

MENDELOVA UNIVERZITA V BRNĚ

Lesnická a dřevařská fakulta

Vliv vybraných faktorů na floristické složení
městských trávníků

DIPLOMOVÁ PRÁCE

2015

Bc. Karel Kosek

MENDELOVA UNIVERZITA V BRNĚ

Lesnická a dřevařská fakulta

Ústav lesnické botaniky, dendrologie
a geobiocenologie

Vliv vybraných faktorů na floristické složení
městských trávníků

DIPLOMOVÁ PRÁCE

2015

Bc. Karel Kosek

Prohlašuji, že jsem práci: Vliv vybraných faktorů na floristické složení městských trávníků zpracoval samostatně a veškeré použité prameny a informace uvádím v seznamu použité literatury. Souhlasím, aby moje práce byla zveřejněna v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách ve znění pozdějších předpisů a v souladu s platnou Směrnicí o zveřejňování vysokoškolských závěrečných prací.

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

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

V Brně, dne:..... podpis studenta

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval vedoucímu práce panu doc. Ing. R. Řepkovi, Ph.D. za jeho odborné vedení, rady a pomoc se zpracováním, bez čehož by tato práce nemohla vzniknout. Poděkování patří i osloveným správcům zeleně města Brna, tedy společnosti Brněnské komunikace a. s., Povodí Moravy s. p. Závod Dyje a pracovníkům odborů životního prostředí úřadů MČ Brno-sever a MČ Brno-Řečkovice a Mokrý Hora. Dále bych chtěl srdečně poděkovat svým rodičům a své přítelkyni za jejich podporu po celou dobu studia.

Jméno: Bc. Karel Kosek

Název: Vliv vybraných faktorů na floristické složení městských trávníků

Abstrakt

Bylo studováno celkem 50 lokalit městských trávníků s různou údržbou na území městských částí Brno-sever a Brno-Řečkovice a Mokrá Hora. Lokality byly rozděleny podle třech typů údržby – extenzivní, intenzivní s odvozem pokosené hmoty a intenzivní s mulčováním. Výsledky ukazují, že na druhové složení a druhovou diverzitu má vliv především intenzita údržby a míra zastínění porostu.

Klíčová slova: trávník, biodiverzita, fytocenóza, shluková analýza

Name: Bc. Karel Kosek

Title: The impact of selected agents to floristic composition of urban lawn

Abstract

The thesis studied 50 sites of urban lawn with a different maintenance in city districts MČ Brno-sever and MČ Brno-Řečkovice a Mokrý Hora. The sites were divided to three types of care type – the extensive, the intensive with disposal of swath and the intensive with mulching. The results sign that the species compound and the biodiversity are mostly affected by the intensity of maintenance and the proportion of insolation.

Key words: lawn, biodiversity, phytocenosis, cluster analysis

Obsah

1	Úvod.....	8
2	Cíle práce a stručný postup.....	9
3	Biodiverzita, rostlinné společenstvo a trávník.....	10
3.1	Biodiverzita.....	10
3.2	Rostlinné společenstvo	12
3.3	Trávník, jeho vznik a vývoj.....	18
3.4	Péče o trávník.....	23
4	Charakteristika území	25
4.1	MČ Brno-Řečkovice a Mokrý Hora.....	25
4.2	MČ Brno-sever	25
4.3	Klimatické podmínky	26
4.4	Geologie a geomorfologie	26
4.5	Pedologie	27
4.6	Biogeografie a potenciální vegetace	28
5	Metodika	30
5.1	Floristické snímky.....	30
5.2	Problém minimiareálu.....	32
5.3	Statistické zpracování dat	32
6	Sběr dat a jejich zpracování	39
6.1	Přípravné práce	39
6.2	Terénní práce	41
6.3	Zpracování dat	43
7	Výsledky	46
7.1	Druhová rozmanitost.....	46
7.2	Vztah mezi pokryvností bylinného patra a přízemního patra	49

7.3	Vztah mezi typem údržby trávníku a výskytem mechorostů.....	50
7.4	Fidelita zjištěných taxonů rostlin k některému typu údržby.....	52
7.5	Roztřídění snímků na základě floristické podobnosti.....	55
8	Diskuse.....	58
9	Závěr	61
10	Summary.....	62
11	Použité zdroje	63
11.1	Knižní a časopisecké zdroje.....	63
11.2	Webové a další zdroje.....	64
12	Seznam tabulek	66
13	Seznam obrázků.....	67
14	Seznam zkratk	67
15	Seznam příloh	68

1 Úvod

Synantropní vegetace je zkoumána již déle jak století a s důrazem přikládáním společností na kvalitu našeho životního prostředí je tématem čím dál významnějším. Populace žijící ve městech v podstatě již nemusí znát jiné, než synantropní rostlinstvo. Tyto rostliny jsou většinou považovány za plevele a škůdce, neboť se neřízeně dostávají do pěstovaných kultur, kde působí ekonomické škody nejen svým zábořem, ale i snížením kvality výtěžku z kultury. Některé druhy, zejména archeofytů, ale i neofytů se dočkaly částečného využití jako léčivé rostliny, jiné již byly introdukovány například jako rostliny okrasné a po aklimatizaci se začaly šířit do okolí. Mohou se z nich stát invazní druhy, potlačující původní domácí vegetaci. Většina zavlečených druhů je ale stále závislá na činnosti člověka, se kterým přišla a v takto pozměněném prostředí vytváří ryze antropogenní vegetační prvek se specifickými vlastnostmi a důsledky. V okolí lidských sídel, na hranici původních společenstev, tak dochází ke střetu a prolnutí dvou různých světů rostlin, které mezi sebou vytváří ekologické vztahy, vzájemně se ovlivňují a přeměňují. Jejich vztahy jsou pro lidskou společnost významné nejen kvůli výnosnosti hospodaření, ale i z hlediska kvality životního prostředí ležícího před okny domů. Synantropní druhy mají svůj podíl na hygieně ovzduší, neboť se podílejí jak na usazování prachových částic, tak na jejich vytváření produkcí pylu, na hygieně půd, regeneraci půdní bioty a schopnosti půd zasakovat srážky a velký význam mají pro posuzování vlivů města a urbanizace na životní prostředí (EIA, SEA). Nezanedbatelná je také jejich role při estetickém a rekreačním prožitku obyvatel.

2 Cíle práce a stručný postup

Na základě floristických snímků z ploch městské zeleně a znalosti typů údržby aplikovaných na tyto plochy jsou vyvozovány vztahy mezi managementem a stavem rostlinných společenstev. Kromě samotných snímků jsou podkladem pro výsledky pozorování z terénu, informace od institucí zodpovědných za údržbu a statistické zpracování získaných dat.

Na území dvou městských částí města Brna – MČ Brno-sever a MČ Brno-Řečkovice a Mokrý Hora byly identifikovány otevřené plochy trávníků. Na základě informací o prováděném managementu byly tyto plochy rozděleny do tří skupin, a to: extenzivně využívané plochy, intenzivně využívané plochy se sběrem pokosené hmoty a intenzivně využívané plochy s částečným mulčováním pokosené hmoty. V takto vymezeném území bylo náhodně vybráno padesát lokalit. Na každé lokalitě byl zapsán fytoecologický snímek ze tří ploch o velikosti 1 x 1 m. Sebraná data byla dále statisticky zpracovávána, přičemž analýzy byly zaměřeny na následující okruhy:

- Druhá rozmanitost skupin ploch s rozdílným typem údržby
- Vztah mezi zápojem travního porostu (bylinné patro) a výskytem přízemního patra (výskyt mechorostů)
- Vztah mezi typem údržby trávníku a výskytem mechorostů
- Fidelita zjištěných taxonů k některému typu údržby
- Roztřídění snímků na základě floristické podobnosti

Výsledky byly podrobeny diskuzi na základě poznatků o ekologických vazbách rostlinných společenstev. Z toho byla vyvozena doporučení pro management a cílový stav městských trávníků.

3 Biodiverzita, rostlinné společenstvo a trávník

3.1 Biodiverzita

Biologická rozmanitost neboli biodiverzita se termínem v současném významu stala v 80. letech minulého století. Úmluva o biologické rozmanitosti předložená konferenci OSN o životním prostředí a rozvoji konaná v Rio de Janeiru v červnu 1992 definuje výraz biologická rozmanitost jako souhrn ekosystémů, druhů, genů a jejich relativních četností. V současné odborné literatuře má biodiverzita více jak 40 různých definic především v závislosti na oboru, kterým je na problematiku pohlíženo. Genetická biodiverzita vyjadřuje rozmanitost genetické výbavy jedinců jednoho druhu či jedné populace druhu (Vačkář 2005). Méně uchopitelná je diverzita ekosystémů. Ekosystémy a společenstva nemají zřetelné hranice a systém jejich třídění se neustále vyvíjí. Ve své podstatě je každý ekosystém jedinečný a jednotlivé typy jsou definovány na základě různého stupně generalizace (Míchal 1994). Druhovú diverzita je dosud nejlépe poznanou charakteristikou a často je zaměňována se samotným pojmem biodiverzita.

Zejména v aplikované ekologii jsou rozlišovány tři typy druhové diverzity. Základní α -diverzita je popsána jako počet druhů na určité relativně malé ploše jedné lokality, jednoho společenstva a jednoho ekosystému (Vačkář 2005). Tato představa míry α -diverzity je jinými autory považována za nevyváženou a jak uvádí Moravec (2000), vznikla řada návrhů, jak míru α -diverzity převést na index, který zahrnuje i počty jedinců jednotlivých druhů vyskytujících se na lokalitě. Přitom se předpokládá, že společenstvo s rovnoměrným zastoupením počtu jedinců všech přítomných druhů je bohatší/diverzifikovanější, než společenstvo tvořené velkým počtem jedinců několika málo druhů doplněných dalšími řídko zastoupenými druhy (Moravec 2000, Laštůvka et Šťastná 2014).

β -diverzita popisuje změnu druhového složení podél nějakého ekologického gradientu (například nadmořská výška, zamokření) a vztahuje se k větší oblasti, než α -diverzita. β -diverzita je tím vyšší, čím méně společných druhů mají stanoviště podél sledovaného gradientu (Primack et al. 2001, Vačkář 2005).

γ -diverzita vyjadřuje rozmanitost druhů na větším území (údolí, kraj, stát, kontinent). Jedná se o druhové bohatství určité oblasti (Primack et al. 2001, Vačkář 2005).

Biodiverzita rostlinných společenstev je ovlivňována introdukovanými druhy. Druhy zavlečené před rokem 1492 jsou označovány jako archeofyty. Mají v Evropě již poměrně dlouhou historii, některé nejspíše již od neolitu. Druhy zavlečené po objevení Amerického kontinentu Evropany jsou nazývány neofyty (Moravec 2000).

Navzdory původním předpokladům, že rozvoj měst a zástavba přírodních stanovišť snižují druhovou bohatost, prokazují poslední výzkumy opačný trend. Srovnání druhové bohatosti velkých měst s okolní krajinou ukazuje, že města jsou druhově bohatší. Tato skutečnost se vysvětluje hned několika různými hypotézami, které se mohou i navzájem doplňovat. Zjištěným faktem je, že ve městech zůstávají jak některé druhy původních stanovišť, tak se zde v různé velké míře projevují druhy zavlečené. Jedna z hypotéz, která se snaží vysvětlit druhovou bohatost městského prostředí, se opírá o množství městem poskytovaných biotopů. Rozdílnost městských biotopů se projevuje ve dvou měřítkách. Na chorické úrovni jsou přírodě blízká či dokonce přírodní stanoviště na kontaktu se stanovišti zcela přeměněnými. Na topické úrovni dochází k rychlému a často nepřírozenému střídání gradientů, které podmiňuje velmi specifické podmínky pro druhy specifických požadavků. Další hypotéza, která se snaží vysvětlit zvýšený počet druhů ve městě, bere v potaz dopravní obslužnost měst, v nichž se často kříží mnoho druhů dopravy i s mezinárodními vazbami. Dochází tak k záměrné i nechtěné přepravě diaspor rostlin, které se pak mohou uvolnit do okolí a zvyšují celkovou druhovou diverzitu. Prostor těmto přistěhovalým druhům může poskytovat i téma zahrnuté v další hypotéze, která upozorňuje na velké množství různě narušených a opakovaně narušovaných ploch, kde se mohou vyvíjet druhy, které by na místně původním stanovišti neměly šanci obstát. Čtvrtá hypotéza poukazuje na specifikum městského klimatu, které se svými charakteristikami posouvá k ariditě a kontinentalitě a celkový výsledek pak může umožnit přežití druhů s areály v teplejších částech planety, pro Českou republiku především z jižní Evropy (Lososová et al. 2012).

Výzkum 32 středoevropských měst prováděný v letech 2006-2009 ukazuje, že podíl nepůvodních druhů v městských biotopech dosahuje až 60 % všech druhů, přičemž nejvíce se jich nachází v částech nejvýrazněji přetvořených urbanizací, většinou v centrech (Lososová et al. 2012). Parky a již delší dobu opuštěná stanoviště jsou naopak útočištěm původní domácí bioty. Celkový podíl archeofytů na druhové bohatosti městské flóry činí průměrně 15 %, z nichž převládají jednoleté rostliny. Podíl neofytů je 33 % s převládajícími přezimujícími a víceletými druhy. Archeofyty jsou

druhy obecnějšími, s častějším výskytem. Teplejší klimatické podmínky vedou ke zvýšenému výskytu archeofytů a neofytů. Větší teplotní rozdíly mezi zimou a létem jsou spojeny s větším podílem pouze archeofytů. Domácích druhů přibývá zejména s nižším narušováním a vyšší vlhkostí, ovšem stanoviště bohatá na původní flóru jsou také celkově více obohacena i flórou introdukovanou. Zajímavým zjištěním také vyplývajícím ze zmíněného výzkumu 32 měst je, že druhová diverzita je lépe vysvětlitelná prostorovým vzorem měst a rozdílných biotopů, nežli klimatickými podmínkami, což platí zejména u neofytů (Lososová et al. 2012).

3.2 Rostlinné společenstvo

Nauka o rostlinných společenstvech se nazývá fytoecologie. Moravec (2000) definuje obor fytoecologie jako součást biologických věd, jejímž předmětem je rostlinstvo. Stejnorodější a stabilnější úseky rostlinstva představují rostlinná společenstva – fytoecenózy. Odvozením od základu slova cenóza – společenstvo (z řeckého koinos = společný) můžeme různými předponami pojmenovat dílčí složky biocenózy. Například zoocenóza jako živočišná složka, mykocenóza jako společenstvo hub, fytoecenóza pro společenstvo rostlin. Hierarchicky nadřazeným pojmem dílčích společenstev je biocenóza.

Fytoecenóza a její okolí

Pojem biocenóza představuje soubor všech živých složek obývajících určité území vymezené abiotickými podmínkami (ekotopem). „Jde o zákonité seskupení vzniklé v čase i prostoru v závislosti na ekotopu a geografických podmínkách“ (Laštůvka et Šťastná 2014). Míchal (1994) popisuje biocenózu jako živou složku ekosystému, který je dále vytvářen složkou neživou, abiotickou. Společně vytváří heterogenní systémovou jednotku, která udržuje stav dynamické rovnováhy. Té je dosaženo autoregulačními mechanismy společenstva, především negativní zpětnou vazbou (například predace, kompetice...). Všechny vlastnosti biocenózy můžeme přenést i na její dílčí složky, tedy i na společenstvo rostlin.

V konkrétním smyslu jsou fytoecenózy porosty, které dosáhly stabilního stavu složení, struktury a hustoty populací a tedy dosáhly určité stejnorodosti v prostoru, v němž se udržují vlastní reprodukcí a kde dosahují určité dynamické rovnováhy. V souvislosti s cenózami je výraz populace užíván jako označení souboru jedinců určitého druhu žijících společně v prostoru obývaném cenózou (Moravec 2000).

Schopnost společenstva udržovat sebe sama na určitém stanovišti tak, jak je uvedena výše, je třeba ještě doplnit o poznatky vycházející z teorie metapopulací. Metapopulace je vysvětlována jako soubor subpopulací druhu na jednotlivých stanovištích spojených ekologickými vazbami umožňujícími přenos jedinců a jejich genetické informace. Pokud by nějaká subpopulace nedokázala zabránit svému lokálnímu vyhynutí vlastní reprodukcí, může být dotována sousedními subpopulacemi. Případně lokalita, na které druh již zcela vyhynul, může být druhem znovu osídlena. Ve společenstvu tak může přežívat populace druhu, který by bez vazby na okolní subpopulace z lokality vymizel. Pokud jsou ekologické migrační vazby narušeny, může záhy dojít k postupnému vymření celé metapopulace v regionu (Měkotová 2007).

Uplatnění druhu ve fytoocenóze

Prosazení druhu ve fytoocenóze závisí do značné míry na schopnosti druhu tvořit biomasu (tedy na schopnosti růst) a na schopnosti odolávat nepříznivým životním podmínkám a nepříznivému působení okolních druhů. Nároky na abiotické prostředí, tedy ekologickou konstituci druhu, lze definovat rozpětím a optimálními hodnotami významných ekologických faktorů (Moravec 2000). Každý taxon druhové a poddruhové úrovně má určité fyziologické optimum, které vyjadřuje jemu nejvhodnější ekologické podmínky. Taxony se také liší ve schopnosti snášet různý rozsah těchto nepříznivých podmínek, mají tedy různou schopnost tolerance či valence. Můžeme vylišit taxony s širokou tolerancí vůči podmínkám, tzv. euryvalentní, které se vyskytují na mnoha typech ekotopu a v rozmanitějších společenstvech, a taxony s úzkou tolerancí, nazývané stenovalentní. Tyto vlastnosti určují niku druhu neboli soubor vlastností, z nichž vychází jeho postavení v daném společenstvu a způsob interakce s okolím i ostatními jedinci ve společenstvu. Druhy podobné ekologické konstituce obsazují podobné niky a představují ekologický typ. Jsou slučovány do ekologických skupin. Příkladem mohou být skupiny rostlin označované jako xerofyty (osidlující suchá, xerofilní stanoviště), hygromfity (osidlující zamokřená stanoviště) apod. Vedly a stále se vedou diskuze, zda niku vnímat jako vlastnost druhu, čili jako již zmíněnou ekologickou konstituci, nebo jako vlastnosti stanoviště, jako ekologický prostor pro obsazení určitým druhem. Obecně se dochází k závěru, že termín nika se dá používat v obou souvislostech (Zlatník 1973).

Mezi jedinci ve společenstvu jsou navazovány vztahy s různou povahou. Konkurence neboli kompetice je antagonistický vztah mezi jedinci podobných,

překrývajících se ekologických nároků. Vnitrodruhová kompetice vyvolává samozředování populace. V polycenózách dochází k zapojení faktorů mezidruhové kompetice. Populace může svým působením také měnit abiotické vlastnosti prostředí, což může prospívat či škodit jejím konkurentům i jí samotné (Moravec 2000). Prostřednictvím těchto mechanismů se uplatňují zásadní autoregulační vazby, především negativní zpětná vazba, jako protiváha reprodukce populace. Kromě potlačujícího vlivu může být kompetice i hnací silou vývoje společenstva, tedy sukcese (Míchal 1994).

Kromě konkurence jsou mezi populacemi další vazby se vzájemnými negativními i pozitivními vlivy. Tyto vazby mohou působit jednostranně nebo oboustranně. Skupiny mnoha druhů mohou být závislé na přítomnosti a početnosti vhodných opylovačů, požíračů, škůdců a patogenů, poškozením pastvou a okusem velkými savci a dalšími vlivy (Kosek 2013).

