

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI

Přírodovědecká fakulta

Katedra botaniky



Bc. Nikola Pychová

**Dlouhodobá změna vegetace lužních lesů podél středního
toku Moravy**

Long-term change of floodplain forest plant communities along the middle
Morava River

Diplomová práce

Vedoucí práce: Mgr. MgA. Radim Hédl, Ph.D.

Olomouc 2023

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně pod vedením Mgr. MgA. Radima Hédla, Ph.D. a uvedla v ní všechny použité zdroje a literaturu.

V Olomouci, dne Podpis.....

Poděkování:

Ráda bych poděkovala vedoucímu mé diplomové práce Radimu Hédlovi za rady a připomínky v průběhu jejího zpracování. Dále bych chtěla poděkovat V. Zouharovi a T. Štěrbovi z ústavu pro hospodářskou úpravu lesa za poskytnutí dat a Markétě Chudomelové za následnou přípravu těchto dat. Poděkování také patří projektu TAČR SS02030018 (Centrum pro krajinu a biodiverzitu), který poskytl finance na sběr a zpracování dat. Také děkuji mému manželovi, synovi a přátelům za psychickou podporu.

Bibliografická identifikace

Jméno a příjmení autora: Bc. Nikola Pychová

Název práce: Dlouhodobá změna vegetace lužních lesů podél středního toku Moravy

Typ práce: Diplomová

Pracoviště: Katedra botaniky PřF UP, Šlechtitelů 27, 783 71 Olomouc

Vedoucí práce: Mgr. MgA. Radim Hédl, Ph.D.

Rok obhajoby: 2024

Abstrakt

Tato práce zkoumá dlouhodobé změny vegetace lužních lesů středního toku Moravy. Cílem bylo zjistit, jak se za posledních 60 let změnila diverzita, druhové složení, vegetační typy a podmínky prostředí. Pro posouzení těchto změn bylo v letech 2019–2020 zopakováno 100 fytoecologických snímků zapsaných mezi lety 1957–1967. V lesním podrostu došlo k nárůstu druhové bohatosti jak průměrně na úrovni snímku, tak celkově. Stromové patro sledovalo trend nárůstu diverzity jen částečně. Rostlinné společenstvo se homogenizovalo a změnilo se druhové složení včetně nárůstu počtu nepůvodních druhů, ale i ohrožených druhů. Zvýšil se podíl konkurenčně silných druhů a endozoochorních druhů. Tomu odpovídá indikovaný posun směrem živinami bohatšímu prostředí. Pozorovaný trend může být způsoben změnou hospodaření v lužních lesích a eutrofizací prostředí vlivem atmosférických depozic i zemědělského hospodaření v okolní krajině.

Klíčová slova: Změna vegetace, nížinné lesy, fytoecologické snímkování, biotická homogenizace, vegetační typy, změna diverzity, eutrofizace

Počet stran: 60

Počet příloh: 2

Jazyk: Český

Bibliografic identification

Author's first name and surname: Bc. Nikola Pychová

Title of thesis: Long-term change of floodplain forest plant communities along the middle Morava River

Type of thesis: Master

Department: Department of Botany, Faculty of Science, Palacký University, Šlechtitelů 27, 783 71 Olomouc

Supervisor: Mgr. MgA. Radim Hédl, Ph.D.

The year of presentation: 2024

Abstract

This work examines long-term changes in the vegetation of floodplain forests in the middle course of the Morava River. The goal was to determine how diversity, species composition, vegetation types, and environmental conditions have changed over the past 60 years. To evaluate these changes, 100 phytocenological relevés recorded between 1957 and 1967 were revisited in 2019-2020. In the understory, there was an increase in species richness both on average per plot and so overall. The canopy layer showed a partially increasing trend in diversity. The plant community was homogenized, and there were changes in species composition, including an increase in the number of non-native and endangered species. The proportion of competitively strong and endozoochorous species increased. This corresponds to the indicated shift towards a more nutrient-rich environment. The observed trend may be attributed to changes in management practices in riparian forests and environmental eutrophication due to atmospheric depositions and agricultural activities in the surrounding landscape.

Keywords: Vegetation change, lowland forests, phytocenological mapping, biotic homogenization, vegetation types, diversity change, eutrophication

Number of pages: 60

Number of appendices: 2

Language: Czech

Obsah

1. ÚVOD	2
2. CÍLE	7
3. MATERIÁL A METODY	8
3.1. Charakteristika studovaného území.....	8
3.1.1. Geografické vymezení.....	8
3.1.2. Podmínky prostředí	8
3.1.3. Vegetace	8
3.2. Referenční data.....	9
3.3. Terénní práce.....	12
3.4. Zpracování dat.....	13
3.4.1. Digitalizace a editace.....	13
3.4.2. Změna diverzity.....	13
3.4.3. Změna druhového složení	14
3.4.4. Změna vlastností druhového složení	14
3.4.5. Změna vegetačních typů.....	15
3.4.6. Změna podmínek prostředí.....	15
4. VÝSLEDKY	16
4. 1. Změna diverzity.....	16
4.2. Změna druhového složení	19
4.3. Změna vlastností druhového složení	22
4.4. Změna vegetačních typů.....	27
4.5. Změna podmínek prostředí.....	28
5. DISKUZE.....	30
5.1. Změna diverzity.....	30
5.2. Změna druhového složení	31
5.3. Změna vlastností druhového složení	33
5.4. Změna vegetačních typů.....	35
5.5. Změna podmínek prostředí.....	36
6. ZÁVĚR.....	38
7. CITOVANÁ LITERATURA	39
8. PŘÍLOHY	48

1. ÚVOD

Druhové složení a struktura rostlinných společenstev se neustále mění. Přírozené změny rostlinných společenstev tu byly od nepaměti. V posledních stoletích se na těchto přírozených změnách začal významnou měrou podílet svou činností člověk. Vlivem lidské činnosti došlo ke dvěma aktuálně nejzávažnějším environmentálním problémům, a tedy ke globální změně klimatu a poklesu biodiverzity. S touto problematikou pracuje koncept Essential biodiversity values (užitečná hodnota biodiverzity, EVB). Jedná se o koncept zabývající se ochranou přírody a biodiverzity. Zaměřuje se na ochranu klíčových prvků ekosystémů a druhů, které jsou nezbytné pro zachování biologické rozmanitosti a ekologických funkcí daného území. (Jetz et al., 2019). Lužní lesy jsou jedním z takovýchto ekosystémů s výraznou biologickou a ekologickou hodnotou, která je ohrožena poklesem biodiverzity.

Lužní lesy představují specifický ekosystém se záplavovým režimem a vysokou hladinou podzemní vody, který se novodobě v současné přírozené vegetaci vyskytuje již jen velmi omezeně (Machar, 2008). V České republice rozdělujeme lužní lesy na měkký a tvrdý luh. U měkkého luhu dochází k pravidelným záplavám a stagnaci vody po delší dobu, než je tomu u tvrdého luhu, který je výrazně sušší. Rozdíly spočívají také v různých druzích dřevin, kdy v měkkém luhu dominují měkké typy dřevin (vrby, topoly) a naopak v tvrdém luhu dominují tvrdé typy dřevin (duby, jilmy, jasany). V kombinaci s geomorfologickou komplexností pak v lužních lesích nacházíme širokou mozaiku stanovišť (Brown et al., 1997). Díky tomu se v porovnání s intenzivně využívanou zemědělskou půdou lužní lesy jeví jako relativně vzácný, v krajině ostrůvkovitě rozšířený biotop s výskytem velkého množství unikátních druhů rostlin i živočichů (Rackham, 2006). Ačkoli se lužní lesy vyznačují vysokou produktivitou, vynikají s ohledem na vysokou heterogenitu prostředí vysokou biodiverzitou. Tato heterogenita je však výsledkem dlouhodobého ovlivňování ze strany člověka.

V minulosti se totiž obecně v lesích běžně pásal dobytek a hospodařilo se tzv. pářením, tj. osekáváním výmladků zvláště u listnatých druhů dřevin na stelivo pro dobytek anebo palivové dříví. Tímto způsobem se v lesích hospodařilo již od neolitu až zřejmě do poloviny 20. století (Hédl & Szabó, 2010). Dříve tedy byly lesy otevřenější, než je tomu dnes. Otevřenost se udržovala jak přírodními způsoby, tak činností člověka. Otevřené lesy patří díky mozaice lesních a nelesních stanovišť mezi biologicky nejbohatší biotopy mírného pásma. Navzdory jejich vysoké hodnotě rychle ubývají a mění svou strukturu (Miklín & Čížek, 2014).

Nížinné lesy byly v posledních desetiletích převedeny z nízkých lesů s výmladkovým hospodařením (pařezním) na vysoký les (Hédli et al., 2010). Navzdory tomu lužní lesy, díky vazbě na vodní toky mají stále vysokou biologickou hodnotu a představují migrační koridor pro řadu druhů (Lorencová, 2007). Lužní lesy jsou podle naturových směrnic primitivní typy stanovišť a kvůli tomu jsou tak ze zákona o ochraně přírody a krajiny vyhlášeny za evropsky významné lokality a některé z nich také spadají do soustavy chráněných území Natura 2000 (Chytrý et al., 2001). Navzdory tomu, že se jedná o ekosystém vytvořený činností člověka (lužní lesy byly vysázeny člověkem) lze tedy lužní lesy považovat za typ ekosystému s výraznou, zvláště ekologickou hodnotou. A to i přesto, že podoba lužních lesů prošla v posledních stoletích dramatickými změnami.

Pokles biodiverzity bývá obecně, s platností i v lužních lesích připisován zvláště eutrofizaci prostředí (hlavně dusíkem), zavlečení nepůvodních, invazních druhů či změně klimatu (Butchard, 2010). Dalším v souvislosti se ztrátou biodiverzity méně skloňovaným problémem je i intenzivní zemědělství či lesnická činnost (Vellend et al., 2017), změna hospodaření způsobující celkové tmavnutí lužních lesů a v neposlední řadě také odvodňování a změny vodního režimu území, například výstavbou vodních elektráren, hrází či přehrad (Wenger et al., 1990; Machar, 2008). V následujícím textu některé faktory rozeberu podrobněji.

Eutrofizace, jejichž původ může být jak přirozený (např. rozklad odumřelé organické hmoty), tak umělý, člověkem způsobený (splachy odpadních vod, atmosférická depozice) má dopad ve všech typech prostředí. Na první pohled nejméně patrná, ovšem velmi závažná je eutrofizace stojatých vod, která se za vyšších teplot (obvykle v letě), při nejvyšším zatížení živinami projevuje na hladině vznikem tzv. vodního květu, který je tvořený sinicemi a řasami, popřípadě i některými vyššími rostlinami. Vodní květ pak zabraňuje, případně omezuje průnik slunečního záření pod vodní hladinu a snižuje tak množství zde dostupného kyslíku až na minimum. To vede ke změně druhového složení rostlinného společenstva, které se následně odráží ve změně skladby a struktury trofického řetězce (Kočí et al., 2000). Znečištění se ovšem netýká pouze stojatých, ale i tekoucích vod. Znečištění řek dusíkem a fosforem z intenzivního zemědělství je i zde celosvětový problémem. Kupříkladu v jedné studii v Dunajských lužních lesích bylo zjištěno, že diverzita bylinného patra lužního lesa se po proudu, úměrně k rostoucímu množství živin snižovala. Tento trend autoři studie vysvětlují podporou růstu vyšších a konkurence schopnějších druhů rostlin, které na živinami bohatších, dolních částech toku vytlačí ty ostatní, konkurenčně méně zdatné druhy (Mölder & Schneider, 2011). V lesích pak zvýšení přísunu dusíku (zvláště atmosférickou depozicí) vede k zániku prostorové

heterogenity vegetace, která je tolik důležitá pro zachování jejich druhové rozmanitosti. Je to tím, že převládnu druhy náročné na živiny, které tvoří velké množství biomasy a tím vytlačí ty oligotrofní, které nemají tak velkou konkurenceschopnost a rostou pomaleji. Vyšší množství pro rostliny dostupného dusíku tedy vede ke snížení biodiverzity a k celkové změně vegetace, zejména bylinného patra. Objevují se a dalekosáhle se rozšiřují nitrofilní druhy, a to i na úkor druhů méně náročných na množství v půdě dostupného dusíku. Větší množství dusíku v ekosystému vede tedy k nižší druhové a funkční diverzitě (Gilliam, 2006).

Druhou hlavní příčinnou poklesu biodiverzity nejen v lužních lesích jsou biologické invaze, jelikož dochází k rozšiřování druhů nepůvodních a vytlačování druhů původních (Richardson et al., 2000; Chytrý et al., 2020). Ne všechny nepůvodní druhy mají zásadní dopad na změnu druhového složení lužních lesů. Některé ale mohou mít velký vliv na biologickou rozmanitost, změnu potravních řetězců či koloběhy životně důležitých prvků, jako jsou – dusík, fosfor, uhlík a voda (Liebhold et al., 2017). V české flóře je v současné době zaznamenáno 1576 nepůvodních druhů rostlin, z toho 385 archeofytů a 1191 neofytů (Pyšek et al., 2022). Nepůvodních druhů je zhruba třetina z celkové flóry ČR. V současné době je v ČR 61 invazních druhů. Nejvyšší hustoty invazních druhů a také nejvyšší úrovně invaze v rostlinných společenstvech jsou ve městech a vesnicích a jejich okolí, v nivách velkých řek, v narušených oblastech na severu a v zemědělské krajině a lesních plantážích teplých nížinách, koncentrované na jižní Moravě a středních a východních Čechách. Úroveň invaze klesá s nadmořskou výškou. Invazí jsou nejvíce ohrožené biotopy s častou disturbancí či kolísavým přísunem živin, vody nebo světla a nejméně se stabilním přísunem, např. slatiniště (Pyšek et al., 2012).

Tento dopad je zvláště patrný v říčních nivách, kde dochází k velmi intenzivnímu šíření invazních druhů rostlin, velmi častými druhy jsou: netýkavka žláznatá (*Imaptiens glandulifera*), zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*), zlatobýl obrovský (*Solidago gigantea*), turan roční (*Erigeron annuus*) a další. Tyto rostliny mohou narušit ekologickou rovnováhu ekosystému a jeho správnou funkci například tím, že dodávají do půdy jiný typ živin a tím ji obohacují o jiné prvky (Horáčková, 2018). Druhy nepůvodní mohou být také genetickou hrozbou, jelikož může dojít k hybridizaci zavlečeného druhu s druhem původním, a tedy ke genetické erozi genofondu původních druhů (Vellend et al., 2017). Invaze mohou mít negativní dopad na původní rostlinná společenstva snížením jejich biodiverzity, mohou také původní druhy vytlačit díky své konkurenční zdatnosti v konkurenci o vodu, živiny, sluneční záření, prostor nebo také produkcí alelochemických látek s alelopatrickými účinky, jako to dělá například bolševník velkolepý

(*Heracleum mantegazzianum*). Zprvu šíření invazních rostlin napomáhá absence jejich škůdců v invadovaném prostředí, to ale platí pouze dočasně, neboť později se jejich škůdci často dovlečou (Dostál et al. 2013).

Změna klimatu je dalším závažným problémem působícím na vegetaci, díky níž dochází ke změně produktivity, struktury a druhového složení lesní vegetace. Světové lesy ovlivňují klima na Zemi díky interakcím s atmosférou. Zvětšení lesní plochy všude na světě zmírňuje globální oteplování díky sekvestraci uhlíku. Vegetace navíc odpařováním vodní páry ochlazuje klima (Bonan, 2008). Lesy zachycují a přeměňují oxid uhličitý v biomasu, či ho zachycují v půdě pomocí mikroorganismů. Nejvíce uhlíku ukládají tropické a boreální lesy (v tropických je vázán převážně do biomasy, v boreálních hlavně do půdy). Odlesňování naopak přispívá ke změně klimatu, dojde ke snížení srážek a tím zvýšení suchosti, hrozí častější požáry a další (Brack, 2019). Očekává se, že změna klimatu bude mít velký dopad na lesy po celém světě a ekosystémy projdou výraznou změnou struktury a složení. Existují důkazy, že k těmto změnám už dochází. Je potřeba přizpůsobit hospodaření ponecháním starých lesů, jelikož akumulují uhlík mnohem lépe než mladé lesy, případně monokultury (Tian et al., 2016).

Při vyšších teplotách se prodlužuje vegetační období rostlin a také dochází k dřívějšímu nástupu všech fenofází (Rožnovský, 2016). Zvýšení teploty může mít vliv na vodní režim a tím i růst rostlin. S nedostatkem srážek se snižuje hustota zapojení korun stromů, prostředí je prosvětlenější a to pomáhá k rozšíření konkurenčně silnějších druhů (Havrdová et al., 2023). Lokality s dostatečným množstvím vody a zároveň vyšší teplotou naopak růst podporují, viz studie dubu letního (*Quercus robur*) a jeho letokruhových přírůstků (Tumajer & Treml, 2016). Vyšší zapojení korun stromového patra znamená snížení dostupnosti světla pro podrost, ústup světlomilných druhů a celkovou homogenizaci vegetace (Havrdová et al., 2023). U bylin v lužním lese může zvýšení teploty působit na generativní a vegetativní znaky, například větší množství květů na jedné rostlině, více listů atd., jak ukazuje studie Bauer & Bauerová (2007) provedená v letech 1961–2000.

A v neposlední řadě i působení zvířat, z nichž je pro lužní lesy nejvýznamnější prase divoké (*Sus scrofa*), bobr evropský (*Castor fiber*), kopytníci (zejména srnec, jelen) či drobní hlodavci. Prase divoké svým způsobem života působí převážně na podrost, kdy přispívá ke snížení rostlinného pokryvu, ale zároveň zvyšuje diverzitu mikrostanovišť a celkovou druhovou bohatost (Arrington et al., 1999). Drobní hlodavci svojí konzumací semen dřevin likvidují zejména duby a tím zamezují umělé i přirozené obnově (Suchomel & Heroldova, 2008). Také bobr má vliv na skladbu dřevin v lužích, zejména na měkkých dřevinách jako jsou vrby či

topoly, z hlediska ochrany přírody je ale žádoucí (Úradníček, 2004). V potravě jelenovité zvěře zdržující se v lužních lesích pak převažují dřeviny, resp. okusují větve či loupají kůru stromů, a to zejména u dubu a jasanu a hlavně požírají mladé stromky a tím zamezují obnově a regeneraci dřevin (Suchomel, 2008). Dále se kopytníci podílí na změně vegetace, především díky sešlapu a potravní preferenci, které mění druhové složení. V oblastech s predátory neregulovanou vysokou přítomností jelení zvěře byl zaznamenán úbytek původních druhů rostlin a také druhů vázaných na opylovače (Rooney et al., 2004).

