

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra ekologie



Diplomová práce

Diverzita denních motýlů na vybraných lokalitách
v urbanizovaném prostředí

**Diversity of diurnal butterflies in the selected
localities of urban ecosystem**

Autor práce: Bc. Jan Stříteský
Vedoucí práce: Mgr. Tomáš Kadlec, Ph.D.

© 2019 ČZU v Praze

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Jan Stříteský

Ochrana přírody

Název práce

Diverzita denních motýlů na vybraných lokalitách v urbanizovaném prostředí

Název anglicky

Diversity of diurnal butterflies in the selected localities of urban ecosystem

Cíle práce

Městské prostředí nabízí často velmi variabilní podmínky stanovišť – od silně zastavěných ploch, přes intenzivní městské parky a rumiště až po polopřirozené plochy mající charakter cenných biotopů. Vlastnosti těchto stanovišť, jejich vzájemná poloha a propojenost ovlivňují diverzitu různých taxonů. V rámci diplomové práce bude studována otázka, do jaké míry je prostředí intenzivních městských parků odlišné od prostředí rumišť nebo ruderalních ploch, bez zájmu ochrany přírody. Na modelu denních motýlů bude studován vztah diverzity k těmto plochám a k parametrům prostředí.

Metodika

Diplomová práce metodicky navazuje na práci bakalářskou. Podobně i zde bude na území Prahy vybráno několik dvojic systému městský park-ruderalní plocha/rumiště, na kterých bude během sezony 2018 sledována diverzita denních motýlů. Každá z lokalit bude v období květen-září navštívena v pravidelných intervalech a kromě nálezů vlastních druhů budou sbírány také parametry prostředí, mající vztah k diverzitě motýlů. Tyto vztahy budou pak hodnoceny pomocí statistických modelů.

Doporučený rozsah práce

30 – 40 stran

Klíčová slova

urbanizační gradient, městské prostředí, městské parky, péče o městskou zeleň, biodiverzita, denní motýli, Lepidoptera

Doporučené zdroje informací

- Beneš J, Konvička M, Dvořák J, Fric Z, Havelda Z, Pavlíčko A, Vrabec V, Weidenhoffer Z (eds.) (2002) Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana I, II. SOM, Praha.
- Horak J (2016) Suitability of biodiversity-area and biodiversity-perimeter relationships in ecology: a case study of urban ecosystems. *Urban Ecosystems* 19: 131-142.
- Kadlec T, Benes J, Jarosik V & Konvicka M (2008) Revisiting urban refuges: changes of butterfly and urban fauna in Prague reserves over three decades. *Landscape and Urban Planning* 85: 1-11.
- Konvicka M, Kadlec T (2011) How to increase the value of urban areas for butterfly conservation? A lesson from Prague nature reserves and parks. *European Journal of Entomology* 108: 219-229.
- Pereira-Peixoto MH, Pufal G, Martins CF, Klein AM (2014) Spillover of trap-nesting bees and wasps in an urban-rural interface. *Journal of Insect Conservation* 18: 815-826.
- Ramirez-Restrepo L, MacGregor-Fors I (2017) Butterflies in the city: a review of urban diurnal Lepidoptera. *Urban Ecosystems* 20: 171-182.

Předběžný termín obhajoby

2018/19 LS – FŽP

Vedoucí práce

Mgr. Tomáš Kadlec, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Elektronicky schváleno dne 6. 3. 2018

doc. Ing. Jiří Vojar, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 6. 3. 2018

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 25. 01. 2019

Poděkování

Za odborné vedení, ochotu a trpělivost, kterou mi věnoval v průběhu zpracování diplomové práce, bych rád poděkoval Mgr. Tomáši Kadlecovi, Ph.D. Poděkování patří dále Ing. Daně Charvátové z Odboru životního prostředí Městské části Praha 6 a také Ing. Kataríně Ruschkové z Odboru životního prostředí Magistrátu města Jihlava, které mi poskytly cenné informace o prováděných managementových zásazích.

Čestné prohlášení

Jako autor diplomové práce "Diverzita denních motýlů na vybraných lokalitách v urbanizovaném prostředí" prohlašuji, že jsem ji vypracoval samostatně pod vedením Mgr. Tomáše Kadlece, Ph.D. a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s vytvořením této diplomové práce neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 16.4.2019

Abstrakt

Změny společenstev hmyzu, které se projevují v současném urbanizovaném prostředí, jsou zájmovou oblastí mnoha studií. Z urbanizovaného prostředí se vytratila stanoviště, která specializovaným druhům motýlů nabízela vhodné podmínky k životu spojené s kombinací určitých typů habitatů. Jedná se především o druhy, jejichž vývoj, možnost nalézt potravu či úkryt jsou spojené s rozdílnými typy prostředí. Člověkem upravená stanoviště, např. městské parky, tyto podmínky často nesplňují. Důvodem je pravidelná celoplošná seč, která ničí variabilitu v travino-bylinné vegetaci, na které jsou závislí motýli travin, což má v konečném důsledku za následek ochuzení biodiverzity centrálních částí měst. I v urbanizované krajině se však vyskytují ruderalní plochy (nepoužívaná nádraží, zarůstající strážky a parcely, či staveniště), což jsou stanoviště, která mohou mít významnou roli v biodiverzitě bezobratlých živočichů. V urbanizovaném prostředí hlavního města Prahy mohou podmínky, které nabízejí tato ruderalní stanoviště, využít i denní druhy motýlů vázaných např. na xerothermní vegetaci, keřnaté stráně či stepní trávníky.

Na území hlavního města Prahy bylo pro sledování diverzity denních motýlů městských parků a ruderalních stanovišť vybráno celkem 20 ploch (10 parkových a 10 ruderalních). Cílem monitoringu bylo zjistit, zda se oba vybrané habitaty městského prostředí liší v diverzitě denních motýlů. Zároveň bylo sledováno, do jaké míry je přítomnost jednotlivých druhů motýlů ovlivněna ostatními faktory (typem vegetace, mírou urbanizace a typem managementu). Monitoring byl proveden v průběhu třech po sobě jdoucích sezón 2016, 2017 a 2018, vždy dvakrát během jednoho měsíce v období od května do září. V průběhu zmíněného období bylo na monitorovaných lokalitách zaznamenáno celkem 1683 jedinců z 32 druhů a 5 čeledí denních motýlů (241 jedinců / 25 druhů v parcích, 1442 / 31 na ruderálech). Diverzita a složení společenstev motýlů byly ovlivněny nejen typem stanoviště, ale také druhem vegetace, která se na lokalitě vyskytovala. Na ruderalních plochách byl v porovnání s plochami parků zaznamenán výrazně vyšší počet druhů motýlů i jednotlivých jedinců. Dalším nezanedbatelným faktorem ovlivňujícím celkovou diverzitu a četnost jedinců byla kromě typu stanoviště také intenzita péče o danou plochu. Je tedy zřejmé, že ruderalní plochy v urbanizovaném prostředí mají nezanedbatelný význam pro udržení druhové biodiverzity denních motýlů. Pro parky je vhodné zvolit správné načasování a intenzitu seče, ponechání neposečených plošek či vysévání jednoletých rostlin přírodě blízké druhové skladby.

Klíčová slova: urbanizační gradient, městské prostředí, městské parky, péče o městskou zeleň, biodiverzita, denní motýli, Lepidoptera

Abstract

Changes in insect communities that manifest themselves in today's urbanized environment are of interest to many studies. The habitats providing specialized species of butterflies with suitable living conditions associated with the combination of certain habitat types have disappeared from the urbanized environment. These are mainly species whose development, opportunity to find food or shelter are connected with different types of environment. Man-made habitats such as urban parks often do not meet these conditions. The reason for this is a regular area-wide mowing that destroys the variability in grass-herb vegetation on which grass butterflies are dependent, which ultimately results in the depletion of biodiversity in central parts of cities. However, even in the urbanized landscape there are ruderal areas (abandoned rail stations, overgrown grasslands or building areas), which are habitats that can play an important role in the biodiversity of invertebrates. In the urbanized environment of the capital city of Prague, the conditions offered by these ruderal habitats can also be used, for example, by day butterfly species bound to xerothermic vegetation, shrubby hillsides or steppe lawns. In the territory of Prague, 20 sites (10 parks and 10 ruderal) were selected for the monitoring of the diversity of day butterflies inhabiting urban parks and ruderal sites. The objective of the monitoring was to find out whether the two selected habitats of the urban environment differ in the diversity of day butterflies. At the same time, it was monitored to what extent the presence of individual butterfly species is influenced by other factors (a vegetation type, degree of urbanization and a type of management). The monitoring was conducted during three consecutive seasons 2016, 2017 and 2018, always twice during one month in the period from May to September. During this period, a total of 1683 individuals from 32 species and 5 families of day butterflies were registered at monitored sites (241 individuals / 25 species in parks, 1442 individuals / 31 species on ruderals). The diversity and composition of butterfly communities were influenced not only by the habitat type, but by the type of vegetation found on the site as well. Comparing the park areas and the ruderal areas, a considerably higher number of butterflies and individual species has been recorded in the latter one. Another significant factor affecting the overall diversity and frequency of individuals was, in addition to the habitat type, the intensity of care for the area. It is therefore obvious that ruderal areas in urbanized environments are of considerable importance for maintaining the species biodiversity of day butterflies. For parks, it is desirable to choose the proper timing and intensity of mowing, to leave some areas unmowed or to sow annual plants of natural species composition.

Key words: urbanization gradient, urban environment, urban parks, care for urban greenery, biodiversity, diurnal butterflies, Lepidoptera

Obsah

| | |
|---|----|
| 1. Úvod..... | 1 |
| 2. Cíl práce..... | 2 |
| 3. Diverzita motýlů v městském prostředí | 3 |
| 3.1 Typy městské zeleně | 4 |
| 3.2 Různorodost diverzity v urbanizovaném prostředí | 6 |
| 3.3 Péče o městskou zeleň..... | 8 |
| 4. Metodika | 9 |
| 4.1 Charakteristika studijního území a výběr studijních ploch | 9 |
| 4.2 Sběr dat..... | 10 |
| 4.3 Analýza dat..... | 13 |
| 4.3.1 Abundance a diverzita denních motýlů..... | 13 |
| 4.3.2 Druhové složení denních motýlů | 15 |
| 5. Výsledky | 16 |
| 5.1.1 Abundance a diverzita denních motýlů..... | 16 |
| 5.1.2 Druhové složení denních motýlů | 19 |
| 6. Diskuse..... | 21 |
| 6.1 Doporučený management pro městskou zeleň..... | 22 |
| 6.2 Extrémní počasí a jeho vliv na motýly | 24 |
| 7. Závěr | 26 |
| 8. Bibliografie | 28 |
| 9. Seznam tabulek | 40 |
| 10. Seznam obrázků..... | 40 |
| 11. Přílohy..... | 41 |

1. Úvod

Během posledních několika desítek let došlo ke zintenzivnění lidské činnosti a následně zvýšení podílů velkoplošných zemědělských, lesnických a urbanizovaných ploch a zániku specifických mikrostanovišť vhodných pro hmyz, např. denní motýly (Hansen et al., 2005; Konvička et al., 2005; Kutschbach-Brohl et al., 2010). Odhad poklesu celosvětové diverzity hmyzu je za posledních 27 let přibližně 76 % a i nadále dochází k poklesu (2,7 % ročně) a ovlivnění ekosystému ztrátou opylovačů (Čížek et al., 2009; Lister et al., 2018). Přibližně pro 60 % ptáků je hmyz zdrojem potravy, což ovlivňuje také hmyzožravé živočichy a jejich populace. K úbytku hmyzu nedochází pouze vlivem změn klimatu, intenzivního zemědělství, ale také vlivem fragmentace ploch, zhoršováním a úbytkům habitatů, na kterých se hmyz vyskytuje (Hallmand et al., 2017).

Rozvoj lidské populace, rozvoj výstavby a změny krajiny se promítají v mnoha ohledech pozitivně i negativně (United Nations Development Program 1996). Samotná urbanizace (přesun obyvatelstva do oblastí měst) byla označena za jeden z nejdůležitějších faktorů ovlivňujících biodiverzitu (McDonnell & Pickett 1990). Jako odpověď na zvyšující se tlak urbanizace se odborní pracovníci rozhodli pochopit a změřit míru vlivu člověka na změny četnosti a diverzity živočichů ve městech (Jones & Leather 2012; Kowarik 2011; McKinney 2002, 2006, 2008; Soga et al., 2015).

S ohledem na vysoký stupeň nároků na komplexní prostředí a mnohdy i na hostitelské rostliny jsou denní motýli považováni za cenné environmentální ukazatele kvality biotopů (Hanh et al., 2015; Erhardt & Thomas 1991). Modelová skupina motýlů se potýká s úbytkem druhů v celosvětovém měřítku (Gilburn et al., 2015). V Evropě došlo k poklesu výskytu denních motýlů o 19 % (Van Swaay et al., 2010). V zemích jako jsou Belgie, Nizozemsko a Velká Británie dochází k výrazně rychlejšímu úbytku denních motýlů, což má velký dopad na ekosystémové služby. Největší pokles zaznamenaly specializované druhy motýlů vázaných na biotopy trávníků (19 % druhů), mokřadů a močálů (15 %) a lesů (14 %) zejména díky přeměně biotopů na hospodářské plochy a přijetí intenzivních zemědělských postupů, např. využívání

hnojiv a pesticidů, negativně ovlivnilo 80 % druhů (Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019). Denní motýli patří mezi nejlépe prozkoumaný hmyz, který hraje významnou roli v ekologii rostlin podobně jako jiné skupiny výrazných bezobratlých (vážky, velcí brouci atd.) (Cruz-Sáenz & Lazcano 2012; Greeney et al., 2012; Tesařová et al., 2013; Tiitsaar et al., 2013). Jsou opylovači velkého spektra rostlin, které se nachází přirozeně v krajině nebo jsou uměle vysazovány člověkem jako nepůvodní rostliny a mohou poskytovat nektar obdobně jako rostliny původní (Matteson & Langellotto 2009; Garratt et al., 2014; Potter & LeBuhn 2015). Samotní motýli jsou během života vázáni na více hostitelských rostlin a nepůvodní rostliny umožňují denním motýlům často přežít v podmínkách městského prostředí, ve kterém jsou rostliny, na něž jsou motýli vázáni, pouze v omezeném množství nebo zcela vymizely (Shapiro 2002). Podobně jako ptáci patří mezi charismatické druhy živočichů a jejich úbytek či zmizení z krajiny je okamžitě patrné (Kellert 1993; Schlegel et al., 2015).

2. Cíl práce

V rámci diplomové práce je studována otázka, do jaké míry je prostředí intenzivních městských parků odlišné od prostředí rumišť nebo ruderálních ploch bez zájmu ochrany přírody. Na modelu denních motýlů je studován vztah diverzity a druhového složení k těmto plochám. Především se jedná o vztah denních motýlů k parametrům prostředí vlastních ploch (charakter vegetace, izolovanosti, velikosti a intenzity managementu), které by mohly ovlivnit jejich diverzitu ve městech.