Na základě pozorovaných vlastností a adaptací rostlinných druhů se rostliny rozlišují do tří cenotypů, z nichž každý sdružuje druhy se stejným typem životní strategie. K podobným výsledkům vedou i závěry, které se opírají o adaptace rostlin na zátěžové faktory (stres) a narušení (disturbance). Tyto skupiny se označují jako C, S a R strategové a jejich kombinace C-S, S-R, C-R a C-R-S strategové. Jsou rozděleny dle relativní míry působení stresu (zátěž) a síly disturbance (narušování) následovně:

Malá zátěž a malé narušování odpovídají skupině C strategů, jinak také kompetitorů, kteří se vyznačují vysokou schopností mezidruhové konkurence, značnou velikostí a maximálním využitím dostupného prostoru.

Malá zátěž a velké narušování je upřednostňováno skupinou R strategů, neboli pionýrských druhů, kteří mají velmi významnou schopnost reprodukce a dokáží velmi rychle vytvořit biomasu.

Velká zátěž a malé narušování odpovídá S strategům, což jsou většinou druhy extrémních stanovišť. Jde o rostliny přizpůsobené velkému stresu a nedostatku zdrojů. Typický je nízký vzrůst a malá produkce.

Velká zátěž a velké narušování (relativně) neumožňuje osídlení rostlinami (Míchal 1994, Moravec 2000).

Fytocenóza z hlediska energetické bilance ekosystému

V ekosystému je kumulována energie a hmota v podobě jeho organických složek. Jako společenstvo složené převážně z autotrofních organismů zaujímá fytocenóza pozici producenta. Rostliny přijímají energii a anorganické látky z okolí a procesem fotosyntézy vytváří svoji biomasu. Tato biomasa je poté zařazena do potravního řetězce ekosystému a konzumními, redukčními a dekompozičními procesy je rozložena, zachycená energie uvolněna a anorganický materiál se vrací do prostředí (Zlatník 1973, Laštůvka et Šťastná 2014). Postavení rostlin na začátku potravního řetězce jim dává význam i z hlediska biodiverzity systému. Na jeden druh rostliny může být navázáno několik dalších rozličných druhů organismů (Primack et al. 2001).

Rychlost tvorby a objem biomasy jsou primárně dané typem fotosyntézy. C3 druhy tvoří při karboxylaci sloučeniny se třemi atomy uhlíku, významně dýchají na světle a mají větší spotřebu vody. Patří mezi ně většina flóry mírného klimatu. C4 rostliny tvoří primárně produkty se čtyřmi atomy uhlíku, mají vysokou produkci hmoty, nízkou fotorespiraci a vyžadují vyšší teploty. Jedná se převážně o tropické a subtropické druhy. Z rodů se zástupci na našem území uvedeme například kukuřici (*Zea*) nebo pryšce (*Euphorbia*). CAM rostliny, takzvané sukulentního karboxylačního typu, nejsou příliš produktivní, ale výborně hospodaří s vodou v aridních podmínkách (Moravec 2000, Laštůvka et Šťastná 2014).

Dynamika rostlinného společenstva

Změny ve fytocenóze mohou pocházet ze dvou skupin zdrojů. Může jít o změny v ekotopu, které vyvolávají odezvu tlakem na ekologické nároky dotčených druhů, a může se jednat o změny vyvolané samotným působením biocenózy na stanovišti. V tomto smyslu vychází dynamika biocenóz ze změn v populacích. Jak již bylo řečeno na začátku této kapitoly, biocenóza je i se svou rostlinou složkou stabilizována systémem autoregulace ve stavu dynamické rovnováhy. Ta jí umožňuje kompenzovat některé změny vnitřních a vnějších faktorů bez významnějších dopadů. Ke změně společenstva dochází, pokud dojde k porušení dynamické rovnováhy (Míchal 1994, Laštůvka et Šťastná 2014).

Náchylnost společenstva k porušení dynamické rovnováhy je dána jeho rezistencí a resiliencí. Vysoká rezistence znamená schopnost společenstva přetrvat i relativně silné narušení. Vysoká resilience vyjadřuje pružnost společenstva, tedy

schopnost vrátit se i přes narušení do původního stavu. Jako příklad velmi rezistentního a málo resilientního společenstva se běžně uvádí lesní společenstvo (společenstvo C stratégů), k jehož narušení je potřeba značné energie. Jakmile je les vážně poškozen (například vykácen nebo polámán vichřicí), trvá dlouhý čas, než se vlastními silami plně obnoví. Opakem je společenstvo pionýrských ruderálních druhů, které vzniká bezprostředně po narušení lokality a může být snadno narušeno libovolným faktorem. Po ukončení působení stresového faktoru zase rychle osidluje uvolněný prostor a pružně se vrací na původní stanoviště (Míchal 1994).

Z časového hlediska můžeme změny rozdělit na krátkodobé a dlouhodobé. Krátkodobé změny bývají většinou periodické a patří k nim změny denního režimu a změny fenologické (sezónní). Ty se mohou významně projevovat v podobě společenstva a zásadně určovat projevy některých druhů (například kvetení). „Změna hustoty jednoho druhu vyvolává zvýšení nebo snížení početnosti všech závislých populací, což vede k různě výrazným pravidelným nebo nepravidelným změnám v celé biocenóze. Ke krátkodobým změnám v biocenóze můžeme počítat i cykly související s vývojem a stárnutím populací (rozpad a obnova trsů rostlin...), stejně jako nepravidelné změny vyvolané běžnými výkyvy počasí“ (Laštůvka et Šťastná 2014). Specifickým typem krátkodobé změny je disturbance neboli narušení, které Míchal (1994) charakterizuje jako přímou destrukci vytvořené biomasy (okus, kosení, sešlap, požár...).

U dlouhodobých změn je podstatné rozlišit změny endogenního a exogenního původu. Změny způsobené vnějším prostředím mohou pocházet primárně ze změn klimatu a změn zemského povrchu. Změny klimatu většinou probíhají postupně a jejich projevy na vegetaci jsou těžko pozorovatelné. Změny povrchu (eroze, sedimentace, změny říčních toků...) a jejich dopady na rostlinný pokryv bývají zaznamenávány často v kontextu s antropogenní iniciací (například odvodnění vlhkých luk). Specifickou kategorií dlouhodobých exogenních změn jsou změny antropogenní, které se mohou projevit pochody podobnými těm přírodním, tak zcela odlišným způsobem (Moravec 2000)

Endogenní dlouhodobé změny jsou vyvolané vnitřními autoregulačními mechanismy, které dle současného poznání směřují k vyrovnanosti příjmů a výdajů a k maximální dostupné kumulaci energie, hmoty a informace (Míchal 1994, Laštůvka et Šťastná 2014). Tento proces se nazývá sukcese. Je rozlišena sukcese

primární, která má počátek na stanovišti rostlinami dříve neosídleném a závisí primárně na vegetaci v okolí, a sukcesi sekundární, která probíhá na místě narušené nebo zničené biocenózy. Sekundární sukcese bývá kratší, než primární, protože většinou vychází z prostředí se zachovalým půdním fondem a v něm uloženou bankou semen. Závěrečné stádium vývoje sukcese je označováno klimax nebo klimaxové stádium. „Průběh i výsledek sukcese je určen abiotickými podmínkami, přičemž tytéž podmínky směřují vždy k témuž klimaxu“ (Laštůvka et Šťastná 2014). Pokud je klimaxové stádium určeno podobou klimatu, nazývá se klimatický klimax. Pokud je určen stavem pedosféry, například na zamokřených, vysychavých nebo živinami extrémních stanovištích, jedná se o edafický klimax. Zda bude klimax dosažen, závisí na délce sukcese a intervalech disturbancí. Pokud má sukcese dostatečně dlouhý nerušený vývoj, může být klimaxové stádium dosaženo. Avšak i v oblastech s častým narušováním sukcese dochází k jakémusi ustálenému stupni vývoje, kdy jsou vstupy do ekosystému rovny výdajům vyvolaných disturbancemi. Tento stav zastavené sukcese se nazývá paraklimax (Laštůvka et Šťastná 2014).

V městském prostředí jsou již téměř tradičně vylišovány určité skupiny biotopů se specifickými podmínkami, včetně vlivu lidské činnosti. Patří k nim městské centrum a bulváry s vysokým podílem zpevněných ploch, městské parky, kde se střetávají zavlečené druhy s druhy původními, vilové čtvrti s drobnými zahrádkami, sídliště, čerstvě narušené plochy a opuštěné zarostlé plochy (Obstová et Chytrý 2009, Lososová et al. 2012).

Všechna rostlinná společenstva v městském prostředí čelí větší či menší míře antropogenního stresu, který je způsoben tepelným znečištěním, látkovým znečištěním, mechanickým narušováním především pojezdem a sešlapem. Mezi hlavní abiotické stresy patří nedostatek vody, vysoké teploty, zasolení půdy a nadměrná kyselost (Hejduk et al. 2008). Studium městských fytoocenóz pomáhá určit konkrétní případy tohoto narušování a jejich rozšíření. Některé druhy a společenstva svojí přítomností poukazují na vzrůstající znečištění, zasolení, úniky ropných látek, průsaky odpadních vod, staré ekologické zátěže a podobné problémy. Znalost fytoocenóz se uplatňuje při posuzování vlivů strategií a projektů na životní prostředí (SEA, EIA). Určité populace rostlin představují hygienické riziko z důvodu produkce obrovských množství alergenních pylů. To všechno jsou důvody, proč se některé současné práce soustředí na mapování vegetace v sídlištích v sídlištích (Obstová et Chytrý 2009).

3.3 Trávník, jeho vznik a vývoj

Hrabě et al. (2008) a Hejduk et al. (2008) definují trávník jako „účelové rostlinné společenstvo složené převážně z travních druhů (hřišťové trávníky), případně s dílčím zastoupením bylin (pestré, bylinné trávníky), výjimečně i vikvovitých druhů (druhově pestré louky, trávníky v sadech aj.) obvykle nízkého vzrůstu a vytvářející hustý, pružný a pevný drn, jehož zelená hmota většinou není využívána pro zemědělské účely“. Z definice vyplývá, čím je trávník vylíšen od ostatních travních porostů – nízký vzrůst, cílená údržba, zapojený pevný drn a hlavně jiný typ využití, než produkční. Také je zde naznačeno dělení trávníku podle užitných kategorií. ČTN ČSN 83 9031 Technologie vegetačních úprav v krajině, Trávníky a jejich zakládání uvádí pro ČR čtyři kategorie trávníků (Tab. 3.1).

V evropských zemích se uplatňuje kategorizace podle systému RSM (Regel-Saatgut-Mischungen Rasen), pro nějž jsou dále definovány vhodné směsi a podmínky použití (prostředí, využitelnost, stanoviště, ošetřování a velikost výsevku). Členění kategorií a druhů trávníků podle RSM ukazuje tab. 3.2.

Tab. 3.1 Kategorie trávníku dle ČTN ČSN 83 9031, převzato z Hejduk et al. (2008), upraveno

Kategorie trávníku	Oblast použití	Vlastnosti *	Nároky na péči
parterový (okrasný)	reprezentační zeleň	hustý koberec trávník, nízká zatížitelnost	vysoké až velmi vysoké
parkový (rekreační)	veřejná zeleň, zahrady u domů apod.	střední zatížitelnost, odolnost proti suchu	střední až vysoké
sportovní (zátěžový)	sportovní, hrací a odpočinkové plochy	vysoká zatížitelnost (celoročně)	střední až velmi vysoké
krajinný (extenzivní)	převážně extenzivně využívané porosty ve veřejné zeleni, v krajině, bohaté porosty lučního charakteru	trávníky se širokým použitím podle účelu a stanoviště	velmi malé až střední
* hustota porostu a jeho schopnost snášet zatížení klesá s rostoucím zastíněním			

Tab. 3.2, Členění kategorií a druhů trávníků podle RSM, Hejduk et al. (2008), upraveno

Kategorie	Skupina (RSM)	Kategorie	Skupina (RSM)
1.0 Okrasné	1.1 Okrasné	6.0 Střešní extenzivní	6.1 Střešní extenzivní
2.0 Užitkové	2.1 Standard	7.0 Krajinné	7.1 Krajinné standard
	2.2 Pro sušší stanoviště		7.1.1 Standardní bez bylin
	2.3 Rekreační plochy (hřišťové)		7.1.2 Standardní s bylinami
	2.4 Bylinné (květnaté)		7.2 Krajinné pro suchá stanoviště
3.0 Sportovní	3.1 Nově zakládáné	7.2.1 Pro suchá stanoviště bez bylin	
	3.2 Regenerační	7.2.2 Pro suchá stanoviště s bylinami	
4.0 Golfové	4.1 Jamkoviště	7.3 Vlhká stanoviště	
	4.2 Okraje jamkovišť	7.4 Polostín	
	4.3 Odpaliště	8.0 Biotopy	8.1 Druhově bohaté extenzivní travní porosty
	4.4 Dráhy		
	4.5 Raťy		
5.0 Parkovací (parkoviště)	5.1 Parkovací		

Druhové složení travního osiva je pečlivě vybíráno, aby odpovídalo podmínkám plánovaného využití, zejména zatížení trávniku, stanovišti, plánovanému managementu a estetickým požadavkům. Vždy se volí kombinace trsnatých a výběžkatých druhů trav s různou schopností snášet nízké sečení či sešlap. Často se jedná o kombinaci různých odrůd několika málo druhů. Do trávníků s méně přísnými požadavky na upravený vzhled a management (krajinných a extenzivních) se přidávají i některé dvouděložné rostliny, především jeteloviny, vylepšující ekologické vlastnosti porostu.

Hrabě et al. (2007) jmenuje za základní trávnickové druhy jílek vytrvalý (*Lolium perenne*) kostřavu červenou (*Festuca rubra*), psineček tenký (*Agrostis tenuis*) a lipnici luční (*Poa pratensis*), které jsou součástí všech běžných směsí a soustředí se na ně výzkum šlechtění a hybridizace trav. Doplnkovými druhy jsou psineček výběžkatý (*Agrostis stolonifera*), kostřava ovčí (*Festuca ovina*), kostřava rákosovitá (*Festuca arundinacea*), metlice trsnatá (*Deschampsia caespitosa*), bojínek cibulkatý (*Pheum pratense ssp. nodosum*), lipnice roční (*Poa annua*), lipnice hajní (*Poa nemoralis*), lipnice nízká (*Poa supina*), smělek štíhlý (*Koeleria macrantha*) a další. Z jetelovin se často přidávají jetel plazivý (*Trifolium repens*), štirovník růžkatý (*Lotus corniculatus*), čičorka pestrá (*Securigera varia*), úročník lékařský (*Anthyllis vulneraria*) a případně i

další druhy. Bylinné druhy se do trávníku často dostanu svépomocí. Stávají se buď trpěnou příměsí nebo plevelem.

Původ trávníkových druhů

Městský trávník je ryze antropogenní biotop, který se v minulosti v krajině neovlivněné člověkem nevyskytoval. Druhy, které jej nyní osidlují, se do něj nastěhovaly z odlišných biotopů primárního bezlesí, většinou dlouhou cestou přes biotopy polopřírodní – člověkem přetvářená luční společenstva. Výzkum vývoje středoevropské krajiny v kvartéru ukazuje, že střídáním ledových a meziledových dob docházelo ke střídání bezlesí a lesa jako dominantních vegetačních formací. Zatím co v glaciálu převládaly vegetační formace tundry a sprašové stepi, v interglaciálu díky zmenšením teplotních extrémů a zvyšující se humiditě převládaly listnaté a smíšené lesy. Při rozšiřování lesní formace byly druhy bezlesé krajiny vytlačeny do malých enkláv refugií na extrémních stanovištích, na nichž byl vývoj lesa edaficky zastaven. Stále se vedou diskuze o tom, jaký byl stav a poměr lesa ku bezlesí po poslední době ledové při příchodu obhospodařujícího člověka. Předpokládá se, že neolitický člověk vstoupil buď do téměř zcela zalesněné krajiny, a nebo že vstoupil do krajiny, kde v nižších polohách ještě stále zbývalo dostatek ploch s přirozeným bezlesím. Jisté je, že vliv člověka se začal projevovat v opětovném přibývání bezlesích ploch především v nižších polohách na hlubokých a bonitních půdách a na lokalitách s vápencovým podložím. Vyšší polohy na kyselých horninách pravděpodobně zůstávaly přírodní až do počátků středověké kolonizace (Ložek 2011). Předhistorická a později historická sídelní krajina byla ovlivňována energetickými vstupy limitovanými lidskou a zvířecí prací (tažný dobytek), což pravděpodobně vedlo ke stavu harmonické hospodářské krajiny (Míchal 1994) s heterogenním vzorem lesních plošek, polí, pastvin, luk a intravilánu vesnických sídel. „Některé úrodné oblasti, obdělávané již od neolitu, byly dokonale odlesněny a obdělány, takže v jejich případě je zcela na místě termín kulturní step“ (Ložek 2011). Spekuluje se dokonce o tom, že současný rozsah nejúrodnějšího půdního typu, černozemí, který se vytváří výhradně pod stepní vegetací, byl zachován právě díky lidské činnosti, která zastavila šíření lesa (Ložek 2011).

Nicméně formace sprašových stepí, jakožto biocenóza vázaná na specifický substrát ve střední Evropě v podstatě zanikla. Několik zbytků různých stepí je v polokulturní formě zachováno v chráněných územích. Paleontologické výzkumy zaznamenaly, že některé druhy typické pro sprašovou step jsou zachovány i v dnešní

krajině, často dokonce na stanovištích protichůdných ekologických podmínek, například suchá teplá stanoviště na propustných půdách a chladné a vlhké vrcholky pohoří. Zdá se, že vlastnosti, které spojovaly tyto druhy do ekotypu stepi, byly především požadavek na osvětlení, schopnost snášet extrémní výkyvy teplot, případně krátký vývojový cyklus (Ložek 2011).

Kromě stepí a tundry se ve střední Evropě vyskytovaly i jiné formace přirozeného bezlesí z nichž řada v různé formě a kvalitě přetrvala dodnes. Jedná se o ekotony lesa a bezlesí a lesostepní formace. Dále již zmíněná klimaticky a edaficky extrémní stanoviště, jako vrcholky hor, výchozy skalích podkladů a jiné extrémně vysychavé substráty, a také stanoviště významně ovlivňovaná vodou, především otevřené mokřady, rašeliniště, ale i vlhké zaplavované louky, které mohly být vázány na neustálé změny v přirozených říčních korytech středních toků. Zde je možné zvážit vliv bobra evropského na existenci primárních vlhkých luk. Specifickým biotopem podmíněným zoogenním a později atropogenním působením jsou pastviny a již zcela antropogenní kosené mezofilní louky (Ložek 2011).

Druhy ze všech výše uvedených typů stanovišť se mohly podílet na dnešní podobě městských trávníků. Staly se druhovou zásobou pro nový biotop, v němž se mohou setkat jedinci ze zcela odlišných stanovišť. Spojujícími vlastnostmi jsou opět požadavek na přímé osvětlení, schopnost snášet kosení, sešlap a většinou schopnost vegetativního nebo početného generativního rozmnožování. Nejblíže managementu trávníků mají druhy pastvin (například *Plantago sp.*, *Triforium repens*) a kosených luk (*Poa pratensis*, *Triforium pratense*), přičemž u účelně vysévaných trav se jedná převážně o vyšlechtěné kultivary (*Festuca sp.*, *Lolium sp.*). Dále se často vyskytují druhy sešlapávaných míst, okrajů polí, cest a úhorů – segetální (*Rumex acetosa*, *Anagalis arvensis*) a ruderální vegetace (*Chenopodium album*, *Elytrigia repens*), které zahrnují i většinu neúmyslně introdukovaných druhů (*Erigeron annuus*, *Geranium sibiricum*). Specifickou skupinou, která se objevuje v městských trávnících zvláště u vozovek jsou druhy snášející zasolení a silné utužení půdy (*Plantago major*, *Setaria viridis*).