Pro zjištění tempa působení výše uvedených příčin ztráty biodiverzity jsou důležité záznamy druhového složení vegetace pořízené v minulosti a jejich zopakování na stejných plochách. Díky tomu můžeme odhalit dynamiku a rozsah změn vegetace v čase. V posledních letech bylo vynaloženo značné úsilí na shromáždění tohoto typu údajů o změnách vegetace (Hédl et al., 2017). Výzkumu vegetace lesů se na našem území věnují badatelé již od dvacátých let 20. století (např. Zlatník, Klika, Domin aj.) a postupně jejich počet vzrůstá (Chytrý, 2013). Na základě toho vznikla věda zabývající se klasifikací a tříděním rostlinných společenstev zvaná fytocenologie, její základní jednotkou je soupis fytocenologického snímku. Zkoumání vegetace právě lužních lesů nám otevírá okno do komplexních vztahů mezi přírodou a lidskou činností. Přesnější pochopení těchto procesů nám umožní lépe chránit a udržovat tyto vzácné a důležité části naší přírody.

2. CÍLE

Cílem této práce je zjistit, jaké změny proběhly ve vegetaci lužních lesů podél středního toku Moravy za posledních 60 let a odpovědět na následující otázky:

- Jak se změnila alfa, beta a gama diverzita?
- Jak se změnilo druhové složení?
- Jak se změnilo zastoupení nepůvodních a ohrožených druhů?
- Jak se změnil způsob šíření?
- Jak se změnilo zastoupení životních forem a strategií rostlin?
- Jak se změnilo zastoupení vegetačních typů?
- Jak se změnila podmínky prostředí?

3. MATERIÁL A METODY

3.1. Charakteristika studovaného území

3.1.1. Geografické vymezení

Zkoumané území se nachází ve střední a jižní části Hornomoravského úvalu a je součástí Kojetínského bioregionu (Culek, 2013), kde lemují řeku Moravu a její přítoky. Zkoumané území se rozkládá na 182 km², nejsevernější bod se nachází u obce Grygov v Olomouckém kraji (49,5232900°N; 17,3067600°E) a nejj jižnější u obce Tlumačov ve Zlínském kraji (49,2567100°N; 17,4724300°E). Tyto body jsou od sebe vzdušnou čarou 32 km. Území je z velké části součástí EVL Morava – Chropynský luh, který zahrnuje oblast od Nemilan po Chropyni (obrázek 1). Lesy jsou tvořeny tvrdými luhy, které na svazích přechází v živinami chudé dubohabřiny. Území je charakteristické přítomností velkého množství rybníků (např. Tovačovské rybníky, Zámecký rybník u Chropyně, Záhlinické rybníky a další) a zbytků luk nebo zatopených pískoven. V oblasti leží i několik významných zvláště chráněných území, například NPP Chropynský rybník, NPR Zástudánčí, PR Království, PP Stonáč a PP rameno Moravy (Culek, 2013).

3.1.2. Podmínky prostředí

Studované území představuje širokou aluviální rovinu s vysokou hladinou podzemní vody a tvořenou především nivními sedimenty (nivní hlíny a hlinité písky) překrytými mocnou vrstvou štěrku. Při soutoku řeky Moravy s Bečvou je niva široká až 12 km (Culek, 2013). Celkově patří tato oblast k nejplošším v ČR s členitostí do 5 metrů. Geologickým podložím jsou kvartérní, bezkarbonátové, místy karbonátové usazeniny řeky Moravy, na kterých se dominantně vyvinuly půdy klasifikované jako fluvizem glejová a fluvizem modální, u kterých jsou živiny pro rostliny blokovány vysokou hladinou podzemní vody (ČGS, 2023). Území se nachází v termofytiku, které je charakteristické teplým klimatem s průměrnými srážkovými úhrny (Olomouc: průměrná roční teplota 8,9 °C, průměrné roční srážky 550 mm; Kroměříž průměrné roční srážky 570 mm). V noci a přes zimu je zde výrazný vliv teplotních inverzí (Vysoudil, 2011; Knozová, 2014).

3.1.3. Vegetace

Zkoumané území se nachází v planárním vegetačním stupni (150–210 m n. m.), vegetaci tvoří tvrdé luhy ze svazu *Alnion incanae* (především asociace *Ficario vernaе-Ulmetum campestris* a *Fraxino pannonicae-Ulmetum glabrae*). Tento svaz nalezneme především v nivách vodních toků. Představuje druhově bohatá a velmi produktivní společenstva, zastoupena ve stromovém

patře druhy jako je například: jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), dub letní (*Quercus robur*), javor mléč (*Acer platanoides*) a další. V bylinném patře se vyskytují nitrofilní druhy snášející opakující se záplavy, např. zběhovec plazivý (*Ajuga reptans*), kuklík mětský (*Geum urbanum*), bršlice koží noha (*Aegopodium podagraria*), kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*) atd. Je zde také velmi výrazný jarní aspekt, tvořený druhy např. sasanka hajní (*Anemone nemorosa*), křivatec žlutý (*Gagea lutea*), dymnivka dutá (*Corydalis cava*) atd.

Na vyvýšených místech přechází ve svaz *Carpinion betuli* (především asociace *Stellario holostea-Carpinetum betuli* a *Carici pilosae-Carpinetum betuli*) nebo asociaci *Aceri-Tilietum*. *Carpinion betuli* představuje dubohabřiny nacházejících se převážně na minerálně dobře zásobených půdách s nižšími nároky na vlhkost. Dominantním druhem dřeviny je zde habr obecný (*Carpinus betulus*), dále pak dub letní (*Quercus robur*) či dub zimní (*Quercus petrae*) nebo lípa srdčitá (*Tilia cordata*). V bylinném patře můžeme najít teplomilnější druhy například: konvalinku vonnou (*Convallaria majalis*), jaterník podléšku (*Hepatica nobilis*) či hrachor černý (*Lathyrus niger*) a další. Asociace *Aceri-Tilietum* představuje suťový les s dřevinami jako je habr obecný (*Carpinus betulus*), javor klen (*Acer pseudoplatanus*), javor mléč (*Acer platanoides*), lípa srdčitá (*Tilia cordata*) a další. V bylinném patře pak můžeme najít například kakost smrdutý (*Geranium robertianum*), bažanku vytrvalou (*Mercurialis perennis*), plicník tmavý (*Pulmonaria obscura*) a další.

V okolí rybníků a řek můžeme najít vegetaci tvořenou svazy: *Phragmition australis* a *Magno-Caricion gracilis*, ve vodních plochách pak náleží svazu *Nymphaeion albae* (Chytrý, 2013).

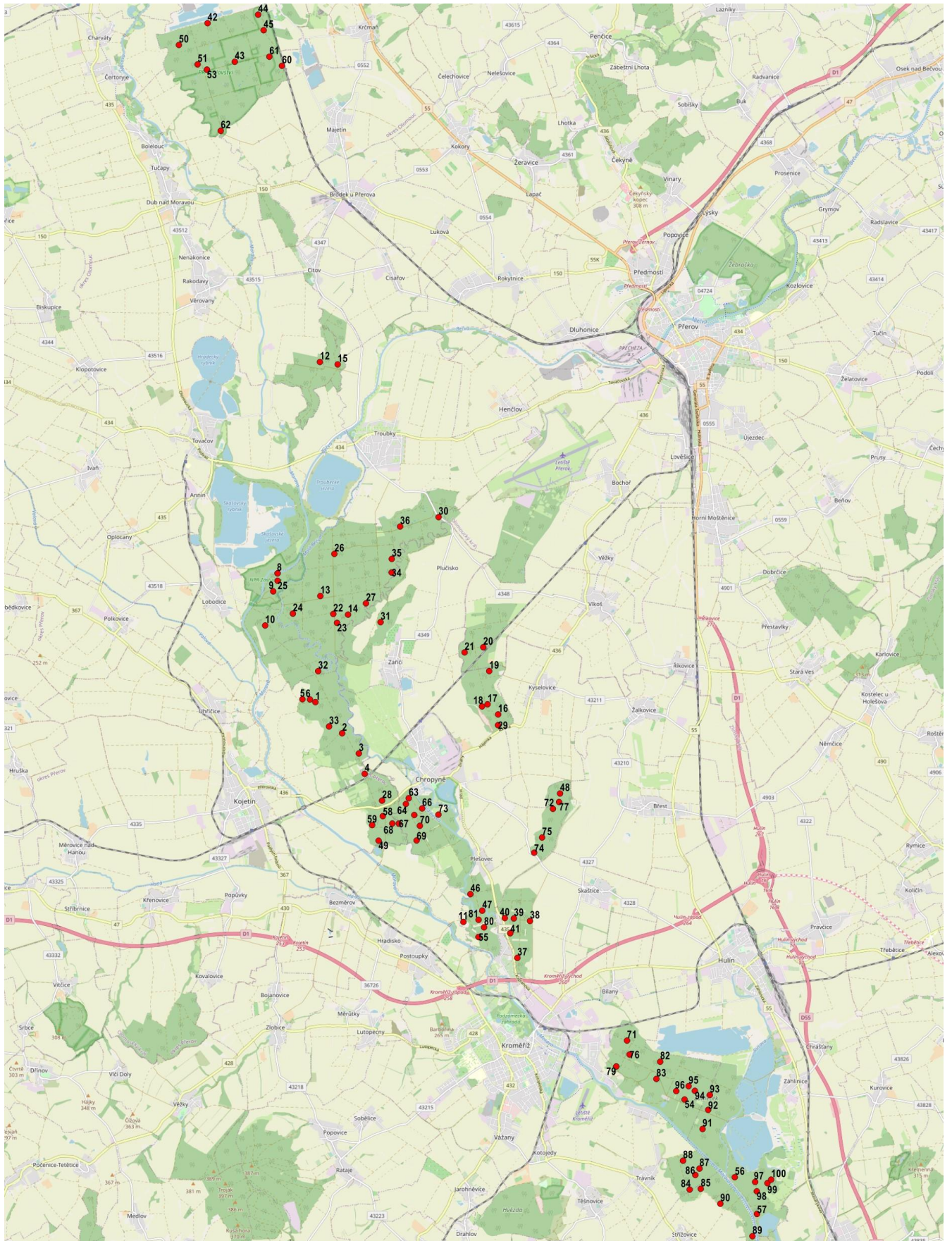
Květena v oblasti je typická pro tvrdý luh, s občasným výskytem některých druhů splavených z vyšších poloh jako např. kyčelnice žláznatá (*Dentaria glandulosa*), hvězdnatec zubatý (*Hacquetia epipactis*), silenka dvoudomá (*Silene dioica*) či kerblík lesklý (*Anthriscus nitida*). Dále sem zasahují některé druhy z jihu, např. řeřišnice Matthioliho (*Cardamine matthioli*) nebo šišák hrálovitý (*Scutellaria hastifolia*) (Culek, 2013).

3.2. Referenční data

Jako zdroj informací o minulém složení a diverzitě lesní vegetace byla pro tuto diplomovou práci použita data z lesnického typologického průzkumu. Lesnická typologie se zabývá klasifikací lesních typů, které se definují na základě ekologických podmínek stanoviště, jako je světlo, vodní režim, půdní chemismus či teplota (Holuša et al., 2014). Využila jsem fytoocenologické snímky pořízené v rámci typologického průzkumu území mezi lety 1957–1967

J. Králem, Z. Prudičem a P. Fialou. Všichni pracovali jako lesničtí typologové tehdejšího Lesprojektu, dnešního Ústavu pro hospodářskou úpravu lesa (ÚHÚL). Od začátku typologického mapování vegetace v 50. letech 20. století bylo na území ČR založeno téměř 40 tisíc typologických ploch, které jsou určeny k opakovaným návštěvám a revizi, tj. doplnění či úpravě fytoecologických snímků. Součástí terénních zápisníků jsou také informace o lokalitě, půdě a struktuře stromového nadrostu. Fytoecologické snímky byly digitalizovány za použití databázového programu Turboveg (Zouhar, 2012).

Ve zkoumaném území jsem z typologické databáze ÚHÚL vybrala celkem 110 fytoecologických snímků, z nichž jsem zhotovila pouze 100 snímků, jejich umístění zobrazuje obrázek 1. U každého snímku byl standardně zapsán údaj s číslem plochy, názvem lokality, datem snímkování, jménem autora, nadmořskou výškou, sklonem a orientací svahu, velikostí plochy (zpravidla 500 m²), seznamem jednotlivých druhů spolu s pokryvností jednotlivých druhů i jednotlivých pater. Pokryvnosti druhů byly odhadnuty pomocí jedenáctičlenné Zlatníkovy stupnice (Plíva, 1991). Fytoecologické snímky byly pro účely této diplomové práce získány v digitalizované podobě, a to ve formě databáze Turboveg (Hennekens & Schaminée, 2001), která byla doplněna o GPS souřadnice z odečtené mapy se zákresy pozic ploch. Plochy tedy bylo možné poměrně přesně lokalizovat v terénu a zopakovat na nich fytoecologické snímky. Všechna tato data byla laskavě poskytnuta pracovníky ÚHÚL na základě jednorázové smlouvy s Botanickým ústavem AV ČR o využití těchto dat.



Obrázek 1: Mapa umístění ploch opakovaných vegetačních snímků.

3.3. Terénní práce

Sběr dat v terénu probíhal od května do října v letech 2019 a 2020. Jednotlivé plochy byly dohledány podle GPS souřadnic původních fytoecologických snímků, dále v textu označované jako staré snímky. V případě, že na studované ploše nebyl zaznamenán porost s prostorovou či věkovou strukturou, odpovídající starému fytoecologickému snímku (mladý hustý porost nebo paseka), mohla být plocha posunuta až o 100 metrů do vzrostlého lesa. V případě, že posun nebyl možný, byla plocha z opakování vyloučena. Celkem bylo navštíveno 110 ploch, na 100 z nich bylo možné provést sběr dat, zatímco 10 ploch bylo nutné z opakovaného snímkování vyřadit z výše uvedených důvodů.

Na každé snímkové ploše byl vybrán středový strom, který byl následně označen pruhem lakovou barvou po celém obvodu pro případné dohledání plochy v budoucnu. Snímkováná plocha představovala kružnici s poloměrem 12,6 metru, což přibližně odpovídá ploše o velikosti 500 m². Pro vymezení plochy při vlastním snímkování bylo použito pásmo, které bylo nataženo směrem na všechny čtyři světové strany od středového stromu, kde bylo dočasně zafixováno. Obvod kruhové plochy byl vymezen odhadem během snímkování.

Fytoecologický snímek byl zaznamenán do předem připraveného papírového formuláře jako soupis všech druhů cévnatých rostlin na ploše s odhadem pokryvnosti. Zapsáno bylo číslo plochy, datum snímkování, jméno snímkovatele, velikost plochy, nadmořská výška, expozice ke světovým stranám, sklon svahu, tvar reliéfu, zeměpisná šířka a délka (odečet z měření Garmin GPSMAP 65) a odhadnutá výška jednotlivých vegetačních pater. Rozlišena byla vegetační patra s ohledem na lesnicko-typologické vymezení (Plíva, 1991): stromové se 3 úrovněmi (t1 = nadúroveň; t2 = hlavní úroveň a t3 = podúroveň – nejméně polovina výšky hlavní stromové úrovně), keřové (s – do poloviny výšky hlavní stromové úrovně), bylinné (hl) a juvenilní (jl – semenáče stromů a keřů do výšky 1,3 m). Pokud měl juvenilní jedinec jakéhokoli druhu dřeviny výšku více než 1,3 m, byl zařazen do patra keřového. Druhové složení mechového patra (ml) nebylo určováno, pouze byla vizuálně odhadnuta jeho celková pokryvnost (v procentech), stejně jako u všech ostatních pater. Použité symboly pater odpovídají kódování v programu Turboveg, viz dále. U cévnatých rostlin byla pro každý druh odhadnuta jeho pokryvnost podle rozšířené devítičlenné Braun-Blanquetovy stupnice (+, r, 1, 2m, 2a, 2b, 3, 4, 5), viz Moravec (1994).

3.4. Zpracování dat

3.4.1. Digitalizace a editace

Terénní zápisy 100 opakovaných fytoocenologických snímků byly přepsány do elektronické databáze v programu Turboveg (Hennekens & Schaminée, 2001). Pro analýzy byla data editována v programech Microsoft Excel a JUICE (Tichý, 2002). Analýza dat byla provedena v programu R verze 4.3.1 RStudio (R Development core team, 2023).

Pro analýzy změn rostlinných společenstev a jejich prostředí bylo použito 100 párů starých (referenčních) a nových (opakovaných) snímků. Analýzy byly většinou provedeny zvlášť pro bylinné a stromové patro z důvodu jejich odlišné dynamiky. Použity byly jen taxony s určením do druhu, záznamy s určením pouze do rodu, které se vyskytovaly v malém množství, byly smazány. Keřové patro a patro juvenilů bylo vzhledem k nízké druhové bohatosti z analýz vyloučeno. Rozdělení stromového patra na tři bylo rozlišováno z důvodů kompatibility starých a nových snímků, ačkoli stromové patro bývá v lužních lesích velmi chudé.

Hodnotila se změna alfa diverzity vyjadřující diverzitu druhů na ploše, změna beta diverzity vyjadřující rozdílnost v nepodobnosti druhového složení mezi starými a novými snímky, změna gama diverzity jako celkového počtu druhů, změna druhového složení ve starých a nových snímcích ve smyslu zastoupení jednotlivých druhů, zastoupení životních forem podle Raunkiæra i strategií rostlin podle Grimea, zastoupení nepůvodních a ohrožených druhů, změna podmínek prostředí podle Ellenbergových indikačních hodnot a zastoupení vegetačních typů na základě klasifikace snímků do asociací fytoocenologického systému.

3.4.2. Změna diverzity

Změna druhové bohatosti na úrovni plochy (alfa diverzita) byla testována zvlášť pro podrost a stromové patro. Podrost zahrnuje bylinné patro (hl) a zmlazení dřevin do výšky 1,3 m (jl), v této práci bylo však zmlazení dřevin vynecháno z analýzy. Stromové patro zahrnuje patra t1, t2 a t3, pro účely této práce byla ale jednotlivá patra sloučena do jednoho. Pro testování hypotézy o nulovém rozdílu ve střední hodnotě počtu druhů na ploše mezi starými a novými snímky byl, po ověření splnění podmínek pro normální rozdělení dat ověřených pomocí Bartlettova testu, použit párový t-test. Rozložení dat bylo vizualizováno pomocí krabicových diagramů. Změna alfa diverzity byla dále vyjádřena pomocí Shannon-Wienerova indexu ($H = -\sum p_i * \ln(p_i)$), který kromě prostého počtu druhů zohledňuje jejich relativní zastoupení na ploše (p). Relativní

zastoupení na ploše pracuje s pokryvností jednotlivých druhů, ta je odvozena z pokryvnostní stupnice.

