

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Působení okrasných zahrad jako celku a vliv její úpravy
na biodiverzitu v městských oblastech**

Diplomová práce

Bc. Lucie Antošová

Rozvoj venkovského prostoru

prof. RNDr. Miroslav Barták, CSc.

© 2023/24 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Působení okrasných zahrad jako celku a vliv její úpravy na biodiverzitu v městských oblastech" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 19.04.2024

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala svému vedoucímu práce prof. RNDr. Miroslavu Bartákovi, CSc. za jeho vedení a vstřícný přístup. Dále bych chtěla poděkovat rodině za oporu během studia, zvláště bych chtěla poděkovat mé mamce za trpělivost, podporu a také pomoc s odběrem vzorků.

Působení okrasných zahrad jako celku a vliv její úpravy na biodiverzitu v městských oblastech

Souhrn

Tato diplomová práce se zabývá biodiverzitou městské zeleně. Teoretická část práce se věnuje městské zeleni a její biologické rozmanitosti, rizikům spojeným s urbanizací a biodiverzitě hmyzu ve městském prostředí. Cílem práce bylo porovnání vlivu okrasných zahrad v městské oblasti na jejich biodiverzitu provedením experimentu na třech lokalitách Prahy 6.

Vybranou lokalitou Vokovice byl rozlehlý okrasný záhon, druhou vybranou lokalitou byla zahrada RD Pernikářka a poslední sledovanou lokalitou byl přírodní park Hanspaulka. Na stanovištích byl v letních měsících proveden odchyt hmyzu pomocí Mörickeho žlutých misek. Vzorek z každého stanoviště byl odebrán celkem třikrát, vždy po ponechání misek 24 hodin na místě. Z každého stanoviště vznikly celkem tři výsledné vzorky, které byly postupně tříděny do morfodruhů. K porovnání výsledků byly použity indexy diverzity – Margalefův index rozmanitosti, Shannonův a Simpsonův index diverzity a indexy vyrovnanosti od nich odvozené. Statistické zhodnocení bylo provedeno krabicovými grafy, znázorňující rozptyl hodnot v rámci jednotlivých stanovišť i v porovnání mezi nimi.

Celkem bylo odchyceno 6 674 jedinců z 10 řádů, dominantním řádem jak na stanovištích, tak v celém odběru byl řád Diptera. Porovnáním výsledků bylo zjištěno vyšší druhové zastoupení a vyrovnanost na přirozeném stanovišti s minimální úpravou. Nižších, avšak podobných výsledků dosahovalo stanoviště na zahradě RD. Nejméně odchycených jedinců bylo na veřejném okrasném záhoně, stanovišti, které je nejvíce ovlivněné člověkem. Indexy diverzity na tomto stanovišti byly nižší, oproti tomu vyrovnanost byla v porovnání s ostatními stanovišti vysoká.

Výsledky byla potvrzena hypotéza práce: Styl a úprava zahrady ovlivňuje druhovou rozmanitost živočichů a slouží jako centra biodiverzity v městských oblastech.

Klíčová slova: městská zeleň, druhová rozmanitost, bezobratlí, zahrady Prahy, údržba zeleně

Influence of the ornamental gardens and the effect of their landscaping on biodiversity in urban areas

Summary

This thesis deals with the biodiversity of urban green spaces. The theoretical part of the thesis deals with urban green spaces and their biodiversity, risks associated with urbanisation and insect biodiversity in urban environments. The aim of the thesis was to compare the impact of ornamental gardens in urban areas on their biodiversity by conducting an experiment on three sites in Prague 6.

The first selected site was Vokovice, a large ornamental garden, the second selected site was the family garden Pernikářka and the last monitored site was the Hanspaulka nature reserve. Insect trapping was carried out at the chosen areas during the summer months using yellow Möricke trays. Each site was sampled three times, each time after leaving the trays in place for 24 hours. A total of three resulting samples were taken from each site and sorted sequentially into morphospecies. Margalef's diversity index, Shannon's and Simpson's diversity indices and their derived equilibrium indices were used to compare the results. Statistical evaluation was performed using box plots showing the dispersion of values within and between habitats.

A total of 6,674 individuals from 10 orders were captured, with the order Diptera being the dominant order both within sites and across the sample. Comparison of the results showed higher species richness and evenness in the natural habitat with minimal treatment. Lower but similar results were obtained in the family garden habitat. The lowest number of individuals captured was in the public ornamental bed, the habitat most affected by humans. Diversity indices were lower in this habitat, while evenness was high compared to other habitats.

The results confirmed the hypothesis of the thesis: the style and design of gardens has an impact on species diversity and serves as a centre of biodiversity in urban areas.

Keywords: urban greenery, species diversity, invertebrates, gardens of Prague, maintenance of greenery

Obsah

1 Úvod	8
2 Vědecká hypotéza a cíle práce	9
3 Literární rešerše	10
3.1 Biodiverzita	10
3.2 Zeleň ve městech	11
3.2.1 Typy	12
3.2.1.1 Velké zelené plochy	12
3.2.1.2 Malé zelené plochy	13
3.2.1.3 Soukromé zahrady	13
3.2.2 Úprava	14
3.2.2.1 Přirozená úprava	15
3.2.2.2 Intenzivní úprava	16
3.2.2.3 Okrasné záhony	17
3.2.3 Funkce	17
3.3 Biodiverzita v městských oblastech	18
3.3.1 Urbanizace	19
3.3.2 Nepůvodní druhy	20
3.3.3 Ochrana biodiverzity měst	21
3.3.3.1 Programy na ochranu městských biotopů	21
3.3.3.2 Vegetační zelená infrastruktura	22
3.3.3.3 Klíčové oblasti biologické rozmanitosti	23
3.4 Biodiverzita hmyzu	23
3.4.1 Popis vybraných druhů	24
3.4.1.1 Coleoptera	24
3.4.1.2 Dipetra	24
3.4.1.3 Hemiptera	24
3.4.1.4 Hymenoptera	25
3.4.2 Hmyz v městských oblastech	25
4 Metodika	28
4.1 Charakteristika studované lokality	28
4.1.1 Geografie	28
4.1.2 Klima	28
4.2 Vybrané lokality	29
4.2.1 Stanoviště 1 – Vokovice	29
4.2.2 Stanoviště 2 – Pernikářka	29
4.2.3 Stanoviště 3 – Hanspaulka	30

4.3	Sběr dat	30
4.3.1	Odběrová metoda	30
4.3.2	Vlastní sběr dat	30
4.4	Analýza dat	31
4.4.1	Indexy založené na početnosti druhu	32
4.4.2	Indexy založené na poměru početnosti druhu	32
5	Výsledky	34
5.1	Základní charakteristika	34
5.1.1	Stanoviště Vokovice	34
5.1.2	Stanoviště Pernikářka	35
5.1.3	Stanoviště Hanspaulka	35
5.2	Indexy biodiverzity	35
5.2.1	Relativní početnost morfodruhů (p_i)	35
5.2.2	Margalefův index (R)	36
5.2.3	Shannonův index (H)	36
5.2.4	Simpsonův index (D)	37
5.2.5	Indexy vyrovnanosti	38
6	Diskuze	39
7	Závěr	42
8	Literatura	44
9	Samostatné přílohy	I
	Příloha č. 1 – Fotodokumentace vybraných lokalit	I
	Příloha č. 2 – Zastoupení jednotlivých řádů	IV
	Příloha č. 3 – Tabulka výsledných počtů jedinců	V
	Příloha č. 4 – Fotodokumentace vybraných odchycených jedinců	V
	Příloha č. 5 – Graf relativní početnosti	VI
	Příloha č. 6 – Krabicové grafy pro jednotlivé indexy biodiverzity	VII
	Příloha č. 7 – Tabulky výsledků – Indexy biodiverzity	VIII

1 Úvod

V dnešní době existuje mnoho různých literárních zdrojů, které uvádějí, že vyšší biologická rozmanitost zabezpečuje lepší fungování a stabilitu ekosystémů. Hlavním principem je vzájemná zastupitelnost podobných druhů na stanovišti, tedy čím více druhů, tím snazší je zastoupení jiným, podobným, druhem. (Storch 2019)

To potvrzuje i Gamfeldt et al. (2008), který uvádí, že provedené studie ukazují důležitost biodiverzity při udržování celkového fungování ekosystému a jeho služeb. Ovlivňuje různé ekologické procesy a vlastnosti, z toho důvodu je zdůrazňován význam a potřeba zachování biologické rozmanitosti pro udržení zdravých a odolných ekosystémů.

Zvyšování biologické rozmanitosti ve městech je dnes široce uznáváno jako koncept zlepšování udržitelnosti fungování měst. Ve městech jsou jak intenzivně udržované, tak přeměněné plochy, které obsahují řízenou i neřízenou vegetaci, spolu s neřízenými nebo polo přírodními plochami, stanovištěm pro rozmanitost původních i nepůvodních druhů. Mnohá z těchto stanovišť zahrnují vzácné druhy a druhy, které jsou z hlediska ochrany přírody předmětem zájmu. Podpora těchto druhů závisí na heterogenitě jak v rámci zelených ploch, tak mezi nimi a dále na velikosti, kvalitě a množství těchto zelených ploch v krajině. (Mayrand et Clergeau 2018)

Hmyz hraje v městských ekosystémech zásadní roli a pochopení faktorů, které ovlivňují jeho biodiverzitu ve městech, je pro snahu o ochranu přírody zásadní. Výzkum naznačuje, že ačkoli celková druhová bohatost hmyzu může být v městských oblastech nižší, města mohou stále hostit rozmanité taxony opylovačů. (Theodorou et al. 2020)

Lepczyk et al. 2017 uvádí, že přestože městské oblasti mohou být vnímány jako betonová džungle s ochuzenou faunou a flórou, ve skutečnosti se v městských oblastech vyskytuje velké množství původních i nepůvodních druhů. Tyto druhy a celková diverzita ve městě závisí na velikosti, množství a kvalitě městské zeleně, tyto vlastnosti jsou také důležité pro lidské zdraví a všeobecnou pohodu člověka. Městská zeleň poskytuje občanům příležitost spojit se s přírodou, být svědky ekologických procesů a potenciálně vědomě podporovat iniciativy a politiku v oblasti ochrany přírody.

Antropogenní změny ve využívání půdy jsou pravděpodobně hlavním faktorem poklesu suchozemské biologické rozmanitosti, včetně hmyzu. Urbanizace, jako jedna z těchto změn, byla označena za hrozbu pro globální biologickou rozmanitost. Ve světě stále více ovládaném člověkem a v době rozšiřujících se měst je pro udržitelnou budoucnost důležité do městského plánování začlenit ochranu biologické rozmanitosti. (Theodorou et al. 2020)

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Cílem práce je vytvořit přehled problematiky biologické rozmanitosti v městských oblastech. Zhodnotit vliv okrasných zahrad a zelených ploch na jejich biodiverzitu a dále porovnat, jak úprava povrchu v zahradách ovlivňuje množství žijících živočichů v dané oblasti. Na základě terénního experimentu vyhodnotit druhovou rozmanitost živočichů na třech sledovaných lokalitách na Praze 6. Výsledná data ze vzorků odchyceného hmyzu zpracovat metodou kvantitativní synekologické analýzy.

Hypotéza práce je následující: Styl a úprava zahrady ovlivňuje druhovou rozmanitost živočichů a slouží jako centra biodiverzity v městských oblastech.

3 Literární rešerše

3.1 Biodiverzita

Biologická diverzita, zkráceně biodiverzita, je rozmanitost života na zemi, jsou to geny, druhy, populace a ekosystémy. Lidskou činností již bylo degradováno mnoho půdy, sladkovodních ploch a oceánů. Tím byl způsoben prudký pokles biologické rozmanitosti, a pokud bude lidstvo pokračovat v neudržitelném využívání přírodních zdrojů, lze očekávat ještě větší ztráty. (Oxford University Press 2008) Maclaurin et Sterelny (2008) uvádějí koncepty diverzity jako důležité v mnoha oblastech biologie. Pojem "biodiverzita" pochází z biologie ochrany přírody.

Dirzo & Medoza (2008) uvádí definici biodiverzity jako souhrn všech rostlin, živočichů, hub a mikroorganismů na Zemi, jejich genetické a fenotypové variability, souhrn všech společenstev a ekosystémů, jichž jsou součástí. Z této definice vyplývá, že biodiverzita zahrnuje tři běžně uznávané úrovně organizace a to vnitrodruhovou, mezidruhovou a ekosystémovou diverzitu.

Vnitrodruhová úroveň diverzity označuje genetickou diverzitu v rámci daného druhu, včetně genetické variability v rámci populací stejného druhu a mezi nimi. Mezidruhová úroveň diverzity je nejčastěji vnímána jako druhové bohatství ve společenstvu. Úroveň rozmanitosti ekosystémů se týká rozmanitosti ekosystémů přítomných v dané oblasti. (Dirzo et Mendoza 2008)

Eduardo (2016) uvádí, že v ekologickém výzkumu se díky teoretickému úsilí a značnému množství měření ukázalo, že biologická rozmanitost má zásadní vliv na dynamiku ekosystémových procesů. Na počátku 90. let 20. století vznikly první hypotézy a předpoklady, že počet druhů pozitivně ovlivňuje určitý proces. Spekulace o povaze tohoto vztahu vygenerovaly tři hlavní hypotézy, lineární vztah, asymptotický vztah nebo idiosynkratický vztah.

Lineární vztah vychází z intuitivní myšlenky, že pokud je každý druh jedinečný, měl by proces v ekosystému klesat lineárně s úbytkem druhů. Asymptotický vztah vychází z teoretického očekávání, že mnoho druhů je ve skutečnosti ekologicky podobných a v ekosystému působí nadbytečně. V rozmanitém ekologickém systému by to mělo zabránit podstatnému snížení ekosystémového procesu v důsledku úbytku druhů. Idiosynkratický vztah se očekává, pokud jsou biotické a abiotické interakce v ekosystémech natolik složité, že by přidání nebo ztráta druhů způsobily nepředvídatelné účinky. (Eduardo 2016)

Biodiverzita, která se projevuje jako fungování ekosystémů, poskytuje společnosti řadu ekologických služeb, což podtrhuje potřebu porozumět biologické rozmanitosti, chránit ji a rozumně s ní nakládat. (Dirzo et Mendoza 2008)

Z důvodu četnosti pohledů a motivací na ochranu biologické rozmanitosti je často považována za transdisciplinární obor a slouží jako podklad pro rozhodování v praxi a v politice. Pro pochopení a řešení globálních a environmentálních problémů, do kterých patří i úbytek biologické rozmanitosti je potřeba vytvořit strategie, které se zakládají na předávání, výměně a využívání znalostí mezi vědci, tvůrci politik, odborníky z praxe i širší veřejnost. (Maxwell et al. 2018) K zastavení úbytku biologické rozmanitosti je nutná transformativní změna, zabývající se přímými i nepřímými příčinami. (de Koning et al. 2023)

K cílům zmírňování dopadů proti ztrátám biologické rozmanitosti způsobeným rozvojovými projekty je potřeba přistupovat nejprve se snahou těmto ztrátám zabránit, případně ztráty snížit a až v krajním případě je kompenzovat. (Millon et al. 2021)

Ukázalo se, že biologická rozmanitost hraje klíčovou roli na všech úrovních hierarchie ekosystémových služeb. Úsilí o zmírnění globálního úbytku biologické rozmanitosti se tradičně týkalo velkých, biologicky rozmanitých a relativně nedotčených přírodních stanovišť a ekosystémů. Vzhledem k tomu, že rozvoj měst je silně spojen se ztrátou, fragmentací a narušením biotopů, byly parky a další zelené plochy existující v rámci městské krajiny považovány za nedůležité. V posledním desetiletí se však výzkum městské biodiverzity stal aktuálním, a to nejen kvůli rostoucímu dopadu urbanizace na přírodní ekosystémy, ale také kvůli rostoucímu uznání městských oblastí jako zprostředkovatelů inovativních způsobů ochrany a podpory biodiverzity, jak navrhuje různé globální úmluvy o životním prostředí. Zvyšování biologické rozmanitosti v městských ekosystémech může mít navíc pozitivní dopad na kvalitu života a vzdělávání obyvatel měst, což v konečném důsledku usnadní zachování biologické rozmanitosti i v přírodních ekosystémech. (Nielsen et al. 2014)

Bylo navrženo mnoho faktorů, které jsou důležité pro určení relativní druhové bohatosti různých městských stanovišť. Patří mezi ně míra izolace a fragmentace, způsoby hospodaření, narušení a typ stanoviště, stáří, rozloha, rozmanitost a propojenost, jakož i charakteristiky, jako je relativní mobilita různých taxonomických skupin. (Helden et Leather 2004)

3.2 Zeleň ve městech

Města jsou popisována jako mozaiky ekosystémů, které jsou velmi různorodé z hlediska velikosti, fragmentace, hustoty osídlení a využití půdy. Důležité poznatky z mnoha studií zahrnují všudypřítomnost přírodních prvků ve městech, od jednotlivých druhů po společenstva a ekosystémy. Potenciál městských stanovišť skrývá nápadně vysokou biologickou bohatost, a to jak ve starých zbytcích přirozené krajiny, tak v nových systémech. (Kowarik 2018)

Městská zeleň označuje městské pozemky, které jsou částečně nebo zcela pokryty trávou, stromy, keři nebo jinou vegetací. (Han et al. 2023) Městská zeleň hraje významnou roli při zlepšování kvality života občanů a je důležitým veřejným zdrojem. Přispívá k ochraně městské ekologie, zmírňuje například efekt městského tepelného ostrova, čistí městské ovzduší, snižuje povrchový odtok, zvyšuje ukládání uhlíku, udržuje ekologickou rovnováhu a zvyšuje biologickou rozmanitost. (Ke et al. 2023)

Pro obyvatele je hlavním místem pro trávení volného času v přírodě, které poskytuje bohaté sociální výhody. Tyto kulturní a vzdělávací aktivity napomáhají zvyšování pocitu bezpečí a podpoře fyzického a duševního zdraví obyvatel. Vzhledem k těmto přínosům je městská zeleň pro občany považována za nenahraditelnou stejně jako ostatní infrastruktury města. (Han et al. 2023, Ke et al. 2023)

V debatě o udržitelných městech, hraje městská zeleň zásadní roli. Je důležitou součástí každé městské oblasti, její kvalita a množství jsou hlavními aspekty udržitelnosti životního prostředí. (Picard et Tran 2021) Již dlouho se uvažuje o regeneračním potenciálu přírody a předpokládá se, že zahrnuje vrozenou tendenci člověka hledat spojení s přírodou. V souladu s tím bylo naznačeno, že právě místa spojená s přírodou se spojují s pozitivními emocemi, pocitem klidu, estetickými hodnotami a pocitem nadčasovosti, stejně jako s fyziologickými,

psychologickými a sociálními proměnnými, kdy tyto zjištěné hodnoty byly vztaženy i na městskou zeleň. (Knez et al. 2018)

Městská zeleň, již dlouhodobě uznávaná pro svůj význam, zahrnuje městské parky, lesy, stromy na ulicích a náměstích, trávníky a další druhy vegetace. Obyvatelům měst poskytuje mnoho ekonomických, environmentálních, sociálních a zdravotních výhod. Prostorové rozmístění městské zeleně je proto považováno za důležitý prvek životního prostředí. (Li et al. 2016)

3.2.1 Typy

Plochy městské zeleně se skládají z celé řady různých typů stanovišť, které procházejí napříč spektrem od neporušených zbytků původní vegetace, opuštěných nezatravněných ploch, zahrad a dvorů, až po značně vydlážděné a upravené plochy, které již nemusí být reprezentativní pro původní druhy společenstva. (Lepczyk et al. 2017) V evropských městech jsou plochy městské zeleně obvykle malé, rozptýlené a blízko sebe. (Picard et Tran 2021)

Půda v antropizovaných oblastech se vyznačuje nízkým obsahem organických látek, vysokým obsahem cizorodých materiálů a zhutněním spojeným s degradací struktury, to vše ztěžuje růst tradičních okrasných druhů. Takové půdní podmínky však snášejí bylinné druhy luk, stepí a pastvin, a tak se tato společenstva stala vzorem, který lze v městské krajině napodobit. (Bretzel et al. 2016)

