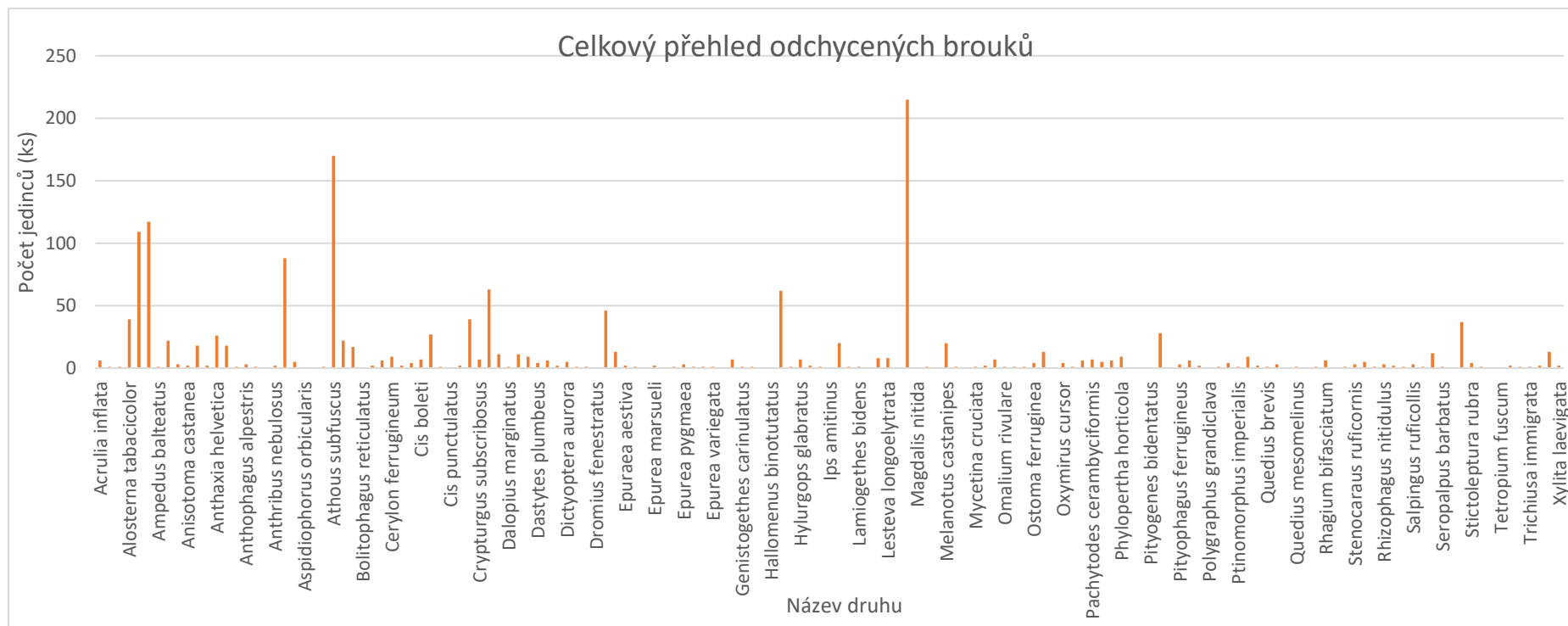
[FIGxlQWIHbyXHYHbmXeoA15GAOxD_12lf739BraEd4kQ](https://www.sci.muni.cz/botany/zeleny/zpradat/prednasky/Zpracovani-dat-2011-6.pdf?fbclid=IwAR0FUWUNkwTUR-)

ZMIHORSKI, M. a kol. Early post-fire bird community in European boreal forest: comparing salvage-logged with non-intervention areas. *Glob. Ecol. Conserv.* 18, e00636 (2019).

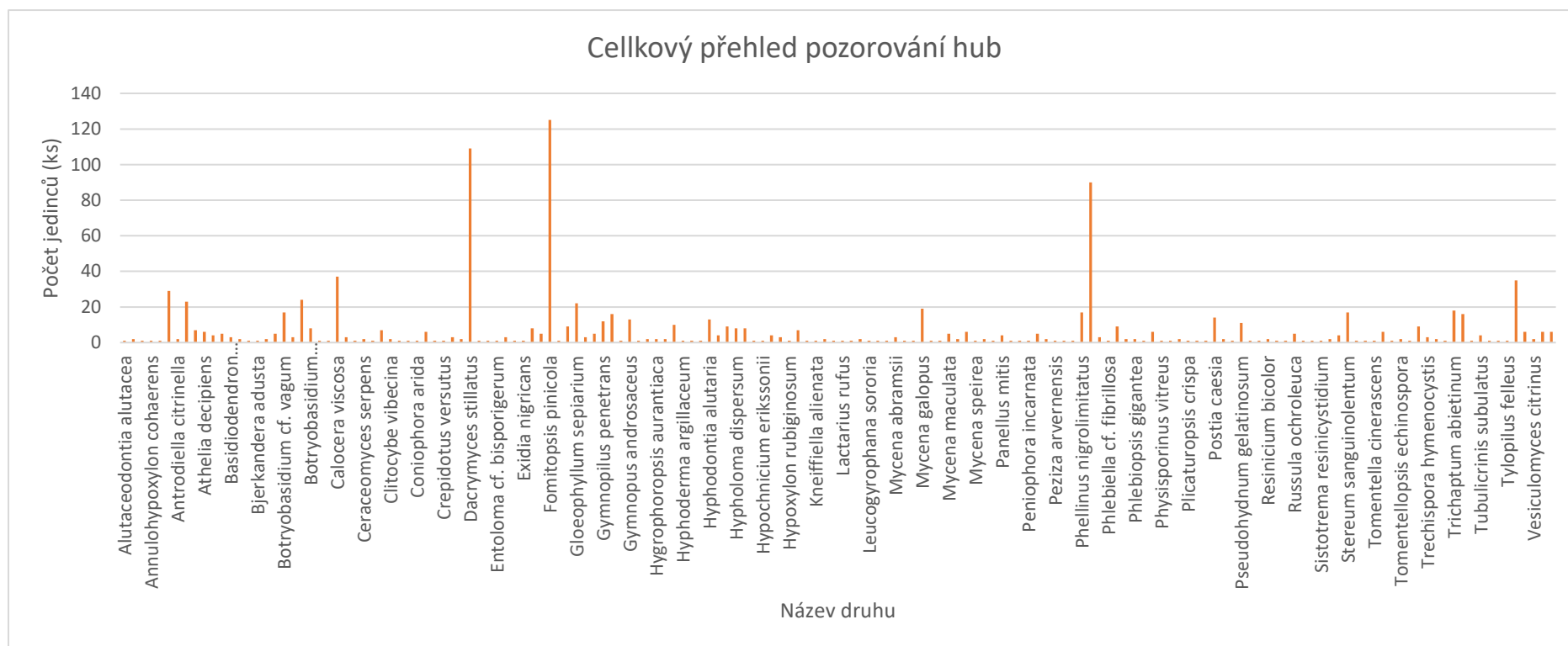
ZOU, Y., SANG, W., WANG, WARREN-THOMAS, E., LIU, Z., YU, Z., WANG, CH, AXMACHER, J.C. Diversity patterns of ground beetles and understory vegetation in mature, secondary, and plantation forest regions of temperate northern China. *Ecol. Evol.* 5, 2015, 531–542.

