

**ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V  
PRAZE FAKULTA ŽIVOTNÍHO  
PROSTŘEDÍ  
KATEDRA EKOLOGIE**



**Výzkum populační ekologie denních motýlů za  
pomocí značení a zpětných odchyťů: okáč  
metlicový v Praze**

Mark-capture-recapture techniques in butterfly  
population ecology studies: the case of *Hipparchia  
semele* in Prague

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Bakalant: Oliver Vlček

Vedoucí bakalářské práce: Ing. Michal Knapp, Ph.D.

Konzultant: Mgr. Tomáš Kadlec, Ph.D.

2022

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Oliver Vlček

Aplikovaná ekologie

Název práce

**Výzkum populační ekologie denních motýlů za pomoci značení a zpětných odchyťů: okáč metlicový v Praze.**

Název anglicky

**Mark-capture-recapture techniques in butterfly population ecology studies: the case of *Hipparchia semele* in Prague.**

---

### Cíle práce

Prvním cílem práce bude vypracovat literární rešerši zabývající se tématem autekologie a populační ekologie denních motýlů. Specificky budou pojednány metody sběru dat o ekologii denních motýlů, obzvláště metoda značení a zpětných odchyťů. Navazujícím cílem bakalářské práce bude terénní sběr dat o populaci ohroženého okáče metlicového v Prokopském údolí v Praze a vyhodnocení velikosti této populace v roce 2021.

### Metodika

Rešeršní část práce bude zpracována na základě několika nezávislých informačních zdrojů: knižní publikace, články dohledané na Web of Science a populárněji laděné články od českých entomologů. Rozsah literární rešerše bude 15-20 stran textu. Terénní práce bude provedena ve spolupráci s entomology z týmu ekologie hmyzu FŽP ČZU v Praze. Od června do září 2021 budou 2x týdně navštěvovány vybrané lokality v Prokopském údolí, pro pozorované jedince okáče metlicového bude určeno pohlaví a základní parametry prostředí v místě pozorování a jedinci budou označeni unikátním kódem. Během podzimu a zimy 2021 budou data zpracována v programu Mark a bude vypočtena odhadovaná velikost populace. Rozsah praktické části bude 10-15 stran textu.



**Doporučený rozsah práce**

cca 30-40 stran textu + přílohy

**Klíčová slova**

denní motýli, disperzní chování, ochranná biologie, populační početnost

---

**Doporučené zdroje informací**

- Dennis R.L.H. et al. (1997) The effects of island area, isolation and source population size on the presence of the grayling butterfly *Hipparchia semele* (L.) (Lepidoptera: Satyrinae) on British and Irish offshore islands. *Biodiv. Conserv.* 7: 765-776.
- Kral K. et al. (2018) Improving our science: the evolution of butterfly sampling and surveying methods over time. *J. Insect Conserv.* 22: 1–14.
- Settele J. et al. (2009) *Ecology of Butterflies in Europe*. Cambridge University Press, 526 pp.
- Thomas J.A. et al. (2001) The quality and isolation of habitat patches both determine where butterflies persist in fragmented landscapes. *Proc. R. Soc. B* 268: 1791-1796.
- Tropek R. et al. (2017) Habitat Use of *Hipparchia semele* (Lepidoptera) in Its Artificial Stronghold: Necessity of the Resource-Based Habitat View in Restoration of Disturbed Sites. *Polish J. Ecol.* 65: 385-399.
- 

**Předběžný termín obhajoby**

2021/22 LS – FZP

**Vedoucí práce**

Ing. Michal Knapp, Ph.D.

**Garantující pracoviště**

Katedra ekologie

**Konzultant**

Mgr. Tomáš Kadlec, Ph.D.

---

Elektronicky schváleno dne 24. 2. 2022

**prof. Mgr. Bohumil Mandák, Ph.D.**

Vedoucí katedry

---

Elektronicky schváleno dne 25. 2. 2022

**prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.**

Děkan

V Praze dne 23. 03. 2022

## **Prohlášení:**

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma: Výzkum populační ekologie denních motýlů za pomoci značení a zpětných odchytů: okáč metlicový v Praze vypracoval samostatně a citoval jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použil a které jsem rovněž uvedl na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů. Jsem si vědom, že na moji bakalářskou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla. Jsem si vědom/a, že odevzdáním bakalářské práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby. Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze \_\_\_\_\_

Podpis \_\_\_\_\_

**Poděkování:**

V první řadě bych rád poděkoval mému vedoucímu práce Ing. Michalu Knappovi, Ph.D. za jeho poctiví přístup, ochotu a rady, které mi v průběhu práce poskytoval, a taktéž konzultantovi Mgr. Tomášovi Kadlecovi, Ph.D. Dále bych rád poděkoval všem členům Týmu ekologie hmyzu na Fakultě životního prostředí a všem ostatním pomocníkům, kteří se na projektu v Prokopském údolí podíleli. Především pak Bc. Tomášovi Jorovi, Mgr. Tomášovi Dvořákovi a Ing. Martinu Štroblovi, Ph.D.

## **Abstrakt:**

Okáč metlicový (*Hipparchia semele*) je modelovým druhem, využívající xerothermní a skalnatá stanoviště, jehož přítomnost indikuje kvalitní stav těchto stanovišť. Dříve byl v České republice velice rozšířený, ale později začaly jeho populace výrazně upadat. Důvodem bylo opuštění tradičních zemědělských postupů, které v krajině zamezovaly zarůstání vyšší travinné vegetace křovinami a lesy. V oblasti Moravy degradace stanovišť vedla až k jeho vymření. Dnes se populace okáče metlicového vyskytují pouze na některých lokalitách v Čechách. Jsou to jednotlivé lomy, výsypky, odkaliště a nejčastější původní stepní a lesostepi. Tato práce se zaměřila na jednu z populací vyskytující se v Praze, s cílem odhalit její celkovou početnost. Vybranou lokalitou bylo Prokopské údolí, které má status přírodní rezervace. Zde se pro podporu raných sukcesních stanovišť uplatňuje pravidelná pastva koz a ovcí. Výzkum probíhal v průběhu června až října 2021. Během pravidelných návštěv cílové oblasti, které probíhaly dvakrát týdně, byli zaznamenáváni všichni jedinci tohoto druhu. Použita byla metoda zpětných odchytů, spočívající v odchycení jedince do sítky, v jeho označení unikátním kódem a následném vypuštění zpět do přírody. Z jednotlivých zápisů o každém označeném jedinci a o jeho zpětném odchytu byla získávána data o životě konkrétního okáče. Následně byly veškeré zápisy sjednoceny a vyhodnoceny pomocí programu Mark. Označeno bylo 916 jedinců okáče metlicového, z čehož bylo zpětně odchycených 68 jedinců obou pohlaví. Nejdelsí vypočítaná délka života u samce byla 45 dní a u samice 49 dní. Z modelování byla odhadnuta celková velikost populace cca 17 000 jedinců. Po započtení možných nepřesností v průběhu získávání dat, tvořil minimální odhad velikosti populace 10 000 jedinců. Zřejmě i díky velikosti studovaného území se jedná o největší známou populaci okáče metlicového v České republice a dost možná v celé střední Evropě.

**Klíčová slova:** ochrana, hmyz, motýli, stanoviště, biodiverzita, opylovači, *Hipparchia semele*

**Abstract:**

Rock grayling (*Hipparchia semele*) is a model species occurring in xeric and rocky habitats, whose presence indicates high conservation value of these habitats. Several decades ago, this species was widespread in Czech Republic, however its abundance rapidly decreased due to abandonment from traditional management and overgrowing of xeric grasslands by shrubs and trees. Habitat degradation resulted in regional extinction in Moravia. Currently, we can find rock graylings only at several sites in Bohemia that include both post-industrial sites (soil spoils, quarries) and natural habitats (steppes). This thesis aims to estimate abundance of Prague population. Field works were performed in Prokopské údolí nature reserve, where management actions aiming to support rock graylings and other xeric species take place. Measures like grazing by goats and sheep and repeated shrub reduction are applied to support early successional stages. The research was performed from June to October 2021. The study site was visited twice a week and during visit days all rock graylings were recorded. Using a mark-recapture approach we captured butterflies into a net, marked them with a unique code (using an alcohol-based marker) and then released them. Exceptional valuable records were represented by recaptured individuals. In total, we marked 916 rock graylings and 68 of them were recaptured. Based on modelling in program Mark, estimated population abundance is ca. 17 000 adult individuals. Minimum population size in 2021 was estimated to 10 000 individuals. To our knowledge, this is the largest population of rock grayling in the Czech Republic and probably also in Central Europe.

Key words: protection, insects, butterflies, habitats, biodiversity, pollinators, *Hipparchia semele*

# Obsah

1. Úvod.....	1
2. Cíl práce.....	2
3. Hmyz jako bioindikátoři.....	3
3.1. Definice .....	3
3.2. Kategorie.....	3
4. Hmyz a člověk.....	4
4.1. Zemědělství.....	4
4.2. Urbanizované oblasti.....	5
4.3. Světlené znečištění .....	6
4.4. Ochrana hmyzu .....	7
4.5. Péče o hmyz .....	9
5. Denní motýli .....	9
5.1. Motýli jako bioindikátoři .....	10
5.2. Motýli jako opylovači .....	11
5.3. Potrava.....	12
6. Pokles početnosti a ohrožení.....	13
6.1. Urbanizace.....	15
6.2. Zemědělství.....	16
7. Ochrana .....	17
7.1. Ochrana stanoviště .....	17
7.2. Péče stanovišť.....	17
7.3. Výzkum a monitoring.....	18
8. Metody .....	19
8.1. Dlouhodobý sběr .....	19
a) Transekty .....	19



b) Metoda zpětného odchyty .....	19
8.2. Krátkodobý sběr .....	20
a) Odchyt do sítí .....	20
b) Pasti s návnadou.....	20
9. Okáč metlicový.....	21
9.1. Ekologie .....	21
9.2. Výskyt v Evropě .....	22
9.3. Výskyt v České republice .....	22
9.4. Ohrožení .....	22
10. Metodika .....	23
10.1. Charakteristika studovaného území.....	23
10.2. Sběr a zpracování dat .....	24
10.3. Statistická analýza dat.....	25
11. Výsledky.....	26
11.1. Velikost populace .....	26
12. Diskuse .....	30
13. Závěr.....	33
14. Literatura.....	34
15. Přílohy.....	46

# 1. Úvod

Hmyz je díky své početnosti druhů jednou z největších živočišných skupin naší přírody, čímž utváří podstatnou část terestrické biodiverzity. Jsou to převážně drobné organismy, jejichž život je však ve velké míře skrytý.

Díky tomu, že je hmyz tak početný a druhově rozmanitý, nacházíme i velkou variabilitu v jeho zbarvení, tvarech těla a jeho funkcí v přírodě. I na základě tohoto se může stát, že určité druhy mohou být člověku milejší. To se může promítnout v lidském chování, v zájmu se o dané skupiny zajímat, či je dokonce chránit. Mezi nejatraktivnější hmyz patří například denní motýli, čmeláci, včely a brouci. Velká část druhů hmyzu člověka výrazně neohrožuje ani neovlivňuje, případně mu naopak může i prospívat. Typickým příkladem mohou být opylovači, kteří jsou důležití pro udržování rovnováhy v přírodě a svým působením zlepšují například městskou vegetaci a její produktivitu (*Kim, 1993*). Mezi další prospěšné ekosystémové funkce hmyzu se řadí například likvidace škůdců, či dekompozice, neboli rozklad rostlinného materiálu. Dekompozici zpravidla provádí bakterie a volně žijící houby, ale v mnoha tropických oblastech tuto funkci plní termiti. Mohou tak provádět dekompozici v aridních oblastech, což jiní rozkladači vzhledem k nízké intenzitě dešťů nemohou. Mezi další důležité funkce se řadí jejich schopnost kypření půdy. Dochází tím k přemísťování a promíchávání velkého množství zeminy z různé hloubky půdního profilu (*Holt et al. 2000*).

Pro život na Zemi, ale i pro samotné lidi je hmyz nepostradatelný. Materiály, které používáme a potraviny, které konzumujeme, pocházejí častokrát z volně žijících druhů hmyzu. Většinou si neuvědomujeme, že biodiverzita hmyzu je často spojena s činnostmi a aspekty, které k lidskému životu potřebujeme, například zemědělství, biotechnologie, nebo farmaceutika (*Kogan a Lattin, 1993*). Hmyz může být i dobrým ekologickým a environmentálním bioindikátorem. Přitom se často nezamýšlíme nad tím, jak pro tyto cenné druhy můžeme být prospěšní my. I přes tyto významné funkce je na hmyz často pohlíženo jen jako na škůdce, kteří se musí regulovat, pokud tedy nejsou vzhledově přijatelní či ekonomicky výhodní. Tento přístup je ale pro udržení biologické rozmanitosti na Zemi nevhodný (*Kim, 1993*).

## 2. Cíl práce

Prvním cílem je ukázat důležitost xerothermních stanovišť, která poskytují vhodné prostředí pro mnoho druhů rostlin a živočichů. Druhým cílem práce je shrnutí dosavadních informací o autekologii a populační ekologii denních motýlů, specificky okáče metlicového (*Hipparchia semele*). Popsány budou i konkrétní metody sběru dat, využívané pro výzkum denních motýlů. Vysvětlena bude metoda zpětného odchyty, jež byla využita během terénního sběru dat. Hlavním cílem práce je vypočítání velikosti populace ohroženého okáče metlicového (*Hipparchia semele*) v Prokopském údolí v Praze 5.

### 3. Hmyz jako bioindikátoři

Během posledních dvou desetiletí byla věnována větší pozornost druhům hmyzu, kteří by mohly být indikátory kvality a stavu terestrických ekosystémů. Z hlediska biologické rozmanitosti a abiotických faktorů jsou totiž půdní ekosystémy mnohem komplexnější, než je tomu například u vodních ekosystémů, kde se kvalita vody začala za pomoci hmyzu zkoumat již výrazně dříve (*Chessman, 1995*).

Terestrický hmyz je dobrým ukazatelem v mnoha různých změn prostředí. Řád Coleoptera zastupuje přibližně 20 % celkové diverzity členovců a je důležitý pro udržování kvality půdy, regulaci jiných bezobratlých druhů, toku energie a přispívání k fyzické a chemické tvorbě půdy (*Carlton a Robison, 1998*). Potvrzuje, že včely jsou významnými indikátory lesů a zemědělských plodin. Dále to jsou například brouci z řádu střevlíkovití (*Carabidae*), kteří se podílejí na biologické kontrole a monitoringu znečištění, jež je způsobeno ropou, sírou, herbicidy, oxidem uhličitým a insekticidy (*Davis, 2000*).

#### 3.1. Definice

Bioindikátoři jsou druhy nebo společenstva druhů, které reflektují stav abiotických a biotických faktorů prostředí. Ten je odrazem změn v prostředí, společenstvu nebo v ekosystému. Zároveň také může být ukazatelem diverzity určitého druhu či celého ekosystému (*Gerhardt, 2002*).

#### 3.2. Kategorie

- I. Indikátoři prostředí: Druhy, nebo skupina druhů, které předvídatelně reagují na změny, nebo disturbance v daném prostředí. Jejich účelem je zachytit stav životního prostředí pro tvorbu ochrany přírody (*Gerhardt, 2002*).
- II. Ekologičtí indikátoři: Druhy, které jsou citlivé na znečištění stanoviště, fragmentaci, či další možné stresové faktory. Reakce indikátorů je určující pro celé společenstvo (*Gerhardt, 2002*).
- III. Indikátoři biodiverzity: Zde se jako ukazatel využívá druhová rozmanitost. Dále je tento ukazatel doplněn o endemismus, genetické parametry a o populační parametry (*Gerhardt, 2002*).

## 4. Hmyz a člověk

Dlouhodobý úbytek hmyzu může mít negativní dopad na ekosystémy, ve kterých často plní klíčovou roli. Funkcemi, kterými hmyz prospívá ekosystémům, je například opylování, herbivorie, detritovorie nebo poskytování potravních zdrojů pro živočichy vyšších trofických úrovní, jako jsou ptáci, savci, nebo obojživelníci. Například u 60 % ptáků je hmyz důležitou potravní nabídkou a přibližně 80 % rostlin je alespoň částečně závislých na opylení hmyzem (*Hallmann et al. 2017*).