Ve starých snímcích bylo zaznamenáno celkem 287 druhů cévnatých rostlin, v nových snímcích 313 druhů. Rozdíly v nárůstu počtu druhů se zvětšující se velikostí vzorku byly analyzovány pomocí rarefakčních křivek v programu RStudio v balíčku vegan (Oksanen et al., 2022), s rozlišením na skupiny starých a nových snímků. Rarefakční křivky nám ukazují změnu alfa, beta i gama diverzity, zároveň strmost nárůstu křivky vypovídá o beta diverzitě (tzn. čím plošší, tím homogennější).

3.4.3. Změna druhového složení

Změna v zastoupení druhů, které se nejvíce podílely na druhovém složení vegetace, byla vyjádřena výskytem druhů s frekvencí větší než 5 % v souboru starých a nových snímků. Srovnány byly pouze u druhů, jejichž výskyt byl v jednotlivých souborech snímků alespoň dva.

Změna v heterogenitě druhového složení vegetace (beta diverzita) byla vyjádřena pomocí Bray-Curtisova indexu nepodobnosti párově mezi starými a novými snímky, testována pomocí permutační analýzy variance (PERMANOVA) a vizualizována jako diagram z analýzy hlavních koordinát (PCoA), provedené v programu RStudio za použití balíčku vegan.

3.4.4. Změna vlastností druhového složení

U starých a nových snímků byla srovnávána frekvence výskytu ohrožených druhů identifikovaných podle Červeného seznamu ČR (Grulich, 2017), nepůvodních druhů identifikovaných podle seznamu nepůvodních druhů květeny ČR (Pyšek, 2022) a frekvence výskytu disperzních strategií získaných z databáze Pladias (Sádlo, 2018).

Změny v zastoupení životních forem druhů byly hodnoceny podle Raunkiærových životních forem (Raunkiær, 1934; Kaplan et al., 2019). Hodnotilo se zastoupení geofytů, makrofanerofytů, nanofanerofytů a terofytů v nových snímcích oproti starým snímkům. Pro analýzu průkaznosti změn byl po ověření splnění normálního rozdělení dat použit párový t-test, rozložení byla zobrazena pomocí krabicových diagramů. Stejným způsobem jsem analyzovala změny v zastoupení životních strategií CSR a jejich kombinací podle Grimea (Grime 1974, 1979; převzato z Pladias, 2019).

3.4.5. Změna vegetačních typů

Klasifikace fytoecologických snímků do vegetačních typů podle aktuálního systému členění vegetace České republiky (Chytrý, 2007; Chytrý, 2013) byla provedena v programu JUICE. Výsledkem jsou počty snímků zařazených do vegetačních jednotek (asociací) ve starém a novém snímkování (Kočí et al., 2003). Část snímků byla přiřazena k dané asociaci na základě podobnosti druhového složení za použití indexu FPMI (Tichý, 2005). Pro testování byl použit chí kvadrát test.

3.4.6. Změna podmínek prostředí

Rozdíly v podmínkách prostředí na plochách mezi starým a novým snímkováním byli zkoumány pomocí průměrných Ellenbergových indikačních hodnot pro plochy (Tichý, 2002). Ellenbergovy indikační hodnoty jsou tradičně používány k nepřímému hodnocení podmínek na stanovišti. Tyto podmínky jsou ale vyvozovány z druhového složení, tedy podmínky prostředí a druhové složení jsou na sobě vzájemně závislé (Zelený & Schaffers 2012).

Z důvodu nesplnění podmínek pro normální rozdělení dat byl použit Shapiro-Wilk test, data nemají normální rozdělení, ale asymetrické. Rozdělení hodnot ve starých a nových snímcích vizualizováno pomocí krabicových diagramů.

Pro odhalení signifikantní změny byl použit modifikační permutační test (tab. 6, Zelený & Schaffers, 2012).

4. VÝSLEDKY

4. 1. Změna diverzity

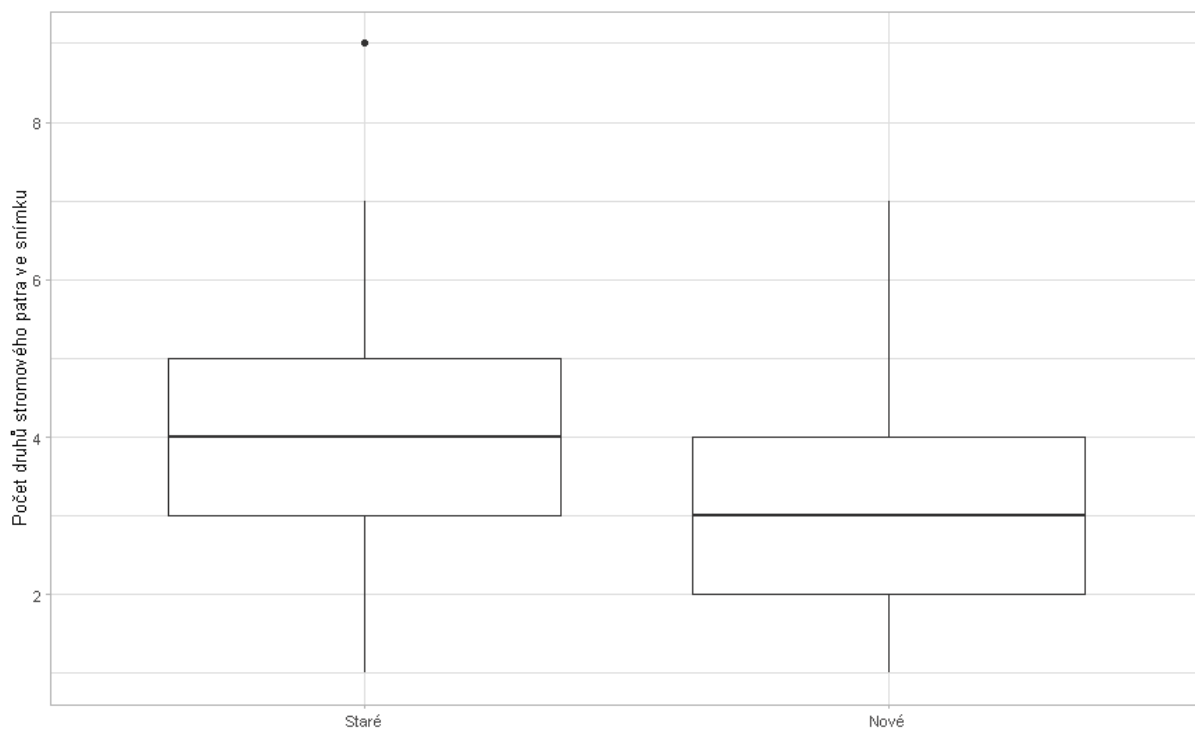
Průměrný počet druhů na ploše se statisticky průkazně lišil mezi soubory starých a nových snímků. Pro lesní podrost se druhová bohatost zvýšila ($t = 2.892$, $P = 0,005$, obr. 3), pro stromové patro se v nových snímcích snížila ($t = -6.846$, $P \leq 0,001$, obr. 2). Výsledky Shannon-Wienerova indexu pro bylinné patro jsou ve shodě s počtem druhů (tab. 2), pro stromové patro výsledek indexu neodpovídá počtu druhů (tab. 1). Tomu odpovídá rarefakční křivkou vyjádřený nárůst počtu druhů. V případě stromového patra je patrný pozvolnější nárůst počtu dřevin u nových snímků (obr. 4) a v případě bylinného patra u nových snímků rychlejší nárůst počtu druhů než u starých snímků (obr. 5).

Tabulka 1: Srovnání počtu druhů, průměrného počtu druhů ve snímku a Shannon-Wienerova indexu v stromovém patře ve snímcích z 60. let (staré) a v opakovaných snímcích (nové).

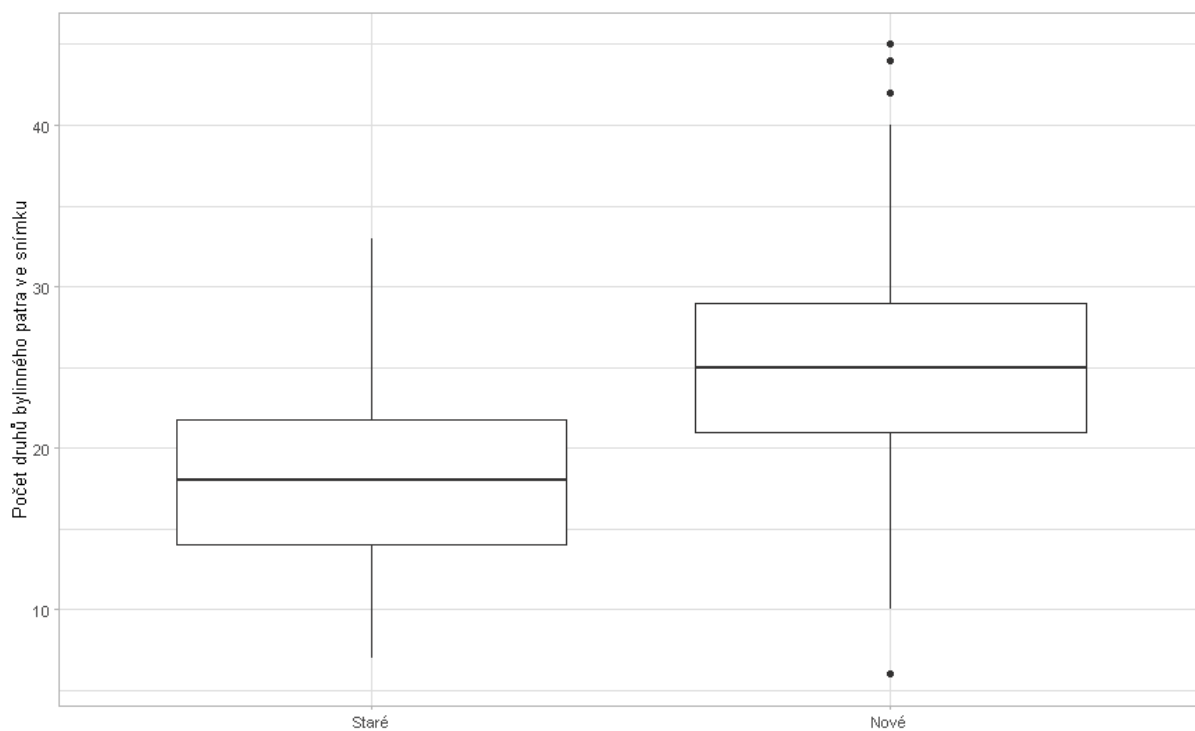
Typ snímku	Celkový Počet druhů	Průměrný počet druhů ve snímku	Průměrný Shannon-Wienerův index
Staré	25	3.775	1.885
Nové	28	3.235	2.142

Tabulka 2: Srovnání počtu druhů, průměrného počtu druhů ve snímku a Shannon-Wienerova indexu v bylinném patře ve snímcích z 60. let (staré) a v opakovaných snímcích (nové).

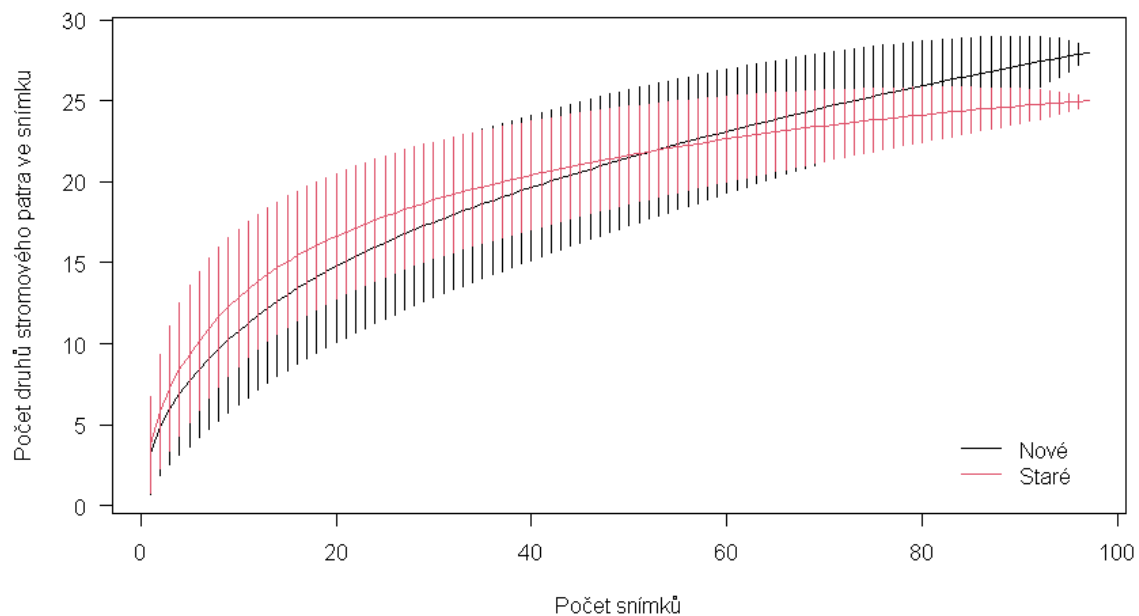
Typ snímku	Celkový Počet druhů	Průměrný počet druhů ve snímku	Průměrný Shannon-Wienerův index
Staré	165	18.255	4.313
Nové	178	25.143	4.359



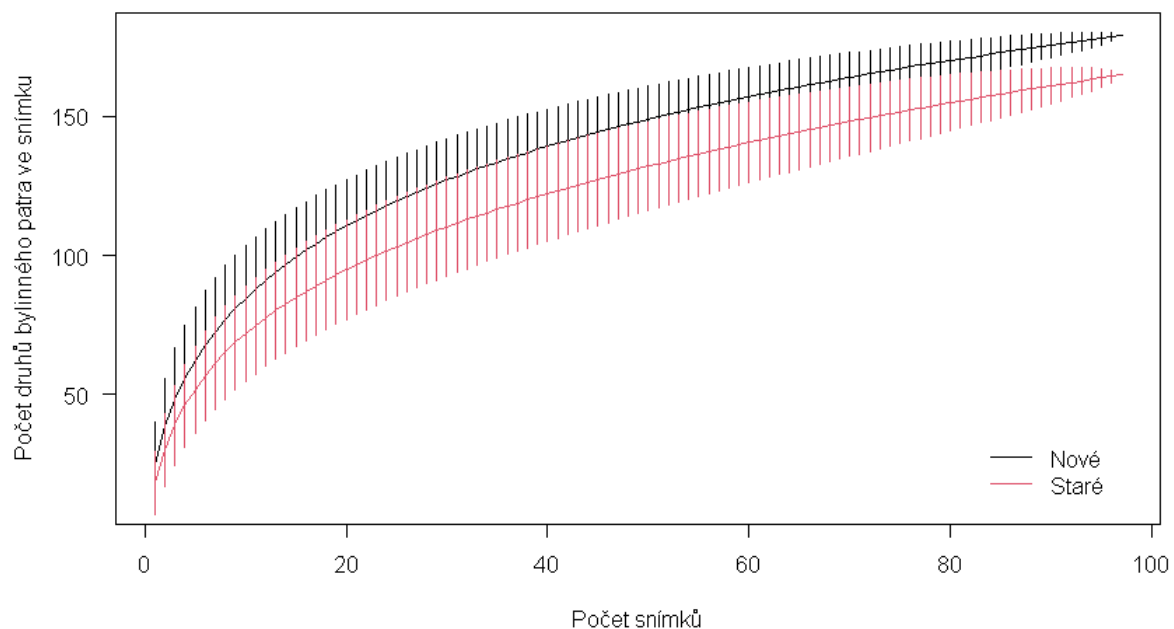
Obrázek 2: Srovnání rozložení počtu druhů ve stromovém patře ve starých a nových snímcích (tělo krabicového diagramu znázorňuje 25-75 % rozpětí variability, linie uprostřed vymezuje medián, vousy značí zbytek variability, odlehlé hodnoty zobrazují atypické pozorování ležící mimo zobrazenou variabilitu 25-75%).



Obrázek 3: Srovnání počtu druhů v bylinném patře (tělo krabicového diagramu znázorňuje 25-75 % rozpětí variability, linie uprostřed vymezuje medián, vousy značí zbytek variability, odlehlé hodnoty zobrazují atypické pozorování ležící mimo zobrazenou variabilitu 25-75%).



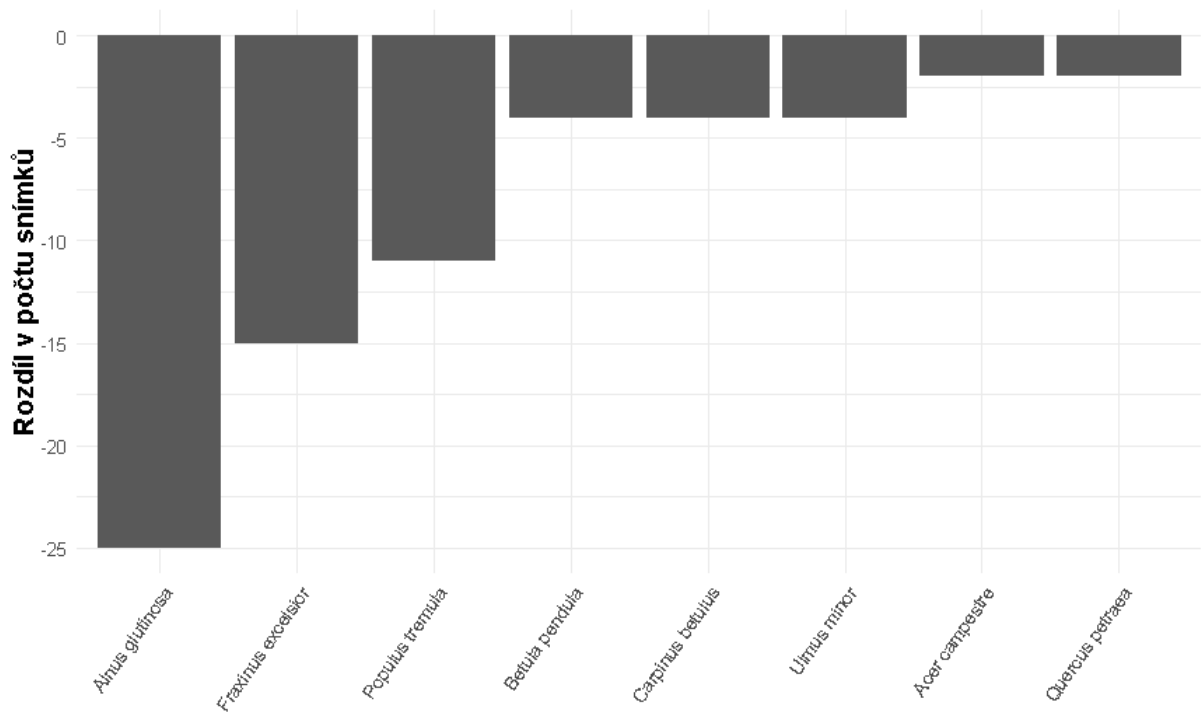
Obrázek 4: Srovnání kumulativního nárůstu počtu druhů ve stromovém patře mezi starými a novými snímky. Střední linie představuje rarefakční křivku, která ukazuje vztah mezi počtem druhů a narůstajícím počtem snímků. Svislé úsečky vymezují konfidenční interval.