3.2.1.1 Velké zelené plochy

Městské parky jsou nejkonzentrovějšími a nejreprezentativnějšími oblastmi městské biologické rozmanitosti díky své velké rozloze, bohatství rostlinných druhů, složité struktuře společenstev a rozmanitým biologickým funkcím. Pro zachování městské biologické rozmanitosti je důležité pochopit potenciální faktory, které ovlivňují rozmanitost rostlin v městských parcích. (Ma et al., 2023)

Parky, jako jeden ze specifických typů městské zeleně, představují v městské krajině obzvláště důležitá ohniska biodiverzity. Městské parky jsou zde definovány jako vymezené městské volné plochy s dominantní vegetací a vodními prvky, které jsou zpravidla určeny pro veřejné užívání. Často jsou větší než ostatní městská zeleň, ale mohou mít i podobu menších "kapesních parků". Vyznačují se zpravidla vysokou mírou stanovištní rozmanitosti a mikro stanovištní heterogenity. Vzhledem k tomu, že rozmanitost živočichů a rostlin obvykle koreluje se složitostí a rozmanitostí stanovišť, mohou mít městské parky pozitivní dopad na biologickou rozmanitost, i když jejich hlavní úloha je rekreační. (Nielsen et al. 2014)

Velké městské parky slouží jako životní prostor pro mnoho druhů organismů. Například hmyz může využívat výsadbu v městské zeleni a poskytovat vlastní soubor ekosystémových služeb, včetně zlepšení rozkladu a působení jako zdroj potravy pro větší živočichy, jako jsou zpěvní ptáci. Opylovači také využívají zelené plochy jako zastávky, buď k odpočinku, nebo ke sběru nektaru a pylu z květů. Velké městské parky jsou nepochybně důležité pro zdraví městských ekosystémů, ale jsou izolovány v rámci mnohem větší matrice nepropustných povrchů a městské zástavby. (Lundquist et al. 2022)

3.2.1.2 Malé zelené plochy

Zahušťování zástavby omezuje plánování rozsáhlých městských zelených ploch a obyvatelé města tak přicházejí o výhody, které tyto struktury poskytují. Zatímco velké městské oblasti se rozšiřují a stávají se přeplněnějšími, vegetačních ploch ubývá. V této souvislosti se malé plochy veřejné městské zeleně stávají pro městskou krajinu velmi cennými a jejich rozmístění po městě by mělo mít za cíl kompenzovat nedostatek větších zelených ploch. (Gavriliadis et al. 2022) Malé veřejné zahrady tak zastupují značnou část společné biodiverzity měst. (Shwartz et al. 2013)

Lepczyk et al. (2017) uvádějí, že malé zelené plochy ve městech mají zásadní význam pro zachování městské biologické rozmanitosti a poskytují obyvatelům měst různé výhody. Výzkum ukázal, že i malé městské zelené plochy mohou podporovat rozmanitou flóru a faunu v závislosti na kvalitě jejich stanoviště. Dle Fuller et Gaston (2009) jsou i tyto malé zelené plochy zásadní součástí městské zelené infrastruktury, jelikož nabízejí ekosystémové služby, sociální soudržnost a ochranu biologické rozmanitosti.

Menší, hojnější zelené plochy rozptýlené v městské krajině mohou poskytovat důležité ekologické přínosy, včetně prostoru pro stanoviště nebo jako zastávky pro opylovače a další hmyz, který cestuje do větších parků nebo z nich. (Lundquist et al. 2022)

3.2.1.3 Soukromé zahrady

Podstatnou část nezastavěných pozemků v městských oblastech tvoří soukromé zahrady. Hodnocení jejich úlohy v podpoře biologické rozmanitosti je zásadní jednak pro předvídaní, které rostlinné a živočišné druhy mohou ve městech přetrvat, dále pro pochopení regionálních dopadů urbanizace a v neposlední řadě vedení majitelů k šetrnému hospodaření na zahradách. (Smith et al. 2005)

Domácí zahrady představují nejen pravděpodobně nejstarší formu zemědělství, ale také největší jednotlivý typ využití městské půdy a podstatnou část lidských sídel, jakož i nejvyužívanější typ venkovního prostoru. Poskytují řadu ekonomických, sociálních a zdravotních výhod, jsou nepostradatelné pro interakci s přírodou a představují velký a nedoceněný zdroj volně žijících živočichů. Celkově mají městské domácí zahrady v mozaice městské zeleně důležitou roli při zmírňování škodlivých dopadů urbanizačních procesů. (Šiftová 2021)

Výsledky studie Šiftové (2021) ukazují, že soukromé zahrady mohou poskytovat důležité vybavení pro jednotlivé zahrádkáře a jejich rodiny a zároveň přispívat k plánovaným i neplánovaným důsledkům pro životní prostředí na úrovni celých čtvrtí nebo zeleně obecně. Rozšíření domácích zahrad při vytváření udržitelnějších měst je možné a žádoucí, podmínkou fungující komunikační strategie je zahrnutí přístupů komunikace jak shora dolů, tak zdola nahoru a dále je potřeba zohlednit nástroje citlivé k různorodým skupinám obyvatel, které se o zahrady starají.

Soukromé zahrady jsou tedy indikátorem potenciálu městské biodiverzity a poskytují informace o tom, jak sociokulturní faktory ovlivňují složení zahrady. Většina rostlin pěstovaných v zahradách je vybírána především kvůli svým okrasným vlastnostem a schopnosti přizpůsobit se podmínkám prostředí, jako je nedostatek vody. Což vysvětluje, proč zahrady

obvykle obsahují velké množství exotických druhů, které výrazně převyšují podíl původních druhů a vytvářejí společenstva, která nerepresentují okolní přirozenou krajinu. Tento typ flóry může mít v některých případech invazní chování. (Guerrero-Leiva et al. 2021)

3.2.2 Úprava

Plochy městské zeleně sahají od intenzivně obhospodařovaných tradičních veřejných parků obsahujících vysoký podíl exotických druhů až po nepravidelně obhospodařované polopřirozené, divoké a ruderalní plochy umožňující vznik rozmanitých rostlinných společenstev. Polo přírodním stanovištím v městském prostředí se v posledních letech věnuje zvýšená pozornost při výzkumu biologické rozmanitosti. Ačkoli se mnohé městské oblasti mohou jevit jako chudé biotopy, městská společenstva živočichů a rostlin mohou být ve srovnání se společenstvy v okolní krajině stejně biologicky rozmanitá. (Aguilera et al., 2019)

V městské krajině se vyskytují různé druhy zeleně. Tato vegetace může mít různou intenzitu obhospodařování od převážně neudržované a spontánní, jako například zbytky původní vegetace nebo regenerující vegetace na opuštěných pozemcích, v níž mohou převládat nepůvodní, plevelné druhy. Až po kultivovanou a pěstovanou, která je typická pro zahradnickou krajinu. Kultivovaná zeleň může být tvořena také stromy tvořícími nadzemní koruny nebo plochami keřů nižšího vzrůstu či kosenými trávníky. Ne všechny typy zeleně nebo vegetačních opatření jsou spojeny s městskou biodiverzitou a vztahy nejsou vždy pozitivní. (Chong et al. 2019)

Propojení s přírodou je uznáváno pro svůj potenciál podporovat environmentální chování a všeobecnou pohodu člověka. Přestože městská zeleň je pro mnoho lidí hlavní formou přímého kontaktu s přírodou, není do značné míry jasné, které typy přírodního prostředí a kvalit v městských oblastech nejúčinněji posilují vztah člověka k přírodě. (Samus et al. 2022)

Složení městské flóry je dáno dostupností stanovišť a jejich prostorovým rozmístěním a také klimatem. Stejně tak různorodost stanovišť ovlivňuje její složení v sídlech a také odráží přirozené gradienty podmínek prostředí i složitou souhru kulturních a socioekonomických faktorů. Důvody výsadby jsou různé a často zůstávají skryté. V zahradní flóře převažují vzácné a přechodné druhy, které přežívají díky lidské péči a jsou oslabeny mezidruhovou konkurencí. (Petřík et al. 2019)

Ekologické přístupy k tvorbě krajiny zahrnují nahrazení tradiční zahradnické údržby technikami péče o vegetaci prostřednictvím uplatňování ekologického povědomí a znalostí při navrhování a správě krajiny a byly definovány jako alternativa k omezeným, umělým a nákladným výtvarům konvenčního navrhování. Naturalistické krajiny se mohou lišit mírou využití původních nebo exotických rostlin, mírou napodobení přírodních společenstev a množstvím lidských zásahů. Pravděpodobně důležitější je komplexnost rostlinných společenstev a míra, do jaké jsou rostliny schopny vzájemné interakce a vytváření dynamických vzorců. Uvažuje se o původu složkových druhů a o otázkách, které se točí kolem původních a nepůvodních druhů, biologické rozmanitosti, používání chemických látek při zakládání, struktury a vzhledu vegetace a podpory ekologických procesů. (Özgüner et al. 2007)

Městské ekosystémy obsahují nesčetné množství přírodních, uměle vytvořených a hybridních prostorů, přičemž kombinace každého z nich je v každém městě a obci jedinečná. Celosvětově je zájem o zvýšení komplexnosti městských ekosystémů, aby byly prospěšné jak

pro lidi, tak pro přírodu ve městech. Pro úspěšné plánování a správu komplexnější krajiny je však třeba věnovat větší pozornost pochopení doplňkové role různých typů zeleně ve městech. (Threlfall et Kendal 2018)

3.2.2.1 Přirozená úprava

V posledních třiceti letech se v Evropě zvedl zájem o rozvoj přírody ve městech a stále více se v městské krajině uplatňují "naturalistické" styly. Jedná se o stále častější snahu najít způsoby, jak mohou urbanismus a příroda koexistovat. (Özgüner et al. 2007)

Koncept městské divoké přírody působí jako paradox, protože přírodní a městské prostředí byly dlouho považovány za protikladné. Dnes je však přirozená „divoká“ zeleň na předních místech městské agendy jako reakce na různé výzvy. Ve stále hustěji obydlených městech se ztrácí biodiverzita a lidská zkušenost s přírodou a zároveň ve městech, která procházejí postindustriální transformací, vzniká množství tzv. divokých oblastí. Důkazy z projektů městské „divočiny“ v Evropě ukazují, že více cílové přístupy k ochraně a správě stávajících i nových městských ekosystémů nabízejí rozmanité možnosti, jak spojit ochranu biologické rozmanitosti a zážitek divočiny ve městech. (Kowarik 2018)

Například vytváření luční vegetace v městských oblastech přispívá k vytváření nových stanovišť a ke zvyšování rozmanitosti rostlin a živočichů díky přilákání ptáků, hmyzu a drobných obratlovců. Květnaté louky mají okrasný účel a jejich využití při plánování a obhospodařování krajiny "vylepšuje přírodu" a spojuje estetiku se zásadami ochrany přírody. Smyslem je obnovit městskou degradovanou půdu estetickými loukami s divokými květinami a zároveň zvýšit biologickou rozmanitost, vytvořit biotop a zachovat místní flóru, a to s nízkými náklady na správu. Využívání divokých luk je oboustranně výhodnou strategií, pokud jde o zlepšení životního prostředí a obnovu znehodnocených oblastí. Spojuje ochranu přírody se socioekonomickými aspekty a krajinným plánováním. (Bretzel et al. 2016)

Bylo navrženo několik typologií divokých městských oblastí, obvykle na základě historie krajiny a stupně její transformace. Tyto oblasti městské divočiny se od ostatních druhů zeleně odlišují podél gradientu autoregulace (přirozenosti ekosystémových procesů). Zvláštní interpretace této druhé dimenze rozlišuje různé druhy ekosystémů na základě míry zapojení člověka do procesů sestavování společenstev, přičemž zapojení úzce souvisí s postupy hospodaření v krajině. „Divokost“ je také charakterizována jako schopnost organismu reagovat na své základní instinkty nebo schopnost samoregulace ekosystému. (Threlfall et Kendal 2018)

Městské systémy podléhají různým stupňům lidských zásahů, což vede k postupné přeměně nedotčených ekosystémů na nové městské ekosystémy. "Přístup čtyř přírod" zužuje rozmanitost transformačních stadií v městském prostředí na čtyři hlavní typy, které mohou v městských regionech poskytovat přírodní divokou oblast. Každý ze čtyř typů se týká přírody obecně, ale vyplývá z různých trajektorií interakcí mezi člověkem a přírodou. První typ představuje zbytky nedotčených ekosystémů (např. lesy, mokřady), typ druhý agrárního nebo lesnického využití půdy (např. pole, obhospodařované pastviny, kulturní lesy), třetí typ představuje navržené městské zelené plochy (např. parky, zahrady) a čtvrtý typ nové městské ekosystémy (např. pustiny, volné pozemky, haldy), které mohou vzniknout po přerušení vývoje ekosystému, například v důsledku stavební činnosti. (Kowarik 2018)

Tato typologie také umožňuje rozlišit různé druhy kultivovaných prostorů na základě odkazu na historické vzory společenství, např. původní zahrady, kde je shromáždění společenství navrženo a řízeno člověkem (tj. málo nebo žádné přirozené shromáždění), ale kompozice může být odvozena z historických vzorů. (Threlfall et Kendal 2018)

Shwartz et al. (2013) uvádějí jako jeden z příkladů alternativy k intenzivnímu hospodaření program, který vznikl v Německu v 90. letech 20. století. Program je zaměřen na podporu řady postupů pro rozvoj udržitelné zeleně v městských oblastech, jako například znovu použití organického odpadu jako mulč a nulové použití pesticidů. Jedním z cílů tohoto programu je zvýšení biologické rozmanitosti. Výsadba s mírnou nebo nejpřirozenější strukturou byla vnímána výrazně více regeneračně než ta, která má nejméně přirozenou strukturu.

3.2.2.2 Intenzivní úprava

V městských oblastech jsou travní porosty často poměrně intenzivně obhospodařovány, především sečením, které se může opakovat v pravidelných intervalech během celé vegetační sezóny. (Helden et Leather 2004) Biotické činnosti, které způsobují částečné nebo úplné zničení rostlinné biomasy a omezují množství živého a mrtvého rostlinného materiálu přítomného na stanovišti, lze definovat jako disturbance. Sečení a odstraňování seče snižují v průběhu let obsah K v půdě, což vede k nárůstu počtu vytrvalých druhů. Sečení také zvyšuje nadzemní biomasu vytrvalých druhů a následně expanzi kořenové biomasy. Největší druhové bohatství se očekává při středních úrovních biomasy, což je výsledkem rovnováhy mezi stresem a narušením prostředí na jedné straně a konkurencí o světlo a prostor na straně druhé. (Bretzel et al. 2016)

Lidská činnost ovlivňuje abiotické i biotické složky životního prostředí, zejména biologickou rozmanitost, která hraje klíčovou roli při zlepšování vlastností a funkcí ekosystémů. Změny v diverzitě rostlin většinou závisí na vztahu mezi úrodností a produktivitou. Zvýšení půdních zdrojů ovlivňuje produktivitu a zvýhodňuje některé druhy před jinými, což vede k nižší druhové bohatosti. V mnoha polopřirozených bylinných společenstvech vede přidávání hnojiv ke snížení druhové bohatosti. (Bretzel et al. 2016)

Grime (1973) uvádí, že nejvyšší diverzity v bylinných společenstvech je dosahováno při velmi nízkých hodnotách půdní úrodnosti, pak se rychle snižuje se zvyšujícím se obsahem živin v půdě. Při velmi nízkých hodnotách živin, jako jsou písčité pastviny nebo duny, je diverzita rostlin omezena na několik málo druhů tolerujících stres. Nejvyšší diverzita travních porostů se skutečně vyskytuje na půdách chudých na živiny, zejména pokud je porovnáme s intenzivně využívanými travními porosty.

Městské zahrady, stejně jako jiné ekosystémy, závisí na stylu a způsobu obhospodařování. Mohou být jak relativně chudé na volně žijící živočichy, tak biologicky velmi bohaté. Styly zahrad, které napodobují přirozené typy vegetace a poskytují heterogenní prvky (např. rybníky a hromady klád), jsou pro volně žijící živočichy výhodnější než zahrady s jedinou typologií vegetace. Méně intenzivně obdělávané plochy, poskytují útočiště bezobratlým živočichům a drobným savcům. Ačkoliv se velká pozornost věnuje kvetoucím rostlinám poskytujícím potravní zdroje opylujícímu hmyzu, pro podporu larválních stádií těchto druhů jsou v blízkosti potřebné i jiné typy rostlin (např. ruderální plevely). Na druhé straně se nepůvodní zahradní rostliny mohou stát invazními v širší krajině, a přestože se to týká méně

než 1 % zavlečených druhů, ekologické náklady jsou obrovské. Kromě toho jsou obchodované rostliny také potenciálním zdrojem nových škůdců z řad bezobratlých a patogenů pro endemické druhy. (Cameron 2023)

3.2.2.3 Okrasné záhony

Okrasné zahrady hrají důležitou roli při podpoře biologické rozmanitosti v městském prostředí. Studie zdůrazňují význam okrasných květin pro přilákání opylovačů, jako jsou včely a další hmyz, navštěvující květiny. Soukromé zahrady a okrasné veřejné záhony, často zdobené okrasnými rostlinami, jsou považovány za důležitý přínos pro městskou zeleň a mohou významně přispět k biodiverzitě. (Goddard et al. 2010)

Long et al. (2017) uvádějí, že všechny okrasné rostliny pocházejí z volně rostoucích zdrojů. Většina z nich byla vybrána a aklimatizována našimi předky, kteří pěstovali nebo přesazovali divoké rostliny dobrých vlastností na svých domácích zahradách nebo v blízkosti svých obydlí.