Je zjevné, že hmyz ubývá především v důsledku lidské činnosti. Pokles hmyzu způsobují především změny v krajině, užívání pesticidů a jiné znečišťování prostředí. Postupem času může být další příčinou poklesu i změna klimatu (*Fox et al. 2014*). Změny v krajině jsou různé, ale ty nejzávažnější spočívají v přeměně přírodních ploch na intenzivně obhospodařované plochy (*Karp et al. 2012*). S tímto problémem jsou také spojené urbanizované oblasti společně s navazujícím světelným znečištěním v prostředí (*Eggleton, 2020*).

### 4.1. Zemědělství

Ve druhé polovině 20. století, bylo příčinou poklesu biodiverzity v západní Evropě především intenzivní zemědělství. Evropské pastviny mírného pásma zahrnující faunu a floru jsou ohroženy a vyžaduje se jejich ochrana z celosvětového hlediska (*Hoekstra et al. 2005*). V Evropě byly polopřirozené travnaté plochy změněny na orná pole nebo na monokultury jehličnatých stromů (*Meeus et al. 1990*). V těchto oblastech, kde převládá jeden druh rostliny, se vyskytuje mnoho druhů defoliátorů a savého hmyzu, tedy škůdců. To je charakteristické pro nevyváženou krajinu. Tuto nevyrovnanost také podporuje užívání hnojiv a chemických přípravků, ty totiž usmrcují druhy, které by jinak mohly eliminovat negativní dopady škůdců. Důsledkem narušených přirozených procesů v krajině, ubývá mnoho rostlin a zvířat vázaných na polopřirozené a přírodní biotopy. Jedná se o druhy vázané na rostliny a opylovače, mezi něž patří včely, čmeláci, denní motýli, můry nebo pestřenky (*Conrad et al. 2004; Fitzpatrick et al. 2007*). Stabilnější mohou být kulturní, nebo nově zalesněné krajiny s určitou diverzitou rostlin. Ty podporují vyšší druhovou rozmanitost hmyzu i větší ekologickou stabilitu. Konkurence o zdroje je zde tak vyšší a brání dominantním druhům v nekontrolovatelném šíření (*Chey et al. 1997*).

## 4.2. Urbanizované oblasti

Městské plochy nyní zaujímají značnou část naší Země. Předpokládáno je, že se jejich nárůst v průběhu tohoto století bude nadále zvyšovat (*United Nations Department of Economics and Social Affairs 2014*). Urbanizace způsobuje prudké a velké změny v krajině, a tím ovlivňuje zbylá společenstva organismů nacházející se v městských oblastech (*McDonnell a Pickett, 1990; Johnson a Munshi-South, 2017*). Nejedná se pouze o pokles a fragmentaci polopřírodních ploch ve městech a obcích, ale také o zvýšenou okolní teplotu, kterou doprovází nadměrně osvětlení pomocí umělých světel během noci. Tyto změny tak přímo či nepřímo ovlivňují rostlinné a živočišné druhy, včetně samotné interakce mezi nimi (*Hahs et al. 2009; El-Sabaawi, 2018*).

Dochází tak k postupné ztrátě biodiverzity, na kterou navazuje zvyšující se biotická homogenizace (*McKinney, 2006*). Na základě tohoto jevu jsou si městské plochy postupem času stále více podobné (*McKinney a Lockwood, 1999*). Urbanizace nejen snižuje počty původních druhů, ale zároveň i podporuje nepůvodní druhy, které se lépe přizpůsobují městskému prostředí (*Olden a Poff, 2003*). Těmito procesy netrpí pouze hmyz, ale mnoho studií prokázalo, že biotická homogenizace postihuje také ptáky a rostliny (*Ferenc et al. 2014*).

Lokálně se občas počty druhů zvyšují, ale introdukcí běžných druhů, společně s úbytkem vzácnějších původních druhů, může docházet k zvýšené homogenizaci mezi regiony (*McKinney a Lockwood, 1999; Olden et al. 2004*). Ostatně je to dáno prostředím, které je taktéž homogenní samo o sobě. Příkladem mohou být městské oblasti uniformního charakteru, jenž je konstruovaný pouze pro život lidí. Nicméně (*Olden a Poff, 2003*) poukázal na to, že introdukce nepůvodních druhů nemusí mít sklony k biotické homogenizaci. Naopak mohou zvýšit rozdílnost mezi společenstvy, zejména v lokálním měřítku. Je to dáno tím, že se různé druhy uchycují v rozmanitých oblastech a invaze tak nejsou doprovázeny vymíráním původních druhů. Míra intenzity této homogenizace je také ovlivněna taxony, typem stanoviště a regiony (*Smart et al. 2006; Shaw et al. 2010*).



### 4.3. Světelné znečištění

V posledních desetiletích začal hmyz čelit novému problému, který je především spojován s městy a obcemi, jedná se o „světelné znečištění“ (Riegel, 1973). Příčinou je nadměrný nárůst umělého osvětlení v prostředí, což je obecně dáno růstem lidské populace, průmyslovým rozvojem, zvyšováním ekonomické prosperity a především technickým zlepšováním osvětlení s vyšší světelnou účinností. Pro představu, starší žárovky dříve dosahovaly výkonu 10-20 wattů, ale dnešní žárovky mají téměř o 180 wattů více (Eisenbeis a Hänel, 2009).

Hmyz je známý pro svou vysokou citlivost vůči umělému světlu. V této souvislosti jej lze považovat za modelovou skupinu pro demonstraci negativních účinků umělého osvětlení na přírodu. Chování hmyzu za letu v okolí umělého světla, může narušovat ekologii hmyzu mnoha způsoby a tím tak může docházet k vyšší úmrtnosti. Hmyz je ovlivňován prostřednictvím svých smyslových vjemů, které využívá k interpretaci a interakci s okolím (Delhey a Peters, 2017). Především jde o narušení biologických procesů jako je orientace a migrace. Dále jsou ovlivněné bazální činnosti, jedná se například o hledání potravy a páření, což nakonec omezuje úspěšnost reprodukce. Postiženy jsou hlavně soumravné a noční organismy (Davies et al. 2013).

Světelným znečištěním je ovlivněno více než 22,5 % suchozemské plochy na Zemi (Falchi et al. 2016). Ukázalo se, že tato oblast roste tempem o 6 % ročně. Dopady světelného znečištění na vnitrodruhové interakce jsou z velké části neprozkoumané, ale v jedné partii může být velice důležitá, a to v sexuálním chování (Delhey a Peters 2017). Například umělé světlo by mohlo narušovat uvolňování s reprodukcí souvisejících hormonů (Russ et al. 2015), feromonů (Geffen et al. 2015) a tím překazit už samotné námluvy před pářením (Ender, 1992; Heindl a Winkler, 2003). Dále také mohou být ovlivněny mezidruhové interakce. Například přitažlivost nebo odpuzování umělým světlem, může změnit pravděpodobnost setkání mezi predátory a kořistí (Minnaar, 2015). U netopýrů se například zvýšilo požívání mūr v blízkosti světla, i navzdory snížené početnosti mūr v osvětlených oblastech (Rydell, 1991). U predátorů dochází k přizpůsobení v oblastech, kde hledají potravu, její početnost je ovlivněna přítomností světla. Zároveň se také může změnit chování kořisti v uměle osvětlených oblastech, kde může být vyšší riziko predace (Firebaugh a Haynes, 2018).

#### 4.4. Ochrana hmyzu

Nejvýraznější pokles hmyzu byl zaznamenán v časech, kdy byla krajina nejvíce ovlivňovaná hospodářskými činnostmi. Hlavní problém nenastal s příchodem člověka, ale se zintenzivněním veškerých činností v přírodě. Následně se začalo opouštět od tradičního hospodářství, které udržovalo krajinu pestrou a vyváženou. Významné biotopy, jako byly stepi, písčiny a řídké lesy, začaly zanikat a společně s nimi vymírala i velká část hmyzu. Tato problematika byla v České republice bohužel zaznamenána až na konci 20. století (*Konvička et al. 2005*).

Hmyz je užitečný pro vhodné plánování ochrany. U vzácných druhů tohoto řádu jsou přirozená stanoviště určována ochranněsky prioritními. Na základě tohoto výběru, se mohou poté stanovovat konkrétní cíle ochrany. Zatímco se zaměření může vztahovat především na plochy endemických druhů, je třeba také zahrnout oblasti, které jsou zónami ekologických přechodů nebo (*Araujo, 2002*) oblasti mající evoluční potenciál (*Spector, 2002*).

S ochranou hmyzu se pojí určité zásady a principy. Ty jsou vzájemně propojeny a zajišťují hmyzu tu nejvhodnější ochranu. Tyto principy na ochranu hmyzu mají v biodiverzitě mnohem širší využití. Ukazují, že pro ochranu hmyzu je nezbytná ochrana celé biologické rozmanitosti. Dohromady se jedná o pět principů spočívajících v zachování přírodě blízkých rezervací. Především jsou zaměřené na druhy, které jsou vázané na konkrétní stanoviště nebo zdroje. První princip vyjadřuje zachování kvalitní krajinné heterogenity. Princip druhý, snížit kontrast mezi zbylými přírodními plochami a sousedícími plochami, které jsou disturbované. Princip třetí, udržovat rezervace minimálně narušené, společně s vhodně zvolenou péčí ochrany. Princip čtvrtý, přiblížit se co nejvíce přírodním podmínkám v oblastech, které jsou pozměněné člověkem. Princip pátý, propojit společně co nejvíce kvalitních biotopů. Těchto pět principů je nezbytných pro fungování zdravé populace. Zároveň taková populace obvykle vyžaduje kombinaci takzvaného metapopulačního tria, což zahrnuje velikost plošek, větší kvalitu ploch a jejich sníženou izolaci mezi nimi. To může být například fragmentace, nebo ztráta kvality stanoviště. Právě ochrana kvality je pro hmyz nejvíce prioritní (*Samways, 2007*).

Pokles a ochranu hmyzu je potřeba chápat jako společenskou a ekonomickou výzvu. Je potřeba na to pohlížet z hlediska vědeckého, ale také filozofického. Tento pohled ustanoví etický základ. Dále je důležitý výzkum, politika a psychologie, které určí jak správně zapojovat veřejnost v ochraně hmyzu. To vše je společně s praxí a ověřováním našich dosavadních činností důležité pro ochranu hmyzu (*Samways, 2018*). Následně je

možné v širokém spektru odborných znalostí spolupracovat na výše uvedených čtyřech faktorech, které způsobují úbytek hmyzu. Obecně je také potřeba pochopit hodnotu hmyzu, ta totiž nespočívá pouze v ekonomickém využívání ekosystémových služeb, které nám hmyz poskytuje. Na člověka může hmyz působit i z hlediska duševního smyslu. (*Habel et al. 2019*).

I přesto je ale důležité vědět o nenahraditelnosti mnohých druhů a jejich služeb, které lidem pravidelně poskytují. Příkladem může být opylování, neboť jsou zde mylné představy, že tyto druhy a jejich služby lze nahradit technickým způsobem (*Simaika a Samways, 2018*). To vše usnadňuje enviromentální výchova, která zvyšuje povědomí o ochraně hmyzu (*Samways, 2007*).

I přes jejich velký přínos jsou znalosti o ohroženém hmyzu oproti obratlovcům a rostlinám méně prozkoumané (*New, 2004; Thomas et al. 2004*). Hmyz se podílí na struktuře, úrodnosti a prostorové dynamice půdy, je tak zásadním prvkem pro zachování biologické rozmanitosti a potravních sítí (*Schowalter et al. 2018*). Ochranu hmyzu stěžuje neúplná znalost většiny druhů. Vědecky je pravděpodobně popsáno pouze 7 – 10 % všech druhů hmyzu. Mnoho z nich je obtížné identifikovat, přesto většina obývá významné ekologické niky. Dalším problémem je odsouzení a negativní vnímání hmyzu ze strany lidí. To je také důvod, že jsou lidé hlavní hrozbou pro genofond hmyzu. Nicméně si ale neuvědomují jak jsou mnohdy na hmyzu a na jejich funkčních schopnostech v ekosystému závislí (*Samways, 1993*).

Výjimku z této situace mohou představovat denní motýli. Ti jsou totiž dobře zdokumentováni, jejich taxonomie je pochopena, mnoho druhů je snadno identifikovatelných a existuje množství informací o jejich ekologii a životní historii (*Thomas, 2005*). Zároveň jsou kulturně důležití, to dokazuje jejich popularita u široké veřejnosti a časté zobrazování v umění a literatuře. Tyto atributy utváří z motýlů cenné ukazatele biologické rozmanitosti, které byly politicky uznány Evropskou unií a Spojeným královstvím (*Dennis et al. 2017*).

#### 4.5. Péče o hmyz

Motýli jsou jednou z hlavních skupin hmyzu, které byly nejvíce postihnuty rozsáhlými změnami v krajině. Příčinou poklesu byl zánik několika biotopů a také zhoršení kvality ve fragmentovaných biotopech (*Begon et al. 2006*). V krajině se tak začala uplatňovat pravidelná péče, která udržuje v biotopech přírodě blízký stav. Nejvíce využívanou péčí k ochraně je seč. Periodickým sečením se ve krajině udržuje vhodná mozaika posečené a neposečené vegetace. (*Farruggia et al. 2012*). Tato metoda, která byla v minulosti běžně využívána, prospívá většině lučního hmyzu. Samotná pastva hospodářských zvířat je ale také velice užitečná. Pastva potlačuje například zarůstání stepních trávníků, které by jinak zanikly. Mnoho denních motýlů vázaných na tato stanoviště by bylo následně v ohrožení (*Morris, 2000*). Prospěšnou metodou pro některé denní motýly je pálení, které může být mnohdy užitečné. Příležitostné vypalování redukuje zarůstání keřů a taktéž brání postupu dalších sukcesních stádií (*Wolf, 2002*).

### 5. Denní motýli

Motýli, kteří se řadí mezi ochránářsky významnou skupinu organismů, lze díky jejich nápadnému vzhledu snadno pozorovat a sledovat v průběhu času. Mohou tak být rozpoznáni podle jednoduchých určovacích znaků (*Nowicki et al. 2008*). Díky tomu se jim dostává dlouhotrvajícího zájmu, který s sebou přináší bohaté biologické a zejména ekologické poznatky o jejich životě (*Ehrlich a Hanski, 2004*). Získané znalosti poskytují pevný základ pro další studování jejich ekologie, jež vede k jejich efektivní ochraně a možnému využití motýlu jako deštníkových druhů. Výhodou při samotném pozorování motýlů je jejich rychlost a rozsah pohybu. To umožňuje lidem následovat motýly chůzí, přičemž jsou dobře zaznamenávány a pochopeny jejich pohybové dráhy. Výzkumy tak mohou na motýlech lépe studovat proces rozptylu, konektivitu a především fungování metapopulací (*Pe'er a Settele, 2008*). V ekosystémech plní důležitou roli jako opylovači, poskytují zdroj potravy a indikují stav ekosystémů. Jejich přežití závisí na nektaru, který získávají v tekuté formě z květin a z cukrů ze zralého ovoce. Nejvíce upřednostňují velké a barevné rostliny, kde se mohou usadit a shromažďovat pyl. Dále jsou motýli jsou vhodnými a modelovými druhy, poskytujícími odpovědi na klimatické změny a jejich dopady v ekosystémech. Pochopení reakce motýlů na klima mohou být z evolučního a ekologického hlediska velice užitečné, protože tato skupina zachycuje různorodost reakcí hmyzu se specifickými fyziologickými a morfologickými adaptacemi a různou citlivostí na klimatické změny (*Hill et al. 2021*).

## 5.1. Motýli jako bioindikátoři

Krása a charisma motýlů umožňuje lépe zaujmout veřejnost, díky čemuž se lépe prosazují a přijímají opatření na jejich ochranu. Na základě této popularity mohou být využíváni jako reprezentativní druhy a upřednostňováni pro různé ochranné aktivity, například dešťníkovou ochranu (*Kühn et al. 2008*). Důsledkem toho, ochrana motýlů není pouze o ochraně druhů samotných, ale slouží k širší ochraně společně se vyskytujícími organismů (*New, 1997*).