Vývoj užití trávníku

Zástupci rostlin z dnešních trávníků se vesměs řadí k druhům synantropním, které doprovází lidskou činnost od počátku hospodaření. Samotný trávník, jako

architektonický, umělecký, technický, ekologický a záměrný komponent člověkem tvořené a přeměňované krajiny se ovšem ustálil mnohem později, v zahradách 18. století navrhovaných ve stylu anglického parku. Ve starších zahradách byla pozornost věnovaná především soliterním a liniovým dřevinám, okrasným a užitkovým záhonům, vodním prvkům, symetrii a kompozici výhledů. Teprve fenomén anglického parku k nim přidává jako kompoziční prvek upravovanou travní plochu, a to dokonce na pozici jednoho z hlavních komponentů, často tvořícího pohledovou matici. Dalšími prvky zvláště se projevujícími v anglickém parku jsou asymetrie a kompozice napodobující anglickou přírodní krajinu. Dobrým příkladem anglického parku u nás je zámecký park Lednice (Hrabě et al. 2008).

V 19. století dochází ke vzniku fenoménu městských parků, které vnikají na místě strhávaných městských opevnění a často tvoří městské zelené okruhy. Jejich styl nebývá vyhraněný a často se inspiruje historickými styly souvisejícími s městem. Trávník je již běžným prvkem a dostává nové funkce, například jako povrch pro rekreační a sportovní aktivity. Příkladem českých měst s výrazným zeleným okruhem je Brno a Plzeň, u našich sousedů pak Vídeň nebo Krakov. Na přelomu 19. a 20. století se rozvíjí také města lázeňská, například Mariánské Lázně, a začínají se u nás po vzoru převzatého ze zahraničí rozvíjet sportovní trávníky. Se stoupajícím významem trávníkových ploch se rozvíjí i trávníkářství jako vědní disciplína. Zvyšuje se počet i kvalita sportovních trávníků, trend zahrad se mění z užitných na okrasné a obytné a města i obce se soustředí na rozvoj veřejné městské zeleně (Hejduk et al. 2008).

Kompoziční a estetické vlastnosti travnatých ploch jsou dány jejich schopností obalovat tvary a působit jako přirozené kontrastní prostředí. Trávníky jsou jednou z nejsvětlejších ploch krajiny, dobře kopírují terén a změkčují kontury reliéfu. Jsou spojovacím článkem mezi krajinnými prvky. Zvýrazňují estetickou hodnotu všech rostlin, které obklopují a představují přirozenou zelenou protiváhu barevně kvetoucích rostlin. Uspořádané, jemné a pečlivě udržované trávníky mají vysokou pojícní schopnost a zvyšují kontrast prostředí (Hejduk et al. 2008, Hrabě et al. 2008).

Hejduk et al. (2008) dále uvádějí klíčové směry oboru trávníkářství, pro budoucí období, zejména 1) podpora systematického přístupu ke studiu trávníků za vzniku multidisciplinárních týmů fungujících na různých úrovních (od výzkumu genetiky po ekologické a krajinářské aspekty), 2) holistické využití znalostí oboru trávníkářství od oblastí sportu a zábavy, přes urbanistická, ekonomická a ekologická hlediska a

3) zaměření na podporu a inovaci udržitelných a málo nákladných systémů a jejich řešení, které by vedly k omezení spotřeby zdrojů.

Z moderních problémů, kterým trávnický a trávnickářství v České republice čelí, Hejduk et al. (2008) jmenují zvyšující se zátěž rekreačních a sportovních trávníků i tlak stále rostoucí populace, která trávník užívá. Dále snižující se rozpočty obcí v oblasti údržby zeleně, tlak veřejnosti na omezení používání minerálních hnojiv a pesticidů a četné stresy travních ploch ve formě nedostatku závlahové vody, vysokých teplot, letního sucha a dalších.

3.4 Péče o trávník

Caespestotechnika je vědní obor popisující zásady, které vedou ke zdravému a trvale vzhlednému kvalitnímu trávniku. Řadí se sem činnosti jako zakládání travních porostů, jejich údržba a podpora během roku, obrana proti nemocem a zaplevelení a obnova poškozených porostů. Péče o trávník se odvíjí především od jeho účelu, prostředků, podmínek prostředí a dostupné zásoby travních druhů (Hrabě et al. 2008).

Zakládání trávniku je významnou operací, neboť trávník je trvalá kultura a chyby při založení trávník ovlivňují po celou dobu jeho existence. Důležitou roli má příprava půdy. Zrnitostní složení by mělo být spíše písčitohlinité, půda by měla být nezhutněná s kapilárním spojením do hlubších vrstev. Pokud tyto podmínky na stanovišti nejsou, je vhodné půdu vylehčit a nechat několik týdnů bez zásahu, aby se mohla vytvořit vhodná půdní struktura. Pokud plánovaný management zahrnuje pravidelné zavlažování, instalaci postřikového systému je třeba provést v předstihu. Hodnota pH půdy by se měla pohybovat mezi 5,5 a 6,5. Před výsevem osiva se doporučuje nechat vyklíčit plevelné rostliny a poté je zlikvidovat vhodnými chemickými prostředky. Také je možné aplikovat startovací hnojení. V každém případě je doporučeno nevysévat travní osivo do čerstvě upravené půdy, nýbrž do půdy ulehlé. První sečení vzcházejícího trávniku musí být prováděno citlivě a malou intenzitou (Hejduk et al. 2008).

Další péče o travní porosty spočívá především v pravidelném sečení, výhrabu a dosévání poškozených míst. V této podobě probíhá management všech komunálních trávnickových ploch studovaných v praktické části této práce. Seč by měla probíhat tím častěji, čím nižší je požadovaná výška trávniku. Z hlediska kvality a zdraví porostu je třeba najednou neodebírat více než jednu třetinu výšky porostu. Toto pravidlo bohužel

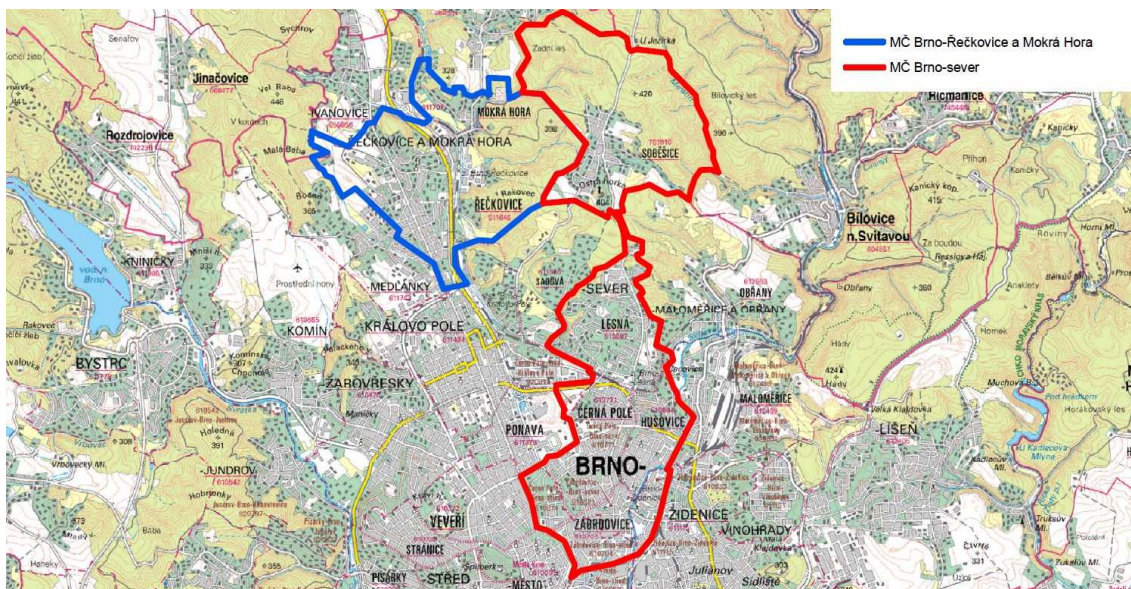
často není při péči o komunální trávníky dodržováno (Hrabě et al. 2008). K seči je třeba užívat kvalitní a ostré nástroje. Na pečlivěji udržovaných individuálních plochách sportovních a reprezentačních trávníků se přidávají úkony jako zálivka, přihnojování, prořezávání, aerifikace, vertikutace, válení, pískování, topdressing a grooming (Hejduk et al. 2008).

V moderní době se ke kosení používá mechanizace, jejíž vývoj lze zaznamenat už z počátků 19. století. Základní žací ústrojí používané pro údržbu trávníků jsou vřetenová, rotační a cepová. Lištová a bubnová ústrojí se používají především v zemědělství. Srpová žací ústrojí (také rotační ústrojí) oddělují list trávy úderem vodorovně otáčejícího nože. Zde je velmi důležité nabroušení nože, jinak dochází k rozervání střižené hrany listu trávy a vzniká poranění citlivé na vstup infekce a vysychání. Srpové sekačky jsou v našich podmínkách velmi rozšířené. Cepové ústrojí odděluje listy trávy rotací několika volně zavěšených nožů – cepů, které jsou zavěšené v horizontální ose. Zaručuje kvalitní stříh vyšších travních porostů při výšce 20 až 25 cm. Má o něco nižší plošný výkon než rotační ústrojí. Stejně jako rotační ústrojí je cepové ústrojí často kombinováno se sběrným mechanismem. Vřetenové žací ústrojí umožňuje provedení vysoce kvalitního a nízkého stříhu. Vyžaduje ovšem složitější a častější údržbu. Používají se především na sportovních a reprezentačních trávnících (Hrabě et al. 2008).

Mulčovací ústrojí je využíváno nejčastěji pro sečení extenzivně sečených nebo přestárých porostů. Useknuté části rostlin jsou mēlněny kladívky na hmotu drobných částí trávy – mulč, který na půdním povrchu rychle podléhá rozkladným procesům. Množství mulčovaného materiálu nesmí vytvářet kompaktní vrstvy, jinak dochází k rozšiřování travních chorob. Spekuluje se o vlivu mulčování na zachování druhové diverzity opuštěných lučních porostů (Hejduk et al. 2008).

4 Charakteristika území

Zkoumány byly plochy na území dvou městských částí statutárního města Brna. MČ Brno-sever i MČ Brno-Řečkovice a Mokrá Hora se nacházejí v severní části Brna a zahrnují převážně obytnou a smíšenou zástavbu rodinných, bytových a vysokých bytových budov s prvky potřebné infrastruktury včetně veřejných prostranství a zeleně.



Obr. 4.1, Správní území MČ Brno-Řečkovice a Mokrá Hora a MČ Brno-sever

4.1 MČ Brno-Řečkovice a Mokrá Hora

Zahrnuje katastrální území Řečkovice a k. ú. Mokrá Hora s celkovou plochou 7,57 km². K 26. březnu 2011 zde žilo 15 486 obyvatel (Úřad MČ Brno-Řečkovice Mokrá Hora 2014). Výzkum byl prováděn v západní části k. ú. Řečkovice, kde se nachází většina městské zástavby. Z typu budov převládají rodinné domy a bytové domy do výšky 4 podlaží, které jsou obklopeny přiléhajícími travnatými plochami. V této oblasti má většina komunikací přiřčený pás zeleně oddělující chodník a vozovku. Vyšší budovy se nacházejí v okolí ulice Kořískovy a na Horáckého náměstí. V blízkosti těchto urbanistických celků jsou zakomponovány parky s dětskými hřišti a větší plochy veřejné zeleně oddělující budovy a plochy pro stání vozidel.

4.2 MČ Brno-sever

Zahrnuje k. ú. Soběšice, Lesná, Husovice a významné části k. ú. Černá Pole a Zábřehovice. Rozkládá se na ploše 12,24 km² a počet obyvatel ke dni 1. ledna 2010 byl 46 916 (Úřad MČ Brno-Sever 2012). Výzkum byl prováděn ve všech k. ú. mimo Soběšice, které jsou nejdlehlší a bez významnějších travníkových ploch

spravovaných jako veřejná zeleň. Opět zde převládá výstavba rodinných domů a nízkopodlažních bytových řadových domů s občasnými parky, travnatými plochami s výsadbou dřevin a pásy zeleně podél komunikací. To především v částech Černá Pole, Husovice a Zábrdovice. Lesná tvoří unikátní sídelní celek skládající se hlavně z vysokopodlažních bytových panelových domů (většinou o osmi a více podlažích) oddělených parkovacími plochami a prostornými trávníky s dřevinami, a s jádrem lesního porostu známým jako Čertova rokle.

4.3 Klimatické podmínky

Jihomoravský kraj, v jehož centru se město Brno nachází, má díky své poloze na rozhraní dvou klimatických systémů – oceánického a kontinentálního – a pestrému geomorfologickému reliéfu velmi proměnlivé klimatické podmínky. Tento fakt se týká především jednotlivých částí města Brna. Převládá zde západní až severozápadní proudění, ovšem s výrazným podílem východního a jihovýchodního proudění vzduchu. Díky tomu je vliv vzduchových hmot mírného pásu krátkodobě narušován studeným arktickým vzduchem působícím především severně od Brna a ve vyšších polohách nebo případně subtropickým teplým vzduchem projevujícím se jižně od Brna v nížinách. Vůči dalším oblastem České republiky je Jihomoravský kraj klimaticky sušší a teplejší. Samotné město Brno leží na rozhraní tří klimatických oblastí definovaných Quittem (1971) a to mírně teplé oblasti MT11 a teplých oblastí T2 a T4. Oproti jiným klimatickým oblastem se vyznačují zejména úhrnem srážek od 500 do 650 mm (pro Brno uveden dlouhodobý srážkový úhrn 550 mm), malým počtem dnů se sněhovou pokrývkou (do 60 dnů), vyššími průměrnými teplotami, zejména v letních měsících a delším hlavním vegetačním obdobím (až 180 dnů). Typická je meziroční proměnlivost srážkových úhrnů jak v celkovém úhrnu tak v rozložení srážek. Na mezoklimatu se často projevují antropogenní vlivy (hustota zástavby, výška budov, šířka a orientace ulic, úniky tepla, hustota provozu atd.) zejména snížením relativní vlhkosti, zvýšením teploty vzduchu, prašností, znečištěním smogem i přízemním ozónem a změnami síly a směru vzdušného proudění. Také je omezeno sněžení a výskyt sněhové pokrývky a naopak zvýšená četnost bouřkových lijáků (Mackovčín 2007).

4.4 Geologie a geomorfologie

Město leží na hranici Českého masivu a Západních Karpat. Z Českého masivu je zde zastoupeno moldanubikum, jižní část svratecké klenby moravika, karbon a perm

Boskovické brázdy, brněnský masiv s krystalickými vyvřelinami, autochtonní mesozoikum a pokryvné útvary, terciér a kvartér (Mackovčín 2007). Georeliéf je značně členitý, utvářený několika faktory. Pro severní oblasti města Brna je typické klesání terénu od severu k jihu, od okrajů Českomoravské vrchoviny (Lipovská vrchovina a Adamovská vrchovina) do Dyjsko-svrateckého úvalu, výspy Západní Vněkarpatské sníženiny (Demek 2006, Bína et Demek 2012). Od severu zasahuje do území přes Soběšice a Lesnou až k Zábrdovicím Soběšická vrchovina (okrsek Adamovské vrchoviny). Je tvořena převážně granodioritem brněnského typu. Její ostré tvary jsou zjemňovány návějami kvartérních spraší s občasnými výchozy terciérních usazenin, zejména písků a vápnitých jílu (Bína et Demek 2012, Česká Geologická Služba 2014). Západní hranici Soběšické vrchoviny tvoří údolí říčky Ponávky vedoucí Řečkovickým prolomem, jižní a východní hranice Soběšické vrchoviny je dána údolím řeky Svitavy, které se u Zábrdovic zaústíuje do Dyjsko-svratecké nivy (Bína et Demek 2012).

V Řečkovicích se zkoumané území rozkládá převážně na sprašových sedimentech vyplňujících Řečkovický prolom, svažujících se od západu na východ k nivě Ponávky s fluviálními a deluviofluviálními sedimenty. Výjimka je tvořena kopcem Západ, jenž je ostrovem granodioritu na druhé straně Řečkovického prolomu a významně mění klimatické, urbanistické a biologické prvky v okolí. Podloží na území městské části Brno-sever je tvořeno sprašemi, sprašovými hlínami a jíly. Pouze od Lesné k Husovickému kopci se táhne masiv granitických hornin, za nímž východně leží silně antropicky ovlivněná niva řeky Svitavy zasahující do k. ú. Husovice a Zábrdovice (Česká Geologická Služba 2014).

4.5 Pedologie

Na většině zkoumaných ploch se dle Půdní mapy 1 : 50 000 (Česká Geologická Služba 2014) nachází hnědozemě modální. Pouze na okrajových polohách vytyčených území jsou evidovány černozemně, kambizemě a fluvizemě. Střet s těmito půdními typy při sběru dat je možný pouze na extenzivně využívaných stanovištích. Zvláštní pozornost je potřeba věnovat antropozemím, které jsou evidovány v k. ú. Husovice a Zábrdovice, avšak vzhledem k povaze jejich vzniku a charakteru, lze antropicky ovlivněné půdy očekávat na jakékoliv lokalitě ve vybraném území.

Antropicky ovlivněné půdy se projevují především heterogenitou vlastností v závislosti na množství různých antropických vlivů. Přírodní půdní typy jsou při

začlenění do urbálního prostředí často zhutňovány, překrývány a kontaminovány jak látkově, tak energeticky, je narušována půdní struktura a vodní režim, mění se půdní mikrobiota a obsah a složení organické hmoty. Ke zhutňování dochází ve svrchních vrstvách pojezdem, případně sešlapem. V důsledku toho bývá narušena struktura půdních zrn, minimalizována pórovitost a dochází k narušení vodního režimu. Půda není schopna vsakovat vodu z povrchu ani ji ze spodních vrstev přivádět ke kořenovému systému rostlin. Příkladem kontaminace může být zasolení vlivem údržby vozovek nebo kontaminace výkaly při venčení psů. Energetická kontaminace je především pronikání tepla z produktovodů inženýrských sítí, které vede ke změnám metabolismu všech organismů dotčených touto změnou. Překrývání půd výsypkami a stavebními sutěmi vede kromě pohřbení oživené pedosféry i k přerušení kapilárních spojů hlubší vrstvy půdy s povrchem. Vrstvený materiál často neumožňuje vznik kapilárních pórů a vznikají extrémně vysychavá stanoviště. Kromě zmíněných vlastností má antropogenní činnost vliv i na půdní mikroflóru a na obsah organické hmoty. Většina zásahů do půdního profilu vede ke zvýšení vylučování CO₂ z půdy a ke snížení ukládání uhlíku v půdě (Hůla et Procházková 2008).