3. Diverzita motýlů v městském prostředí

V městském prostředí lze pozorovat poměrně vysokou druhovou rozmanitost např. denních motýlů (Konvička & Kadlec 2011; Blair et al., 1997; Raupp et al., 2010; New 2015). V urbanizovaném prostředí lze najít strukturovaná společenstva denních motýlů s ohledem na jejich citlivost vůči urbanizaci (Ewers & Didham, 2007). Některé druhy upřednostňují více zastavěné plochy, jiné naopak okrajové části (Sattler et al., 2010; Snep et al., 2006). Široce rozšířené mobilní druhy motýlů preferovaly spíše urbanizované části, zatímco luční, xerothermní druhy (*Pseudophilotes vicrama* (Moore, 1865), *Polyommatus daphnis* (Dennis & Schiffermüller, 1775)) a mezofilní druhy (*Argynnis adippe* (Dennis & Schiffermüller, 1775), *Erebia medusa* (Dennis & Schiffermüller, 1775)) vyhledávaly plochy v mimoměstských oblastech. Podařilo se tak oddělit parkové plochy v centru města od velkých ploch mimo urbanizovanou zónu. Ve všech sledovaných oblastech se vyskytovali motýli lesních biotopů (Konvička & Kadlec 2011).

Studie, které byly provedeny v městském prostředí v posledních 20 letech, popisovaly odezvu diverzity denních motýlů podél gradientu intenzity urbanizace (gradient centra a okraje města, gradient příměstských a venkovských oblastí, urbánní mozaiky) (Crocchi et al., 2008; Kutschbach-Brohl et al., 2010; Magura et al., 2009; Schuepp et al., 2011; Staniforth 2002; Zarette et al., 2005). Vliv urbanizace však podle jednotlivých studií není zcela jednoznačný. Přes 73 % studií sledujících gradient města vykazovalo negativní efekt urbanizace na motýly (Ramírez-Restrepo & MacGregor-Fors 2017). Charakter této odezvy se může lišit i mezi regiony. Například studie provedené v Africe naopak zaznamenaly pozitivní vliv městského prostředí na denní motýly (Jones & Leather 2012; Kremen et al., 1994). Pozitivní efekt urbanizace také prokázalo 40 % studií provedených v Evropě (Ramírez-Restrepo & MacGregor-Fors 2017). Tato skutečnost by mohla nepřímou naznačovat možnost adaptace některých denních motýlů na ostrovy přirozenějších habitatů uprostřed zástavby. Proto Soga a Koike (2012a) otestovali tuto teorii a zjistili, že velikost fragmentu a přítomnost nektaronosných rostlin má pozitivní odezvu na přítomnost specializovaných druhů motýlů. Přítomnost specialistů a druhů citlivých na městskou zástavbu však byla negativně ovlivněna izolací plošek (Ramírez-Restrepo & MacGregor-Fors 2017). Obecně platí, že vlivem excentrického rozvoje měst evropského typu se urbanizované plochy nacházejí spíše

ve středu města; plochy přírodě bližší naopak mimo město (Diekötter et al., 2007). V centru měst se jedná o plochy obecně menší a z hlediska variability habitatů spíše homogenní, nacházející se poblíž zástavby (Kutschbach-Brohl et al., 2010). Na jednu stranu se může jednat o esteticky krásné parky, ale také rumiště zarostlá vegetací, které sice nejsou estetická, ale mohou být důležitá pro druhy motýlů vázané na specifické biotopy. Pro okrajové části měst jsou naopak typické plochy s větší rozlohou a vyšší heterogenitou prostředí. V parcích se z tohoto důvodu vyskytují zejména druhy habitatových generalistů, kteří jsou obecně mobilnější, a jsou proto schopni navštěvovat více i vzdálenějších a izolovanějších ploch (Koh & Sodhi 2004). Naopak specialisté, druhy vyskytující se více na přírodě bližších stanovištích, jsou spíše sedentární s užší vazbou na určitou nabídku plošky (např. kvalita hostitelské rostliny nebo celé biotopové mozaiky, přítomnost hostitelských druhů mravenců apod.) (Thomas 2000; Wenzel et al., 2006).

V okrajových částech měst, kterým by mohly dominovat heterogenní plochy, je častěji zastoupeno více biotopů s vyšší diverzitou rostlin, z tohoto důvodu je na daných plochách výrazně vyšší druhová diverzita denních motýlů s vyšším zastoupením, xerothermních druhů a druhů citlivých na vysoký obsah dusíku na travnatých plochách (Kadlec et al., 2012).

3.1 Typy městské zeleně

Urbanizace a intenzifikace zemědělství vedou k nárůstu antropogenní krajiny a současně ke ztrátě přírodních a polopřírodních stanovišť (Grimm et al., 2008; Rand et al., 2006; Samnegard et al., 2011). Mnoho studií se zaměřilo na dopady urbanizace na změny populace mezi urbanizovanými a přírodními ekosystémy různých taxonů zvířat (např. Croci et al., 2008; Kadlec et al., 2008; Magura et al., 2009; Schuepp et al., 2011; Staniforth 2002; Zanette et al., 2005). Zmíněné studie však ukazují, že urbanizace může zvýšit nebo snížit druhovou bohatost v závislosti na taxonomické skupině, prostorovém rozsahu nebo intenzitě urbanizace (McKinney 2008).

Městská krajina je charakterizována hustě zastavěnými plochami s vysokou úrovní dlážděných ploch, budovami a několika zelenými prostory s obecně nízkou rozmanitostí rostlin. Pro venkovskou krajinu jsou typické velké monokulturní plochy

a roztroušená polopřírodní stanoviště (lesy, živé ploty). Jejich spojením je tak vytvořeno prostředí s různými stanovišti zahrnujícími obytné zahrady, městskou zeleň, budovy, dlážděné plochy, polní a polopřírodní a přírodní stanoviště (Pereira-Peixoto et al., 2014).

Parky a zahrady jsou významnými potenciálními zdroji pro zachování biologické rozmanitosti v městských oblastech (Helden et al., 2018). Poukazují na lidské blaho a pro mnoho lidí jsou i kontaktem s volně žijícími živočichy (Dunnett & Qasim 2000; Freeman et al., 2012). Důsledkem toho je biologická hodnota, kterou zahrady nabízí motýlům a ostatním druhům hmyzu (Gaston et al., 2007; Goddard et al., 2013). Péče o parky a zahrady ve městech se postupně zvyšuje (Van Heezik et al., 2012) a je podporována i ochránci přírody (Ryall & Hatherell 2003). Problematickou stránkou je však nesečení některých ploch, které může u veřejnosti vzbuzovat pocit zanedbávání péče o parkovou zeleň (Dunnett 2011; Goddard et al., 2013; Van Heezik et al., 2012;). Podstatné je, že četnost bezobratlých živočichů a druhová diverzita je negativně ovlivněna intenzivním hospodařením, ať už častou sečí nebo případnou pastvou v parcích či zahradách (Blake et al., 2011; Helden & Leather 2004; Morris 2000). Snížení frekvence seče trávníků v parcích a zahradách může vést pozitivnímu nárůstu celkové diverzity bezobratlých, ale v rámci taxonomických skupin se tyto účinky mohou lišit (Blake et al., 2011; Helden et al., 2018; Helden & Leather 2004; Nickel & Hildebrat 2003). V městském prostředí byl celkový počet bezobratlých ve vysokých travních porostech, které se nacházely na rudérálních plochách, výrazně vyšší ve srovnání s krátkými nebo velmi krátkostébelnými trávniky v parcích (Denis 2004; Lizee et al., 2016). Mobilnější druhy živočichů jsou schopny rychle reagovat na snížení frekvence sečení; zvýšení vegetační výšky trávníků jim poskytuje větší strukturální složitost prostředí (Dennis et al., 1998; Plantureux et al., 2005).

Různé loučky a ruderály mezi zástavbou mohou mít místy vysokou druhovou bohatost a význam při ochraně městských oblastí (Fischer et al., 2013; Öckinger et al., 2009;). Tyto typy stanovišť poskytují některým druhům útočiště (Albrecht & Haider 2013; Muratet et al., 2007; Öckinger et al., 2006). Loučky a rudérální lokality se však liší v závislosti na abiotických faktorech, historii lokality, intenzitě managementu a intenzitě narušování plošky (Kowarik 2011), tedy i v druhovém složení. V městských oblastech jsou loučky často zbytky bývalých velkých luk. Dnes se tyto loučky často vysévají

okrasnými květinami a jsou vystaveny citlivému managementu. Naopak ruderalní místa (např. rumiště, volné pozemky, málo využívané nebo nevyužité železniční tratě a sběrné dvory) jsou nepravidelně, ale intenzivně narušovaná stanoviště (Wittig 2002). Mnoho ruderalních lokalit tvoří krátkodobá stanoviště, protože se často mění novou výstavbou. Při absenci rušivých elementů zarůstají vlivem sukcese (Muratet et al., 2007; Müller et al., 2013; Wittig 2002).

3.2 Různorodost diverzity v urbanizovaném prostředí

Městské oblasti mohou vykazovat pozoruhodně vysokou druhovou bohatost (Deutschewitz et al., 2003; Godefroid & Koedam 2007), v některých případech převyšující jejich venkovské prostředí (Kühn et al., 2004; Wania et al., 2006). Vysvětlením tohoto paradoxu je často šíření běžných a nepůvodních druhů a výrazná heterogenita stanovišť v malém prostorovém měřítku ve městech, což vede k mozaice různých typů stanovišť od polopřírodních až po vysoce pozměněné, z nichž jsou některá jedinečná pro urbanizované oblasti (např. Germann et al., 2008; Niemelä 1999; Pyšek 1998; Rebele 1994; Sattler et al., 2010; Wania et al., 2006).

Denní motýli více preferují okraje plošek, které mají heterogennější strukturu vegetace než vlastní jádrová oblast parků (Van Kirk & Lewis 1999), a mohou tak působit jako disperzní koridory přes nevhodný biotop (Haddad & Baum 1999). Z tohoto pohledu by mohly okraje ploch být vhodnějším pro ekologické studie ve vysoce roztráštěných prostředích (městské ekosystémy) (Horák 2016). Předpokládá se, že pokračující pokles heterogenity okrajů městských parků způsobí snížení počtu specialistů na stanovišti (Ewers & Didham 2007) a homogenizace parků by mohla ovlivnit nárůst hustoty generalistů, který by mohl překrýt negativní vliv fragmentace (Ewers & Didham 2007; Hamback et al., 2007). S ohledem na výše zmíněnou náhradu druhů se zdá, že ekologové dostatečně nezkoumají degradaci krajinných ploch, a proto by se mohla zvětšit ztráta biologické rozmanitosti (Winter 2012).

Zahrady na okraji města jsou součástí městsko-venkovského rozhraní a jejich rozmanitost okrasných, ale také planě rostoucích rostlin může hrát pozitivní roli v rozmanitosti hmyzu (Goulson et al., 2002). Pawelek et al. (2009) prokázal, že rozmanitost druhů včel vzrostla, když zahrady byly speciálně navrženy tak, aby zde

byly rostlinné druhy, které profitovaly z přítomnosti divokých včel (Pereira-Peixoto et al., 2014). Kombinace heterogenity, struktury a zdrojů na lokální a krajinné úrovni vnímá zahrady v městsko-venkovském rozhraní jako důležité prvky pro biodiverzitu užitečného hmyzu (Goulson et al., 2002). Rozmanitost zahrad zvyšuje diverzitu rostlin na rozhraní mezi městským a mimoměstským prostředím, a tím také poskytují neocenitelnou roli v oblasti biologické rozmanitosti a poskytují také důležité ekosystémové služby (opylování rostlin nebo přirozená ochrana proti škůdcům) (Pereira-Peixoto et al., 2014).

Hennig a Ghazoul (2012) zjistili, že v krajinném měřítku v městských oblastech měly pozitivní vliv na rozmanitost včel zejména hustota okrajů a rozsah zeleně, což by mohlo ovlivnit jejich chování při pěstování, a tedy i potenciální služby pro rostlinné druhy v rámci městského prostředí. Na lokální úrovni byla diverzita včel určována pestrostí rostlin a početností kvetoucích rostlin. Vliv umístění lokality na výskyt a bohatost včel a vos může tedy být nepřímým kombinovaným účinkem charakteristik krajiny a lokality (Loram et al., 2008; Wojcik & McBride 2011).

V důsledku rozvoje měst se loučky a ruderalní plochy zmenšují a jsou více izolované, což může vést k místnímu vyhynutí druhů přímo vázaných na tyto plochy (MacArthur & Wilson 1967; Muratet et al., 2007). Některé druhy motýlů mohou využívat stávající zelené plochy v okolí zástavby jako koridory pro pohyb mezi lokalitami (Baum et al., 2004; Ricketts 2001) nebo využívat dodatečných zdrojů mimo ohnisko plošky (Dunning et al., 1992). Druhy, které obývají loučky a ruderaly, se liší druhovými atributy, a proto mohou různými způsoby reagovat na změny charakteru okolní krajiny (Lizée et al., 2011b; Öckinger et al., 2009).

Heterogenní rozložení vegetace může snížit konkurenci mezi různými druhy rostlin, a tím usnadňuje kolonizaci ruderalů z bližšího okolí, čímž se zvyšuje příležitost pro motýly (Rebele 1994). U některých motýlů v ruderalních lokalitách může intenzivní využívání okolní krajiny představovat nevhodné prostředí, a tak působit jako částečná bariéra pro jejich disperzi (Öckinger et al., 2012b). Zjištění, že druhová bohatost motýlů na ruderalních lokalitách se zvyšuje s rostoucím procentním zastoupením dalších ruderalních oblastí v okolí, lze vysvětlit chováním dobře se šířících druhů, které získávají zdroje ze sousedních porostů. Propojení ruderalních plošek se jeví jako

lepší prediktor druhové bohatosti motýlů než velikost jedné plošky (Melliger et al., 2017).

3.3 Péče o městskou zeleň

Městské prostředí, zejména městské parky, mohou být s ohledem na možnost použití tradičních forem péče o nelesní stanoviště považovány za velmi specifické prostředí. Přestože lze např. pastvu hospodářských zvířat považovat za velmi vhodnou a účelnou formu managementu travinných stanovišť (Konvička et al., 2005), její zařazení do běžného typu managementu v městském prostředí je jen těžko představitelné. Jako tradiční součást péče o trávníky městské krajiny je považována seč vegetace. Diverzita druhů vázaných na travní porosty je však touto péčí velmi ochuzena (Kadlec et al., 2012), protože se často jedná o seč celoplošnou a vícenásobnou (Jarošík et al., 2011). Základní složkou travního porostu jsou travní druhy, které přispívají k vytváření hustého zapojení drnu, jehož hustá síť kořenů výrazně zvyšuje odolnost půdy vůči vodní erozi. Travní porosty mají dle Kollárové (2007) také význam pro zachování biodiverzity, jsou to rezervoáry bohatých společenstev rostlin, živočichů a jiných organismů, které ke svému zachování potřebují specifické podmínky. Nadměrný či špatný management travních ploch (častá seč, odstranění biomasy) způsobuje změnu dostupnosti nektaru v parcích; následně je poté omezen vývoj populace motýlů. Řešením daného problému by mohly být malé a finančně nenáročné změny v managementu ploch např. ponechání dočasných ploch, na kterých by byly vysety vybrané druhy rostlin (Kadlec et al., 2012). Změnám v diverzitě druhů by se dalo předejít např. šetrnějším managementem či vhodným načasováním sezonní seče.