Kromě ekologického významu mají okrasné zahrady i kulturní a estetickou hodnotu a přispívají k pohodě obyvatel měst. Dobře navržené jedlé okrasné zahrady pak poskytují víceúčelové využití, takové zahrady nabízejí potraviny, barvy a krytí po celý rok a zvyšují celkovou atraktivitu městských prostor. (Marek et al. 2022) Kromě toho mohou být okrasné zahrady navrženy tak, aby podporovaly biologickou rozmanitost, poskytovaly zdroje pro městské volně žijící živočichy a vytvářely příležitosti pro ochranu přírody na území města. (Beumer 2018)

Zahradníci a správci parků, kteří se snaží podpořit biodiverzitu v městských oblastech, často vysazují okrasné rostliny atraktivní pro hmyz navštěvující květiny. Existuje obrovská rozmanitost druhů zahradních rostlin a existují určitá doporučení, které z nich jsou pro hmyz atraktivní. (Garbuzov et al. 2017)

V posledních desetiletích rychle roste zájem o krajinářské úpravy s využitím původních rostlin, ale také se zvyšuje počet opatření "pouze pro původní rostliny", která se snaží vyloučit z krajinářských plánů introdukované a exotické druhy. Původní rostliny jsou považovány za lepší než zavlečené druhy, protože lépe rostou, je u nich menší pravděpodobnost invaze, mají nepřímou i přímou hodnotu pro biologickou rozmanitost a přispívají k místnímu pocitu místa. Ve všech případech existují výjimky, kdy nepůvodní druhy hrají důležitou roli. (Kendle et Rose 2000)

3.2.3 Funkce

Dostatečný přístup k městské zeleni představuje klíčový aspekt pro odpovídající životní podmínky a zdravé životní prostředí v městských oblastech. Předchozí studie naznačují, že městská zeleň přispívá k regulaci klimatu tím, že zlepšuje kvalitu ovzduší a snižuje tepelný stres. (Wüstemann et al. 2017) Přesto je přímý kontakt městské populace s přírodou stále méně pravděpodobný. Potřeba městské zeleně, která podporuje fyzickou a psychickou pohodu, se proto stává klíčovým tématem městské politiky. (Hoyle et al. 2017)

V posledních několika letech bylo nashromážděno mnoho důkazů a existuje tak velké množství literatury, které podporují tvrzení, že pobyt v přírodním prostředí a s ním spojená

volně žijící zvířata mají mnohostranný přínos pro fyzické a duševní zdraví člověka, stejně jako na jeho životní pohodu. (Hoyle et al. 2017, Wüstemann et al. 2017)

Obyvatelé měst se setkávají s rozmanitými přínosy přírody pro zdraví, tělesné i duševní, převážně prostřednictvím městské zelené infrastruktury. Pokud má být tato infrastruktura optimálně navržena a spravována vhodným způsobem jak pro přírodu, tak pro lidi, je nutné komplexně porozumět vztahům mezi estetickým prožitkem, pohodou a skutečnou nebo vnímanou biologickou rozmanitostí. (Hoyle et al. 2017)

Při studiu regeneračního prostředí se příroda často považuje za nediferencovanou typologii, na rozdíl od prostředí zastavěného. Méně pozornosti však bylo věnováno analýze regeneračního potenciálu různých typů přírodních prostředí. V posledním desetiletí mnozí naznačují pozitivní roli biodiverzity při podpoře lidského zdraví v současné urbanizované společnosti. A dále bychom mohli polemizovat o věrohodnosti pozitivní vazby mezi vlastnostmi, jako je bohatství biodiverzity, a lidským oceněním zelených ploch. Tato pozitivní hodnocení by se měla projevit také ve větší schopnosti prostředí, které má vyšší úroveň biologické rozmanitosti (oproti prostředí s nižší úrovní biologické rozmanitosti), vyvolávat pozitivní výsledky. (Carrus et al. 2015)

3.3 Biodiverzita v městských oblastech

Hlavním faktorem způsobujícím úbytek biologické rozmanitosti je neustálý růst lidských sídel a související infrastruktury. Městská krajina představuje náročné prostředí, protože je výrazně členěná, často znečištěná, hlučná, horká a v noci jasně osvětlená. Pro druhy, které jsou těmto podmínkám přizpůsobeny nebo je snášejí, však mohou městské oblasti poskytovat dostatek zdrojů a úlevu před predátory. Městská příroda může být ve skutečnosti překvapivě rozmanitá, a i městské oblasti musí přispívat ke snaze o ochranu přírody v současném přelidněném světě. (App et al. 2022)

Řada antropogenních stresorů vede k dramatickému globálnímu úbytku opylovačů květin, pokud jde o biomasu hmyzu, druhové bohatství a počet jedinců. Důvodů je mnoho a v posledních letech byly široce diskutovány. Společenstva opylovačů dále ovlivňuje rostoucí urbanizace, změny klimatu a šíření nepůvodních druhů. Vzájemné působení těchto faktorů vede k zranitelnosti společenstev opylovačů, což má dalekosáhlé a negativní důsledky z ekonomického, klimatologického a kulturního hlediska. (Daniels et al., 2020)

Růst měst ovlivňuje a mění krajinu a tím i biodiverzitu na úrovni města, na rozhraní města a volné krajiny a vzhledem k ekologické stopě měst i na regionální až globální úrovni. Pochopení, vyhodnocení a zlepšení městské biodiverzity má zásadní význam, jak z hlediska ochrany přírody, tak z hlediska sociálního. S urbanizací jako hlavním celosvětovým trendem roste důležitost otázky, jestli a jaké druhy rostlin a živočichů přežijí v městském prostředí. (Kowarik 2011)

Silné urbanizační trendy provází pocit, že příroda byla v městské krajině vytlačena a lze ji nalézt pouze tam, kde města nejsou. Na jedné straně byl život ve městech charakterizován jako odvrácení se od přírody, protože lidé se stěhují do městské zástavy. Na druhé straně ochránci přírody se zasadili o vznik rozsáhlých chráněných oblastí, a přestože jsou vzdálená od městského světa, jsou pro lidi ve městě inspirací pro vytváření přírodních míst ve městě.

A to od základů, od dvorů přes střechy až po parky se obyvatelé měst starají o to, aby příroda měla ve městě své místo. (Derby Lewis et al., 2019)

Člověk reguluje městskou biodiverzitu přímo rušením stanovišť, rozdělením stanovišť na malé části a zavlečením nových druhů. Nepřímo pak změnou městského klimatu, půdy, hydrologie a biogeochemických cyklů. Vzorce biodiverzity přímo ovlivňují nejen fyzické změny městského prostředí ale také socioekonomické aktivity tím, že nastaví parametry pro výběr a šíření druhů. Oba typy mechanismů se ovlivňují vzájemně, mají vliv na celkovou druhovou bohatost v městském prostředí a vedou ke změnám ve složení městské fauny i flory. (Kowarik 2011)

Na rostlinné druhy jsou často bohatší města než jejich venkovské okolí, pro ostatní taxonomické druhy toto však platit nemusí. Městské oblasti jsou výrazně změněná druhová společenstva s novými směsmi původních a zavlečených druhů. Ačkoli původní druhy nemusí být nutně méně početné a hojně než druhy zavlečené. (Kowarik 2011)

Převážná část městské zeleně představuje nové ekosystémy, jelikož velikost a typ selekčních tlaků a výsledná společenstva se od těch historických liší. Tyto původní historická stanoviště byly přítomny pod sníženým vlivem člověka. Tato variabilita ovlivňuje interakce druhů v rámci zelených ploch a ekologickou funkci zelených ploch, stejně jako způsob, jakým zelené plochy vzájemně působí na podporu biodiverzity. (Lepczyk et al. 2017)

Proces navyšování celosvětové urbanizace zvyšuje tlak na městskou zeleň. Tento typ životního prostředí hraje významnou roli v udržitelném rozvoji a blahobytu lidí. Předchozí studie například ukázaly, že přírodní prostředí může být ve srovnání s nepřirodním účinnější při zotavování ze stresu a že míra přirozenosti může souviset s preferencemi zeleně. Nedávno se ukázalo, že lidé si městské zeleně cení podstatně více, pokud zahrnuje vysokou biologickou rozmanitost, a že přirozenost vytváří pohodu obyvatel žijících v blízkosti městské zeleně. (Knezet al. 2018)

I pouze intuitivním pozorováním je pravděpodobně možné sledovat, že rostoucí fragmentace přírodních stanovišť vlivem lidských zásahů směrem k městským centrům bude mít tendenci v tomto směru snižovat druhovou bohatost (počet druhů). Existuje však mnoho proměnných, které mohou ovlivnit rychlost a konzistenci úbytku druhů podél gradientu, takže empirické studie jsou pro měření dopadů měst klíčové. Mnoho studií dokládá, že nejnižší druhová diverzita podél gradientu město-venkov se vyskytuje v intenzivně zastavěném prostředí městského centra. To bylo prokázáno u mnoha taxonů, včetně rostlin, ptáků a motýlů, mnoha druhů hmyzu a savců. U všech těchto taxonů je počet druhů v městském centru snížen na méně než polovinu počtu druhů zjištěných ve venkovských, přírodnějších oblastech na opačném konci gradientu. (McKinney, 2002)

3.3.1 Urbanizace

Urbanizace a populační růst patří k nejvýznamnějším rysům dvacátého století. V roce 1700 žilo pouze v pěti městech na světě, ve všech politických metropolích, více než milion lidí. Do roku 1900 se tento počet vyšplhal na třiačtyřicet měst. V roce 1950 mělo pouze jediné město, New York, více než deset milionů obyvatel. V roce 1975 bylo pět měst s více než deseti miliony obyvatel a v roce 2001 jich bylo sedmnáct. V roce 2000 tvořili obyvatelé měst téměř 50 % obyvatel světa. (Oxford University Press 2008)

Sociální dopady urbanizace jsou stále více považovány za významnou hrozbu pro biologickou rozmanitost. Předpokládá se, že do roku 2050 bude 68 % světové populace žít ve městech, a proto je přístup veřejnosti do přírodních oblastí stále omezenější. Vzhledem k tomu, že zážitky a zkušenosti spojené s přírodou mohou ovlivnit zájem veřejnosti o její ochranu, může rozsáhlá migrace lidí do měst snížit podporu veřejnosti pro ochranu přírody. (Jimenez et al. 2022)

Mezi mnoha lidskými činnostmi, které způsobují úbytek stanovišť, je rozvoj měst jednou z nejrychlejších typů místního zanikání lokalit a často likviduje velkou většinu původních druhů. Urbanizace je také často trvalejší než jiné typy úbytku stanovišť. Například ve velké části Nové Anglie ekologická sukcese obnovuje lesní stanoviště ztracená v důsledku zemědělství a těžby dřeva, zatímco většina urbanizovaných oblastí v tomto regionu nejenže přetrvává, ale dále se rozšiřuje a ohrožuje další místní ekosystémy. (McKinney, 2002)

Města zabírají půdu a spotřebovávají stále větší množství energie, vody a materiálů. Vypouštějí komerční zboží a služby, spolu se znečišťujícími látkami a pevným odpadem. Vliv měst na životní prostředí je velmi rozsáhlý. Změny ve využívání půdy a znečištění spojené s urbanizací mění produkty a činnosti, které poskytují přírodní ekosystémy. Dochází ke ztrátě stanovišť rostlin a živočichů a ke snížení některých stabilizačních funkcí ekosystémů. Urbanizace například často vede ke zvýšené erozi a snížení přirozených povodňových kontrol. Zasypávání mokřadů kvůli rozšiřování měst eliminuje jejich funkci čištění vody. Mnohé z těchto ztracených funkcí je nákladné, ne-li nemožné nahradit. (Oxford University Press 2008)

Podle McKinney (2002) v pevninské části Spojených států ohrožuje urbanizace více druhů a je geograficky všudypřítomnější než jakákoli jiná lidská činnost. Druhy ohrožené urbanizací bývají ohroženy také zemědělstvím, rekreací, silnicemi a mnoha dalšími lidskými vlivy, což zdůrazňuje dalekosáhlé proměny, které provázejí rozšiřování měst.

3.3.2 Nepůvodní druhy

Městské prostředí vytváří širokou škálu stanovišť, která jsou domovem pro velkou rozmanitost rostlinných druhů, z nichž mnohé jsou cizího původu. Města představují pro rostliny specifické prostředí, a to jak z hlediska ekologických faktorů, tak z hlediska vegetace s novými druhovými společenstvy. Z hlediska rostlinných invazí slouží lidská sídla jako imigrační ohniska, z nichž se cizí druhy šíří do okolní krajiny. (Štajerová et al. 2017)

Běžná praxe pěstování cizích rostlin v městské zeleni je často spojena s rizikem naturalizace (tj. úniku do volné přírody), což může mít někdy nepříznivé dopady na biologickou rozmanitost a ekosystémové služby. Pro zmírnění těchto rizik se stává klíčovým pochopení zákonitostí a procesů naturalizace cizích rostlin v městské zeleni. (Mehraj et al. 2021)

Okrasné rostliny jsou důležitou součástí městského prostoru a zároveň významným zdrojem invazních druhů, které se šíří ze soukromých nebo veřejných zahrad. Mnoho taxonů zpočátku uniká a šíří se na prostorově omezených plochách v okolí zahrad a následně se šíří a kolonizuje vzdálenější vegetaci. Takováto ohniska naturalizace se mohou objevit v důsledku kombinace účinků místní oblíbenosti daného taxonu bez ohledu na jeho invazní status, hojného šíření v kultuře a snadného polo spontánního usazení v zahradách. (Petřík et al. 2019)

V posledních desetiletích vedly změny a destrukce stanovišť spolu s introdukcí cizích rostlin způsobenou člověkem k dramatickým změnám ve struktuře evropské městské vegetace.

Pro tyto trendy je typický postupně se zvyšující podíl neofytů na celkové flóře, zatímco podíl archeofytů a původních druhů se snížil nebo zůstal stabilní. (Štajerová et al. 2017)

Přestože většina cizích druhů, pěstovaných jako zahradní okrasné rostliny, dokáže přežít pouze při intenzivní výsadbě, značný počet druhů uniká bez lidské pomoci a usídluje se mimo zahrady. Zahradnictví je hlavní cestou pro zavlečení cizích rostlin po celém světě. Bylo prokázáno, že druhy introdukované záměrně mají větší pravděpodobnost negativního dopadu než druhy introdukované neúmyslně, mnoho naturalizovaných okrasných rostlin má negativní dopad na původní biologickou rozmanitost nebo se s původními druhy kříží. (Petřík et al. 2019)

3.3.3 Ochrana biodiverzity měst

Ochrana městské biologické rozmanitosti je důležitým problémem, vzhledem k stále zrychlujícímu tempu urbanizace. (Shwartz et al. 2013, Jimenez et al. 2022) V současnosti žije většina světové populace ve městech, jejichž ekologická stopa značně přesahuje hranice městských ekosystémů. Ve městech si stále více uvědomují několikanásobné benefity, které nacházíme v přírodě, propagují tak více přirozený přístup k úpravě zeleně, který se zaměřuje na zvýšení biologické rozmanitosti. (Shwartz et al. 2013)

Přestože se uznává, že biologická rozmanitost v zelené infrastruktuře vytváří ekosystémové služby, které zlepšují blahobyt obyvatel měst, pokrok v udržitelnosti měst je brzděn tím, že nám chybí důkladné mechanické pochopení toho, jak biologická rozmanitost tyto služby poskytuje. (Behm et al. 2022) Tento intenzivní a rychlý rozvoj ve vysoce urbanizovaných regionech představuje obrovskou výzvu pro zachování biologické rozmanitosti a ekosystémových služeb. (Wang et al. 2022)

Definování pojmu biologické rozmanitosti tak, aby jej bylo možné vyjádřit ve formě vhodné pro systematické plánování ochrany, může vést k tomu, že do plánu ochrany bude zahrnuto velké množství prvků. Z toho důvodu bývá hodnota biologické rozmanitosti z nutnosti měřena náhradními hodnotami biologické rozmanitosti nebo ohniskovými druhy. Existuje celá řada přístupů k plánování ochrany přírody, od sofistikovaných algoritmů až po méně systematické přístupy, jako jsou hotspots biologické rozmanitosti, klíčové oblasti biologické rozmanitosti a významné ptačí oblasti. (Franklin et al. 2011)

Vzhledem k tomu, že změny ve využívání půdy a jejího pokryvu zasahují celou planetu a mění travnaté plochy, lesy, mokřady a další dostupná stanoviště na zemědělská pole a zastavěnou krajinu, stávají se města stále důležitějším útočištěm pro celou řadu populací volně žijících živočichů, včetně ohrožených druhů. Významné je, že v některých amerických městech žije větší rozmanitost původních druhů včel, včetně ohroženého čmeláka rezavého (*Bombus affinis*), než v přilehlých venkovských oblastech. Tyto příklady druhů volně žijících živočichů využívajících městská stanoviště ilustrují, že zastavěné oblasti mohou být důležité pro ochranu zvláště chráněných druhů. (Derby Lewis et al., 2019)

3.3.3.1 Programy na ochranu městských biotopů

Ekologie a ochrana volně žijících živočichů ve městech je obor s celosvětovou působností. Aktivní programy a aktivity probíhají v mnoha evropských zemích, například ve Velké Británii v rámci Městského fóra Člověk a biosféra a anglických fondů The Wildlife Trusts, v rámci programu MAB Organizace spojených národů pro výchovu, vědu a kulturu

a ve výzkumu městské ekologie v Německu a Polsku. Nizozemská koncepce "ekologických krajín" zavedla nový přístup k navrhování městských volných ploch. Následoval jihoafrický Durban s projektem "D'MOSS", metropolitním systémem otevřených prostorů založeným na principech teorie ostrovní biogeografie. Singapurská síť parkových spojnic kombinuje principy ochranné biologie a krajinného plánování. Programy a aktivity pro městskou přírodu existují ve Spojených státech na federální, státní a místní úrovni i v soukromých ochranných organizacích. Společnost pro divokou přírodu založila v polovině 70. let Výbor pro městské záležitosti a regionální plánování, který se později vyvinul v Pracovní skupinu pro městskou divokou přírodu. (Adams 2005)

Ochrana přírody na úrovni společenství může zahrnovat soubor činností, opatření a iniciativ, které sahají od ochrany biologické rozmanitosti až po obnovu a správu. Tento typ ochrany přírody klade důraz na soužití člověka a životního prostředí (včetně zastavěného prostředí), zdůrazňuje postupy, které odrážejí místní kulturu a ekologii, a vyskytuje se v různých ekosystémech (např. pobřežní oblasti, vysokohorské prostředí) a v různých kontextech (např. od venkovských oblastí po městská centra). Ve městech se vyskytují rozmanité iniciativy a aktivity k ochraně přírody, které se zaměřují na odstraňování invazních druhů a zakládání komunitních zahrad. (Alexander et al. 2016)

Programy zlepšování stavu městských stanovišť jsou vzorem pro zapojení místní komunity do ochrany a obnovy stanovišť původních rostlin a živočichů. Jako součást širšího kulturního posunu směrem ke komunitní ochraně přírody tyto programy zapojují veřejnost do správy částí městské krajiny pro původní druhy. (Jimenez et al. 2022)

3.3.3.2 Vegetační zelená infrastruktura

Vegetační zelená infrastruktura (GI) je nezbytným předpokladem pro udržitelné městské systémy. Zahrnuje množství typů městské zeleně ve městě, a to jak technické, tak přírodní, včetně zbytků lesů, volných pozemků, městských parků, dešťových zahrad, zelených střech a soukromých zahrad. Podpora udržitelnosti prostřednictvím GI spočívá částečně v tom, že vytváří služby přímo tam, kde se spotřebovávají, a podporuje tak zdraví a pohodu obyvatel měst. Přínosy ekosystémových služeb přispívají k více rozměrům udržitelnosti, včetně snížení spotřeby zdrojů, účinného odstraňování odpadů a zlepšení lidského kapitálu. (Behm et al. 2022)

Zelená a modrá infrastruktura (GBI), stejně jako původní termín zelená infrastruktura (GI), zahrnují zelené plochy a vodní plochy, představuje holistický přístup k plánování. Strategicky hostí různé typy přírodních prostor v propojené síti a poskytuje mnohostranný sociální, ekonomický, environmentální a ekologický přínos pro volně žijící živočichy a lidi. Ve městech jsou za součásti GBI považovány pozemky, které tvoří převážně nezpevněné, propustné přírodní plochy, včetně "zelených" vegetačních ploch a "modrých" vodních. Prostřednictvím environmentálně obezřetného a vědecky podloženého využívání půdy by strategické plánování GBI mohlo přispět k zachování a rehabilitaci přírody v procesu urbanizace, a poskytnout tak žádoucí ekosystémové služby, jako je produkce potravin, čištění vody, regulace teploty, sekvestrace uhlíku, stanoviště volně žijících živočichů, rekreace a občanská vybavenost. (Puppim de Oliveira et al. 2022)

Zelenou (často nazývanou "modrozelenou") infrastrukturou označujeme, jak již bylo zmíněno, městské volné prostory, vegetaci, vodní prvky a další "přírodní" prvky ve městě, jakož

i technické systémy, které zajišťují environmentální služby, jako je ochrana ovzduší, voda, hygiena, nakládání s odpady, snižování znečištění a energie. První z těchto kategorií poskytuje služby "pasivními" prostředky, jinými slovy prostřednictvím dobrého uspořádání a designu města, který optimalizuje toky přírodních zdrojů a ekologické kvality. Stejně jako v případě udržitelných budov je i tato kategorie volná a je prioritou dobrého plánování. Druhá kategorie vyžaduje složitá a často velmi nákladná řešení. V některých oblastech existují úspory z rozsahu, ale čím hustší je město, tím složitější řešení je zapotřebí. (Cheshmehzangi et al. 2021)

3.3.3.3 Klíčové oblasti biologické rozmanitosti

Klíčové oblasti biologické rozmanitosti (KBA) jsou podporovány Mezinárodním svazem ochrany přírody s cílem identifikovat lokality důležité pro globální přetrvávání biologické rozmanitosti. Základním nástrojem ochrany biologické rozmanitosti jsou chráněná území. Pro efektivní rozšiřování celosvětové sítě chráněných území byly jako vodítko použity KBA. Ve vysoce urbanizovaných regionech je pokrok v začleňování ekosystémových podmínek a antropogenních hrozeb do hodnocení ochrany klíčových oblastí biologické rozmanitosti bohužel stále nedostatečný. (Wang et al. 2022)