10. Přílohy

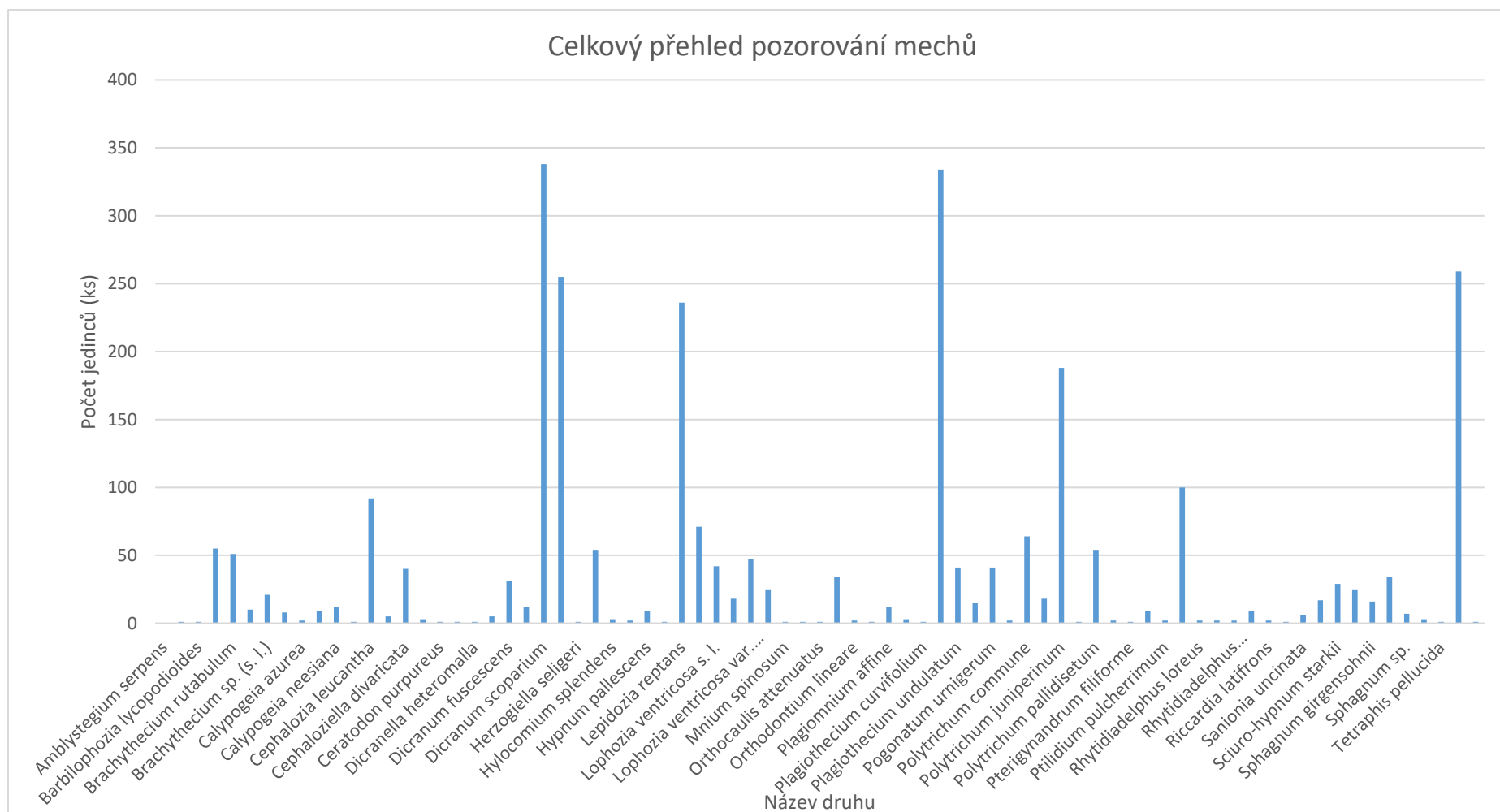
Příloha. 1: Celkový přehled odchycených saproxylických brouků



Příloha. 2: Celkový přehled zaznamenaných hub



Příloha. 3: Celkový přehled zaznamenaných mechů



Příloha. 4: Celkový přehled zaznamenaných lišejníků



Příloha. 5: Závislost skupiny brouků na skupině hub

Spearman Rank Order Correlations (List1 in Data_zpracovana_ [MD pairwise deleted])				
Marked correlations are significant at p <,05000				
Pair of Variables	Valid N	Spearman R	t(N-2)	p-value
Celkem brouci & Celkem houby	22	0,124324	0,560341	0,581470

Příloha. 6: Závislost skupiny brouků na skupině mechů

Pair of Variables	Spearman Rank Order Correlations (List1 in Data_zpracována_1) MD pairwise deleted Marked correlations are significant at p <,05000			
	Valid N	Spearman R	t(N-2)	p-value
Celkem brouci & Celkem mechy	22	-0,083239	-0,373551	0,712669

Příloha. 7: Závislost skupiny brouků na skupině lišejníky

Pair of Variables	Spearman Rank Order Correlations (List1 in Data_zpracována_1) MD pairwise deleted Marked correlations are significant at p <,05000			
	Valid N	Spearman R	t(N-2)	p-value
Celkem brouci & Celkem lišejníky	22	-0,279307	-1,30087	0,208091

Příloha. 8: Závislost skupiny ptáků na skupině hub

Pair of Variables	Spearman Rank Order Correlations (List1 in Data_zpracována_DF) MD pairwise deleted Marked correlations are significant at p <,05000			
	Valid N	Spearman R	t(N-2)	p-value
Celkem ptáci & Celkem houby	22	0,135283	0,610619	0,548329

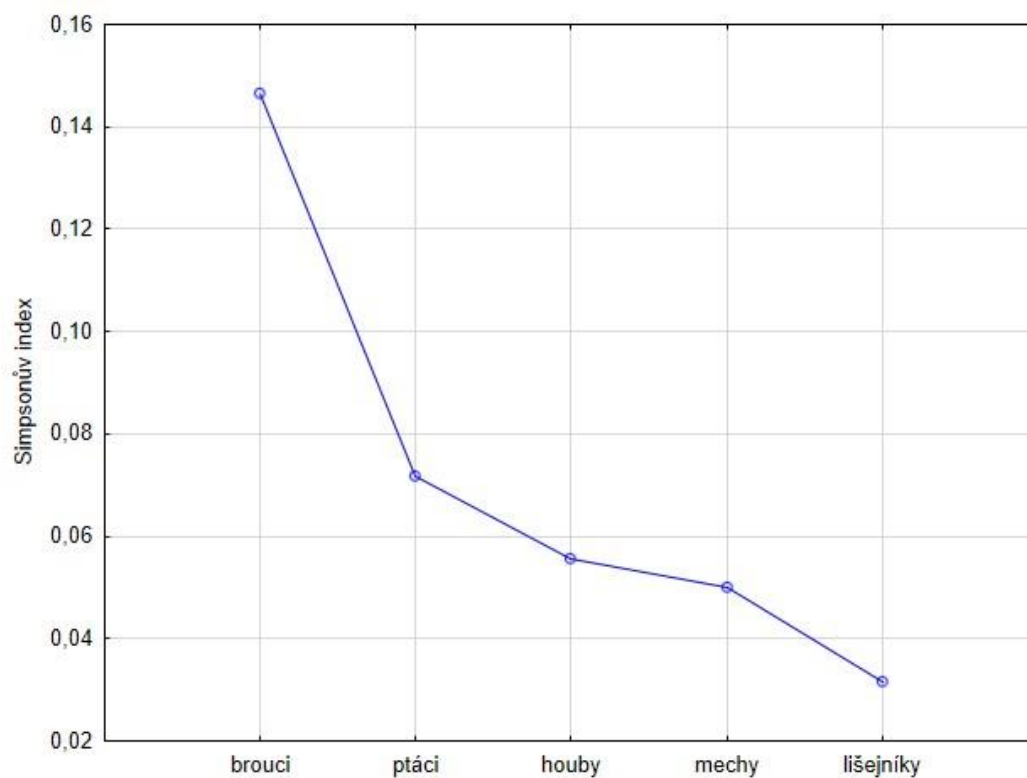
Příloha. 9: Závislost skupiny hub na skupině mechů

Pair of Variables	Spearman Rank Order Correlations (List1 in Data_zpracována_1 MD pairwise deleted Marked correlations are significant at p <,05000			
	Valid N	Spearman R	t(N-2)	p-value
Celkem houby & Celkem mechy	22	0,212186	0,971034	0,343129

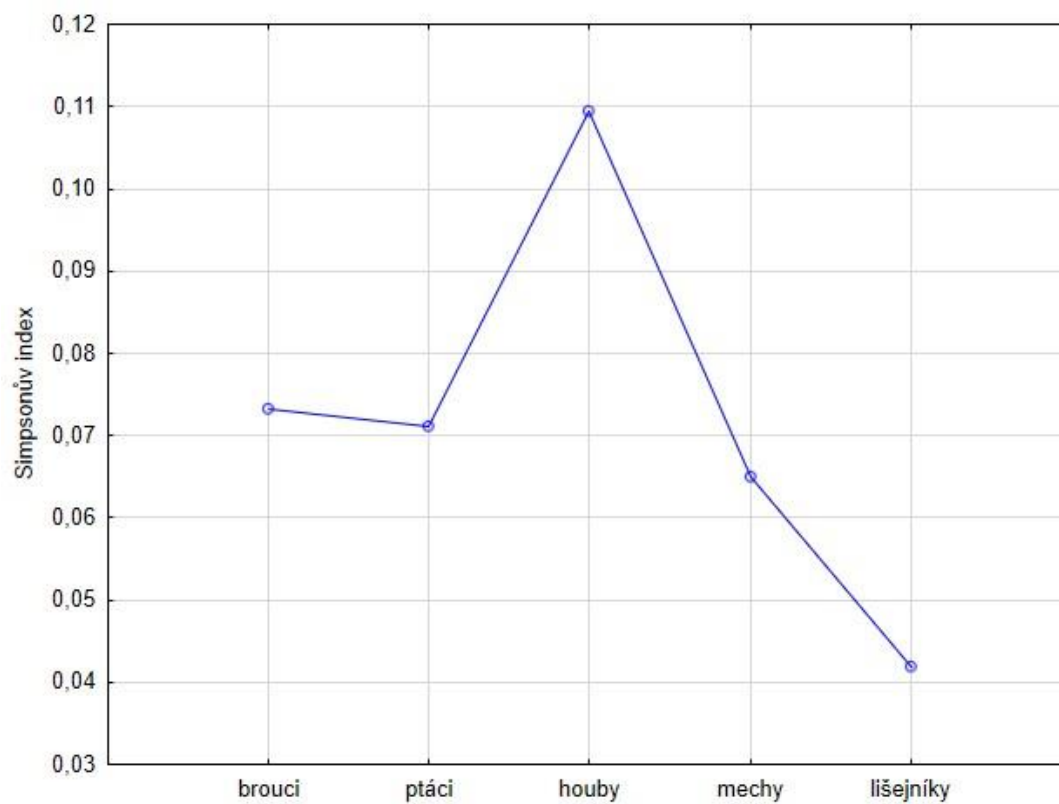
Příloha. 10: Závislost skupiny hub na skupině lišejníků