Existují velmi dobré důkazy, že hlavními hnacími silami změn v populacích denních motýlů může být využívání půdy, změny v kvalitě stanovišť a lokálních mikroklimatických podmínek. Motýli rychle reagují na tyto faktory, které ovlivňují většinu terestrických druhů a výkyvy jejich populací tak mohou sloužit jako varovné signály (*Thomas, 2005*). Navíc se ukázalo, že i špatné stavy motýlích druhů mohou dobře reprezentovat stav ekosystému (*Fleishman et al. 2000*). Existují studie podporující využití diverzity motýlů ve více oblastech (*Kerr et al. 2000*), ve výběru rezervací (*Grill a Cleary, 2003*), projektování a monitorování krajinné péče v místech využívaných lidmi (*Weibull et al. 2000; Johst et al. 2006*).

Druhy motýlů žijících v mírných a tropických oblastech, mohou být využívány jako indikátoři v krajinách, které jsou znečištěné těžkými kovy a oxidem uhličitým (*Andrade, 1998*). Jedná se například o plochy, které se nacházejí v blízkosti průmyslových a urbanizovaných oblastí. Přítomnost mědi, železa, niklu, kadmia, iontů kyseliny sírové a dalších látek obsažených v hnojivech byly studovány na kuklách několika druhů píďalek mūr a hmyzu čeledi Eriocrania. Z výsledků této práce byla zjištěna negativní korelace mezi hustotou Eriocrania a obsahem niklu a mědi. To naznačuje, že koncentrace znečišťujících látek v rostlinách může hustotu populace ovlivňovat. Nicméně úmrtnost čeledi Eriocrania nebyla vlivem znečištění prokázána a autoři se jí budou nadále věnovat (*Koricheva a Haukijoa, 1992*).

## 5.2. Motýli jako opylovači

Denní a noční motýli je druhově početná skupina, která je na Zemi zastoupena třemi sty tisíci popsanych druhů. Z toho je cca 14 500 druhů s denní aktivitou. Motýli se často považují za příležitostné, ale široce dostupné opylovače různých květin (Grundel et al. 2000). Příležitostní jsou i díky časté produkci více než jedné generace za sezónu. Tím dochází k jevu, že se takové generace pravděpodobně setkají s různými druhy rostlin. Motýli však nenavštěvují květiny náhodně, některé rostliny dokonce vyloženě vyhledávají více. Bývá to z důvodů energetických potřeb a požadavků k rozmnožování (Porter et al. 1992; Rusterholz a Erhardt 2000). Velká většina druhů konzumuje ve stádiu dospělce nektar, jsou však i druhy, kteří se nektarem neživí. Oproti rostlinám dávají přednost například krvi, nebo se v dospělosti neživí vůbec (Scoble, 1995). Ze skupiny nočních motýlů opylují druhy z rodu lišajovití (*Sphingidae*), nebo již zmíněné píďalky (*Larentiinae*). Z denních motýlů jsou to například soumráčníkovití (*Hesperiidae*) nebo známí otakárkovití (*Papilionidae*). Všechny čeledi jsou celosvětově zastoupeny, ale svého maxima druhové rozmanitosti dosahují v tropech (Scoble, 1995).

Úzký výběr omezeného počtu nektarových rostlin naznačuje, že by tyto rostliny mohly plnit důležitou roli pro populační dynamiku motýlů a mohly tak fungovat jako jejich základní zdroj potravy. Tyto opylované rostliny sdílejí řadu společných rysů. Preferované rostliny rozkvétají během dne a nabízejí řadu barev, včetně ultrafialové a červené. Pro uchycení pylových zrn a jejich následný přenos, zajišťuje především sosák, tykadla, hrudník, nohy a občasné i křídla (Cruden a Hermann-Parker, 1979; Murphy, 1984).

Motýli se přesto nemohou rovnat včelám, které opylují mnohem více rostlin a také pojmu větší množství pylu (Sahli a Conner, 2007). Nicméně některé studie ukazují, že denní a noční motýli dokážou přenést pyl na mnohem větší vzdálenosti, než jsou toho například schopni druhy jiného hmyzu. Tento přenos na velké vzdálenosti tak může velice ovlivnit genetiku rostlin (Herrera, 1987).



### 5.3. Potrava

Velkou část života motýli tráví hledáním a konzumací široké škály zdrojů. Využívání zdrojů je závislé na jejich dostupnosti v daném čase a místě (*Brakefield, 1982; Tudor et al. 2004*). Dospělí motýli tak mohou svou zvýšenou konzumací a intenzivním hledáním potravních zdrojů, podstatně snížit svou dlouhověkost a v mnoha případech i plodnost. Některé dospělé druhy motýlů si krmením doplňují zdroje, které získaly již v průběhu larválního stádia. Nedostatečný přísun potravy ovlivňuje zejména plodnost samic. Důsledkem je pak nižší produkce vajíček, či úplná neplodnost. Spotřeba potravy u samců a samic se může odlišovat i jejich odlišnými nároky na energii. Jinými slovy mohou dospělí motýli z hlediska své zvýšené konzumace a hledání potravních zdrojů, opomínat na řadu dalších činností, které jsou k jejich životu potřebné. Tím tak mohou podstatně snížit svou dlouhověkost a v mnoha případech i plodnost (*Settele et al. 2009*).

Motýli využívají různé zdroje potravy Nejvíce využívaným zdrojem je nektar rostlin a květin. Ten hledají za pomoci vidění a sekundárně si vypomáhají čichem. Motýli preferují rostliny vzpřímené, radiálně symetrické, s protáhlými květy nebo s výběžky. Chemické složení nektaru je velice variabilní v závislosti na rostlinných druzích, které produkují odlišné množství nektaru obsahujícího různé látky. Složení nektaru se také liší podle lokace rostlin, věku rostlin, času, počasí, a také počtem navštívených opylovačů. Rozdíly jsou ovlivněny koncentrací a složením cukrů, aminokyselin, lipidů, vitamínů a alkaloidů. Motýli jsou schopni využít mnoho složek nektaru. Základní složkou nektaru je voda a společně s cukrem se jejich rozsah pohybuje okolo 15 % a 53 %. Sacharóza, fruktóza a glukóza jsou tři hlavní cukry v nektaru květin. Nektar preferovaných druhů rostlin je charakteristický vysokým podílem sacharózy, oproti obsahu zbylých dvou cukrů. Zjištěna byla i zvýšená koncentrace aminokyselin, oproti nektaru rostlin, které byly vyhledávané včelami. Nicméně kromě cukru a aminokyselin, které jsou v nektaru obsaženy, hraje samotný nektar pro plodnost motýlů důležitější roli, než bylo předpokládáno. Motýli tak mohou být účinnými opylovači rostlin a jejich výběrovost, může být velmi důležitá pro dlouhodobé přežívání konkrétních druhů rostlin, což také může ovlivnit rostlinnou morfologii, zejména jejich květů. Možné negativní faktory jako jsou antropogenní změny stanovišť, počasí a konkurence o zdroje, mohou vést ke změnám v kvalitě a množství potravních zdrojů. To může zas být rozhodující pro dynamiku motýlích populací (*Settele et al. 2009*).

## 6. Pokles početnosti a ohrožení

Ochrana druhů motýlů vyžaduje pochopení důvodů, které vysvětlují proč lokální populace občas postihují extinkce. Vlivem změn stanovišť, klimatu či různých nepředvídatelností v přírodních systémech, může docházet k dlouhodobým poklesům velikosti populací. Předpokládá se, že kvalita stanoviště a velikost populace významně ovlivňuje populační dynamiku a riziko vymírání. Nejvíce ovlivněné mohou být populace fragmentované krajiny, kde mohou být tyto faktory nejdůležitější (*Settele et al. 2009*).

U druhů, jejichž populace využívají rostliny raně sukcesních stanovišť, je riziko, že budou jejich populace s postupující sukcesí klesat a postupně tak vymírat. Oblasti s různou kvalitou stanovišť, se mohou lišit v rychlosti růstu populace a nosnou kapacitou prostředí (*Singer, 1972*). Projevuje se to převažující natalitou nebo mortalitou. Propadové populace s vyšší mortalitou jsou tedy udržované při životě díky imigraci z jiných populací s vyšší natalitou. Početnost některých populací i přes imigraci jedinců mohou stále klesat. Tyto populace se nazývají jako „pseudo-sink“ populace. Například populace *Euphydryas editha* na skalnatých výchozech v Kalifornii měla nižší natalitu, ale díky zvýšené imigraci z lesních mýtin byl jejich počet navýšen. Vlivem povětrnostních podmínek, populace z mýtin později vyhynuly. Přičemž populace na skalních výchozech se sníženou hustotou přežily (*Singer a Thomas, 1996; Thomas et al. 1996*). V tomto případě imigrace z mýtin zvýšila populační hustotu ve výchozech na úroveň, která přesahuje nosnou kapacitu. V důsledku toho byla úspěšnost rozmnožování horší. Po skončení imigrace, populace z výchozů přežila a fungovala jako zdroj pro rekolonizaci mýtin (*Boughton, 1999*).

Jednou z běžných teoretických předpovědí je, že u stejného druhu jsou malé populace oproti větším více náchylné na vyhynutí. Především to může být způsobené nepředvídatelnými změnami v prostředí. S velkou pravděpodobností mohou změny v prostředí přivést malé populace k vyhynutí, nebo je ovlivnit v plodnosti a zvýšit tak jejich úmrtnost. To je způsobené v důsledku inbrední deprese, neboli příbuzenského křížení (*Saccheri et al. 1998*). Nízká populační hustota může u motýlu také snížit šanci najít si partnera. Vlivem náhodných změn v prostředí mohou i menší stanoviště podléhat zvýšenému riziku zaniknutí. Je to způsobené narušením prostředí, či změnou péče, která může v malých oblastech zapříčinit vymírání.

Fragmentace stanovišť nastává, když se tyto oblasti zmenšují a vzdalují od sebe. Může tak docházet k riziku vymření z hlediska snížené dostupnosti zdrojů a větší zranitelnosti vůči náhodným změnám v prostředí. Kvalita stanoviště může být také ohrožena zmenšováním, které je ovlivněné okrajovým efektem z okolních stanovišť. Například motýlí populace na okrajových polích jsou ohroženy širokou škálou zemědělských činností, které mohou snižovat pokryvnost hostitelských rostlin a jejich nutriční kvalitu, či dokonce způsobit úmrtnost populace (*Feber a Smith, 1995*). Jakýkoliv proces v rámci populace, který zvyšuje riziko lokálního vymírání, přispívá k důležitosti záchranného efektu. Ten se projevuje u populací, které se rozmnožují ve špatné nebo velmi dynamickém prostředí. Mohou tak přežívat pouze za podpory imigrace z blízkých populací stejného druhu. Fragmentace habitatu je problémová, protože nejen snižuje velikost a zvyšuje pravděpodobnost extinkce jednotlivých lokálních populací, ale také izoluje populace mezi sebou. To má za následek, že pravděpodobnost záchrany ubývajících populací pomocí imigrace bude nižší. Například při odděleném zkoumání izolované a neizolované populace hnědáka kostkovaného (*Melitaea cinxia*), došlo k tomu, že ty nejmenší izolované populace měly tendenci početně klesat, pravděpodobně v souvislosti s vysokou emigrací. U neizolovaných populací se tempo růstu populace snižovalo s rostoucí hustotou populace. Bylo to pravděpodobně způsobeno tím, že nejmenší populace byly zachraňované imigrací z okolních populací (*Settele et al. 2009*).

Struktura a dynamika populací motýlů reflektuje komplexní interakce mezi životní historií a požadavky na stanoviště. Je tedy nutné identifikovat faktory, které jsou klíčové pro udržitelnost populací, a na základě toho stanovit vhodnou péči o dané stanoviště či celou krajinu. Pochopit populační dynamiku motýlů je velice důležité, protože jsou to modelové organismy vhodné pro indikaci změn životního prostředí a jejich populace mohou odrážet i trendy platné pro jiné skupiny hmyzu (*Thomas, 2005*).

## 6.1. Urbanizace

Urbanizace a její procesy vedou k silným úpravám krajiny. Vlivem rozvoje umělých struktur v krajině a počínání za účelem uspokojování lidských potřeb (*McDonnell a Pickett, 1990*).

Motýli jsou ideální skupinou pro studování této problematiky, neboť jsou dobře prozkoumány a plní důležité ekologické role. Například vytváří vztahy s jinými skupinami volně žijících druhů. Řadí se mezi ně ptáci, žáby, nebo vážky (*Cruz-Sáenz a Lazcano, 2012; Tesařová et al. 2013*). Motýli celkově prospívají opylováním rostlin v městských oblastech a zemědělských ekosystémech, nacházejících se poblíž měst (*Matteson a Langellotto, 2009; Potter a LeBuhn, 2015*). Květnaté plochy ve městech lákají různorodé skupiny motýlů na nektarové rostliny, ty jsou vhodné pro dospělé a zároveň představují potravu pro jejich larvy. Nabízené rostliny se mohou velikostně lišit od balkónových truhlíků až po velké hektarové plochy. Implicitním cílem těchto ploch je poskytnout motýlům vhodná stanoviště ve fragmentovaném prostředí (*Mauro et al. 2007*). Nicméně v závislosti na stanovištích v okolí mohou některé plochy poskytnout útočiště a zvýšit tak početnost lokální populace, případně zlepšit druhové bohatství (*Bolund a Hunhammar, 1999; Panzer et al. 2010*). Tato pozitiva společně s prosazením programů na kontinentální, národní a regionální úrovni vedly k zvýšenému zájmu o vytváření vhodných biotopů pro motýly v městských oblastech. Potenciál městských oblastí vedl také k většímu zájmu o dokumentaci a posouzení využívaných oblastí danými druhy motýlů. Pro ochranu motýlích populací byly řešeny dva faktory, ovlivňující jejich početnost. Prvním faktorem byl efekt městských stanovišť na populace motýlů a jejich druhovou bohatost. Mezi taková stanoviště se řadí městské přírodní plochy, například komunitní a městské zahrady (*Giuliano et al. 2004; Concepción et al. 2016*). Druhým faktorem je efekt městských bariér, které ovlivňují pohyb motýlů v urbanizovaných oblastech. Omezujícími prvky jsou totiž chodníky, budovy, auta a lidé (*Matteson a Langellotto, 2010*). Na základě těchto faktorů je možné zlepšit populace motýlu v městských krajinách (*Lang et al. 2019*).

## 6.2. Zemědělství

Vlivem zemědělství a lidského rozvoje dochází k destrukci stanovišť, které historicky byly přírodními pastvinami (New et al. 1995; Stoner a Joern, 2004). Ztráta, či omezení polopřírodních biotopů, představují hlavní hrozbu pro populace motýlů na celém světě (Tscharrntke et al. 2005). V intenzivně obhospodařovaných oblastech, se mohou udržet jen malé fragmenty přírodních stanovišť, například hranice polí nebo krajnice silnic. Navíc tyto zbylé okraje, oproti větším pastvinám často obsahují pouze ochuzená společenstva (Weibull et al. 2003).

Izolace a velikost stanovišť byly určeny jako významné faktory pro dlouhodobé přežívání motýlů v daném prostředí (Hanski, 1998; Belitz et al. 2020). Fragmentací stanovišť jsou především ovlivněny méně pohyblivé druhy, a druhy závislé na metapopulačních sítích (Anthes et al. 2003; Strien et al. 2011). Nicméně druhy, které jsou citlivé na klima a mají nižší pohyblivost, mohou být také ovlivněni. Zvyšuje se totiž jejich schopnost vyhýbat se negativním dopadům, způsobeným globálním oteplováním (Bauerfeind et al. 2009; Modin a Öckinger, 2020). Po výskyt motýlů je důležitá kvalita stanovišť (Thomas et al. 2001; Münsch et al. 2019), která vyžaduje náležitý způsob péče (Krämer et al. 2012). Oproti nárokům plně pohyblivých dospělých jedinců by stav stanoviště měl být přizpůsoben především požadavkům nižších vývojových stádií, která jsou obecně více citlivá na změny ve vlastnostech stanovišť (García-Barros a Fartmann, 2009). Pro úspěšný vývoj nižších druhových stádií je především důležitý dostatek potravy a vhodné mikroklima (Scherer et al. 2021). Mnoho travinných a polopřirozených stanovišť je udržováno pravidelnými disturbancemi (vypalování ohněm, seč, pastva). Tyto zásahy brání nekontrolovatelnému růstu vegetace a udržují tak stanoviště v raně sukcesních stádiích, prospívající mnoha druhům rostlin a živočichům (Collins a Gibson, 1990; Huntzinger, 2003).