4.6 Biogeografie a potenciální vegetace

Území se nachází při jihovýchodní okraji Brněnského bioregionu. Culek (1996) popisuje Brněnský bioregion jako východní okraj hercynské podprovincie, na rozhraní mezofytika a termofytika. Je zde patrný panonský a karpatský vliv. Převládá 3. dubovo-bukový vegetační stupeň doplněný 2. a 4. vegetačním stupněm. Potenciální vegetace v nižších polohách odpovídá převážně hercynským dubohabřinám (*Melampyro nemorosi-Carpinetum*), ve vyšších polohách jsou hojnější bučiny (*Melico-Fagetum* a další asociace). Na jižních prudších konvexních svazích se zde mohou vyskytovat teplomilné doubravy kyselejších podkladů (*Sorbo torminalis-Quercetum*), na konkávních svazích sušové lesy (*Aceri-Carpinetum*). Podél potůčků se nachází *Carici remotae-Fraxinetum* a *Pruno-Fraxinetum*, podél větších toků *Stellario-Alnetum glutinosae*, případně vegetace svazu *Phralaridion arundinaceae*. Vzácné primární bezlesí náleží do svazů *Alyso-Festucion pallentis* a *Geranion sanguinei*. Přirozená náhradní vegetace odpovídá na převážně mezofilních loukách svazu *Arrhenantherion*, na extrémně xerothermních stanovištích *Festucion valesiaca*, v lemech bývá vyvinuta vegetace svazu *Geranion sanguinei*, křoviny jsou zastoupeny svazem *Prunion spinosae*.

Nejvíce zastoupenou biochorou je 2BE Rozřezané plošiny na spraších 2. VS. Zabírá celé Řečkovice, Černá Pole, většinu Zábrdovic, Husovic i Lesné. Je typický různorodým reliéfem rozřezaných plošin na rovinách i svazích, celkově s plynule přecházejícími tvary. Pouze tam, kde vystupují horniny krystalinika a permokarbonu podloží blíže k povrchu se terénní tvary vyostřují. Obecně jsou časně hliníky a cihelny. Jde o kontrastně-similární biochoru s dominantními STG 2BD3 a 3B3 a kontrastními 2B3, 2B2 a především 2BC-C5a. Na vrchních polohách Lesné je vylišena biochora 2BP Rozřezané plošiny na neutrálních plutonitech 2. VS, který je ojedinělý pro Brněnský bioregionu. Je typický různorodým reliéfem s četnými ostrými změnami, u osídlených oblastí s výskytem kamenolomů a pískoven. Jedná se o similární biochoru se zastoupením především mezotrofních a oligo-mezotrofních stanovišť. Dominující STG dle pořadí jsou 2B3, 3B3, 2AB3, 3AB3 a 2BC3, kontrastní ojedinělou biochorou je 3BC5a. V bezprostředním okolí koryta Svitavy na území Husovic a Zábrdovic zasahuje ještě biochora 2Nh Užší hlinité nivy 2. VS. Jedná se o výjimečně zaplavované nivy, které se od jiných niv liší především méně diferencovaným reliéfem a potenciální vegetací, kterou tvoří především olšové jaseniny (*Pruno-Fraxinetum*). V Brně jsou tyto lokality silně ovlivněny člověkem a většinou zastavěny. Z hlediska geobiocenologie se jedná o biochoru kontrastně similární s dominantním STG 2BC-C5a a kontrastními STG 2BC5b, 2C7a a 2C8a (Culek 2005)

5 Metodika

5.1 Floristické snímky

Fytocenologický snímek se zapisuje na vytyčených studijních plochách. Počet studijních ploch závisí na účelu studie a velikosti zkoumaného území. Jejich rozložení je možné určit na základě odborného úsudku a již částečné znalosti vegetace v území nebo vytvořit pravidelnou či náhodou vzorkovací síť nebo podél transektu. Rozměry studijní plochy by měly přesahovat minimální plochu, na níž se může vyvíjet celá jednotka přítomného rostlinného společenstva, tzv. minimiareál. Konkrétní velikost minimiareálu není stanovena a o její hranici se vedou dohady. Účelem dodržení tohoto omezení je zachycení dostatečně homogenního úseku rostlinného společenstva tak, aby jej bylo možné interpretovat s požadovanou přesností (Kosek 2013).

Protože se homogenita společenstev liší, liší se i doporučené hodnoty minimiareálů. Pro kosené louky se doporučuje velikost 10 – 25 m², pro hnojené pastviny 5 až 10 m² (Moravec 2000), ale i 1 – 5 m² (Duchoslav 1994). Obecně v praxi používané rozměry minimiareálu lze považovat za dostatečné. V případě pochybností je třeba provést kontrolní měření počtu a rozdělení druhů zkoumaného společenstva na studijních plochách různé velikosti a určit dostatečnou velikost podle případu. Přírůstek nových druhů se zvětšující se studijní plochou by měl vykazovat logaritmický trend.

Nejčastěji užívaným tvarem studijní plochy je čtverec či obdélník, především proto, že se snadno vyměřují. V menších společenstvech je doporučována plocha kruhová. Plochy je nutné umísťovat do homogenních úseků vegetace. Ověření homogenity postačí většinou provést na místě pohledem, heterogenita bývá doprovázena patrnou změnou vzhledu vegetace (Moravec 2000).

Zápis fytocenologického snímku se provádí na dvě části. V záhlaví se většinou zapíše označení snímku, datum, jméno autora, údaje o stanovišti, přírodních podmínkách, nadmořské výšce, tvaru a velikosti studijní plochy, výška porostu, celková a dílčí pokryvnost vegetačních pater, lokalizace (například GPS) a další poznámky související s měřením dle potřeby. Následuje seznam druhů nalezených na ploše a případná informace o jejich kvantitativním zastoupení. Druhy se uvádí latinskou nomenklaturou po jednotlivých vegetačních patrech. Druhy vtroušené z jiných synuzií, například semenáčky dřevin rostoucí v bylinném patře, se zapisují až za druhy původní synuzie. Pro přesnější zaznamenání fytocenózy na určité lokalitě je třeba snímek

doplňovat v různých ročních obdobích. Významné druhy, které se nachází mimo plochu snímku, je možné dopsat do poznámek. Nikdy se nedopisují jako součást snímku.

Hodnota kvantitativního zastoupení druhu ve snímku může být zjištěna na základě několika postupů, každý představuje specifické měřítko. Při měření biomasy se rostliny na ploše většinou odebírají, pak třídí a váží či jinak zpracovávají. Hustota populace vyjadřuje počet jedinců druhu vůči jednotce plochy. Může být vyjádřena i průměrnou vzdáleností mezi jedinci. Abundance je počet jedinců na analyzované ploše, často je vyjádřena v relativním měřítku. Frekvence populací charakterizuje rozmístění druhu v prostoru, většinou jako počet plošek, na kterých se druh vyskytuje vůči maximálnímu počtu plošek. Pokryvnost druhu je procento povrchu půdy zakrytého kolmým průmětem jedinců populace druhu. Speciální je pokryvnost bazální, která popisuje plochu, na které dochází ke styku rostliny se zemí, ta je ovšem vhodná pro mohutné rostliny stromových pater. Pokryvnost může být měřena různými záznamovými a grafickými metodami, většinou je ale odhadována erudovaným pracovníkem v terénu. Při odhadu pokryvnosti může docházet k určité náhodné či metodické chybě, která je závislá na schopnostech pozorovatele. Odhadované hodnoty se často zaokrouhlují nebo jsou zapisovány do ordinační škály několika tříd pokryvnosti. Výhodou odhadu pokryvnosti a případně zařazení do pokryvnostní třídy má výhodu v rychlém vyhodnocení, které může být snadno provedeno jediným pracovníkem. Běžně se pracuje s kombinovanými třídami abundance a pokryvnosti, kdy jsou vysoce zastoupené druhy počítány pokryvností a řídké se vyskytující druhy jsou počítány po jedincích (Moravec 2000). Často je použito šesti až sedmičlenná Braun-Blanquetova stupnice, viz tabulka 5.1 (Braun-Blanquet 1921, 1928, 1961).

Tab. 5.1 Braun-Blanquetova stupnice abundance a dominance sedmičlenná

Třídy pokryvnosti	Rozsah pokryvnosti	Index pokryvnosti (iP)
5	75 až 100 %	7
4	50 až 75 %	6
3	25 až 50 %	5
2	5 až 25 %	4
1	hojný výskyt, pod 5 %	3
+	roztroušené, do 1 %	2
r	ojedinělé, 0,1 %	1

Braun-Blanquet 1921, 1928, 1961 in Kosek 2013, upraveno

5.2 Problém minimiareálu

Minimiareál byl uveden v podkapitole 5.1 Floristické snímky, kde byl popsán jako „...plocha na niž se může plně vyvíjet celá jednotka určitého společenstva, aby bylo možno toto společenstvo zachytit“. Doporučené velikosti se pro jednotlivá společenstva liší na základě jejich homogenity, například pro pastvinu se doporučuje velikost jednoho snímku minimálně 5 m². Zde je nutné uvést, že pro účely této práce byla z důvodu prostorových omezení zkoumaných stanovišť zvolena velikost jednoho snímku 1 m² (viz podkapitola 6.2 Terénní práce). U kvalitně a intenzivně udržovaného trávníku je homogenní drn dosaženým cílovým stavem, jak je možné vidět například na golfových hřištích (Hejduk 2008), ale u trávníků ošetřovaných méně intenzivně nemusí být dostatečná homogenita vždy zaručena. Proto nelze na odebrané floristické snímky pohlížet jako na zcela reprezentativní vzorky přítomného rostlinného společenstva. Za reprezentativní jednotku je dále považován soubor minimálně tří snímků z jedné lokality, tedy celkem tři 3 m² rozložené po lokalitě, nebo ještě lépe celý soubor snímků vzájemně si podobných nebo náležících jednomu typu údržby, kde se jedná o 30 m² či 60 m².

5.3 Statistické zpracování dat

Druhová diverzita

Diverzitu druhů můžeme uvažovat ve třech souvislostech. Jako diverzitu stanoviště (α diverzita), diverzitu mezi stanovišti nebo podél gradientu (β diverzita) a diverzitu celého systému (γ diverzita) jak bylo představeno v podkapitole 3.1 Biodiverzita.

α -diverzitu lze vyjádřit jako sumu přítomných druhů. V takovém případě lze β diverzitu souboru lokalit vyjádřit podle Whittakera (Van Dyke 2008) jako:

$$\beta = \frac{S}{\alpha} - 1, \quad (5.1)$$

kde S představuje počet všech druhů v souboru a α je průměrný počet druhů na jednom stanovišti. Čím více se druhy na stanovištích liší, tím větší je míra β diverzity. Hypotetická hodnota γ diverzity je pak dopočitatelná jako součin α a β diverzity:

$$\gamma = \alpha \cdot \beta, \quad (5.2)$$

Ale většinou se γ diverzita vyjadřuje exaktně jako součet všech zaznamenaných taxonů (Magurran et McGill 2011).

β diverzita mezi dvěma soubory dat je dobře vyjádřitelná mírami vzdálenosti a nebo podobnosti. Hodnotu metriky D lze vůči podobnosti S většinou vyjádřit jako $D = 1 - S$, případně pokud hodnoty vzdálenosti nejsou v mezích od 0 do 1, tak jako $D = e^{-S}$. Některé metody pracují pouze s kvalitativními daty, jiné si poradí i s kvantitativními. Důležité je dělení metod na asymetrické, které mají jedno maximum a jedno minimum a symetrické, které mají dvě minima. Symetrické metody jsou citlivé na problém dvou nul, který se projevuje v případě, že srovnávané snímky pocházejí ze souboru o velkém počtu druhů. Problém dvou nul způsobí, že absence nějakého taxonu na obou snímcích (tedy hodnoty 0; 0) jsou považovány za znak podobnosti stejně jako znak stejného zastoupení druhu na obou snímcích (hodnoty 1; 1).

Mezi nejvíce používané míry vzdálenosti se řadí euklidovská metrika, která vychází z Pythagorovy věty:

$$D(x_1; x_2) = \sqrt{\sum_{j=1}^p (y_{1j} - y_{2j})^2}, \quad (5.3)$$

kde y_{1j} a y_{2j} označují souřadnice vektorů x_1 a x_2 , j značí proměnnou a p počet všech proměnných. Metoda je citlivá na problém dvou nul a nestandardizované rozsahy vstupních hodnot.

Další oblíbenou metrikou je bloková nebo manhattanská vzdálenost:

$$D(x_1; x_2) = \sum_{j=1}^p |y_{1j} - y_{2j}|, \quad (5.4)$$

kde j opět značí proměnnou a p počet všech proměnných. Metoda je v podstatě upravená euklidovská metrika.

Nejpoužívanějšími mírami podobnosti pro vegetační data jsou Jaccardův koeficient:

$$S(x_1; x_2) = \frac{a}{a + b + c}, \quad (5.5)$$

a Sørensenův koeficient:

$$S(x_1; x_2) = \frac{2a}{2a + b + c}, \quad (5.6)$$

kde a je počet společných druhů, a b , c počty druhů vyskytující se pouze v prvním nebo druhém snímku. Zatím co Jaccardův koeficient dává všem druhům stejnou váhu, Sørensenův koeficient zvedá význam společných druhů. Koeficienty pracují s kvalitativními daty, ale mohou být upraveny do podoby vhodné pro kvantitativní data. Jejich výhodou je, že jsou asymetrické.

Pro α -diverzitu vyjádřenou jako míru bohatosti i zastoupení druhů se uvádí jako nejčastěji používaný index Shannon & Wienerův, který je počítán dle vztahu:

$$H' = - \sum_{i=1}^P \left[\left(\frac{n_i}{n} \right) \cdot \log_2 \left(\frac{n_i}{n} \right) \right], \quad (5.7)$$

kde n_i je hodnota významnosti druhu i (počet, pokryvnost, biomasa...) a n je součet významnosti všech druhů. Na místo operátoru \log_2 lze použít i \ln (přirozený logaritmus). Jako součást α -diverzity dále autoři uvádí ekvitabilitu neboli vyrovnanost počtu jedinců napříč spektrem druhů společenstva. Lze ji počítat dle vztahu:

$$E = \frac{H'}{\log_2(S)}, \quad (5.8)$$

kde S je celkový počet druhů (Moravec 2000, Laštůvka et Šťastná 2014).

Korelační analýza

Tato analýza ověřuje existenci lineárního vztahu a míru v závislosti dvou souborů dat. Pro soubory s normální rozdělením a bez extrémních hodnot je vhodné použití Pearsonova korelačního koeficientu, který lépe charakterizuje vlastnosti vztahu. Pro nenormální data a pro soubory s vlivnými extrémními hodnotami je vhodnější použít Spearmanova korelačního koeficientu, který pracuje s pořadím hodnot a ne s hodnotami samotnými. Často je možné využít obou postupů a ze srovnání výsledků provést interpretaci dat. Oba koeficienty dosahují hodnot od -1 do 1, kde kladná čísla značí pozitivní závislost, záporná čísla negativní závislost a hodnoty blízké nule vyjadřují nízkou míru závislosti mezi soubory. Při zjištění závislosti je možné navázat regresní analýzou, která určí významnost závislosti a odhadne funkci závislosti. Pro výpočet koeficientů je možné použít standardizované postupy specializovaných

statistických programů jako Excel od společnosti Microsoft, Statistica společnosti StatSoft nebo volně šiřitelné programovací prostředí R (Drápela 2000).

Neparametrický test o shodě středních hodnot

Předpokladem klasické analýzy rozptylu (ANOVA) je normální rozdělení základního souboru. Pokud tato podmínka není splněna, je vhodné použít jako test středních hodnot její neparametrickou obdobu, Kruskal-Wallisův test. Ten převádí vstupní hodnoty na hodnoty pořadí a dále pracuje jen s tímto pořadím. Testové kritérium je počítáno na základě různých hodnot pořadí v jednotlivých srovnávaných souborech. Pokud se ve vstupních datech objevují shodné hodnoty, je potřeba testové kritérium upravit. Kritická hodnota pro K-W test je pro malé výběry určena tabelárně, pro větší výběry a pro větší počet výběrů než pět je kritickou hodnotou statistika chí kvadrát pro $k-1$ stupňů volnosti. Pro výpočet testu je možné použít standardizované postupy specializovaných statistických programů jako Statistica společnosti StatSoft nebo volně šiřitelné programovací prostředí R (Drápela 2000).

Fidelita

Věrnost druhu neboli fidelita je kritériem pro označení druhu jako diagnostického pro určité stanoviště či společenstvo. Bylo navrženo několik různých metod výpočtu fidelity, které většinou vychází z dat frekvence taxonu napříč souborem fytoecologických snímků. Mezi nejčastěji používané metody patří Chí kvadrát test, G statistika, Fischerův exaktní test a ze specializovanějších metod indexy IndVal a phi index. Všechny metody kromě upraveného IndVal indexu pracují s kvalitativními daty prezence a absence taxonu. Další jejich vlastnosti popisuje tabulka 5.2. Jak je z tabulky patrné, metody které nejsou ovlivněny velikostí souboru a jednotlivých skupin neumožňují otestování statistické významnosti výsledků. Proto se metody často kombinují.

Tichý et Chytrý (2006) rozvíjí výpočet fidelity metodou phi indexu o vyrovnání velikosti jednotlivých skupin souboru pomocí volené proměnné s . Vzorec pro phi index je zde prezentován jako:

$$\Phi = \frac{N \cdot n_p - n \cdot N_p}{\sqrt{n \cdot N_p \cdot (N - n) \cdot (N - N_p)}}, \quad (5.9)$$

kde N je počet objektů v datovém souboru, N_p je počet objektů v zájmové skupině, n je počet výskytů druhu v celém datovém souboru a n_p je počet výskytů druhu v zájmové skupině.

Tab. 5.2, Přehled vybraných metod výpočtu fidelity (Tichý et Chytrý 2006, upraveno)

	typ dat	závislost na velikosti souboru	závislost na velikostech porovnávaných skupin	významnost je statisticky testovatelná	váha přiřádaná běžným druhům	rozišení pozitivní a negativní fidelity
chí kvadrát test	kvalitativní	ano	ano	ano	průměrná	ano
G statistika	kvalitativní	ano	ano	ano	vysoká	ano
Fisherův exaktní test	kvalitativní	ano	ano	ano	vysoká	ne
IndVal index	kvalitativní/ kvantitativní	ne	ne	ne	velmi vysoká	ne
phi index	kvalitativní	ne	ano	ne	průměrná	ano
phi index s vyrovnáním velikostí skupin	kvalitativní	ne	ne	ne	různá	ano

V této formě je výpočet stále citlivý vůči rozdílným velikostem zájmové skupiny oproti celému datovému souboru. Navržená proměnná s se volí v rozmezí od $1/N$ po $(N-1)/N$. Aplikace úpravy probíhá tak, že se hodnoty n , n_p a N_p náležitě upraví podle předpisu:

$$N'_p = s \cdot N, \quad (5.10)$$

$$n'_p = N'_p \cdot \left(\frac{n_p}{N_p} \right), \quad (5.11)$$

$$n' = n'_p + (N - N'_p) \cdot \left(\frac{n - n_p}{N - N_p} \right). \quad (5.12)$$

Celkový součet objektů N v datovém souboru zůstává nezměněný, ale ostatní hodnoty jsou upraveny tak aby počet N_p' odpovídal s podílu všech objektů N . Nejběžněji se volí $s = 0,5$, kde je velikost cílové skupiny srovnána na polovinu velikosti celého souboru. Výpočet phi indexu pak probíhá s upravenými proměnnými. Hodnoty phi indexu mohou nabývat kladných i záporných hodnot. Kladné hodnoty vyjadřují pozitivní fidelity, tedy že taxon je zájmové skupině objektů věrný. Záporné hodnoty značí negativní fidelity, která vyjadřuje, že v zájmové skupině se taxon narozdíl od zbytku souboru spíše nevyskytuje. Hodnoty blízké nule značí nevýznamnou věrnost,

hodnoty rovné 1 nebo -1 jsou maximálními hodnotami a značí, že taxon se vyskytuje/nevyskytuje vždy a pouze v zájmové skupině (Tichý et Chytrý 2006).