Pair of Variables	Spearman Rank Order Correlations (List1 in Data_zpracována_1 MD pairwise deleted Marked correlations are significant at p <,05000			
	Valid N	Spearman R	t(N-2)	p-value
Celkem houby & Celkem lišejníky	22	-0,081145	-0,364091	0,719611

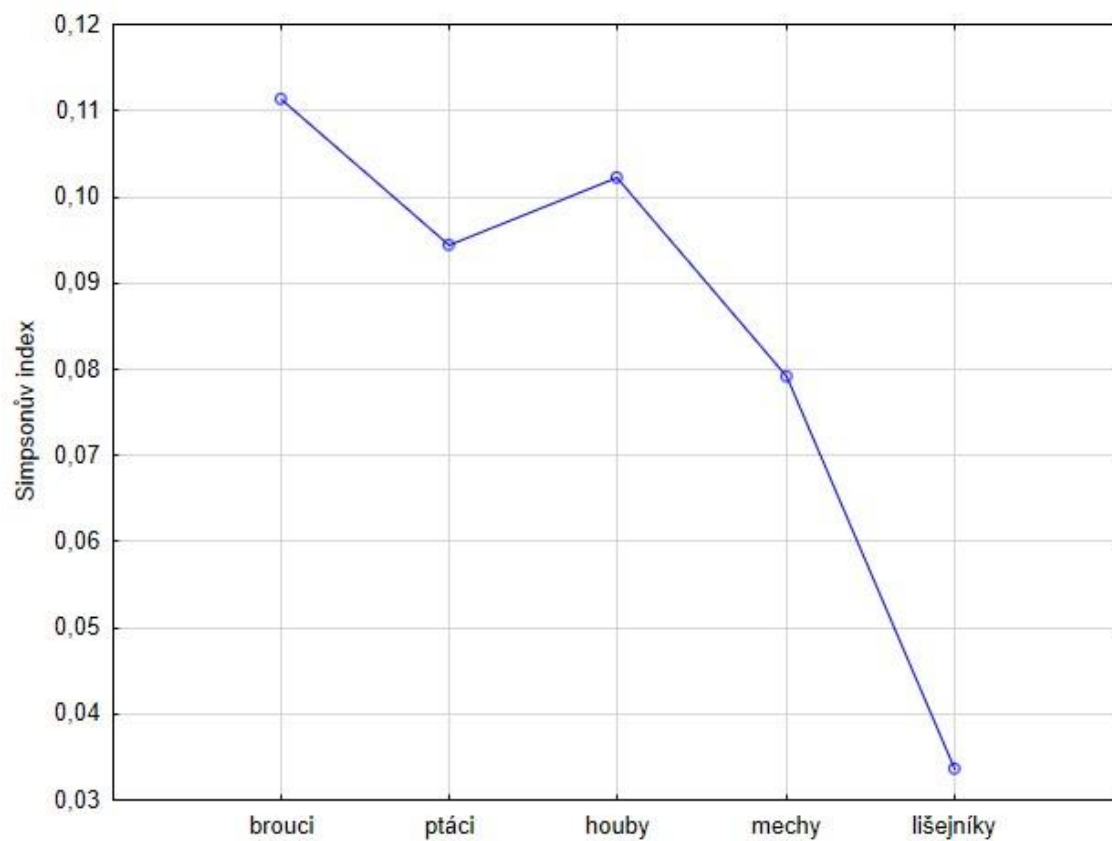
Příloha 11: Graf znázorňující hodnotu Simpsonova indexu na lokalitě J01



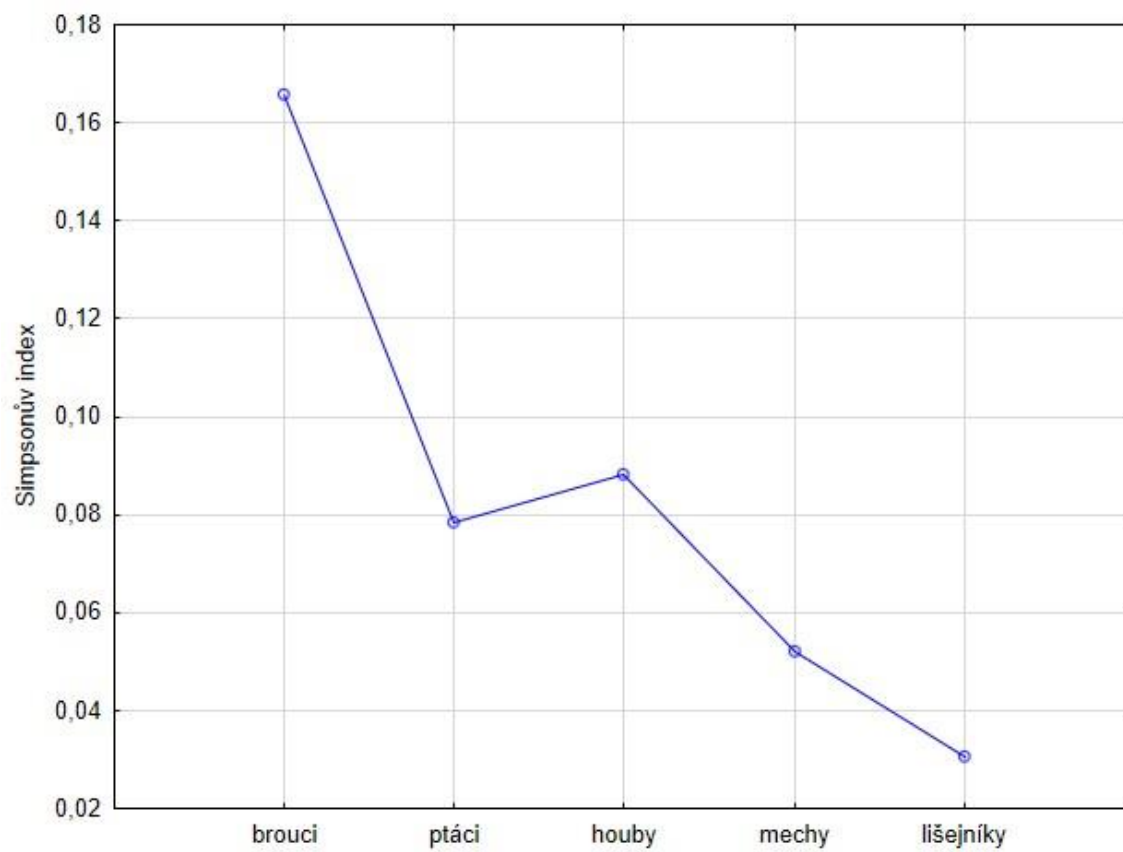
Příloha 12: Graf znázorňující hodnotu Simpsonova indexu na lokalitě J02



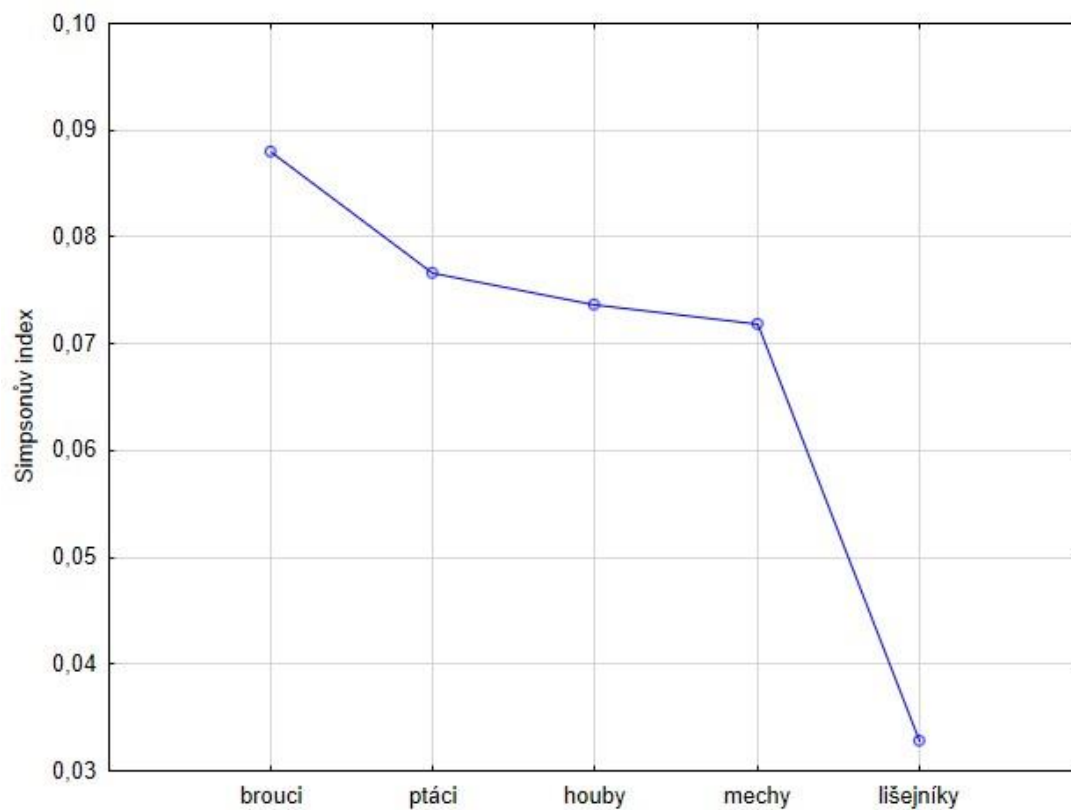
Příloha 13: Graf znázorňující hodnotu Simpsonova indexu na lokalitě J03