Identifikace a ochrana oblastí chráněných jako přírodní rezervace jsou zásadní pro ochranu biologické rozmanitosti a kritických ekosystémových služeb. Problémem však je zajistit, aby byla chráněna dostatečně velká část území, která by účinně zastavila úbytek biologické rozmanitosti. Strategická správa chráněných území je rovněž zásadní pro pokrytí důležitých ohnisek biologické rozmanitosti a klíčových oblastí ochrany, včetně klíčových oblastí biologické rozmanitosti. (Larsen et al., 2015)

KBA jsou mezinárodně významné lokality, jsou vymezena na základě jejich významu pro zachování biologické rozmanitosti a jsou zásadní pro přetrvávání různých druhů. Oblasti KBA se vyznačují vysokou hodnotou z hlediska biologické rozmanitosti a mají zásadní význam pro zajištění dlouhodobého přežití mnoha druhů. (Sutton et al. 2021)

3.4 Biodiverzita hmyzu

Hmyz (Insecta) je nejrozmanitější třída v živočišné říši. Vztah hmyzu a rostlin je dominantní biotickou interakcí, přesto mají rostliny mnohonásobně větší biomasu než všichni živočišné dohromady. Funkční význam hmyzu je obrovský díky velkému počtu jedinců a velké vnitrodruhové i mezidruhové rozmanitosti. Vědecky je popsáno jen malé procento hmyzu, což způsobuje překážku při snaze o zachování biologické rozmanitosti. Vzhledem k tomu, že není možné znát všechny druhy vzhledem k rychlosti jejich vymírání, je nezbytné chránit co nejvíce biotopů a krajín. Jako zabezpečení pro budoucí biodiverzitu je potřeba zachovat druhově dynamické oblasti, kdy zachované oblasti musí být také co nejvíce propojeny koridory pro pohyb a tok genů. (Samways 1993)

3.4.1 Popis vybraných druhů

3.4.1.1 Coleoptera

Coleoptera jsou řádem hmyzu, běžně známí jako brouci. Představují největší skupinu živočišné říše s více než 380 000 popsány druhy a mnoho dalších druhů ještě nebylo popsáno. (Zhang et al. 2018) Vyskytují se téměř ve všech biotopech na Zemi a vykazují pozoruhodnou pestrost ve velikosti, tvaru, zbarvení a chování. Mají širokou škálu potravních návyků, některé druhy jsou býložravci a živí se rostlinami a plodinami, jiné jsou dravci a loví jiný hmyz. To jim poskytuje úspěch a hojnost v různých ekosystémech, kde slouží jako opylovači, rozkladači, predátoři a kořist. (Barraclough et al. 1998)

Jejich klasifikace je založena na morfologických znacích, jako jsou ústní ústrojí, tykadla a krovky. Jedním z klíčových znaků Coleoptera jsou jejich zpevněná přední křídla, tzv. elytra, která chrání jemná zadní křídla sloužící k letu. Tato jedinečná vlastnost je odlišuje od ostatních řádů hmyzu a poskytuje jim pozoruhodný obranný mechanismus. Elytra fungují jako ochranný štít proti fyzickému poškození, predaci, vysychání a změnám teploty. (Tomoyasu et al. 2009)

Řád Coleoptera je skupinou hmyzu, která se přizpůsobila tak, aby se jí dařilo v různých prostředích po celém světě. Jejich ekologická role, morfologická rozmanitost a hospodářský význam z nich činí předmět velkého zájmu výzkumníků i ochránců přírody. (Zhang et al. 2018)

3.4.1.2 Dipetra

Řád dvoukřídlých, Diptera, obecně známý jako pravé mouchy, je pestrá a významná skupina hmyzu s širokou škálou ekologických rolí a významem v různých oblastech studia. S více než 150 000 druhy jsou Diptera považovány za jednu z největších a nejrozmanitějších skupin organismů. (Wiegmann et al. 2011) Je pro ně charakteristické, že mají pouze jeden pár křídel. Jejich zadní křídla jsou redukována na malé paličkovité útvary tzv. halters, která jim během letu pomáhá udržovat rovnováhu. Tato jedinečná stavba křídel je odlišuje od ostatních řádů hmyzu. (Huston et Krapp 2009)

Dvoukřídlí se vyskytují v široké škále biotopů a biomů, od lesů po městské oblasti, a hrají důležitou roli v ekosystémech jako opylovači, rozkladači a predátoři. U mnoha rostlin, ať už léčivých, potravinářských nebo okrasných zajišťují nebo zvyšují produkci semen a plodů. Jsou důležití v přírodě, v zemědělství i ve sklenících. (Ssymank et al. 2008) Z hlediska biodiverzity jsou Diptera jedním z nejrozličnějších řádů hmyzu na světě, ačkoli pro mnoho regionů chybí komplexní odhady biodiverzity. (Midgley et al. 2023)

3.4.1.3 Hemiptera

Hemiptera je rozmanitá skupina hmyzu, která se vyznačuje jedinečnými ústními částmi přizpůsobenými k pronikání a sání. Odhaduje se, že do řádu Hemiptera patří zhruba 9 % všech známých druhů hmyzu. Přibližně je to 82 000 popsáných druhů, což z nich dělá pátý největší řád po mouchách, motýlech, broucích a mravencích. (Panfilio et Angelini 2018)

Hemiptera hrají klíčovou roli v různých ekosystémech, přičemž mnoho druhů je specializovanými potravními omezenými na určité rody nebo čeledi rostlin, jsou to herbivoři, predátoři i parazité. Někteří zástupci, jako jsou mšice a ploštice, se stali notoricky známými

zemědělskými škůdci, zatímco evoluční historie této skupiny se vyznačuje četnými změnami mezi predací a potravou rostlin. Řád Hemiptera vykazuje širokou škálu ekologických adaptací a jedním z jejich klíčových rysů jsou specializované potravní návyky, přičemž mnoho druhů jsou rostlinní krmiči, kteří používají své pronikavé savé ústní části k získávání mízy z rostlin. (Kawecki et al. 2012)

3.4.1.4 Hymenoptera

Blanokřídli jsou jedním z nejrozmanitějších a nejsložitějších řádů hmyzu. Zahrnují přibližně 125 000 popsaných druhů a odhadem 600 000 až 1,2 milionu druhů, které ještě nebyly popsány. Různorodé chování blanokřídlych zahrnuje býložravé, parazitické a koloniální formy a s těmito modifikacemi chování přišly i neuvěřitelné změny vnějších struktur. Blanokřídle lze rozdělit do tří skupin na základě obecných znaků chování býložravé, parazitické a žahadlové. (Dacks et Nighorn 2011)

Řád zahrnuje širokou škálu hmyzu, jako jsou včely, vosy a mravenci, z nichž každý má odlišnou ekologickou roli a chování. Například sociální struktura mnoha druhů blanokřídlych, zejména mravenců a některých včel, zahrnuje složitou organizaci kolonií a dělbu práce. Rozšíření a složení druhů blanokřídlych se může regionálně lišit, což ovlivňuje místní ekosystémy a interakce s jinými organismy. Hymenoptera hrají klíčovou roli v opylování, přičemž druhy jako včely, vosy a někteří mravenci jsou důležitými opylovači různých druhů rostlin. (Owen et al. 2020)

3.4.2 Hmyz v městských oblastech

Hmyz hraje v městských ekosystémech zásadní roli, a proto pochopení faktorů, které ovlivňují jeho biodiverzitu ve městech, je pro snahu o ochranu přírody zásadní. (Theodorou et al. 2020)

Mezi mnoha živočichy, kteří se vyskytují v městské krajině, jsou opylovači známí tím, že poskytují důležité ekosystémové služby prostřednictvím interakcí s kvetoucími rostlinami. Opylování hmyzem je nejen klíčovou ekosystémovou službou, ale i klíčovým procesem pro řadu ekosystémových služeb. Vztah mezi rostlinami a opylovači je tak jednou z nejdůležitějších ekologických interakcí na světě. (Derby Lewis et al., 2019)

Při pozorování interakcí mezi rostlinami a opylovači lze zaujmout dva různé úhly pohledu. Na jedné straně jako zdroj potravy a obživy pro ohroženou populaci návštěvníků květin, na straně druhé jako klíčovou ekologickou vlastnost pro rozšíření a ochranu rostlin. Na ekosystémovou službu opylování lze tedy nahlížet ze dvou stran mince. Tato dualita pozorování založená na dynamické interakci mezi rostlinou a opylovačem se odráží také v interakčních sítích mezi rostlinou a opylovačem. Vzhledem k těmto rozdílným preferencím jednotlivých populací a rostlin je zásadní navrhovat zelené plochy s různorodými opylovacími syndromy, aby byly zajištěny zdroje potravy pro různé skupiny opylovačů. (Daniels et al. 2020)

Různorodé využití půdy v evropských městech může být velmi bohaté na původní druhy kvetoucích rostlin a roste také zájem o potenciál (venkovního) městského zemědělství při zajišťování potravinové bezpečnosti. (Theodorou et al. 2020) Hmyzí opylovači, především včely, motýli, můry, mouchy a brouci, slouží jako nezbytný přenašeč pylu mezi kvetoucími

rostlinami, včetně okrasných zahrad a ovocných stromů. Opylování rostlin podporuje zachování populací rostlin a živočichů i výnosů plodin. (Daniels et al., 2020)

Opylování je nezbytné pro rozmnožování mnoha druhů rostlin a je celosvětově uznáváno. Byl však zaznamenán úbytek u všech klíčových skupin hmyzích opylovačů, včetně včely medonosné, čmeláků, samotářských včel a vznášivek. Úbytek a fragmentace stanovišť (včetně urbanizace), pesticidy, patogeny a jejich vzájemné působení jsou navrhovanými příčinami úbytku opylovačů. (Baldock et al., 2015)

Theodorou et al. (2020) uvádí, že bylo prokázáno, propojení změny ve složení společenstva s urbanizací, včetně poklesu druhového bohatství a početnosti hmyzích opylovačů. Jiné studie naopak prokázaly, že městské oblasti mají neutrální nebo dokonce pozitivní vliv na biologickou rozmanitost, včetně některých skupin hmyzích opylovačů, zejména druhů divokých včel. Botanické zahrady, pozemky a obytné zahrady a městské volné plochy mohou být obzvláště bohaté na volně žijící druhy včel.

Městská stanoviště dle Baldock et al. (2015) mohou obsahovat obdivuhodně vysoké druhové bohatství opylovačů. Například 35 % druhů britských kříšů bylo zaznamenáno v jedné zahradě, polovina německé včelí fauny byla zaznamenána v Berlíně a některé studie ukazují pozitivní vliv urbanizace na některé taxony včel, včetně čmeláků a včel hnízdících v dutinách. Urbanizace může také změnit složení společenstev prostřednictvím nových kombinací dostupných druhů a společenstva se mohou posunout od specializovanějších druhů k druhům generalistickým.

Dle Daniels et al. (2020) studie ukázaly, že urbanizace může vyvolat pozitivní účinky a příležitosti pro společenstva opylovačů tím, že podporuje a poskytuje zdroje pro potravu, hnízda a hibernaci. Kromě toho města obecně počítají s větší rozmanitostí a hustotou kvetoucích druhů v městské zeleni než ve venkovských oblastech, což v sobě skrývá nové možnosti pro život a zdroje potravy. Složení kvetoucích rostlin jako zdrojů potravy ovlivňuje bohatost a rozmanitost opylovačů. Zejména pestrost záhonů a dlouhé vegetační období květu přitahují velké množství opylovačů.

Aktivita členovců v městských oblastech závisí především na vegetaci a jejích attributech sloužících jako životní prostředí a potravní zdroje. Tyto atributy (např. rozmanitost rostlin, hrubé dřevní zbytky, hloubka podestýlky atd.) nabízejí potravní zdroje, slouží jako úkryt, zimoviště a potravní stanoviště pro členovce a také jako útočiště před predátory v městských ekosystémech. Vzhledem k synergickému vztahu mezi členovci a jejich prostředím jsou hojně využíváni jako bioindikátory při vyhodnocení změn v ekosystému vyvolanou změnou využití půdy, případně jiného zemního pokryvu. Brouci a pavouci se například používají jako bioindikátory díky své krátké generační době, která jim umožňuje rychle reagovat na změny v městském prostředí. Kromě toho jsou hojní, obsazují širokou škálu ník a vyskytují se na mnoha trofických úrovních. Pavouci navíc odrážejí změny trofické struktury v člověkem pozměněném ekosystému, zatímco brouci reflektují ekologickou udržitelnost a zdraví ekosystému a odrážejí změny přírodních podmínek. Kromě toho jsou tyto skupiny také citlivé na člověkem ovlivněné stanoviště. (Dampney et al. 2022)

MacIvor et Lundholm (2011) ve své studii uvádí, že na zelených střeších byla nasbírána široká škála hmyzu, včetně mnoha neobvyklých druhů, což podporuje myšlenku, že tato stanoviště mohou přispět k udržení biologické rozmanitosti ve městech. V této studii byla porovnávána bohatost, početnost a diverzita hmyzu mezi pěti dvojicemi intenzivních zelených

střech a přilehlých přízemních stanovišť v centru Halifaxu v Novém Skotsku. Množství a rozmanitost nik, které hmyz obsazuje, svědčí o jeho zásadní roli v mnoha ekologických procesech, kromě opylování i například k hubení škůdců a rozkladu. Fragmentace biotopů může ohrozit ochranu biodiverzity hmyzu v městských oblastech a předpokládá se, že zelené střechy by mohly sloužit k propojení fragmentovaných zelených ploch ve městech a usnadnit tak šíření druhů v městské krajině.

Užitečnost městských zelených ploch je spatřována v tom, jakým způsobem zvyšují kvalitu života v městském prostředí, zajišťují biologickou rozmanitost a nabízejí biotopové koridory nebo útočiště pro řadu druhů. Tyto přínosy jsou ohroženy v důsledku růstu populace spolu s dalšími městskými činnostmi, jako je zemědělství a výstavba. Což zhoršuje životní prostředí některých jedinečných endemických druhů a zároveň vytváří alternativní životní prostředí pro některé jedinečné druhy, které takové městské podmínky snášejí. Přestože zásadní studie potvrdily, že rostoucí změny ve využívání půdy silně korelují s poklesem biodiverzity, existují také důkazy o tom, že některé skupiny, zejména některé druhy hmyzu nebo funkční skupiny členovců, dosahují v městských oblastech nejvyššího počtu. (Dampney et al. 2022)

4 Metodika

Součástí práce bude vyhodnocení experimentu tří stanovišť okrasných zahrad na Praze 6. Vybrány budou stanoviště s rozdílnou úrovní péče (intenzivně udržovaná zahrada na rozdíl od méně udržované až po tu neudržovanou) a stylu úpravy zahrady (využití materiálů jako kamínky a použité druhy rostlin). Na každém stanovišti budou ke zpracování využity žluté Mörickeho misky. Celkem budou provedeny nejméně 3 odběry s 30 ks misek na jeden odběr, a v rámci celého období budou následně smíšeny, kdy vzniknou 3 vzorky za každé stanoviště. Vzorky budou zpracovány kvantitativní metodou. Terénní pokus bude probíhat v období od května do září.

Hypotéza práce je následující: Styl a úprava zahrady ovlivňuje druhovou rozmanitost živočichů a slouží jako centra biodiverzity v městských oblastech.

4.1 Charakteristika studované lokality

Tři sledované lokality se nacházejí na území hlavního města Prahy, konkrétně na Praze 6 v Dejvicích a Vokovicích. Všechna tři stanoviště se nacházejí ve vzdálenosti do 3 km od sebe. Celkově je Praha 6 bohatá na městskou zeleň, ať už se jedná o veřejné parky, soukromé zahrady rodinných domů, zahrádkářské kolonie nebo městskou zeleň v podobě travnatých a osázených ploch okolo veřejných komunikací (například Vítězné náměstí a tramvajový pás na Evropské). Na Praze 6 se nachází zahradnické centrum Chládek s mnohaletou zahradnickou tradicí, založeno bylo v roce 1992, a v dnešní době se podílí na údržbě zeleně na Praze 6.

Nejbližším a rozlehlým parkem v okolí studovaných lokalit je Přírodní park Šárka-Lysolaje o rozloze 1005 ha. Tento přírodní park je pravděpodobně nejzachovalejší přírodní oblastí v pražském regionu. Rozkládá se zde několik maloplošných chráněných území jako Jenerálka, Zlatnice nebo Nad mlýnem.

4.1.1 Geografie

Praha leží ve středozápadní části České republiky ve výšce 250 metrů nad mořem. Rozkládá se ve střední části České vysočiny a na severovýchodě je součástí České tabule. Současný reliéf města ovlivnila především eroze a akumulace Vltavy. Nejvyšší bod se nachází jihozápadně od Zličína (Teleček, 399 m n. m.). Naopak nejnižší bod je u Vltavy na severním okraji města v Suchdole (177 m n. m.) na samé hranici území Prahy.

Praha 6 se nachází na severozápadě města, je největší městskou částí v Praze, rozkládá se na ploše 41,54 km². Zahrnuje katastrálních území Ruzyně, Liboce, Veleslavína, Vokovic, Dejvic, Střešovic a části katastrálních území Břevnova, Sedlce, Bubenče a Hradčan.

4.1.2 Klima

Praha se nachází v mírném podnebném pásu. V roce 2021, kdy probíhal experiment, byla průměrná roční teplota 8,7 °C. Praha má mírně vlhké klima, které kombinuje určité charakteristiky mírného kontinentálního klimatu s mírným oceánským vlivem, s průměrnou relativní vlhkostí v roce 2021 76,93 %. Počet deštivých dnů byl v tomto roce 180 s ročním

úhrnem srážek 567,9 mm. Počet slunečních hodin je průměrně 5 h denně v přepočtu na celý rok, v letních měsících je to ale až 13 h denně, kdy je zároveň počet slunečných dní nejvíce.

4.2 Vybrané lokality

Experiment byl zaměřen na porovnání vlivu úpravy zeleně na biodiverzitu městských zelených ploch. První vybranou lokalitou byl okrasně navržený veřejný prostor zeleně s intenzivní úpravou. Druhou lokalitou je soukromá zahrada s běžnou intenzitou péče a poslední, třetí, stanoviště charakterizuje přírodě blízký typ úpravy veřejné zeleně.

4.2.1 Stanoviště 1 – Vokovice

Stanoviště Vokovice se nachází v blízkosti zastávky metra Nádraží Veleslavín před administrativní budovou AFI Vokovice. Jedná se o komplex kancelářských budov na hranici Vokovic a Veleslavína, přesná adresa je Evropská 859/115 A, Praha 6 – Vokovice a zeměpisné souřadnice jsou 50.0957039N, 14.3491806E. V blízkosti, asi 500 m, se nachází sad na Červeném vrchu. Od chráněného území Jenerálka je stanoviště vzdáleno přibližně 1,2 km.

Sledovaný zelený prostor je okrasným záhonem, kde hlavním a převažujícím prvkem jsou okrasné druhy trav jako *Miscanthus sinensis*, *Deschampsia caespitosa*, *Pennisetum alopecuroides*. Doplněné jsou kvetoucími druhy, které se v prostoru pravidelně opakují, jako například *Anemone silvestris*, *Allium giganteum*, *Aster alpinus*, *Kniphofia uvaria*, *Salvia nemorosa*, *Hylotelephium telephium*, *Gaura lindheimeri*, *Rudbeckia fulgida*, *Echinacea purpurea*, *Linaria vulgaris*, *Stachys recta* a *Euphorbia epithymoides*. Druhy jsou navrženy s postupným kvetením v průběhu roku. Dřeviny jsou na místě zastoupeny druhy z rodu *Betula*, *Amelanchier* nebo *Tilia*, nevyskytuje se jich v prostoru mnoho a jedná se většinou o zakrslejší druhy. Okolí záhonu je převážně vydlážděno, místy je pravidelně udržovaný tzv. anglický trávník. Samotný záhon je vysypán šterkem a rozdělen na menší prvky malými dlážděnými cestičkami. Před zimou je celý prostor vyčištěn a okrasné trávy jsou zastřiženy. Fotografie stanoviště jsou součástí Přílohy č. 1.1.