Tato péče bohužel nekoreluje s intenzivním zemědělstvím, které způsobuje mnoho negativních faktorů, ohrožující hmyz (Thomas, 2016). Ve velkých zemědělských polích je hmyz ohrožován omezeným pohybem způsobeným homogenizací a fragmentací (Batary et al. 2017; Hass et al. 2018). Včetně izolace a omezením zdrojů, je hmyz také negativně ovlivněn velkým množstvím dusíku z dopravy, průmyslu a zemědělství (Wallis et al. 2006). Přítomnost pesticidů celkově ovlivňuje diverzitu hmyzu. To je způsobeno buď přímým dopadem insekticidů, nebo eliminováním potravních zdrojů vlivem herbicidů, například snížení dostupnosti nektaru nebo hostitelských rostlin (Gonzalez-Varo et al. 2013).

## 7. Ochrana

V minulosti probíhala ochrana ohrožených motýlů převážně na národní úrovni a celková koordinace napříč Evropou, neprobíhala. Jediná relevantní celoevropská legislativa týkající se motýlů je: Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, též známá jako Bernská úmluva. Obsahuje čtyři přílohy, uvádějící druhy u kterých jsou signatáři povinni zajistit vhodná opatření k ochraně jejich stanovišť, nebo přísně chránit dospělce a jejich vývojové fáze. Velmi pozitivní je, že dvacet jedna druhů, ze zde uvedeného výčtu, se stalo v mnoha zemích předmětem zvláštní ochrany podle vlastních vnitrostátních právních předpisů. Pokračující rychlý úbytek motýlů zdůrazněný v červené knize, společně s nedostatky ve stávající legislativě ukázaly, že je zapotřebí nová a komplexnější strategie ochrany motýlů. Je třeba zdůraznit, že legislativa dokáže plnit důležitý prvek k ochraně evropských motýlů, a to za předpokladu, že bude především směřovat k ochraně a správné péči o významné motýlí biotopy. Pouhý zákaz odchytu motýlů není účinným způsobem jejich ochrany. Může být dokonce i kontraproduktivní, protože brání amatérskému výzkumu motýlů, které má stále své významné opodstatnění (*Settele et al. 2009*).

### 7.1. Ochrana stanoviště

Je jisté, že v celé Evropě stále dochází k ničení důležitých přírodních stanovišť. V jednotlivých zemích je proto zapotřebí výrazně zlepšit systém ochrany stanovišť, jednak na regionální úrovni, tak i na širší úrovni krajiny. Evropská směrnice o stanovištích a druzích nepochybně zlepšuje situaci v EU, ale pokrok k vytváření směrnic je v některých členských státech velmi pomalý (*Settele et al. 2009*).

### 7.2. Péče stanovišť

Motýli mají velice specifické požadavky na stanoviště, kde obývají úzké ekologické niky. Mnozí z nich jsou omezeni na jednu nebo dvě živné rostliny, či na určité typy vegetace. Další velký počet druhů je závislý na konkrétní sukcesní stádii. To mohou být například stanoviště s pastvinami, které by za normálních okolností byly nahrazené lesními porosty. Toto zarůstání je právě oddáleno pravidelnou péčí. Po staletí byly takovéto pastviny udržovány tradičními způsoby, pastvou dobytka nebo klasickým sekáním trávy. Mnohé studie ukázaly, že ztráty motýlů nejsou přímo způsobeny ničením jejich stanovišť, ale právě opuštěním od těchto tradičních zemědělských nebo lesnických postupů (*Erhardt, 1995; Maes a Dyck, 2001*).



### 7.3. Výzkum a monitoring

Údaje o evropských motýlech bývají často nedostatečné. Dochází tak k obtížnému rozhodování o tom, které priority budou pro jejich ochranu přednější a jaké problémy bude nutné eliminovat jako první. Tento přístup je důležitý především pro země, jejichž záznamy jsou oproti jiným státům nedostatečné a u kterých je potřebné, aby posouzení druhů k ochraně bylo mnohem subjektivnější. Prioritou tedy je, aby se v každé zemi zavedla odpovídající evidence a potřebné monitorování druhů. To nejen proto, aby bylo možné v budoucnu přesněji hodnotit priority ochrany, ale aby se zejména průběžně aktualizoval stav ohrožených druhů a pokrok v jejich samotné ochraně (*Settele et al. 2009*).

Vědci intenzivně sledují motýly, aby lépe pochopili jejich rozmnožování, rozšiřování, nebo populační trendy (*New, 1997; Potts et al. 2010*). Z těchto důvodů je potřeba efektivně mapovat a monitorovat motýly, což nám umožní najít odpovědi na konkrétní otázky a zlepšovat jejich ochranu na základě relevantních vědeckých dat (*Henry a Anderson, 2016*).

Při výběru metody ke studiu motýlů je nutné si především stanovit cíle a tomu přizpůsobit, které proměnné se budou měřit. Výzkum se často zaměřuje na rozšíření a přibližnou početnost vybraných druhů motýlů (*Nowicki et al. 2008*). Tyto parametry většina metod umí poskytnout. U sběru vzorků a prováděných průzkumů můžeme zkoumat šest nejčastějších proměnných. Jedná se o přítomnost versus absence, populační indexy (relativní početnost, nebo hustota) absolutní početnost populace, míra obsazení v prostoru, metapopulační dynamika a DNA. Bez metod, poskytujících přesná data, není pro vytvoření plánu ochrany mnoha druhů motýlů možné kombinovat výsledky z různých studií (*Kral et al. 2018*).

## 8. Metody

### 8.1. Dlouhodobý sběr

#### a) Transekty

Transektové sčítání, často nazývané „Pollardovy procházky“, je specifickým typem liniového transektu prováděného při výzkumu motýlů (*Pollard, 1977*). Tato metoda je založena na vizuálním hledání, kdy pozorovatel prochází napříč studovaným územím a počítá všechny jedince, které jsou v daném prostoru okolo pozorovatele viděni. Pro tuto metodu je potřeba dodržet určité podmínky, které zahrnují počasí ( $> 17\text{ }^{\circ}\text{C}$ , nebo  $13\text{--}17\text{ }^{\circ}\text{C}$  za slunečného počasí), čas (10:45–15:45) a metoda je prováděna jednou týdně v průběhu několika měsíců. Motýli, vyskytující se mimo danou oblast do počtu zahrnutí nejsou. Transekty jsou vhodné díky tomu, že nevyžadují příliš velkou manipulaci s motýly a oproti metodě zpětných odchyť jsou méně nákladné. Tyto přednosti učinily z transektů jedny z nejvíce využívaných metod pro výzkum motýlů (*Kral et al. 2018*). Její možnou nevýhodou je špatné rozpoznání maskovaných druhů, nebo takových druhů, které setrvávají na místě v průběhu různých ročních období. To může v budoucnu ztěžovat ochranná opatření, nebo vést ke škodlivé ochraně vzácných druhů (*Kadlec et al. 2010*).

#### b) Metoda zpětného odchyty

Tato metoda se nejvíce využívá při odhadování přesné velikosti populace u vzácných motýlů. Zahrnuje přímou manipulaci s jedinci za účelem získání podrobnějších a přesnějších údajů o populaci. Tato metoda má mnoho různých variant, ale obecný postup je stejný. Vše spočívá v odchyty jedince a jeho označením pomocí fixy s jemným hrotem, nebo identifikačním štítkem. Jedinec je po vypuštění a v průběhu času opět odchytnut, následně je zkontrolován, zda je označený či neoznačený. Poté lze provádět výpočty, například Lincoln-Petersonův odhad v softwaru MARK. Díky tomu, můžeme odhadnout velikost a strukturu populace. Ačkoliv jsou zpětné odchyty přesné, jsou také dražší a časově náročnější než jiné metody (*Morton, 1982*), dále mohou být limitovány malým množstvím dat, tedy zpětných odchyť a to zejména u méně běžných druhů. Přesto je tento způsob odchyty vyhledáván za účelem studování absolutních odhadů početnosti a metapopulační dynamiky, při kterých je označování jedinců nutné (*Hill et al. 1996; Hanski et al. 2000*).

## 8.2. Krátkodobý sběr

### a) Odchyt do sítí

Nejstaršími metodami odběru byl odchyt do entomologických sítěk. U této metody existuje široká škála typů pastí, které lze umístit do odchyťového pole a bez větších rozdílů pasivně sbírat hmyz. Pasti je pak možné zpětně získat a třídít shromážděné vzorky za účelem získání dat, která jsou pro ochranu motýlů potřebná. Alternativou může být aktivní sběr, kdy pozorovatelé fyzicky chytají motýly do sítí v prohledávané oblasti (Shuey, 1983). Tato metoda, se nejčastěji využívá pro zjištění přítomnosti či nepřítomnosti druhů nebo pro zjišťování hrubého odhadu početnosti druhů (Droege et al. 1998). Dnes se tento způsob odchytu používá k sestavování seznamů druhů (Martin, 2015) a sběru motýlů pro studium genetiky (Habel et al. 2015).

### b) Pasti s návnadou

Tato metoda se tradičně využívá ve špatně přístupných tropických lesech (Dumbrell a Hill 2005; Barlow et al. 2007), kde slouží pro monitoring motýlů, jejichž dospělci se živí fermentovaným ovocem (DeVries et al. 1997; Molleman et al. 2005), nebo jsou lákáni na zapáchající látky jako je hnilé maso, krevety a kuře (Checa et al. 2014). Výhodou je, že lze tyto druhy bez velké manipulace identifikovat, označit a zpětně odchyťit, čímž se také snižuje riziko poranění jedinců. Z hlediska svých potravních preferencí, se tropičtí motýli od sebe odlišují svými mezidruhovými a vnitrodruhovými vlastnostmi (Holloway et al. 2013). Past je vyrobena ze sítě do tvaru válce o délce 80 cm a s průměrem 27 cm (Austin a Riley, 1995), umisťovaná je 0,5 m nad zemí (Villarreal et al. 2004; Barlow et al. 2008). Návnada se zpravidla umisťuje do plastové misky, které je v síti spojena pomocí drátků (Jakubikova a Kadlec, 2015).



Obr. 1 Aplikace pasti s návnadou v terénu (Freitas et al. 2014).

## 9. Okáč metlicový

### 9.1. Ekologie

Okáč metlicový (*Hipparchia semele*) je mírně protandrický druh u kterého líhnutí samců začíná o trochu dříve než u samic. Pro tento druh není tak důležitá skladba rostlinných druhů jako je spíše důležitý výskyt stanovišť se suššími a řídkými travinnými porosty, které jsou zároveň pravidelně disturbované. To znamená, že například vhodnou péčí pro udržení těchto stanovišť může být pravidelná pastva. Tyto stanoviště mají zároveň pozitivní vliv na okáče během kladení vajec a později i pro vývoj jeho housenek. Pro kladení musí samice vyhledávat plochy, kde je dostatek hostitelských rostlin, včetně těch které rostou v blízkosti nevhodných rostlin, to mohou být například lišejníky (*García-Barros, 2000*). Vajíčka jsou zpravidla kladena jak na živé, tak i na sušší a řídké trávníky, s dostatkem slunečního svitu (*Wiklund, 1984; García-Barros, 1989*). Nejvhodnějšími stanovišti, kde se taková vegetace vyskytuje jsou borové lesy, prosvětlené dubové habřiny, stepi, lesostepi, pískovny nebo také postindustriální stanoviště mezi které se řadí lomy, výsypky či pískovny. Zpravidla se jedná o stanoviště s nižší vegetační hustotou, které také poskytují vhodné podmínky k páření. Díky řídké vegetaci se na těchto plochách vyskytuje velké množství osluněných míst, které samci cíleně vyhledávají, aby se na nich mohli vyhřívat. Toto chování je též nazývané jako tzv. perching, během kterého samci sedají na kamenech nebo kmenech stromů a vyčkávají na možný kontakt s přelétajícím hmyzem. Pokud se tak stane, samec vzápětí vzlétá, buď za samicí, samcem, nebo jedincem jiného druhu (*Pinzari, 2009*). Jestliže vzlet vyčkávajícího samce vyvolá samec téhož druhu, může dojít k vzájemnému odletu od sebe, nebo naopak ke společnému poletování a pronásledování se. V případě, že v blízkosti prolétne samice, samec vzápětí vylétává a až do jejího přistání na zem ji aktivně sleduje. Poté si samec začíná specifickými pohyby samičku namlouvat (*Scott, 1974*). Okáč metlicový (*Hipparchia semele*) je univoltinní druh, neboli druh, který má během svého života jednu generaci nových jedinců. K opakovanému páření příliš často nedochází, protože samec po spáření vytvoří u samice na ventrální straně *sphragis*, který uzavře její kopulační otvor a znemožní další kopulaci s ní (*García-Barros, 1989*). Dobrým zdrojem nektaru je pro tento druh ruderální vegetace. Dále jsou také vyhledávané solitérní stromy a keře, které slouží jako útočiště během špatného počasí. Z rostlin jsou pro život housenek i dospělců důležité například kostřava ovčí (*Festuca ovina agg.*), sveřep vzpřímený (*Bromus erectus*), pěchava vápnomilná (*Sesleria albicans*), bojínek tuhý (*Phleum phleoides*) (*Tropek a Řehounek, 2011*).

## 9.2. Výskyt v Evropě

Okáč metlicový (*Hipparchia semele*) je evropský druh, který se kromě východní a severní Evropy vyskytuje ve všech evropských částech, včetně Britských ostrovů, jižní Skandinávie a Pobaltí. Jeho výskyt v oblastech jihovýchodního a východního území není zcela prozkoumán z hlediska přítomnosti dalších skrytě žijících druhů (Beneš *et al.* 2002). Nejvíce jsou však populace okáče metlicového (*Hipparchia semele*) zaznamenány na pobřeží severní Evropy v písčitých oblastech, včetně teplomilných a suchomilných stepí ve středomoří. Směrem do středu kontinentu jeho ohroženost stoupá, především se jeho počty snižují ve středních a západních částech Evropy (Heřman, 2018).

## 9.3. Výskyt v České republice

V minulosti se okáč metlicový (*Hipparchia semele*) vyskytoval téměř po celém území až na hranice teplejších pahorkatinných oblastí. Postupem času se jeho početnost snížila, nyní jsou největší populace známé už jen v Českém krasu, Českém středohoří. Z menších oblastí to je Poohří, Kladensko a Příbramsko. Všechny zmíněné oblasti jsou stanovištěm pro snížené populace tohoto druhu, který je navíc izolován vlivem fragmentace a jeho život je na pokraji vyhynutí (Heřman, 2018).

## 9.4. Ohrožení

V polovině 20. století byl okáč metlicový (*Hipparchia semele*) v České republice jedním z nejvíce rozšířených druhů okáčů. Dnes se však vyskytuje pouze několik zbylých populací tohoto druhu (Beneš *et al.* 2002), jež je označen za kriticky ohrožený (Farkač *et al.* 2005).

Okáč metlicový (*Hipparchia semele*) je ukázkový druh, jehož pokles je ukazatelem nevhodného zacházení s naší krajinou. Ohrožují ho především extenzivní zemědělské činnosti v krajině. Mezi hlavní problémy, které zapříčinily pokles populace a snížily výskyt okáče metlicového (*Hipparchia semele*) na lokální úroveň patří, intenzivní zemědělství, lesnictví a nedostatečná péče o suchomilné trávníky a lesostepi. Tyto faktory ovlivňující přirozenou krajinu, negativně působí i na zanikání raně sukcesní stanovišť. Ubývání tohoto druhu započalo opuštěním od tradičního zemědělství, které je v krajině významné pro své udržování heterogenity a pravidelnou disturbanci. S poklesem souvisí i snížený výskyt stepních trávníků a postindustriálních lokalit. Tyto lokality nemusí být sice pro lidské aktivity důležité, ale pro ohroženého okáče metlicového (*Hipparchia semele*) se jedná o velice vyhledávaná stanoviště (Tropek a Řehounek, 2011).