Aby bylo možné statisticky potvrdit významnost fidelity druhu vypočtenou podle phi indexu, je nutné provést některý z vhodných testů. Tyto testy jsou vždy závislé na velikosti celého datového souboru i jednotlivých skupin objektů a ve výsledku je tedy nutné hledat průnik obou metod výpočtu (Tichý et Chytrý 2006). Příkladem užitým v praktické části této práce je Fischerův exaktní test, který pracuje se stejnými vstupními daty jako phi index a uspořádává je do kontingenční tabulky 2 x 2 pole:

Tab. 5.3, vzor kontingenční tabulky pro Fischerův exaktní test

$a = n_p$	$c = N_p$
$b = n - n_p$	$d = N - N_p$

Poté je spočítána pravděpodobnost pro všechna horší uspořádání kontingenční tabulky a z jejich součtu je určena p-hodnota testu. Pokud je p-hodnota menší než požadovaná hladina významnosti α , je fidelita druhu považována za statisticky významnou. Postup lze upravit i pro ověření významnosti negativní fidelity, však potřeba zajistit, aby v poli a byla nejnižší vstupní hodnota. Potom obecný vzorec pro p-hodnotu Fischerova exaktního testu je (Freeman et Campbel 2011):

$$P = \sum_{i=0}^a \frac{(a-i+b+i)!(c-i+d+i)!(a-i+c-i)!(b+i+d+i)!}{(a-i+b+i+c-i+d+i)!(a-i)!(b+i)!(c-i)!(d-i)!} \quad (5.13)$$

Shluková analýza

Shluková analýza identifikuje skupiny v datech na základě asociační matice vzdálenosti/podobnosti poskytuje jiný pohled na strukturu skrytou v datech. Zejména pokud samotná data mají jsou svojí strukturou rozdělena do tříd. Pokud data tvoří souvislou strukturu, shluková analýza v toto kontinuum uměle poruší a rozdělí jej do skupin. Základní rozdělení běžně používaných shlukovačích metod je na hierarchické, které obsahují skupiny a podskupiny, a nehierarchické, které obsahují skupiny téhož řádu. Hierarchické shlukové analýzy můžeme rozdělit na aglomerativní a divizivní (Haruštiaková et al. 2012).

Aglomerativní metody spojují objekty s objekty, se skupinami a nakonec skupiny se skupinami na základě algoritmu, který vychází z asociační matice. Mezi běžně používané algoritmy patří „Jednoduché spojení“, kdy jsou skupiny spojovány na základě dvou nejbližších objektů mezi skupinami, „Úplné spojení“ kdy jsou skupiny spojovány na základě svých nejvzdálenějších objektů ve skupině a dále metody založené na výpočtu váženého či neváženého průměru poslední utvořené vazby nebo centroidu celého shluku. Speciální často užívanou aglomerativní metodou je Wardova metoda, která spojuje shluky na základě dvou kritérií. Prvním je nejvyšší součet čtverců vzdáleností mezi centry shluků a druhým je nejnižší součet čtverců vzdáleností bodů uvnitř shluku k centru shluku. Metoda se tak snaží maximalizovat homogenitu uvnitř každého shluku a shluky vůči sobě dobře vymezit. Každá metoda přistupuje k datům specifickým způsobem a záleží na analytikovi, jak potřebuje s daty pracovat (tamtéž).

Divizivní metody pracují ze začátku s celou skupinou jako s jedním shlukem. Nejdříve je tato skupina rozdělena do dvou menších skupin na základě největší rozdílnosti. Dělení pokračuje dokud není splněno kritérium ukončující analýzu (např. předem definovaný počet kroků, případně rozklad na samostatné objekty). Metoda byla historicky používána pro rozlišení rostlinných společenstev na základě presence/absence konkrétního druhu (nomotetické metody) a pro identifikaci tohoto druhu jako diagnostického. Současný trend užívá i speciální polytetické metody, kdy jsou shluky rozdělovány na základě několika kritérií. Příkladem je metoda TWINSpan (tamtéž).

Nehierarchická shlukové analýzy pracují opět s celou skupinou, kterou rozdělují na základě asociační matice většinou do předem daného počtu shluků, které mají stejnou hierarchickou úroveň. Nejpoužívanější je metoda K průměrů, která pracuje se čtverci vzdáleností uvnitř a vně shluku podobným způsobem jako Wardova metoda. Nevýhodou metody K průměrů je nutnost zpětně ověřit, zdali je zvolený počet shluků vhodný (tamtéž).

Zásadní vliv na kvalitu shlukové analýzy má metoda použitá pro výpočet matice podobnosti/vzdáleností mezi objekty včetně problém dvou nul (viz kapitola 5.3 Statistické zpracování dat, Druhovú diverzita), který může vést ke shlukování objektů s minimálním počtem společných druhů. Důležitý je i poměr počtu významných proměnných vůči počtu objektů. Ideální poměr pro vícerozměrné analýzy vegetace je udáván 1 : 10, jako doporučená hranice je udáván poměr 1 : 2 (Duchoslav 1994, Haruštiaková et al. 2012).

6 Sběr dat a jejich zpracování

Pro účely této práce byl navázán kontakt s úřady několika městských částí města Brna, přičemž z důvodu rozdílného typu údržby travních ploch a dobré znalosti místních podmínek autorem byly vybrány MČ Brno-Řečkovice a Mokrý Hora a MČ Brno-sever. Poté byly v těchto městských částech pomocí geoinformačních software identifikovány travní plochy v urbanizovaných oblastech. Sídelní celky Mokrý Hora a Soběšice byly ze zájmového území vyčleněny kvůli své poloze v již otevřené příměstské krajině. Jednotlivé plochy městských trávníků byly následně dopřesněny na základě údajů od správy městských částí a smluvních podniků vykonávajících údržbu. Byly vylišeny celkem tři typy údržby v různě rozložených polygonech o různém tvaru i rozměru, a byl určen cílový počet studijních lokalit v jednotlivých celcích. Následně bylo náhodně vybráno celkem 50 primárních lokalit a 14 náhradních lokalit. V první polovině září 2014 byl proveden sběr floristických snímků, kdy na každé lokalitě byly zaznamenány tři studijní plochy. Sesbíraná data byla sumarizována a statisticky zpracována. Sledovány byly charakteristiky rozložení biodiverzity, vztahy mezi typem údržby a druhovou bohatostí, typem údržby a pokryvností přizemního patra, celkovou pokryvností bylinného patra a přizemního patra, fidelita (věrnost) taxonů určitému typu údržby a vzájemná podobnost všech snímků.

6.1 Přípravné práce

Travnaté plochy veřejné zeleně mají různé správce. Zeleň okolo komunikací je ve správě Brněnské komunikace a. s. Domluva s Brněnskými komunikacemi a. s. probíhala telefonicky a osobně na pracovišti Správy silniční vegetace. Komunikace se společností Povodí Moravy s. p., Závod Dyje o managementu nábřeží Svitavy probíhala pomocí elektronické pošty. Zbývající plochy jsou ve správě příslušných úřadů městských částí Brno-sever a Brno-Řečkovice a Mokrý Hora. S pracovníky obou úřadů byly informace o údržbě konzultovány osobně. Získané informace byly dále dopřesněny u jednatelů smluvních firem vykonávajících údržbu porostů. Z těchto informací byly určeny tři typy údržby travních porostů s následujícími charakteristikami.

Skupina Extenzivní jsou porosty mimo hlavní zástavbu, které jsou sečeny převážně dvakrát ročně s výhrabem pokosené hmoty. Seč je prováděna většinou cepovým žacíím ústrojím, případně dle potřeby křovinořezem. V k. ú. Řečkovice se jedná o plochy suché vodárenské retenční nádrže Zamilovaný hájek, travní porosty za hřištěm

školy Horáckého náměstí (místní název Loučky) a travnaté porosty okolo řečkovického hřbitova.

Skupina Brno-sever jsou intenzivně obhospodařované porosty sečené minimálně třikrát ročně, většinou ale šestkrát ročně. Termín seče není dán datem ale výškou porostu nad 20 cm. V parkových prostorech Schreberovy zahrádky a na náměstí SNP před kinokavárnou je seč prováděna o něco častěji. Posečená hmota je bezprostředně odvážena. Na podzim je prováděn výhrab.

Skupina Řečkovice zahrnuje opět intenzivně obhospodařované porosty s průměrným počtem pěti sečí ročně a podzimním výhrabem. Seč probíhá cepovým žacíím ústrojím s mulčovací jednotkou, který se používá při dostatečně malém množství pokosené hmoty. V případě sečení vzrostlejšího trávníku a špatně přístupných ploch je prováděn výhrabu pokosené hmoty. Intenzivnější péče (6 až 7 sečí) je věnována prostorům NC Vysočina, parkům Nové náměstí a Palackého náměstí a konečné smyčce tramvají linky 1.

Společnou charakteristikou pro všechny typy údržby je, že dostatečně velké prostory (šířky alespoň 1,5 m) jsou sečeny mechanizovaně samopojízdou jednotkou. Pouze svahované, úzké a špatně přístupné plochy jsou dosekávány ručně přístroji menších dimenzí.

Mapové podklady byly získány z veřejných WMS serverů Českého úřadu zeměměřičského a katastrálního a zpracovány v programu ArcGis 10.1 společnosti Esri. Na základě konzultací se správci veřejné zeleně a studia leteckých map byly pro zájmové území MČ Brna-sever a MČ Řečkovice a Mokrý Hora vymezeny polygony zahrnující předpokládané vhodné travnaté plochy. Tyto polygony byly rozděleny do tří kategorií podle zjištěných typů managementu. Následně byl použit generátor náhodných bodů s podmínkou minimálního rozestupu bodů 50 m. Protože generátor pracuje v závislosti na ploše vybraných polygonů, vytyčené body by měly tendenci se shlukovat do velkých spojených ploch. Proto bylo do výběru bodů částečně zasaženo a polygony jednotlivých kategorií byly rozděleny na dílčí skupiny s vyrovnaným počtem bodů. Polygony s extenzivní údržbou byly rozděleny na část v Řečkovicích (retenční nádrž Zamilovaný hájek, okolí řečkovického hřbitova a travnaté plochy za hřištěm na Horáckého náměstí) a na část v MČ Brno-sever (ulice Dusíkova, nábřeží řeky Svitavy). V každé skupině bylo náhodně vybráno 6 bodů, z toho 6. jako náhradní, tedy celkem 10 lokalit a 2 náhradní pro kategorii extenzivní údržby. Dále byly rozděleny polygony pro

kategorii údržby Brno-sever, kde docházelo ke zkreslení náhodného výběru bodů mezi rozsáhlými plochami v sídlišti Lesná a plošně malými travnatými pásy v ulicích čtvrtí Černá Pole a Zábrdovice. V každé z těchto dvou skupin bylo vybráno 13 náhodných bodů, z nichž poslední 3 byly náhradní. Pro polygony kategorie Řečkovice nebylo třeba zasahovat do distribuce bodů a bylo rovno zvoleno 25 náhodných bodů, z nich náhradních bylo poslední 5. S takto vytvořenými body byly vytvořeny mapové podklady pro práci v terénu a seznam lokalit včetně GPS souřadnice.

6.2 Terénní práce

Charakter zkoumaných ploch

Pro účely práce bylo nutné získat vzorky dat charakterizující vegetaci rostoucí na plochách s ustáleným způsobem údržby. Bylo potřeba přizpůsobit rozmístění studijních ploch reálným podmínkám, minimalizovat vliv dalších faktorů a určit jak má vypadat plocha pro umístění fytoecologického snímku.

Velikost studijní plochy byla určena 1 x 1 m kvůli záměru zahrnout do výběrové množiny i pruhy zeleně mezi vozovkou a chodníkem, které často nedosahují větší šířky, než 1,2 m. Na těchto plochách mezi chodníkem a vozovkou se může na rozdíl od větších otevřených prostorů více projevit zasolení, vyšší prašnost a případně kontaminace dalšími látkami pocházejícími ze silničního provozu, což může ovlivnit výsledky statistických analýz, zejména srovnávání podobnosti objektů. O zahrnutí takových stanovišť do výběrové množiny bylo rozhodnuto z hlediska jejich významu pro městskou zeleň, neboť se jedná o častý prvek, který se značně podílí na utváření vzhledu travních porostů města.

Pro omezení dalších vnějších faktorů byly studijní plochy umísťovány vždy mimo kolmý průmět korun stromů. Pod stromy se výrazně projevuje vliv opadu, zastínění i kořenového systému dřevin. Dále byly studijní plochy umísťovány mimo výrazně sešlapaná místa a pěšiny, výrazně znečištěná místa a jinak odlišná, pokud celkový vzhled lokality nebyl tímto faktorem rovnoměrně utvářen.

Zápis fytoecologických snímků

Zápis fytoecologických snímků byl prováděn ve dnech 28.8. až 15.9. 2014. Na každé lokalitě dohledané podle zákresu v terénní mapě a orientační souřadnice GPS byl zrekognoskován terén a následně určena poloha studijních ploch s minimální

vzdáleností 15 m. Pokud nebylo možné nebo z nějakého důvodu vhodné pracovat přesně na lokalitě vytyčené při výběru náhodných bodů, byla lokalita posunuta k nejbližšímu vhodnému stanovišti. Ve dvou případech byla lokalita vyškrtnuta ze zápisu (lokality 301 a 319) a nahrazena lokalitou náhradní (321, 322) z důvodu zřetelně jiného managementu na lokalitě, než bylo předpokládáno. Při umisťování ploch byl kladen důraz na jejich homogenitu a vzájemnou podobnost v rámci lokality. Každá studijní plocha byla nejprve vytyčena pomocí kolíků a lana a pro střed vytyčené plochy byla zaměřena souřadnice GPS. V hlavičce zápisu bylo zapsáno datum a čas, charakteristiky polohy jako blízké dřeviny, budovy a zpevněné plochy, charakteristiky terénu jako svažitost, expozice a zastínění, slovní, případně kvalitativní hodnocení (obdobně jako pro pokryvnosti taxonů) vzhledu travního porostu v kategoriích sešlap, množství odpadu, množství opadu a nerozložené mrtvé organické hmoty, výskyt exkrementů na lokalitě, zápoj travního drnu, zdravý vzhled, výrazný výskyt chorob a plodnic hub a slovní popis okem zhodnotitelné zrnitosti v rozlišení písčitohlinitá-hlinitá-jílovitohlinitá a případně s výrazným obsahem organické hmoty. Okomentována byla i barva půdy jako možný ukazatel organické hmoty v půdě. Následoval zápis samotného floristického snímku, tedy záznam celkové pokryvnosti bylinného patra (E1), záznam pokryvnosti přízemního patra (E0, mechorosty), zápis průměrné a maximální výšky porostu ve tvaru „průměrná výška“/“maximální výška“ v cm. Následoval výčet taxonů zaznamenaných českými i latinskými názvy podle Kubáta (2002) který se zaměřoval odděleně na druhy bylinné a druhy travinné a travám podobné. Ke každému zaznamenanému taxonu byla dopsána hodnota pokryvnosti. Pro odhady na celé procenta bylo uvedeno číslo (1 % odhadované pokryvnosti znamenalo čtvercovou plochu 10 x 10 cm), pro vyšší hodnoty se byl odhad zaokrouhlen na násobky pěti či deseti. Výskyt taxonu na ploše menší než 10 x 10 cm byl zapsán buď jako „+“, analogicky pro 0,5 % a nebo jako „r“ pro výskyt jednoho nebo několika jedinců o minimální pokryvnosti. Podle potřeby byla provedena fotodokumentace plochy a nafočeny či odebrány vzorky rostlin k přesnější determinaci. Odebrané vzorky byly stručně popsány, označeny kódem studijní plochy a založeny do v igelitovém obalu do šanonu. Po ukončení zápisu na jedné studijní ploše byla plocha navracena do stavu co nejbližší původnímu. Po ukončení denní práce byly vzorky z obalu vyňaty a připraveny na usušení a dodatečnou determinaci. Determinace probíhala především za použití botanických přehledů a klíčů (Kubát 2002, Deyl et Hísek 2001, Rothmaler et Jäger 2005).

6.3 Zpracování dat

Data byla zpracovávána v programech Microsoft Word 2003, Excel 2003 a Statistica 12 společnosti StatSoft. Mapové podklady byly získány z veřejných WMS serverů Českého úřadu zeměměřičského a katastrálního (ČUZK 2015) a zpracovány v programu ArcGis 10.1 společnosti Esri.

Informace o pokryvnostech vegetačních pater, výšce porostu a taxonech byly přepsány do tabulkového formátu programu Excel a poté sloučeny do základní tabulky vstupních dat, v níž jsou taxony sepsány abecedně podle latinské nomenklatury, dřeviny jsou umístěny na konec tabulky. Na základě této tabulky byla v programu Excel připravována data pro všechny analýzy.

Druhá diverzita

Výpočet druhové diverzity vychází z jednotlivých součtů druhů pro studijní plochy, lokality i skupiny podle managementu. Při aglomeraci studijních ploch do údajů pro celou lokalitu a obdobně při aglomeraci lokalit do skupin byla normalizovaná netransformovaná pokryvnost jednotlivých druhů zprůměrována. Z hodnot pro jednotlivé objekty (studijní plochy, lokality, skupiny) byly spočteny základní charakteristicky hodnot, jako průměr, směrodatná odchylka, průměrná odchylka, maximální a minimální hodnota. Mezistanovištní β diverzita byla vyhodnocena vztahem podle Whittakera (5.1) uvnitř jednotlivých lokalit, uvnitř jednotlivých skupin a dále pro celý soubor na úrovni studijních ploch, lokalit i skupin. Výsledky jsou charakterizovány obdobně jako počet druhů. Diverzita informace druhového složení byla počítána podle Shannon & Wienerova vzorce (5.7) spolu s ekvitabilitou (5.8) podobně jako počty druhů z normalizovaných dat zvlášť pro studijní plochy, lokality a stanoviště. Výsledky byly vyhodnoceny charakteristikou podobnou jako počet druhů. Průměrná odchylka, která je v případě Shannon & Wienerovy diverzity bezrozměrná, byla nahrazena podílem směrodatné odchylky a průměru, což vyjadřuje procentuální variabilitu ve zhodnocených datech.

Vztah mezi zápojem bylinného patra a pokryvností přízemního patra

Vstupem pro analýzu byla data pokryvnosti bylinného patra a pokryvnosti přízemního patra v uspořádaných dvojicích podle příslušnosti ke studijním plochám. V programu Statistica 12 byl proveden výpočet Spearmanova i Pearsonova korelačního

koeficientu, přičemž vzhledem ke struktuře dat byla větší váha přikládána Spearmanova koeficientu. Vstupní data byla zobrazena v dvojrozměrném grafu.

Vztah mezi typem údržby trávníku a pokryvností přízemního patra

Vstupní data byla seřazena do dvou sloupců. Závislou proměnnou byla označena data pokryvnosti přízemního patra a ve sloupci nezávislé grupovací proměnné byla zakódována data o příslušnosti studijní plochy k skupině managementu. Takto upravený soubor byl vložen do neparametrické analýzy rozptylu programu Statistica 12 (Kruskal-Wallisův test). Při prokázání statisticky významného rozdílu středních hodnot mezi daty pro jednotlivé skupiny managementu byl proveden test vícenásobného porovnávání. Výstupem je zhodnocení výsledků testu a grafické charakteristiky vstupních dat v podobě histogramu a krabicového grafu.

