

Univerzita Karlova v Praze
Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Biologie
Studijní obor: Biologie



Tereza Štochlová

Reintrodukce motýlů (Lepidoptera)
Reintroduction of butterflies (Lepidoptera)

Bakalářská práce

Školitel: RNDr. Ondřej Sedláček, Ph. D.

Praha, 2018

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 10. 05. 2018

Tereza Štochlová

Poděkování

Děkuji svému školiteli, RNDr. Ondřeji Sedláčkovi, Ph. D., za ochotu, odborné vedení, cenné rady a čas, který mi během psaní této práce věnoval. Děkuji také svým rodičům za dlouholetou podporu, jež mě dostala až sem.

ABSTRAKT

Tato práce se zabývá jedním ze způsobů aktivní ochrany organismů – reintrodukcemi. Ty spočívají v opětovném vypuštění druhu na místě jeho historického výskytu, ze kterého vymizel. Reintrodukční snahy se většinou v rámci živočichů zabývají obratlovci, právě proto se však tato práce zaměřuje na skupinu bezobratlých, a to denní motýly (*Rhopalocera*). Cílem práce bylo tedy udělat rešerši předchozích experimentů, zhodnotit použité postupy a zjistit, jaký je postup správně provedené reintrodukce motýlů. Tento proces sestává z mnoha důležitých kroků. Nejprve je nutné vybrat vhodný druh, tedy takový, který je na ústupu a má omezené disperzní schopnosti, a dále zajistit vyhovující lokalitu pro vypuštění jedinců. Ta by měla především splňovat biotopové nároky, požadavky na početnost živné rostliny a být dostatečně velká. Pokud kvalita vybrané lokality není dostačující, je potřeba toho dosáhnout pomocí managementu, nejčastěji výsevem živných rostlin, kosením nebo zavedením pastvy. Dalším krokem je výběr donorské populace, která by měla být stabilní a geneticky variabilní. Zároveň také musí být geneticky i ekologicky příbuzná původní, vyhynulé populaci. Po převozu a vypuštění postačujícího množství jedinců je nezbytné provádět dlouhodobý monitoring a na jeho základě případně upravit management nově založené populace. Všechny postupy a výsledky je třeba dokumentovat a publikovat, aby se úspěšnost reintrodukcí mohla nadále zvyšovat.

Klíčová slova: motýli, reintrodukce, populační genetika, populační ekologie, ohrožené druhy, biotopy, živné rostliny

ABSTRACT

The thesis deals with one of the active means of conservation – reintroduction. By this approach, organisms are released in their historical range from which they have disappeared. Reintroductions typically concern vertebrates, that is, however, why this thesis focuses on a group of invertebrates – butterflies (Rhopalocera). The main aim of this work is to carry out a research of previous experiments, evaluate used methods and discover the best way to proceed with reintroduction of butterflies. This process contains many important steps. Firstly, a suitable species must be chosen, that means one that is declining and has limited dispersal abilities. Secondly, an appropriate habitat for releasing organisms must be found – host plants ought to be sufficiently abundant and the area big enough. If the habitat quality is not satisfactory, it can be achieved through management, most commonly by planting host plants, mowing or grazing. Next step is choosing the right donor population. It should be stable, genetically variable, and genetically and ecologically related to the original extinct population. After transfer and release of sufficient number of organisms, it is crucial to carry out a long-term monitoring of the newly formed population and to modify its management when necessary. All methods and procedures must be documented and published so that success rate of reintroductions continues to increase.