## 10. Metodika

### 10.1. Charakteristika studovaného území

Studie probíhala na Prokopském údolí, které se nachází na jihozápadě Prahy v katastrálním území Hlubočepy a Jinonice. Od roku 1979 je tato oblast vyhlášená ministerstvem kultury jako přírodní rezervace. Ochrana vznikla na základě teplomilných společenstev fauny a flóry, společně s významnými geologickými útvary zobrazujícími období prvohor. Od roku 1901 – 1950 byly v této oblasti, která se vyznačuje teplým klimatem naměřeny průměrné roční teploty vzduchu okolo 8,7 °C a úhrn srážek okolo 527 mm, během vegetačního období dosahovaly průměrné teploty 15 °C a úhrn srážek činil 342 mm. Vegetaci zde tvoří bukodubové a dubobukové lesy, které rostou v blízkosti xerothermních trávníků a skalních stepí. Tyto travnaté plochy je nutné udržovat, aby se zde zamezilo nekontrolovatelnému růstu dřevin vyšších sukcesních stádií. Péče se uplatňuje na živinově chudých skalních plochách, kde mohou prosperovat pouze druhy, které jsou konkurenčně silné. U živinově bohatých stanovišť je sukcesní růst usměrňován pomocí pravidelné pastvy. Cílem je, přiblížit krajinu k přírodě blízkému stavu, toho lze dosáhnout pomocí přirozených disturbancí, mezi které patří například pastva, vypalování, nebo seč. Díky tomu je možné udržovat tato raně sukcesní stanoviště na které je vázáno mnoho druhů rostlin a živočichů, včetně samotného okáče metlicového (*Hipparchia semele*) (Svaz ochrany a přírody krajiny ČR, 2004).

## 10.2. Sběr a zpracování dat

Studovaná oblast byla procházena napříč od Hemrovských skal až po Dívčí hrady. Prokopské údolí bylo studováno od konce června do počátku října 2021 s návštěvami dvakrát do týdne. Sběr začínal v ranních hodinách v průměrném počtu dvou až tří lidí. Pro získání dat, se využívala metoda zpětného odchyty. Ta spočívala v odchyty daného druhu do sítky a jeho následném označením. Pro značení jedinců, byl každému pracovníkovi na začátku odchytové sezóny přiřazen unikátní kód, kterým mohl své odchycené motýly označovat. Došlo tím k omezení možných záměn nebo nesrovnalostí během vyhodnocování dat. Postup byl následný, odchycený jedinec byl ze sítky opatrně vyndán a za pomoci lihové fixy mu byl na křídlo napsán kód, následně byl označený jedinec opět vypuštěn. Ve snaze zabránit delší manipulaci s daným jedincem, trvala tato činnost v rádech několika vteřin. Poté se ke každém značení doplnily zbylé údaje do záznamového archu. Tato data nám do příštích let poslouží k vědeckým účelům. Do zápisu bylo potřeba vždy uvést: Kód, pohlaví jedince, místo odchyty pomocí GPS, datum, čas, jeho chování před odchycením (například aktivní let, setrvávání na místě, nebo hledání potravy) a dále byly zapsány abiotické faktory jako oblačnost, rychlost větru a zastínění. Tyto informace se zapisovaly podle intenzity daného faktoru na bodové škále od 1 do 3. Pro doplňující popis výskytu živných rostlin a zaznamenání struktury a kvetení okolní vegetace, se využíval zápis v procentech a jednotkách délky. V metrech se zapisovala výška nejbližších stromů, keřů a v centimetrech výška okolní travinné vegetace. V procentech se uváděl počet a hustota nektaronosných rostlin, nízké vegetace, vysoké vegetace, okolního substrátu, hustota stromů, keřů, hostitelských rostlin a vzdálenost odchyty od nejbližšího stromu v metrech. Stejný postup zápisu doprovodných údajů byl proveden i při odchycení již označených jedinců. Takto probíhalo značení pomocí zpětných odchyťů na studované lokalitě po celou dobu letové aktivity dospělců okáče metlicového.

Během srpna a září byla studie rozšířena o pozorování samic, které v tomto období kladly vajíčka. Vyhledávaným stanovištěm pro kladení vajec byly osluněné svažité stepní trávníky se sušší i zelenou košťavou a s přítomností kamenného substrátu, kde byla pravidelně uplatňovaná pastva. V praxi byly poletující samičky pozorovány až po dosednutí na vyhovující travinu. Poté se pozorovatel zaměřoval na konec zadečku, který se před kladením výrazně prohýbal směrem pod tělo samičky. Po odletu od místa kladení byla samička chycena a byl proveden běžný zápis, který mohl být doplněn o stručný popis místa, kde byla vajíčka nakladena.

### 10.3. Statistická analýza dat

Pro stanovení velikosti populace okáče metlicového (*Hipparchia semele*) z Prokopského údolí, byly použity lineární modely s omezením (constrained linear models) (Cooch a White 2001) v programu Mark (© Gary White). Získaná data byla počítána za pomoci modelu Popan, který využívá ke stanovení populačních parametrů metodou Jolly-Seber, pro otevřenou populaci. Tyto modely s různým počtem parametrů, byly porovnávány na principu parsimonie, pomocí Akaikeho informačního kritéria (AICs). Modely tedy byly porovnávány na základě toho, jak velkou část variability v datech vysvětlovaly a, s ohledem na jejich složitost. Nejvěrohodnější byl model s nejnižší hodnotou AICs

V modelu POPAN se pro každý model odhadovaly tři primární pravděpodobnostní parametry. Jednalo se o parametr **Phi**, neboli přežívání jedinců. Ten vysvětluje s jakou pravděpodobností se daný motýl dožije konkrétního časového období. Parametr **P**, neboli pravděpodobnost odchyty, vyjadřuje pravděpodobnost zpětného odchyty. Poslední parametr je **Pent**, který vyjadřuje pravděpodobnost vstupu do populace, neboli s jakou pravděpodobností se průměrný motýl v daný časový okamžik narodí, nebo přilétne z jiné lokality.

V modelech bylo postupně modelováno chování těchto jednotlivých parametrů, a to s ohledem na čas ( $t$ ; den značení) a pohlaví jedinců (samci, samice). Parametry se mezi pohlavími ani v čase nemusely lišit ( $.$ ), případně mohly být mezi pohlavími odlišné ( $g$ ) nebo se mohly měnit v čase ( $t$ ). V případě časové změny byla testována možnost jak vlivu času v jeho faktoriálním vyjádření ( $t$ ), tak i přes přímo definované trendy ( $tlin$ ,  $tpoly$ ,  $tcubi$ ). V modelech časová složka vystupovala vzhledem k pohlaví aditivně ( $g+t$ ,  $g+tpoly$  atd.) nebo interaktivně ( $g \times t$ ,  $g \times tpoly$  atd.).

Během konstrukce modelů se nejdříve vypočítal model pro všechny kombinace parametrů (tzv. full model; pro všechny primární parametry s kombinací  $g \times t$ ). Tento model byl následně zjednodušován. Nejdříve byly počítány všechny kombinace pro parametr Phi. Z těchto modelů byly vybrány nejlepší modely (s nejnižší hodnotou AICs, s rozdílem AICs  $\Delta 2$ ), u kterých pak byly počítány všechny kombinace pro parametr P. Stejným způsobem byly následně počítány i modely pro parametr pent. Ze všech modelů byly nakonec vybrány modely nejvěrohodnější (s nejnižší hodnotou AICs, s rozdílem AICs  $\Delta 2$ ). Z těchto finálních modelů pak bylo možné odhadnout sekundární parametry, jako je denní natalita, denní počty jedinců a celkový počet jedinců.



## 11. Výsledky

### 11.1. Velikost populace

V Prokopském údolí započala odchyťová sezóna dne 26.6. 2021, během které proběhlo první úspěšné odchyťení a označení jedinců obou pohlaví. V průběhu necelých čtyř měsíců, byla studovaná lokalita navštívena během 33 dní. Úspěšně odchyťnuto a označeno bylo 916 jedinců okáče metlicového (*Hipparchia semele*), konkrétně 446 samců a 470 samic. Celkem se podařilo zpětně odchyťit 68 jedinců, přesněji 31 samců a, 37 samic (**Tab. 2**). Nejdelší pozorovaná délka života konkrétního jedince byla zaznamenaná u samice, která žila 68 dnů. U samce byla maximální délka života 47 dnů (**Tab. 1**).

**Tab. 1** Zobrazuje nejdéle dožitý jedince

Nejdelší doložená délka života			
	Jedinec	Dnů	Perioda
<b>Samci</b>	V8	47	21.7. - 5.9. 2021
<b>Samice</b>	X3	68	3.7. - 8.9. 2021

**Tab. 2** Výsledky a počty jedinců, kteří byli jednou, nebo dvakrát zpětně odchyťeni

Počet zpětně odchyťených jedinců				Podíl (%)	
Odchyťen:	1x	2x	Celkem		
<b>Samci:</b>	31	0	31	6,95	samců bylo zpětně odchyťeno
<b>Samice:</b>	35	2	37	7,45	samic bylo zpětně odchyťeno
<b>Celkem:</b>	66	2	68	7,21	všech označených jedinců bylo zpětně odchyťeno

Z modelování chování populace v programu Mark vyšly dva nejlepší modely, které měly nejnižší hodnotu AIC (**Tab. 3,4**). Protože rozdíl mezi AICs hodnotami byl menší než 2, byly uznány oba modely za nejpřesnější. Modely odhadují celkovou velikost populace na 16582, respektive 17030 jedinců (**Tab. 3,4**).

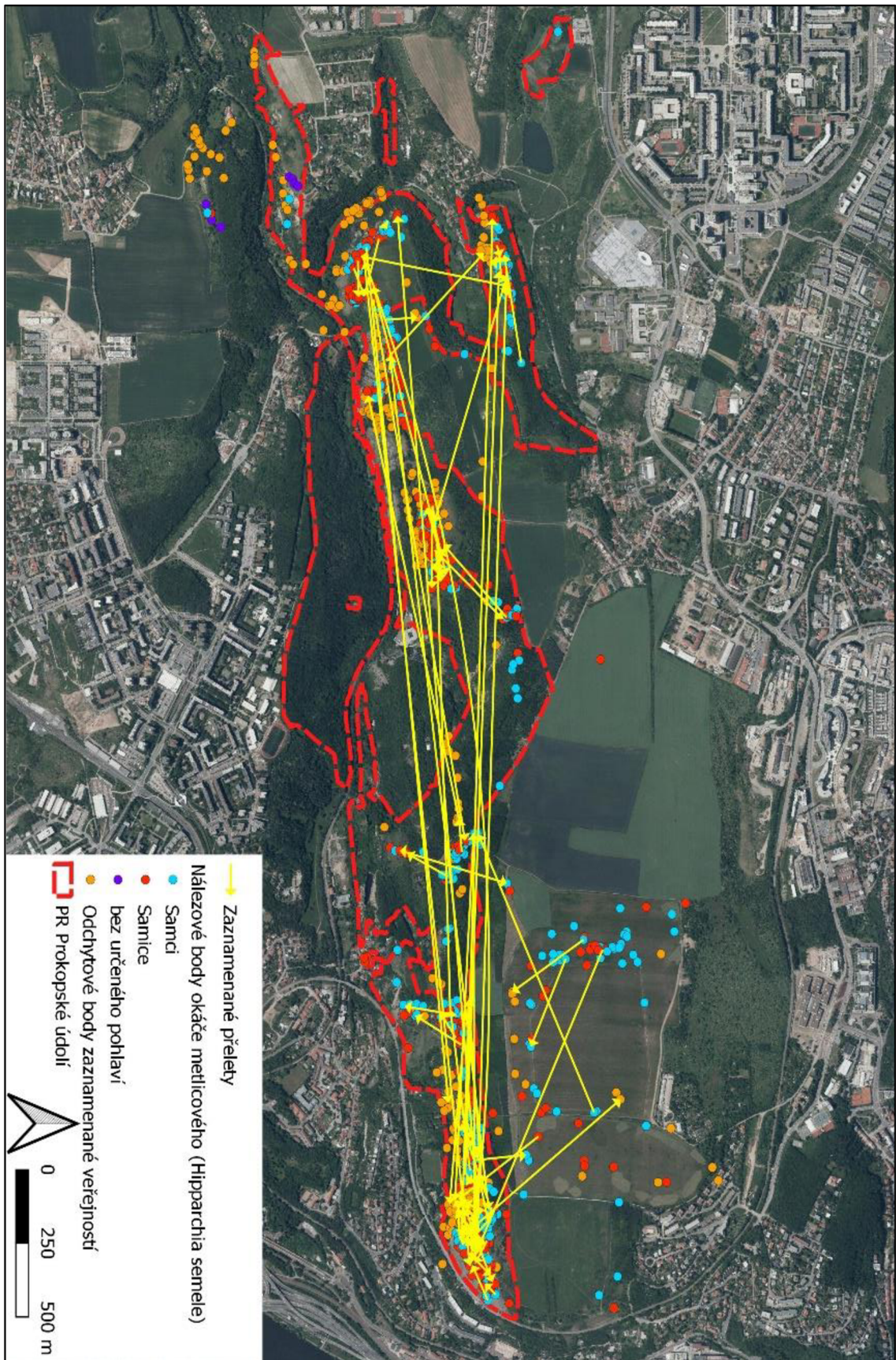
**Tab. 3** Odhady celkové populace. Model 1.

<b>Model 1</b>	Phi(g+tpoly) p(g+t) pent(tpoly) N(g)	
	N	<b>Střední chyba průměru</b>
<b>Samci</b>	7815	2628
<b>Samice</b>	8767	3605

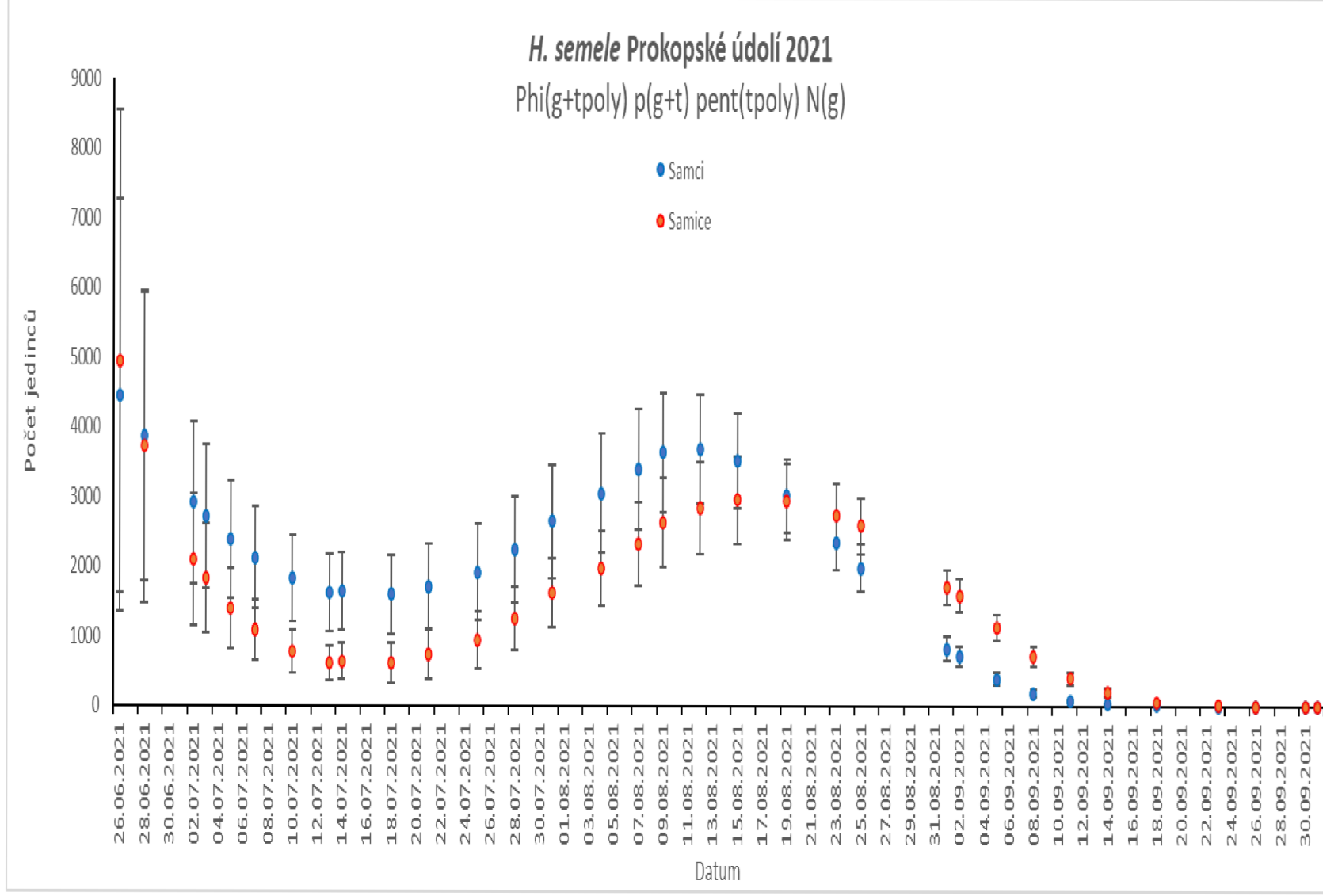
**Tab. 4** Odhady celkové populace. Model 2.