4.2.2 Stanoviště 2 – Pernikářka

Druhé stanoviště je zahrada rodinného domu na Hanspaulce na adrese Na Pernikářce 1407/14, 160 00 Praha 6 – Dejvice. Zeměpisné souřadnice místa jsou 50.1014444N, 14.3690989E. Nejbližší je chráněné území Zlatnice vzdálené přibližně 800 m.

Jedná se jak o okrasnou, tak užitkovou zahradu. Trávník je sečen přibližně jednou za 14 dní, bez ponechání biomasy na ploše. Trávník je tvořen travní směsí *Srha laločnatá*, *Lolium perenne*, *Lolium m. italicum* a *Festuca rubra rubra*. Trávník je užitkový a vyskytují se v něm druhy *Plantago lanceolata*, *Taraxacum ruderalia*, *Bellis perennis* a *Trifolium repens*. Mezi okrasnými druhy je možné na zahradě najít druhy *Heuchera sanguinea*, *Astilbe × arendsii*, *Cerastium tomentosum*, *Hylotelephium telephium*, *Rudbeckia fulgida* a *Gypsophila paniculata*. Pěstovány jsou zde například *Cucurbita pepo*, *Fragaria × ananassa*, *Solanum lycopersicum*, *Cucumis sativus*, *Rubus idaeus* a *Vitis vinifera*. Dále jsou v zahradě zastoupeny například rody *Hydrangea*, *Rosa*, *Malus* a *Prunus*, *Buxus* a *Thuja*. Fotografie stanoviště jsou součástí Přílohy č. 1.2.

4.2.3 Stanoviště 3 – Hanspaulka

Lokalita se nachází v blízkosti Zámečku Hanspaulka s přilehlým parkem, který je na adrese Šárecká 15/29, 160 00 Praha 6 – Dejvice. Přesné místo je v horní části Hanspaulské rokle se zeměpisnými souřadnicemi 50.1056217N, 14.3805978E. Součástí Zámečku Hanspaulka je zahrada a veřejně přístupný park s užitkovým trávníkem. Hanspaulská rokle je místy záměrně zarostlý park, trávník je zde lučního charakteru.

Typem úpravy je stanoviště Hanspaulka nejbližší přirozenému prostředí. Jedná se o tzv. divokou zahradu s volně rostoucími druhy, kdy jsou úpravy, jako seč a prořez, prováděny pouze jednou za rok. Na stanovišti je možné najít druhy jako například *Hypericum perforatum*, *Medicago sativa*, *Geranium rotundifolium*, *Clinopodium vulgare*, *Lotus corniculatus*, *Trifolium medium*, *Veronica chamaedrys*, *Galium aparine* a *Taraxacum ruderalia*. Z traviny se zde vyskytují druhy *Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata*, *Poa pratensis*, *Lolium perenne* a *Phleum pratense*. Z dřevin jsou na stanovišti například *Rosa canina*, *Rubus caesius*, *Cornus mas*, *Crataegus laevigata*, *Prunus domestica subsp. Syriaca*, *Prunus cerasifera*, *Laburnum anagyroides* nebo *Acer platanoides*. Fotografie stanoviště jsou součástí Přílohy č. 1.3.

4.3 Sběr dat

Vlastní experiment proběhl v období od května do srpna roku 2021, kdy na každém stanovišti byly provedeny tři odběry s odstupem jednoho měsíce.

4.3.1 Odběrová metoda

Zvolená odběrová metoda pro odchyt hmyzu byla metoda Mörickeho žlutých misek. V rámci metody je využíváno žlutých nebo bílých misek, které lákají hmyz podobně jako květy rostlin. Vybrána byla z důvodu vhodnosti pro všechny tři sledované lokality současně. Pro stanoviště Vokovice z důvodu podsypání záhonů šterkem a malého manipulačního prostoru byla stanovená metoda smykání a zemních pastí jako nevodná.

Odchyt byl prováděn pomocí žlutých plastových misek, ve kterých bylo nalito smáčedlo, čistá voda s jarem. Takto připravené misky nalákají a odchytí okolní hmyz. Přítomnost smáčedla znemožňuje hmyzu dostat se ven, z důvodu narušení povrchového napětí na hladině vody.

4.3.2 Vlastní sběr dat

Na jeden odběr bylo rozložených misek na stanovišti celkem 40 ks, 30 sledovaných a 10 rezervních, ve vzdálenosti 1 metr od sebe z důvodu velikosti stanovišť. Na každém stanovišti byly odběrné misky ponechány 24 hodin, kdy položeny byly v pozdních odpoledních hodinách a sběr proběhl následující den.

Na jednotlivých stanovištích byl každý odběr následně rozdělen do 3 sběrných nádob. Odchycený hmyz byl slit střídavě vždy po třech žlutých miskách do jedné odběrné nádoby, první sběrnou nádobu obsahovali žluté misky 1, 4, 7, 10 atd., druhou sběrnou nádobu pak 2, 5, 8, 11 atd. a třetí sběrnou nádobu 3, 6, 9, 12 atd., celkem ze všech stanovišť na konci experimentu bylo 9 odebraných vzorků. Každý vzorek tvořil 1/3 zkoumaného odchyceného hmyzu.

Před uložením do konzervačního roztoku byl vzorek přes síto očištěn čistou vodou a byly z něho odebrány nečistoty, jako například zbytky rostlin. Jako konzervační prostředek byl zvolen 70% roztok technického lihu a po dobu experimentu byly vzorky uchovány na temném místě o teplotě okolo 21 °C.

Nejprve byly misky položeny na stanovišti Vokovice, kde byly umístěny na šterkový podklad přímo do záhonu. Následně v zahradě na stanovišti Pernikářka. Na tomto stanovišti byly misky umístěny uprostřed trávníku podél záhonů. Jako poslední byl odběr proveden na stanovišti Hanspaulka, kdy byly misky umístěny do volného travnatého prostoru.

Odběr 1

Proběhl ve dnech 30.5 až 1.6 2021. Průměrná denní teplota byla v těchto dnech mezi 9 °C až 14 °C. Nejvyšší maximální teplota byla naměřena poslední den až 20,5 °C. Průměrná denní vlhkost vzduchu se pohybovala od 70 % přes 60 % až poslední den 55 %. Denní úhrn slunečního svitu byl první den odběru přibližně 7 h, druhý den 12 h a poslední den 14 h.

Odběr 2

Proběhl ve dnech 27.6 až 29.6 2021. Průměrná denní teplota se pohybovala okolo 20 °C, maximální pak k 27 °C. Průměrně byla denní vlhkost vzduchu 70 % a denní úhrn slunečního svitu od téměř 14 h první den, 9 h den druhý až po 7 h den poslední.

Odběr 3

Proběhl ve dnech 30.7 až 2.8 2021. Termín byl z důvodu deště upraven, poslední den odběru byla posunut o jeden den na 2. 8 2021. První den a druhý den odběru byla průměrná teplota okolo 20 °C, poslední den pak okolo 14 °C. Maximální teplota byla první den až 28 °C, poslední den pak klesla na 20 °C. Průměrně byla denní vlhkost vzduchu první dva dny 55 %, po dešti pak byla průměrná denní vlhkost 84 %. Oproti tomu délka slunečního svitu klesla z 13 h první den na 5 h poslední den odběru.

4.4 Analýza dat

K analýze dat byla využita kvantitativní synekologická analýza, kdy byl hmyz roztříděn podle barvy, podobných znaků a velikosti do morfodruhu. V rámci metody je pracováno s chybou při určení tak, že ji zhodnotitel udělá případně vždy. Nejedná se tedy o konkrétní, kvalitativní, určení ale vyhodnocení vzorků na základě podobnosti. Získaná data byla zaznamenána a vyhodnocena v MS Excel.

K vyhodnocení získaných dat byly použity prosté součty, relativní početnost jedinců v rámci morfodruhu a indexy biodiverzity, jejichž prostřednictvím je biodiverzita znázorněna jedním číslem. Použity byly indexy založené na početnosti druhu, poměru početnosti druhu a indexy od nich odvozené.

Statistické hodnocení bylo provedeno v MS Excel vytvořením krabicových grafů (vzhledem k lichému počtu hodnot byl do výpočtu grafu zahrnut medián).

4.4.1 Indexy založené na početnosti druhu

Počet druhů (S)

V tomto případě počet morfodruhů je nejjednodušším indexem, který je možné použít, jedná se o celkový počet nalezených druhů ve společenstvu.

Margalefův index (R)

Je považován za jednu z nejjednodušších měr diverzity, kdy součástí výpočtu je důležitá informace o celkovém počtu nalezených druhů (S). Jelikož ale nezahrnuje relativní početnost, označuje spíše vzorkování společenstva než jeho biodiverzitu. Margalefův index (R) měří druhovou rozmanitost ve vzorku. Vzorec pro jeho výpočet je následující:

$$R = \frac{(S - 1)}{\ln(N)}$$

R – Margalefův index;

S – počet morfodruhů;

N – celkový počet jedinců.

Relativní početnost (p_i)

Vyjadřuje podíl jedinců každého morfodruhu (n) a celkového počtu jedinců ve sledovaném prostředí (N). Vzorcem je vyjádřena následovně:

$$p_i = \frac{n}{N}$$

p_i – relativní početnost;

n – počet jedinců každého druhu;

N – počet jedinců ve společenstvu.

4.4.2 Indexy založené na poměru početnosti druhu

Shannonův index (H)

Nebo také Shannonův – Weaverův index, vychází z informační teorie a z pravidla nabývá hodnot od 1,5 po 4,5. Kombinuje druhové bohatství (počet různých druhů) a vyrovnanost (rozložení početnosti mezi druhy) do jedné hodnoty. Vypočítá se jako součet záporného součinu podílu jednotlivých druhů (p_i) a přirozeného logaritmu podílu jednotlivých druhů. Jeho vyšší hodnoty naznačují větší diverzitu v rámci společenstva, vzorec pro jeho výpočet:

$$H = - \sum [(p_i) \times \ln(p_i)]$$

H – Shannonův index;

p_i – relativní početnost.

Simpsonův index (D)

Z indexů založených na dominanci se jedná o nejznámější index. Zohledňuje jak druhovou bohatost, tak i vyrovnanost početnosti druhů přítomných ve společenstvu. Vypočítá se součtem kvadrátů poměrné početnosti jednotlivých druhů ve společenstvu a z pravidla

nabývá hodnot od 0 do 1. K výpočtu byla využita převrácená hodnota indexu, se zvyšující se hodnotou tedy stoupá vyrovnanost, a naopak klesá dominance. Je výrazně závislý na nejpočetnějším druhu, kvantifikuje dominanci nebo relativní koncentraci hodnot významnosti do prvních nebo několika prvních druhů, což kontrastuje se Shannonovým indexem, který vyjadřuje relativní vyrovnanost společenstva. Použitý matematický vzorec:

$$D = \frac{1}{\sum(p_i)^2}$$

D – Simpsonův index;
 p_i – relativní početnost.

Shannonův a Simpsonův index je možné vyjádřit také jako ekvatibilitu neboli vyrovnanost společenstva. Odvozené vzorce pro výpočty jsou následující:

$$E_H = \frac{H}{\ln S}$$

E_H – Index vyrovnanosti dle Shannonova vzorce;
H – Shannonův index;
S – počet morfodruhů.

$$E_D = \frac{D}{S}$$

E_D – Index vyrovnanosti dle Simpsonova vzorce
D – Simpsonův index
S – počet morfodruhů.

5 Výsledky

Výsledkem této práce je porovnání biodiverzity tří odlišných stanovišť, fotodokumentace je součástí Přílohy č. 1. Celkem bylo na všech sledovaných stanovištích odchyceno 6 674 jedinců z 10 řádů. Na první pohled jsou výrazné rozdíly, jak počtem jedinců, tak počtem morfordruhů, mezi stanovišti Vokovice oproti stanovištím Pernikářka a Hanspaulka. Výsledky odběrů mezi stanovišti Pernikářka a Hanspaulka jsou více vyrovnané (Tabulka 1). Celkovým počtem jedinců bylo nejbohatším stanoviště zahrada RD Pernikářka ale celkovým počtem morfordruhů bylo nejpočetnější stanoviště Hanspaulka, tedy přírodě blízké stanoviště. Na stanovišti okrasný záhon Vokovice bylo odchyceno nejméně jedinců z nejméně morfordruhů.

Tabulka 1 – Celkový počet jedinců a morfordruhů pro všechna stanoviště

	Počet jedinců (n)	Počet morfordruhů (S)
Stanoviště Vokovice	805	44
Stanoviště Pernikářka	3 325	63
Stanoviště Hanspaulka	2 544	68

Celkově nejpočetnějším řádem byl řád Diptera, který zahrnoval 3 748 jedinců z celkového počtu. Druhou nejpočetnější skupinou byl pak řád Hymenoptera s 1 795 nalezenými jedinci. Dále byly nalezené druhy z řádů Coleoptera, Dermaptera, Hemiptera, Mecoptera, Orthoptera, Araneae, Ixodida a Isopoda. Celkové zastoupení jednotlivých řádů v celkovém odchyceném vzorku ze všech stanovišť znázorňuje výsečový graf v Příloze č. 2.1.

5.1 Základní charakteristika

Na všech třech stanovištích byl nejvíce zastoupený, stejně jako v celkovém výsledku, řád Diptera a druhým nejzastoupenější byl také na všech stanovištích řád Hymenoptera. Rozdíl v zastoupení jednotlivých řádů byl pak u třetího místa, kdy na přírodním stanovišti Hanspaulka a zahradě RD Pernikářka byl na tomto místě řád Hemiptera a na okrasném záhonu Vokovice řád Coleoptera.

Porovnání zastoupení jednotlivých druhů v rámci stanovišť znázorňuje sloupcový graf Příloha č. 2.2. Celkové počty odchycených jedinců a morfordruhů jsou součástí Přílohy č. 3 a fotodokumentace vybraných odchycených jedinců je součástí Přílohy č. 4.

5.1.1 Stanoviště Vokovice

V rámci tří odběrů bylo na stanovišti Vokovice odchyceno celkem 805 jedinců z 44 morfordruhů z 6 řádů. První vzorek obsahoval 269 jedinců z 36 morfordruhů, druhý vzorek 252 jedinců z 34 morfordruhů a třetí obsahoval 284 z 29 morfordruhů.

5.1.2 Stanoviště Pernikářka

V rámci tří odběrů bylo na stanovišti Vokovice odchyceno celkem 3 325 jedinců z 63 morfodruhů z 8 řádů. První vzorek obsahoval 1 085 jedinců z 49 morfodruhů, druhý vzorek 1 081 jedinců z 42 morfodruhů a třetí obsahoval 1 159 z 45 morfodruhů.

5.1.3 Stanoviště Hanspaulka

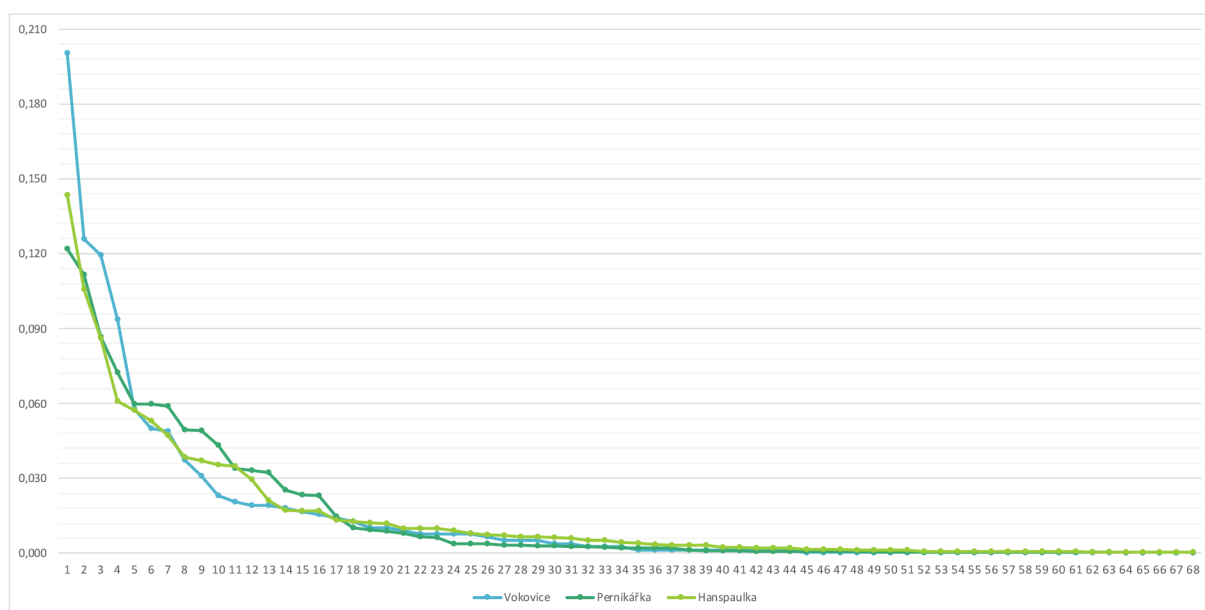
V rámci tří odběrů bylo na stanovišti Vokovice odchyceno celkem 2544 jedinců z 68 morfodruhů z 10 řádů. První vzorek obsahoval 848 jedinců z 52 morfodruhů, druhý vzorek 867 jedinců z 53 morfodruhů a třetí obsahoval 829 z 53 morfodruhů.

5.2 Indexy biodiverzity

5.2.1 Relativní početnost morfodruhů (p_i)

Porovnání relativní početnosti všech tří stanovišť je znázorněno následujícím spojnicovým grafem (Graf 1), kdy vypočtená data p_i byla seřazena sestupně. Vyšší relativní početnost má stanoviště Vokovice, dosahuje hodnoty 0,20 oproti tomu nejvyšší hodnota stanoviště Hanspaulka je 0,14 a stanoviště Pernikářka 0,12. Tedy nejvíce zastoupený druh na stanovišti Vokovice představuje 20 % z celkového odběru, následně další více zastoupené druhy se pohybují v hodnotách 13 %, 12 % a 9 %. Většina nalezených druhů se pohybuje v hodnotách 0 % až 2 %. Pro stanoviště Hanspaulka a Pernikářka představuje nejzastoupenější druh 14 % a 12 % z celého odběru, další druhy 11 %, 9 % a 6 % a většina nalezených druhů se i na těchto stanovištích pohybuje v hodnotách 0 % až 2 % z celku.

Na stanovišti Vokovice bylo nalezeno celkově méně morfodruhů, z grafu je tak možné vyčíst strmější pokles, a následně spojnice nabude nulových hodnot dříve, než u stanovišť Hanspaulka a Pernikářka, kde jsou hodnoty v celém rozsahu poměrně vyrovnané.



Graf 1 – Relativní početnost morfodruhů – porovnání stanovišť

Pro porovnání relativní početnosti mezi odběry stanoviště byly vytvořeny spojnicové grafy pro každé stanoviště zvlášť a jsou součástí Přílohy č. 5. Na všech třech stanovištích byly vypočtené hodnoty p_i pro jednotlivé vzorky vyrovnané.

5.2.2 Margalefův index (R)

Margalefův index byl vypočten pro každé stanoviště ze všech tří vzorků dohromady. K výpočtu byl použit celkový počet jedinců a celkový počet morfodruhů pro každé stanoviště. Druhová rozmanitost byla zjištěna nejvyšší 19,674 pro stanoviště Hanspaulka (Tabulka 2). Na stanovišti s nejintenzivnější úpravou je index nejnižší, na zahradě RD nabývá středních hodnot a na stanovišti s minimální údržbou je index nejvyšší. Pro grafické a statistické zpracování výsledků byl použit krabicový graf (Příloha 6.1), který vychází z vypočtených hodnot pro jednotlivé vzorky. Nejmenší rozpětí mezi hodnotami vzorků je na stanovišti Hanspaulka, rozdíl krajních hodnot je pouze 0,3. Největší rozpětí hodnot je pak na stanovišti Vokovice, kde je vyšší i rozdíl mezi minimální a maximální hodnotou (2,4). Vypočtené hodnoty R pro vzorky na stanovišti Pernikářka nabývají hodnot kolem celkového průměru a celkově jsou hodnoty rovnoměrně rozložené.