Fidelita druhů k typům údržby

Základem pro analýzu byla tabulka frekvencí výskytu druhu pro jednotlivé skupiny managementu. Pro každý taxon byly zjištěny počet výskytů uvnitř a vně všech skupin. Poté byl proveden výpočet phi indexu pro každý taxon vůči každé skupině podle rovnic (5.9), (5.10), (5.11) a (5.12) při zvolení koeficientu $s = 0,33$. Velikost zájmové skupiny byla tedy vždy srovnána přibližně na třetinu celého vzorku, ostatní skupiny mimo zájmovou mezi sebou vyrovnávány nebyly. Následně byly identifikovány taxony s extrémními hodnotami phi indexu, celkem 21 taxonů s kladnou hodnotou a 22 taxonů se zápornou hodnotou, a byl pro ně sestaven Fischerův exaktní test podle rovnice (5.13) vycházející z kontingenční tabulky výskytu druhu, viz tab. 5.3. Zvláštním případem byl vylišený taxon *Viola odorata agg.*, který vykázal vysokou hodnotu phi indexu. Ve výčtu taxonů se totiž ještě nachází taxon *Viola sp.* Tyto skupiny vyjadřují míru jistoty určení taxonu, ale mohou způsobit chybu při výpočtu fidelity. K případu byl do výsledků přidán komentář. Dále byla pro účely této analýzy vytvořena aglomerovaná skupina slučující četnosti pro taxony *Viola odorata agg.* a *Viola sp.*, byla označeno jako *Viola spp.* a výpočet fidelity byl proveden i pro ni. Výsledky byly uspořádány a tabelovány.

Shluková analýza na základě floristické podobnosti lokalit

Pro výpočet shlukové analýzy byla základní surová data o pokryvnosti taxonů standardizována na součet pokryvnosti objektu a transformována odmocninou. Tím bylo srovnáno měřítko mezi objekty, snížena heterogenita pokryvnostní škály udávané

v procentech a zvýšena váha taxonů s malou pokryvností. Takto byla získána hodnota dominance taxonů na studijních plochách, která byla pro hodnoty dominance na lokalitách zprůměrována. Poté byla data pročištěna a ze seznamu proměnných byly vyloučeny druhy, které se vyskytovaly pouze na jedné lokalitě. Tyto druhy by při ponechání v zápisu zvyšovaly chybu způsobenou problémem dvou nul (viz podkapitola 5.3 Statistické zpracování dat, Druhá diverzita). Takto upravená data byla vložena do hierarchické aglomerativní shlukové analýzy programu Statistica 12, která pracovala s maticí vzdáleností vypočtené podle euklidovské metriky (5.3) a s algoritmem Wardovy metody shlukování. Výsledky byly tabelárně a graficky zpracovány.

7 Výsledky

7.1 Druhová rozmanitost

Nalezeno a identifikováno bylo celkem 120 taxonů. Charakteristiky α diverzity vyjádřené jednoduchým součtem druhů vyjadřují tabulky 7.1 až 7.5. Jednotlivé tabulky uvádí průměr zapsaného počtu taxonů, směrodatnou odchylku, průměrnou chybu, případně maximální a minimální hodnotu pro celý soubor a pro skupiny lokalit dle managementu. Tabulka je vždy vztažena k diverzitě buď mezi studijními plochami (150 studijních ploch), lokalitami (50 lokalit) nebo skupinami zvlášť (3 skupiny). β diverzita je počítána podle Whittakera, kde hodnoty blízké nule značí vysokou podobnost mezi snímky.

Tab. 7.1, Počet druhů na jednotlivých studijních plochách

	\bar{a}	σ	pr. odch.	max	min
Celkem	11,08	2,89	2,32	19	4
Extenzivní	9,80	3,48	2,87	19	5
Brno-sever	11,80	2,48	2,03	16	6
Řečkovice	11,00	2,71	2,07	19	4
β -diverzita	9,83	V rámci celého souboru			

Tab. 7.2, Počet druhů na jednotlivých lokalitách (vždy tři studijní plochy)

	\bar{a}	σ	pr. odch.	max	min
Celkem	19,14	4,60	3,56	30	8
Extenzivní	17,30	5,62	3,96	30	8
Brno-sever	20,85	4,11	3,34	28	12
Řečkovice	18,35	3,85	2,92	29	13
β -diverzita	5,27	V rámci celého souboru			

Tab. 7.3, Srovnání β diverzity (podle Whittakera) spočtené uvnitř jednotlivých lokalit

	\bar{a}	σ	pr. odch.	max	min
Celkem	0,73	0,24	0,19	1,34	0,33
Extenzivní	0,77	0,26	0,21	1,22	0,33
Brno-sever	0,77	0,21	0,17	1,14	0,42
Řečkovice	0,67	0,24	0,18	1,34	0,33

Při srovnání počtu druhů na jednotlivých studijních plochách mezi zkoumanými skupinami byl neparametrickým testem o shodě středních hodnot (Kruskal-Wallisův test) objeven statisticky významný rozdíl mezi skupinami Extenzivní a Brno-sever pro kritickou hodnotu H ($df = 2$, $N = 150$) = 9,95, při hladině významnosti $p = 0,0069$. Při

srovnávání počtů druhů a β diverzity stejnou metodou v rámci jednotlivých lokalit nebyla vyvrácena hypotéza o shodě.

Ze srovnání počtu druhů v jednotlivých skupinách managementu vychází druhově nejbohatší skupina Extenzivní údržby s 86 zaznamenanými taxony a nejvyšší β diverzitu uvnitř skupiny 3,97. Přes velký celkový počet druhů má tato skupina nejnižší počty taxonů jak na lokalitách tak na samostatných studijních plochách a nejvíce nerovnoměrné rozdělení taxonů (nejvyšší hodnoty směrodatných odchylek). Je tedy nejméně sourodou skupinou. Nejvíce homogenní skupinou se jeví být objekty zařazené do skupiny Řečkovice, které dosahují nejnižších hodnot směrodatných odchylek i β diverzity uvnitř lokalit i mezi lokalitami. Skupina Řečkovice zahrnuje také nejméně taxonů (celkem 66 taxonů). Minimální a maximální hodnoty počtu nalezených taxonů na jednotlivých studijních plochách (tedy na 1 m²) dosahují od 4 do 19 taxonů, na lokalitách (vždy tři studijní plochy) od 8 do 30 taxonů. Při srovnání β diverzity v rámci celého souboru, tedy hodnoty 9,83 pro studijní plochy, 5,27 pro lokality a 0,57 pro skupiny je patrné zvyšování vnitřní podobnosti souborů se zvětšujícím se měřítkem porovnávaných vzorků.

Tab. 7.4 Počet druhů v jednotlivých skupinách dle managementu

	\bar{a}	σ	pr. odch.
Celkem	76,33	8,18	6,89
Extenzivní	86		
Brno-sever	77		
Řečkovice	66		
β diverzita	0,57	V rámci celého souboru	

Tab. 7.5, Srovnání β diverzity (podle Whittakera) spočtené uvnitř jednotlivých skupin z počtů druhů pro lokality

	\bar{a}	σ	pr. odch.
Celkem	3,09	0,63	0,59
Extenzivní	3,97		
Brno-sever	2,69		
Řečkovice	2,60		

Druhová rozmanitost na úrovni α diverzity byla vyjádřena také Shannon & Wienerovým indexem, který je ukazatelem hodnoty ekologické informace nesené přítomnými taxony. Vyšší hodnoty indexu jsou přiřazeny snímkům s větším počtem taxonů a rovnoměrnějším rozložením dominance mezi taxony, v tomto případě zaznamenané pokryvnosti. Shannon & Wienerův index (H') byl vypočten jak pro jednotlivé studijní plochy, tak pro lokality. Stejně tak byla vypočtena ekvitabilita (E),

což je míra stejnoměrného rozdělení taxonů v souboru, kdy 1 znamená shodnou míru dominance všech taxonů a hodnoty blízké nule poukazují na vysokou rozdílnost v dominanci taxonů. Charakteristiky výsledků zobrazují tabulky 7.6 až 7.8 podobně jako v předchozím případě.

Při srovnání vypočtených hodnot H' indexu Kruskal-Wallisovým testem byl opět prokázán statisticky významný rozdíl mezi skupinami. Na úrovni studijních ploch byla vícenásobným porovnáváním identifikována jako rozdílná vůči ostatním skupinám skupina Extenzivní, na úrovni lokalit je rozdíl významný pouze mezi skupinami Extenzivní a Brno-sever. Pro H' index studijních ploch byla kritická hodnota H ($df = 2, N = 150$) = 15,31 při hladině významnosti $p = 0,005$, a pro lokality byla kritická hodnota H ($df = 2, N = 50$) = 8,96 při hladině významnosti $p = 0,0113$. Obdobně byl identifikován rozdíl i pro hodnoty ekvitability studijních ploch i lokalit.

Tab. 7.6, Shannon & Wienerův index pro studijní plochy

	\bar{a}	σ	σ/\bar{a}	max	min
H'	2,56	0,52	20%	3,48	0,93
E	0,74	0,10	14%	0,94	0,40

H'	\bar{a}	σ	σ/\bar{a}	max	min
Extenzivní	2,24	0,58	26%	3,48	0,93
Brno-sever	2,71	0,40	15%	3,45	1,70
Řečkovice	2,56	0,52	20%	3,43	1,09

E	\bar{a}	σ	σ/\bar{a}	max	min
Extenzivní	0,69	0,12	17%	0,88	0,40
Brno-sever	0,77	0,09	11%	0,91	0,52
Řečkovice	0,75	0,11	14%	0,94	0,51

Tab. 7.7, Shannon & Wienerův index pro lokality

	\bar{a}	σ	σ/\bar{a}	max	min
H'	3,09	0,44	14%	3,96	2,02
E	0,73	0,07	9%	0,85	0,57

H'	\bar{a}	σ	σ/\bar{a}	max	min
Extenzivní	2,78	0,49	17%	3,73	2,02
Brno-sever	3,28	0,34	10%	3,80	2,42
Řečkovice	3,05	0,41	13%	3,96	2,17

E	\bar{a}	σ	σ/\bar{a}	max	min
Extenzivní	0,69	0,06	9%	0,80	0,57
Brno-sever	0,75	0,06	8%	0,85	0,59
Řečkovice	0,73	0,07	9%	0,85	0,59

Tab. 7.8, Shannon & Wienerův index a ekvitabilita pro celé skupiny a celý soubor dat

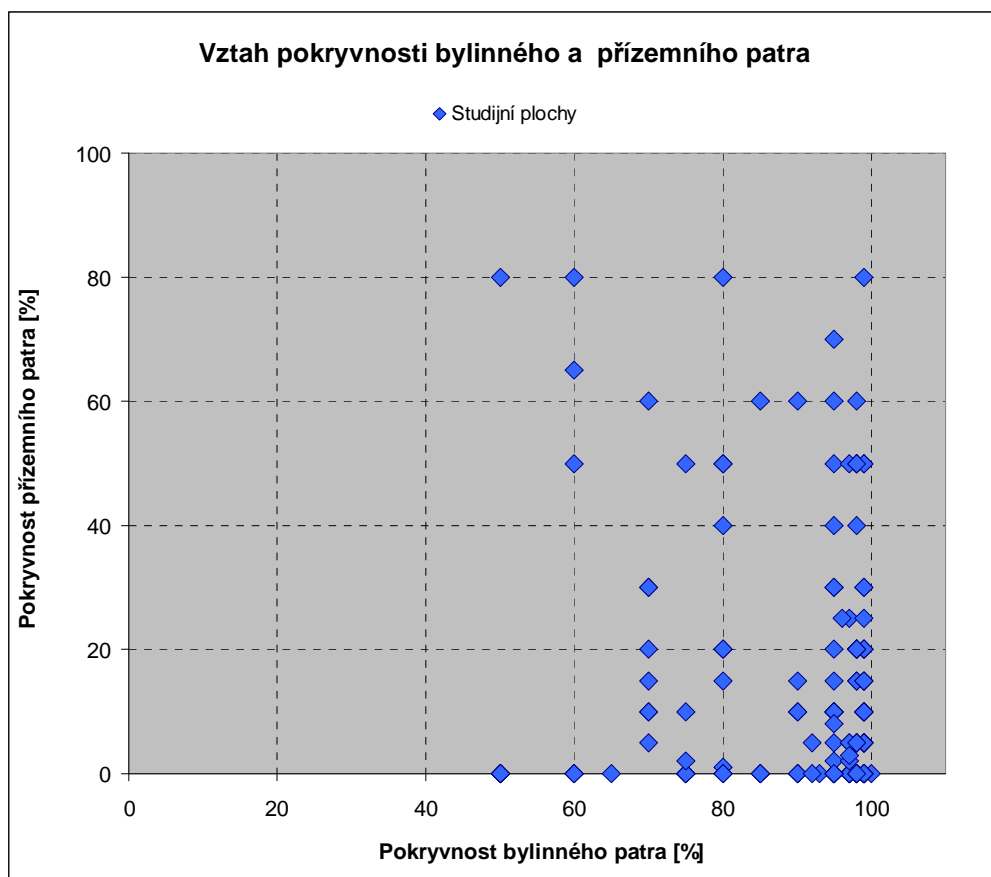
	H'	E
Extenzivní	4,60	0,72
Brno-sever	4,32	0,69
Řečkovice	4,07	0,67
Celý soubor	4,83	0,70

Z výsledků mezi studijními plochami a lokalitami je patrné, že celé lokality nesou více informace (mají vyšší α diverzitu) než samostatné studijní plochy. Průměrná ekvitabilita zůstává stejná, ale jak u ekvitability, tak u H' indexu dochází po přepočtu na lokality ke snížení směrodatných odchylek a posunu extrémních hodnot.

Výsledky pro celé jednotlivé skupiny a celý soubor ukazuje tabulka 7.8. Celý soubor nese maximální hodnotu informace $H' = 4,83$ při $E = 0,70$. Srovnání ekvitability mezi hodnotami pro celé skupiny a hodnotami pro studijní plochy a lokality ukazuje změnu pořadí. Zatímco mezi studijními plochami a lokalitami mají skupiny Brno-sever a Řečkovice vyšší ekvitabilitu než skupina Extenzivní, v rámci celého souboru dat jsou o něco rovnoměrněji distribuovány taxony právě ve skupině Extenzivní.

7.2 Vztah mezi pokryvností bylinného patra a přízemního patra

Spearmanova korelační analýza mezi celkovou pokryvností bylinného patra a celkovou pokryvností přízemního patra (mechorostů) na jednotlivých studijních plochách nezjistila závislost proměnných. Výsledek Spearmanova korelačního koeficientu je $R_S = 0,0014$ s významností F (p -hodnota) = 0,986. Při zobrazení dat ve dvojrozměrném prostoru (Obr. 7.1) není patrný žádný významný trend. Výpočet Pearsonova korelačního koeficientu naznačuje slabý záporný trend způsobený shlukem objektů s vysokou pokryvností bylinného patra a nízkým zastoupením přízemního patra (v pravém dolním rohu grafu) $R_P = -0,112$ při významnosti $p = 0,173$. Oba testy byly prováděny při hladině významnosti $\alpha = 0,05$.



Obr. 7.1, Vztah pokryvnosti bylinného a přízemního patra

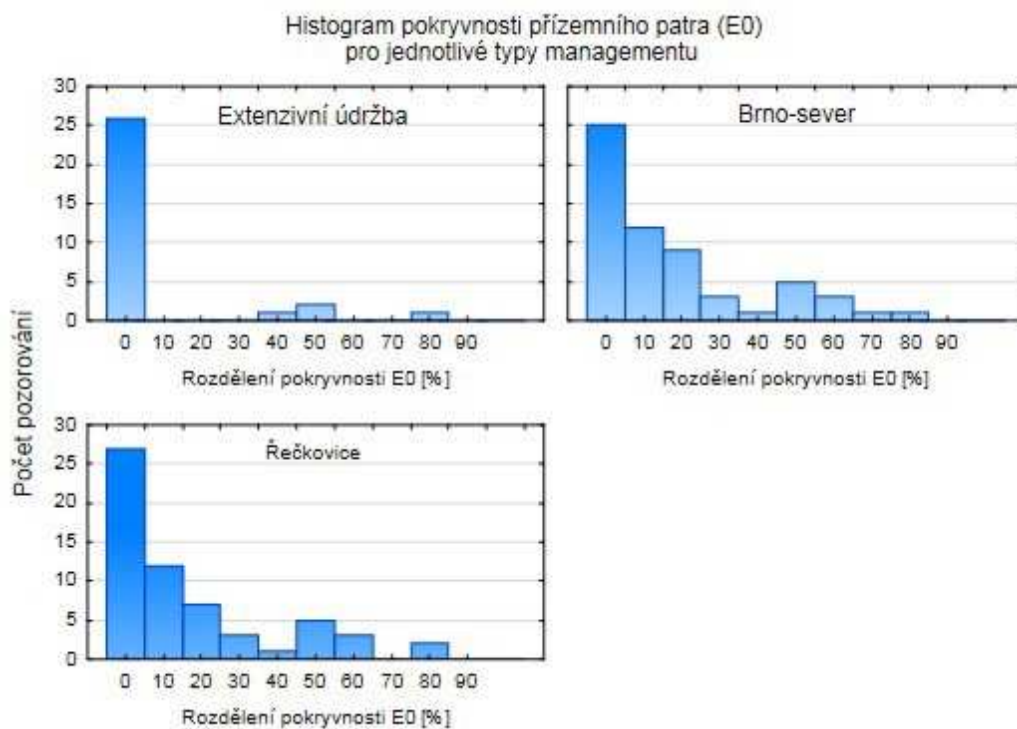
7.3 Vztah mezi typem údržby trávníku a výskytem mechorostů

Základní charakteristiky pokryvnosti přízemního patra (E0) pro jednotlivé typy managementu (Extenzivní, Brno-sever, Řečkovice) ukazuje tabulka 7.9 a obrázky 7.2 a 7.3. Na základě Kruskal-Wallisova testu byla zamítnuta nulová hypotéza o nerozdílnosti střední hodnoty E0 mezi jednotlivými skupinami.

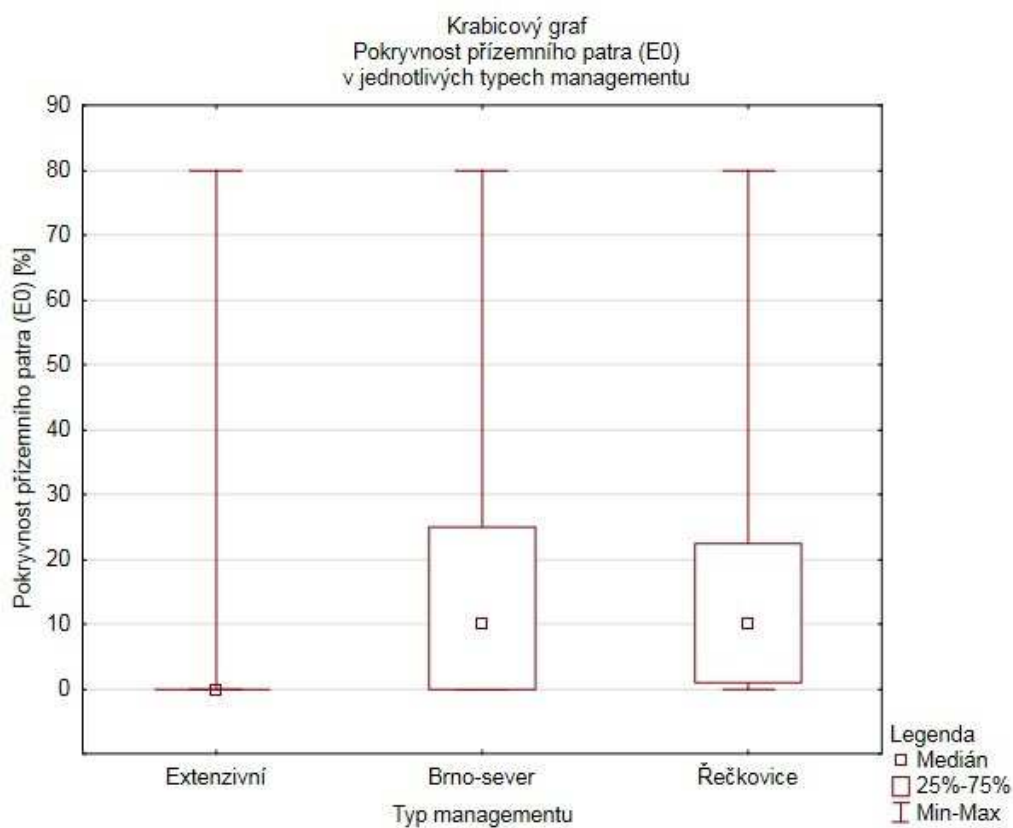
Kritická hodnota K-W testu $H(df = 2, N = 150) = 17,69058$, při hladině významnosti $p = 0,0001$. Test vícenásobného porovnávání vylíčil statisticky významné rozdíly mezi skupinou Extenzivní údržby a ostatními typy údržby.