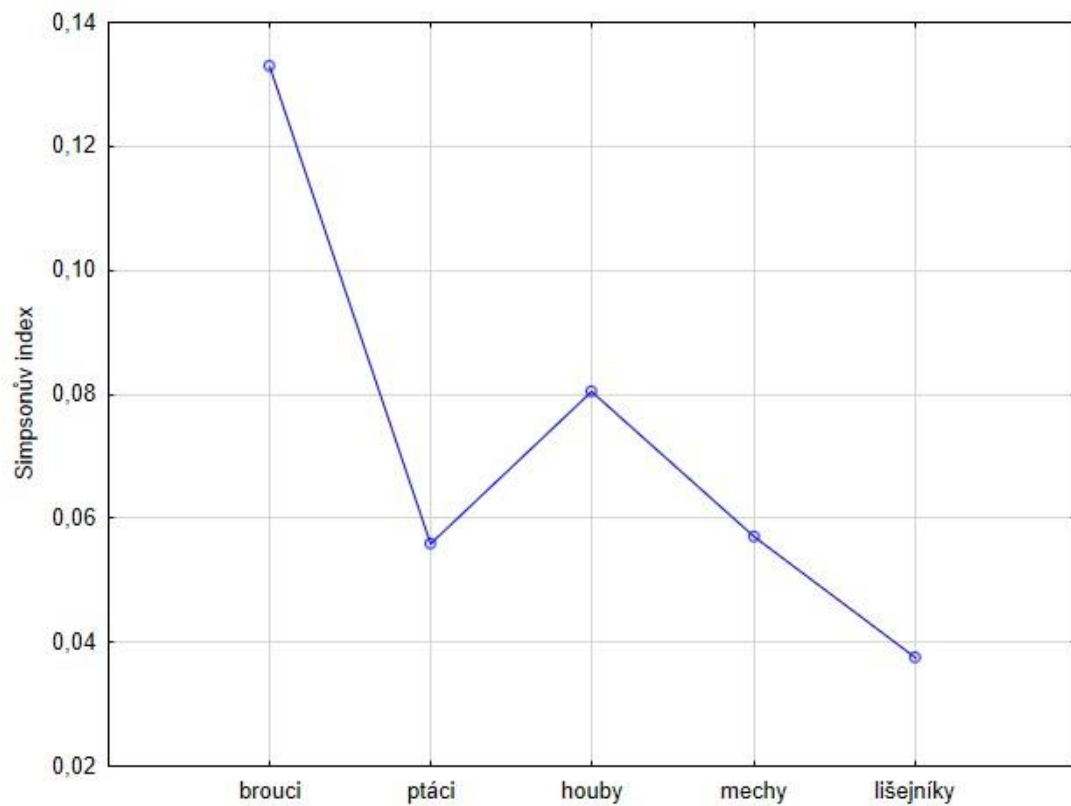
Příloha 14: Graf znázorňující hodnotu Simpsonova indexu na lokalitě J04



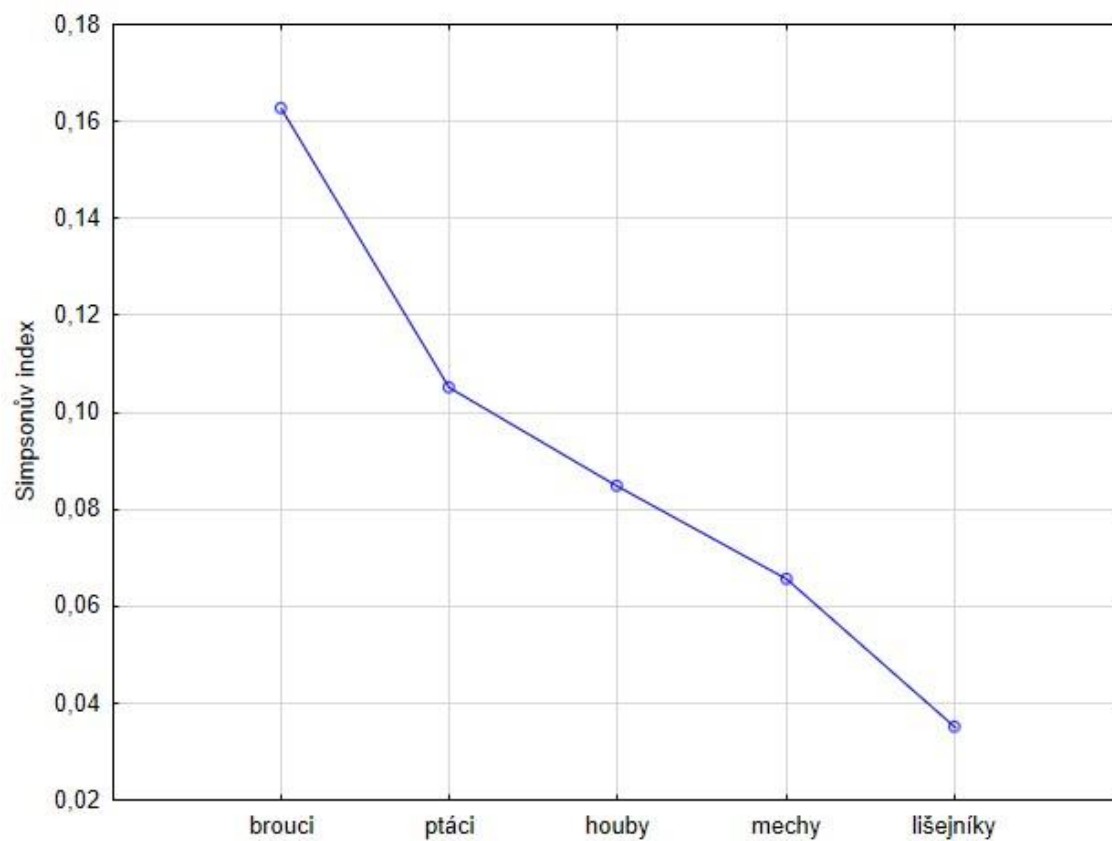
Příloha 15: Graf znázorňující hodnotu Simpsonova indexu na lokalitě J05



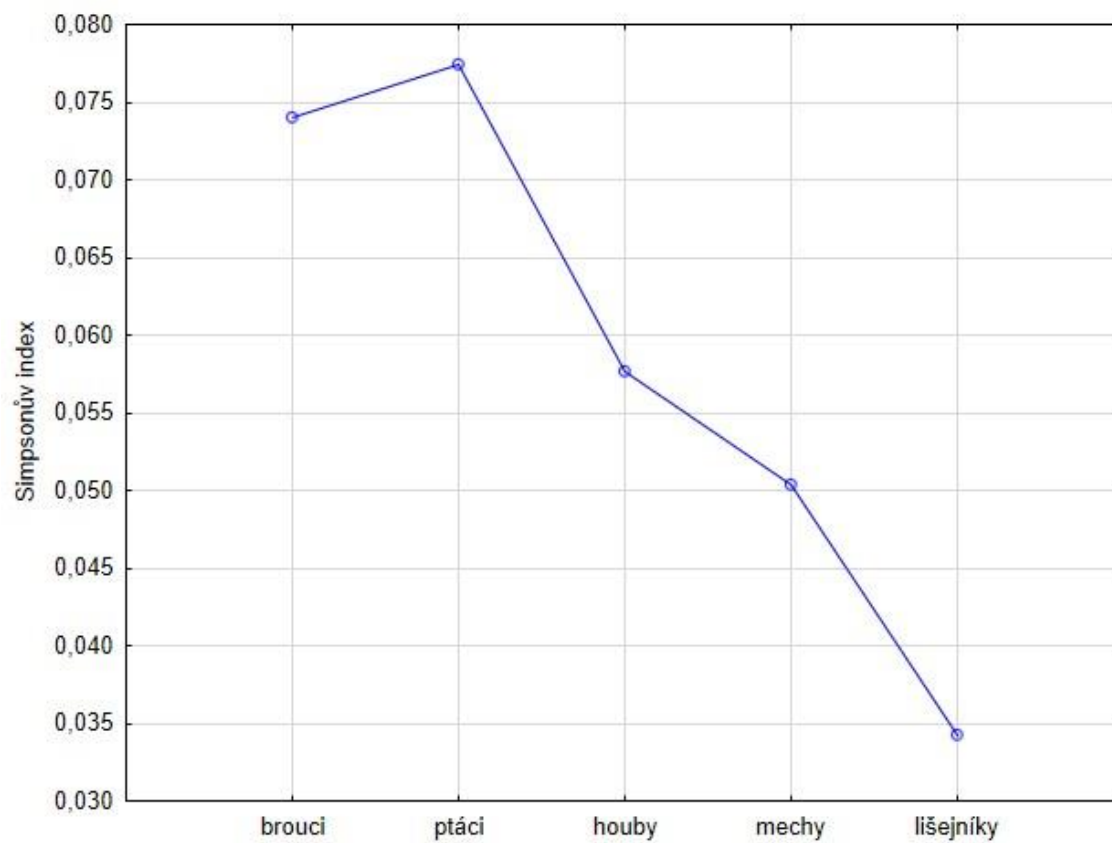
Příloha 16: Graf znázorňující hodnotu Simpsonova indexu na lokalitě J06