Tabulka 2 – Margalefův index druhové rozmanitosti

	Vokovice	Pernikářka	Hanspaulka
Margalefův index (R)	14,798	17,605	19,674

5.2.3 Shannonův index (H)

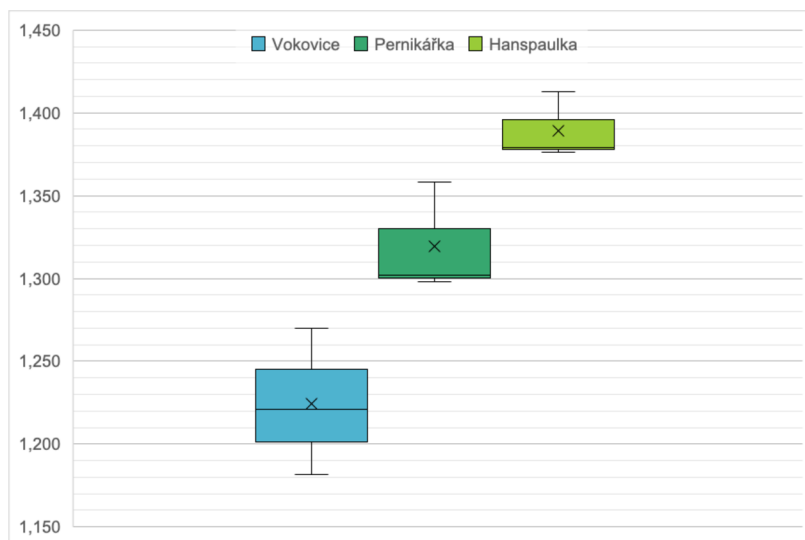
Pro detailnější pohled na diverzitu stanovišť byl vypočítán Shannonův index pro jednotlivé vzorky na všech stanovištích a celkově pro každé stanoviště. Podle Shannonova indexu má nejvyšší hodnoty, a tedy nejvyšší biodiverzitu, stanoviště Hanspaulka, index je zde 1,413. Pro toto stanoviště mají vyšší hodnoty indexu i jednotlivé odebrané vzorky. Nejnižší hodnoty indexu jsou na stanovišti Vokovice. Celkové výsledné hodnoty H pro vzorky i pro stanoviště znázorňuje následující tabulka (Tabulka 3).

Tabulka 3 – Shannonův index diverzity

Shannonův index (H)	Vokovice	Pernikářka	Hanspaulka
vzorek 1	1,221	1,358	1,376
vzorek 2	1,270	1,302	1,413
vzorek 3	1,182	1,298	1,379
Stanoviště	1,287	1,333	1,413

Pro porovnání výsledků a statistické vyhodnocení byl vytvořen krabicový graf v MS Excel (Graf 2), vzhledem k lichému počtu hodnot byl do výpočtu grafu zahrnut medián. U všech stanovišť má hodnota indexu H poměrně malý rozptyl, největší rozptyl můžeme pozorovat u prvního stanoviště Vokovice. Oproti tomu třetí stanoviště Hanspaulka je velmi kompaktní, i rozdíl mezi minimální a maximální hodnotou není velký (0,2). Výsledky na tomto

stanovišti dosahují hodnot pod průměrnou hodnotou stanoviště, blízko k minimální hodnotě, tedy 1,376 i tato hodnota indexu H je však vyšší než celkový index H pro stanoviště Pernikářka. I na stanovišti Pernikářka dosahují výpočty spíše k minimu a podprůměrných hodnot stanoviště. A i zde je minimální hodnota vyšší než maximum stanoviště Vokovice.



Graf 2 – Porovnání výsledných hodnot Shannonova indexu diverzity

Pro potvrzení či vyvrácení stanovené hypotézy byl vybrán Shannonův index, kdy z výsledků je možné hypotézu potvrdit tedy styl a úprava zahrady ovlivňuje druhovou rozmanitost živočichů a slouží jako centra biodiverzity v městských oblastech.

5.2.4 Simpsonův index (D)

Simpsonův index byl vypočítán pro jednotlivé vzorky z každého stanoviště. Nejvyšší hodnotu indexu má stanoviště Hanspaulka 16,614. Výsledná hodnota pro stanoviště Pernikářka není výrazně nižší 15,834. O obou vzorcích je dle výsledků možné říci, že jsou vyrovnanější a neobsahují výrazně dominantní druhy. Oproti tomu jsou na stanovišti Vokovice, některé druhy dominantnější, vzhledem k zjištěné nižší hodnotě indexu (Tabulka 4).

Pro grafické a statistické zpracování výsledků byl použit krabicový graf (Příloha 6.1). Celkově jsou výsledky stanoviště Hanspaulka a Pernikářka graficky podobné, rozložení i rozpětí min. a max. hodnot a výsledné hodnoty spíše pod průměrem celého stanoviště. Hodnoty D indexu stanoviště Vokovice větší rozpětí a nabývá hodnot spíše k minimu.

Tabulka 4 – Simpsonův index diverzity

Simpsonův index (D)	Vokovice	Pernikářka	Hanspaulka
vzorek 1	10,621	16,659	15,916
vzorek 2	13,258	15,168	17,203
vzorek 3	10,019	15,181	15,736
Stanoviště	10,737	15,834	16,614

5.2.5 Indexy vyrovnanosti

Vyrovnanost (ekvitabilita) na stanovišti byla porovnána prostřednictvím indexů E_H a E_D odvozených od indexu diverzity ze Shannonova vzorce (H) a ze Simpsonova vzorce (D). Vypočteny byly pro celkové hodnoty stanovišť (Tabulka 5) a graficky a statisticky byly výsledky zpracovány krabicovým grafem pro jednotlivé vzorky (Příloha 6.2). Nejvyšší hodnoty indexu E_H , a tedy vyrovnanost dle Shannona má stanoviště Vokovice, nejnižší pak stanoviště Pernikářka. Oproti tomu dle Simpsona je právě na stanovišti Pernikářka index vyrovnanosti E_D nejvyšší. Zbývající dvě stanoviště mají výslednou hodnotu E_D shodnou.

Pro stanoviště Vokovice jsou výsledky obou indexů vyrovnanosti vzorků graficky podobné. Výsledné hodnoty mají mezi vzorky široké rozpětí a to včetně min. a max. hodnot. Pro jednotlivé vzorky na stanovišti Pernikářka nabývá index E_H hodnoty blíže k maximu 0,348 a naopak index E_D nabývá hodnot více k minimální hodnotě stanoviště 0,337. Výpočty vyrovnanosti vzorků stanoviště Hanspaulka dosahují hodnot E_H pod průměrem celku a k minimální hodnotě. Hodnoty E_D jsou rovnoměrně rozložené s menším rozsahem.

Vyrovnanost pro stanoviště Hanspaulka a Pernikářka vychází dle indexů vyrovnanosti přesně opačně. Pro E dle Shannonova indexu jsou výsledky celkově i jednotlivých vzorků vyšších hodnot na přírodě blízkém stanovišti Hanspaulka a E dle Simpsonova indexu je pak vyšších hodnot celku i jednotlivých vzorků na zahradě RD Pernikářka.

Tabulka 5 – Indexy vyrovnanosti pro jednotlivá stanoviště

	E_H	E_D
Vokovice	0,783	0,244
Pernikářka	0,741	0,251
Hanspaulka	0,771	0,244

6 Diskuze

Biodiverzita, která se projevuje jako fungování ekosystémů, poskytuje společnosti řadu ekologických služeb, což podtrhuje potřebu porozumět biologické rozmanitosti, chránit ji a rozumně s ní nakládat. (Dirzo et Mendoza 2008)

Studovaná lokalita Praha 6 je všeobecně „zelenější“ oblastí Prahy. Zeleň v této lokalitě se skládá převážně z mnoha malých soukromých zahrad, vyskytujících se téměř u každého rodinného domu, malých veřejných parků a okrasných veřejných záhonů a ploch, a dotvořena je několika velkoplošnými parky. Což potvrzuje tvrzení Picard et Tran (2021) dle kterých jsou v evropských městech plochy městské zeleně obvykle malé, rozptýlené a blízko sebe.

Zvyšování biologické rozmanitosti ve městech je dnes široce uznáváno jako koncept zlepšování udržitelnosti fungování měst. Ve městech jsou jak intenzivně udržované, tak přeměněné plochy, které obsahují řízenou i neřízenou vegetaci, spolu s neřízenými nebo polo přírodními plochami, stanovištěm pro rozmanitost původních i nepůvodních druhů. Mnohá z těchto stanovišť zahrnují vzácné druhy a druhy, které jsou z hlediska ochrany přírody předmětem zájmu. (Mayrand et Clergeau 2018) Výběr jednotlivých stanovišť potvrzuje různorodost zelených ploch měst. Na stanovišti Hanspaulka je podporován původním přírodní ráz krajiny. Jsou zde k nalezení běžně rostoucí druhy rostlin v České republice (*Medicago sativa*, *Veronica chamaedrys*, *Clinopodium vulgare*). V porovnání s tím je na okrasném záhonu Vokovice možné dohledat exotičtější druhy jako například *Kniphofia uvaria*. Zahrada RD je v podstatě kombinací obou předchozích stanovišť jsou zde zastoupeny jak původní druhy *Bellis perennis* a *Gypsophila paniculata*, tak nepůvodní, okrasné, jako například *Heuchera sanguinea*, *Hydrangea* nebo *Rudbeckia fulgida*.

Dle Lepczyk et al. 2017 mohou být městské oblasti vnímány jako betonová džungle s ochuzenou faunou a flórou, ve skutečnosti se v městských oblastech vyskytuje velké množství původních i nepůvodních druhů. Tyto druhy a celková diverzita ve městě závisí na velikosti, množství a kvalitě městské zeleně.

Domácí zahrady představují nejen pravděpodobně nejstarší formu zemědělství, ale také největší jednotlivý typ využití městské půdy a podstatnou část lidských sídel, jakož i nejvyužívanější typ venkovního prostoru. Poskytují řadu ekonomických, sociálních a zdravotních výhod, jsou nepostradatelné pro interakci s přírodou a představují velký a nedoceněný zdroj volně žijících živočichů. Celkově mají městské domácí zahrady v mozaice městské zeleně důležitou roli při zmírňování škodlivých dopadů urbanizačních procesů. (Šiftová 2021) Význam soukromé zahrady jako centrum biodiverzity bylo potvrzeno výsledky experimentu. Na stanovišti Pernikářka bylo odchyceno 3 325 jedinců z celkového počtu 6 674, což je nejvíce ze tří zkoumaných lokalit. Vypočítané indexy diverzity dosahují středních hodnot v porovnání s ostatními stanovišti. Morfodruhů bylo na stanovišti nalezeno 63, kdy dominoval řád Diptera.

V městských oblastech jsou travní porosty často poměrně intenzivně obhospodařovány, především sečením, které se může opakovat v pravidelných intervalech během celé vegetační

sezóny. (Helden et Leather 2004) Vzhledem vysokému počtu odchycených jedinců ale z méně morfordruhů, než na stanovišti Hanspaulka se dá předpokládat, že pravidelná seč (na stanovišti Pernikářka) vede ke snížení vyskytujících se druhů. Avšak počty již usídlených druhů, co do počtu jedinců, nemusí být disturbancí stanoviště tolik ovlivněny.

Vybranou lokalitu Hanspaulka je možné charakterizovat následujícím tvrzením dle Bretzel et al. (2016), kdy uvádějí jako příklad vytvoření luční vegetace v městských oblastech, které přispívá ke zvyšování rozmanitosti rostlin a živočichů díky přilákání ptáků, hmyzu a drobných obratlovců. Smyslem je obnovit městskou degradovanou půdu estetickými loukami s divokými květinami a zároveň zvýšit biologickou rozmanitost, vytvořit biotop a zachovat místní flóru, a to s nízkými náklady na správu. Využívání divokých luk je oboustranně výhodnou strategií, pokud jde o zlepšení životního prostředí a obnovu znehodnocených oblastí. Spojuje ochranu přírody se socioekonomickými aspekty a krajinným plánováním.

Okolí Hanspaulské rokle bylo vytvořeno jako tzv. divočina, o tomto konceptu uvádí Kowarik (2018) následující: Městská divoká příroda působí jako paradox, protože přírodní a městské prostředí byly dlouho považovány za protikladné. Dnes je však přirozená „divoká“ zeleň na předních místech městské agendy jako reakce na různé výzvy. Ve stále hustěji obydlených městech se ztrácí biodiverzita a lidská zkušenost s přírodou a zároveň ve městech, která procházejí postindustriální transformací, vzniká množství tzv. divokých oblastí.

Na stanovišti Hanspaulka bylo odchyceno celkem 2 2544 jedinců z 68 morfordruhů, což je nejvíce z vybraných stanovišť. Nejvíce zastoupeným byl řád Diptera. Dle Shannonova indexu bylo zjištěno, vzhledem ke komplexnosti indexu, zohledňuje jak počet různých druhů, tak rozložení mezi druhy, že je na stanovišti nejvyšší diverzita ze všech tří stanovišť.

Což potvrzuje předpoklad zvyšující se diverzity se snižujícím se zásahem člověka do prostředí, jak uvádí ve své studii Cameron (2023): Městské zahrady, stejně jako jiné ekosystémy, závisí na stylu a způsobu obhospodařování. Mohou být jak relativně chudé na volně žijící živočichy, tak biologicky velmi bohaté. Styly zahrad, které napodobují přirozené typy vegetace a poskytují heterogenní prvky (např. rybníky a hromady klád), jsou pro volně žijící živočichy výhodnější než zahrady s jedinou typologií vegetace. Méně intenzivně obdělávané plochy, poskytují útočiště bezobratlým živočichům a drobným savcům.

V posledních několika letech bylo nashromážděno mnoho důkazů a existuje tak velké množství literatury, které podporují tvrzení, že pobyt v přírodním prostředí a s ním spojená volně žijící zvířata mají mnohostranný přínos pro fyzické a duševní zdraví člověka, stejně jako na jeho životní pohodu. (Hoyle et al. 2017, Wüstemann et al. 2017) Hoyle et al. (2017) dále uvádí, že pokud má být tato infrastruktura optimálně navržena a spravována vhodným způsobem jak pro přírodu, tak pro lidi, je nutné komplexně porozumět vztahům mezi estetickým prožitkem, pohodou a skutečnou nebo vnímanou biologickou rozmanitostí. (Hoyle et al. 2017)

Subjektivním pozorováním bylo přirozené stanoviště Hanspaulka hodnocené jako „živější“. Během odběru vzorku vyvolávalo dojem vyšší propojenosti s přírodou. Stanoviště

Vokovice, které je přímo v městské zástavě působilo klidným ale ne tak druhově bohatým dojmem, přestože na první pohled vypadá záhon pestrý a je zde poměrně velké zastoupení okrasných druhů rostlin. Což se přiklání k studii Carrus et al. (2015) ve které zkoumali, kdy biodiverzita zvyšuje psychologické výhody spojené s prožitkem "zeleně". Tento výsledek je ještě slučitelný s evoluční perspektivou, protože biodiverzita hraje zásadní roli v podpoře života a kontinuitě ekosystému. Pokud zvážíme důsledky hypotézy vrozené tendence lidí vyhledávat spojení s přírodou v kontextu situací každodenního života, mohli bychom očekávat systematickou preferenci přírodního prostředí ve srovnání s prostředím zastavěným.

Na stanovišti Vokovice, které reprezentovalo okrasný záhon bylo odchyceno nejméně jedinců a to 805, z celkem 44 morfordruhů. I zde byl nejvíce zastoupený řád Diptera. Z výsledků je patrné, že na stanovišti je nejnižší diverzita ze sledovaných lokalit.

Okrasný záhon je podsypán vrstvou šterku, z toho důvodu byl předpoklad, že bude dosahovat nižších hodnot. Překvapivé bylo, že rozdíly mezi stanovišti s travním porostem a okrasným záhonem Vokovice nejsou tak výrazné. Hodnoty dosahují sice nižších ale stále podobných hodnot jako dvě bohatší stanoviště. Je tedy možné potvrdit, že okrasné zahrady hrají důležitou roli při podpoře biologické rozmanitosti v městském prostředí. Studie zdůrazňují význam okrasných květin pro přilákání opylovačů, jako jsou včely a další hmyz, navštěvující květiny. Soukromé zahrady a okrasné veřejné záhony, často zdobené okrasnými rostlinami, jsou považovány za důležitý přínos pro městskou zeleň a mohou významně přispět k biodiverzitě. (Goddard et al. 2010)

V případě stanoviště Vokovice je možné tyto studie zjištěnými výsledky potvrdit, kdy množství okolních nezelených ploch (šterkový pokryv, dlážděné cestičky v záhonu, betonová plocha před budovou) bylo kompenzováno kvetoucími druhy, které přilákaly vyšší množství opylovačů. A výsledky indexů diverzity tak nedosahovali bezvýznamných hodnot. Z pohledu vyrovnanosti stanoviště bylo dle indexu vyrovnanosti E_H nejrovnoměrnější.

7 Závěr

- Cílem práce bylo na základě teoretického výzkumu a terénního experimentu porovnat vliv městské zeleně a její úpravy na biologickou rozmanitost hmyzu. Zkoumaná stanoviště byla okrasný záhon, zahrada RD a přírodní park v Praze.
- V teoretické části byla zpracována témata biodiverzity, typy a úprava zeleně v městských oblastech, urbanizace z pohledu biodiverzity, ochrana biodiverzity ve městech a biodiverzita hmyzu.
- V praktické části byl proveden sběr hmyzu na třech stanovištích v Praze do 3 km od sebe s odlišným charakterem a intenzitou úpravy. Experiment proběhl v období od května do srpna 2021 metodou Mörického žlutých misek, kdy na každé stanoviště bylo umístěno 30 odběrných misek a byly zde ponechány 24 h. Následně byly odběry z každého stanoviště rozděleny rovnoměrně do 3 vzorků.
- Celkem bylo na stanovištích odchyceno 6 674 jedinců z 10 řádů, na všech stanovištích byl dominantní řád Diptera (počet jedinců celkem 3 748) a druhý nejpočetnějším řád Hymenoptera (počet jedinců celkem 1 795). Na okrasném záhonu Vokovice bylo nasbíráno nejméně jedinců celkem 805 z 44 morfodruhů z 6 řádů. Na zahradě RD bylo nasbíráno nejvíce jedinců celkem 3 325 z 63 morfodruhů z 8 řádů. A v přírodě blízkém parku Hanspaulka bylo nesbíráno celkem 2 544 jedinců z 68 morfodruhů z 10 řádů. Nejvíce morfodruhů bylo odchyceno na stanovišti Hanspaulka.
- Relativní početnost byla porovnána spojnicovým grafem. Vyšší relativní početnost 0,20 byla zjištěna na stanovišti Vokovice, tedy nejvíce zastoupený druh na stanovišti Vokovice představuje 20 % z celkového odběru. Hodnota stanoviště Hanspaulka dosáhla 0,14 a stanoviště Pernikářka 0,12.
- Z následné analýzy výsledných hodnot indexů biodiverzity vyplývá, že vyšší biologická rozmanitost je na stanovišti Hanspaulka (přirozené s minimálním zásahem) a nižší rozmanitost pak na stanovišti Vokovice (záhon vysypaný kamínky, převažují nepůvodní druhy). Celkově menší rozdíly byly pozorovány mezi stanovišti Hanspaulka a Pernikářka. Vyrovnanost v rámci stanoviště pak byla zjištěna vyšší u stanoviště Pernikářka a Vokovice.
- Mezi stanovenými hodnotami indexů diverzity mezi jednotlivými stanovišti nebyly patrné výrazné rozdíly, kdy by některé ze stanovišť vykazovalo velmi nízké hodnoty indexů diverzity. Všechna stanoviště byla z pohledu biologické rozmanitosti významná.
- Na stanovišti záhonu Vokovice je možné předpokládat, že zastoupení okrasných kvetoucích druhů kompenzuje podloží z kamínků a intenzivní úpravu

stanoviště. Pro stanovení kompletních výsledků by bylo vhodné do experimentu zahrnout výrazně zastavěné městské prostředí s minimem zeleně.