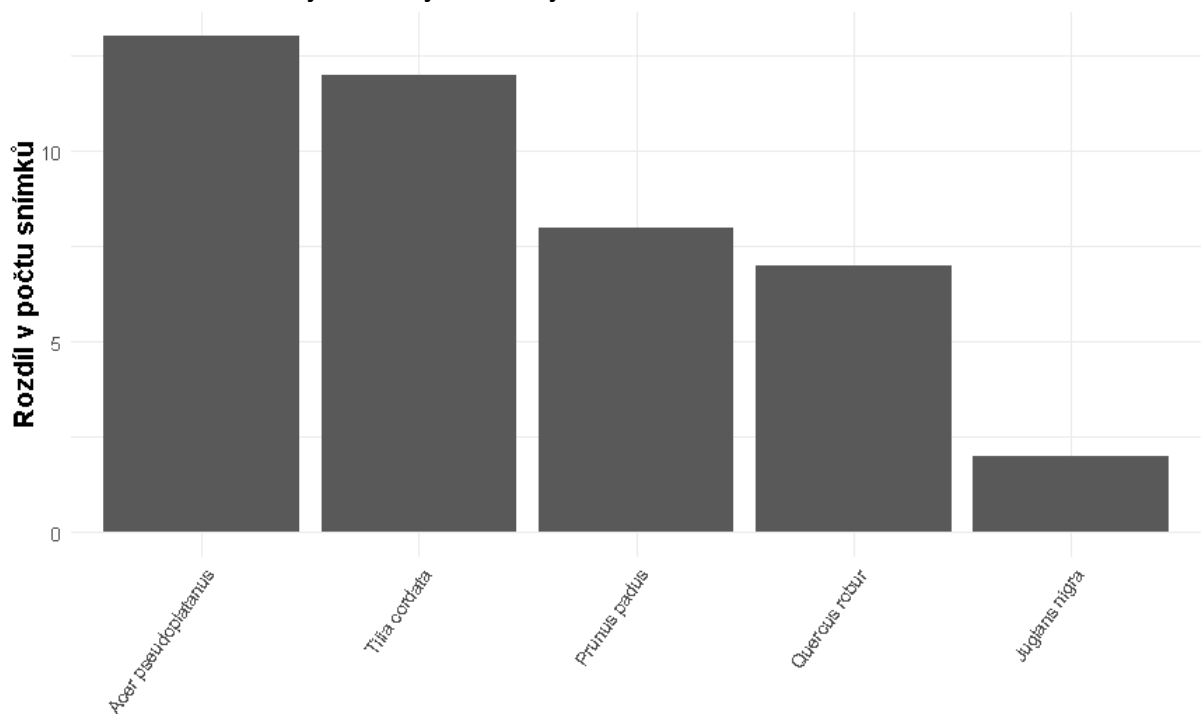
Obrázek 5: Srovnání kumulativního nárůstu počtu druhů v bylinném patře mezi starými a novými snímky. Střední linie představuje rarefakční křivku, která ukazuje vztah mezi počtem druhů a narůstajícím počtem snímků. Svislé úsečky vymezují konfidenční interval.

4.2. Změna druhového složení

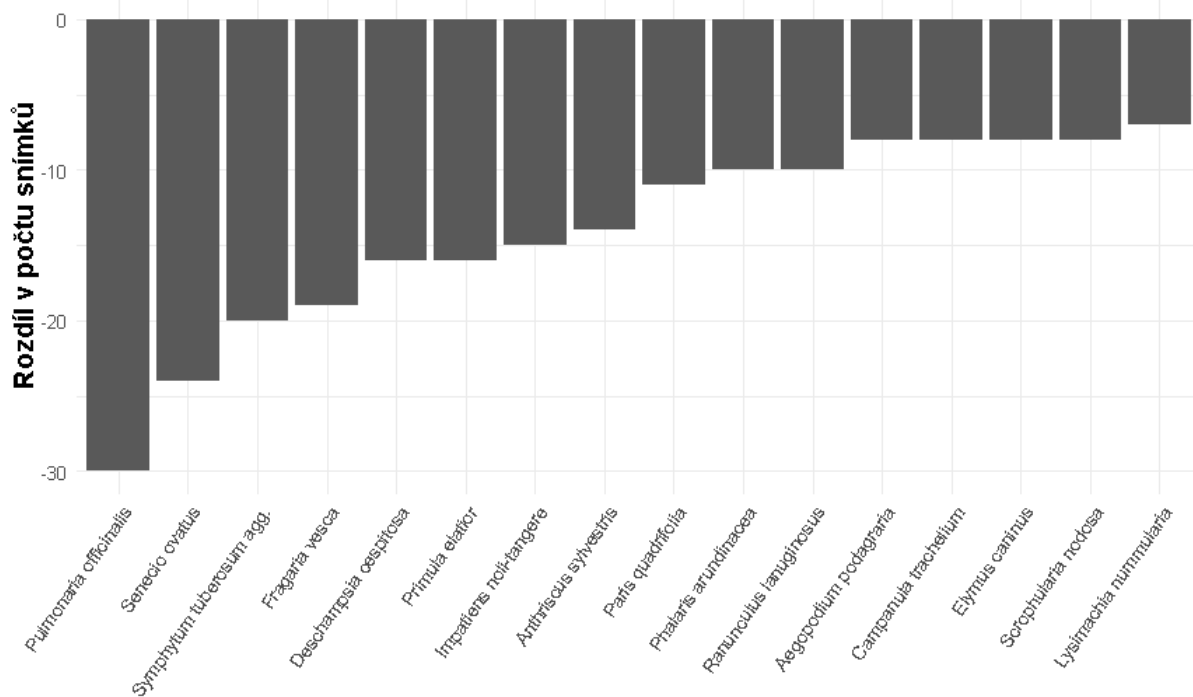
Frekvence výskytu druhů s rozdílem hodnot mezi starými a novými snímky větší než 2 % se ve stromovém patře snížila u 8 druhů (obr. 6), naopak u 5 druhů se zvýšila (obr. 7). V bylinném patře se frekvence výskytu takto definovaných druhů snížila u 16 druhů (obr. 8), zvýšila u 28 druhů (obr. 9). Podle analýzy PCoA došlo k posunu ve druhovém složení mezi starými a novými snímky, soubory snímků se překrývají jen částečně (obr. 10). Heterogenita ve druhovém složení rostlinných společenstev se oproti starým snímkům průkazně snížila ($P = 0,001$, obr. 11), vegetace se tedy homogenizovala.



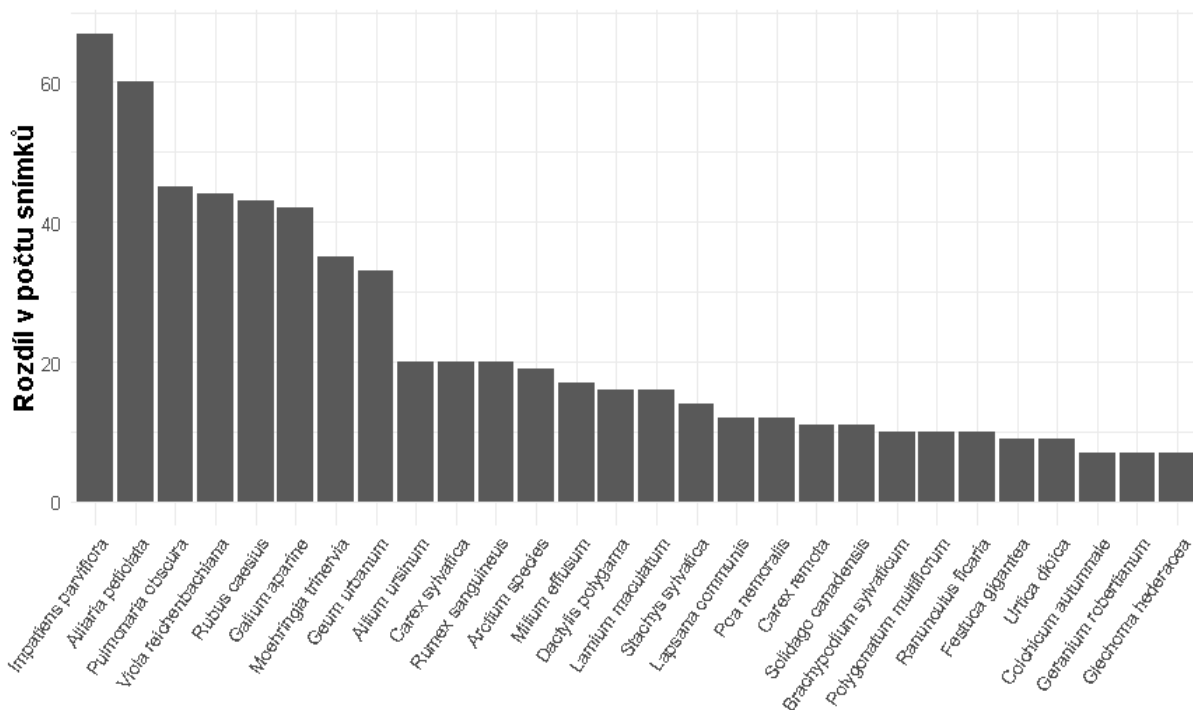
Obrázek 6: Změna v zastoupení ubylých druhů stromového patra. Zobrazeny pouze taxony, u nichž byl rozdíl frekvence mezi starými a novými snímky ≥ 2 .



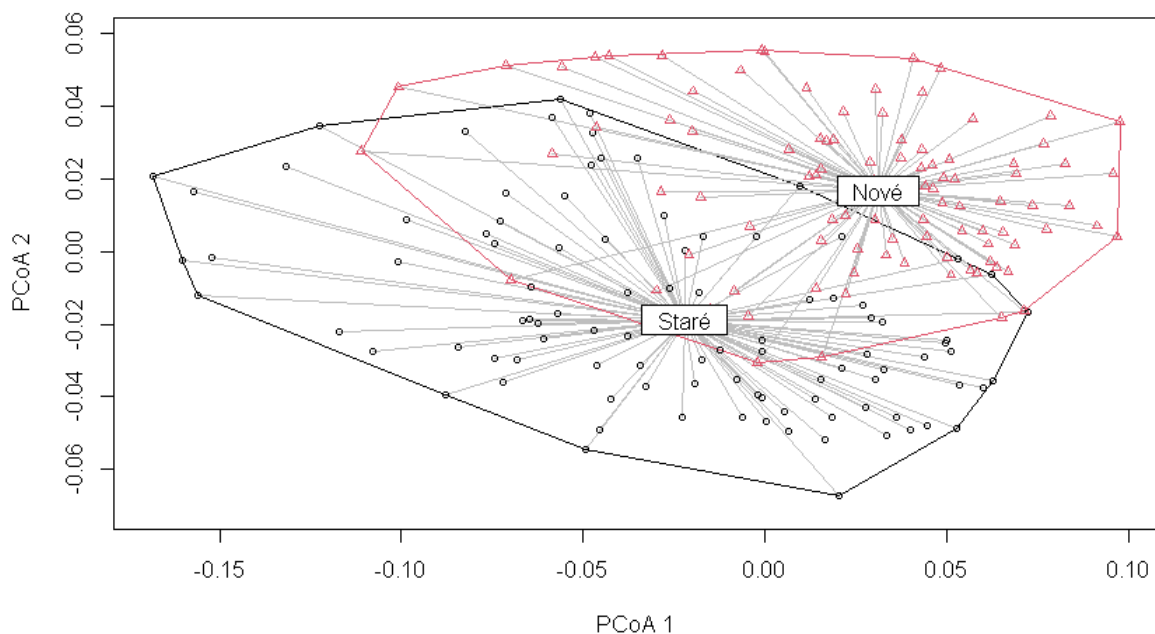
Obrázek 7: Změna v zastoupení přibylých druhů stromového patra. Zobrazeny pouze taxony, u nichž byl rozdíl frekvence mezi starými a novými snímky ≥ 2 .



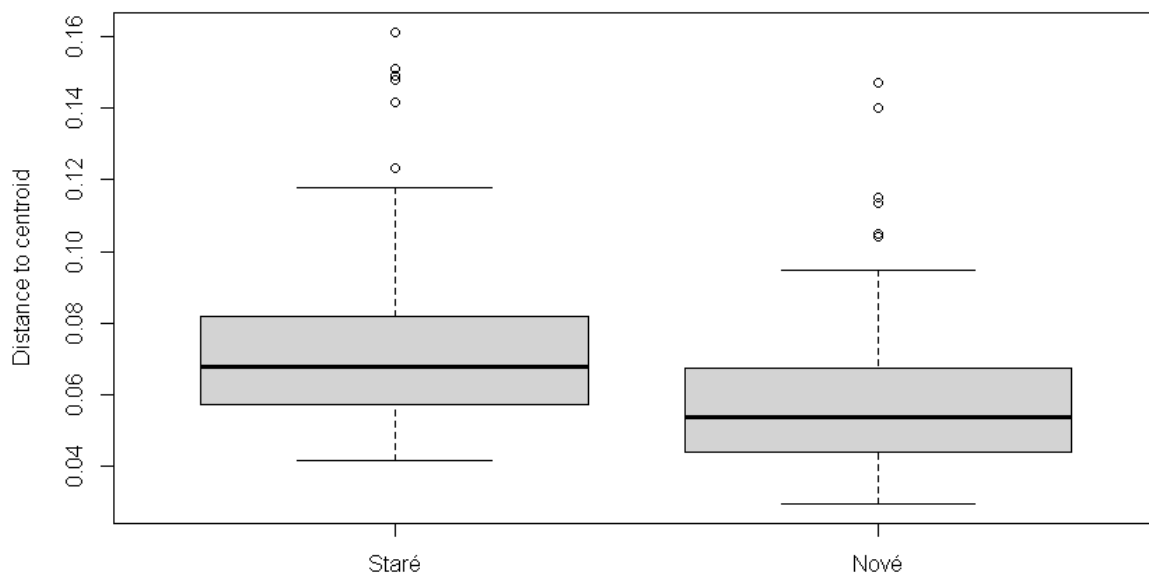
Obrázek 8: Změna v zastoupení ubylých druhů bylinného patra. Zobrazeny pouze taxony, u nichž byl rozdíl frekvence mezi starými a novými snímky ≥ 7 .



Obrázek 9: Změna v zastoupení přibýlých druhů bylinného patra. Zobrazeny pouze taxony, u nichž byl rozdíl frekvence mezi starými a novými snímky ≥ 7 .



Obrázek 10: Srovnání heterogenity druhového složení mezi starými a novými snímky pomocí mnohorozměrné analýzy hlavních koordinát (PCoA). Zobrazeny jsou první dvě ordinační osy. Jako míra vzdálenosti byl použit Bray-Curtisův index nepodobnosti ve druhovém složení.



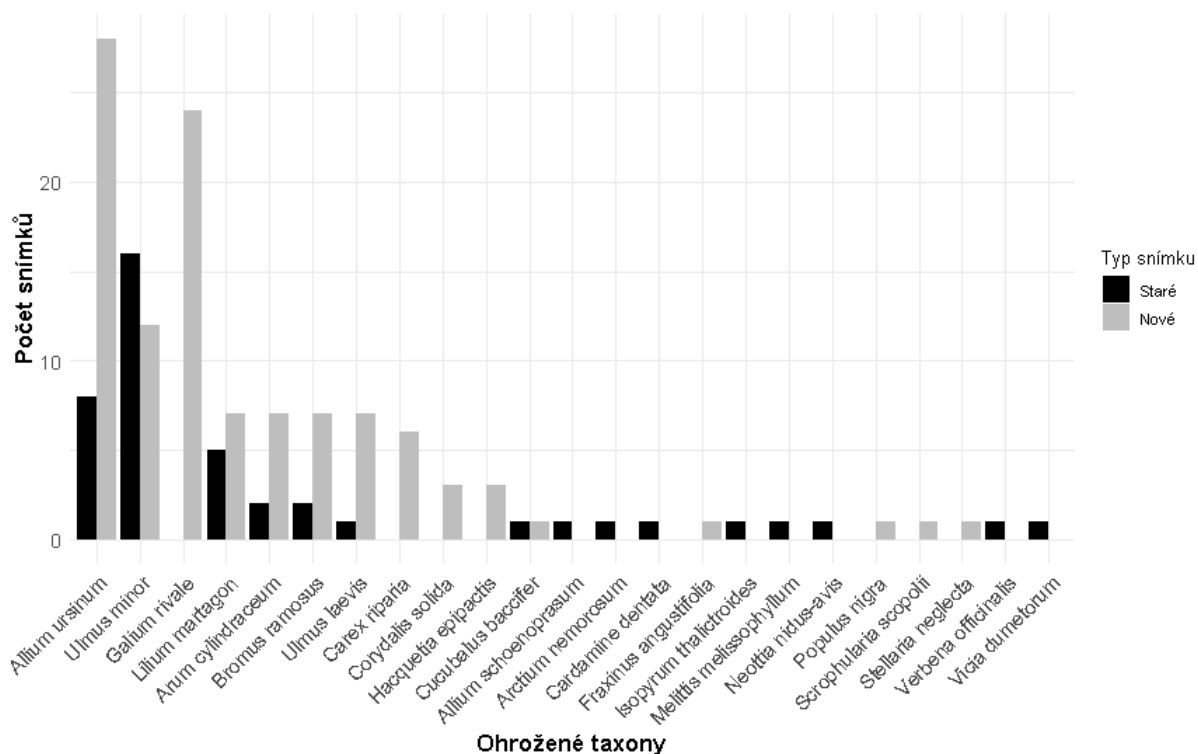
Obrázek 11: Srovnání heterogenity druhového složení mezi starými a novými snímky. Zobrazena jsou rozložení vzdáleností jednotlivých fytoecologických snímků od obou centroidů v mnohorozměrném prostoru analýzy hlavních koordinát (PCoA). Tělo krabicového diagramu znázorňuje 25-75 % rozpětí variability, linie uprostřed vymezuje medián, vousy značí zbytek variability, odlehle hodnoty zobrazují extrémní hodnoty.