Keywords: butterflies, reintroduction, population genetics, population ecology, endangered species, habitats, host plants

OBSAH

1 Úvod.....	1
1.1 Motýli jako model	1
1.1.1 Základní ekologie.....	1
1.1.2 Ohrožení a ochrana.....	2
1.2 Reintrodukce jako ochranný nástroj	3
1.2.1 Terminologie	4
2 Příprava na reintrodukcí	6
2.1 Výběr druhů.....	6
2.2 Výběr lokalit.....	7
2.3 Příprava biotopů	10
3 Průběh reintrodukce	12
3.1 Výběr donorské populace.....	13
3.2 Sběr, převoz a vypuštění jedinců.....	15
4 Náležitosti po provedení reintrodukce	17
5 Závěr – obecná doporučení pro reintrodukcí.....	20
6 Použitá literatura	23

1 ÚVOD

Ochrana živočichů se v dnešní době, kdy je mnoho druhů vlivem člověka na ústupu, stává stále důležitějším odvětvím. Stejně jako výzkum druhů se však i jejich ochrana potýká s tendencemi chránit především druhy výrazné a dobře známé, a to hlavně z řad obratlovců. Snahy týkající se ostatních živočichů za nimi poněkud zaostávají, a to přesto, že bezobratlí z přírody mizí velkou rychlostí (Morris, 1987; Wilson, 1987).

V minulosti se někteří živočichové vytráceli i z chráněných území a poměrně dlouho nebylo jasné, proč tomu tak je (Thomas *et al.*, 2009). Výzkum však následně ukázal, že mnoha druhům nevyhovuje pasivní přístup k ochraně životního prostředí a je tak třeba vyvíjet způsoby takzvané aktivní ochrany, kdy člověk zasahuje do přírody s cílem nahradit ekologické děje, které jeho vlivem z prostředí vymizely. Takové zásahy byly především zpočátku velmi kontroverzní. V současnosti se ale ukazuje, že jsou pro ochranu přírody velmi důležité a prostředí neohrožují, pokud jsou založeny na vědeckých poznacích z biologie a ekologie druhů či stanovišť, které je třeba chránit (Thomas, 2011).

Jedním ze způsobů aktivní ochrany organismů jsou reintrodukce, jimiž se zabývá tato práce. Hlavním cílem je zmapovat a zhodnotit reintrodukční snahy prováděné s jednou ze známých skupin právě bezobratlých – denními motýly (Lepidoptera, Rhopalocera). Z těchto informací má pak tato práce za cíl vytvořit postup, kterého je třeba se držet při realizování reintrodukcí motýlů, zjistit, s jakými překážkami je možné se při tomto procesu setkat a jak se jich co nejlépe vyvarovat, a zdůraznit, které kroky jsou při provádění reintrodukcí motýlů nejdůležitější.

1.1 MOTÝLI JAKO MODEL

1.1.1 ZÁKLADNÍ EKOLOGIE

Denní motýli (Rhopalocera) jsou monofyletickou skupinou z řádu Lepidoptera. Rhopalocera se dále dělí na pět čeledí – soumračníkovité (Hesperiidae), otakárkovité (Papilionidae), běláskovité (Pieridae), modráskovité (Lycaenidae) a babočkovité (Nymphalidae). Některé druhy motýlů, jako jsou například okáči nebo pestrobarvci, byly dříve řazeny do samostatných čeledí, dnes už jsou ale vnímány jako vnitřní skupiny čeledí vyjmenovaných výše (Beneš *et al.*, 2002a). Rhopalocera se od ostatních skupin motýlů liší především svou denní aktivitou. To se projevilo mnoha způsoby, ať už je to zvětšení optických laloků mozku nebo vznik pestrého nebo mimetického zbarvení druhů (Beneš *et al.*, 2002a).

K rozrůznění skupiny také přispěla specializace jednotlivých druhů na jeden nebo několik málo živých rostlin larev. Denní motýli ke svému vývoji totiž většinou potřebují nedominantní

druhy rostlin, které se z tohoto důvodu často brání herbivorii těžko požitelnými látkami, na které si tak motýli museli vyvinout adaptace (Beneš *et al.*, 2002a). Motýli také často využívají rostliny, které jsou mladé, oslabené nebo jiným způsobem netypické. Tyto rostliny, a tedy i motýli, jsou často vázány na raně sukcesní biotopy, a proto přístup k ochraně motýlů musí být jiný než přístup k ochraně druhů např. vysokého lesa (Beneš *et al.*, 2002a).