Provádění managementu nelesních ploch může být obecně různé, ale před jeho zahájením je vždy nutné provést monitoring stanoviště (Konvička et al., 2016). Na základě provedeného monitoringu je potřebné stanovit druhy managementu, které jsou pro dané stanoviště, živočichy a rostliny, které se zde vyskytují, nejvhodnější. Při plánování managementu je nutno uvažovat o provedených činnostech, protože každý zásah na ploše ovlivňuje nejen savce, ale také hmyz a rostliny (Konvička et al., 2016). Z tohoto důvodu je proto zásahy ve městech plánovat vhodně s přihlédnutím na rozlohu plochy a vegetační období, kterému je přizpůsoben čas seče. Plochy je potřeba upravovat tak, aby vhodná úprava umožnila vysemenění rostlin a úplný vývoj hmyzu

na rostlinách. Za ideální formu péče o plochy lze považovat mozaikovou seč. Esteticky i biologicky je vhodné využívat variantu nepravidelné šachovnice; z provozních důvodů jsou častěji preferovány pruhy o různé šířce (Konvička et al., 2005). Seč, která je provedena dvakrát během jednoho roku, je pro hmyz škodlivá, nejedná-li se o výjimečné případy asanačního managementu (Konvička et al., 2005). Ostatní plochy, které managementem nejsou dotčeny, je nutné regulovat, asanovat či revitalizovat. Tato opatření jsou však často velmi nákladná a nejsou dostačující.

4. Metodika

4.1 Charakteristika studijního území a výběr studijních ploch

Hlavní město Praha (50°4'53.193"N a 14°25'38.39" E, 496,1 km²) se nachází v topograficky diverzifikovaném a teplém regionu Pražské kotliny. Nadmořská výška se pohybuje od svého minima 177 (m n. m.) až po maximální výšku dosahující 399 (m n. m.). Teplota vzduchu je v meziročním průměru 9,1 °C a roční úhrn srážek pak činí 463,6 mm (Praha 2008). Praha má nesmírně členěný georeliéf, s výraznými říčními zářezy. To společně s klimatickými poměry umožňuje vysokou diverzifikaci biotopů od původních mokřadů a lesních rezervací v jižní a východní části města Prahy po rezervace s teplomilnými trávníky na svazích v okolí řeky Vltavy. Ty jsou v okolí centra města nahrazeny velkými parky, které tvoří zeleň v urbanizovaném centru (Kadlec et al., 2008).

Pro sběr dat bylo na území Prahy vybráno 20 lokalit (Obr. 1, Tab. 1) rozmístěných podél gradientu od centra města (jako střed města bylo bráno Karlovo náměstí) s výrazným zastoupením zastavěných ploch až k jeho okraji. Deset lokalit tvořily městské parky udržované pravidelnou vícenásobnou sečí (4–6 za sezonu). V parcích převažovaly nízko sečené trávníky sečené přibližně do 5 cm výšky, dále zde byly v menším zastoupení okrasné stromy, keře a okrasné záhony. Zbývajících deset bylo neudržovaných (v textu uváděných jako ruderalních); jednalo se o zpustlá stanoviště bez jakékoli cílené péče s minimální lidskou aktivitou (např. sešlap návštěvníky ploch). Na těchto plochách byla vegetace heterogennější, ve větší míře zastoupená stromy a keři s ruderalizovanými trávníky.

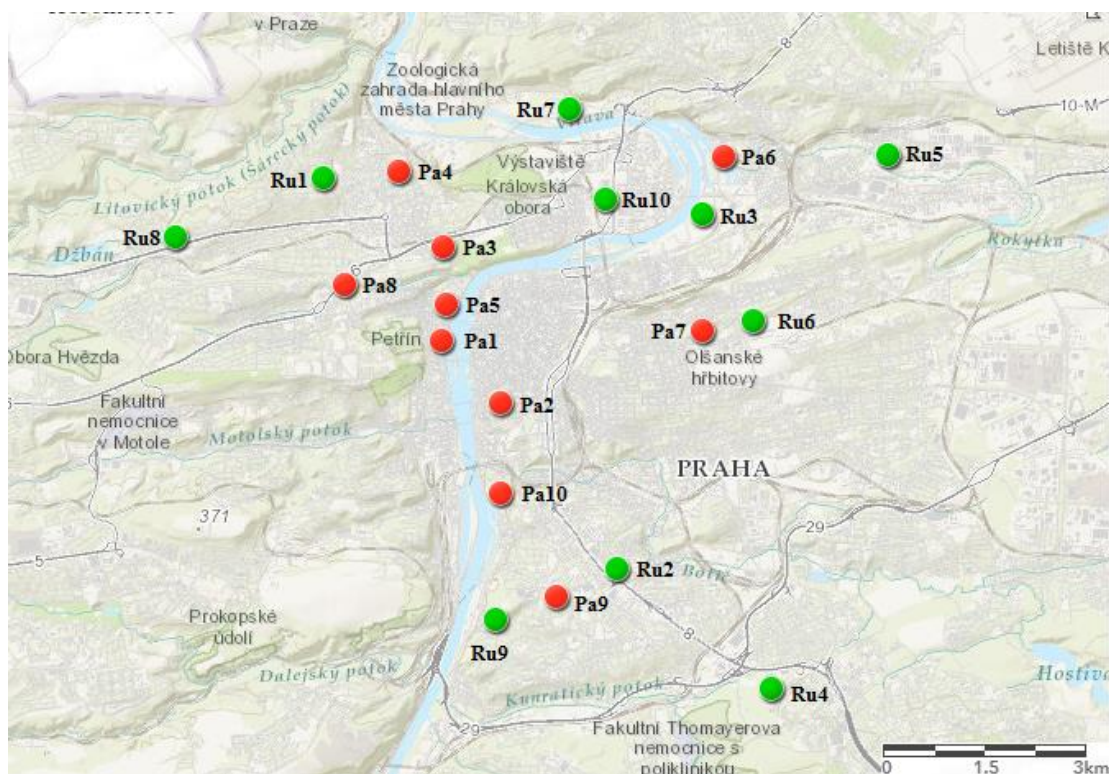
4.2 Sběr dat

V rámci studie byly na vybraných plochách sbírána data o diverzitě motýlů s denní aktivitou (druhy zařazené do nadčeledí Zygaenoidea, Papilionoidea a Hesperioidea); dále označovány jako “motýli”). Nomenklatura jednotlivých druhů byla převzata z práce (Laštůvka & Liška 2011). Průzkum probíhal od roku 2016 do roku 2018 (Příloha 1), a to vždy od začátku května do konce září. Sledované lokality se mezi jednotlivými lety lišily. Každá lokalita byla v daném časovém intervalu konkrétního roku navštívena desetkrát s pravidelnými intervaly 13-15 dní. Návštěvy probíhaly za standardních podmínek v čase mezi 9:00–17:00, minimální teplotou $> 17\text{ }^{\circ}\text{C}$, za slunečného, maximálně polojasného počasí, při bezvětří až vánku). Během každé návštěvy byly formou časované pochůzky, jejíž délka se odvíjela od rozlohy lokality ($< 1\text{ ha} - 0,5\text{ h}$; $< 10\text{ ha} - 1\text{ h}$) (Kadlec et al., 2012), zaznamenány všechny pozorované druhy a jedinci motýlů a pokaždé byla lokalita plošně procházena se zvláštním důrazem na plochy atraktivní pro denní motýly (kvetoucí rostliny, vlhká místa apod.). Jedinci z druhového komplexu žluťásek jižní (*Colias alfacariensis* Ribbe, 1905) – žluťásek čičorečkový (*Colias hyale* (Linnaeus, 1758)) nebyly determinováni do druhu a jejich nálezy jsou dále označovány už jen názvem komplexu *Colias hyale* – *alfacariensis*.

Na vybraných lokalitách byly také sbírány parametry prostředí, které mají prokazatelný vliv na diverzitu denních motýlů (Dennis et al., 2004; Kadlec et al., 2010; Jarošík et al., 2011; Konvička et al., 2016). Jedná se zejména o strukturu vegetace, jež byla vyjádřena jako podíl stromů (dřeviny $> 3\text{ m}$), keřů (dřeviny $< 3\text{ m}$), nízkých trávníků (výška travino-bylinné vegetace $< 5\text{ cm}$) a vysokých trávníků ($> 10\text{ cm}$) z celkové rozlohy lokalit.

Dále byla sbírána data o rozloze lokality (v hektarech), typu zkoumané plochy (park, ruderal), a vzdálenosti lokality od centra města (v kilometrech). Data o rozloze každé lokality byla změřena za pomoci Geoportálu ČÚZK. Typy zkoumané plochy (parku nebo ruderalu) byly vybrány dle převažujícího managementu (Dennis et al., 2004; Kadlec et al., 2010; Konvička et al., 2016). Na každé ploše byla během několika návštěv odhadnuta struktura vegetace (procentuální zastoupení jednotlivých typů vegetace na lokalitě – stromů, keřů, nízkých trávníků a vysokých trávníků). Přítomnost

některých druhů motýlů mohla být ovlivněna vzdáleností centroidu od centra města (Kadlec et al., 2012). Data byla změřena za pomoci Geoportálu ČÚZK a podle souřadnic GPS získaných během návštěvy plochy.



Obr. 1 Pozice vybraných studijních ploch na území hl. m. Praha, na kterých byl v letech 2016–2018 prováděn průzkum diverzity denních motýlů. Červenou barvou jsou znázorněny parky a zelenou jsou označeny ruderální plochy. Park na Karlově náměstí (plocha Pa2) vystupuje v studii jako centrum města. Zkrácené názvy lokalit viz. Tab. 1. (<https://accounts.esri.com>)

| Lokalita | Zkratka a | Počet jedinců b | Počet druhů c | Typ plochy | Plocha (ha) | Souřadnice (GPS) | Vzdálenost (km) d |
|------------------------|---------------------|---------------------------|-------------------------|---------------|----------------|-----------------------------|-----------------------------|
| Arabská | Ru8 | 120 | 19 | Ruderál | 2,8 | 50.0984708N, 14.3529464E | 5,408 |
| Centrální park Pankrác | Pa9 | 41 | 11 | Park | 4,1 | 50.0494756N, 14.4311919E | 3,097 |
| Hláška | Ru9 | 299 | 22 | Ruderál | 0,3 | 50.0464992N, 14.4192883E | 3,329 |
| Kampa | Pa1 | 4 | 2 | Park | 2,87 | 50.0840919N, 14.4081678E | 1,268 |
| Karlovo náměstí | Pa2 | 10 | 4 | Park | 4 | 50.0764978N, 14.4201628E | 0 |
| Kotlářka | Ru1 | 141 | 11 | Ruderál | 1,9 | 50.1057931N, 14.3828156E | 4,221 |
| Nádraží Vltavská | Ru10 | 231 | 18 | Ruderál | 3,7 | 50.1011206N, 14.4419100E | 3,157 |
| Nádraží Žižkov | Ru6 | 114 | 18 | Ruderál | 3,3 | 50.0865081N, 14.4733025E | 3,954 |
| Pankrác | Ru2 | 40 | 7 | Ruderál | 0,58 | 50.0528717N, 14.4445869E | 3,122 |
| Park Ch.G.Masarykové | Pa3 | 0 | 0 | Park | 1 | 50.0959244N, 14.4050028E | 2,433 |
| Park L. Cárdenase | Pa4 | 17 | 7 | Park | 1,75 | 50.1065569N, 14.3983725E | 3,671 |
| Park Vander Stoye | Pa8 | 26 | 12 | Park | 4,8 | 50.0911822N, 14.3869678E | 2,865 |
| Parukářka | Pa7 | 34 | 11 | Park | 6,5 | 50.0859128N, 14.4644244E | 3,287 |
| Rohanský ostrov | Ru3 | 172 | 9 | Ruderál | 1,66 | 50.0991731N, 14.4621875E | 3,97 |
| Roztyly | Ru4 | 159 | 12 | Ruderál | 2,2 | 50.0372075N, 14.4770042E | 5,983 |
| Tomayer | Pa6 | 31 | 14 | Park | 3,7 | 50.1086350N, 14.4667367E | 4,489 |
| Troja | Ru7 | 136 | 19 | Ruderál | 1,8 | 50.1150200N, 14.4341961E | 4,37 |
| Vojanovy sady | Pa5 | 8 | 3 | Park | 1,96 | 50.0886008N, 14.4084147E | 1,593 |
| Vysočany | Ru5 | 30 | 7 | Ruderál | 0,3 | 50.1088275N, 14.5012136E | 6,809 |
| Vyšehrad | Pa10 | 70 | 9 | Park | 3,5 | 50.0627147N, 14.4209942E | 1,481 |

Tab. 1 Vybrané lokality monitoringu denních motýlů na území hl. m. Prahy v letech 2016–2018.

Legenda: **a** – kód lokality, **b** – celkový počet jedinců na dané lokalitě, **c** – celkový počet zaznamenaných druhů sledovaných motýlů na dané lokalitě, **d** – vzdálenost centroidu lokality od centra města (Karlovo náměstí)

4.3 Analýza dat

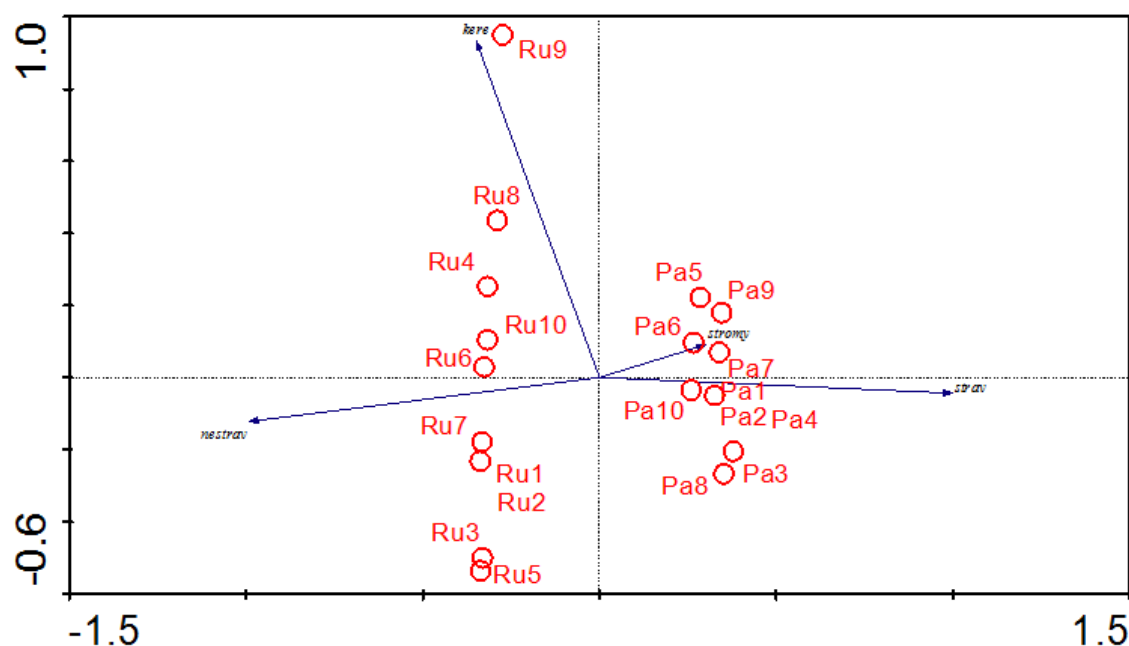
4.3.1 Abundance a diverzita denních motýlů

Vztah počtu jedinců denních motýlů a druhové diverzity (závislé proměnné; dále jen *abundance* – sumární počet jedinců ze všech návštěv pozorován na lokalitě; resp. *druhy* – celkový počet druhů zjištěných na lokalitě během všech návštěv) k sledovaným prediktorům byl modelován přes zobecněné lineární modely s negativně binomickým rozdělením chyb. Všechny jednorozměrné analýzy probíhaly v prostředí programu R 3.5.1 (R Core Team 2016).