4.3. Změna vlastností druhového složení

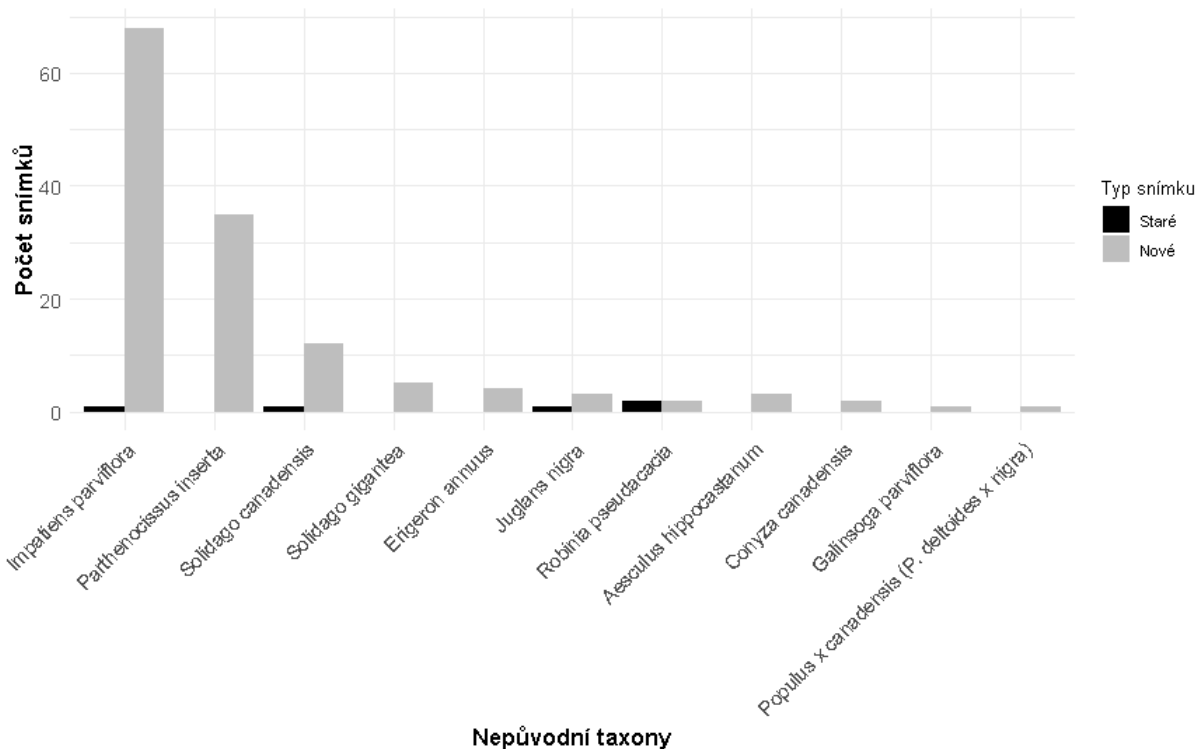
Frekvence výskytu ohrožených druhů vykazovala patrný trend nárůstu ohrožených druhů, záznam řady nových ohrožených druhů a vymizení některých ohrožených druhů (obr. 12). Mezi ohroženými druhy přibylo vlhkomilnějších druhů, početnost zvýšilo zvláště *Allium ursinum*, *Arum cylindraceum*, *Carex riparia*, *Galium rivale* či *Ulmus laevis*. Úplně zmizeli druhy jako *Allium schoenoprasum*, *Arctium nemorosum*, *Isopyrum thalictroides*, *Melitis melissophyllum* a *Vicia dumetorum*. K druhům, které se naopak nově objevily, patří *Galium rivale*, *Carex riparia*, *Consolida solida*, *Hacquetia epipactis*, *Populus nigra* či *Scrophularia scopolii*.

Frekvence výskytu několika nepůvodních druhů (*Impatiens parviflora*, *Parthenocissus inserta*, *Solidago* sp. a *Erigeron annuus*) vykazovala výrazný nárůst v nových snímcích ve srovnání se starými (obr. 13). Ve starých snímcích byla frekvence anemochorních druhů (Typ *Epilobium*) vyšší a endozoochorních druhů (Typ *Cornus*) nižší (obr. 14), tomu odpovídá i vyšší početnost zaznamenaných světlomilných a pionýrských dřevin ve starých snímcích, v nových snímcích přibylo druhů šířených na kratší vzdálenost a tedy i zápoj více tvořících druhů.

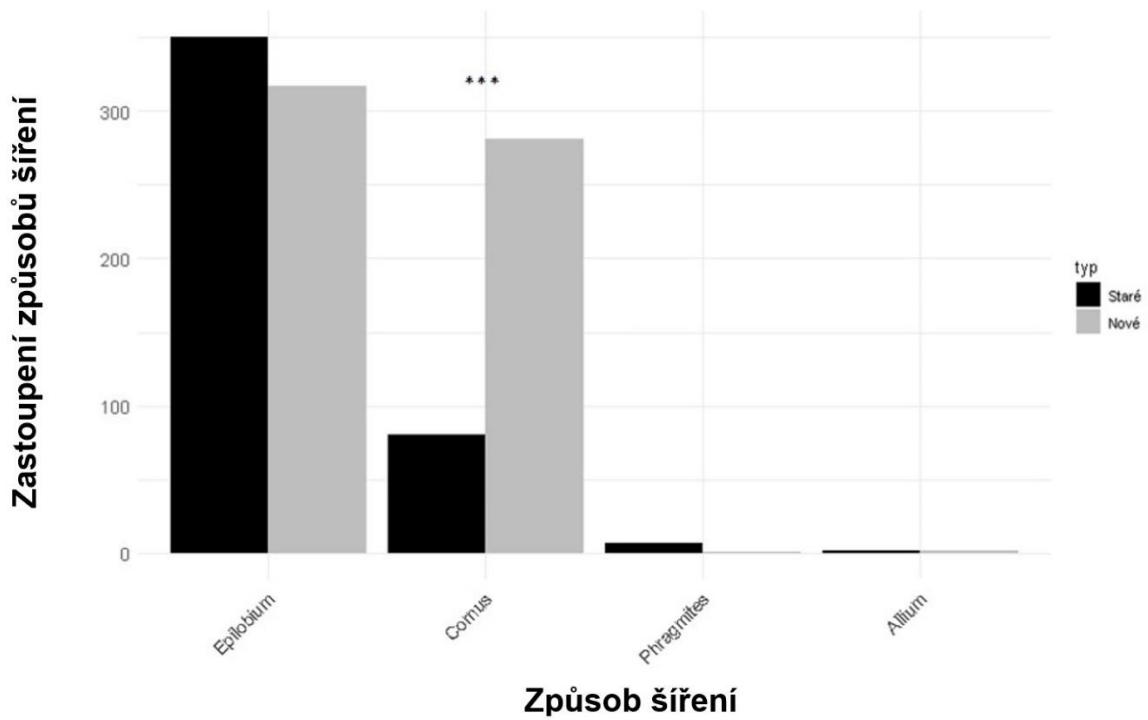
Z hlediska Raunkiaerových životních forem se zastoupení geofytů, nanofanerofytů a terofytů statisticky průkazně snížilo (tab. 3, obr. 15). Z hlediska Grimeových životních strategií se zastoupení kompetitorů (strategie C) statisticky průkazně zvýšilo (tab. 4), zastoupení CR, CS, CSR strategií se statisticky signifikantně snížilo (obr. 16).



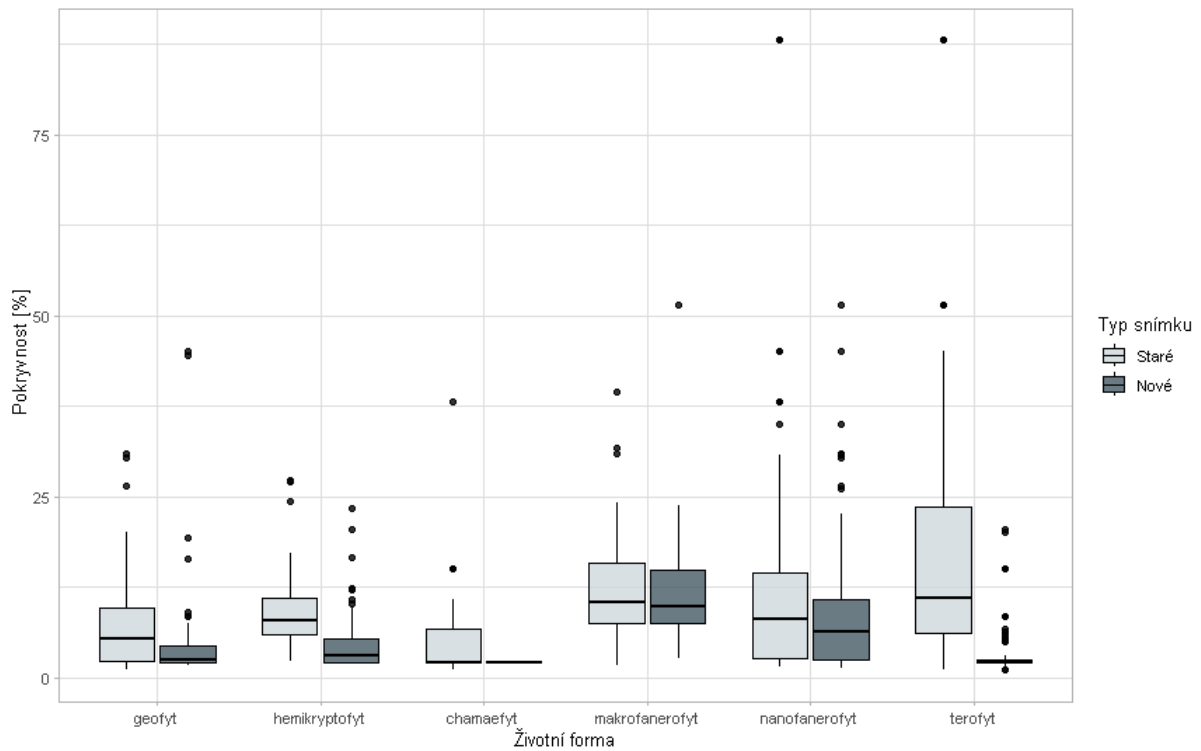
Obrázek 12: Srovnání frekvence výskytu zastoupení ohrožených druhů rostlin (C1-C4a) ve starých a nových snímcích: *Allium ursinum* (C4a), *Ulmus minor* (C4a), *Galium rivale* (C4a), *Lilium martagon* (C4a), *Arum cylindraceum* (C4a), *Bromus ramosus* (C3), *Ulmus laevis* (C4a), *Carex riparia* (C4a), *Corydalis solida* (C4a), *Hacquetia epipactis* (C4a), *Cucubalus baccifer* (C3), *Allium schoenoprasum* (C3), *Arctium nemorosum* (C4a), *Cardamine dentata* (C3), *Fraxinus angustifolia* (C4a), *Isopyrum thalictroides* (C4a), *Melitis melissophyllum* (C4a), *Neottia nidus-avis* (C4a), *Populus nigra* (C1t), *Scrophularia scopolii* (C3), *Stellaria neglecta* (C3), *Verbena officinalis* (C3), *Vicia dumetorum* (C4a).



Obrázek 13: Srovnání frekvence výskytu zastoupení nepůvodních druhů ve starých a nových snímcích.



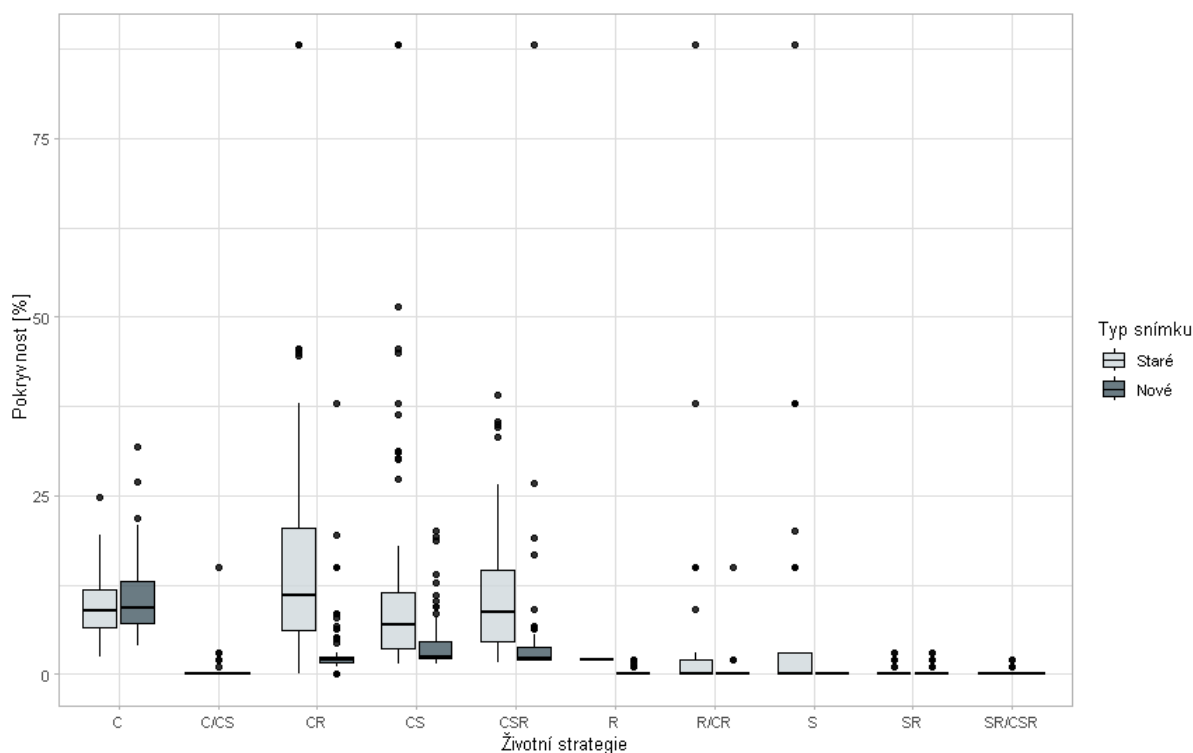
Obrázek 14: Srovnání zastoupení způsobů šíření druhů ve starých a nových snímcích. Epilobium: převážně anemochorie a autochorie, Cornus: převážně autochorie a endozoochorie, Phragmites: převážně anemochorie a hydrochorie, Allium: převážně autochorie.



Obrázek 15: Srovnání zastoupení životních forem mezi starými a novými snímkami (tělo krabicového diagramu znázorňuje 25-75 % rozpětí variability, linie uprostřed vymezuje medián, vousy značí zbytek variability, odlehle hodnoty zobrazují atypické pozorování ležící mimo zobrazenou variabilitu 25-75%).

Tabulka 3: Přehled výsledků párového t testu porovnávajícího zastoupení životních forem v nových snímcích versus starých snímcích.

Párový t-test	Životní formy					
	geofyty	hemikryptofty	chamaefyty	makrofanerofyty	nanofanerofyty	terofyty
Hodnota t	-2.8348	0.84213	0.4715	-0.3004	-2.4329	-7.1866
Hodnota p	0.00561	0.84258	0.63882	0.76454	0.01685	0



Obrázek 16: Srovnání zastoupení životních strategií mezi starými a novými snímky (tělo krabicového diagramu znázorňuje 25-75 % rozpětí variability, linie uprostřed vymezuje medián, vousy značí zbytek variability, odlehle hodnoty zobrazují atypické pozorování ležící mimo zobrazenou variabilitu 25-75%).

Tabulka 4: Přehled výsledků párového t testu porovnávajícího zastoupení životních strategií mezi starými a novými snímky. Rozdíly jsou statisticky průkazné.

Párový t-test	Životní strategie			
	C - strategie	CR - strategie	CS - strategie	CSR - strategie
Hodnota t	2.2731	- 7.5928	- 4.8752	-0.2873
Hodnota p	0.02523	0.00000	0.00000	0.00000

4.4. Změna vegetačních typů

Zastoupení fytoocenologických společenstev se mezi starými a novými snímky statisticky průkazně lišilo ($\chi^2 = 50,175$, $p = 0,001$). Zastoupení jednotlivých asociací ve starých a nových snímcích zobrazuje tab. 5. Celkově bylo v oblasti lužních lesů v 60. letech 20. století klasifikováno 13 asociací patřící do osmi svazů, při mnou provedeném snímkování stejných ploch bylo zjištěno jen sedm asociací z pěti vegetačních typů. Oproti minulosti se tedy diverzita vegetačních typů výrazně snížila. Změnu v počtu jednotek podle očekávání provázela i změna jejich vlastností. Klasifikace snímků na úrovni jednotlivých ploch je v příloze 2. Z početněji zastoupených společenstev byl nejvyšší, téměř 100% nárůst asociace *Ficario vernaе-Ulmetum campestris* (LBA06) a naproti tomu výrazný úbytek asociace *Fraxino pannonicаe-Ulmetum glabrae* (LBA07). Větší množství nových snímků bylo nově klasifikováno jako asociace *Aceri-Tilietum* (LBF01), která se ve starých snímcích vůbec nevyskytovala. Další asociace zastoupené jednou až pětkrát ve starých snímcích ubyly, často úplně zmizely.

Tabulka 5: Přehled asociací a jejich zastoupení ve starých a nových snímcích. Kódy svazů a asociací jsou podle vegetace ČR (Chytrý, 2013).

Zkratka svazu	Zkratka asociace	Latinský název asociace	Počet ve starých snímcích	Počet v nových snímcích
KAC	KAC02	<i>Salicetum fragilis</i>	5	0
KBC	KBC02	<i>Rubetum ideai</i>	2	0
KBD	KBD03	<i>Sambuco nigrae-Aceretum negundo</i>	1	1
KBE	KBE01	<i>Chelidonio majoris-Robinetum pseudoacaciae</i>	0	1
LAA	LAA03	<i>Carici acutiformis-Alnetum glutinosae</i>	4	0
LBA	LBA04	<i>Stellario nemorum-Alnetum glutinosae</i>	4	0
LBA	LBA05	<i>Pruno padi-Fraxinetum excelsioris</i>	3	0
LBA	LBA06	<i>Ficario vernaе-Ulmetum campestris</i>	22	43
LBA	LBA07	<i>Fraxino pannonicаe-Ulmetum glabrae</i>	46	39
LBB	LBB01	<i>Galio sylvatici-Carpinetum betuli</i>	1	0
LBB	LBB02	<i>Stellario holosteaе-Carpinetum betuli</i>	4	1
LBB	LBB03	<i>Carici pilosae-Carpinetum betuli</i>	4	1
LBF	LBF01	<i>Aceri-Tilietum</i>	0	14
LBF	LBF02	<i>Mercuriali perennis-Fraxinetum excelsioris</i>	2	0
LDA	LDA01	<i>Luzulo luzuloidis-Quercetum petraeae</i>	2	0

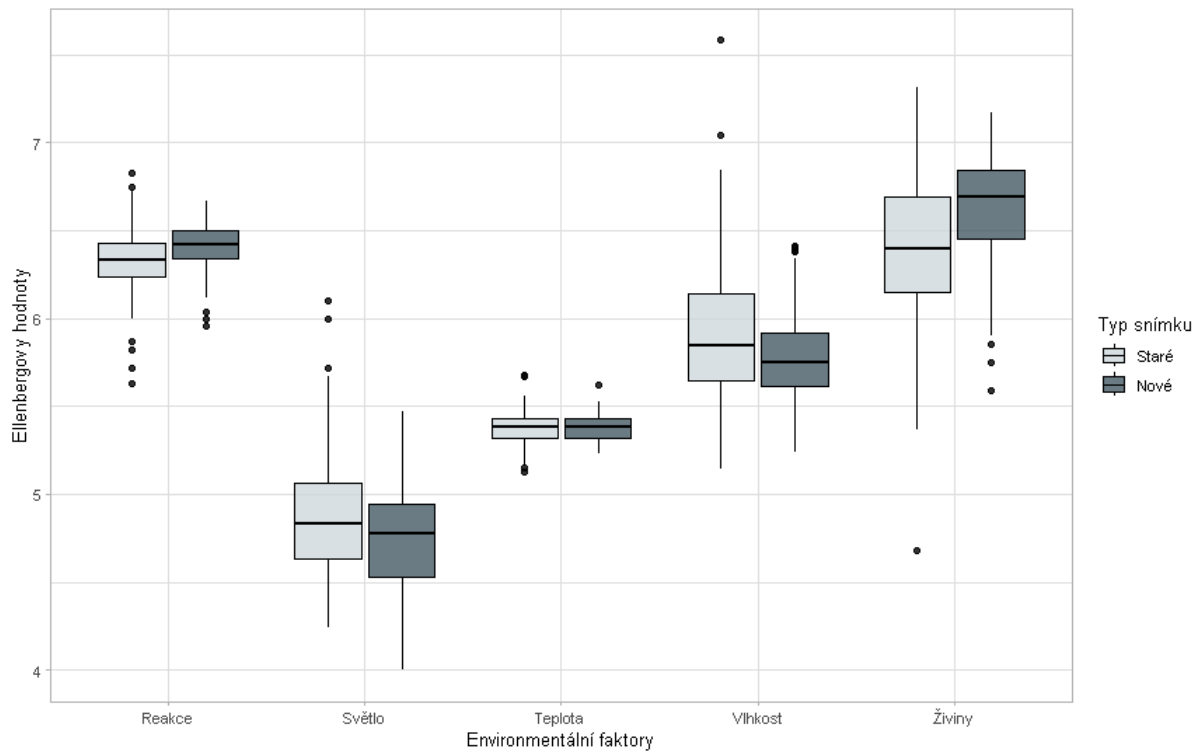
4.5. Změna podmínek prostředí

V nových snímcích došlo k nárůstu Ellenbergových indikačních hodnot pro obsah živin a hodnotu pH, naproti tomu množství vlhkosti a světla se snížilo. Teplota zůstala mezi starými a novými snímky na stejných hodnotách (obr. 17).