Každá skupina a každý druh má ale samozřejmě svoje specifika. Některé druhy jsou vysoce sedentární, jiné druhy migrují tisíce kilometrů – nejslavnějším příkladem je samozřejmě monarcha stěhovavý (*Danaus plexippus*) (Brower, 1996). V našich podmínkách jsou tažné například babočky rodu *Vanessa* – například babočka bodláková (*Vanessa cardui*) táhne až do subsaharské Afriky (Talavera a Vila, 2016). Tyto disperzní charakteristiky nelze zobecňovat ani na čeledi či podčeledi – příkladem sedentárního druhu totiž může být okáč stříbroký (*Coenonympha tullia*), naopak okáč voňavkový (*Brintesia circe*) je jedním z mobilnějších druhů, přičemž oba tyto druhy patří do podčeledi Satyrinae (Beneš *et al.*, 2002a). Co se ekologických zvláštností týče, známá je například myrmekofilie mnohých modrásků (Pech a Sedláček, 2016). Všechny tyto faktory je třeba při ochraně motýlů brát v potaz.

1.1.2 OHROŽENÍ A OCHRANA

Stejně jako mnohé jiné skupiny organismů jsou motýli v dnešní době na ústupu (Thomas, 1995; Konvička *et al.*, 2010). Například v České republice se stav motýlů dlouhodobě zhoršuje (Beneš a Konvička, 2017). Z celkového počtu 161 původních druhů je do Červeného seznamu ohrožených druhů ČR zařazeno 101, přitom v minulé verzi z roku 2005 jich bylo méně – celkem 93 (Beneš *et al.*, 2005; Beneš a Konvička, 2017). Na našem území je pak 17 druhů klasifikováno jako vyhynulých, kriticky ohrožených je 24 druhů (Beneš a Konvička, 2017). To je zapříčiněno mnoha faktory, z nichž většina souvisí s činností člověka, nebo naopak jejím nedostatkem (Konvička *et al.*, 2010). Mezi hlavní důvody úbytku motýlů patří:

- Fragmentace a degradace stanovišť – do této skupiny spadá většina dílčích příčin, jako je zarůstání a zalesňování, odvodňování, intenzifikace zemědělství a eutrofizace, používání pesticidů, přímá destrukce stanovišť, například těžbou, a další (Thomas, 1995; Beneš *et al.*, 2002b; Konvička *et al.*, 2010). Do této kategorie se také dá zařadit vytlačování invazními druhy (Frye *et al.*, 2013; Niederer a Weiss, 2014). V důsledku těchto procesů se vhodná stanoviště zmenšují a stávají se izolovanými, což motýlům brání se šířit (Thomas, 1995).

- Klimatické změny – motýli jsou na změnu klimatu citliví a některé druhy na ni reagují posunem areálu výskytu, ne všechny jsou však schopny se dostatečně rychle přizpůsobit (Chan a Laurence, 2006; Caldas, 2011). S tím souvisí výkyvy počasí (např. dlouhotrvající sucha), které mají největší vliv na malé, již ohrožené populace (Pickens, 2009; Łozowski *et al.*, 2014).
- Špatný management stanovišť – za tímto může stát buď špatná znalost ekologie druhu (Thomas *et al.*, 2009), nebo nevhodně nastavené státní a evropské dotace, například na zalesňování (Konvička *et al.*, 2010), sečení travních porostů (Konvička *et al.*, 2008) nebo na rekultivaci bývalých lomů (Beneš *et al.*, 2002b).
- Sběratelství – tomuto faktoru se v minulosti přikládá větší vliv, než jaký doopravdy má, existují však případy, kdy sběratelství přispělo přinejmenším k úbytku nebo vyhybnutí druhu na malých lokalitách (Lukášek, 2000; Seddon, Moehrensclager, *et al.*, 2014).