- Cíle práce byly ověřeny, kdy bylo zjištěno, že kvetoucí okrasné druhy pozitivně ovlivňují biodiverzitu hmyzu ve zkoumaných lokalitách. Nejvíce druhů bylo odchyceno na přírodním stanovišti Hanspaulka a vyšly zde i nejvyšší hodnoty indexů diverzity. Společenstvo bylo vyrovnanější na stanovišti Vokovice (E_H) a Pernikářka (E_D). Výsledkem bylo potvrzení hypotézy: Styl a úprava zahrady ovlivňuje druhovou rozmanitost živočichů a slouží jako centra biodiverzity v městských oblastech.

8 Literatura

- Adams, L. W. 2005. Urban wildlife ecology and conservation: A brief history of the discipline. *Urban Ecosystems*. **8**:139-156.
- Aguilera, G., Ekroos, J., Persson, A. S., Pettersson, L. B., Öckinger, E. 2019. Intensive management reduces butterfly diversity over time in urban green spaces. *Urban Ecosystems*. **22**:335-344.
- Alexander, S. M., Andrachuk, M., Armitage, D. 2016. Navigating governance networks for community-based conservation. *Frontiers in Ecology and the Environment*. **14**:155-164.
- App, M., Strohbach, M. W., Schneider, A.-K., Schröder, B. 2022. Making the case for gardens: Estimating the contribution of urban gardens to habitat provision and connectivity based on hedgehogs (*Erinaceus europaeus*). *Landscape and Urban Planning*. **220**:104347.
- Baldock, K. C. R., Goddard, M. A., Hicks, D. M., Kunin, W. E., Mitschunas, N., Osgathorpe, L. M., Potts, S. G., Robertson, K. M., Scott, A. V., Stone, G. N., Vaughan, I. P., Memmott, J. 2015. Where is the UK's pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower-visiting insects. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. **282**:20142849.
- Barraclough, T. G., Barclay, M. V. L., Vogler, A. P. 1998. Species richness: Does flower power explain beetle-mania? *Current Biology*. **8**: R843-R845.
- Behm, J. E., Bélouard, N., Gleditsch, J. M., Phillips, P. M., Swartz, T. M. 2022. Trait-based approaches for understanding how biodiversity generates sustainable benefits in urban vegetated green infrastructure. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. **57**:101204.
- Beumer, C. 2018. Show me your garden and I will tell you how sustainable you are: Dutch citizens' perspectives on conserving biodiversity and promoting a sustainable urban living environment through domestic gardening. *Urban Forestry & Urban Greening*. **30**:260-279.
- Bretzel, F., Vannucchi, F., Romano, D., Malorgio, F., Benvenuti, S., Pezzarossa, B. 2016. Wildflowers: From conserving biodiversity to urban greening—A review. *Urban Forestry & Urban Greening*. **20**:428-436.
- Cameron, R. 2023. “Do we need to see gardens in a new light?” Recommendations for policy and practice to improve the ecosystem services derived from domestic gardens. *Urban Forestry & Urban Greening*. **80**:127820.
- Carrus, G., Scopelliti, M., Laforteza, R., Colangelo, G., Ferrini, F., Salbitano, F., Agrimi, M., Portoghesi, L., Semenzato, P., Sanesi, G. 2015. Go greener, feel better? The positive effects of biodiversity on the well-being of individuals visiting urban and peri-urban green areas. *Landscape and Urban Planning*. **134**:221-228.
- Dacks, A. M., Nighorn, A. J. 2011. The Organization of the Antennal Lobe Correlates Not Only with Phylogenetic Relationship, But Also Life History: A Basal Hymenopteran as Exemplar. *Chemical Senses*. **36**:209-220.
- Dampthey, F. G., Frimpong, B. F., Debrah, D. K., Agro, P. P., Wiafe, E. D. 2022. Vegetation attributes drive the taxonomic richness and functional composition of beetles and spiders in mountainous urban green spaces. *Energy, Ecology and Environment*. **7**:268-280.

- Daniels, B., Jedamski, J., Ottermanns, R., Ross-Nickoll, M. 2020. A “plan bee” for cities: Pollinator diversity and plant-pollinator interactions in urban green spaces. *Plos one*. **15**:e0235492.
- de Koning, S., Boezeman, D., Kaufmann, M., Visseren-Hamakers, I. J. 2023. Transformative change for biodiversity: A review on the contribution of landscape-oriented partnerships. *Biological Conservation*. **27**:109858.
- Derby Lewis, A., Bouman, M. J., Winter, A. M., Hasle, E. A., Stotz, D. F., Johnston, M. K., Klinger, K. R., Rosenthal, A., Czarnecki, C. A. 2019. Does Nature Need Cities? Pollinators Reveal a Role for Cities in Wildlife Conservation. *Frontiers in Ecology and Evolution*. **7**.
- Dirzo, R., Mendoza, E. 2008. Biodiversity. In: S. E. Jørgensen, B. D. Fath (Ed.). *Encyclopedia of Ecology*. 368-377. Oxford. Academic Press. ISBN: 978-0-08-045405-4.
- Eduardo, A. A. 2016. Multiple dimensions of biodiversity and ecosystem processes: Exploring the joint influence of intraspecific, specific and interspecific diversity. *Journal of Theoretical Biology*. **404**:215-221.
- Franklin, J., Regan, H. M., Hierl, L. A., Deutschman, D. H., Johnson, B. S., Winchell, C. S. 2011. Planning, implementing, and monitoring multiple-species habitat conservation plans. *American Journal of Botany*. **98**:559-571.
- Fuller, R. A., Gaston, K. J. 2009. The scaling of green space coverage in European cities. *Biology Letters*. **5**:352-355.
- Gamfeldt, L., Hillebrand, H., Jonsson, P. R. 2008. Multiple functions increase the importance of biodiversity for overall ecosystem functioning. *Ecology*. **89**:1223-1231.
- Garbuzov, M., Alton, K., Ratnieks, F. L. W. 2017. Most ornamental plants on sale in garden centres are unattractive to flower-visiting insects. *PeerJ*. **5**:e3066.
- Gavrilidis, A. A., Popa, A.-M., Onose, D. A., Gradinaru, S. R. 2022. Planning small for winning big: Small urban green space distribution patterns in an expanding city. *Urban Forestry & Urban Greening*. **78**:127787.
- Goddard, M. A., Dougill, A. J., Benton, T. G. 2010. Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. *Trends in Ecology & Evolution*. **25**:90-98.
- Grime J P 1973. Competitive Exclusion in Herbaceous Vegetation. *Nature*. **242**:344-347.
- Guerrero-Leiva, N., Cerda, C., Bidegain, I. 2021. Residential sidewalk gardens and biological conservation in the cities: Motivations and preferences that guide the floristic composition of a little-explored space. *Urban Forestry & Urban Greening*. **63**:127227.
- Han, Y., He, J., Liu, D., Zhao, H., Huang, J. 2023. Inequality in urban green provision: A comparative study of large cities throughout the world. *Sustainable Cities and Society*. **89**:104229.
- Helden, A. J., Leather, S. R. 2004. Biodiversity on Urban roundabouts–Hemiptera, management and the species–area relationship. *Basic and Applied Ecology*. **5**:367-377.
- Hoyle, H., Hitchmough, J., Jorgensen, A. 2017. All about the ‘wow factor’? The relationships between aesthetics, restorative effect and perceived biodiversity in designed urban planting. *Landscape and Urban Planning*. **164**:109-123.

- Huston, S. J., Krapp, H. G. 2009. Nonlinear Integration of Visual and Haltere Inputs in Fly Neck Motor Neurons. *The Journal of Neuroscience*. **29**:13097.
- Cheshmehzangi, A., Butters, C., Xie, L., Dawodu, A. 2021. Green infrastructures for urban sustainability: Issues, implications, and solutions for underdeveloped areas. *Urban Forestry & Urban Greening*. **59**:127028.
- Chong, K. Y., Teo, S., Kurukulasuriya, B., Chung, Y. F., Giam, X., Tan, H. T. W. 2019. The effects of landscape scale on greenery and traffic relationships with urban birds and butterflies. *Urban Ecosystems*. **22**:917-926.
- Jimenez, M. F., Pejchar, L., Reed, S. E., McHale, M. R. 2022. The efficacy of urban habitat enhancement programs for conserving native plants and human-sensitive animals. *Landscape and Urban Planning*. **220**:104356.
- Kawecki, T. J., Lenski, R. E., Ebert, D., Hollis, B., Olivieri, I., Whitlock, M. C. 2012. Experimental evolution. *Trends in Ecology & Evolution*. **27**:547-560.
- Ke, X., Huang, D., Zhou, T., Men, H. 2023. Contribution of non-park green space to the equity of urban green space accessibility. *Ecological Indicators*. **146**:109855.
- Kendle, A. D., Rose, J. E. 2000. The aliens have landed! What are the justifications for 'native only' policies in landscape plantings? *Landscape and Urban Planning*. **47**:19-31.
- Knez, I., Ode Sang, Å., Gunnarsson, B., Hedblom, M. 2018. Wellbeing in Urban Greenery: The Role of Naturalness and Place Identity. *Frontiers in Psychology*. **9**.
- Kowarik, I. 2011. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution*. **159**:1974-1983.
- Kowarik, I. 2018. Urban wilderness: Supply, demand, and access. *Urban Forestry & Urban Greening*. **29**:336-347.
- Larsen, F. W., Turner, W. R., Mittermeier, R. A. 2015. Will protection of 17% of land by 2020 be enough to safeguard biodiversity and critical ecosystem services? *Oryx*. **49**:74-79.
- Lepczyk, C. A., Aronson, M. F. J., Evans, K. L., Goddard, M. A., Lerman, S. B., MacIvor, J. S. 2017. Biodiversity in the City: Fundamental Questions for Understanding the Ecology of Urban Green Spaces for Biodiversity Conservation. *BioScience*. **67**:799-807.
- Li, X., Zhang, C., Li, W., Kuzovkina, Y. A. 2016. Environmental inequities in terms of different types of urban greenery in Hartford, Connecticut. *Urban Forestry & Urban Greening*. **18**:163-172.
- Long, C., Long, B., Bai, Y., Lei, Q., Li, J., Liu, B. 2017. Indigenous people's ornamentals for future gardens. *Acta Horticulturae*. **(1167)**:17-22.
- Lundquist, M. J., Weisend, M. R., Kenmore, H. H. 2022. Insect biodiversity in urban tree pit habitats. *Urban Forestry & Urban Greening*. **78**:127788.
- Ma, Z., Zhang, P., Hu, N., Wang, G., Dong, Y., Guo, Y., Wang, C., Fu, Y., Ren, Z. 2023. Understanding the drivers of woody plant diversity in urban parks in a snow climate city of China. *Journal of Forestry Research*. **34**:1021-1032.
- MacIvor, J. S., Lundholm, J. 2011. Insect species composition and diversity on intensive green roofs and adjacent level-ground habitats. *Urban Ecosystems*. **14**:225-241.

- Maclaurin, J., Sterelny, K. 2008. *What Is Biodiversity?* Chicago, United States. University of Chicago Press. ISBN: 9780226500829.
- Maxwell, J., Allen, S., Brooks, T., Cuttelod, A., Dudley, N., Fisher, J., Langhammer, P., Patenaude, G., Woodley, S. 2018. Engaging end-users to inform the development of the global standard for the identification of key biodiversity areas. *Environmental Science & Policy*. **89**:273-282.
- Mayrand, F., Clergeau, P. 2018. Green Roofs and Green Walls for Biodiversity Conservation: A Contribution to Urban Connectivity? *Sustainability*. **10**:985.
- McKinney, M. L. 2002. Urbanization, Biodiversity, and Conservation: The impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems. *BioScience*. **52**:883-890.
- Mehraj, G., Khuroo, A. A., Hamid, M., Muzafar, I., Rashid, I., Malik, A. H. 2021. Floristic diversity and correlates of naturalization of alien flora in urban green spaces of Srinagar city. *Urban Ecosystems*. **24**:1231-1244.
- Midgley, J. M., Muller, B. S., Theron, G. L., Phoofolo, M., Bellingan, T. A., Jordaens, K. 2023. The Diptera of Lesotho: a history of collecting in the Mountain Kingdom, summary of recent collecting sites and introduction to the topical collection in African Invertebrates. *African Invertebrates*. **64**:207-220.
- Millon, L., Barré, K., Julliard, R., Compère, P., Kerbiriou, C. 2021. Calculation of biodiversity level between different land-uses to improve conservation outcomes of biodiversity offsetting. *Land Use Policy*. **101**:105161.
- Nielsen, A. B., van den Bosch, M., Maruthaveeran, S., van den Bosch, C. K. 2014. Species richness in urban parks and its drivers: A review of empirical evidence. *Urban Ecosystems*. **17**:305-327.
- Owen, C. L., Stern, D. B., Hilton, S. K., Crandall, K. A. 2020. Hemiptera phylogenomic resources: Tree-based orthology prediction and conserved exon identification. *Molecular Ecology Resources*. **20**:1346-1360.
- Özgüner, H., Kendle, A. D., Bisgrove, R. J. 2007. Attitudes of landscape professionals towards naturalistic versus formal urban landscapes in the UK. *Landscape and Urban Planning*. **81**:34-45.
- Panfilio, K. A., Angelini, D. R. 2018. By land, air, and sea: hemipteran diversity through the genomic lens. *Current Opinion in Insect Science*. **25**:106-115.
- Petrík, P., Sádlo, J., Hejda, M., Štajerová, K., Pyšek, P., Pergl, J. 2019. Composition patterns of ornamental flora in the Czech Republic. *NeoBiota*. **52**:87-109.
- Picard, P. M., Tran, T. T. H. 2021. Small urban green areas. *Journal of Environmental Economics and Management*. **106**:102418.
- Puppim de Oliveira, J. A., Bellezoni, R. A., Shih, W., Bayulken, B. 2022. Innovations in Urban Green and Blue Infrastructure: Tackling local and global challenges in cities. *Journal of Cleaner Production*. **362**:132355.
- Samus, A., Freeman, C., van Heezik, Y., Krumme, K., Dickinson, K. J. M. 2022. How do urban green spaces increase well-being? The role of perceived wildness and nature connectedness. *Journal of Environmental Psychology*. **82**:101850.

- Samways, M. J. 1993. Insects in biodiversity conservation: some perspectives and directives. *Biodiversity & Conservation*. **2**:258-282.
- Shwartz, A., Muratet, A., Simon, L., Julliard, R. 2013. Local and management variables outweigh landscape effects in enhancing the diversity of different taxa in a big metropolis. *Biological Conservation*. **157**:285-292.
- Smith, R. M., Gaston, K. J., Warren, P. H., Thompson, K. 2005. Urban domestic gardens (V): Relationships between landcover composition, housing and landscape. *Landscape Ecology*. **20**:235-253.
- Ssymank, A., Kearns, C. A., Pape, T., Thompson, F. C. 2008. Pollinating Flies (Diptera): A major contribution to plant diversity and agricultural production. *Biodiversity*. **9**:86-89.
- Storch, D. 2019. Biodiverzita: co to je, jak ji měřit, co ji podmiňuje a k čemu je to všechno dobré. *Živa* **5**:194-197.
- Šiftová, J. 2021. Shaping the urban home garden: Socio-ecological forces in the management of private green spaces. *Land Use Policy*. **111**:105784.
- Štajerová, K., Šmilauer, P., Brůna, J., Pyšek, P. 2017. Distribution of invasive plants in urban environment is strongly spatially structured. *Landscape Ecology*. **32**:681-692.
- Theodorou, P., Radzevičiūtė, R., Lentendu, G., Kahnt, B., Husemann, M., Bleidorn, C., Settele, J., Schweiger, O., Grosse, I., Wubet, T., Murray, T. E., Paxton, R. J. 2020. Urban areas as hotspots for bees and pollination but not a panacea for all insects. *Nature Communications*. **11**:576.
- Threlfall, C. G., Kendal, D. 2018. The distinct ecological and social roles that wild spaces play in urban ecosystems. *Urban Forestry & Urban Greening*. **29**:348-356.
- Tomoyasu, Y., Arakane, Y., Kramer, K. J., Denell, R. E. 2009. Repeated Co-options of Exoskeleton Formation during Wing-to-Elytron Evolution in Beetles. *Current Biology*. **19**:2057-2065.
- Wang, Y., Zhu, L., Yang, X., Zhang, X., Wang, X., Pei, J., Zhou, L., Luo, Z., Fang, Q., Liang, M., Yu, X. 2022. Evaluating the conservation priority of key biodiversity areas based on ecosystem conditions and anthropogenic threats in rapidly urbanizing areas. *Ecological Indicators*. **142**:109245.
- Wiegmann, B. M., Trautwein, M. D., Winkler, I. S., Barr, N. B., Kim, J.-W., Lambkin, C., Bertone, M. A., Cassel, B. K., Bayless, K. M., Heimberg, A. M., Wheeler, B. M., Peterson, K. J., Pape, T., Sinclair, B. J., Skevington, J. H., Blagoderov, V., Caravas, J., Kutty, S. N., Schmidt-Ott, U., Kampmeier, G. E., Thompson, F. C., Grimaldi, D. A., Beckenbach, A. T., Courtney, G. W., Friedrich, M., Meier, R., Yeates, D. K. 2011. Episodic radiations in the fly tree of life. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. **108**:5690-5695.
- Wüstemann, H., Kalisch, D., Kolbe, J. 2017. Access to urban green space and environmental inequalities in Germany. *Landscape and Urban Planning*. **164**:124-131.
- Zhang, S.-Q., Che, L.-H., Li, Y., Liang, D., Pang, H., Ślipiński, A., Zhang, P. 2018. Evolutionary history of Coleoptera revealed by extensive sampling of genes and species. *Nature Communications*. **9**:205.