V prvním kroku analýzy *abundancí* byly testovány efekty potenciálních kovariát, pro které lze očekávat signifikantní efekt na četnost denních motýlů. Tyto environmentální proměnné v studii přímo nevystupují jako sledované prediktory a ve vlastním modelu by mohly vystupovat jako náhodné efekty. Byly testovány zobecněné lineární modely (*glm.nb*) s vysvětlujícími členy sezony (rok výzkumu; tedy 2016, 2017 nebo 2018; *rok*) a *geografické pozice* jednotlivých ploch (pro otestování možné prostorové autokorelace, s členy modelu zeměpisná šířka, délka, jejich polynomy druhého stupně a vzájemná interakce). V případě modelů s *abundancemi* neměla žádná tato potenciální kovariáta signifikantní vliv, následné modely tedy neobsahovaly náhodné efekty.

V dalším kroku byla otestována signifikance jednoduchých *glm* modelů s *abundancí* jako závislé proměnné k jednotlivým zkoumaným prediktorům (v případě kontinuálních proměnných včetně jejich polynomického členu). Jako prediktory v těchto modelech vystupovaly postupně proměnné: typ zkoumané plochy (ruderální plocha nebo městský park; *biotop*), rozloha lokality (v ha; *rozloha*), vzdálenost centroidu lokality od centra města (v m; *vzdálenost*) a struktura vegetace (procentuální zastoupení jednotlivých typů vegetace na lokalitě – stromů, keřů, nízkých trávníků a vysokých trávníků). Charakter struktury vegetace byl popsán přes definici hlavních gradientů pomocí analýzy hlavních komponent (*PCA*) v prostředí programu Canoco for Windows 4.5 (Ter Braak & Smilauer 2002). Pro rozlišení hlavních komponent vysvětlujících většinu variability v datech byla použita metoda *scree plot* (Jackson,

1993). Na základě tohoto kritéria byly pro popis gradientů struktury vegetace vybrány skóry prvních dvou os z PCA analýzy (dále nazvané jako *VEG1* a *VEG2*; Obr. 2).



Obr. 2 PCA diagram zobrazující vztah proměnných popisujících strukturu vegetace zkoumaných lokalit (keře – podíl keřové vegetace, stromy, strav – sečené trávníky, nestrav – nesečené trávníky) a typu biotopu (Pa – městské parky, Ru – ruderalní plochy). Pro kódy lokalit a jejich vegetační charakteristiky viz. Příloha 1.

Jelikož vztah mezi *biotopem* a *VEG1* byl výrazný (Mann-Whitneyův test: $W=100$, $p < 0,001$), vstupoval do analýzy pouze prediktor *biotop*.

Do následného modelu testujícího vliv prediktorů na *abundance* denních motýlů byly vybrány pouze prediktory, jež měly signifikantní nebo marginálně signifikantní efekt v předešlých jednoduchých modelech. Tento model byl následně pomocí metody *backward selection* zjednodušován na finální minimální adekvátní model, ve kterém zůstaly pouze prediktory mající signifikantní vliv na *abundance*.

Analýza druhové diverzity postupovala obdobným způsobem jako analýza *abundancí*. Na rozdíl od předešlých analýz měla na počet *druhů* vliv i kovariáta *rok*. Jednotlivé následné analýzy byly tedy modelovány pomocí zobecněných modelů s náhodným efektem (*glmm*) za použití balíčku *glmmTMB* (Bolker 2019), ve kterých *rok* vystupoval jako náhodný efekt. Obdobně pomocí jednoduchých *glmm* modelů byly stanoveny prediktory se signifikantním nebo marginálně signifikantním vlivem na *druhy*, jež pak vstupovaly do finálního *glmm* modelu. Z těchto prediktorů byl na

základě Akaikova informačního kritéria AICc (Akaike 1974; Burnham & Anderson 2002) pomocí balíčku MuMIn (Bartoň 2018) vybrán nejparsimonnější model s nejnižší hodnotou AICc. Podobně jako v případě *abundancí* nebyl do modelu zahrnut prediktor *VEGI*.

4.3.2 Druhové složení denních motýlů

Vztah druhového složení denních motýlů (všechny zaznamenané druhy ze všech návštěv včetně jejich celkových četností; *druhové složení*) k testovaným prediktorům byl testován pomocí RDA analýzy (*redundancy analysis*) v programu Canoco for Windows 4.5 (Ter Braak & Smilauer 2002). Obdobně jako v případě jednorozměrných analýz byly nejdříve testován vliv případných kovariát *rok* a *geografické pozice*. Pouze *rok* měl signifikantní efekt na druhové složení, proto v následujícím modelu vstupoval jako kovariáta. V dalším kroku byl sestaven RDA model se všemi potenciálními prediktory, z nichž byly pomocí postupné *forward selekce* (Monte Carlo permutační test, 999 permutací) vybrány pouze prediktory mající signifikantní efekt na druhové složení denních motýlů. Následně byl z prediktorů, jež byly vybrány forward selekcí, sestaven konečný RDA model (testován Monte Carlo permutačním testem, 999 permutací).

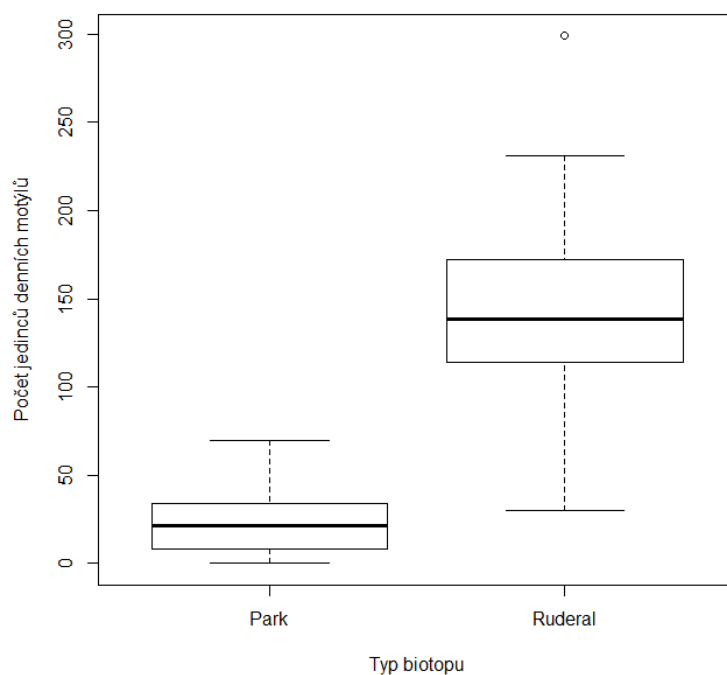
5. Výsledky

Celkem během všech návštěv na lokalitách bylo pozorováno 1683 exemplářů denních druhů motýlů patřících do 32 druhů a 5 čeledí (Příloha 2). V parcích bylo pozorováno 241 exemplářů (průměr \pm SE: $24,1 \pm 21,2$) denních motýlů patřících do 25 druhů ($7,3 \pm 4,8$), na ruderálech 1442 exemplářů ($144,2 \pm 80,3$) denních motýlů patřících do 31 druhů ($14,2 \pm 5,6$). Z druhů, které byly zařazeny v Červeném seznamu bezobratlých (Hejda et al., 2017), byly zaznamenány tři téměř ohrožené (NT) druhy denních motýlů: ostruháček ostružinový (*Callophrys rubi* (Linnaeus, 1758)) a modrásek černolemý (*Plebeius argus* (Linnaeus, 1758)), které se více vyskytovaly na ruderalizovaných plochách, a otakárek ovocný (*Iphiclides podalirius* (Linnaeus, 1758)) s častějším výskytem v parcích.

5.1.1 Abundance a diverzita denních motýlů

Studované lokality bylo možné na základě podobnosti v rámci struktury vegetace dobře odlišit do obou typů biotopu (městské parky, ruderální plochy; Obr. 2). První osa PCA diagramu (VEG1, 92 % variability v druhových datech) rozděluje lokality na ruderální plochy (s výrazným zastoupením nesečených trávníků) a městské parky (s výrazným zastoupením sečených trávníků). Druhá osa (VEG2, 5,1 % variability v druhových datech) rozděluje zkoumané lokality dle podílu keřnaté vegetace na lokality s vysokým až nízkým podílem keřů.

V rámci jednoduchých *glm* modelů zaměřených na abundanci denních motýlů (abundance ~ konkrétní prediktor) měl signifikantní efekt vliv biotopu a marginálně signifikantní efekt vzdálenost od centra města (Tab. 2). Tyto proměnné pak vstupovaly do finálního modelu, který byl dále zjednodušován na konečný minimální model. Ten obsahoval již pouze efekt typu biotopu (Obr. 3, Tab. 3). Na ruderálních plochách bylo zaznamenáno signifikantně více jedinců denních motýlů než v parcích. Vzhledem k výrazné korelaci mezi typem biotopu a struktury vegetace (VEG1) lze vztah interpretovat vysokým podílem nesečených ploch na lokalitách s vysokým počtem jedinců motýlů, resp. vysokým podílem ploch s vícenásobnou sečí na lokalitách s nízkou abundancí motýlů.



Obr. 3 Box-plot srovnávající celkové počty jedinců denních motýlů pozorovaných na parkových a ruderálních plochách. Znázorněny jsou minimální hodnoty, hodnoty 25. percentilu, mediánu, 75. percentilu a maximální hodnoty.

| Model (Abundance ~) | Df | Deviance Resid. | Df | Resid. Dev | Pr(>Chi) |
|----------------------|----|-----------------|----|------------|----------|
| ~ biotop | 1 | 22,732 | 18 | 23,670 | < 0,0001 |
| ~ vzdálenost | 1 | 3,4615 | 18 | 23,680 | < 0,10 |

Tab. 2 Výsledky jednoduchých glm modelů zkoumající vztah abundancí denních motýlů a jednotlivých prediktorů. Zobrazeny jsou pouze signifikantní a marginálně signifikantní modely.

| | Df | DF Deviance Resid. | Df | Resid. Dev | Pr(>Chi) |
|--------|----|--------------------|----|------------|----------|
| NULL | | | 19 | 46,402 | |
| biotop | 1 | 22,732 | 18 | 23,670 | < 0,0001 |

Tab. 3 Minimální adekvátní model popisující vztah počtu denních motýlů k typu biotopu (park, ruderál).

Počet zjištěných druhů denních motýlů se signifikantně lišil mezi jednotlivými roky pozorování (2016 vs. 2017: $z = -4,375$, $p < 0,0001$; 2016 vs. 2018: $z = -3,764$, $p < 0,0001$; 2017 vs. 2018: $z = 0,141$, $p > 0,05$). Proměnná rok tedy vystupovala v následných smíšených modelech jako náhodný efekt.

V rámci jednoduchých *glm* modelů zaměřených na druhovou diverzitu denních motýlů (druhy ~ konkrétní prediktor) měl signifikantní efekt vliv biotopu a vzdálenosti od centra města; a marginálně signifikantní efekt vliv rozlohy lokality (Tab. 4). Z těchto proměnných pak byl pomocí balíčku MuMIn vybrán nejparsimonnější model s nejnižší hodnotou AIC, jež obsahoval prediktory typ biotopu, vzdálenost od centra a rozloha lokality (Tab. 4). Počet druhů motýlů byl vyšší na ruderních lokalitách, a zároveň na lokalitách vzdálenějších od centra města a s větší rozlohou.

| Model (druhy ~) | AIC | BIC | logLik | deviance | Chisq Chi | Df | Pr(>Chisq) |
|---------------------------------|--------|--------|---------|----------|-----------|----|------------|
| ~ biotop + (1 rok) | 123,35 | 127,34 | -57,677 | 115,35 | 7,3893 | 1 | < 0,01 |
| ~ rozloha + (1 rok) | 128,01 | 132,00 | -60,006 | 120,01 | 2,7305 | 1 | < 0,1 |
| ~ vzdálenost + (1 rok) | 128,01 | 124,36 | -56,190 | 112,38 | 10,364 | 1 | < 0,0001 |

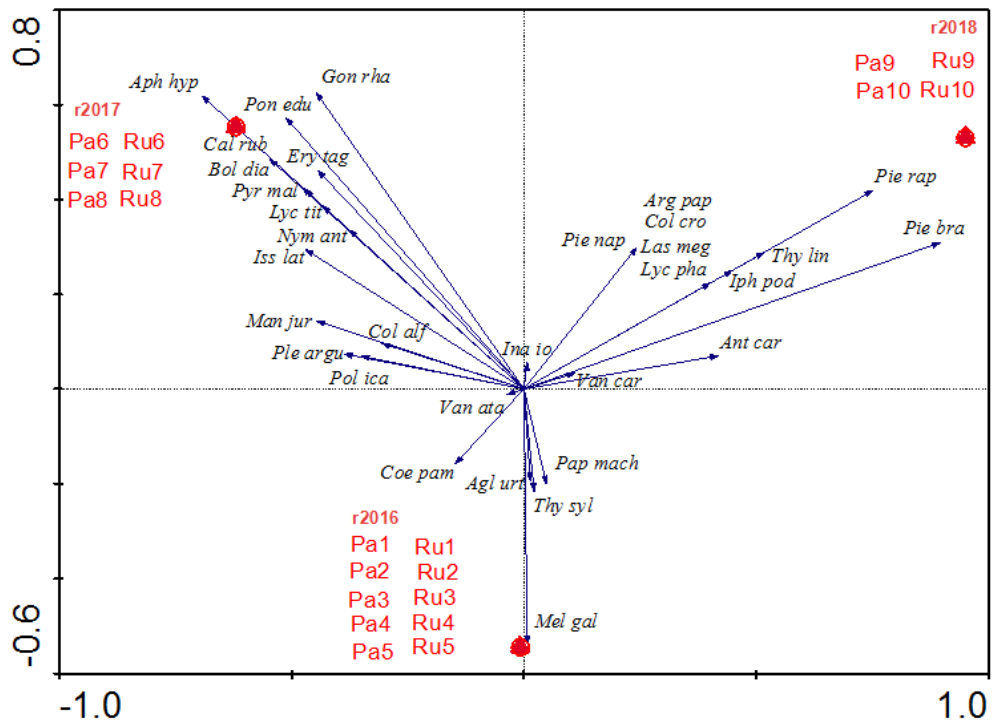
Tab. 4 Výsledky jednoduchých glmm modelů s náhodným efektem roku pozorování, zkoumající vztah diverzity denních motýlů a jednotlivých prediktorů. Zobrazeny jsou pouze signifikantní a marginálně signifikantní modely

| Model | Intercept | biotop | Vzdálenost | plocha | df | logLik | AICc |
|-------|-----------|--------|------------|---------|----|---------|-------|
| 8 | + | + | 0,09888 | 0,05318 | 6 | -51,688 | 121,8 |

Tab. 5 Nejparsimonnější model popisující vztah prediktorů k druhové diverzitě motýlů sledovaných lokalit.