Modifikovaný permutační test neodhalil statisticky významnou změnu v Ellenbergových indikačních hodnotách mezi původními a opakovanými snímky (tab. 6).

Tabulka 6: Přehled výsledků modifikovaného permutačního testu, zobrazující p hodnotu pro parametrický (par.), permutační (perm.) a permutační modifikovaný test (modif.).

	R2	P.par	P.perm	P.modif
Půdní reakce	0.024861	0.624551	0.636	0.56
světlo	0.040284	0.531655	0.484	0.476
teplota	0.030496	0.587244	0.636	0.502
vlhkost	0.005277	0.822486	0.818	0.764
živiny	0.488433	0.011445	0.002	0.012



Obrázek 17: Srovnání Ellenbergových indikačních hodnot mezi původními a opakovanými snímky (tělo krabicového diagramu znázorňuje 25-75 % rozpětí variability, linie uprostřed vymezuje medián, vousy značí zbytek variability).

5. DISKUZE

5.1. Změna diverzity

Zkoumání faktorů prostředí podílejících se na utváření diverzity rostlinných společenstev je jednou z nejdůležitějších otázek současného vegetačně ekologického výzkumu (Sutherland et al., 2013). Některé z hlavních příčin změn vegetace byly již nastíněny v úvodu.

V této práci jsem odhalila zvýšení průměrného počtu druhů bylinného patra v oblasti lužních lesů okolo středního toku Moravy. To se odrazilo i na vzrůstu Shannon-Wienerova indexu, který částečně odráží počet druhů. Podobný nárůst druhové diverzity ve své studii lužních lesů v Německu zaznamenali například Strubelt et al. (2017), kde byl největší nárůst diverzity zaznamenán zvláště na plochách s nízkým obsahem živin. Havrdová et al. (2023) naopak uvádí úbytek diverzity v lužních lesích. Existují rovněž ale studie z lesů mírného pásma, které žádnou změnu diverzity neuvádí (Bernhardt-Römermann et al., 2015), toto se ale týká všech typů lesů ne jen lužních. V případě těchto souhrnných studií nelze ale vyloučit, že ke ztrátě biodiverzity nedochází na místní nebo regionální úrovni, případně na úrovni vegetačních typů. Celkový neutrální výsledek může být způsoben tím, že původní mizející druhy nahradí ty nepůvodní, které „obohacují“ naši flóru (Vellend et al., 2017). Naopak většina výsledků lokálních a regionálních studií je v rozporu s výsledky mé práce. Tyto studie odhalují úbytek diverzity ve všech lesních ekosystémech mírného pásu. Jako příčinu úbytku diverzity se uvádí především změna lesního hospodaření (Baeten et al., 2009; Hédl et al., 2010), s tím související přeměna světlého lesa v zapojený lesní porost (Kopecký et al., 2013) či vysoké stavy zvěře (Hédl et al., 2010). Tento rozpor mezi mými a většinově publikovanými výsledky by mohl být způsoben například tím, že na dané ploše prováděli snímkování různí lidé s rozdílnou zkušeností a rozdílným subjektivním vnímáním pokryvnosti, případně že se nachází v odlišných typech lesů se specifickou situací (např. obory s daňky).

V případě stromového patra je v této práci patrný pozvolnější celkový nárůst počtu dřevin, avšak na jednu plochu se počet druhů dřevin v průměru lehce snížil. Jedním z důvodů snížení druhové bohatosti by mohlo být nahrazení původních druhů nepůvodními. V mé diplomové práci se objevilo hned několik nepůvodních druhů stromů, jako jsou *Robinia pseudoacacia*, *Aesculus hippocastanus*, *Juglans nigra* či *Populus canadensis*. Při studii lužních lesů v Rakousku zjistili, že výskyt nepůvodních druhů stromů je závislý především na stáří porostu, typu lužního lesa a vzdálenosti od vodní plochy (Höfle et al., 2014). Je potřeba přizpůsobit lesní hospodaření tak, aby se zvrátilo šíření nepůvodních druhů stromů a zachoval

se jedinečný ekosystém lužních lesů. Typ a intenzita lesního hospodaření představuje klíčový faktor ovlivňující biodiverzitu v lesním ekosystému (Oettel & Lapin, 2021).

Šíření nepůvodních druhů lze opatrně usuzovat i z heterogenity druhového složení vegetace. Heterogenita druhového složení rostlinných společenstev se průkazně snížila, jinými slovy došlo tedy k homogenizaci vegetace, tj. stejnou vegetaci nacházíme mezi různými snímky. Introdukce nepůvodních dřevin, by mohla hrát klíčovou roli v procesu homogenizace, nepůvodní druhy mají totiž ve srovnání s původními často lepší schopnost šíření, vitalitu populací (Šibíková et al., 2019). V mé diplomové práci se vyskytlo hned několik nepůvodních druhů dřevin, jako jsou například *Juglans nigra*, *Aesculus hippocastanus* či *Robinia pseudoacacia*. *Juglans nigra* a *Robinia pseudoacacia* navíc kořeny produkují alelopatické látky, které mají toxický vliv na ostatní rostliny rostoucí v okolí. Dalším důvodem homogenizace by mohla být eutrofizace stanovišť a s tím související expanze původních nitrofilních druhů (Cholewińska et al., 2020), jako je například kopřiva dvoudomá či bršlice kozí noha. Tento trend lze vidět i v mé práci, ubylo druhů na živiny méně náročných a přibýlo nitrofilních druhů. Dále může homogenizaci vegetace odrážet změna klimatu a sní související změny ve vodním režimu (Johnson et al., 2014). Hydrologické změny na řekách prováděné během 70. let způsobily pokles hladiny podzemní vody (Řepka et al., 2015). V mé práci tomu v bylinném patře naznačuje i mírný úbytek vlhkomilnějších druhů rostlin. A v neposlední řadě by mohl mít na vegetaci i vliv vysoké zvěře a její okus, spásání bylin a pupenů dřevin, ohryzávání kůry juvenilních dřevin a sešlap s rozmachem turismu (Reimoser & Gossow, 1996). Tento vliv se ale ve změnách vegetace v této práci neukazuje.

5.2. Změna druhového složení

Změna druhového složení je běžným jevem spjatým s dynamikou společenstva (Niering, 1987). V lesních společenstvech, které se z pohledu člověka jeví jako stabilní, je v průběhu času tato změna pomalejší, což je způsobeno částečně i tím, že se lesy dokáží do určité míry přizpůsobovat okolním přírodním podmínkám, jelikož lesy patří k sukcesně pokročilejšímu ekosystému (Prach, 2012). Ke sledování změn společenstva jsou důležité druhy, které ve společenstvu převládají (Avolio et al., 2019). Méně zastoupené druhy totiž mohou podléhat roli náhodných procesů, např. polom a jiné antropogenní i přírodní disturbance. V mé práci lze ve společenstvu dominantních druhů zaznamenat změnu v druhovém složení bylin i dřevin.

U bylinného patra lze vidět mírný nárůst druhů, ale také převážně obměnu těchto druhů. Došlo k nárůstu druhů náročnějších na živiny (*Alliaria petiolata*, *Rubus caesius*, *Gallium aparine* a další), což nasvědčuje eutrofizaci prostředí (Hédli et al., 2010). To by mohlo mít také souvislost s vyšším výskytem nepůvodních druhů rostlin, a to především *Impatiens parviflora*, která se vyskytuje zejména na narušovaných místech s vyšším výskytem živin (Jarčuška et al., 2016). Ubyly naopak druhy převážně světlomilnější jako například *Anthriscus sylvestris*, *Fragaria vesca*, *Deschampsia cespitosa* a naopak přibyly stínomilnější jako třeba *Viola reichenbachiana*, *Moehringia trinervia*, *Carex sylvatica*. Z toho můžeme tedy odvodit úbytek lesních světlin a větší zapojení lesního porostu (Kopecký et al., 2013).

Také u dřevin jde hlavně o posun od vlhkomilnější vegetace (v mém případě charakterizované *Alnus glutinosa* s výskytem suchomilnějších prvků jako je *Fraxinus excelsior*, *Carpinus betulus*, *Ulmus minor*, *Acer campestre* nebo *Quercus petraea*) s vyšším zastoupením pionýrských dřevin (*Populus tremula*, *Betula pendula*) k vegetaci suchomilnější (s dominancí *Acer pseudoplatanus*, *Tilia cordata* nebo *Quercus robur*) s nižším zastoupením pionýrských dřevin (*Prunus padus*). Dominantní zastoupení může mít nepůvodní druh *Juglans nigra*. Úbytek vlhkomilných druhů, charakteristických pro lužní lesy (Chytrý, 2013) je v souladu s obecně narušeným vodním režimem v celé krajině, který se dotýká zvláště lužních lesů (Řepka et al., 2015). I když v nových snímcích dominují dřeviny jako je *Acer pseudoplatanus* a *Tilia cordata*, které se obecně vyznačují tvorbou silného zápoje a tedy i vytvářením mezofilního klimatu (Chytrý, 2013), dá se patrně očekávat, že s klesajícím množstvím vlhkosti dojde k ústupu i těchto druhů. Zajímavý je i úbytek pionýrských druhů v nových snímcích, který zde patrně souvisí s úbytkem *Alnus glutinosa*, která zde přestává být dominantní. *Alnus glutinosa* je obecně druh s tzv. cyklickou sukcesí. Tento druh vyžaduje zvýšenou hladinu podzemní vody, nalézá se tedy na podmáčených lokalitách například poblíž rybníka nebo ve slepém rameni řeky (Douda, 2009). Díky spolupráci s hlízkovými bakteriemi rodu *Frankia*, fixujícími velké množství dusíku, tento druh produkuje značné množství biomasy (Sellstedt & Richau, 2013). Proto se místa, kde roste *Alnus glutinosa*, postupně zazemňují a podzemní voda se stává pro olši nedostupnou a ta tedy po čase, v důsledku nedostatku vody uhynie. Otevřený, živinami bohatý prostor se tak stává otevřený pro nálet pionýrských dřevin (Pokorný et al., 2000). Tyto příležitosti v nových snímcích pionýrské druhy nemají a musejí se proto spoléhat na jiné typy disturbancí, které v lužních lesích ale nejsou plošně tak rozšířené jako je tomu v případě cyklické sukcese olše. V neposlední řadě je kvalita lužních lesů studovaných v této práci ohrožována šířením nepůvodních druhů jako je například *Juglans nigra*. Tento druh je patrně

šířen zvířaty, zvláště sojkami a veverkami, které si vytváří zásoby zahrnující i plody našeho ořešáku *Juglans regia* na zimu (Lenda et al., 2018). Šíření tohoto, nepůvodního druhu má ale další rizika spojená s vylučování alelopatických látek, které tak vedou k ochuzování diverzity, respektive k potlačení růstu okolní vegetace. To může být zvláště nebezpečné především s ohledem na fakt, že snížená biomasa znamená vyšší predanční tlak zvěře na semenáčky dřevin.

5.3. Změna vlastností druhového složení

Přítomnost ohrožených druhů je z pohledu člověka známkou kvality vegetace. Ohrožené druhy patří často mezi ohrožené z důvodu jejich nízké konkurenceschopnosti, která je ale nezbytná v živinami bohatém prostředí. V mé práci celkově došlo ve vegetaci k nárůstu ohrožených druhů z červeného seznamu (dle Grulich & Chobot, 2017), a v kategoriích ohrožení C1 – C4a v červeném seznamu. Vymizení některých ohrožených druhů, případně jejich úbytek a naopak výskyt nových druhů je v rozporu s hypotetickou vyšší kvalitou prostředí. V mojí práci jsem totiž zaznamenala řadu invazních druhů a druhů s vyššími nároky na množství živin v půdě. Změna zastoupení ohrožených druhů bude tedy pravděpodobně spíše způsobena přehlédnutím druhu daným pozorovatelem. Vzácné druhy se obecně nevyskytují až tak často a většinou ani nemívají vysokou pokryvnost, ba naopak se často jedná o výskyt jednoho jedince, jsou tedy nejnáchylnější ke zkreslení mapovatelem vegetace (Morrison, 2016).

U výskytu nepůvodních druhů rostlin totiž došlo k nárůstu prakticky u všech druhů, u čtyř k výraznému a z toho se navíc většina druhů v původních snímcích ani nevyskytovala. Nejvýraznější nárůst byl zaznamenán u *Impatiens parviflora*, která se vyskytovala téměř v 70 % všech nových snímků, zatímco ve starých byla zaznamenána jen ve dvou procentech snímků. *Impatiens parviflora* je jedním z nejrozšířenějších nepůvodních druhů ve střední Evropě (Floriová & Münzbergová, 2017; Koba, 2015). Jedním z pravděpodobných příčin zvýšeného výskytu této invazní rostliny by mohl být celkový nárůst živin v krajině (Jarčuška et al., 2016). Tato rostlina stejně jako ostatní invazní rostliny produkuje velké množství lehkých semen, které se snadno šíří. Nárůstem invazních rostlin v lesích jsou ohroženy lesy všude v Evropě a zejména lužní lesy patří k jedním z nejohroženějších typů lesní vegetace, je to způsobeno zejména nízkou nadmořskou výškou a živinami bohatými půdami (Lapin et al., 2019). Dalším důvodem zvýšeného výskytu nepůvodních druhů rostlin může být jejich tolerance ke snížení vlhkosti prostředí oproti původním druhům, což se v lužních lesích děje (Mikulová et al., 2020). A v neposlední řadě může být také příčina vlivem pozorovatele, kdy dříve mohli být tyto druhy

mapovatelem přehlížené z důvodu jejich neznalosti, jelikož se tyto druhy tehdy v přírodě zatím moc nevyskytovali.

S pohledem na typ šíření došlo k nárůstu frekvence anemochorních druhů (typ *Epilobium*) a naopak k poklesu endozoochorních druhů (typ *Cornus*). Zvýšení pokryvnosti zápoje stromového nadrostu je v souladu s předpokládanou změnou hospodaření. V druhé polovině dvacátého století došlo k opuštění výmladkového hospodaření se spoustou světlin a po uzavření porostu s přechodem na vysoký les došlo k vymizení druhů náročných na světlo (Kopecký et al., 2013).

Z hlediska Raunkiaerových životních forem jsem zjistila trend poklesu průměrné pokryvnosti jednotlivých forem ve snímku, s výjimkou makrofanerofytů, tedy druhů stromového patra, které se relativně nezměnily. Statisticky průkazné bylo však pouze snížení pokryvnosti u geofytů, nanofanerofytů a terofytů, přičemž terofyty ubyly nejvýrazněji. Úbytek geofytů je zvláštní. Geofyty jakožto rostliny kvetoucí brzy na jaře nebo pozdě v létě zpravidla vyplňují volný prostor (Kostrakiewicz-Gierałt et al., 2023). Jejich úbytek by tak spíše než skutečným úbytkem mohl být způsoben jejich nezaznamenáním ve vegetaci. Tyto druhy totiž obecně v souvislosti se změnou klimatu mají tendenci začínat a tedy i končit svůj životní cyklus dříve (Eppich et al, 2009). Úbytek nanofanerofytů, tedy druhů keřového patra je v souladu s již výše diskutovaným uzavřením porostu a převodem hospodaření z výmladkového lesa na vysoký les (Hédl et al., 2010). V případě terofytů, tj. druhů, které jsou konkurenčně slabé a obsazují narušenou plochu (Schmidt, 2012), se dá předpokládat, že tyto druhy snížili pokryvnost, protože nejsou schopny se uplatnit v živinami chudém prostředí. Nelze ale vyloučit, že tyto druhy nebyly v nových snímcích zaznamenány z důvodu jejich celkově krátkého životního cyklu. Jejich početnost se zároveň může lišit i mezi roky.

Nárůstu živin v prostředí odpovídá i změna z hlediska CSR životních strategií. Zde se pokryvnost kompetitorů (strategie C) zvýšila a naopak u CR, CS, CSR strategií se snížila. Zvýšení kompetičně zdatných druhů lze pravděpodobně vysvětlit celkově zvýšeným množstvím živin v prostředí, především dusíku a fosforu. Lužní lesy jsou totiž obecně náchylné ke zvyšování množství dostupných živin, protože jsou v nižších polohách, a jsou typicky vystaveny splachu živin z polí. V lužních lesích navíc došlo k již diskutované změně hospodaření, což se odrazilo v úbytku narušených ploch. Pokles ostatních strategií navíc může souviset s celkovou homogenizací prostředí.