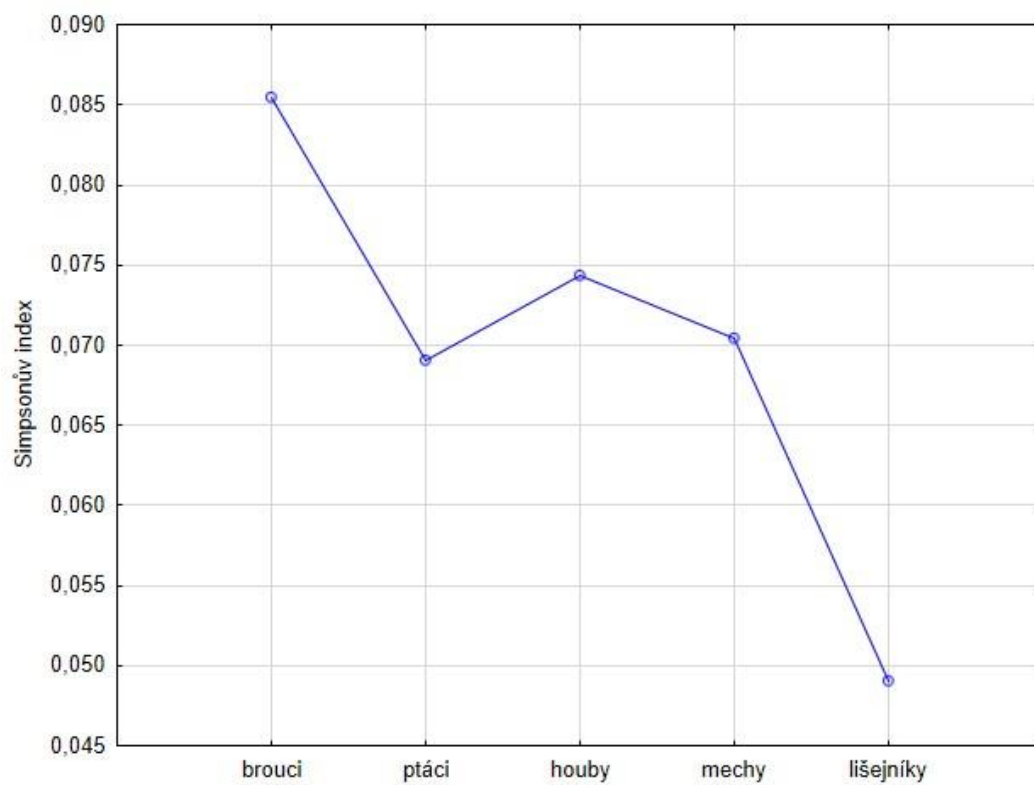
Příloha 17: Graf znázorňující hodnotu Simpsonova indexu na lokalitě J07



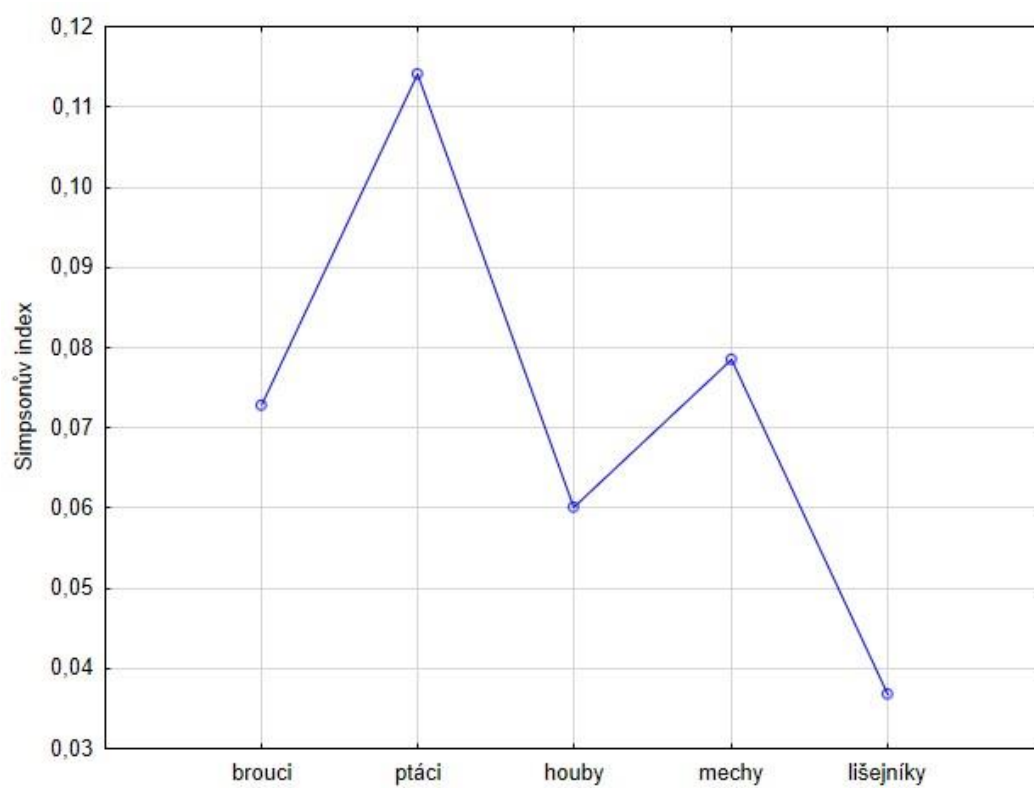
Příloha 18: Graf znázorňující hodnotu Simpsonova indexu na lokalitě J08



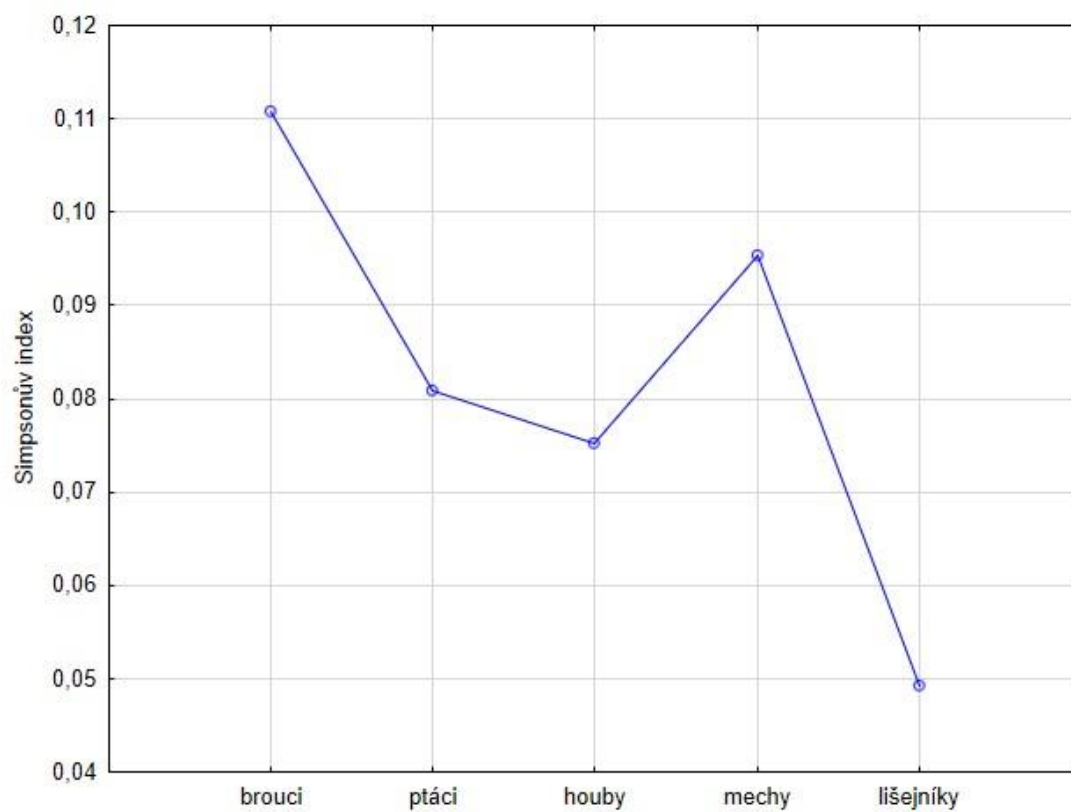
Příloha 19: Graf znázorňující hodnotu Simpsonova indexu na lokalitě J09