Ochrana motýlů je pak důležitá z několika důvodů. I když pomineme jejich vnitřní a estetickou hodnotu, stále budou významnou součástí ekosystémů. Motýli jsou jednak podstatnou složkou potravního řetězce, v němž slouží například jako kořist pro ptáky, jednak zajišťují opylení rostlin, a to zvláště takových, které nemohou být opyleny jinými skupinami hmyzu (Jennersten, 1988; Caldas, 2011). Motýli jsou také vynikajícími modelovými organismy pro výzkum mnoha ekologických procesů. Mezi ně patří například koevoluce rostlin a herbivorů, evoluce aposematického zbarvení nebo výzkum vlivu fragmentace biotopů na biodiverzitu (Beneš *et al.*, 2002a). V neposlední řadě, vzhledem k tomu, že jsou motýli poměrně nápadní a veřejností oblíbení, mohou dobře sloužit jako takzvané vlajkové a deštníkové druhy. To znamená, že jejich ochrana může zajistit ochranu i dalším, méně známým organismům (Spitzer *et al.*, 2009).

1.2 REINTRODUKCE JAKO OCHRANÁŘSKÝ NÁSTROJ

Podle definice Mezinárodního svazu ochrany přírody (International Union for Conservation of Nature, IUCN) je reintrodukce „*záměrná přeprava a vypuštění organismu uvnitř jeho původního areálu, ze kterého vymizel*“ (IUCN/SSC, 2013). Jednodušeji řečeno, jedná se o lidmi indukovaný návrat druhů do přírody. Převážení organismů z místa na místo je staré jako lidstvo samo. Tyto převozy, ať už záměrné nebo náhodné, často vyústily v invazi zavlečených druhů a následné vytlačování druhů původních. První zdokumentované reintrodukce či přesuny organismů za účelem ochrany druhu však byly provedeny až v 90. letech 19. století, a to se vzácnými

druhy ptáků (Ewen *et al.*, 2012). Nejstarší známý pokus o reintrodukci motýla, konkrétně ohniváčka černočárného (*Lycaena dispar*), který na Britských ostrovech vyhynul v roce 1848, byl pak uskutečněn v Anglii v roce 1909 (Mattoni *et al.*, 2003).

I přes mnoho pokusů reintrodukcí v následujících letech jich bylo úspěšných jen velmi málo. Z review Griffith *et al.* (1989) vyplývá, že uspělo jen 46 % pokusů reintrodukcí obratlovců, u motýlů je to pak ještě méně (Pullin, 1996). Důvodem bylo hlavně to, že tyto snahy většinou nebyly podloženy žádným předchozím výzkumem, a tak byly organismy vypouštěny na místech k tomu zcela nevhodných (Pullin, 1996). Ačkoliv se na lokalitě někdy podařilo vytvořit malou populaci, ve většině případů však do několika let opět vyhynula (Dempster a Hall, 1980; Konvička, 2005). V desetiletém časovém horizontu od provedení reintrodukce motýlího druhu se tak za úspěšné dá považovat pouze 12 % případů (Pullin, 1996).

S rozšířením reintrodukcí jako ochránářské praxe vznikla ve snaze zvýšit jejich úspěšnost a provádět je v souladu s ochránářskými zásadami IUCN Reintroduction Specialist Group (RSG), která v roce 1998 vydala první Guidelines for Reintroductions (IUCN, 1998) – pokyny pro provádění reintrodukcí. Tento dokument pak byl několikrát aktualizován a rozšířen o nové přístupy (Armstrong a Seddon, 2008; IUCN/SSC, 2013). Od té doby se počet nevědecky prováděných reintrodukcí snížil na minimum, i když občas se s nimi můžeme setkat i v dnešní době, především ze stran amatérských sběratelů a nepoučených ochráňářů (Konvička, 2005).