5.4. Změna vegetačních typů

Ve vegetaci úplně vymizely poříční vrbové křoviny a vrbotopolové luhy, tedy silně vlhkomilné zaplavované asociace měkkých luhů s vrbou bílou, *Salicetum fragilis* (KAC02), která ve starých snímcích tvořila 5 %. To lze patrně dávat do souvislosti s už výše diskutovanou změnou vodního režimu v krajině, každoroční zaplavování během jarních povodní, případně i letní zaplavování v důsledku přívalových dešťů, které je nezbytnou podmínkou pro existenci této asociace (Chytrý et al., 2013). Tomu odpovídá i úbytek vlhkomilné vegetace třídy mezofilní a vlhké opadavé listnaté lesy (LB). Počet asociací třídy mezofilní a vlhké opadavé listnaté lesy se v nových snímcích snížil z 8 asociací na 5 asociací. Z této třídy byly vymizením nejvíce postiženy vlhkomilnější typy asociací, jako je asociace *Carici acutiformis-Alnetum glutinosae* (LAA03, 4 % starých snímků), *Stellario nemorum-Alnetum glutinosae* (LBA04, 4% starých snímků) a *Pruno padi-Fraxinetum excelsioris* (LBA05, 3 % starých snímků) a další, převážně vlhkomilnější asociace. V rámci třídy mezofilní a vlhké opadavé listnaté lesy naopak přibyla více suchomilná, nově zaznamenaná vegetace suťových lesů *Aceri-Tilietum* (LBF01), pravděpodobně proto že podmínky jsou mezičtější a vegetace se homogenizovala.

Další méně vlhkosti vyžadující vegetace tvrdých luhů nížinných řek, asociace *Ficario vernaе-Ulmetum campestris* (LBA06) vzrostla z 22 % na 43 %, a to nejvýrazněji ze všech identifikovaných asociací. Tato asociace se patrně rozšířila v souvislosti s regulací vodního režimu, kdy se omezily periodické záplavy a snížila hladina podzemní vody. Tato vegetace patrně nahradila původní vegetaci tvrdých luhů, asociace *Fraxino pannonicae-Ulmetum glabrae* (LBA07), která také zaznamenala nejvyšší pokles a to z původních 46 % na 39 %. Oproti asociaci *Ficario vernaе-Ulmetum campestris* (LBA06) je asociace *Fraxino pannonicae-Ulmetum glabrae* (LBA07) totiž vlhkomilnější (Chytrý et al., 2013). Je tedy patrný probíhající trend posunu vegetace směrem k více suchomilným asociacím.

Vedle vlhkomilnější vegetace došlo i k úplnému vymizení vlhkých acidofilních doubrav, *Holco mollis-Quercetum roburis* (LDA04). Tato vegetace se vyznačuje kyselým pH. Teorii okyselování půdy lze opatrně usuzovat i ze 100 % nárůstu asociace *Ficario vernaе-Ulmetum campestris*, tj. asociace charakterizované kyselou až slabě neutrální půdou, která nahradila asociaci *Fraxino pannonicae-Ulmetum glabrae*, tj. asociaci se spíše jen mírně kyselou až neutrální půdou (Chytrý et al., 2013). U zbývajících asociací je tato teorie neprůkazná, jelikož asociace, které zmizely, měli spíše kyselý charakter a podobné je to i u asociací, které přibýly. Nárůst nitrofilnějších asociací může být také způsoben chybou mapovatele a jeho přehlížením a nezapsáním geofytů, které jsou pro určení tohoto typu vegetace zcela zásadní.

Ze třídy mezofilních a xerofilní křoviny a akátiny (KB) úplně vymizela v nových snímcích vegetace křovin s rybízem alpským a růží převislou (KBC01). V lužních lesích se jedná o sekundární, člověkem vytvořené společenstvo na narušovaných stanovištích vzniklých při obhospodařování lesa (Chytrý et al., 2013). Tento typ vegetace tak pravděpodobně ustoupil v důsledku absence managementu a stal se součástí lesních porostů.

Dále v nových snímcích zmizela křovinná vegetace s porosty javoru jasanolistého (KBD03). Tato vegetace je charakteristická spontánním výskytem v lužních lesích, především na březích narušovaných řek (Chytrý et al., 2013). Úbytek této vegetace je tedy spíše než nedostatkem živin pravděpodobně následkem regulací řek a absencí přirozeného narušování stanovišť.

Nově byla v křovinné vegetaci naopak zjištěna vegetace mezofilních akátin s dominantními nitrofyty, *Chelidonio majoris-Robinietum pseudoaccaciae* (KBE01). Tato vegetace, vysoce tolerantní k množství živin a vlhkosti (Chytrý et al. 2013).

5.5. Změna podmínek prostředí

Průměrné Ellenbergovy indikační hodnoty pro plochy odhalily statistický trend změny podmínek prostředí pouze v případě nárůstu živin (modifikovaný permutační test, Zelený & Schaffers 2012).

Vyšší množství živin odpovídá obecně udávané eutrofizaci prostředí. Eutrofizace lesního prostředí je udávána jak z českých (Hédl et al., 2010), tak zahraničních studií (Jandl et al., 2012; Verheyen et al., 2012). Jednou z hlavních příčin eutrofizace prostředí je atmosférická depozice dusíku, jeho přímý dopad na zvýšení živin v lesích ale nebyl dosud prokázán (Verheyen et al., 2012). Změna druhového složení stromů z důvodu znečištění ovzduší je tedy málo pravděpodobná. Jedním dalších z důvodů eutrofizace může být změna druhového složení stromů ve prospěch druhů s vyšším obsahem snadno rozložitelné biomasy listového opadu a tím urychlení koloběhu živin (Hölscher et al., 2001). Dalším důvodem zvýšeného množství živin v půdě v lesích může být způsoben změnou hospodaření, kdy se dříve hospodařilo pařezením a tím docházelo k odnosu biomasy (Hölscher et al., 2001). Velký vliv na znečištění lužních lesů má zemědělství, kde se ve vysoké míře používají hnojiva, která se následně splachují z polí a znečišťují spodní vody. Zdá se, že na eutrofizaci nemá vliv pouze jeden faktor, ale nýbrž propojení a vliv různých faktorů. Každopádně zvýšený příjem živin podporuje růst druhů náročnějších na živiny, které zároveň rostou rychleji a vytlačují ostatní druhy. Tomu

odpovídá i zvýšení výskytu C-strategů v kapitole o změně vlastností druhového složení. To může vést k postupnému ochuzování biodiverzity a být jednou z příčin pozorované biotické homogenizace (Gilliam, 2006). Zvýšená eutrofizace prostředí také podporuje růst a šíření invazních druhů rostlin, což je v mé práci patrné. Zejména u *Imaptiens parviflora*, která se velmi rychle rozšířila, jelikož dříve se nevyskytovala takřka vůbec a nyní se vyskytovala v 70 % snímkaných ploch. Tento druh je zároveň uváděn jako nejrozšířenější nepůvodní druh v Evropě (Florianová & Münzbergová, 2017). Dalším velmi výrazně přibývajícím nepůvodním druhem je *Parthenocissus inserta*, který patří mezi konkurenčně silné druhy a výrazně tak mění strukturu cenózi lesa. Jeho rozšíření je pozorováno například i v lužních lesích v Rusku (Kozlovskiy et al., 2020).

Pomocí Ellenbergových indikačních hodnot nebyla průkazně zjištěna změna pro půdní vlhkost. Došlo však k nápadnému úbytku vlhkomilných společenstev lesní vegetace. Úbytek vlhkosti v lužních lesích může souviset především s narušeným vodním režimem (Řepka et al., 2015) případně na ně může mít vliv i změna světelných podmínek. Ve zkoumané vegetaci se jeví (na základě posunu Ellenbergových indikačních hodnot) změna směrem k tmavším podmínkám v lesním podrostu, ačkoli tato změna není statisticky průkazná. To může souviset s již zmiňovanou změnou hospodaření, například ústup od párezení a dalších forem tradičního lesního hospodaření. Vyšší zápoj korun stromů a snížení dostupnosti světla pro podrost mohla vést k ústupu světlomilných druhů (Havrdová et al., 2023). To se ostatně v mé práci projevilo, v podrostu ubylo druhů na světlo náročnější a přibylo druhů stínomilnějších.

Ellenbergovy indikační hodnoty pro teplotu zůstaly stejné, což lze vysvětlit „pufrováním“ oteplování makroklimatu pomocí vyššího zápoje lesního nadrostu. Mikroklimatické podmínky v podrostu se díky tomu během posledních desetiletí příliš nezměnily (Davis et al., 2019).

6. ZÁVĚR

Dlouhodobé změny vegetace lužních lesů podél středního toku Moravy se projevily v diverzitě, druhovém složení a vlastnostech rostlinných společenstev. V první řadě došlo k nárůstu živin a tedy k eutrofizaci, jak ukazují i Ellenbergovy indikační hodnoty. Došlo také k posunu od vlhkomilnější vegetace k vegetaci suchomilnější. To odpovídá obecnému trendu poklesu hladiny podzemní vody a tedy i vysychání krajiny. Druhová bohatost v bylinném patře se zvýšila, zatímco ve stromovém patře lehce poklesla. Vyšší diverzita bylin je v souladu s pozorovaným nárůstem četnosti ohrožených druhů, i když jde převážně o druhy nejméně ohrožené kategorie C4a. Nejvyšší nárůst zastoupení byl zaznamenán u *Allium ursinum* a *Galium rivale*. Na vyšším množství druhů bylinného patra se dále podílí i nárůst nepůvodních, zejména několika invazních druhů (*Impatiens parviflora*, *Patrenocissus inserta*, *Solidago canadensis+gigantea*). Z pohledu vlastností vegetace došlo k výraznému nárůstu endozoochorních druhů, tedy druhů s těžšími semeny šířenými herbivory. To by mohlo souviset také se zvýšením pokryvnosti kompetitorů (strategie C) a naopak snížení pokryvnost u CR, CS, CSR strategií. Z hlediska Raunkiaerových životních forem došlo k poklesu pokryvnosti všech životních forem s výjimkou makrofanerofytů, tj. stromového patra, to zůstalo stejné. Zajímavý je nejvýraznější úbytek terofytů, které sice vzhledem k nízké produkci biomasy neovlivňují ekosystémové procesy, ale jsou často ochránářsky hodnotnou skupinou rostlin. Celková homogenizace vegetace a zvýšení korunového zápoje je i v souladu s poklesem počtu asociací. U vegetačních typů se oproti 60. letům zastoupení jednotlivých vegetačních typů výrazně snížilo, a to z 15 na 8 asociací. Došlo i ke změně jejich vlastností a to k úbytku silně vlhkomilnějších typů asociací a nárůstu suchomilnějších typů vegetace. V důsledku pokračujících klimatických změn a poklesu hladiny podzemní vody lze v budoucnu očekávat další změny ve struktuře a fungování lužních lesů.

7. CITOVANÁ LITERATURA

- Arrington, D. A., Toth, L. A., & Koebel, J. W. 1999. Effects of rooting by feral hogs *Sus scrofa* L. on the structure of a floodplain vegetation assemblage. *Wetlands*, 19, 535–544.
- Avolio, M. L., Forrestel, E. J., Chang, C. C., La Pierre, K. J., Burghardt, K. T., & Smith M. D. 2019. Demystifying dominant species. *New Phytologist*, 223(3), 1106–1126.
- Baeten, L., Bauwens, B., De Schrijver, A., De Keersmaecker, L., Van Calster, H., Vandekerckhove, K., ... & Verheyen, K. 2009. Herb layer changes (1954–2000) related to the conversion of coppice-with-standards forest and soil acidification. *Applied Vegetation Science*, 12(2), 187–197.
- Bauer, Z., & Bauerová, J. 2007. Vliv regionálního oteplování na vzrůst proměnlivosti reprodukčního procesu u rostlin a živočichů v lužním lese v letech 1961–2000. Část I. Byliny. *Meteorologické zprávy* 60: 49–55.
- Berka, T. 2012. Maloplošná chráněná území v Olomouckém kraji. Olomouc: Olomoucký kraj. 128 s.
- Bernhardt-Römermann, M., Baeten, L., Craven, D., De Frenne, P., Hédli, R., Lenoir, J., ... & Verheyen, K. 2015. Drivers of temporal changes in temperate forest plant diversity vary across spatial scales. *Global Change Biology*, 21(10), 3726–3737.
- Bonan, G. B. 2008. Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science*, 320(5882), 1444–1449.
- Brack, D. 2019. Forests and climate change. In *Proceedings of Background Study Prepared for the Fourteenth Session of the United Nations Forum on Forests*. New York, NY, USA: United Nations Forum on Forests.
- Brown, A. G., Harper, D., & Peterken, G. F. 1997. European floodplain forests: structure, functioning and management. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 169–178.
- Butchard, S. H., Walpole, M., Collen B., Van Strien, A., Scharlemann, J. P., Almond, R. E., & Carpenter, K. E. 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science*, 328 (5982), 1164–1168.

- Cholewińska, O., Adamowski, W., & Jaroszewicz, B. 2020. Homogenization of temperate mixed deciduous forests in Białowieża Forest: Similar communities are becoming more similar. *Forests*, 11(5), 545.
- Chytrý, M., Hájek, M., Kočí, M., Pešout, P., Roleček, J., Sádlo, J., Šumberová, K., Sychra, J., Boublík, K., Douša, J., Grulich, V., Härtel, H., Hédli, R., Lustyk, P., Navrátilová, J., Novák, P., Peterka, T., Vydrová, A., & Chobot, K. 2020. Červený seznam biotopů České republiky. *Příroda* 41: 1–170. ISBN 978–80–7620–043–2
- Chytrý, M., Kučera, T., & Kočí, M. 2001. Katalog biotopů České republiky. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Chytrý, M. 2007. Vegetace České republiky 1. Travinná a keříčková vegetace. Praha: Academia.
- Chytrý, M. 2013. Vegetace České republiky 4 Lesní a křovinná vegetace. Praha: Academia. 551 s.
- Chytrý, M., & Tichý, L. 2018. National vegetation classification of the Czech Republic: a summary of the approach. *Phytocoenologia*, 48(2), 121–131.
- Chytrý, M., Pyšek, P., Tichý, L., Knollová, I., & Danihelka, J. 2005. Invasions by alien plants in the Czech Republic: a quantitative assessment across habitats. *Preslia*, 77(4), 339–354.
- Culek, M., Grulich, V., Laštůvka, Z., & Divíšek, J. 2013. Biogeografické regiony České republiky. Brno: Masarykova univerzita. 447 s.
- Česká geologická služba, 2023. Půdní mapa 1:50 000. Dostupné 30. 12. 2023 z: [Půdní mapa 1 : 50 000 \(geology.cz\)](https://www.geology.cz/pudni-mapa-1-50000)
- Davis, K. T., Dobrowski, S. Z., Holden, Z. A., Higuera, P. E., & Abatzoglou, J. T. 2019. Microclimatic buffering in forests of the future: the role of local water balance. *Ecography*, 42(1), 1–11.
- Dostál, P., Müllerová, J., Pyšek, P., Pergl, J., & Klinerová, T. 2013. The impact of an invasive plant changes over time. *Ecology Letters*, 16(10), 1277–1284.
- Douša, J. 2009. O vegetační proměnlivosti a původu současných lužních lesů. *Živa*, 57, 56-59.

- Eppich, B., Dede, L., Ferenczy, A., Garamvölgyi, Á., Horváth, L., Isépy, I., ... & Hufnagel, L. 2009. Climatic effects on the phenology of geophytes. *Applied Ecology and Environmental Research*, 7(3), 253–266.
- Florianová, A., & Münzbergová, Z. (2017). Invasive *Impatiens parviflora* has negative impact on native vegetation in oak-hornbeam forests. *Flora*, 226, 10–16.
- Gilliam, F. S. 2006. Response of the herbaceous layer of forest ecosystems to excess nitrogen deposition. *Journal of Ecology*, 94(6), 1176–1191.
- Grime, J. P. 1974. Vegetation classification by reference to strategies. *Nature*, 250, 26–31.
- Grime, J. P. 1979. *Plant strategies and vegetation processes*. Wiley, Chichester.
- Gulich, V., & Chobot, K. 2017. Červený seznam ohrožených druhů České republiky cévnaté rostliny. *Příroda 35*. Praha. AOPK ČR. 178 s.
- Havrdová, A., Douda, J., & Doudova, J. 2023. Threats, biodiversity drivers and restoration in temperate floodplain forests related to spatial scales. *Science of The Total Environment*, 854, 158743.
- Hédl, R., Kopecký M., & Komárek, J. 2010. Half a century of succession in a temperate oakwood: from species-rich community to mesic forest. *Diversity and Distributions*, 16, 267–276.
- Hédl R., Bernhardt-Römermann M., Grytnes J. A., Jurasinski G. & Ewald J. 2017. Resurvey of historical vegetation plots: a tool for understanding long-term dynamics of plant communities. *Applied Vegetation Science*, 20, 161–163.
- Hédl, R., & Szabó, P. 2010. Hluboké hvozdy, nebo pokřivené křoví? *Vesmír*, 89, 232–236.
- Hennekens, S. M., & Schaminée, J. H. J. 2001. TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data. *Journal of Vegetation Science*, 589–591.
- Höfle, R., Dullinger, S., & Essl, F. 2014. Different factors affect the local distribution, persistence and spread of alien tree species in floodplain forests. *Basic and Applied Ecology*, 15(5), 426–434.
- Holuša, O., Štěrbá T., & Holušová, K. 2014. *Lesnicko-typologické základy ochrany lesa*. Skripta. Mendelova univerzita v Brně, Brno. 83 s.

- Hölscher, D., Schade, E., & Leuschner, C. 2001. Effects of coppicing in temperate deciduous forests on ecosystem nutrient pools and soil fertility. *Basic and Applied Ecology*, 2(2), 155–164.
- Horáčková, J. 2018. Invazní rostliny v nivách—problém pro měkkýší společenstva. *Živa*, 5, 243–245.
- Jandl, R., Smidt, S., Mutsch, F., Fürst, A., Zechmeister, H., Bauer, H., & Dirnböck, T. 2012. Acidification and nitrogen eutrophication of Austrian forest soils. *Applied and Environmental Soil Science*, 2012, 1–9.
- Jarčuška, B., Slezák, M., Hrivnák, R., & Senko, D. 2016. Invasibility of alien *Impatiens parviflora* in temperate forest understories. *Flora*, 224, 14–23.
- Jetz, W., McGeoch, M. A., Guralnick, R., Ferrier, S., Beck, J., Costello, M. J., ... & Turak, E. 2019. Essential biodiversity variables for mapping and monitoring species populations. *Nature ecology & evolution*, 3(4), 539–551.
- Johnson, S. E., Mudrak, E. L., & Waller, D. M. 2014. Local increases in diversity accompany community homogenization in floodplain forest understories. *Journal of Vegetation Science*, 25(3), 885–896.
- Kaplan, Z., Danihelka, J., Chrtek, J. Jr., Kirschner, J., Kubát, K., Štěpánek, J., & Štech, M. (eds). 2019. Klíč ke květeně České republiky [Key to the flora of the Czech Republic]. Ed. 2. – Praha: Academia.
- Knozová, G. 2014. Charakteristika přívalových srážek v Protivanově, Kroměříži a Vizovicích (2003-2013). *Fyzickogeografický sborník*, 12, 85–93.
- Koba, J. 2015. Alien and invasive plant species in plant communities of floodplain forests of the Małopolska Upland. In *Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska, sectio C—Biologia*, 69, 2, 19s.
- Kočí, V., Burkhard, J., & Maršálek, B. 2000. Eutrofizace na přelomu tisíciletí. *Eutrofizace* 2000, 10, 3–13.
- Kočí, M., Chytrý, M., & Tichý, L. 2003. Formalized reproduction of an expert-based phytosociological classification: a case study of subalpine tall-forb vegetation. *Journal of Vegetation Science*, 14(4), 601–610.