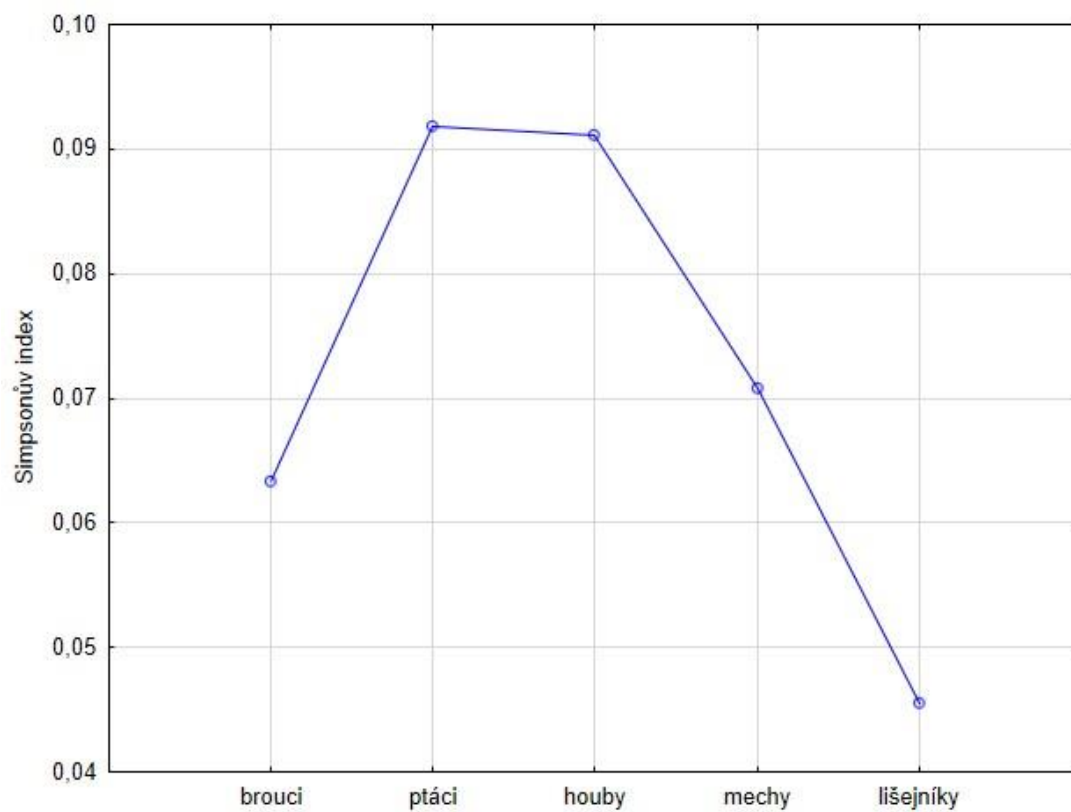
Příloha 20: Graf znázorňující hodnotu Simpsonova indexu na lokalitě J10



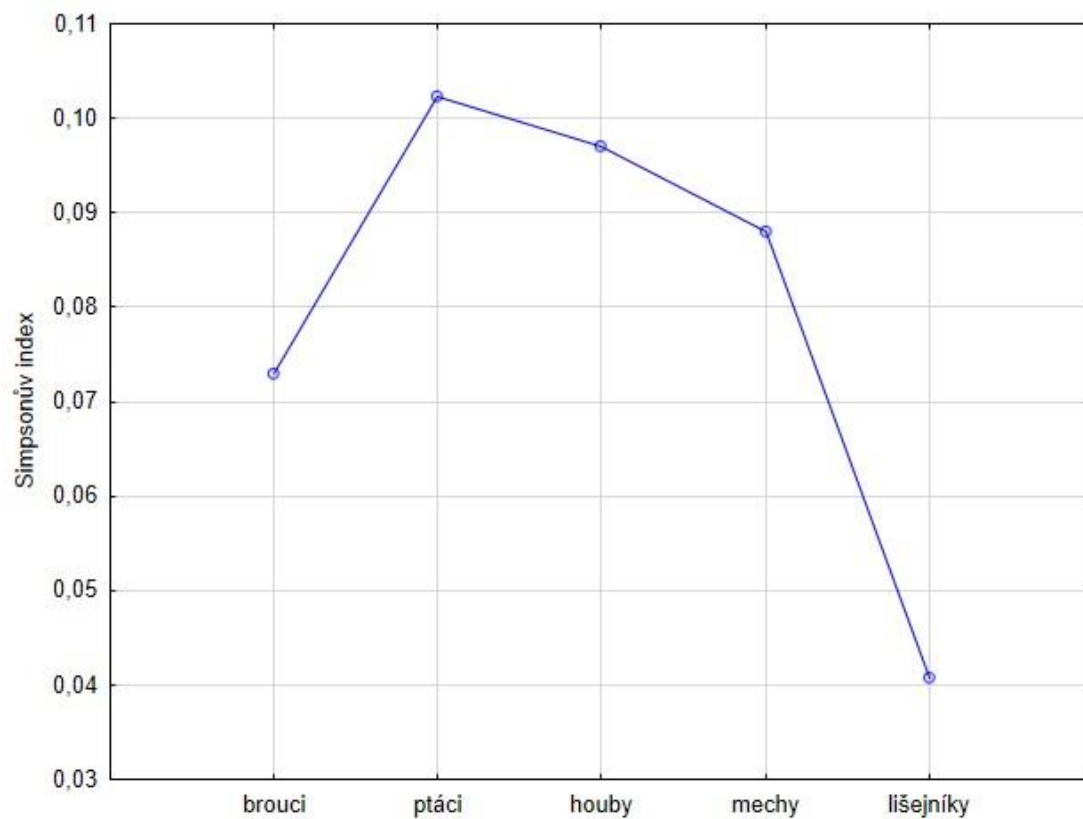
Příloha 21: Graf znázorňující hodnotu Simpsonova indexu na lokalitě J12



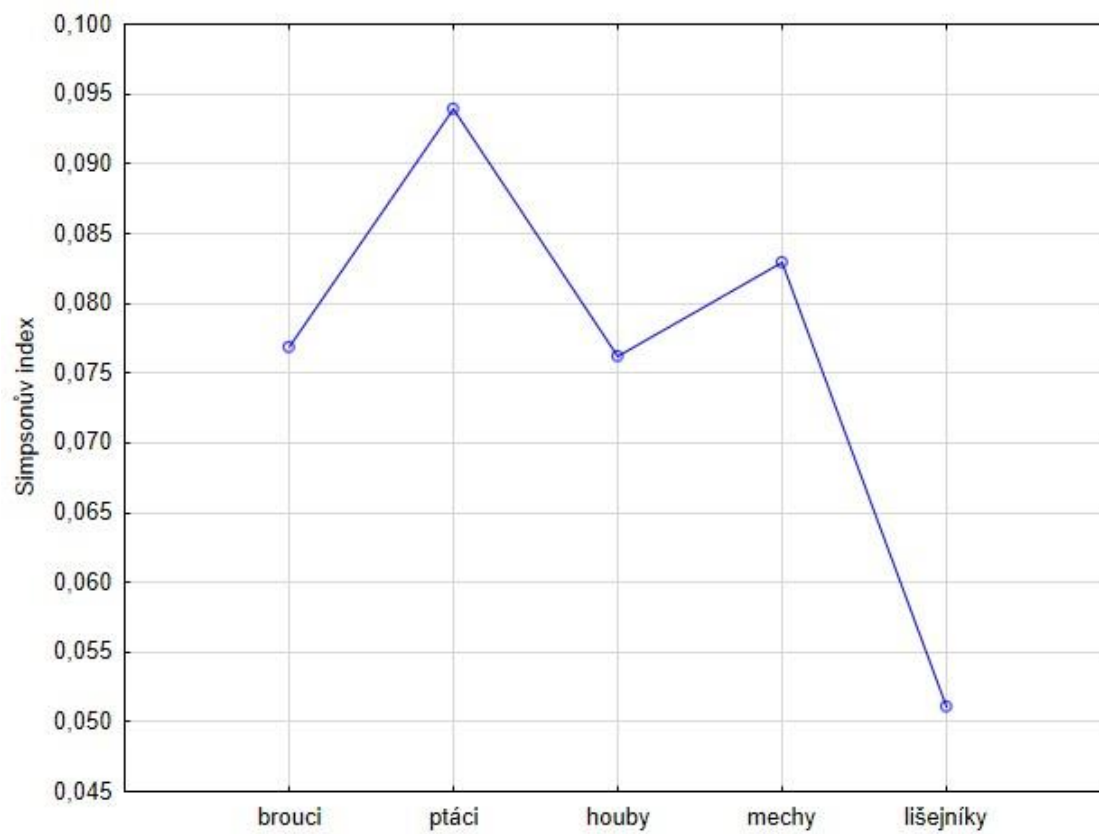
Příloha 22: Graf znázorňující hodnotu Simpsonova indexu na lokalitě J13