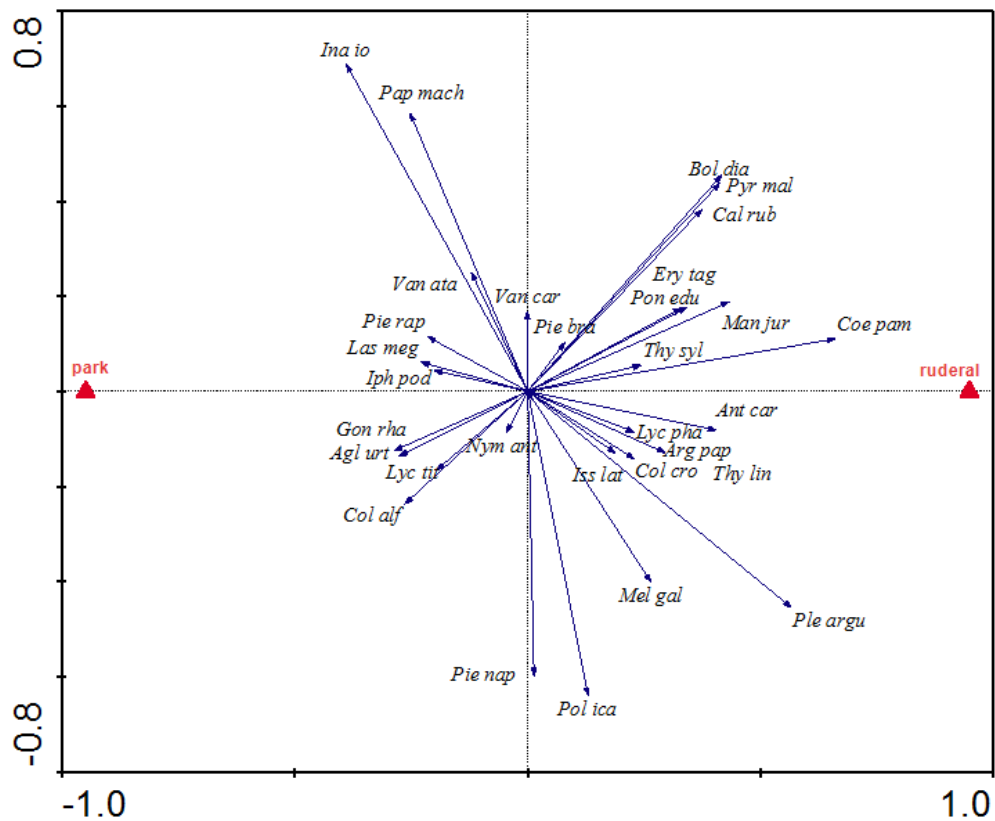
5.1.2 Druhové složení denních motýlů

Druhové složení denních motýlů lokalit monitorovaných v konkrétním roce se mezi jednotlivými lety významně lišilo (Obr. 4, RDA model: test všech kanonických os: trace = 0,280; F = 3,309; p < 0,0010; model vysvětluje 28 % variability v druhových datech). Rok průzkumu v následujících modelech vystupoval jako kovariáta.



Obr. 4 RDA diagram zobrazující vztah sezony (roku pozorování) a druhového složení jednotlivých lokalit. Monitoring byl každou sezonu prováděn na jiném souboru lokalit. Pro plné názvy lokalit viz. Tab. 1 a druhů Příloha 2.

Do finálního RDA modelu byl pomocí forward selekce vybrán pouze prediktor *biotop*. (Monte Carlo permutační test, 999 permutací, F = 3,15, p < 0,01). Konečný RDA model (*species~biotop/rok*) byl statisticky průkazný (test všech kanonických os: trace = 0,118; F = 3,150; p < 0,002; model vysvětluje 16,38 % variability v druhových datech; Obr. 5).



Obr. 5 RDA diagram vlivu typu lokality (městský park nebo ruderalní plocha) na druhové složení denních motýlů. Plné názvy druhů denních motýlů viz. Příloha 2.

V parcích se více vyskytovaly druhy mobilnější (*Vanessa atalanta* (Linnaeus, 1758)) a generalisté (*Inachis io* (Linnaeus, 1758), *Aglais urticae* (Linnaeus, 1758)) *Colias hyale-africanensis*, zatímco na ruderálech bylo možné navíc najít druhy květnatějších a xerothermních stanovišť s rozvolněnou vegetací (*Polyommatus icarus* (Rottemburg, 1775), (*Plebejus argus* (Linnaeus, 1758)), druhy křovinatých xerothermů (*Callophrys rubi* (Linnaeus, 1758)) a druhy luční (*Melanargia galathea* (Linnaeus, 1758), *Anthocharis cardamines* (Linnaeus, 1758), *Maniola jurtina* (Linnaeus, 1758), *Coenonympha pamphilus* (Linnaeus, 1758)).

6. Diskuse

Z výsledků diplomové práce jsou patrné rozdíly mezi společenstvím motýlů městských parků s vícenásobnou celoplošnou sečí a ruderálními plochami. Oba typy ploch se lišily nejen v počtu jedinců denních motýlů, ale také v počtu druhů, které se zde vyskytovaly. Toto zjištění je v souladu s dosavadními poznatky, kdy byla pozorovaná diverzita a abundance denních motýlů negativně ovlivněna mírou urbanizace (Blair 1999). RDA analýza prokázala, že charakter plochy (a uplatňovaného managementu) má významný efekt na složení fauny denních motýlů (obdobně např. Nilsson et al., 2013). Parky se od ruderálních ploch také lišily v druhovém složení. V parcích měli tendenci více se vyskytovat habitatoví generalisté, kteří jsou schopni tolerovat intenzivnější management, případně jsou natolik mobilní, že navštěvují více vzdálených ploch s ohledem na proměnlivou dostupnost nektaru (Beninde et al., 2015; Konvička & Kadlec 2011; Shapiro 2002; Shwartz et al., 2013). Vzhledem k vyšší mobilitě jsou tak schopni tyto motýli v době, kdy chybí nektar na travnatých plochách parků, migrovat do vzdálenějších ploch městské zeleně a zahrad a navštívit záhony s dostatečným počtem nektaronosných rostlin, případně městské parky využívají pouze krátkodobě a vlastní vývoj probíhá patrně v jiných částech města s dostatečnými a vhodnými potravními zdroji (Kowarik 2011; McKinney 2002). Vyšší počet specialistů xerothermních stanovišť s rozvolněnou vegetací a druhů luční na ruderálních plochách je dán tím, že tyto plochy jsou z hlediska složení a struktury vegetace bližší jejich přirozeným biotopům. Obdobná zjištění popsali Angold et al. (2006), Bergman et al. (2008), Fischer et al. (2013), Kadlec et al. (2008, 2011) nebo Öckinger et al. (2009). Výsledky těchto prací potvrzují častější výskyt motýlů lučních společenstev a xerothermních trávníků na přírodě blízkých plochách (např. chráněná území, fragmenty polopřirodních stanovišť) (Příloha 6); generalisté a mobilní druhy dominovaly městským parkům a silně urbanizovaným plochám (Příloha 4).

Zároveň, mimo vlastní typ studijních ploch, byla druhová diverzita pozitivně ovlivněna rozlohou ploch a jejich izolovaností v urbanizovaném prostředí (vyjádřenou jako vzdálenost od centra města). Není zřejmé, zda rozlohou menší lokality musí nutně nabízet méně nektaru, úkrytových příležitostí a možností pro vývoj jedinců v porovnání s velkými lokalitami, na kterých nektar a úkrytové příležitosti mohly

naopak chybět (Blair 1997). S klesajícím gradientem města směrem od centra pravděpodobně klesá i izolovanost zkoumaných lokalit (Diekotter et al., 2007). Častěji se tak na místech vzdálenějších od centra města objevovaly v okolí zkoumaných ploch polopřirodní fragmenty (stepní plošky, zahrádkářské kolonie a zahrady rodinných domů), které jednak mohly zvýšit prostupnost městské krajiny, a taktéž mohly sloužit jako zdrojové lokality specializovanějším druhům, jež pak mohly aspoň krátkodobě navštěvovat sledované plochy (Konvička & Kadlec 2011).

6.1 Doporučený management pro městskou zeleň

Výsledky práce popisující diverzitu denních motýlů v urbanizovaném prostředí vedou k návrhu opatření v nástrojích péče tak, aby se diverzita denních motýlů městských ploch zvýšila. Jedním ze signifikantních faktorů, který ovlivňoval společenstva denních motýlů, byla intenzita managementu příslušné plochy vyjádřená nepřímo typem biotopu (parky s celoplošnou vícenásobnou sečí, ruderální s minimálními zásahy v podobě sešlapu). Typ managementu ovlivňoval strukturu vegetace a utvářel tak homogenitu či heterogenitu plochy, která ovlivňovala druhové složení denních motýlů (Dennis et al., 2004). Struktura vegetace má vliv na zastoupení denních motýlů a přítomnost druhů specializovaných na různé struktury vegetace. Se zvyšující se heterogenitou vegetace roste zastoupení druhů denních motýlů (Kadlec et al., 2010). Pro zvýšení diverzity denních motýlů ve městech je klíčový správný management ploch trvalé zeleně. Zachování zelených ploch jako jsou například zahrady a parky ve městech, nabízí mnoho příležitostí pro denní motýly (Angold et al., 2006; Gaston et al., 2005a, b). Aby bylo zachování městské zeleně účinné, měl by se management zaměřit na zajištění zdrojů pro prioritní druhy vyskytující se v například v městských rezervacích (Kadlec et al., 2008). Řešením by mohla být úprava intenzity a formy nástrojů péče o parkové plochy, které by nemusely být ani ekonomicky nákladné, ani by se nejednalo o časově náročné zásahy.

Jednou z možností, jak by mohla být zvýšena atraktivita městských parků pro určitá společenstva denních motýlů, je možnost obohatit parkové plochy skalními strukturami (odhalenými kameny) či malými ploškami s rumištní vegetací jako jsou kopřivy, vytvoření květnatých záhonků či nesečených plošek, které by se po sezonách střídaly (Příloha 4, Příloha 8). Vhodná je také výsadba keřnatých a stromových druhů

domácích dřevin (na území Prahy to jsou hlavně listnaté stromy) a diferenciaci travního porostu. Pro populace motýlů vázaných na luční společenstva by byl vhodný management s nepravidelnou (mozaikovou sečí) na plochách s různě velkým rozsahem obhospodařovaného fragmentu, jak popsal Konvička et al. (2005). Tyto zásahy by mohly přispět k zachování biologické rozmanitosti, obohacení vizuálního vzhledu městské zeleně, která se nyní často skládá z pouze vysazených stromů, které se střídají s intenzivně posečenými trávníky, jak uvádí Kadlec et al. (2008). Změnu diverzity v parcích by mohla ovlivnit změna četnosti seče v parcích z aktuálních 4–6 sečí za rok nebo její načasování s ohledem na vegetační sezonu a rozčlenění plochy (šachovnice) tak, aby byla posečena vždy jen její část. Tím by nedošlo k narušení žíru housenek a vývoje v dospělce (Konvička et al., 2016). Takto zvoleným managementem by mohla být pozitivně ovlivněna nejen estetika parků, ale především jejich biodiverzita.

Urbanizací městských částí a s ní související výstavbou vznikají různé typy rudérálních ploch, které nahrazují běžně dostupné plošky v krajině (plošky s obnaženým substrátem, různým mikroklimatem a rozmanitým složením nektaronosných rostlin), ale ve městech chybí (Konvička et al., 2016). Různé nevzhledné plochy (menší postindustriály, navážky stavebních sutí nebo zemin) jsou v mnoha případech rekultivovány. Technickou rekultivací jsou tato rumiště často zavezena orníci, osázená nepůvodními dřevinami, a tím je na jejich plochách znemožněno vytvoření xerothermních společenstev. Pro tyto plošky by byla nejlepší možností rekultivace přirozenou cestou pomocí přirozené sukcese (Morris 2000; Settele et al., 2009; Valtonen et al., 2007; Van Dyck et al., 2009). Biotopy s podobným potenciálem jsou často likvidovány liniovými stavbami (typu silnic), zřizováním sportovních center, ale i cílenou likvidací živých rostlin pod záminkou, že se jedná o plevely či plevelné dřeviny. Na rudérálních plochách probíhá primární sukcese, a jak by se na první pohled mohlo zdát, management nepotřebují (Příloha 5). Ten by se však měl odvíjet od specifických potřeb ochranně nejvýznamnějších druhů nebo skupinou druhů na konkrétní lokalitě (Konvička et al., 2005). Vhodná je tedy řízená sukcese, při které dochází k blokování sukcese na stanovišti vyřezáváním křovin, mozaikovým sečením či řízeným vypalováním tak, aby nedošlo ke ztrátě těchto významných a pro biodiverzitu vzácných plošek ve městech (Beneš et al., 2002).

6.2 Extrémní počasí a jeho vliv na motýly

Proměnlivým faktorem během několikaletého pozorování na území hlavního města Prahy bylo počasí, které ovlivnilo sběr dat v letech 2017 a zejména v roce 2018 svými vysokými teplotami. Do jisté míry v tom mohl hrát roli i výběr lokalit během pozorovaných sezon, protože na každé lokalitě se vyskytovaly odlišné druhy v odlišných četnostech, to ovšem nemusí platit pro běžné druhy denních motýlů, které jsou alespoň na přirozenějších lokalitách téměř vždy poměrně četné. Některé druhy motýlů tak aktivovaly v jiných četnostech než v roce 2016, a to se projevilo ve výsledcích samotné práce. Vysoké teploty by mohly vést ke změnám druhových společenstev či ke změnám ekologie jednotlivých druhů (Příloha 3), protože nárůst frekvence a intenzity teplotních výkyvů počasí je jednou z hrozeb pro společenstva denních motýlů (McLaughlin et al., 2002; Schär et al., 2004; Scheffers et al., 2014). To se může projevit na mnoha úrovních biodiverzity od individuálních reakcí jedinců až po specifické reakce celých skupin druhů, např. v podobě dřívější fenologie, nadpočetných generací, emigrací z důvodu nedostatku nektaru v období sucha atd. (Bellard et al., 2012; Gutschick & Bassiri-Rad 2003; De Palma et al., 2017).