Tab. 7.9, Charakteristiky pokryvnosti E0 pro typy managementu [%]

	Extenzivní	Brno-sever	Řečkovice
\bar{a}	7,83	17,93	17,70
σ	19,35	20,83	21,12



Obr. 7.2, Histogram pokryvnosti přízemního patra pro jednotlivé typy managementu



Obr. 7.3, Krabicový graf pokryvnosti přízemního patra pro jednotlivé typy managementu

7.4 Fidelita zjištěných taxonů rostlin k některému typu údržby

Výpočet probíhal na základě kvalitativních dat presence a absence na studijní ploše. Zaznamenané taxony byly seřazeny podle velikosti vypočteného phi indexu, který dosáhl hodnot od 0,47 po -0,65. Poté bylo 21 druhů s nejvyšší hodnotou phi indexu a 22 druhů s nejnižší hodnotou phi indexu testováno na významnost fidelity Fischerovým exaktním testem při hodnotě významnosti $\alpha = 0,001$. Jejich přehled uvádí tabulka 7.10 a 7.11. Z tabulek je patrné, že ve zkoumaném případě je významnost druhů dána hranicí phi indexu okolo +/- 0,31.

Tab. 7.10, Pozitivní fidelita, druhy seřazeny podle hodnoty phi indexu, dvojitá čára vyznačuje hranici významnosti

Hodnoty phi indexu taxon	Typ managementu		
	Extenzivní	Brno-sever	Řečkovice
<i>Bellis perennis</i>	.	.	0,47*
<i>Arrhenantherum elatius</i>	0,43*	.	.
<i>Lathyrus pratensis</i>	0,39*	.	.
<i>Angelica sylvestris</i>	0,38*	.	.
<i>Medicago lupulina</i>	.	0,36*	.
<i>Festuca rubra</i>	.	0,35*	.
<i>Pastinaca sativa</i>	0,35*	.	.
<i>Viola odorata</i> agg. ¹⁾	.	0,34*	.
<i>Equisetum arvense</i>	0,34*	.	.
<i>Lolium perenne</i>	.	0,33*	.
<i>Poa angustifolia</i>	.	0,33*	.
<i>Veronica chamaedrys</i>	.	.	0,32*
<i>Trifolium repens</i>	.	.	0,32*
<i>Lysimachia nummularia</i>	0,31	.	.
<i>Vicia sepium</i>	0,31	.	.
<i>Prunella vulgaris</i>	.	.	0,30* 2)
<i>Galium mollugo</i>	.	.	0,29
<i>Securigera varia</i>	0,28	.	.
<i>Pimpinella saxifraga</i>	0,28	.	.
<i>Trifolium pratense</i>	.	0,27* 2)	.
<i>Polygonum aviculare</i>	.	0,27* 2)	.

Tečka "." značí hodnotu phi indexu blízkou nule

* Významnost fidelity potvrzena na základě Fisherova exaktního testu při $\alpha = 0,001$

¹⁾ Taxon není vylišen s dostatečnou určitostí, v zápisu existuje ještě skupina *Viola* sp.

²⁾ Výsledek Fisherova testu je narozdíl od phi indexu ovlivněn velikostí souboru a poměrem velikostí zkoumaných skupin, proto se výsledky obou testů mohou mírně lišit. Jako významnější je hodnocen výsledek phi indexu.

Z tabulky pozitivní fidelity (tab. 7.10) jsou významné druhy charakterizující extenzivní hospodaření: *Arrhenantherum elatius*, *Lathyrus pratensis*, *Angelica sylvestris*, *Equisetum arvense* a *Pastinaca sativa*. Fidelitu k managementu Řečkovic,

kde je prováděna seč minimálně pětkrát ročně s částečným mulčováním vykazují zejména druhy *Bellis perennis* a *Trifolium repens*, které jsou zde hojně zastoupeny, a *Veronica chamaedrys*. Na plochách s managementem MČ Brna-sever je většinou sečeno také více jak pětkrát ročně, ovšem kritériem pro provedení seče je výška porostu nad 20 cm, nikoli termín seče. Pokosená hmota je převážně sbírána a odvážena. Nejvíce věrnými druhy tomuto typu managementu se jeví být *Lolium perenne*, *Poa angustifolia*, *Festuca rubra* a *Medicago lupulina*. Celkově významným druhem je *Bellis perennis*, který vykazuje vyšší hodnoty phi indexu pro všechny tři skupiny objektů.

Z tabulky negativní fidelity (tab. 7.11) jsou patrné především taxony, kterými se odlišuje extenzivně sečené stanoviště od udržovanějších ploch městských trávníků, jako například *Lolium perenne*, *Trifolium repens*, *Taraxacum sect. Rud.*, *Glechoma hederacea*, *Plantago major*, *Stellaria media*, *Bellis perennis*, *Festuca rubra* a *Prunella vulgaris*.

Tab. 7.11, Negativní fidelita, druhy seřazeny podle hodnoty phi indexu, dvojitá čára vyznačuje hranici významnosti

Hodnoty phi indexu taxon	Typ managementu		
	Extenzivní	Brno-sever	Řečkovice
<i>Lolium perenne</i>	-0,65*	.	.
<i>Trifolium repens</i>	-0,57*	.	.
<i>Taraxacum sect. Rud.</i>	-0,53*	.	.
<i>Glechoma hederacea</i>	-0,41*	.	.
<i>Plantago major</i>	-0,40*	.	.
<i>Stellaria media</i>	-0,39*	.	.
<i>Bellis perennis</i>	-0,37*	-0,22	.
<i>Festuca rubra</i>	-0,36*	.	.
<i>Prunella vulgaris</i>	-0,31*	.	.
<i>Medicago lupulina</i>	-0,27	.	.
<i>Polygonum aviculare</i>	-0,25	.	.
<i>Plantago lanceolata</i>	-0,23	.	.
<i>Geranium pratense</i>	.	-0,22	.
<i>Veronica chamaedrys</i>	.	-0,22	.
<i>Trifolium pratense</i>	.	.	-0,20
<i>Viola odorata</i> agg. ¹⁾	.	.	-0,2
<i>Viola</i> spp. ²⁾	-0,2	.	.
<i>Cerastium arvensis</i>	.	-0,19	.
<i>Poa angustifolia</i>	.	.	-0,19
<i>Cichorium intybus</i>	.	.	-0,19
<i>Ballota nigra</i>	.	.	-0,19

Tečka "." značí hodnotu phi indexu blízkou nule

* Významnost fidelity potvrzena na základě Fisherova exaktního testu při $\alpha = 0,001$

¹⁾ Taxon není vylíšen s dostatečnou určitostí, v zápisu existuje ještě skupina *Viola* sp.

²⁾ Proměnná *Viola* spp. vznikla agregací zápisů pro *Viola odorata* agg. a *Viola* sp.

Ze srovnání s tabulkou frekvencí výskytu druhu (tab. 7.12) je patrné, že výsledky fidelity nejsou absolutně platné a většina druhů se statisticky prokázanou fidelitou vůči jednomu typu managementu se v různé míře vyskytuje napříč všemi typy.

Tab. 7.12, Frekvence výskytu druhů na studijních plochách v jednotlivých skupinách objektů dle typu managementu

Frekvence výskytu druh	Absolutní hodnoty (c)			Relativní hodnoty (f = c/N)		
	E	S	R	E	S	R
<i>Angelica sylvestris</i>	6	0	0	0,20	0,00	0,00
<i>Arrhenantherum elatius</i>	11	2	3	0,37	0,03	0,05
<i>Ballota nigra</i>	5	4	0	0,17	0,07	0,00
<i>Bellis perennis</i>	1	11	35	0,03	0,18	0,58
<i>Cerastium arvensis</i>	6	8	22	0,20	0,13	0,37
<i>Cichorium intybus</i>	1	8	0	0,03	0,13	0,00
<i>Equisetum arvense</i>	5		0	0,17	0,00	0,00
<i>Festuca rubra</i>	0	26	11	0,00	0,43	0,18
<i>Galium mollugo</i>	0	0	7	0,00	0,00	0,12
<i>Geranium pratense</i>	6	0	6	0,20	0,00	0,10
<i>Glechoma hederacea</i>	1	26	26	0,03	0,43	0,43
<i>Lathyrus pratensis</i>	8	1	1	0,27	0,02	0,02
<i>Lolium perenne</i>	6	55	48	0,20	0,92	0,80
<i>Lysimachia nummularia</i>	5	0	1	0,17	0,00	0,02
<i>Medicago lupulina</i>	1	23	7	0,03	0,38	0,12
<i>Pastinaca sativa</i>	6	0	1	0,20	0,00	0,02
<i>Pimpinella saxifraga</i>	8	6	2	0,27	0,10	0,03
<i>Plantago lanceolata</i>	9	35	30	0,30	0,58	0,50
<i>Plantago major</i>	3	27	34	0,10	0,45	0,57
<i>Poa angustifolia</i>	0	9	0	0,00	0,15	0,00
<i>Polygonum aviculare</i>	2	23	11	0,07	0,38	0,18
<i>Prunella vulgaris</i>	0	9	21	0,00	0,15	0,35
<i>Securigera varia</i>	5	1	1	0,17	0,02	0,02
<i>Stellaria media</i>	0	22	20	0,00	0,37	0,33
<i>Taraxacum sect. Rud.</i>	8	49	48	0,27	0,82	0,80
<i>Trifolium pratense</i>	6	25	9	0,20	0,42	0,15
<i>Trifolium repens</i>	6	43	52	0,20	0,72	0,87
<i>Veronica chamaedrys</i>	1	0	11	0,03	0,00	0,18
<i>Vicia sepium</i>	4	0	0	0,13	0,00	0,00
<i>Viola odorata agg.</i>	0	10	0	0,00	0,17	0,00
<i>Viola spp.</i>	2	16	11	0,07	0,27	0,18
Celkový počet objektů (N)	30	60	60	30	60	60

E... Plochy s extenzivním managementem

S... Plochy s managementem pro Brno-sever

R... plochy s managementem pro Řečkovice

7.5 Roztřídění snímků na základě floristické podobnosti

Na základě euklidovské vzdálenosti a Wardovy metody byla provedena hierarchická aglomerativní shlukovací analýza pro 50 lokalit a vytvořen dendrogram, viz obr. 7.4. Na hladině poměrné relativní vzdálenosti 52 % vylišuje dendrogram čtyři skupiny lokalit, které mají nejvíce podobné parametry a mezi nimiž jsou největší rozdíly. Přehled těchto čtyř dílčích clusterů vypisuje tabulka 7.13. Zejména plochy skupiny Extenzivní jsou vylišeny velmi dobře v clusteru 1 spolu s lokalitou 303. Podobně jednoznačně je vylišený i cluster 4 s lokalitami skupiny Řečkovice a lokalitou 215. V clusterech 2 a 3 se mísí lokality skupin Brno-sever a Řečkovice s převahou objektů ze skupiny Brno-sever.

V rámci dílčího clusteru 1 jsou dobře vylišeny lokality 101, 102 a 103, které jsou všechny umístěny na bermách Svitavy. Dále odlišené lokality 106 a 107 byly umístěny na vlhké louce retenční vodárenské nádrže Zamilovaný hájek v Řečkovicích. Ostatní lokality jsou rozmístěny převážně v okolí dopravních tahů a v krajinných trávnicích v obou městských částech.

Tab. 7.13, Soupis dílčích clusterů vylišených dendrogramem, menšिनové objekty podbarveny, 100 – Extenzivní, 200 – Brno-sever, 300 – Řečkovice

	Cluster 1	Cluster 2	Cluster 3	Cluster 4
1	101	201	202	215
2	102	203	204	302
3	103	206	205	305
4	104	207	208	306
5	105	210	209	307
6	106	211	216	308
7	107	212	220	309
8	108	213	312	310
9	109	214	316	313
10	110	217	317	314
11	303	218		321
12		219		322
13		304		
14		311		
15		315		
16		318		
17		320		
podíl	0,09	0,29	0,30	0,08
	0,91	0,71	0,70	0,92

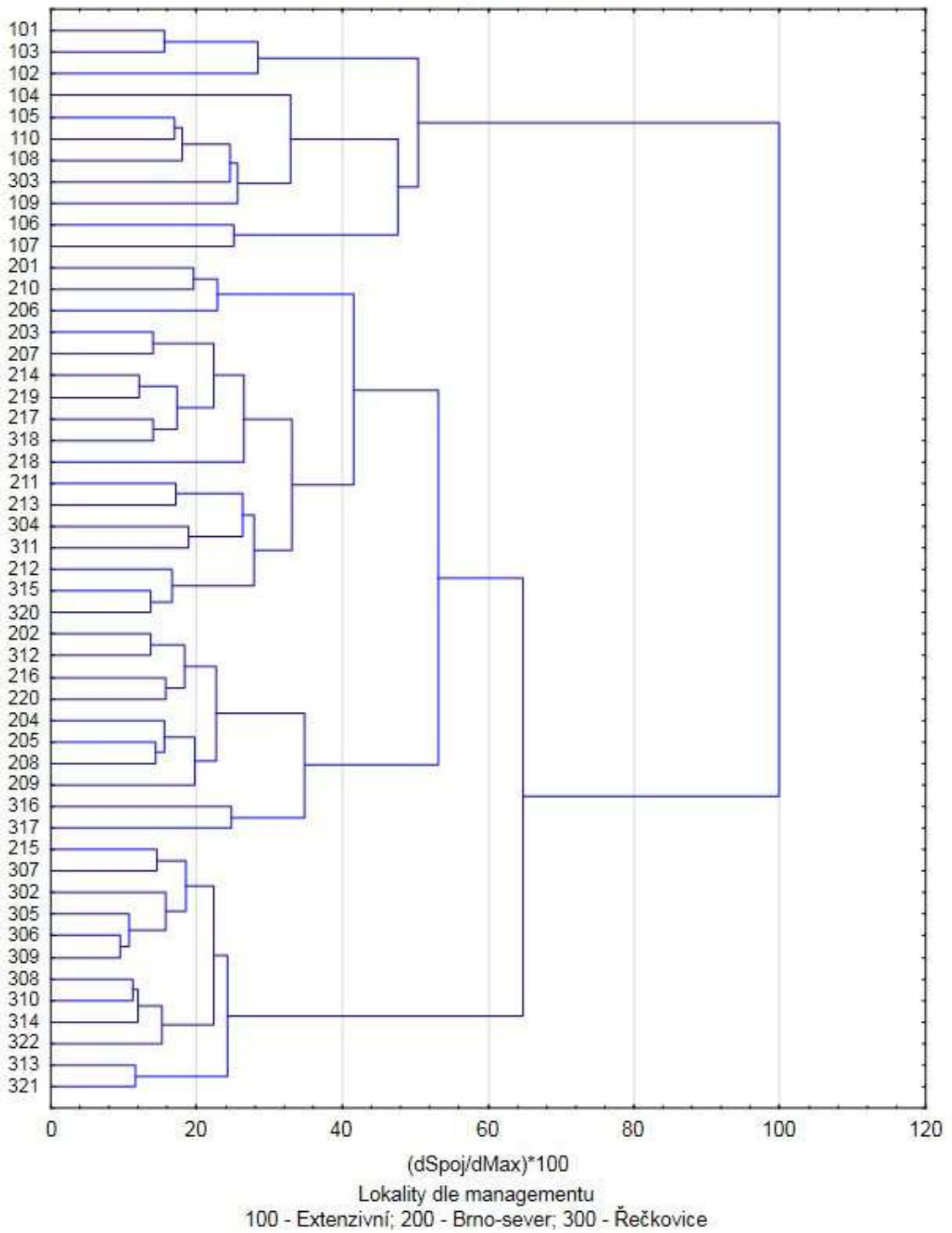
V clusteru 2 jsou na nejvyšší úrovni vzdálenosti vylišeny lokality 201, 206 a 210, které jsou z hlediska pozorování lokality poměrně odlišné. Společné mají zastínění z jihu a umístění v sídlišti Lesná, různou míru narušování i sklonitost. Vtroušené plochy ze skupiny Řečkovice 304, 311 a 320 jsou transektem v sadovém stromořadí podél ulice Terezy Novákové. Mají nejbližší k lokalitám 315 a 211, 212 a 213, které jsou typické opět zastíněním po obvodu většiny horizontu, blízkostí budov a patrným narušováním sešlapem. Celkem pět lokalit v tomto dílčím clusteru leží v sídlišti u ulice Bieblova, z toho lokality 214, 217 a 219 jsou v dendrogram v blízkém kontaktu. Je pro ně typická poloha téměř plného zastínění a blízkost vysokých budov i vzrostlých dřevin. Celkově lze plochy v tomto clusteru ze skupiny Řečkovice charakterizovat sešlapem a blízkostí dřevin, plochy ze skupiny Brno-sever především vysokým zastíněním a blízkostí vysokých budov.

Cluster 3 představuje seskupení osluněných a otevřených lokalit. Nejvíce se vylišují plochy 316 a 317, které leží v moderně upraveném sídelním celku při západním okraji MČ Brno-Řečkovice a Mokrý Hora, kde jsou založeny trávníky xerofilního vzhladu na modelovaných svazích a navážkách. Další odlišná lokalita od většiny ostatních jak v dendrogramu tak pozorováním v terénu je lokalita 209, která kombinuje otevřené a zastíněné studijní plochy v zástavbě bytových domů na Lesné. Všechny ostatní lokality se vyznačují otevřeným jižním horizontem, prostorností a většinou hlinitopísčítým půdním horizontem.

Cluster 4 zahrnuje především zastíněné plochy většinou v bezprostřední blízkosti zástavby bytových domů v Řečkovicích. Lokalita 215 ze skupiny managementu Brno-sever se nachází v parku Schreberovy zahrádky, kde je prováděna o něco pečlivější údržba a je zde velmi častý pohyb po trávě včetně venčení psů.

Na základě dendrogramu lze usuzovat na rozdílné floristické složení extenzivních ploch od ostatních lokalit s intenzivním typem údržby. Mezi lokalitami s intenzivní údržbou se sběrem pokosené hmoty a s mulčováním pokosené hmoty jsou rozdíly méně patrné a floristické složení je podstatně určováno i jinými faktory.