9 Samostatné přílohy

Příloha č. 1 – Fotodokumentace vybraných lokalit

Příloha č. 1.1 Fotografie stanoviště Vokovice



Příloha č. 1.2 Fotografie stanoviště Pernikářka

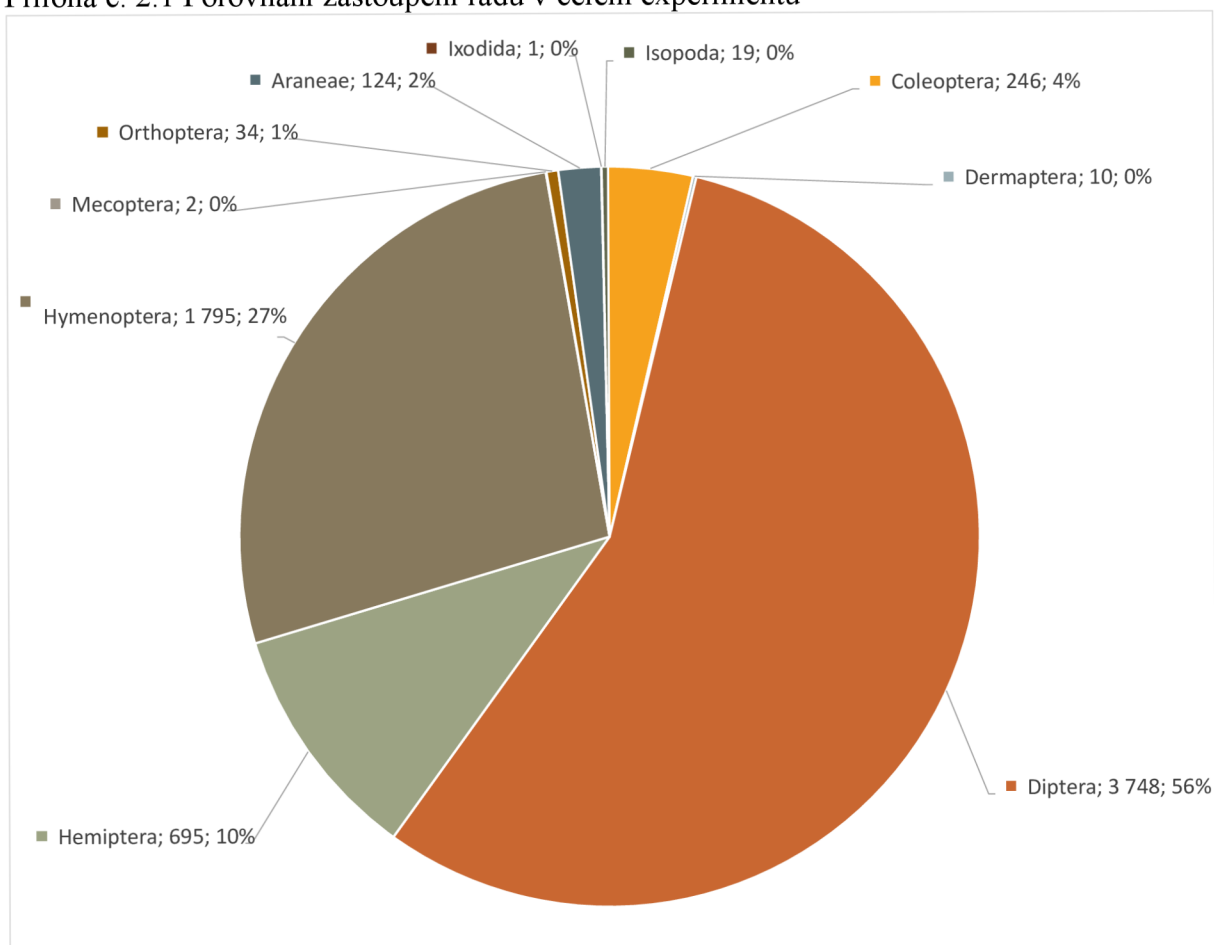


Příloha č. 1.3 Fotografie stanoviště Hanspaulka

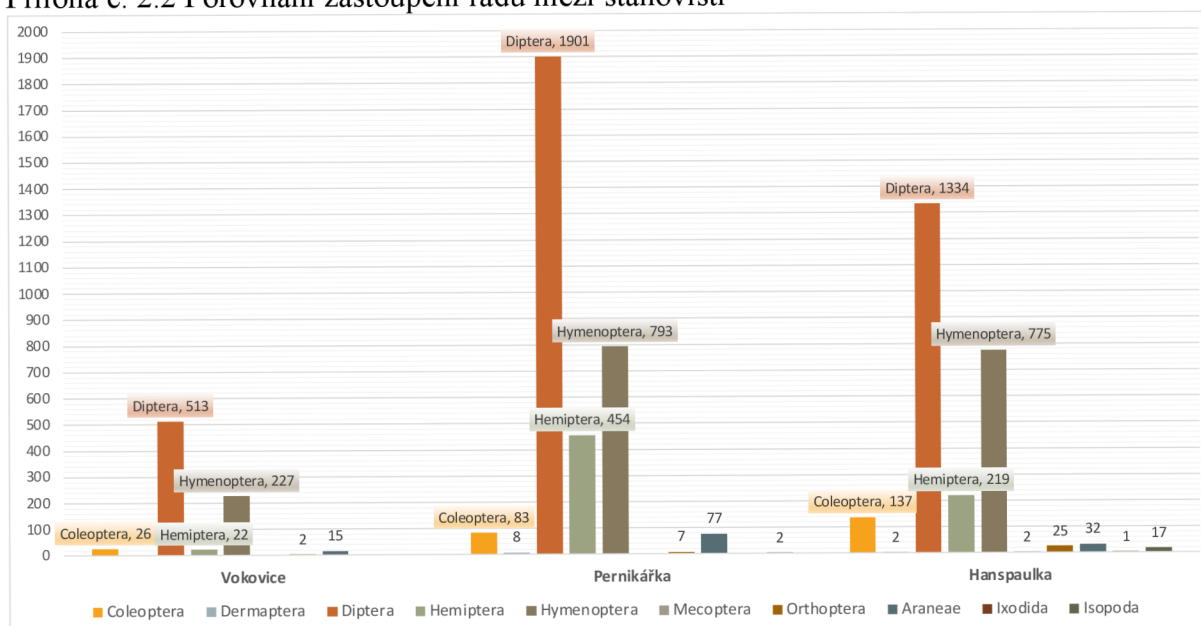


Příloha č. 2 – Zastoupení jednotlivých řádů

Příloha č. 2.1 Porovnání zastoupení řádů v celém experimentu



Příloha č. 2.2 Porovnání zastoupení řádů mezi stanovišti



Příloha č. 3 – Tabulka výsledných počtů jedinců

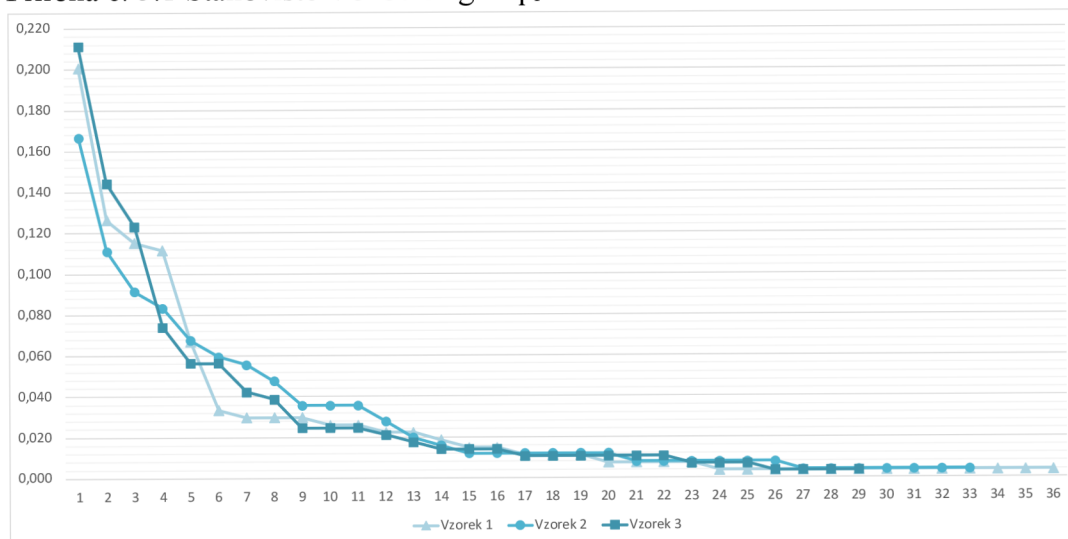
Třída	Řád	Vokovice							Pernikářka							Hanspaulka							Celkem jedinců
		vzorek 1		vzorek 2		vzorek 3		celkem	vzorek 1		vzorek 2		vzorek 3		celkem	vzorek 1		vzorek 2		vzorek 3		celkem	
		md	pj	md	pj	md	pj		md	pj	md	pj	md	pj		md	pj	md	pj	md	pj		
Insecta	Coleoptera	4	8	4	10	4	8	26	8	30	7	25	8	28	83	15	48	13	54	12	35	137	246
	Dermaptera	0	0	0	0	0	0	0	1	2	1	1	1	5	8	1	2	0	0	0	0	2	10
	Diptera	13	160	13	159	13	194	513	16	632	13	603	14	666	1 901	14	430	16	448	15	456	1 334	3 748
	Hemiptera	3	7	3	6	3	9	22	5	143	5	164	4	147	454	4	77	5	66	5	76	219	695
	Hymenoptera	15	88	11	72	8	67	227	16	249	15	263	16	281	793	15	279	16	257	17	239	775	1 795
	Mecoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	2	2
Orthoptera	0	0	0	2	0	0	2	1	7	0	0	0	0	7	0	0	1	12	1	13	25	34	
Arachnida	Araneae	1	6	1	3	1	6	15	1	21	1	25	1	31	77	1	6	1	18	1	8	32	124
	Ixodida	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
Malacostraca	Isopoda	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	2	1	5	1	12	0	0	17	19
Celkem	počet ks	36	269	32	252	29	284	805	49	1 085	42	1 081	45	1 159	3 325	52	848	53	867	53	829	2 544	6 674

Příloha č. 4 – Fotodokumentace vybraných odchycených jedinců

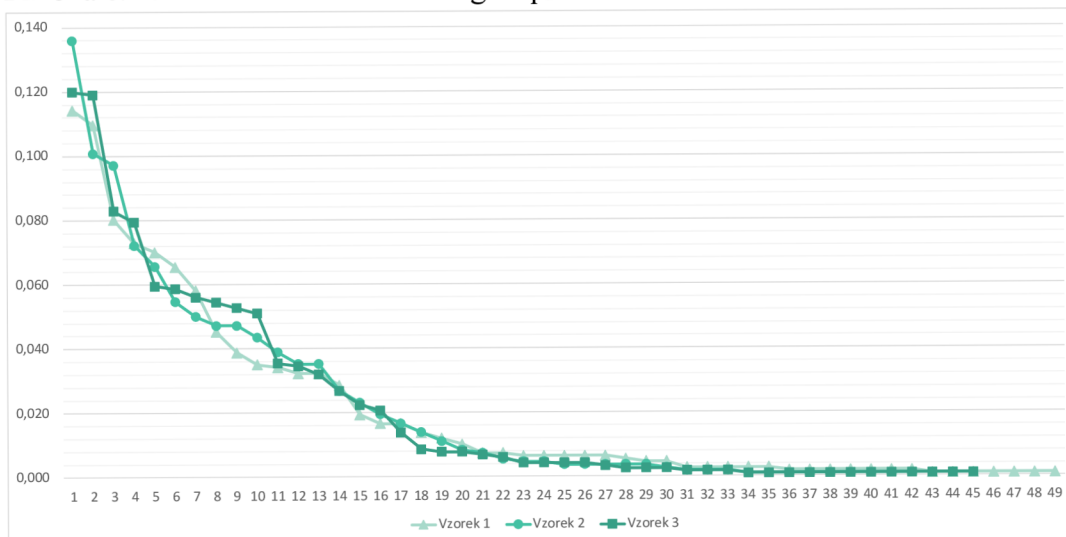


Příloha č. 5 – Graf relativní početnosti

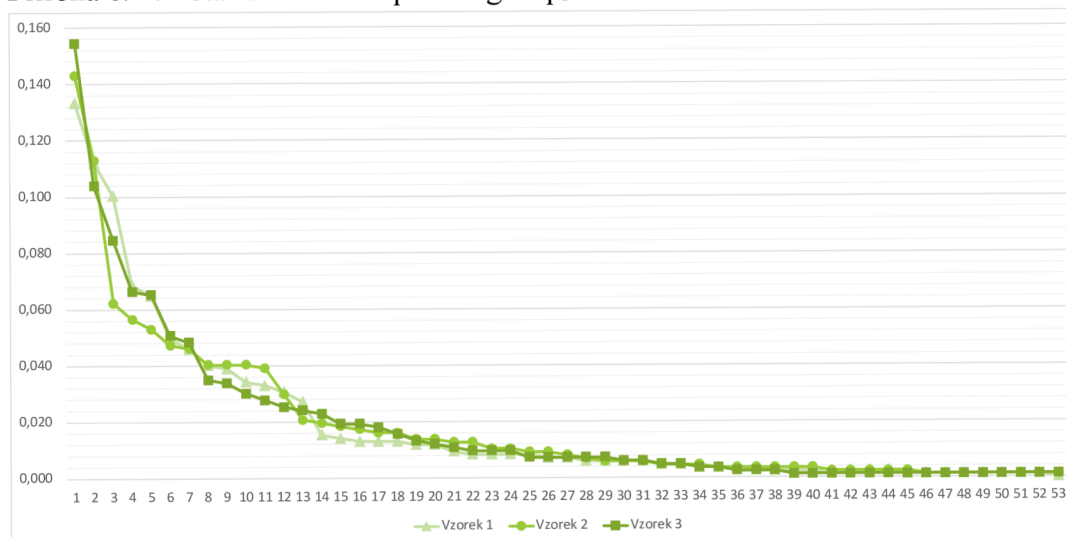
Příloha č. 5.1 Stanoviště Vokovice graf p_i



Příloha č. 5.2 Stanoviště Pernikářka graf p_i

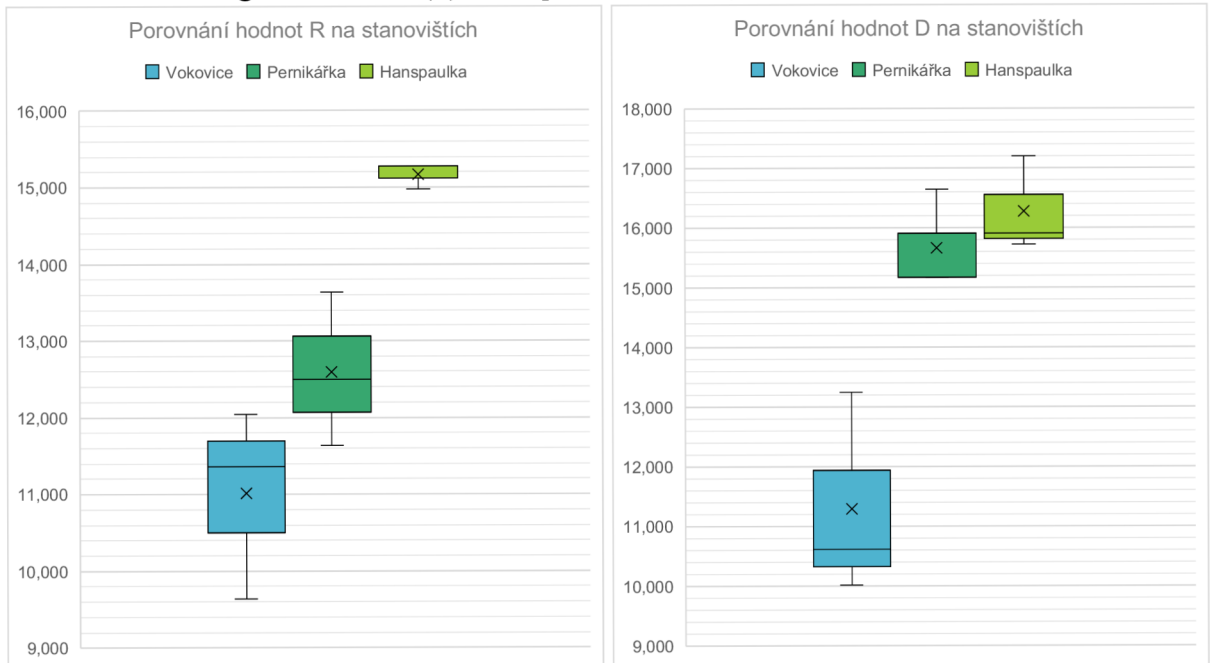


Příloha č. 5.3 Stanoviště Hanspaulka graf p_i

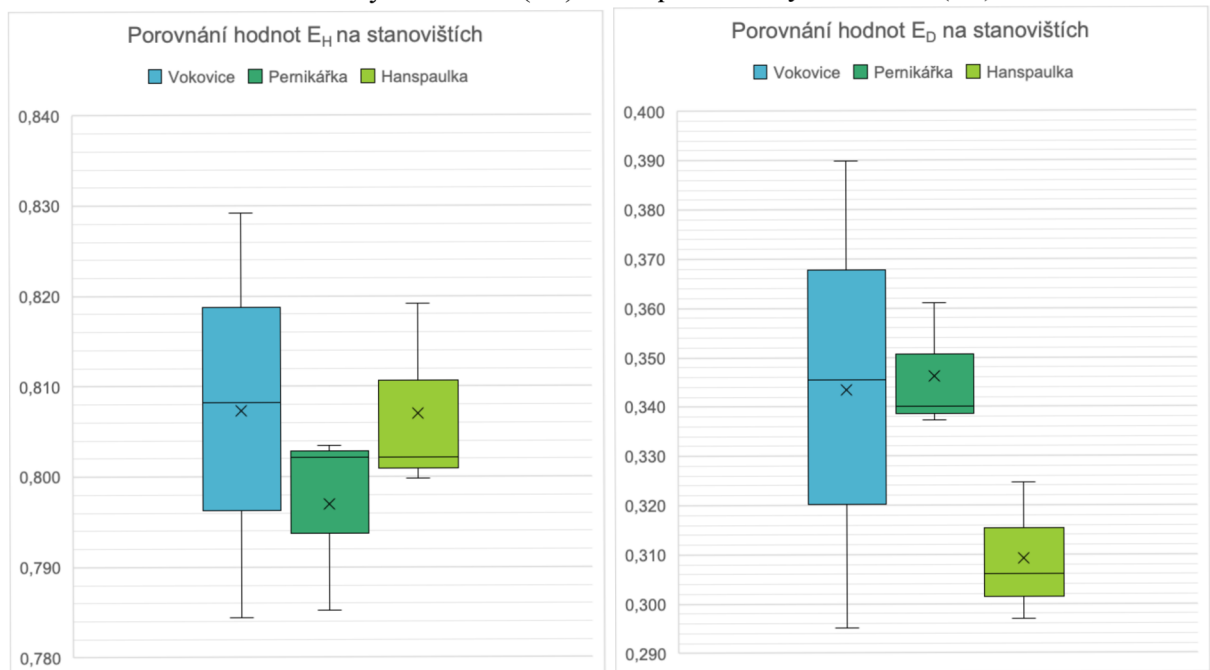


Příloha č. 6 – Krabicové grafy pro jednotlivé indexy biodiverzity

Příloha č. 6.1 Margalefův index (P) a Simpsonův index (D)



Příloha č. 6.2 Shannonova vyrovnanost (E_H) a Simpsonova vyrovnanost (E_D)



Příloha č. 7 – Tabulky výsledků – Indexy biodiverzity

Příloha č. 7.1 Stanoviště Vokovice výsledky

Vokovice				Stanoviště
Indexy biodiverzity	vzorek 1	vzorek 2	vzorek 3	celkem
Počet jedinců (n)	269	252	284	805
Počet morfodruhů (S)	36	34	29	44
Margalefův index (P)	12,045	11,357	9,636	14,798
Shannonův index (H)	1,221	1,270	1,182	1,287
Simpsonův index (D)	10,621	13,258	10,019	10,737
Shannonova vyrovnanost (E_H)	0,784	0,829	0,808	0,783
Simpsonova vyrovnanost (E_D)	0,295	0,390	0,345	0,244

Příloha č. 7.2 Stanoviště Pernikářka výsledky

Pernikářka				Stanoviště
Indexy biodiverzity	vzorek 1	vzorek 2	vzorek 3	celkem
Počet jedinců (n)	1 085	1 081	1 159	3 325
Počet morfodruhů (S)	49	42	45	63
Margalefův index (P)	13,629	11,642	12,494	17,605
Shannonův index (H)	1,358	1,302	1,298	1,333
Simpsonův index (D)	16,659	15,168	15,181	15,834
Shannonova vyrovnanost (E_H)	0,804	0,802	0,785	0,741
Simpsonova vyrovnanost (E_D)	0,340	0,361	0,337	0,251

Příloha č. 7.3 Stanoviště Hanspaulka výsledky

Hanspaulka				Stanoviště
Indexy biodiverzity	vzorek 1	vzorek 2	vzorek 3	celkem
Počet jedinců (n)	848	867	829	2 544
Počet morfodruhů (S)	52	53	53	68
Margalefův index (P)	14,976	15,269	15,269	19,674
Shannonův index (H)	1,376	1,413	1,379	1,413
Simpsonův index (D)	15,916	17,203	15,736	16,614
Shannonova vyrovnanost (E_H)	0,802	0,819	0,800	0,771
Simpsonova vyrovnanost (E_D)	0,306	0,325	0,297	0,244