S největší pravděpodobností by v období sucha došlo ke změně motýlích společenstev od specializovaných druhů s nižší mobilitou směrem k mobilnějším generalistům. Obecně se předpokládá, že by k nejrozsáhlejším změnám došlo u společenstva, které se vyskytuje v místech s vysokou intenzitou sucha; s největší pravděpodobností však heterogenita lokální krajiny podpoří odolnost vůči těmto změnám ve společenstvu (De Palma et al., 2017). Extrémní sucho by mohlo mít vážné dopady na motýly a některé studie naznačují, že tyto dopady mohou mít dlouhodobé účinky na společenstva (Dennis et al., 2004; Kemp et al., 2008; Oliver et al., 2015). Reálně by však mohlo dojít ke změnám i ve společenstvech hostitelských rostlin a jejich reakci na klimatické změny (Kardol et al., 2010), zatímco stav rostlin a jejich vhodnost pro motýly by nemusely utrpět (Dennis 2010; Gibbs et al., 2012).

Není však zcela jasné, jaký typ managementu v Praze zvolit za účelem podpory pružnosti funkcí ekosystému, ale je možné doporučit některé zásahy. Jedním z návrhů by mohla být propagace nebo prioritizace urbánní heterogenity (Smithers et al., 2008;

Oliver et al., 2010). To podporuje teorie o různorodosti urbánní heterogenity, která může vést ke změnám ve společenstvu (například zapříčiněným suchem (Příloha 3)), ale s různými účinky na různorodá společenstva denních motýlů. Na některých mikrostanovištích (trávnících) mohou vlivem variability vegetace v období sucha vznikat pro denní motýly příznivější podmínky (nižší teplota, dostupnost krytu) (Breed et al., 2012).

7. Závěr

V průběhu systematického tříletého výzkumu, který probíhal každoročně v období od května do září v letech 2016, 2017 a 2018 bylo celkem pozorováno 1683 jedinců z 32 druhů denních motýlů patřících do 5 čeledí; v parcích bylo pozorováno 241 exemplářů denních motýlů patřících do 25 druhů; na rudéralech 1442 exemplářů denních motýlů patřících do 31 druhů. Zároveň byl zaznamenán výskyt tří druhů motýlů zařazených do Červeného seznamu bezobratlých. Porovnáním četností motýlů a vlivu vegetace bylo prokázáno, že se větší počet jedinců i druhů motýlů vyskytoval na plochách s menší intenzitou lidských zásahů (rudéralech), na rozdíl od ploch s velmi intenzivními a celoplošnými zásahy (městske parky. Abundance, diverzita a druhové složení denních motýlů byly přímo ovlivněné hlavně typem plochy (a v spojitosti také s charakterem trávníků), ale diverzita taktéž vzdáleností od centra města a rozlohou lokality.

V průběhu výzkumu bylo prokázáno, že druhy xerothermní či luční měly vyšší afinitu k ruderálním plochám; na parkových plochách, které byly udržovány pravidelnou sečí, se objevovaly především generalisté. Z urbanizovaného prostředí se pomalu vytrácejí ruderální plochy, které však hrají podstatnou roli v zachování biodiverzity, a je proto vhodné tyto plochy udržovat šetrnými zásahy (např. bránění zarůstání ploch dřevinami) v požadovaném stadiu sukcese. Z tohoto důvodu jsou zbývající městské ruderální plochy vhodné pro výzkumnou činnost, pravidelný monitoring a případné komparativní studie s plochami v rezervacích či městských parcích. Ke zvýšení biodiverzity motýlů v urbanizovaném prostředí by jednoznačně napomohlo omezení či upravení managementu ploch (např. četnost sečí, výsadba původních nektaronosných rostlin). V posledních letech lze pozitivně hodnotit úpravy managementu parkových ploch v urbanizovaných oblastech; výše zmíněnou výsadbu záhonů či pásů nektaronosných rostlin, které přispívají ke zvýšení biodiverzity, lze však zahlédnout pouze sporadicky (Příloha 7, Příloha 8, Příloha 9).

Na studie uvedené v diplomové práci by bylo možné a jistě i vhodné navázat dalšími výzkumy ruderalizovaných částí měst, kterými jsou například vlaková nádraží, která byla dříve plně využívána jako odstaviště vagonů a která se nyní proměnila v ruderální plochy postupně zarůstající vegetací. Postupná proměna těchto ploch nabízí velké

množství příležitostí nejen pro denní motýly, ale pravděpodobně pro ostatní skupiny bezobratlých. Tím by byl rozšířen pohled na mapování biodiverzity živočichů ve městech, které vzhledem k nedostatečnému prozkoumání těchto ploch, značně kolísá. Za ideálních podmínek by bylo možné pracovat na prozkoumání biodiverzity v rámci další studie, která by byla zaměřena na prozkoumání biodiverzity živočichů na ruderalních plochách v urbanizovaném prostředí. Zároveň by bylo vhodné do studie zařadit komplexní porovnání parkových ploch, ruderalních oblastí a chráněných ploch.

8. Bibliografie

- Akaike, H., 1974:** A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, 19: 716-723.
- Albrecht, H., Haider, S., 2013:** Species diversity and life history traits in calcareous grasslands vary along an urbanization gradient. *Biodiversity and Conservation*, 22: 2243-2267.
- Angold, P. G., Sadler, J. P., Hill, M. O., Pullin, A., Rushton, S., Austin, K., Small, E., Wood, B., Wadsworth, R., Sanderson, R., Thompson, K., 2006:** Biodiversity in urban habitat patches. *Science of The Total Environment*, 360: 196-204.
- Bartoň, K., 2018:** Package ‘MuMIn’ Multi-Model Inference. <https://cran.r-project.org/web/packages/MuMIn/MuMIn.pdf>. [Online] 1.42.1, 23.7.2018. <https://cran.r-project.org/web/packages/MuMIn/MuMIn.pdf>.
- Baum, K. A., Haynes, K. J., Dilleuth, F. P., Cronin, J. T., 2004:** The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology*, 85: 2671-2676,
- Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P. et al., 2012:** Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*, 15: 365-377.
- Beneš, J., Konvička, M., Dvořák, J., Fric, Z., Havelda, Z., Pavlíčko, A., Vrabec, V., Weidenhoffer, Z., (eds.), 2002:** *Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana I, II*. Praha: SOM, p.857. ISBN 80-903212-0-8.
- Beninde, J., Veith, M., Hochkirch, A., 2015:** Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecology Letters*, 18: 581-592.
- Bergman, K. O., Ask, L., Askling, J., Ignell, H., Wahlman, H., Milberg, P., 2008:** Importance of boreal grasslands in Sweden for butterfly diversity and effects of local and landscape habitat factors. *Biodiversity and Conservation*, 17: 139-153
- Blair, R. B. & Launer, A. E., 1997:** Butterfly diversity and human land use, species assemblages along an urban gradient. *Biological Conservation*, 80: 113-125.
- Blair, R. B., 1999:** Birds and butterflies along an urban gradient: surrogate taxa for assessing biodiversity. *Ecological Applications*, 9: 164-170.
- Blake, R. J., Woodcock, B. A., Ramsay, A. J., Pilgrim, E. S., Brown, V. K., Tallwin, J. R. & Potts, S. G., 2011:** Novel Margin Management to Enhance Auchenorrhyncha Biodiversity in Intensive Grasslands. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 140: 506-513.

- Bolker, B., 2019:** Getting started with the glmmTMB package. <https://cran.r-project.org/web/packages/glmmTMB/vignettes/glmmTMB.pdf>. [Online] 11.1.2019. <https://cran.r-project.org/web/packages/glmmTMB/vignettes/glmmTMB.pdf>.
- Breed, G. A., Stichter, S., Crone, E. E., 2012:** Climate-driven changes in northeastern US butterfly communities. *Nature Climate Change*, 3: 142-145.
- Burnham, K. P., Anderson, D. R., 2002:** *Model selection and multimodel inference. A practical information— theoretic approach*. New York: Springer-Verlag, ISBN 0-387-95364-7.
- Croci, S., Butet, A., Clergeau, P., 2008:** Does urbanization filter birds on the basis of their biological traits? *The Condor*, 110: 223-240.
- Cruz-Sáenz, D., Lazcano, D., 2012:** Biological and ecological aspects of *Xantusia sanchezi*, an endangered lizard in an oak forest in the state of Jalisco. *Review Mexican Biodiversity*, 3: 129-132.
- Čížek, L., Beneš, J., Konvička, M., Fric, Z., 2009:** Zpráva o stavu země: Odhmyzeno. Jak se daří nejpočetnější skupině obyvatel České republiky? *Vesmír*, 88: 386-389.
- De Palma, A., Dennis, R. L., Brereton, T., Leather, S. R. and Oliver, T. H., 2017:** Large reorganizations in butterfly communities during an extreme weather event. *Ecography*, 40: 577-585.
- Dennis, P., Young, M. R. & Gordon, I. J., 1998:** Distribution and Abundance of Small Insects and Arachnids in Relation to Structural Heterogeneity of Grazed, Indigenous Grasslands. *Ecological Entomology*, 23: 253-64.
- Dennis, R. L. H., 2010:** *A resource-based habitat view for conservation*. Wiley-Blackwell. Chichester: Wiley-Blackwell, p.420. ISBN 978-1-405-19945-2.
- **2004:** Butterfly habitats, broad-scale biotope affiliations, and structural exploitation of vegetation at finer scales: the matrix revisited. *Ecological Entomology*, 29: 744-752.
- Dennis, R. L. H., Hodgson, J. G., Grenyer, R., Shreeve, T. G., Roy, D. B., 2004:** Host plants and butterfly biology. Do host-plant strategies drive butterfly status? *Ecological Entomology*, 29: 12-26.
- Deutschewitz, K., Lausch, A., Kühn, I., Klotz, S., 2003:** Native and alien plant species richness in relation to spatial heterogeneity on a regional scale in Germany. *Global Ecology & Biogeography*, 12: 299-311
- Diekötter, T., Speelmans, M., Dusoulier, F., Wingerden, W., Malfait, J-P., Crist, T., Edwards, P. & Dietz, H., 2007:** Effects of Landscape Structure on Movement

Patterns of the Flightless Bush Cricket Pholidoptera griseoptera. *Environmental entomology*, 36: 90-8.

Dunnett, N. & Qasim, M., 2000: Perceived Benefits to Human Well-Being of Urban Gardens. *Hort Technology*, 10: 40-45.

Dunnett, N., 2011: Urban Meadows: An Ecological Discussion. *Aspects of Applied Biology*, 108: 11-17.

Dunning, J. B., Danielson, B. J., Pulliam, H. R., 1992: Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos*, 65: 169-175.

Erhardt, A., Thomas, J. A., 1991: *Lepidoptera as indicators of change in semi-natural grasslands of lowland and upland in Europe*, In: Collins, N. M., Thomas, J. (Eds.) *The Conservation of Insects and Their Habitats*. London: Academic Press, pp. 213-236. ISBN 9780323149303.

Ewers, R. M., Didham, R. K., 2007: The effect of fragment shape and species sensitivity to habitat edges on animal population size. *Conservation Biology*, 21: 926-936.

Fischer, L. K., von der Lippe, M., Kowarik, I., 2013: Urban land use types contribute to grassland conservation: the example of Berlin. *Urban Forestry and Urban Greening*, 12: 263-272.

Freeman, C., Dickinson, K. J. M., Porter, S. & van Heezik, Y., 2012: „My Garden Is an Expression of Me“: Exploring Householders' Relationships with Their Gardens. *Journal of Environmental Psychology*, 32: 135-143.

Garratt, M. P., Breeze, T. D., Jenner, N., Polce, C., Biesmeijer, J. C., Potts, S. G., 2014: Avoiding a bad apple: insect pollination enhances fruit quality and economic value. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 184: 34-40.

Gaston, K. J., Fuller, R. A., Loram, A., MacDonald, C., Power, S. & Dempsey, N., 2007: Urban Domestic Gardens (XI): Variation in Urban Wildlife Gardening in the United Kingdom. *Biodiversity and Conservation*, 16: 3227-3238

Gaston, K. J., Smith, R. M., Thompson, K., Warren, P. H., 2005a: Urban domestic gardens (II): experimental tests of methods for increasing biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 14: 395-413.

Gaston, K. J., Warren, P. H., Thompson, K., Smith, R. M., 2005b: Urban domestic gardens (IV): the extent of the resource and its associated features. *Biodiversity and Conservation*, 14: 3327-3349.

Germann, C., Sattler, T., Obrist, M. K., Moretti, M., 2008: Xero-thermophilous and grassland ubiquist species dominate the weevil fauna of Swiss cities (Coleoptera, Curculionoidea). *Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft*, 81: 141-154.

Gibbs, M., Van Dyck, H., Breuker, C. J., 2012: Development on drought-stressed host plants affects life history, flight morphology and reproductive output relative to landscape structure. *Evolutionary Applications*, 5: 66-75.

Gilburn, A. S., Bunnefeld, N., Wilson, J. M., Botham, M. S., Brereton, T. M., Fox, R., Goulson, D., 2015: Are neonicotinoid insecticides driving declines of widespread butterflies? *PeerJ - the Journal of Life and Environmental Sciences*, 3: e1402.

Goddard, M. A., Dougill, A. J. & Benton, T. G., 2013: Why Garden for Wildlife? Social and Ecological Drivers, Motivations and Barriers for Biodiversity Management in Residential Landscapes. *Ecological Economics*, 86: 258-273.

Godefroid, S., Koedam, N., 2007: Urban plant species patterns are highly driven by density and function of built-up areas. *Landscape Ecology*, 22: 1227-1239

Goulson, D., Hughes, W. O. H., Derwent, L. C., Stout, J. C., 2002: Colony growth of the bumblebee, *Bombus terrestris* in improved and conventional agricultural and suburban habitats. *Oecologia*, 130: 267-273.

Greeney, H. F., Dyer, L. A., Smilanich, A. M., 2012: Feeding by lepidopteran larvae is dangerous: a review of caterpillars' chemical, physiological, morphological, and behavioral defenses against natural enemies. *Invertebrate Survival Journal*, 9: 7-34.

Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X., Briggs, J. M., 2008: Global change and the ecology of cities. *Science*, 319: 756-760.

Gutschick, V. P. & Bassiri-Rad, H., 2003: Extreme events as shaping physiology, ecology, and evolution of plants: toward a unified definition and evaluation of their consequences. *New Phytologist*, 160: 21-42.

Haddad, N. M., Baum, K. A., 1999: An experimental test of corridor effects on butterfly densities. *Ecological Applications*, 9: 623-633.

Hahn, M., Schotthöfer, A., Schmitz, J., Franke, L. A., Brühl, C. A., 2015: The effects of agrochemicals on Lepidoptera, with a focus on moths, and their pollination service in field margin habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 207: 153-162.

- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., et al., 2017:** More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS ONE*, 12: e0185809.
- Hambäck, P. A., Summerville, K. S., Steffan-Dewenter, I., Krauss, J., Englund, G., Crist, T. O., 2007:** Habitat specialisation body-size and phylogeny explains density area relationships in Lepidoptera: a cross-continental comparison. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104: 8368-8373.
- Hansen, A. J., Knight, R. L., Marzluff, J. M., Powell, S., Brown, K., Gude, P. H., 2005:** Effects of exurban development on biodiversity. *Ecological Applications*, 15: 1893-1905.
- Hejda, R., Farkač, J., Chobot, K., 2017:** Červený seznam ohrožených druhů České republiky, Bezobratlí = Red list of threatened species of the Czech Republic. Praha: Invertebrates. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, p.611. ISBN 978-80-88076-53-7.
- 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.
- Helden, A. J., Morley, G. J., Davidson, G. L., Truner, E. C., 2018:** What can we do for urban insect biodiversity? Applying lesson from ecological research. *Zoosymposia*, 12: 51-63.
- Hennig, E. I., Ghazoul, J., 2012:** Pollinating animals in the urban environment. *Urban Ecosystems*, 15: 149-166.
- Horak, J., 2016:** Suitability of biodiversity-area and biodiversity-perimeter relationships in ecology: a case study of urban ecosystems. *Urban Ecosystems*, 19: 131-142.
- Jackson, D. A., 1993:** Stopping rules in principal components analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. *Ecology*, 74: 2204-2214.
- Jarošík, J., Konvička, M., Pyšek, P., Kadlec, T., & Beneš, J., 2011:** Conservation in city: do same principles apply to different taxa. *Biological Conservation*, 144: 490-499.
- Jones, L., Leather, R., 2012:** Invertebrates in urban areas: a review. *European Journal of Entomology*, 109: 463-478.

- Kadlec, T., Benes, J., Jarosik, V., Konvicka, M., 2008:** Revisiting urban refuges: changes of butterfly and burnet fauna in Prague reserves over three decades. *Landscape and Urban Planning*, 85: 1-11.
- Kadlec, T., Tropek, R. & Konvička, M., 2012:** Timed surveys and transect walks as comparable methods for monitoring butterflies in small plots. *Journal of Insect Conservation*, 16: 275-280.
- Kadlec, T., Vrba, P., Kepka, P., Schmitt, T., Konvčka, M., 2010:** Tracking the decline of once-common butterfly: delayed oviposition, demography and population genetics in the Hermit. *Chazara briseis*. *Animal Conservation*, 13: 172-183.
- Kardol, P., Company, C. E., Souza, L., Norby, R., Weltzin, J., et al., 2010:** Climate change effects on plant biomass alter dominance patterns and community evenness in an experimental old-field ecosystem. *Global Change Biology*, 16: 2676-2687.
- Kellert, S. R., 1993:** Values and perceptions of invertebrates. *Conservation Biology*, 7: 845-855.
- Kemp, R. J., Hardy, P. B., Roy, D. B., Dennis, R. L. H., 2008:** The relative exploitation of annuals as larval host plants by European butterflies. *Journal of Natural History*, 42: 1079-1093.
- Koh, L. & S. Sodhi, N., 2004:** Importance of reserves, fragments, and parks for butterfly conservation in tropical urban landscape. *Ecological Applications*, 14: 1695-1708.
- Kollárová, M., 2007:** *Zásady pro obhospodařování trvalých travních porostů*. Praha: Výzkumný ústav zemědělské techniky, ISBN 978-80-86884-20-2.
- Konvička, M. & Kadlec, T., 2011:** How to increase the value of urban areas for butterfly conservation? A lesson from Prague nature reserves and parks. *European Journal of Entomology*, 108: 219-229.
- Konvička, M., Beneš, J., Spitzer, L., Bartoňová, A., Zapletal, M., 2016:** Management stanovišť ohrožených druhů denních a nočních motýlů v České republice. http://baloun.entu.cas.cz/~konva/TACR_TB050MZP004/NMet.pdf. [Online] [Citace: 2. 3. 2019.]
- Konvička, M., Beneš, J. & Čížek, L., 2005:** *Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management*. Olomouc: Sagittaria, ISBN 80-239-6590-5.
- Kowarik, I., 2011:** Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution*, 159: 1974-1983.

- Kremen, C., Merenlender, A. M., Murphy, D. D., 1994:** Ecological monitoring: a vital need for integrated conservation and development programs in the tropics. *Conservation Biology*, 8: 388-397.
- Kühn, I., Brandl, R., Klotz, S., 2004:** The flora of German cities is naturally species rich. *Evolutionary Ecology Research*, 6: 749-764.
- Kutschbach-Brohl, L., Washburn, B. E., Bernhardt, G. E. et al., 2010:** Arthropods of a semi-natural grassland in an urban environment: The John F. Kennedy International Airport, New York. *Journal of Insect Conservation*, 14: 347-358.
- Laštůvka, Z. & Liška, J., 2011:** *Komentovaný seznam motýlů České republiky. Annotated checklist of moths and butterflies of the Czech Republic (Insecta: Lepidoptera)*. Brno: Biocont Laboratory, p.148. ISBN 978-80-904254-1-5.
- Lister, B. C., Garcia, A., 2018:** Climate-driven declines in arthropod abundance restructure a rainforest food web. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115: e10397-e10406.
- Lizée, M. H., Mauffrey, J. F., Tatoni, T., Deschamps-Cottin, M., 2011b:** Monitoring urban environments on the basis of biological traits. *Ecological Indicators*, 11: 353-361.
- Lizée, M. H., Tatoni, T., Deschamps-Cottin, M., 2016:** Nested patterns in urban butterfly species assemblages: respective roles of plot management, park layout and landscape features. *Urban Ecosystems*, 19: 205-224.
- Loram, A., Warren, P., Gaston, K., 2008:** Urban domestic gardens (XIV): the characteristics of gardens in five cities. *Environmental Management*, 42: 361-376.
- MacArthur, R. H., Wilson, E. O., 1967:** *The theory of island biogeography*. Princeton : Princeton University Press, p.224. ISBN 9781400881376.
- Magura, T., Lovei, G. L., Tothmeresz, B., 2009:** Does urbanization decrease diversity in ground beetle (Carabidae) assemblages? *Global Ecology and Biogeography*, 19: 16-26.
- Matteson, K. C., Langellotto, G., 2009:** Bumble bee abundance in New York City community gardens: implications for urban agriculture. *Cities and the Environment*, 2: 1-12.
- McDonnell, M. J., Pickett, S. T. A., 1990:** Ecosystem structure and function along urban-rural gradients: an unexploited opportunity for ecology. *Ecology*, 71: 1232-1237.

- McKinney, M. L., 2008:** Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban Ecosystem*, 11: 161-176.
- **2006:** Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127: 247-260.
- **2002:** Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience*, 52: 883-890.
- McLaughlin, J. F., Hellmann, J. J., Boggs, C. L. P. R. Ehrlich, P. R., 2002:** The route to extinction: population dynamics of a threatened butterfly. *Oecologia*, 132: 538-548.
- Melliger, R. L., Rusterholz, H. P., Baur, B., 2017:** Habitat - and matrix-related differences in species diversity and trait richness of vascular plants, Orthoptera and Lepidoptera in an urban landscape. *Urban Ecosystems*, 20: 1095-1107.
- Morris, M. G., 2000:** The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British grasslands. *Biological Conservation*, 95: 129-142
- Müller, N., Ignatieva, M., Nilon, C. H., Werner, P., Zipperer, W. C., 2013:** *Patterns and trends in urban biodiversity and landscape design. In: Elmqvist, T. et al., (eds) Urbanization, biodiversity and ecosystem servic.* Dordrecht: Springer, p.123-174. ISBN 978-94-007-7087-4.
- Muratet, A., Machon, N., Jiguet, F., Moret, J., Porcher, E., 2007:** The role of urban structures in the distribution of wasteland flora in the greater Paris area, France. *Ecosystems*, 10: 661-671.
- New, T. R., 2015:** *Insect Conservation and Urban Environments.* Cham : Springer International Publishing, p.244. ISBN 978-3-319-21223-4.
- Nickel, H. & Hildebrandt, J., 2003:** Auchenorrhyncha Communities as Indicators of Disturbance in Grasslands (Insecta, Hemiptera) a Case Study from the Elbe Flood Plains (Northern Germany). *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 98:183-99.
- Niemelä, J., 1999:** Ecology and urban planning. *Biodiversity and Conservation*, 8: 119-131.
- Nilsson, S. G., Franzén, M., Pettersson, L. B., 2013:** Land-use changes, farm management and the decline of butterflies associated with seminatural grasslands in southern Sweden. *Nature Conservation*, 6: 31-48.
- Öckinger, E., Dannestam, Å., Smith, H. G., 2009:** The importance of fragmentation and habitat quality of urban grasslands for butterfly diversity. *Landscape and Urban Planning*, 93: 31-37.

- Öckinger, E., Hammarstedt, O., Nilsson, S. G., Smith, H. G., 2006:** The relationship between local extinctions of grassland butterflies and increased soil nitrogen levels. *Biological Conservation*, 128: 564-573.
- Öckinger, E., Lindborg, R., Sjödin, N. E., Bommarco, R., 2012b:** Landscape matrix modifies richness of plants and insects in grassland fragments. *Ecography*, 35: 259-267.
- Oliver, T., Marshall, H. H., Morecroft, M. D., Brereton, T., Prudhomme, Ch., Huntingford, Ch., 2015:** Interacting effects of climate change and habitat fragmentation on drought-sensitive butterflies. *Nature Climate Change*, 5: 941-945.
- Oliver, T., Roy, D. B., Hill, J. K., Brereton, T., Thomas, Ch. D., 2010:** Heterogeneous landscapes promote population stability. *Ecology Letters*, 13: 473-484.
- Pawełek, J. C., Frankie, G. W., Thorp, R. W., Przybylski, M., 2009:** Modification of a community garden to attract native bee pollinators in urban San Luis Obispo, California. *Cities and the Environment*, 2: 1-20.
- Pereira-Peixoto, M. H., Pufal, G., Martens, C. F., Klein, A. M., 2014:** Spillover of trap-nesting bees and wasps in an urban-rural interface. *Journal of Insect Conservation*, 18: 815-826.
- Plantureux, S., Peeters, A. & McCracken, D. I., 2005:** Biodiversity in Intensive Grasslands: Effect of Management, Improvement and Challenges. *Agronomy Research*. 3:153-164.
- Potter, A., LeBuhn, G., 2015:** Pollination service to urban agriculture in San Francisco, CA. *Urban Ecosystems*, 18: 885-893.
- Praha, 2008:** Územně analytické podklady hl. m. Prahy. <http://www.iprpraha.cz>. [Online][Cited:10.7.2018.] http://www.iprpraha.cz/uploads/assets/soubory/data/UAP2008/2_2_prirodni_podminky_krajina.pdf.
- Pyšek, P., 1998:** Alien and native species in Central European urban floras: a quantitative comparison. *Journal of Biogeography*, 25: 155-163.
- R Core Team, 2016:** R: a language and environment for statistical computing. <https://www.r-project.org/foundation/>. [Online][Cited:3.9.2018.] <https://www.R-project.org/>.
- Ramirez-Restrepo, L., MacGregor-Fors, I., 2017:** Butterflies in the city: a review of urban diurnal Lepidoptera. *Urban Ecosystems*, 20: 171-182.

- Rand, T. A., Tylianakis, J. M., Tschardtke, T., 2006:** Spillover edge effects: the dispersal of agriculturally subsidized insect natural enemies into adjacent natural habitats. *Ecology letters*, 9: 603-614.
- Raupp, M. J., Shrewsbury, P. M., Herms, D. A., 2010:** Ecology of Herbivorous Arthropods in Urban Landscapes. *Annual Review of Entomology*, 55: 19-38.
- Rebele, F., 1994:** Urban ecology and special features of urban ecosystems. *Global Ecology and Biogeography*, 4: 173-187.
- Ricketts, T. H., 2001:** The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist*, 158: 87-99.
- Ryall, C. & Hatherell, P., 2003:** A Survey of Strategies Adopted by UK Wildlife Trusts in the Promotion of Gardening for Wildlife. *The Environmentalist*, 23: 81-87.
- Samnegard, U., Person, A. S., Smith, H. G., 2011:** Gardens benefit bees and enhance pollination in intensively managed farmland. *Biological Conservation*, 144: 2602-2606.
- Sánchez-Bayo, F. & Wyckhuys, K. A. G., 2019:** Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*, 232: 8-27.
- Sattler, T., Duelli, P., Obrist, M. K., Arlettaz, R., Moretti, M., 2010:** Response of arthropod species richness and functional groups to urban habitat structure and management. *Landscape Ecology*, 25: 941-954.
- Settele, J., Dover, J., Dolek, M., Konvička, M., 2009:** *Butterflies of European ecosystems: impact of land use and options for conservation*. In: Settele, J., Shreeve, T., Konvička, M., Van Dyck, H., (eds.) *Ecology of Butterflies in Europe*. Cambridge: University Press Cambridge, p.526. ISBN 978-0521747592.
- Shapiro, M. A., 2002:** The Californian urban butterfly fauna is dependent on alien plants. *Diversity and Distributions*, 8: 31-40.
- 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
- Schär, C., Vidale, P. L., Lüthi, D., Frei, C., Häberli, C., Liniger, M. A., Appenzeller, C., 2004:** The role of increasing temperature variability in European summer heatwaves. *Nature*, 427: 332-336
- Scheffers, B. R. et al., 2014:** Microhabitats reduce animal's exposure to climate extremes. *Global Change Biology*, 20: 495-503.

- Schlegel, J., Breuer, G., Rupf, R., 2015:** Local insects as flagship species to promote nature conservation? A survey among primary school children on their attitudes toward invertebrates. *Anthrozoos A Multidisciplinary Journal of The Interactions of People & Animals*, 28: 229-245
- Schuepp, C., Herrmann, J. D., Herzog, F., Schmidt-Entling, M. H., 2011:** Differential effects of habitat isolation and landscape composition on wasps, bees, and their enemies. *Oecologia*, 165: 713-721.
- Smithers, R. J., Cowan, C., Harley, M., Hopkins, J. J., Pontier, H., Watts, O., 2008:** England biodiversity strategy climate change adaptation principles. https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/69270/pb13168-ebs-ccap-081203.pdf. [Online][Cited:3.2.2019.]
- Snep, R. P. H., Opdam, P. F. M., Baveco, J. M., Wallis De Vries, M. F., Timmermans, W., Kwaka, R. G. M., Kuypers, V., 2006:** How peri-urban areas can strengthen animal populations within cities: a modeling approach. *Biological Conservation*, 127: 345-355.
- Soga, M., Kawahara, T., Fukuyama, K., et al., 2015:** Landscape versus local factors shaping butterfly communities in fragmented landscapes: does host plant diversity matter? *Journal of Insect Conservation*, 1: 781-790.
- Soga, M., Koike, S., 2012a:** Patch isolation only matters for specialist butterflies but patch area affects both specialist and generalist species. *Journal of Forest Research*, 18: 270-278.
- Staniforth, R. J., 2002:** Effects of urbanization on bird populations in the Canadian Central. *Arctic*, 55: 87-93.
- Ter Braak, C. J. F. & Smilauer, P., 2002:** *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. Ithaca: Microcomputer Power, p.500.
- Tesařová, M., Fric, Z., Veselý, P., Konvička, M., Fuchs, R., 2013:** European checkerspots (Melitaeini: Lepidoptera, Nymphalidae) are not aposematic - the point of view of great tits (*Parus major*). *Ecological Entomology*, 38: 155-163
- Thomas, C. D., 2000:** Dispersal and extinction in fragmented landscapes. *Proceedings of the Royal Society B*, 267: 139-145.
- Tiitsaar, A., Kaasik, A., Teder, T., 2013:** The effects of seasonally variable dragonfly predation on butterfly assemblages. *Ecology*, 94: 200-207.