<b>Model 2</b>	Phi(g+tpoly) p(g+t) pent(tpoly) N(g)	
	N	<b>Střední chyba průměru</b>
<b>Samci</b>	8217	3006
<b>Samice</b>	8813	3983

Na satelitním snímku (**Obr. 1**) jsou pomocí softwaru GIS zakresleny všechny zaznamenané přelety motýlů a místa označení všech označených jedinců. Na (**Obr. 2**) lze vidět, že na začátku sezóny mírně převažoval výskyt samců, což je možné pozorovat až k datu 19.8. 2021. Nejvyšší růst početnosti obou pohlaví byl zaznamenán v průběhu srpna. Poté se relativní výskyt samic na lokalitě zvýšil a přítomnost samců začala klesat. Úplná převaha samic nastala od 18.9. 2021 a trvala až do konce posledního odchyťového dne 30.9. 2021.



**Obr. 2** Mapové zobrazení všech zaznamenaných přeletů na Prokopském údolí.



**Obr. 3** Vývoj populace okáče metlicového (*Hipparchia semele*) v průběhu celé sezóny 2021 vypočtený na základě modelu POPAN v programu Mark.



## 12. Diskuse

Populaci okáče metlicového (*Hipparchia semele*) v Prokopském údolí tvořilo v roce 2021 zhruba 17 000 jedinců, vyskytujících na území o rozloze cca 170 ha. Nicméně po odečtení možných nepřesností v průběhu získávání dat a nejistoty odhadu modelu vychází jako minimální relevantní odhad celkové populace počet 10 000 jedinců. I přes to patří sledovaná populace k největším populacím tohoto druhu na území České republiky, dost možná je tou úplně největší. S ohledem na velikost území, byla zatím největší doložená populace zaznamenána na lokalitách v CHKO Český kras, konkrétně ve dvou chráněných území NPP Zlatý kůň a NPP Kotýz. Populace byly také podrobně sledovány metodou zpětných odchyť a byla odhadnuta na 1500 jedinců (*Jakubíková, 2012*). I zde se jednalo o lokality s lesostepními stanovišti, které jsou pro život okáče metlicového (*Hipparchia semele*) nezbytné. Tato stanoviště jsou již z historie formována pravidelným narušováním a tradiční hospodářskou činností. Vhodně sešlapaná vegetace s plochami holého substrátu je pro okáče metlicového (*Hipparchia semele*) mnohdy důležitější než je třeba druhové složení společenstev rostlin. Stejně vyhledávané jako stepi a lesostepi jsou i opuštěné nebo pravidelně využívané plochy, které vznikly lidskou činností. Jedná se o postindustriální lokality, například lomy nebo výsypky. Díky výskytu kamenného substrátu, rostlinné vegetace, disturbance a slunečního svitu, jsou tyto lokality dostatečně pestré (*Tropek, et al. 2017*).

Od začátku června až do poloviny srpna byl zaznamenán větší počet samců než samic. Následně se jejich četnost snížila, přesto výskyt samců byl zaznamenán až do poloviny září. Samice svou přítomností převažovaly od konce srpna až do posledního odchyťu, který se uskutečnil na konci září. Tento jev je způsoben protandrií, tedy jevem, kdy se samci líhnou dříve než samice za účelem vylepšení svých šancí na úspěšné páření. Podobné výsledky byly získány i z již zmíněné lokality CHKO Český kras (*Jakubíková, 2012*). Ve sledovaném období sdíleli jedinci obou pohlaví podobné nároky na prostředí. Největší množství jedinců bylo zaznamenáno během teplých a slunečných dní, za bezvětrného počasí, v místech s dostatečným výskytem vysoké i nízké vegetace. Ta sloužila pro hledání potravy, odpočinek a také pro hledání útočiště na okolních kmenech stromů. Podobné výsledky byly zjištěny v západních Čechách (*Tropek, et al. 2017*). Nejmenší množství jedinců bylo zaznamenáno během nepředvídatelných dešťových přeháněk, které některé terénní dny provázely. Co se týká sledování jedinců v průběhu jednotlivých měsíců, tak lze konstatovat, že během června převažoval výskyt samců, kteří preferovali stepní lokality s různorodou vegetací.

V průběhu července došlo k jejich uchýlení se do okolních lesů, do stinného a chladnějšího prostředí. Jejich přítomnost byla z velké míry skrytá a díky kryptickému zbarvení i obtížná na rozeznání od okolního porostu. Nižší počet záznamů obou pohlaví vyplývá i z výše uvedeného grafu (**Obr. 3**). Původ tohoto jevu může být vysvětlován jako estivace, neboli letní spánek. Během tohoto období jedinci snižují svou pohybovou aktivitu na minimum a jejich životní projevy jsou vymezené pouze na malý rozsah činností, čímž dochází i ke snížení metabolismu. Činí tak ve snaze, aby překonali nepříznivé podmínky, například příliš velké sucho, horko nebo nedostatek potravních zdrojů. Dalším důvodem by mohlo být, že samice před kladením potřebují určitou dobu klidu na dozrávání vaječnicků. Zvýšená intenzita kladení může být podpořena také vyhovujícím počasím, které je pro okáče metlicového (*Hipparchia semele*) podstatné. Ve sledované lokalitě bylo kladení vajíček pozorováno za teplých a slunečných dní v srpnu, kdy se teploty pohybovaly v rozmezí 20 až 25 °C. Během srpnového kladení vajíček, se zvýšila pohybová aktivita samic a ty tak převažovaly ve většině záznamů. Kladení probíhalo pravidelně v odpoledních hodinách, a to především mezi 13 h a 15 h. Tento časový údaj se shoduje i s kladením, které bylo pozorováno na lokalitě v CHKO Český kras (*Jakubíková, 2012*). Během tohoto času samice vyhledávaly na osluněné stepní trávníky. Zde se tak vyskytovala nízká vegetace suchých i zelených kostřav v kombinaci s kamenným substrátem. Při hledání vhodného místa přelétávaly těsně nad zemí. Poté, co usedly na zem, mnohdy ještě párkrát přelétly o necelý půl metr. S podobným chováním se setkali i vědci z Anglie (*Shreeve, 1990*). Pro kladení si samice vybíraly především suché traviny a zpravidla kladly jen jedno vajíčko na jedno místo. Tato informace, se shoduje i s výzkumem od (*Jakubíková, 2012*), kde byly záznamy o kladení totožné. V jednom případě v naší studii byla pozorována dvě nakladená vajíčka, zde ale není jisté, zda dané místo nebylo preferováno například dvěma samicemi.

Na interakci mezi teplotními podmínkami a plodností, se zaměřili (*Karlsson a Wiklund, 2005*) kteří zkoumali teplotní nároky u čtyř druhů motýlů, včetně okáče metlicového (*Hipparchia semele*). Při svém výzkumu zjišťovali, jak mohou různé teplotní režimy ovlivnit kladení a samotnou délku života motýlů. Kromě okáče metlicového (*Hipparchia semele*) se všem motýlům během vysokých teplot společně snížila životaschopnost a produkce vajíček. V porovnání s druhy, kteří žijí ve stinných krajinách, došli ke zjištění, že motýli žijící v otevřených a osluněných oblastech, do kterých se řadí i okáč metlicový (*Hipparchia semele*) mají v průměru vyšší a delší produkci vajíček, včetně jejich životaschopnosti. Při svém zkoumání tak sledovali u konkrétních druhů i vztah jejich přirozeného biotopu a plodnosti. Zjistili, že samice druhů, kteří žijí v otevřených a

osluněných krajinách, měly při vysokých teplotách mnohem větší produkci vajíček. Samice ze stinných lokalit, měly vyšší produkci pouze při nižších teplotách. Výsledky tak ukázaly, jak jsou pro rozmnožování důležité vyhovující teplotní podmínky. Ze zkoumání autoekologie okáče metlicového (*Hipparchia semele*) bylo také zjištěno, že nejdelší doložená délka života samce byla 47 dní a u samice 68 dní. Podobné údaje získala i (Jakubíková, 2012), když vyzorovala nejdelší délku života u samce 45 dní a u samice 49 dní. Jakubíková (2012) se při svém studiu okáče metlicového (*Hipparchia semele*) v CHKO Český kras také věnovala nejdelším přeletům, které byly více než 1 kilometr dlouhé u obou pohlaví. V Prokopském údolí jsme pozorovali přelety delší, konkrétně nejdelší přelet měřil 3,3 km. Zde je ale potřeba brát v úvahu rozlohu Prokopského údolí, které má větší rozlohu.

Výzkum v Prokopském údolí podal nové informace o populaci okáče metlicového (*Hipparchia semele*) a jeho působení v přírodě. S každým novým výzkumem je nám umožněno více nahlédnout do života tohoto druhu. Díky tomu můžeme lépe porozumět jeho způsobům chování v různých fázích života, které byly v této diskusi uvedeny. Je namístě také pravidelně sledovat nové výzkumy, které by nám mohly vysvětlit některé nejasnosti, upozornit na chyby, případně přinést návrhy na zlepšení životních podmínek okáče metlicového (*Hipparchia semele*) v budoucích letech. Výzkum, o kterém je v této práci pojednáno, není uzavřen. Do budoucích let plánujeme zlepšení metod zpětných odchytů, které by nám pak v sezónních sběrech dat umožnily získat více zpětně odchycených jedinců. Díky tomu získáme přesnější data o cílové populaci. Inspirací nám jsou americké studie, které se zaměřují na populace monarchy stěhovavého (*Danaus plexippus*). Pro výzkum byla využita taktéž metoda zpětných odchytů, která byla ale upravena o způsob značení. Běžné značení lihovým fixem bylo nahrazeno lepícími okrouhlými štítky, které mají svůj unikátní kód (McCord a Davis, 2010). Od tohoto způsobu značení se očekává lepší čitelnost kódu a odolnost vůči nepříznivému počasí ale především i možnost zapojit do značení širokou veřejnost. Ve snaze získat přesnější data o populaci okáče metlicového (*Hipparchia semele*) se tato metoda jeví jako velmi vhodná. Plánovaný budoucí výzkum bude podkladem dalších vědeckých prací, včetně mé navazující diplomové práce. Této problematice se chci nadále věnovat a věřím, že moje nové poznatky obohatí existující poznatky shrnuté v této bakalářské práci. Velký přínos v další práci vidím i v tom, že budu mít možnost porovnávat výsledky mezi oběma pracemi a s časovým odstupem získat náhled na možné rozdíly a dovysvětlení některých jevů.



**Obr. 4** Metoda zpětného odchytu za použití lepících štítků (McCord a Davis, 2010).

## 13. Závěr

Tato práce mne uvedla v přesvědčení, že bez pravidelné péče o raně sukcesní stanoviště, můžeme přijít o mnoho významných druhů hmyzu a rostlin včetně okáče metlicového (*Hipparchia semele*). Tato stanoviště mezi které se řadí pastviny, stepi a lesostepi jsou od nepaměti důležitým biotopem ve středoevropské přírodě. Zároveň se tyto plochy řadí mezi ta stanoviště, která potřebují pravidelné narušování. Díky tomu jsou udržované v patřičném sukcesním stádiu. Není zde proto žádoucí uplatňovat pravidlo zákazu vstupu a omezení veškerých činností v daném biotopu na minimum a je potřeba sem navrátit pastvu a další tradiční managementy. Z hlediska obhospodařování půdy jsou tyto tradiční postupy v dnešní době stále více vyhledávané. Jedná se ale nejen o pastvu, ale i seč nebo vypalování. Díky jejich pravidelnému uplatňování v krajině je okolní vegetace rozmanitější a tedy i pro mnoho druhů atraktivnější. Okáč metlicový (*Hipparchia semele*) je jedním z těch kriticky ohrožených druhů, kvůli kterému se usiluje o navrácení dříve běžných zemědělských postupů zpět do přírody. Důkazem toho, že jsme učinily správné kroky na jeho záchranu, budou rostoucí populační početnosti tohoto druhu.



## 14. Literatura

- Alvarez, M.; Cordoba, S.; Escobar, F.; Fagua, G.; Gast, F.; Mendoza, H.; Ospina, M.; Umana, A., M.; Villarreal, H., 2004. *Manual de medodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*. Bogota: Programa Inventarios de Biodiversidad.
- Andrade, M. G., 1998. Utilizacion de las mariposas como bioindicadoras del tipo de habitaty su biodiversidad en colombia. *Zoología* 22, 407-421.
- Araújo, M. B., 2002. Biodiversity Hotspots and Zones of Ecological Transition 16, 1662-63.
- Austin G., T.; Riley, T., 1995. Portable bait traps for the study of butterflies. *Tropical lepidoptera* 6, 5-9.
- Barlow, J.; Overal, W., L.; Araujo, I., S.; Gardner, T., A.; Peres, C., A., 2007. Blackwell Publishing Ltd The value of primary, secondary and plantation forests for fruit-feeding butterflies in the Brazilian Amazon. *Journal of Applied Ecology* 44, 1001-1012.
- Barros, E. G., 1988. Delayed ovarian maturation in the butterfly *Hipparchia semele* as a possible response to summer drought. *Ecological Entomology* 13, 391-398.
- Bauerfeind, S., S.; Theisen, A.; Fischer, K., 2009. Patch occupancy in the endangered butterfly *Lycaena helle* in a fragmented landscape: effects of habitat quality, patch size and isolation. *Journal Insect of Conservation* 13, 271–277.
- Begon, M.; Townsend, C., R.; Harper, J., L., 2006. *Ecology: From individuals to Ecosystems*. 4 editor Liverpool: Blackwell Publishing.
- Belitz, M., W.; Monfls, M., J.; Cuthrell, D., L.; Monfils, A., K., 2020. Landscape-level environmental stressors contributing to the decline of Poweshiek skipperling (*Oarisma poweshiek*). *Insect Conservation and Diversity* 13, 187-200.
- Beneš, J.; Konvička, M.; Dvořák, J.; Fric, Z.; Havelda, Z.; Pavlíčko, A.; Vrabec, V.; Weidenhoffer, Z., 2002. *Motýli České republiky: Rozšíření a ochran I, II*. Praha: SOM.
- Bolund, P.; Hunhammar, S., 1999. Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics* 29, 293-301.
- Boughton, D. A., 1999. Empirical evidence for complex source-sink dynmics with alternatives states in a butterfly metapopulation. *Ecology* 80, 22727-2739.
- Brakefiled, P. M., 1982. Ecological studies on the butterfly *maniola jurtina* in britain. I. Adult behaviourm microdistribution and dispersal. *Journal of Animal Ecology* 51, 713-726.
- Brereton, T., M.; Cruickshanks, K., L.; Risely, K.; Noble, D., G.; Roy, D., B., 2010. Developing and launching a wider countryside butterfly survey across the United Kingdom. *Journal of Insect Conservation* 15, 279–290.