Str. diagram pro 50 případů
Wardova metoda, Euklid. vzdálenost



Obr. 7.4 Dendrogram floristické podobnosti studovaných lokalit

8 Diskuse

Extenzivně ošetřované plochy sečené dvakrát až čtyřikrát ročně, mají statisticky významně nižší biodiverzitu stanoviště, ale vzhledem ke své heterogenitě v prostoru, kdy zahrnují více gradientů prostředí (vyšší β diverzita mezi lokalitami), mají celkovou biodiverzitu vyšší a v rámci extenzivních ploch je tak i mírně vyšší ekvitabilita druhů. Tyto plochy mají převážně charakter vysokých travinobylinných společenstev. Ve vysokém porostu těchto společenstev se méně daří mechorostům a málo vzrůstným bylinám. Ve srovnání s ostatními skupinami managementu se statisticky významně jedná o *Trifolium repens*, *Taraxacum sect. Rud.*, *Glechoma hederacea*, *Plantago major*, *Stellaria media*, *Bellis perennis*, a *Prunella vulgaris*. Druhy trav, které dále vylišují extenzivní plochy vůči intenzivním svojí absencí (*Lolium perenne*, a *Festuca rubra*) jsou vytlačeny vysokými travami, vikvovitými a širokolistými bylinami s převážně pevnými přímými lodyhami. Extenzivně sečené stanoviště indikují dobře především druhy *Arrhenantherum elatius*, *Lathyrus pratensis*, *Angelica sylvestris*, *Equisetum arvense* a *Pastinaca sativa*. Jedná se především o taxony domácího či archeofytního původu a segetálního charakteru. Všechny lokality s extenzivní údržbou byly velmi dobře vylišeny shlukováním na základě floristické podobnosti vůči ostatním typům managementu, což ukazuje na celkově odlišené druhové složení.

Srovnání lokalit na základě podobnosti dobře vylišilo trávníky prostorných a osluněných stanovišť, z nichž se většina nachází ve čtvrti Lesná (MČ Brno-sever). Vyčlenění této homogenní skupiny ukazuje, že zastínění je pro floristické složení společenstva trávníku významným faktorem.

Shluková analýza vymezila také dvě skupiny lokalit (clustery 2 a 4) s podobnými podmínkami ekotopu – zastíněním a blízkostí vysokých budov či stromů. V každé z těchto skupin převládá jiný typ údržby a tak je možné, že právě tyto lokality naznačují rozdíly floristického složení pro kosené a mulčované trávníky, které ale nebyly zjištěny se statistickou významností. Management v MČ Brno-Řečkovice a Mokrý Hora se jeví být mírně intenzivnější než v MČ Brno-sever. To lze usoudit na základě pozorování sečených ploch, vysoké pozitivní fidelity nízko rostoucích bylinných druhů (*Bellis perennis*, *Trifolium repens*, *Prunella vulgaris*) a podle podobnosti lokality 215, což je intenzivněji ošetřovaný park Schreberovy zahrádky. Také se jedná o celkově nejvíce druhově homogenní skupinu s nejnižší γ diverzitou, což

by korespondovalo s poznáním, že velmi intenzivně sečené či spásané porosty mají nižší biodiverzitu, než středně intenzivně ošetřované plochy (Gaisler et al. 2011). Oproti tomu jsou plochy nemulčované skupiny Brno-sever vylišeny typickými lučnými druhy trav a jetelovinami s vystoupavou lodyhou (*Lolium perenne*, *Poa angustifolia*, *Festuca rubra* a *Medicago lupulina*, méně významně i *Trifolium pratense*). Tento jev může být ale způsoben i geografickými rozdíly, strukturou sesbíraných dat a náhodnými procesy. Srovnání biodiverzity na úrovni studijních ploch a lokalit mezi intenzivním sečením s mulčováním a intenzivním sečením s odvozem pokosené hmoty nevykazuje významné rozdíly. Plochy poskytují podobnou hodnotu druhové rozmanitosti. Z prolínání lokalit obou skupin ve shlukové analýze se dá usoudit i na podobné druhové složení. Mezi kosenými a mulčovanými porosty tedy není významný rozdíl a floristické složení je z velké části určeno i jinými faktory.

Výzkum vývoje množství a poměru živin v půdě a biomase rostlin při dlouhodobém sečení (Gaisler et al. 2011) ukazuje, že obsah většiny biogenních prvků v půdě není významně ovlivněn odvážením pokosené hmoty. Výjimkou je draslík, který jsou stresované rostliny schopné přijímat v nadbytečném množství a stanoviště tak postupně vyčerpávat. Mulčování by mělo předejít odčerpávání draslíku z půdy, a pokud je prováděno v hlavním vegetačním období, přispívá k obsahu organické hmoty v půdě.

Management trávníku tedy podmiňuje floristické složení především četností sečení. Z hlediska biodiverzity není významný rozdíl mezi sečením s odvozem pokosené hmoty a mulčováním. Přesto některé druhy dávají přednost jednomu nebo druhému způsobu obhospodařování. Na základě výsledků lze pro podporu ekologické funkce a rozmanitosti trávníkových porostů doporučit rozmanitost způsobů ošetřování s dlouhodobě ustáleným typem managementu jednotlivých lokalit, aby bylo umožněno ustálení rostlinného společenstva odpovídajícího typu managementu.

Struktura dat fytoecologických snímků a vysoký počet proměnných (taxonů) mohly negativně ovlivnit přesnost výsledků. Celkem bylo zaznamenáno 120 proměnných na 150 objektů (studijních ploch) s průměrným počtem 11 platných proměnných na objekt. To znamená, že v datovém zápisu je velké množství nulových hodnot, což se může projevit rozkolísaností a nepřesností výsledků. Počet identifikovaných taxonů je vyšší, než bylo očekáváno při zadání práce. Ideální poměr počtu proměnných vůči počtu objektů je pro vícerozměrné analýzy vegetace udáván 1 : 10, jako doporučená hranice je udáván poměr 1 : 2. Sesbíraná data mají ovšem

poměr 4 : 5. Proto byla provedena kontrolní redukce souboru o nevýznamné taxony s nízkou frekvencí a pokryvností, aby byl určen počet a následně poměr významných taxonů vůči počtu objektů. Počet významných taxonů byl určen na 78 proměnných a bylo tak dosaženo hranice přibližného poměru 1 : 2. Kvalita výstupu shlukové analýzy byla dále ovlivněna výpočtem matice vzdáleností (podobnosti) pomocí euklidovské metriky, která je náchylná na problém dvou nul (Duchoslav 1994, Haruštiaková et al. 2012).

9 Závěr

Trávník je v moderní době vnímán jako na architektonický a biotechnický prvek sportovních a rekreačních ploch. Tato práce pohlíží na trávník jako na rostlinné společenstvo, které je součástí krajiny propojené ekologickými vazbami, a které reaguje na procesy a změny ve svém okolí. Mezi zásadní procesy patří údržba travních porostů, která na plochách veřejné zeleně probíhá ve formě sečení, výhrabu a případně mulčování. Ve shodě s lučními společenstvy má nejvíce patrný vliv na druhové složení a zastoupení druhů v prostoru četnost sečí. Byl identifikován signifikantní rozdíl mezi extenzivně a intenzivně udržovanými plochami, a to jak v celé struktuře druhové bohatosti, tak v typických zástupcích druhů pro danou intenzitu managementu. Jako další významný faktor pro druhové složení travního porostu se ukazuje být míra zastínění, a to na základě shlukovací analýzy podle floristické podobnosti lokalit, která jednoznačně vyčlenila skupinu lokalit s plným osluněním. Mezi floristickým složením intenzivně kosených a mulčovaných ploch nebyly identifikovány statisticky významné rozdíly, přestože některé druhy dávají přednost jen jednomu z těchto dvou typů údržby. Na základě výsledků lze pro podporu ekologické funkce a rozmanitosti městských trávníků doporučit rozmanitost způsobů a intenzity ošetřování s dlouhodobě ustáleným režimem managementu jednotlivých lokalit.

10 Summary

The lawn is largely perceived as an architectural and biotechnical component for sports and recreational activities. This paper grasps the urban lawn as a phytocenosis, that is a part of landscape joined by ecological connections and that reacts to changes in its environs. One of the main processes is lawn maintenance that has forms as mowing, raking out and mulching. The frequency of mowing has the most important impact on biodiversity. There was identified a significant difference between extensively and intensively cared lawns in their structure of biodiversity and in pattern of present species too. The insolation seems to be another important agent of species composition. This is based on result of cluster analysis counted by species similarity that closely connected locations with full insolation. There were identified species that prefer mowing or mulching but there wasn't identified significant difference between sites with various maintenance. To support ecological functions and richness of urban lawn could be recommended a combination of different modes and treatment intensity between sites but consistent in time.

11 Použité zdroje

11.1 Knižní a časopisecké zdroje

- BÍNA, J. a DEMEK, J. Z nížin do hor: geomorfologické jednotky České republiky. Vyd. 1. Praha: Academia, 2012, 343 s. ISBN 978-80-200-2026-0.
- CULEK, M. Biogeografické členění České republiky. II. díl. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 2005, 589 s. ISBN 80-86064-82-4.
- CULEK, M. Biogeografické členění České republiky. Praha: Enigma, 1996, 347 s.
- ČSN 83 9031 (839031) Technologie vegetačních úprav v krajině - Trávníky a jejich zakládání: Vegetation technology in landscaping - Turf and seeding. In Hrabě (2008)
- DEMEK, J. et al. Zeměpisný lexikon ČR. Vyd. 2. Brno: AOPK ČR, 2006, 580 s. ISBN 80-86064-99-9.
- DEYL, M. a HÍSEK, K. Naše květiny. Vyd. 3., upr., V Akademii vyd. 1. Praha: Academia, 2001, 690 s. ISBN 80-200-0940-x.
- DRÁPELA, K. Statistické metody II: (pro obory lesního, dřevařského a krajinného inženýrství). Vyd. 1. V Brně: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, 2000, 144 s. ISBN 80-7157-474-0.
- HEJDUK, S. et al. Trávníkářství I. 1. vyd. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, 2008, 92 s. ISBN 978-80-7375-227-9.
- HRABĚ, F. et al. Vzdělávání v oblasti rozvoje a údržby zeleně: souborný studijní materiál. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, 2008, 316 s. ISBN 978-80-7375-108-1.
- HRABĚ, F. et al. Vzděláváním blíže k zeleni: souborný studijní materiál. Vyd. 1. V Brně: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, 2007, 224 s. ISBN 978-80-7375-137-1.
- HŮLA, J. a PROCHÁZKOVÁ, B. Minimalizace zpracování půdy. 1. vyd. Praha: Profi Press, 2008, 248 s. ISBN 978-80-86726-28-1.
- KUBÁT, K. Klíč ke květeně České republiky. Vyd. 1. Praha: Academia, 2002, 927 s. ISBN 80-200-0836-5.
- LAŠTŮVKA, Z. a ŠŤASTNÁ, P. Ekologie. Vyd. 1. Brno: Mendelova univerzita v Brně, 2014, 182 s. ISBN 978-80-7509-182-6.

- MACKOVČIN, P. Brněnsko. Vyd. 1. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, c2007, 932 s. ISBN 978-80-86064-66-6.
- MAGURRAN, A. et MCGILL, B. Biological diversity: frontiers in measurement and assessment. 1st. ed. Oxford: Oxford University Press, 2011, xvii, 345 s. ISBN 978-0-19-958067-5.
- MĚKOTOVÁ, J. Principy v obecné a aplikované krajinné ekologii. 1. vyd. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, 2007, 190 s. ISBN 978-80-244-1839-1.
- MÍCHAL, I. Ekologická stabilita. 2., rozš. vyd. Praha: Ministerstvo životního prostředí České republiky, 1994, 275 s. ISBN 80-7212-303-3.
- MORAVEC, J. Fytocenologie. 1.vyd. Praha: Academia, 2000, 403 s. ISBN 80-200-0457-2.
- PRIMACK, R. B. KINDLMANN, P. et JERSÁKOVÁ, J. Biologické principy ochrany přírody. 1.vyd. Praha: Portál, 2001, 349 s. ISBN 80-7178-552-0.
- QUITT, E., Klimatické oblasti Československa, 1971, In Mackovčín (2007)
- ROTHMALER, W. et JÄGER, E. Exkursionsflora von Deutschland. 19. bearb. Aufl. München: Elsevier, 2005, 640 s. ISBN 3-8274-1600-0.
- VACHKÁŘ, D. (ed.), Ukazatele změn biodiverzity. Vyd. 1. Praha: Academia, 2005, 298 s., [16] s. barev. obr. příl. ISBN 80-200-1386-5.
- VAN DYKE, F. Conservation biology: foundations, concepts, applications. 2. vyd. United States: Springer, c2008, xxvii, 477 s. ISBN 978-1-4020-6890-4.
- ZLATNÍK, A. Základy ekologie. 1. vyd. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, 1973, 281 s.

11.2 Webové a další zdroje

- BRAUN-BLANQUET, J. 1921, 1928, 1961 In Kosek 2013
- ČUZK, Geoportal. Český úřad zeměměřičský a katastrální, [WMS] 2004 - 2015 [cit. 2015-04-06]. Dostupné z: <http://geoportal.cuzk.cz>
- DUCHOSLAV, M. Popis a analýza vegetace I.: Metody a přístupy. Olomouc, 1994. Dostupné z: <http://old.botany.upol.cz/prezentace/duch/vegetace.pdf>
- FREEMAN, J. a CAMPBELL, M. The analysis of categorical data: Fisher's exact test. In: [online]. The University of Sheffield, 2011 [cit. 2015-04-06]. Dostupné z: http://www.sheffield.ac.uk/polopoly_fs/1.43998!/file/tutorial-9-fishers.pdf

- GAISLER, J. Obhospodařování travních porostů ve vztahu k agro-environmentálním opatřením: (otázky a odpovědi) [online]. Praha: Výzkumný ústav rostlinné výroby, 2011, 24 s. [cit. 2015-04-07]. ISBN 978-807-4270-840. Dostupné z: <http://www.vurv.cz/sites/File/Publications/ISBN978-80-7427-084-0.pdf>
- KOSEK, K. Využití vybraných indikačních druhů pro stanovení ekologických faktorů biotopů. Bakalářská práce [online]. Brno, 2013 [cit. 2015-04-01]. Dostupné z: <http://www.mendelu.cz>.
- LOSOSOVÁ, Z. et al. Native and alien floras in urban habitats: a comparison across 32 cities of central Europe. *Global Ecology and Biogeography*. [online] 2012, vol. 21, issue 5, s. 545-555. DOI: 10.1111/j.1466-8238.2011.00704.x. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1466-8238.2011.00704.x>
- OBSTOVÁ, B. a CHYTRÝ, M. Srovnání flóry v různých typech zástavby v městě Humpolci a blízkém okolí. Bakalářská práce [online] V Brně 2009, 67 l. [cit. 2015-04-04]. Dostupné z: http://is.muni.cz/th/223092/prif_b/
- TICHÝ, L. a M. CHYTRÝ. Statistical determination of diagnostic species for site groups of unequal size. *Journal of vegetation science: official organ of the International Association for Vegetation Science*. Knivsta, Sweden: Opulus Press, 1990-2006, roč. 2006, č. 17, s. 809-818. Dostupné z: <http://www.sci.muni.cz/botany/juice/JVS2006LC.pdf>
- ÚŘAD MČ BRNO-ŘEČKOVICE A MOKRÁ HORA. Statutární město Brno, městská část Brno-Řečkovice a Mokrý Hora [online]. 2002-2014 [cit. 2014-11-15]. Dostupné z: <http://www.reckovice.brno.cz>
- ÚŘAD MČ BRNO-SEVER. Městská část Brno-sever, oficiální webové stránky úřadu [online]. 2012 [cit. 2014-11-15]. Dostupné z: <http://www.sever.brno.cz>
- HARUŠTIAKOVÁ, D. et al. Vícerozměrné statistické metody v biologii [online]. Vyd. 1. Brno: Akademické nakladatelství CERM, 2012, 110 s. [cit. 2015-04-07]. ISBN 978-80-7204-791-8. Dostupné z: <https://www.iba.muni.cz/res/file/ucebnice/jarkovsky-vicerozmerne-statisticke-metody.pdf>
- ČESKÁ GEOLOGICKÁ SLUŽBA [online]. 2014 [cit. 2014-04-12]. Dostupné z: <http://www.geology.cz>

12 Seznam tabulek

Tab. 3.1 Kategorie trávníku dle ČTN ČSN 83 9031, převzato od Hejduk et al. (2008), upraveno	18
Tab. 3.2, Členění kategorií a druhů trávníků podle RSM, Hejduk et al. (2008), upraveno	19
Tab. 5.1 Braun-Blanquetova stupnice abundance a dominance sedmičlenná	31
Tab. 5.2, Přehled vybraných metod výpočtu fidelity (Tichý et Chytrý 2006, upraveno)	36
Tab. 5.3, vzor kontingenční tabulky pro Fischerův exaktní test	37
Tab. 7.1, Počet druhů na jednotlivých studijních plochách	46
Tab. 7.2, Počet druhů na jednotlivých lokalitách (vždy tři studijní plochy)	46
Tab. 7.3, Srovnání β diverzity (podle Whittakera) spočtené uvnitř jednotlivých lokalit	46
Tab. 7.4 Počet druhů v jednotlivých skupinách dle managementu	47
Tab. 7.5, Srovnání β diverzity (podle Whittakera) spočtené uvnitř jednotlivých skupin z počtů druhů pro lokality	47
Tab. 7.6, Shannon & Wienerův index pro studijní plochy	48
Tab. 7.7, Shannon & Wienerův index pro lokality	48
Tab. 7.8, Shannon & Wienerův index a ekvitabilita pro celé skupiny a celý soubor dat	49
Tab. 7.9, Charakteristiky pokryvnosti E0 pro typy managementu [%]	50
Tab. 7.10, Pozitivní fidelita, druhy seřazeny podle hodnoty phi indexu, dvojitá čára vyznačuje hranici významnosti	52
Tab. 7.11, Negativní fidelita, druhy seřazeny podle hodnoty phi indexu, dvojitá čára vyznačuje hranici významnosti	53
Tab. 7.12, Frekvence výskytu druhů na studijních plochách v jednotlivých skupinách objektů dle typu managementu	54
Tab. 7.13, Soupis dílčích clusterů vylišených dendrogramem, menšinové objekty podbarveny, 100 – Extenzivní, 200 – Brno-sever, 300 – Řečkovice	55

13 Seznam obrázků

Obr. 4.1, Správní území MČ Brno-Řečkovice a Mokrá Hora a MČ Brno-sever	25
Obr. 7.1, Vztah pokryvnosti bylinného a přízemního patra	50
Obr. 7.2, Histogram pokryvnosti přízemního patra pro jednotlivé typy managementu	51
Obr. 7.3, Krabicový graf pokryvnosti přízemního patra pro jednotlivé typy managementu	51
Obr. 7.4, Dendrogram floristické podobnosti studovaných lokalit	57

14 Seznam zkratk

2AB2 apod. – kód klasifikace potenciální vegetace podle STG

ANOVA – statistický test, analýza rozptylu

df – degree of freedom (stupeň volnosti, statistický pojem)

E – ekvitabilita

E0 – znak pro přízemní synuzii (patro mechu)

E1 – znak pro synuzii bylin (bylinné patro)

EIA – „environmental impact assessment“, studie vyhodnocení vlivů na životní prostředí

GPS – global positioning systém

H' – Shannon & Wienerův index

k. ú. – katastrální území

K-W test – Kruskal-Wallisův test, neparametrická obdoba ANOVA

MČ – městská část

OSN – organizace spojených národů

RSM – „Regel-Saatgut-Mischungen Rasen“, evropský systém klasifikace kategorií a druhů trávníku

SEA – „strategic environmental assessment, posuzování vlivu koncepce na životní prostředí

STG – skupina typů geobiocénů

VS – vegetační stupeň

WMS – „web map services“, webové mapové služby

15 Seznam příloh

Příloha 1 Širší územní vztahy.pdf

Příloha 2 Základní seznam.xls

Příloha 3 Základní seznam.mht

Příloha 4 Vybrané lokality pro MČ Brno-sever.pdf

Příloha 5 Vybrané lokality pro MČ Brno-Řečkovice a Mokrý Hora.pdf