- Kopecký, M., Hédl, R., & Szabó, P. 2013. Non-random extinctions dominate plant community changes in abandoned coppices. *Journal of Applied Ecology*, 50(1), 79–87.
- Kostrakiewicz–Gierałt, K., Gmyrek, K., & Pliszko, A. 2023. Does the Distance from the Formal Path Affect the Richness, Abundance and Diversity of Geophytes in Urban Forests and Parks?. *Forests*, 14(11), 2272.
- Kozlovskiy, B. L., Fedorinova, O. I., & Kuropyatnikov, M. V. (2020). Invasion of the *Parthenocissus inserta* (Kern.) K. Fritsch. in Floodplain Forests of Rostov Oblast. *Russian journal of biological invasions*, 11, 41–46.
- Lapin, K., Oettel, J., Steiner, H., Langmaier, M., Sustic, D., Starlinger, F., ... & Frank, G. 2019. Invasive alien plant species in unmanaged forest reserves, Austria. *NeoBiota*, 48, 71–96.
- Lenda, M., Knops, J. H., Skórka, P., Moroń, D., & Woyciechowski, M. 2018. Cascading effects of changes in land use on the invasion of the walnut *Juglans regia* in forest ecosystems. *Journal of Ecology*, 106(2), 671–686.
- Liebold, A. M., Brockerhoff, E. G., Kalisz, S., Nuñez, M. A., Wardle, D. A., & Wingfield, M. J. 2017. Biological invasions in forest ecosystems. *Biological Invasions*, 19, 3437–3458.
- Lorencová, H. 2007. Humusové poměry a biologická aktivita lužních lesů.
- Machar, I. 2008. Floodplain forests of Litovelské Pomoraví and their management. *Journal of Forest Science*, 54, 355–369.
- Miklín J., & Čížek L. 2014. Erasing a European biodiversity hot–spot: open woodlands, veteran trees and mature forests succumb to forestry intensification, succession, and logging in a UNESCO Biosphere Reserve. *Journal for Nature Conservation*, 22(1), 35–41.
- Mikulová, K., Jarolímek, I., Šibík, J., Bacigál, T., & Šibíková, M. 2020. Long–term changes of softwood floodplain forests—did the disappearance of wet vegetation accelerate the invasion process?. *Forests*, 11(11), 1218.
- Moravec, J. 1994. *Fytocenologie: nauka o vegetaci*. Academia.
- Morrison, L. W. 2016. Observer error in vegetation surveys: a review. *Journal of Plant Ecology*, 9(4), 367–379.

- Mölder, A., & Schneider, E. 2011. On the beautiful diverse Danube? Danubian floodplain forest vegetation and flora under the influence of river eutrophication. *River Research and Applications*, 27(7), 881–894.
- Niering, W. A. 1987. Vegetation dynamics (succession and climax) in relation to plant community management. *Conservation Biology*, 1(4), 287–295.
- Oettel, J., & Lapin, K. 2021. Linking forest management and biodiversity indicators to strengthen sustainable forest management in Europe. *Ecological Indicators*, 122, 107275.
- Oksanen J, Simpson G, Blanchet F, Kindt R, Legendre P, Minchin P, O'Hara R, Solymos P, Stevens M, Szoecs E, Wagner H, Barbour M, Bedward M, Bolker B, Borcard D, Carvalho G, Chirico M, De Caceres M, Durand S, Evangelista H, FitzJohn R, Friendly M, Furneaux B, Hannigan G, Hill M, Lahti L, McGlenn D, Ouellette M, Ribeiro Cunha E, Smith T, Stier A, Ter Braak C, Weedon J. 2022. *_vegan: Community Ecology Package_*. R package version 2.6-4, <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>.
- Pladias. 2019. Životní strategie. Dostupné 30. 12. 2023 z: [Pladias: Databáze české flóry a vegetace](#)
- Plíva, K. 1991. Funkčně integrované lesní hospodářství, 1. Přírodní podmínky v lesním hospodářství. Brandýs nad Labem, Ústav pro hospodářskou úpravu lesů, 264.
- Pokorný, P., Klimešová, J., & Klimeš, L. 2000. Late Holocene history and vegetation dynamics of a floodplain alder carr: a case study from eastern Bohemia, Czech Republic. *Folia Geobotanica*, 35, 43–58.
- Prach, J. 2012. Změny lesní vegetace Šumavy a jejího podhůří během druhé poloviny 20. století.
- Pyšek P., Sádlo J., Chrtek J. J., Chytrý M., Kaplan Z., Pergl J., Pokorná A., Axmanová I., Čuda J., Doležal J., Dřevojan P., Hejda M., Kočár P., Körtz A., Lososová Z., Lustyk P., Skálová H., Štajerová K., Večeřa M., Vítková M., Wild J. & Danihelka J. 2022. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (3rd edition): species richness, status, distributions, habitats, regional invasion levels, introduction pathways and impacts. *Preslia* 94: 447–577.

- Pyšek, P., Chytrý, M., Pergl, J., Sádlo, J., & Wild, J. 2012. Plant invasions in the Czech Republic: current state, introduction dynamics, invasive species and invaded habitats. *Preslia*, 84, 575–629.
- Rackham, O. 2006. *Woodlands*. London: HarperCollins. 480 s.
- Raunkiaer, C. 1934. *The Life Forms of Plants and Statistical Plant Geography*. Oxford University Press, London.
- Reimoser, F., & Gossow, H. 1996. Impact of ungulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system. *Forest Ecology and Management*, 88(1–2), 107–119.
- Richardson, D. M., Pyšek, P., Rejmanek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D., & West, C. J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and distributions*, 6(2), 93–107.
- Rooney, T. P., Wiegmann, S. M., Rogers, D. A., & Waller, D. M. 2004. Biotic impoverishment and homogenization in unfragmented forest understory communities. *Conservation Biology*, 18(3), 787–798.
- Rožnovský, J. 2016. Výskyty sucha na území ČR a změny klimatu. *Zpravodaj ochrany lesa*, 38.
- R Core Team 2023. *_R: A Language and Environment for Statistical Computing_*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<https://www.R-project.org/>>.
- Řepka, R., Šebesta, J., Maděra, P., & Vahalík, P. 2015. Comparison of the floodplain forest floristic composition of two riparian corridors: species richness, alien species and the effect of water regime changes. *Biologia*, 70(2), 208–217.
- Sádlo, J., Chytrý, M., Pergl, J., & Pyšek, P. 2018. Plant dispersal strategies: a new classification based on the multiple dispersal modes of individual species. *Preslia* 90: 1–22.
- Schmidt, W. 2012. How natural are strict forest reserves? Neophytes and therophytes as geobotanical indicators. *Forstarchiv*, 83(2), 93–108.
- Sellstedt, A., & Richau, K. H. 2013. Aspects of nitrogen-fixing *Actinobacteria*, in particular free-living and symbiotic *Frankia*. *FEMS Microbiology Letters*, 342(2), 179–186.

- Strubelt, I., Diekmann, M., & Zacharias, D. 2017. Changes in species composition and richness in an alluvial hardwood forest over 52 yrs. *Journal of Vegetation Science*, 28(2), 401–412.
- Suchomel, J. 2008. Škůdci v porostech lužních lesů – bobr a kopytníci. *Lesnická práce. Ročník* 87(5).
- Suchomel, J., & Heroldova, M. 2008. Effect of seed crop of trees on the abundance and body parameters of granivorous mammals in isolated forest stands of southern Moravia (Czech Republic). *Polish Journal of Ecology*, 56(1), 181–186.
- Sutherland, W. J., Freckleton, R. P., Godfray, H. C. J., Beissinger, S. R., Benton, T., Cameron, D. D., ... & Wiegand, T. 2013. Identification of 100 fundamental ecological questions. *Journal of ecology*, 101(1), 58–67.
- Šibíková, M., Jarolímek, I., Hegedušová, K., Májeková, J., Mikulová, K., Slabejová, D., ... & Medvecká, J. 2019. Effect of planting alien *Robinia pseudoacacia* trees on homogenization of Central European forest vegetation. *Science of the Total Environment*, 687, 1164–1175.
- Tian, X., Sohngen, B., Kim, J. B., Ohrel, S., & Cole, J. 2016. Global climate change impacts on forests and markets. *Environmental Research Letters*, 11(3), 035011.
- Tichý, L. 2002. JUICE, software for vegetation classification. *Journal of Vegetation Science*, 13(3), 451–453.
- Tichý, L. 2005. New similarity indices for the assignment of relevés to the vegetation units of an existing phytosociological classification. *Plant ecology*, 179, 67–72.
- Tomáš, M., & Vysoudil, M. 2011. Teplotní a srážkové poměry Olomouce. *Zprávy Vlastivědného muzea v Olomouci*, 301, 69–91.
- Tumajer, J., & Treml, V. 2016. Response of floodplain pedunculate oak (*Quercus robur* L.) tree–ring width and vessel anatomy to climatic trends and extreme hydroclimatic events. *Forest Ecology and Management*, 379, 185–194.
- Úradníček, L., 2004. Bobr – přítel říční krajiny? In: Měkotová J., Štěrba O.: Říční krajina 2. Sborník příspěvků z konference, Olomouc. 298–302.

- Vellend, M., et al. 2017. Plant biodiversity change across scales during the Anthropocene. *Annual Review of Plant Biology*, 68, 563–586.
- Verheyen, K., Baeten, L., De Frenne, P., Bernhardt-Römermann, M., Brunet, J., Cornelis, J., ... & Verstraeten, G. (2012). Driving factors behind the eutrophication signal in understorey plant communities of deciduous temperate forests. *Journal of Ecology*, 100(2), 352–365.
- Wenger, E. L., Zinke, A., & Gutzweiler, K. A. 1990. Present situation of the European floodplain forests. *Forest Ecology and Management*, 33, 5–12.
- Zelený, D., & Schaffers, A. P. 2012. Too good to be true: pitfalls of using mean Ellenberg indicator values in vegetation analyses. *Journal of Vegetation Science*, 23, 419–431.
- Zouhar, V. 2012. Database of Czech Forest Classification System. *Biodiversity and Ecology*, 4, 346.

8. PŘÍLOHY

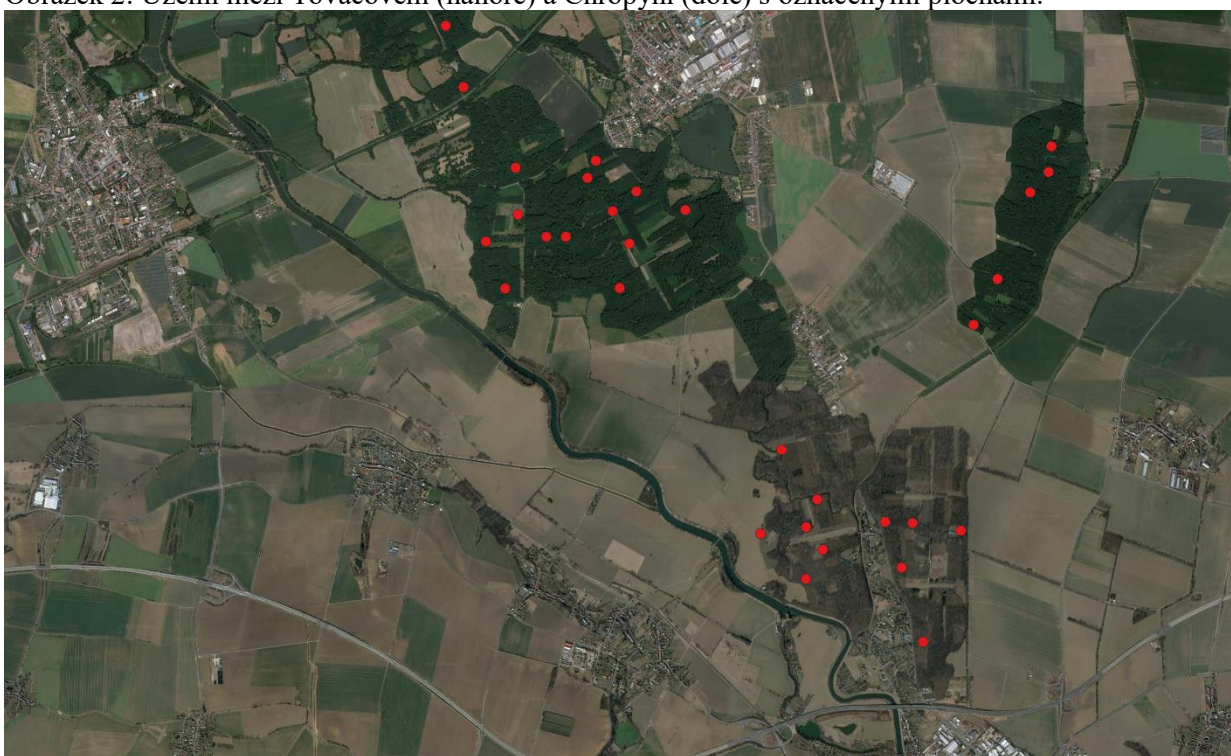
Příloha 1: Letecké snímky studovaného území se zákresem jednotlivých ploch (červené body).



Obrázek 1: PR Království u obce Grygov s označením jednotlivých ploch.



Obrázek 2: Území mezi Tovačovem (nahore) a Chropyní (dole) s označenými plochami.



Obrázek 3: Území mezi Chropyní (nahore) a Kroměříží (dole) s vyznačenými plochami.



Obrázek 4: Území mezi Kroměříží (nahore) a Tumačovem (dole) s vyznačenými plochami.

Příloha 2: Tabulka s klasifikací jednotlivých ploch: KAC02 = *Salicetum fragilis*, KBC02 = *Rubetum ideai*, KBD03 = *Sambuco nigrae-Aceretum negundo*, KBE01 = *Chelidonio majoris-Robinetum pseudoacaciae*, LAA03 = *Carici acutiformis-Alnetum glutinosae*, LBA04 = *Stellario nemorum-Alnetum glutinosae*, LBA05 = *Pruno padi-Fraxinetum excelsioris*, LBA06 = *Ficario vernaе-Ulmetum campestris*, LBA07 = *Fraxino pannonicae-Ulmetum glabrae*, LBB01 = *Galio sylvatici-Carpinetum betuli*, LBB02 = *Stellario holosteaе-Carpinetum betuli*, LBB03 = *Carici pilosae-Carpinetum betuli*, LBF01 = *Aceri-Tilietum*, LBF02 = *Mercuriali perennis-Fraxinetum excelsioris*, LDA01 = *Luzulo luzuloidis-Quercetum petraeae*.

Číslo plochy	staré	nové
T3480166	LBA07	LBA07
T3480164	LBA06	LBA06
T3480163	LBA06	LBA06

T3480184	LAA03	LBA07
T3480168	LBA07	LBA07
T3480169	LBA07	LBA06
T3480152	KAC02	LBA06
T3480153	LBA06	LBA06
T3480151	KAC02	LBA06
T3480162	LBA06	LBA06
T3480167	LAA03	LBA06
T3480144	LBA07	LBA06
T3480156	LBA07	LBA06
T3480175	LBA06	LBA06
T3480143	LBA07	LBA07
T3480180	LBB02	LBF01
T3480181	LBA06	LBA07
T3480171	LDA04	LBA07
T3480182	LBB03	LBB02
T3480183	LBB03	LBF01
T3480172	LBB02	LBA07
T3480173	LBA07	LBF01
T3480176	KAC02	LBA06
T3480178	KAC02	KBD03
T3480154	LBA06	LBA06
T3480157	LAA03	LBA06

T3480174	LBA06	LBF01
T3480185	LBA07	LBA07
T3480179	LBA06	LBA06
T3480160	LBA07	LBA06
T3480177	LBA05	LBF01
T3480170	LBA06	LBA06
T3480165	LAA03	LBA06
T3480159	LBA07	LBA06
T3480158	LBA06	LBA07
T3480161	LBB02	LBF01
T3490030	LBA07	LBA06
T3490026	LBA07	LBA07
T3490025	LBA07	LBA06
T3490024	LBA07	LBA07
T3490027	LBA07	LBA06
T3480132	LBB01	LBA06
T3480135	LBB03	LBA06
T3480133	LBA06	LBA06
T3480134	LBB02	LBA06
T3490018	LBA06	LBA06
T3490020	LBA07	LBA06
T3490013	LBA04	LBA06
T3490007	LBA07	LBA06

T3480131	LBA06	LBA06
T3480130	LDA04	LBF01
T3480128	LBA06	LBB03
T3490036	LBA06	LBF01
T3490038	LBA07	LBA07
T3490022	LBA07	LBA07
T3490044	LBA07	LBA06
T3490050	LBA05	LBA06
T3490006	LBA07	LBA07
T3490005	LBA07	LBA07
T3480138	LBA04	LBA06
T3480139	LBB03	LBA06
T3480140	LBA06	LBF01
T3490003	LBA06	LBA07
T3490004	LBA07	LBA07
T3490011	LBA07	LBA07
T3490002	LBA04	LBA06
T3490009	LBA07	LBA07
T3490008	LBA02	LBA07
T3490010	LBA07	LBA07
T3490001	LBA04	LBF01
T3490033	LBA07	LBA07
T3490015	LBA07	LBA06

T3490012	LBA06	LBA06
T3490016	LBA07	LBA07
T3490017	LBA07	LBA07
T3490032	KBC02	LBF01
T3490014	LBA07	LBA07
T3490031	LBA07	LBA07
T3490019	LBA07	LBF01
T3490023	LBA07	LBA06
T3490021	LBA07	LBA07
T3490034	LBA07	LBA07
T3490035	LBA07	KBE01
T3490054	LBA07	LBA07
T3490055	LBA07	LBA07
T3490053	KBD03	LBA06
T3490052	LBA06	LBA06
T3490051	LBA07	LBA06
T3490057	LBA07	LBA07
T3490056	LBA07	LBF01
T3490042	LBA06	LBA07
T3490041	KBC02	LBA07
T3490040	LBA07	LBA07
T3490039	KAC02	LBA07
T3490504	LBF02	LBA07

T3490037	LBA07	LBF01
T3490045	LBA06	LBA06
T3490048	LBA07	LBA07
T3490047	LBA05	LBA06
T3490046	LBF02	LBA06