- Bubová, T.; Vrabec, V.; Kulma, M.; Nowicki, P., 2015. Land management impacts on European butterflies of conservation concern: a review. *Journal Insect of Conservation* 19, 805–821.
- Carlton, C. E.; Robison, H. W., 1998. Diversity of litter-dwelling beetles in the Ouachita Highlands of Arkansas, USA (Insecta: Coleoptera). *Biodiversity and Conservation* 7, 1589-1605.
- Concepción, E., D.; Obrist, M., K.; Moretti, M.; Altermatt, F.; Baur, B.; Nobis, M., P., 2016. Impacts of urban sprawl on species richness of plants, butterflies, gastropods and birds: not only built-up area matters. *Urban Ecosystems* 19, 225-242.
- Conrad, F., K.; Woiwod, P., I.; Parsons, M.; Fox, R.; Warren, S., M., 2004. Long-term population trends in widespread British moths. *Journal of Insect Conservation* 8, 119–136.
- Cooch, E.; White, G., 2001. *Program Mark: A gentle introduction*. [Online] Available at: <http://www.phidot.org/software/mark/docs/book/>
- Cruden, R., W.; Sharon, Hermann-Parker, S., M., 1979. Butterfly pollination of *Caesalpinia Pulcherrima*, with observations on a psychophilous syndrome. *Journal of Ecology* 67, 155-168.
- 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, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83, 129-132.
- ČR, S. o. p. a. k., 2004. *Plán péče pro přírodní rezervaci Prokopské údolí*, Louňovice: Svaz ochrany přírody a krajiny ČR.
- Davies, T., W.; Bennie, J.; Inger, R.; Gaston, K., J., 2013. Artificial light alters natural regimes of night-time sky brightness. *Scientific Reports* 3, 1-5.
- Davis, J. A., 2000. Does Reduced-Impact Logging Help Preserve Biodiversity in Tropical Rainforests? A Case Study from Borneo using Dung Beetles (Coleoptera: Scarabaeoidea) as Indicators. *Entomological Society of America* 29, 467-475.
- Delhey, K.; Peters, A., 2016. Conservation implications of anthropogenic impacts on visual communication and camouflage. *Conservation Biology* 31, 30–39.
- DeVries, P., J.; Murray, D.; Lande, R., 1997. Species diversity in vertical, horizontal, and temporal dimensions of a hit-feeding butterfly community in an Ecuadorian rainforest. *Biological Journal of the Linnean Society* 62, 343-364.
- Dollar, J., G.; Riffel, S., K.; Burger Jr.; L., W., 2013. Effects of managing semi-natural grassland buffers on butterflies. *Journal of Insect Conservation* 17, 577-590.
- Droege, S.; Cyr, A.; Larivée, J., 1998. Checklists: An Under-Used Tool for the Inventory and Monitoring of Plants and Animals. *Conservation Biology* 12, 1134-1138.

- Dumbrell, A., J.; Hill, J., K., 2005. Impacts of selective logging on canopy and ground assemblages of tropical forest butterflies: Implications for sampling. *Biological Conservation* 125, 123-131.
- Eggleton, P., 2020. The State of the World's Insects. *Life Sciences Department* 45, 61-82.
- Eisenbeis, G.; Hänel, A., 2009. Light pollution and the impact of artificial night lighting on insects. V: *Ecology of cities and towns*. Cambridge: Cambridge University 15, 243-263.
- El-Sabaawi, R., 2018. Trophic structure in a rapidly urbanizing planet. *Functional Ecology* 32, 1718–1728.
- Endler, J. A., 1992. Signals, signal, conditions, and the directions of evolution. *The American Naturalist* 139, 125-153.
- Erhardt, A., 1995. Ecology and conservation of alpine Lepidoptera. V: C. & Hall, editor *Ecology and Conservation of Butterflies*. místo neznámé: Ecology and Conservation of Butterflies 8, 258-276.
- Ernst, L., M.; Tschamtko, T.; Batáry, P., 2017. Grassland management in agricultural vs. forested landscapes drives butterfly and bird diversity. *Biological Conservation* 216, 51-59.
- Eversham, B., C.; Roy, D., B.; Telfer, M., G., 1996. Urban, industrial and other manmade sites as analogues of natural habitats for Carabidae. *Annales Zoologici Fennici* 33, 149-156.
- Falchi, F.; Cinzano, P.; Duriscoe, D.; Kyba, Ch., C., M.; Elvidge, Ch., D.; Baugh, K.; Portnov, B., A.; Rybnikova, N., A.; Furgoni, R., 2016. The new world atlas of artificial night sky brightness. *Science Advances* 2, 1-25.
- Farkač, J.; Král, D.; Škorpík, M., 2005. *Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí*. 1 editor Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.
- Ferenc, M.; Sedláček, O.; Fuchs, R.; Dinetti, M.; Fraissinet, M.; Storch, D., 2014. Are cities different? Patterns of species richness and beta diversity of urban bird communities and regional species assemblages in Europe. *Global Ecology and Biogeography* 23, 479–489.
- Firebaugh, A.; Haynes, J., K., 2017. Light pollution may create demographic traps for nocturnal insects. *Basic and Applied Ecology* 34, 118-125.
- Fitzpatrick, Ú.; Murray, E., T.; Paxton, J., R.; Breen, J.; Cotton, D.; Santorum, V.; Brown, J., F., M., 2007. Rarity and decline in bumblebees – A test of causes and correlates in the Irish fauna. *Science Direct* 136, 185-194.
- Fleishman, E.; Murphy, D., D.; Brussaard, P., 2000. A new method for selection of umbrella species for conservation planning. *Ecology Applications* 10, 569-579.

- Fox, R.; Oliver, H., T.; Harrower, C.; Parsons, S., M.; Thomas, D., Ch.; Roy, B., D., 2014. Long-term changes to the frequency of occurrence of British moths are consistent with opposing and synergistic effects of climate and land-use changes. *Journal of Applied Ecology* 51, 949–957.
- Franzén, M.; Nilsson, G., S., 2008. How can we preserve and restore species richness of pollinating insects on agricultural land?. *Ecography* 31, 698-708.
- Freitas, A., V., L.; Iserhard, C., A.; Santos, J., P.; Carreira, J., Y., O.; Ribeiro, D., B.; Melo, D., H., A.; Rosa, A., H., B.; Marini-Filho, O., J.; Accacio, G., M.; Uehara-Prado, M., nedatováno Studies with butterfly bait traps: an overview. *Revista Colombiana de Entomología* 40, 209-218.
- García-Barros, E., 1989. Estudio comparativo de los caracteres biológicos de dos satirinos *Hipparchia statilinus* (Hufnagel, 1766) e *H. semele* (L.,1758) (Lepidoptera, Nymphalidae, Satyrinae). *Miscellanea Zoologica* 13, 85-96.
- García-Barros, E., 2000. Comparative data on the adult biology, ecology and behaviour of species belonging to the genera *Hipparchia*, *Chazara* and *Kanetisa* in central Spain (Nymphalidae: Satyrinae). *Nota Lepidopterologica* 23, 119-140.
- Geffen, K., G., V.; Eck, E., V.; Boer, R., A., D.; Grunsven, R., H., A., V.; Salis, L.; Berendse, F.; Veenendaal, E., M., 2015. Artificial light at night inhibits mating in a Geometrid moth. *Insect Conservation and Diversity* 8, 282-287.
- Gerhardt, A., 2002. Bioindicator species and their use in biomonitoring.. V: *Encyclopedia of Life Support Systems*. Ibbenbüren: Encyclopedia of Life Support Systems 1.
- Giuliano, W. M., 2004. Lepidoptera-habitat relationships in urban parks. *Urban Ecosystems* 7, 361–370.
- González-Varo, J., P.; Biesmeijer, J., C.; Bommarco, R.; Potts, S., G.; Schweiger, O.; Smith, H., G.; Steffan-Dewenter, I.; Szentgyorgyi H.; Woyciechowski, M.; Vila, M., 2013. Combined effects of global change pressures on animal-mediated pollination. *Trends in Ecology & Evolution* 9, 524-530.
- Grill, A.; Cleary, D., F., R., 2003. Diversity patterns in butterfly communities of the Greek nature reserve Dadia. *Science Direct* 114, 427-436.
- Grundel R.; Pavlovic, N., B.; Sulzman, Ch., L., 2000. Nectar Plant Selection by the Karner Blue Butterfly (*Lycaeides melissa samuelis*) at the Indiana Dunes National Lakeshore. *The American Midland Naturalist* 144, 1-10.
- Habel, J., Ch.; Bruckmann, S., V.; Krauss, J.; Schwarzer, J.; Wig, A.; Husemann, M.; Steffan-Dewenter, I., 2014. Fragmentation genetics of the grassland butterfly *Polyommatus coridon*: Stable genetic diversity or extinction debt?. *Conservation Genetics* 16, 549–558.

- Habel, J., Ch.; Ulrich, W.; Buburger, N.; Seibold, S.; Schmitt, T., 2019. Agricultural intensification drives butterfly decline. *Insect Conservation and Diversity* 4, 289-295.
- Hahs, K., A.; McDonnell, J., M.; McCrthy, A., M.; Vesk, A., P.; Corlett, T., R.; Norton, A., B.; Clemants, E., S.; Duncan, P., R.; Thompson, K.; Schwartz, W., M.; Williams, G., S., N., 2009. A global synthesis of plant extinction rates in urban areas. *Ecology letters* 12, 1232-1237.
- Hallmann, A., C.; Sorg, M.; Jongejans, E.; Siepel, H.; Hofland, N.; Schwan, H.; Stenmans, W.; Muller, A.; Sumser, H.; Horren, T.; Goulson, D.; Kroon, d., H., 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *Plos one* 1-21.
- Hanski, I.; Alho, J.; Moilanen, A., 2000. Estimating the parameters of survival and migration of individuals in metapopulations. *Ecology* 81, 239-251.
- Hanski, I.; Pakkala, T.; Kuussaari, M.; Lei, G., 1995. Metapopulation persistence of an endangered butterfly in a fragmented landscape. *Oikos* 72, 21-28.
- Hass, A., L.; Kormann, U., G.; Tschardtke, T.; Clough, Y.; Baillod, A., B.; Sirami, C.; Fahrig, L.; Martin, J.; Baudry, J.; Bertrand, C.; Bosch, J.; Brotons, L.; Burel, F.; Georges, R.; Giralt, D.; Ricarte, A.; Siriwardena, G.; Batáry, P., 2018. Landscape configurational heterogeneity by small-scale agriculture, not crop diversity, maintains pollinators and plant reproduction in western Europe. *The Royal Society* 285, 20172242.
- Henry, E., H.; Anderson, Ch., T., 2016. Abundance estimates to inform butterfly management: double-observer versus distance sampling. *Journal of Insect Conservation* 20, 505–514.
- Herrera, C. M., 1987. Components of pollinator "quality": comparative analysis of a diverse insect assemblage. *Oikos* 50, 79-90.
- Heřman, P., 2018. *Regionální akční plán pro druhy Hipparchia semele /okáč metlicový/ (Lepidoptera: Nymphalidae) a Libelloides macaronius /ploskoroh pestrý/ (Neuroptera: Ascalaphidae) na území národní přírodní památky Zlatý kůň*, Praha: Ochrana přírody.
- Hill, G., M.; Kawahara, A., Y.; Daniels, J., C.; Bateman, C., C.; Scheffers, B., R., 2021. Climate change effects on animal ecology: butterflies and moths as a case study.. *Biological Reviews* 96, 2113-2126.
- Hill, J., K.; Thomas, C., D.; Lewis, O., T., 1996. Effects of habitat patch size and isolation on dispersal by *Hesperia comma* butterflies: implications for metapopulation structure. *Journal of Animal Ecology* 65, 725-735.
- Hoekstra, M., J.; Boucher, M., T.; Ricketts, H., T.; Roberts, C., 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* 8, 23–29.

- Holloway, J., D.; Barlow, H., S.; Loong, H., K.; Khnen, Ch. V., 2013. Sweet or Savoury? Adult feeding preferences of Lepidoptera attracted to banana and prawn baits in the oriental tropics. *The Raffles Bulletin of Zoology* 29, 71–90.
- Holt, A., J.; Lepage, M., 2000. Termites and soil properties. *Department of Tropical Plant Sciences* 18, 389-407.
- Huntzinger, M., 2003. Effects of fire management practices on butterfly diversity in the forested western United States. *Biological Conservation* 113, 1-12.
- Checa, M., F.; Rodriguez, J.; Willmott, K.; Liger, B., 2014. Microclimate Variability Significantly Affects the Composition, Abundance and Phenology of Butterfly Communities in a Highly Threatened Neotropical Dry Forest. *Florida Entomologist* 97, 1-13.
- Chesmann, B. C., 1995. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: A procedure based on habitat-specific sampling, family level identification and a biotic index. *Australian Journal of Ecology* 20, 122-129.
- Chey, V., K.; Holloway, J., D; Speight, M., R., 1997. Diversity of moths in forest plantations and natural forests in Sabah. V: *Bulletin of Entomological Research*. London: Cambridge University 87, 371-385.
- Jakubikova, L.; Kadlec, T., 2014. Butterfly bait traps versus zigzag walks: What is the better way to monitor common and threatened butterflies in non-tropical regions?. *Journal of Insect Conservation* 19, 911-919.
- Jakubíková, L., 2012. *Autekologie kriticky ohroženého okáče metlicového (Hipparchia semele L.) v CHKO Český kras*, Praha: Czech University of Life Sciences Prague,
- Johnson, M., T., J.; South-Musnhi, J., 2017. Evolution of life in urban environments. *Science* 358, 1-11.
- Johst, K.; Drechsler, M.; Thomas, J.; Settele, J., 2006. Influence of mowing on the persistence of two endangered large blue butterflies species. *Journal of Applied Ecology* 43, 333-342.
- Jouquet, Pascal; Traoré, Saran; Choosai, Chutinan; Hartmann, Christian; David, Bignell, 2011. Influence of termites on ecosystem functioning. Ecosystem services provided by termites. *European Journal of Soil Biology* 47, 215-222.
- Kadlec, T.; Tropek, R.; Konvicka, M., 2010. Timed surveys and transect walks as comparable methods for monitoring butterflies in small plots. *Journal of Insect Conservation* 16, 275-280.
- Karlsson, B.; Wiklund, Ch., 2005. Butterfly life history and temperature adaptations; dry open habitats select for increased fecundity and longevity. *Journal of Animal Ecology* 74, 99-104.

- Karp, S., D.; Rominger, J., A.; Zook, J.; Ranganathan, J.; Ehrlich, R., P.; Daily, C., G., 2012. Intensive agriculture erodes b-diversity at large scales. *Ecology Letters* 15, 1-6.
- Kerr, J.,T.; Sugar, A.; Packer, L., 2000. Indicator taxa, rapid biodiversity assessment, and nesetedness in an endangered ecosystem. *Conservation Biology* 14, 1726-1734.
- Kim, K. C., 1993. Biodiversity, conservation and inventory: why insects matter. *Biodiversity and Conservation* 2, 191-214.
- Knop, E., 2016. Biotic homogenization of three insect groups due to urbanization. *Global Change Biology* 22, 228–236.
- Kogan, M.; Lattin, D., J., 1993. Insect conservation and pest management. *Biodiversity and Conservation* 2, 242-257.
- Konvička, Martin; Beneš, Jiří; Čížek, Martin, 2005. *Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management*. Olomouc: Sagittaria.
- Koricheva, J.; Haukioja, E., 1992. Effects of Air Pollution on Host Plant Quality, Individual Performance, and Population Density of Eriocrania Miners (Lepidoptera: Eriocraniidae). *Population Ecology* 21, 1386-1392.
- Kral, K.; Harmon, J.; Limb, R.; Hovick, T., 2017. Improving our science: the evolution of butterfly sampling and surveying methods over time. *Journal of Insect Conservation* 22, 1–14.
- Kramer, B.; Kampf, I.; Enderle, J.; Poniatowski, D.; Fartmann, T., 2012. Microhabitat selection in a grassland butterfly: a trade-off between microclimate and food availability. *Journal of Insect Conservation* 16, 857–865.
- Kuussaari, M.; Saccheri, I.; Camara, M.; Hanski, I., 1998. Allee effect and population dynamics in the Glanville fritillary butterfly. *Oikos* 82, 384-392.
- Lang, B., J.; Dixon, P., M.; Klaver, R., W.; Thomspson, J., R.; Widrechner, M., P., 2019. Characterizing urban butterfly populations: the case for purposive point-count surveys. *Urban Ecosystems* 22, 1083–1096.
- Loram, A.; Tratalos, J.; Warren, P., H.; Gaston, K., J., 2007. Urban domestic gardens (X): the extent & structure of the resource in five major cities. *Landscape Ecology* 22, 601–615.
- Lososová, Z.; Chytrý, M.; Tichý, L.; Danihelka, J.; Fajmon, K.; Hájek, O.; Kintrová, K.; Láníková, D.; Otýpková, Z.; Řehořek, V., 2012. Biotic homogenization of Central European urban floras depends on residence time of alien species and habitat types. *Biological Conservation* 145, 179–184.
- Maes, D.; Dyck, H., V., 2001. Butterfly diversity loss in Flanders (north Belgium): Europe's worst case scenario?. *Biological Conservation* 99, 263-276.