- United Nations Development Program, 1996:** *Human development report*. New York: Oxford University Press, Inc., ISBN 0-19-511158-3.
- Valtonen, A., Saarinen, K., Jantunen, J., 2007:** Intersection reservations as habitats for meadow butterflies and diurnal moths: Guidelines for planning and management. *Landscape and Urban Planning*, 79: 201-209.
- Van Dyck, H., van Strien, A. J., Maes, D., van Swaay, C. A. M., 2009:** Declines in common, widespread butterflies in a landscape under intense human use. *Conservation Biology*, 23: 957-965.
- Van Heezik, Y. M. , Dickinson, K. J. M. & Freeman, C., 2012:** Closing the Gap: Communicating to Change Gardening Practices in Support of Native Biodiversity in Urban Private Gardens. *Ecology and Society*, 17: 34.
- Van Kirk, R. W., Lewis, M. A., 1999:** Edge permeability and population persistence in isolated habitat patches. *Natural Resource Modeling*, 12: 37-64.
- Van Swaay, C., Cuttelod, A., Collins, S., Maes, D., López Munguira, M., Šašić, M., Settele, J., Verovnik, R., Verstrael, T., Warren, M., Wiemers, M. & Wynhof, I., 2010:** *European Red List of Butterflies*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, ISBN 978-92-79-14151-5.
- Wania, A., Kühn, I., Klotz, S., 2006:** Plant richness patterns in agricultural and urban landscapes in Central Germany – spatial gradients of species richness. *Landscape and Urban Planning*, 75: 97-110.
- Wenzel, M., Schmitt, T., Weitzel, M., Seitz, A., 2006:** The severe decline of Butterflies on western German calcareous grasslands during the last 30 years: a conservation problem. *Biological Conservation*, 128: 542-552.
- Winter, S., 2012:** Forest naturalness assessment as a component of biodiversity monitoring and conservation. *An International Journal of Forest Research*, 85: 293-304.
- Wittig, R., 2002:** *Siedlungsvegetation*. Stuttgart: Ulmer, p.256. ISBN: 978-3800136933.
- Wojcik, V. A., McBride, J. R., 2011:** Common factors influence bee foraging in urban and wildland landscapes. *Urban Ecosystems*, 15: 581-598.
- Zanette, L. R. S., Martins, R.P., Ribeiro, S. P., 2005:** Effects of urbanization on Neotropical wasp and bee assemblages in a Brazilian. *Landscape Urban Planning*, 71: 105-121.

9. Seznam tabulek

| | |
|---|----|
| Tab. 1 Vybrané lokality monitoringu denních motýlů na území hl. m. Prahy v letech 2016 – 2018..... | 12 |
| Tab. 2 Výsledky jednoduchých glm modelů zkoumající vztah abundancí denních motýlů a jednotlivých prediktorů. Zobrazeny jsou pouze signifikantní a marginálně signifikantní modely. | 17 |
| Tab. 3 Minimální adekvátní model popisující vztah počtu denních motýlů k typu biotopu (park, ruderál). | 17 |
| Tab. 4 Výsledky jednoduchých glmm modelů s náhodným efektem roku pozorování, zkoumající vztah diverzity denních motýlů a jednotlivých prediktorů. Zobrazeny jsou pouze signifikantní a marginálně signifikantní modely | 18 |
| Tab. 5 Nejparsimonnější model popisující vztah prediktorů k druhové diverzitě motýlů sledovaných lokalit. | 18 |

10. Seznam obrázků

| | |
|---|----|
| Obr. 1 Pozice vybraných studijních ploch na území hl. m. Praha, na kterých byl v letech 2016 - 2018 prováděn průzkum diverzity denních motýlů. Červenou barvou jsou znázorněny parky a zelenou jsou označeny ruderální plochy. Zkrácené názvy lokalit viz. Tab. 1. (https://accounts.esri.com) | 11 |
| Obr. 2 PCA diagram zobrazující vztah proměnných popisujících strukturu vegetace zkoumaných lokalit (keře – podíl keřové vegetace, stromy, trav – sečené trávníky, nestrav – nesečené trávníky) a typu biotopu (Pa – městské parky, Ru – ruderální plochy). Pro kódy lokalit a jejich vegetační charakteristiky viz. Příloha 2..... | 14 |
| Obr. 3 Box-plot srovnávající celkové počty jedinců denních motýlů pozorovaných na parkových a ruderálních plochách. Osa x: Biotop, osa y: Počet jedinců denních motýlů. Znázorněny jsou minimální hodnoty, hodnoty 25. percentilu, mediánu, 75. percentilu a maximální hodnoty..... | 17 |
| Obr. 4 RDA diagram zobrazující vztah sezony (roku pozorování) a druhového složení jednotlivých lokalit. Monitoring byl každou sezonu prováděn na jiném souboru lokalit. Pro plné názvy lokalit viz. Tab. 1 a druhů Příloha 1..... | 19 |
| Obr. 5 RDA diagram vlivu typu lokality (městský park nebo ruderální plocha) na druhové složení denních motýlů. Plné názvy druhů denních motýlů viz. Příloha 1.. | 20 |

11. Přílohy

| | |
|---|----|
| Příloha 1 Seznam lokalit na území hl. m. Praha, na kterých byla v letech 2016-2018 sledována diverzita denních motýlů. Uvedeny jsou typ plochy (park, ruderál), zastoupení jednotlivých habitatů (procentuální podíl z celkové rozlohy lokality) a rok monitoringu. | 42 |
| Příloha 2 Seznam pozorovaných druhů denních motýlů na lokalitách. Druhy zařazené v Červeném seznamu ohrožených druhů České republiky (Hejda et al., 2017) jsou uvedeny se zkratkou NT (Nearly Threatened – téměř ohrožený druh)..... | 44 |
| Příloha 3 Centrální park Pankrác během letního období. Vlivem intenzivního managementu je viditelné poškození travního porostu suchem s následným snížením biodiverzity. Foto Bc. Jan Stříteský | 45 |
| Příloha 4 Park Vyšehrad s nízko sečenými travními porosty a záhony nektaronosných rostlin. Nektar je dostupný pouze pro mobilní druhy motýlů a generalisty. Foto Bc. Jan Stříteský | 45 |
| Příloha 5 Ruderální plocha Hláska s porostem křovin. Lokalita nabízející přírodě blízké podmínky pro motýly speciality. Foto Bc. Jan Stříteský | 46 |
| Příloha 6 Ruderální plocha nádraží Vltavská s heterogenní vegetací a volným substrátem a kameny. Plocha výskytu xerothermních společenstev motýlů. Foto Bc. Jan Stříteský | 46 |
| Příloha 7 Záhony připravené pro osetí jednoletými nektaronosnými rostlinami v urbanizovaném centru města Jihlava. Foto Bc. Jan Stříteský | 47 |
| Příloha 8 Záhon vysetých jednoletých nektaronosných rostlin v urbanizovaném centru města Jihlava jako možnost zvýšení biodiverzity ve městě. Foto Bc. Jan Stříteský.. | 47 |
| Příloha 9 Detailní záběr na funkční záhon jednoletých nektaronosných rostlin v urbanizovaném prostředí města Jihlava Foto Ing. Katarína Ruschková. | 48 |

| Lokalita | Zkratka a | Typ plochy | Stromy | Keře | Sečený travní porost | Nesečený travní porost | rok návštěvy |
|------------------------|--------------|------------|--------|------|-------------------------|---------------------------|--------------|
| Arabská | Ru8 | Ruderál | 20 | 30 | 50 | 0 | 2017 |
| Centrální park Pankrác | Pa9 | Park | 10 | 20 | 10 | 60 | 2018 |
| Hláška | Ru9 | Ruderál | 0 | 50 | 50 | 0 | 2018 |
| Kampa | Pa1 | Park | 10 | 15 | 15 | 60 | 2016 |
| Karlovo náměstí | Pa2 | Park | 10 | 15 | 15 | 60 | 2016 |
| Kotlářka | Ru1 | Ruderál | 5 | 20 | 75 | 0 | 2016 |
| Nádraží Vltavská | Ru10 | Ruderál | 15 | 25 | 60 | 0 | 2018 |
| Nádraží Žižkov | Ru6 | Ruderál | 10 | 25 | 65 | 0 | 2017 |
| Pankrác | Ru2 | Ruderál | 5 | 20 | 75 | 0 | 2016 |
| Park Ch.G.Masarykové | Pa3 | Park | 10 | 10 | 10 | 70 | 2016 |
| Park L. Cárdenase | Pa4 | Park | 10 | 15 | 15 | 60 | 2016 |
| Park Vander Stoye | Pa8 | Park | 5 | 10 | 15 | 70 | 2017 |
| Parukářka | Pa7 | Park | 20 | 15 | 10 | 55 | 2017 |
| Rohanský ostrov | Ru3 | Ruderál | 15 | 10 | 75 | 0 | 2016 |
| Roztyly | Ru4 | Ruderál | 10 | 30 | 60 | 0 | 2016 |
| Tomayer | Pa6 | Park | 25 | 15 | 15 | 45 | 2017 |
| Troja | Ru7 | Ruderál | 10 | 20 | 70 | 0 | 2017 |
| Vojanovy sady | Pa5 | Park | 15 | 20 | 15 | 50 | 2016 |
| Vysočany | Ru5 | Ruderál | 10 | 10 | 80 | 0 | 2016 |
| Vyšehrad | Pa10 | Park | 15 | 15 | 20 | 50 | 2018 |

Příloha 1 Seznam lokalit na území hl. m. Praha, na kterých byla v letech 2016-2018 sledována diverzita denních motýlů. Uvedeny jsou typ plochy (park, ruderál), zastoupení jednotlivých habitatů (procentuální podíl z celkové rozlohy lokality) a rok monitoringu.

Legenda:

a – zkratka lokality, používaná v mnohorozměrných analýzách

| Rodové a druhové jméno | Zkratky | Ruderály | Parky | Stupeň ohrožení 2017 |
|--|----------|----------|-------|----------------------|
| Hesperiidae | | | | |
| <i>Erynnis tages</i> (Linnaeus, 1758) | Ery tag | *↑ | * | |
| <i>Pyrgus malvae</i> (Linnaeus, 1758) | Pyr mal | * | 0 | |
| <i>Thymelicus lineola</i> (Ochsenheimer, 1808) | Thy lin | *↑ | 0 | |
| <i>Thymelicus sylvestris</i> (Poda, 1761) | Thy syl | *↑ | 0 | |
| Papilionidae | | | | |
| <i>Iphiclides podalirius</i> (Linnaeus, 1758) | Iph pod | * | * | NT |
| <i>Papilio machaon</i> (Linnaeus, 1758) | Pap mach | * | * | |
| Pieridae | | | | |
| <i>Anthocharis cardamines</i> (Linnaeus, 1758) | Ant car | * | 0 | |
| <i>Colias hyale-alfacariensis</i> | Col alf | *↑ | * | |
| <i>Colias crocea</i> (Fourcroy, 1785) | Col cro | * | * | |
| <i>Gonepteryx rhamni</i> (Linnaeus, 1758) | Gon rha | * | * | |
| <i>Pieris brassicae</i> (Linnaeus, 1758) | Pie bra | *↑ | *↑ | |
| <i>Pieris napi</i> (Linnaeus, 1758) | Pie nap | *↑ | *↑ | |
| <i>Pieris rapae</i> (Linnaeus, 1758) | Pie rap | *↑ | * | |
| <i>Pontia edusa</i> (Fabricius, 1777) | Pon edu | *↑ | * | |
| <i>Callophrys rubi</i> (Linnaeus, 1758) | Cal rub | *↑ | * | NT |
| Lycaenidae | | | | |
| <i>Lycaena phlaeas</i> (Linnaeus, 1761) | Lyc pha | * | * | |
| <i>Lycaena tityrus</i> (Poda, 1761) | Lyc tit | * | * | |
| <i>Plebeius argus</i> (Linnaeus, 1758) | Ple argu | *↑ | * | NT |
| <i>Polyommatus icarus</i> (Rottemburg, 1775) | Pol ica | *↑ | * | |
| Nymphalidae | | | | |
| <i>Aglais urticae</i> (Linnaeus, 1758) | Agl urt | *↑ | * | |
| <i>Aphantopus hyperantus</i> (Linnaeus, 1758) | Aph hyp | * | * | |
| <i>Argynnis paphia</i> (Linnaeus, 1758) | Arg pap | * | 0 | |
| <i>Boloria dia</i> (Linnaeus, 1767) | Bol dia | * | 0 | |

| | | | | |
|---|---------|----|----|--|
| <i>Coenonympha pamphilus</i> (Linnaeus, 1758) | Coe pam | *↑ | * | |
| <i>Inachis io</i> (Linnaeus, 1758) | Ina io | *↑ | *↑ | |
| <i>Issoria lathonia</i> (Linnaeus, 1758) | Iss lat | *↑ | * | |
| <i>Lasiommata megera</i> (Linnaeus, 1767) | Las meg | 0 | * | |
| <i>Maniola jurtina</i> (Linnaeus, 1758) | Man jur | *↑ | * | |
| <i>Melanargia galathea</i> (Linnaeus, 1758) | Mel gal | *↑ | * | |
| <i>Nymphalis antiopa</i> (Linnaeus, 1758) | Nym ant | * | * | |
| <i>Vanessa atalanta</i> (Linnaeus, 1758) | Van ata | * | * | |
| <i>Vanessa cardui</i> (Linnaeus, 1758) | Van car | *↑ | * | |

Příloha 2 Seznam pozorovaných druhů denních motýlů na lokalitách. Druhy zařazené v Červeném seznamu ohrožených druhů České republiky (Hejda et al., 2017) jsou uvedeny se zkratkou NT (Nearly Threatened – téměř ohrožený druh).

Legenda:

* – druh zaznamenán na konkrétním typu biotopu

0 – nezaznamenán na konkrétním typu biotopu

↑ – zaznamenán na obou typech biotopů; šipka označuje biotop, na kterém byl celkově vyšší počet zaznamenaných jedinců



Příloha 3 Centrální park Pankrác během letního období. Vlivem intenzivního managementu je viditelné poškození travního porostu suchem s následným snížením biodiverzity. Foto Bc. Jan Stříteský



Příloha 4 Park Vyšehrad s nízko sečenými travními porosty a záhony nektaronosných rostlin. Nektar je dostupný pouze pro mobilní druhy motýlů a generalisty. Foto Bc. Jan Stříteský



Příloha 5 Ruderální plocha Hláska s porostem křovin. Lokalita nabízející přírodě blízké podmínky pro motýly speciality. Foto Bc. Jan Stříteský



Příloha 6 Ruderální plocha nádraží Vltavská s heterogenní vegetací a volným substrátem a kameny. Plocha výskytu xerothermních společenstev motýlů. Foto Bc. Jan Stříteský



Příloha 7 Záhony připravené pro osetí jednoletými nektaronosnými rostlinami v urbanizovaném centru města Jihlava. Foto Bc. Jan Stříteský



Příloha 8 Záhon vysetých jednoletých nektaronosných rostlin v urbanizovaném centru města Jihlava jako možnost zvýšení biodiverzity ve městě. Foto Bc. Jan Stříteský



Příloha 9 Detailní záběr na funkční záhon jednoletých nektaronosných rostlin v urbanizovaném prostředí města Jihlava Foto Ing. Katarína Ruschková.