Přestože se při dodržování těchto pravidel šance na úspěch zvyšují (Fischer a Lindenmayer, 2000), stále existuje mnoho proměnných a nejistot, které mohou zapříčinit neúspěch. Důvody úspěchu a neúspěchu je tedy potřeba stále analyzovat a výsledky zakomponovat do příprav budoucích reintrodukcí. Naprostá většina těchto snah se týká savců a ptáků (Fischer a Lindenmayer, 2000; Seddon, Griffiths, *et al.*, 2014), ačkoliv tyto taxony tvoří méně než jedno procento světové fauny (Obr. 1).

1.2.1 TERMINOLOGIE

S vývojem náhledu na navracení druhů zpět na místa dřívějšího výskytu a postupu při provádění reintrodukcí se vyvíjela i terminologie tohoto procesu. New (1991) jej označuje jako *re-establishment* – s používáním tohoto dnes již zastaralého výrazu se můžeme setkat v mnohé, spíše starší, odborné literatuře (např.: Dempster a Hall, 1980; Duffey, 1977; Pullin, 1997). Naopak termín *re-introduction* New (1991) používá pro označení opakovaného pokusu introdukce druhu mimo území jeho historického výskytu, ačkoliv jiné práce pojem reintrodukce užívaly

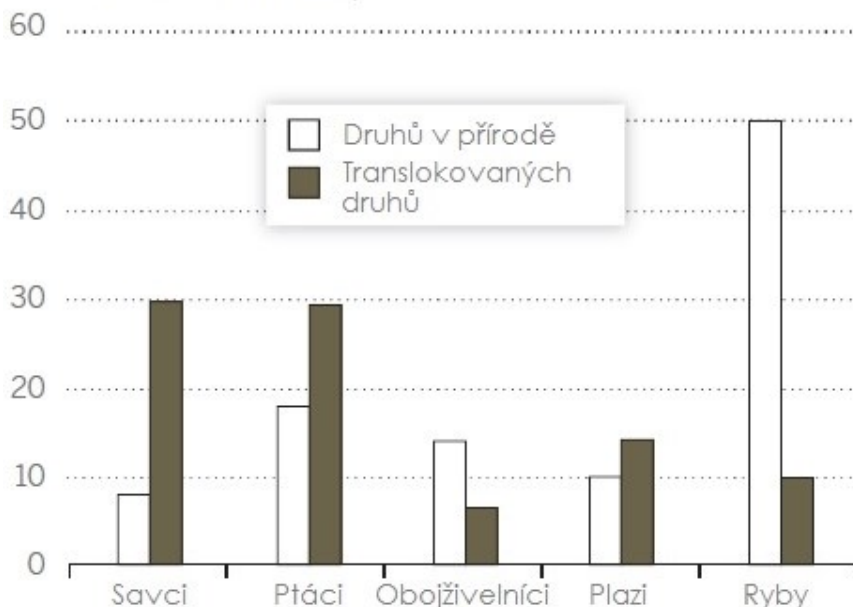
jako synonymum slova *re-establishment* (např. Williams, 1995). Především ve starší české literatuře se také objevuje výraz *repatriace* (např. Lukášek, 2000), tedy „návrat do vlasti“, jenž je synonymem pro slovo *reintrodukce* v dnešním slova smyslu.

S rozmachem vědecky prováděných reintrodukcí vznikla potřeba všechny tyto termíny sjednotit, čehož docílila IUCN ve svých Guidelines for Reintroductions (IUCN, 1998). Pojem *reintrodukce* zde zavedla tak, jak ho známe dnes, tedy jako pokus o vysazení organismu v oblasti jeho původního výskytu, ze kterého vymizel. Naopak termín *re-establishment* použila pro situaci, ve které je reintrodukce následována úspěšným ustavením populace (anglicky *population establishment*).