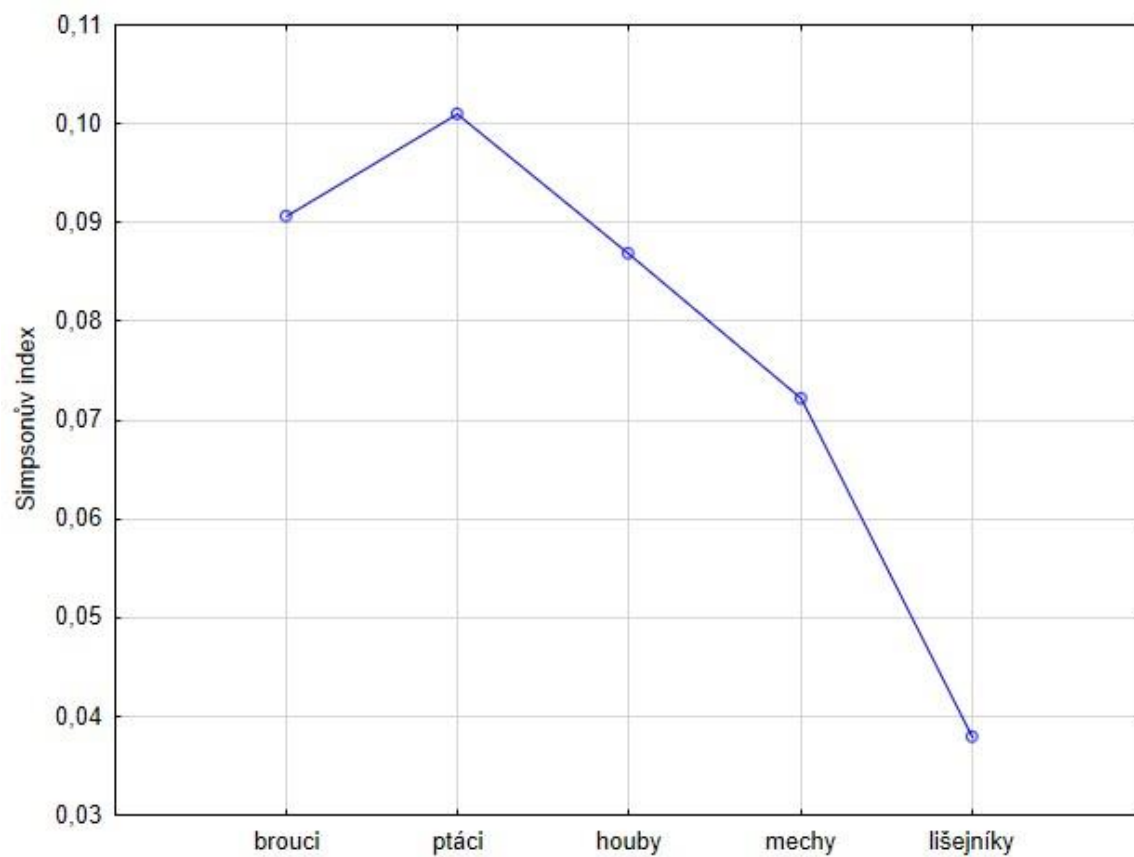
Příloha 23: Graf znázorňující hodnotu Simpsonova indexu na lokalitě J14



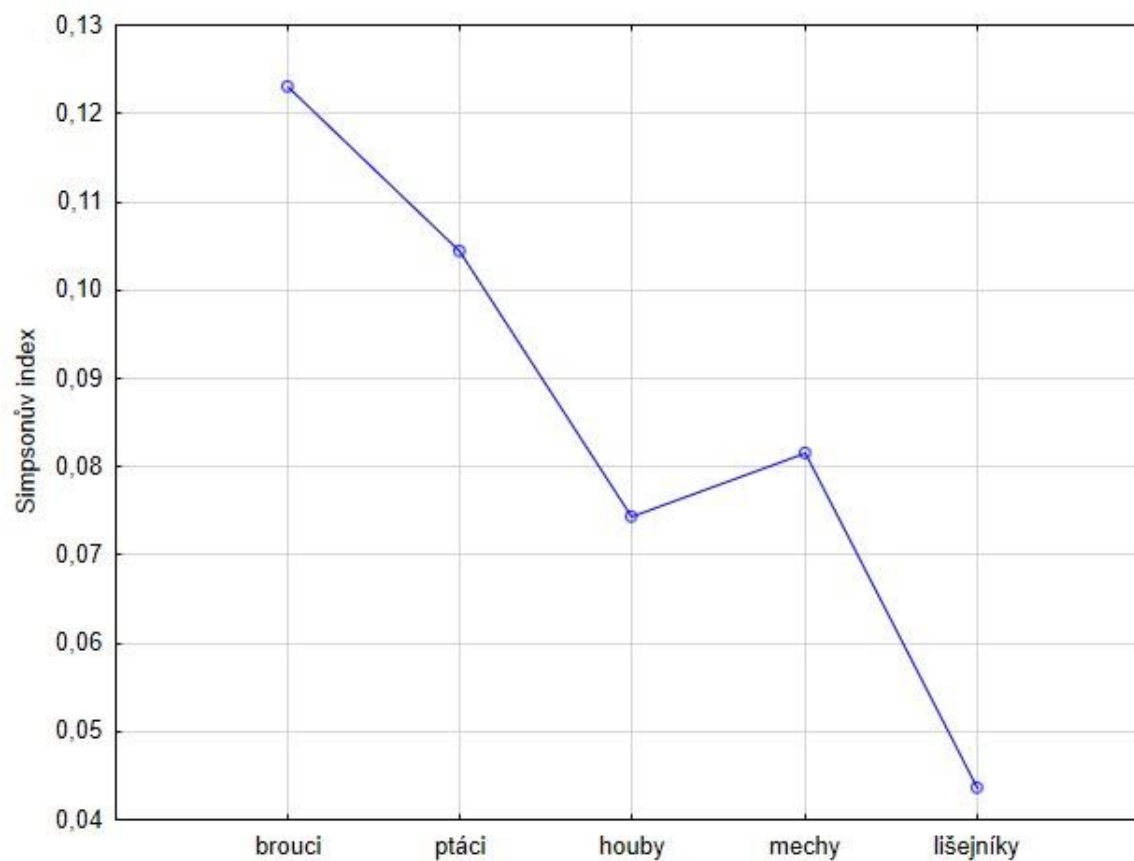
Příloha 24: Graf znázorňující hodnotu Simpsonova indexu na lokalitě J15



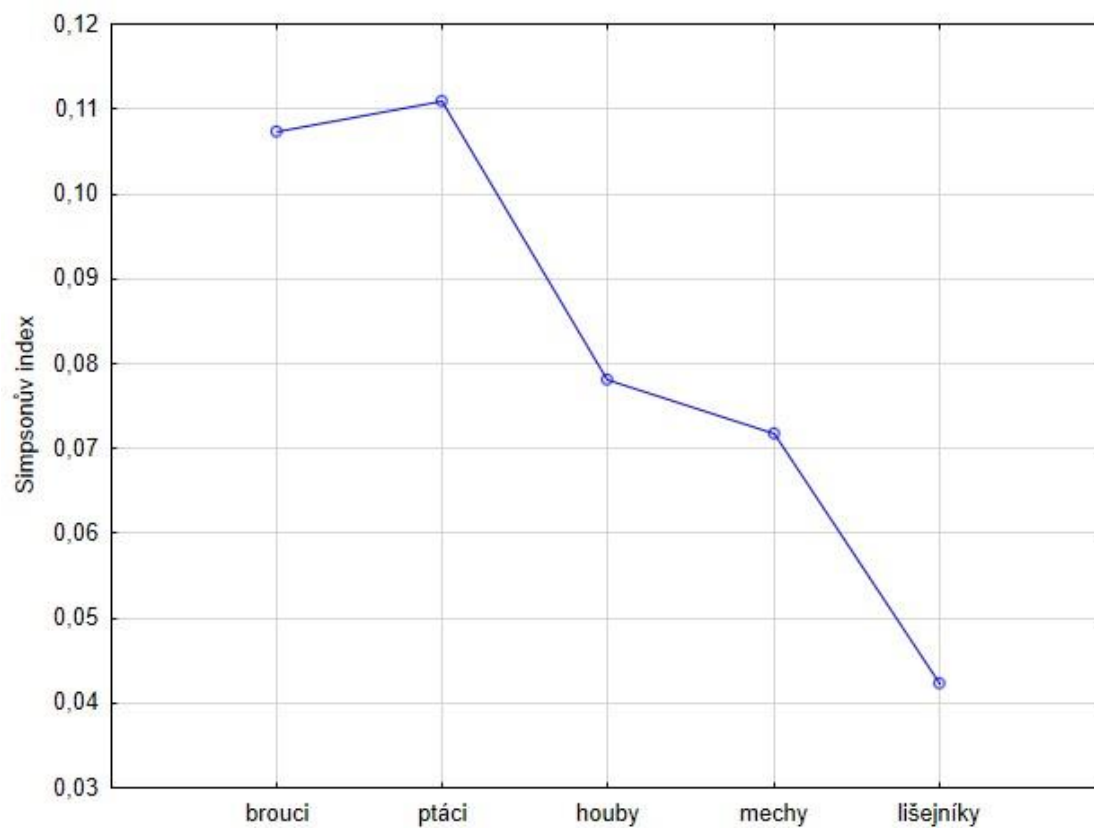
Příloha 25: Graf znázorňující hodnotu Simpsonova indexu na lokalitě J16