- Martín, I., 2015. Preliminary checklist and state of conservation of butterflies (Lepidoptera:Papilionoidea) of the Caldera de Lubá, Bioko Island, Equatorial Guinea. *African Entomology* 23, 376-386.
- Matteson, K., C.; Langellotto, G., A., 2009. Bumble Bee Abundance in New York City Community Gardens: Implications for Urban Agriculture. *Cities and the Environment* 2, 1-12.
- Matteson, K., C.; Langellotto, G., A., 2010. Determinates of inner city butterfly and bee species richness. *Urban Ecosystems* 13, 333-347.
- Mauro, D., D.; Dietz, T.; Rockwood, L., 2007. Determining the effect of urbanization on generalist butterfly species diversity in butterfly gardens. *Urban Ecosystems* 10, 427-439.
- McCord, J., W.; Davis, A., K., 2010. Biological Observations of Monarch Butterfly Behavior at a Migratory Stopover Site: Results from a Long-term Tagging Study in Coastal South Carolina. *Journal of Insect Behaviour* 23, 405-418.
- McDonnell, M., J.; Pickett, S., T., A., 1990. Ecosystem structure and function along urban-rural gradients: An unexploited opportunity for ecology. *Cary Institute of Ecosystem Studies* 71, 1232-1237.
- McGeoch, A. M., 1997. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Department of Zoology & Entomology* 73, 181-201.
- McKinney, L., Michael; Lockwood, L., Julie, 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution* 14, 450-452.
- McKinney, L. M., 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological conservation* 127, 247-260.
- Meeus, J., H., A.; Wijermans, M., P.; Vroom, M., J., 1990. Agricultural Landscapes in Europe and their Transformation. *Landscape and Urban Planning* 18, 289-352.
- Merckx, T.; Dyck, V., H., 2018. Urbanization-driven homogenization is more pronounced and happens at wider spatial scales in nocturnal and mobile flying insects. *Global Ecology and Biogeography* 28, 1–16.
- Minnaar., C.; Boyles, J., G.; Minaar, I., A.; Sole, C., L.; McKechnie, A., E., 2014. Stacking the odds: light pollution may shift the balance in an ancient predator–prey arms race. *Journal of Applied Ecology* 52, 522-531.
- Mollemann, F.; Alphen, M., E.; Brakefield, P., M.; Zwaan, B., 2005. Preferences and Food Quality of Fruit-Feeding Butterflies in Kibale Forest, Ugandal. *Association for Tropical Biology and Conservation* 37, 657-663.



- Moreira, X.; Abdala-Roberts, L.; Berny Mier y Teran, J., C.; Covelo, F.; Mata, R.; Francisco, M.; Hardwick, B.; Pires, R., M.; Roslin, T.; Schigel, D., S.; Hoopen, J., P., J., G.; Timmermans, B., G., H.; Dijk, L., J., A.; Castagneyrol, B.; Tack, A., J., M, 2018. Impacts of urbanization on insect herbivory and plant defences in oak trees. *Oikos* 128, 113-123.
- Morton, A. C., 1982. The Effects of Marking and Capture on Recapture Frequencies of Butterflies. *Oecologia* 53, 105-110 .
- Murphy, D., D., 1984. Butterflies and their nectar plants: the role of the checkerspot butterfly *Euphydryas editha* as a pollen vector. *Oikos* 43, 113-117.
- New, T. R., 1997. Are Lepidoptera an effective 'umbrella group' for biodiversity?. *Journal of Insect Conservation* 1, 5-12.
- Nowicki, P.; Settele, J.; Henry, P., Y.; Woyciechowska, M., 2008. Butterfly Monitoring Methods: The ideal and the Real World. *Israel Journal of Ecology & Evolution* 54, 69-88.
- Öckinger, E.; Smith, H., G., 2007. Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 44, 50-59.
- Olden, D., J.; Poff, N, L., 2003. Toward a Mechanistic Understanding and Prediction of Biotic Homogenization. *American Society of Naturalists* 162, 442-460.
- Olden. D., J.; Poff, L., N.; Douglas, R., M.; Douglas, E., M, Fausch, D., K., 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology and Evolution* 19, 18-24.
- Panzer, R.; Gnaedinger, K.; Derkovitz, G., 2010. The Prevalence and Status of Conservative Prairie and Sand Savanna Insects in the Chicago Wilderness Region. *Natural Areas Journal* 30, 73-81.
- Pinzari, M., 2009. A Comparative Analysis of Mating Recognition Signals in Graylings: *Hipparchia statilinus* vs. *H. semele* (Lepidoptera: Nymphalidae, Satyrinae). *Journal of Insect Behaviour* 22, 227-244.
- Pollard, E., 1977. A method for assessing changes in the abundance of butterflies. *Biological Conservation* 2, 115-134.
- Potter, A.; LeBuhn, G., 2015. Pollination service to urban agriculture in San Francisco, CA. *Urban Ecosystems* 18, 885-893.
- Potts, S., G.; Biesmeijer, J., C.; Kremen, C.; Neumann, P.; Schweiger, O.; Kunin, W., E., 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution* 6, 345-353.
- Prospects, W. U., 2014. United Nations Department of Economics and Social Affairs. [Online] Available at: <https://www.un.org/en/development/desa/publications/2014-revision-world-urbanization-prospects.html>

- Pulliam, H. R., 1988. Source, sinks, and population regulations. *The American Naturalist* 135, 652-661.
- Ramírez-Restrepo, L.; MacGregor-Fors, I., 2017. Butterflies in the city: a review of urban diurnal Lepidoptera. *Urban Ecosystems* 20, 171-182.
- Riegel, W. K., 1973. Light Pollution: Outdoor lighting is a growing threat to astronomy.. *Science* 179, 1285-1291.
- Rocha, d., M., R., J.; Almeida, R., J.; Lins, A., G.; Durval, A., 2010. Insects as indicators of environmental changing and pollution: Review of appropriate species and their monitoring. *Holos Environment* 10, 1519-8634.
- Roy, D., B.; Sparks, T., H., 2000. Phenology of British butterflies and climate change. *Global Change Biology* 6, 407-416.
- Russ, A.; Reitemeier, S.; Weissmann, A.; Gottschalk, J.; Einspanier, A.; Klenke, R., 2015. Seasonal and urban effects on the endocrinology of a wild passerine. *Ecology and Evolution* 5, 5698-5710.
- Rydell, J., 1990. Seasonal use of illuminated areas by foraging northern bats *Eptesicus nilssonii*. *Holarctic Ecology* 14, 203-207.
- Saccheri, I.; Kuussaari, M.; Kankare, M.; Vikman, P.; Fortelius, W.; Hanski, I., 1998. Inbreeding and extinction in a butterfly metapopulation. *Department of Ecology and Systematic* 392, 491-442.
- Sahli, H., F.; Conner, J., K., 2007. Visitation, effectiveness, and efficiency of 15 genera of visitors to wild radish, *Raphanus raphanistrum* (Brassicaceae). *American Journal of Botany* 94, 203-209.
- Sahw, D., J.; Spear, D.; Greve, M.; Chown, L., S., 2010. Taxonomic homogenization and differentiation across Southern Ocean Islands differ among insects and vascular plants. *Journal of Biogeography* 37, 217–228.
- Samway, M. J., 1993. Insects in biodiversity conservation: some perspectives and directives. *Biodiversity and Conservation* 2, 258-282.
- Samways. M., J., 2018. Insect Conservation for the Twenty-First Century. V: *Insect Science-Diversity, Conservation and Nutrition*. Stellenbosch: Intech Open 2, 20-37.
- Samways, M. J., 2007. Insect Conservation: A Synthetic Management Approach. *Conservation Ecology and Entomology* 52, 465–87.
- Samways, M. J., 2007. Rescuing the extinction of experience. *Biodiversity Conservation* 16, 1995–1997.
- Scoble, M. J., 2009. The Lepidoptera: Form, Function and Diversity. V: *Bulletin of Entomological Research*. New York: Cambridge University Press 88, 590-590.

- Settele, J.; Pe'er, G., 2008. Butterflies in and for conservation: Trends and prospects. *Israel Journal of Ecology & Evolution* 54, 7-17.
- Settele, J.; Shreeve, T.; Konvička, M.; Dyck, V., H., 2009. *Ecology of Butterflies in Europe*. Cambridge: Cambridge University.
- Shreeve, T. G., 1990. Microhabitat use and hindwing phenotype in *Hipparchiu semele* (Lepidoptera, Satyrinae): thermoregulation and background matching. *Ecological Entomology* 15, 201-213.
- Shuey, J. A., 1983. An Annotated Checklist of the Butterflies of Athens County, Ohio. *Ohio Journal of Science* 83, 262-269.
- Scherer, G.; Löffler, F.; Fartmann, T., 2021. Abandonment of traditional land use and climate change threaten the survival of an endangered relict butterfly species. *Insect Conservation and Diversity* 14, 557- 567.
- Schweiger, O.; Settele, J.; Kudrna, O.; Klotz, S.; Kuhn, I., 2008. Climate change can cause spatial mismatch of trophically interacting species. *Ecology* 89, 3472-3479.
- Simaika, J., P.; Sammways, M.,J., 2018. Insect conservation psychology. *Journal of Insect Conservation* 22, 635–642.
- Singer, M., C.; Thomas, Ch., D., 1996. Evolutionary responses of a butterfly metapopulation to human and climate caused environmental variation. *The American Naturalist* 148, 9-39.
- Singer, M. C., 1972. Complex Components of Habitat Suitability within a Butterfly Colony. *Science* 176, 75-77.
- Smart, M., S.; Thompsom, K.; Marrs, H., R; Due, Le., G., M; Maskell, L., C.; Firbank, L., G., 2012. Biotic homogenization and changes in species diversity across human-modified ecosystems. *The Royal Society* 273, 2659-2665.
- Spector, S., 2002. Biogeographic Crossroads as Priority Areas for Biodiversity Conservation. *Society for Conservation Biology* 16, 1480-1487.
- Stoner, K., J., L.; Joern, A., 2004. Landscape vs. local habitat scale influences to insect communities from tallgrass prairie remnants. *Ecological Applications* 15, 1306-1320.
- 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, J. A., 2005. Monitoring change in the abundance and distribution of insects using butterflies and other indicator groups. *The Royal Society* 360, 339-357.
- Thomas, J. A., 2016. Butterfly communities under threat. *Science* 6296, 216-218.

Tropek, R.; Čížek, O.; Kadlec, T.; Klecka, J., 2017. Habitat use of *Hipparchia semele* (Lepidoptera) in its artificial stronghold: necessity of the resource-based habitat view in restoration of disturbed sites. *Polish Journal of Ecology* 65, 385-399.

Tropek, R.; Řehounek, J., 2011. *Bezobratlí postindustriálních stanovišť: Význam, ochrana a management*, Praha: Entomologický ústav AV ČR, v. v.i. & Calla– Sdružení pro záchranu prostředí.

Tscharntke, T.; Klein, A., M.; Kruess, A.; Steffan-Dewenter, I.; Thies, C., 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology letters* 8, 857-874.

Tudor, O.; Dennis, R.,L.,H.; Davies-Greatorex, J., N.; Sparks, T., H., 2004. Flower preferences of woodland butterflies in the UK:nectaring specialists are species of conservation concern. *Biological Conservation* 119, 397-403.

Wallisdevries, M., F.; Swaay, Ch., V., 2006. Global warming and excess nitrogen may induce butterfly decline by microclimatic cooling. *Global Change Biology* 12, 1620–1626.

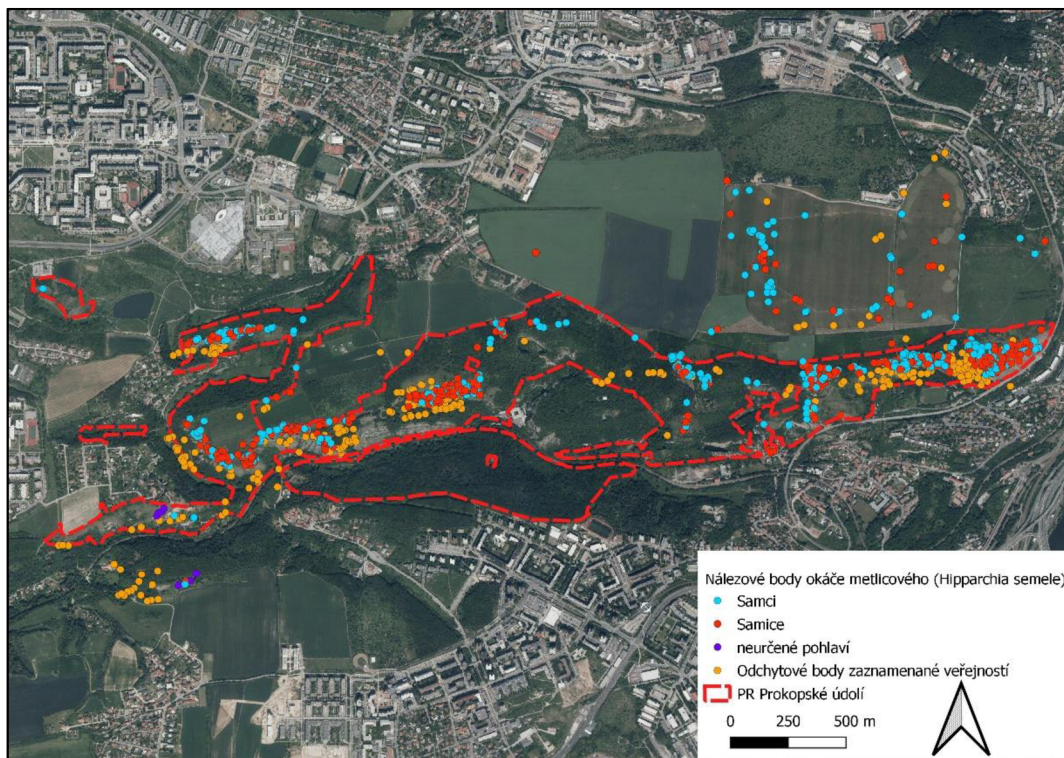
Weibull, A., Ch.; Bengtsson, J.; Nohlgren, E., 2000. Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. *Ecography* 23, 743-750.

Wiklund, C., 1984. Egg-laying patterns in butterflies in relation to their phenology and the visual apparency and abundance of their host plants. *Oecologia* 63, 23-29.

Winfree, R.; Bartomeus, I.; Caruveau D., P., 2011. Native Pollinators in Anthropogenic Habitats. *The Annual Review of Ecology* 42, 1-22.

Wolf, A., 2002. *Conservation Assessment for Northern Blue Butterfly—Plebejus (Lycaeides)*. Wisconsin, Cofrin Center for Biodiversity, University of Wisconsin-Green Bay.

## 15. Přílohy



**Příloha 1:** Mapové zobrazení všech nalezených jedinců, jejichž místo odchyty bylo zapsáno pomocí GPS.



**Příloha 2:** Kostřava ovčí (*Festuca ovina* agg.). Živná rostlina, kterou okáč metlicový (*Hipparchia semele*) vyhledával pro kladení.





**Příloha 3:** Vajíčka krátce po naklazení.



**Příloha 4:** Zapisování parametrů prostředí, které bylo po každém označení potřebné zaznamenat.