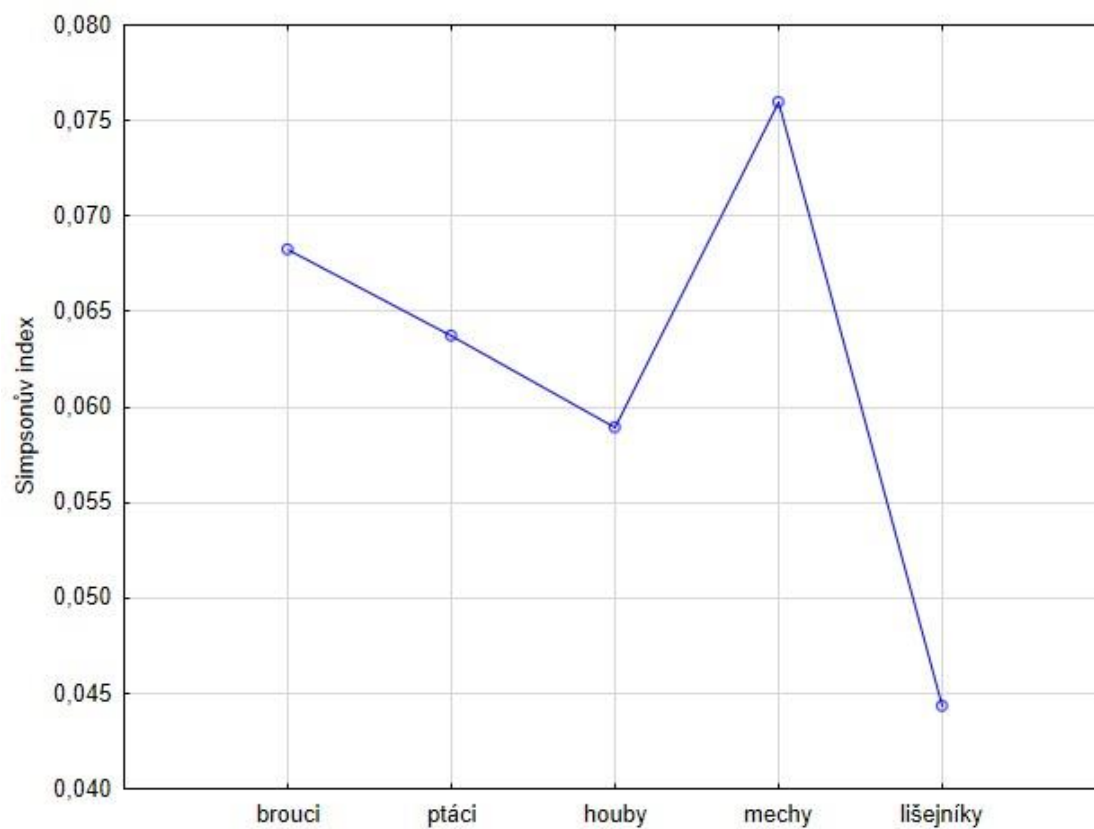
Příloha 26: Graf znázorňující hodnotu Simpsonova indexu na lokalitě J19



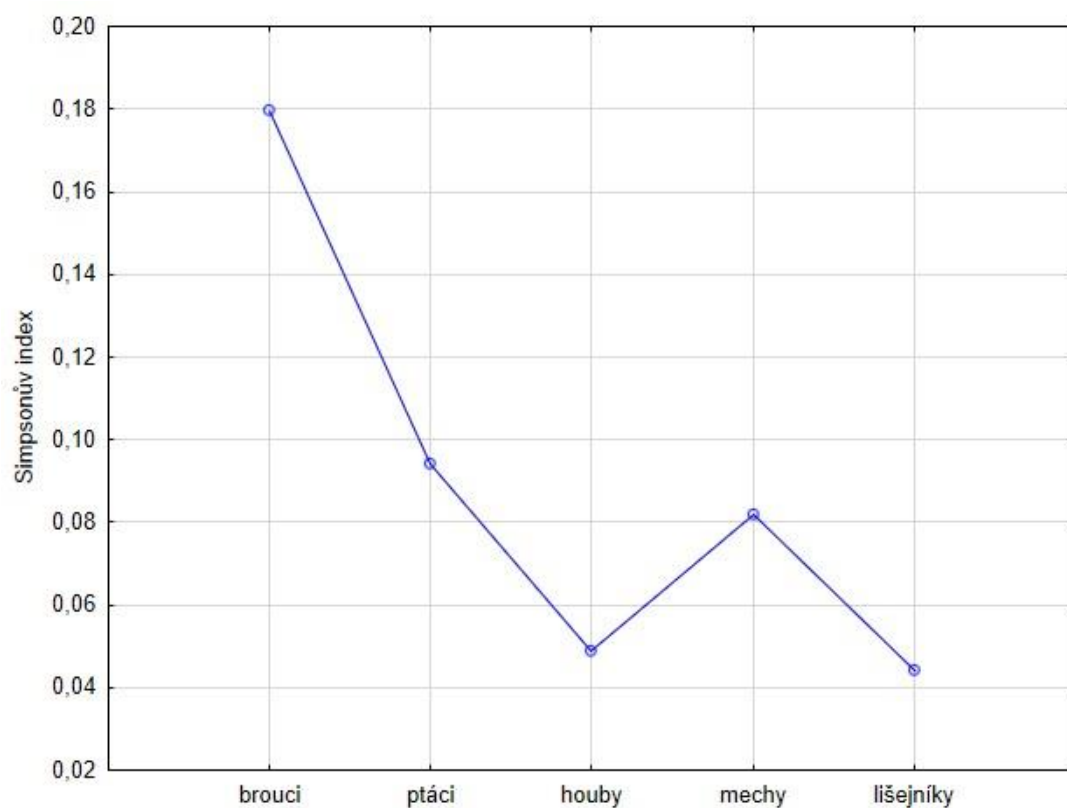
Příloha 27: Graf znázorňující hodnotu Simpsonova indexu na lokalitě J20



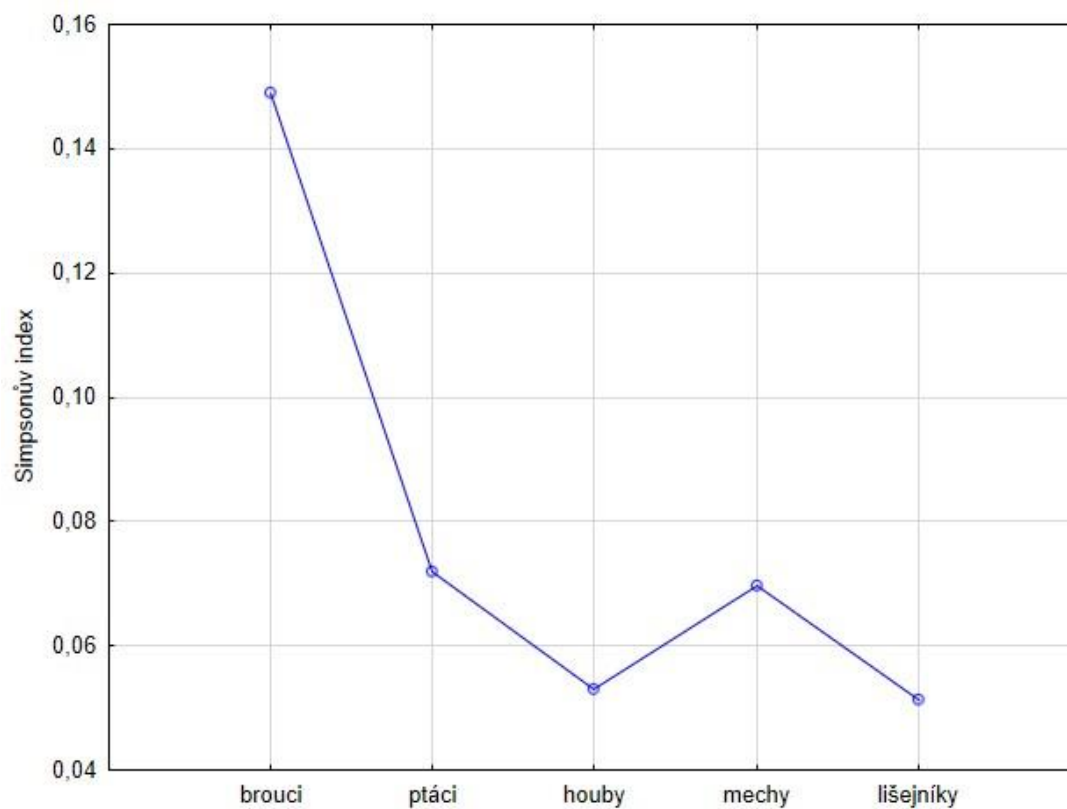
Příloha 28: Graf znázorňující hodnotu Simpsonova indexu na lokalitě J26



Příloha 29: Graf znázorňující hodnotu Simpsonova indexu na lokalitě J27



Příloha 30: Graf znázorňující hodnotu Simpsonova indexu na lokalitě J32



Příloha 31: Graf znázorňující hodnotu Simpsonova indexu na lokalitě J35