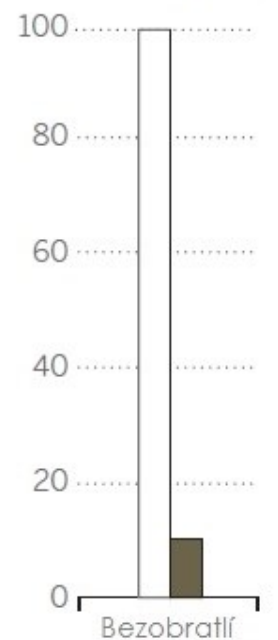
S těmito výrazy se pojí ještě *traslocation* (česky *translokace*), obecnější pojem označující jakékoliv přesuny organismů z jednoho stanoviště na druhé, a dále *re-enforcement* (někdy *reinforcement*), tedy posílení (nebo *suplementace*) stávající divoké populace jedinci z populace jiné nebo z chovu. Tato terminologie se dnes obecně používá a je přebírána dalšími publikacemi, zabývajícími se biologií reintrodukcí (např. Ewen *et al.*, 2012), ačkoliv v některých textech se stále můžeme setkat se zaměňováním těchto pojmů (např. Schultz *et al.*, 2008).

Translokované druhy podle taxonu

Procent druhů obratlovců



Procent živočišných druhů



Obrázek 1: Světlé sloupce – procentuální zastoupení skupin živočichů ve světové fauně. Tmavé sloupce – poměr zastoupení jednotlivých skupin živočichů v translokačních programech, tedy kolik translokovaných druhů (z celkového počtu 303) náleželo ke které skupině organismů. Seddon *et al.*, 2014, upraveno.

2 PŘÍPRAVA NA REINTRODUKCI

2.1 VÝBĚR DRUHŮ

Hlavním cílem každé reintrodukce by měla být především ochrana daného druhu, ale i celého společenstva nebo ekosystému (Ewen *et al.*, 2012). Vzhledem k tomu, že se motýli většinou vyskytují na stanovištích v dnešní krajině málo zastoupených, jejich ochrana tedy prospívá i dalším organismům vyskytujícím se ve stejném biotopu (Pullin, 1996; Spitzer *et al.*, 2009). Navrácení motýlího druhu na obnovenou lokalitu může zároveň sloužit jako dobrý indikátor, že management biotopu proběhl úspěšně (Chan a Laurence, 2006).

Důvodů pro výběr konkrétního druhu pro reintrodukci pak může být několik. Tím nejspíše hlavním je záchrana druhu před vyhynutím v daném regionu (např. státu, oblasti střední Evropy apod.). Pokud je motýl na značném ústupu, ale stále se někde vyskytuje v jedné či několika velkých populacích, pak je ideálním kandidátem na navrácení do dříve obývaných míst (Marttila *et al.*, 1997; Shepherd a Debinski, 2005). Pokud už však existuje pouze malá populace, kterou by odběr jedinců mohl ohrozit, reintrodukce není vhodným řešením a je třeba se zaměřit na jiné ochranné techniky (Britten *et al.*, 2010; Konvička *et al.*, 2010) – reintrodukci je možné provést až po zlepšení stavu stávající populace druhu. Tím se zajistí i její ochrana pro případ, že by původní populace vyhynula vlivem nějaké náhody, jakou je například přírodní katastrofická událost (Marttila *et al.*, 1997; Longcore, 2013). Totéž platí i pro druhy, které byly považovány za vyhynulé, ale poté byla znovuobjevena nějaká jejich zbývající populace – v těchto případech jsou pak jejich záchrana a opětovné rozšíření vnímány jako ještě více žádoucí, protože je to považováno za jakousi druhou šanci na záchranu druhu (Lipman *et al.*, 1999; Daniels, 2009). V případech, kdy by však prvotní ochranou *in situ* již populaci nešlo zachránit, je možné jedince odchytovat, namnožit v zajetí a poté reintrodukovat (Warren, 1991; Adamski a Witkowski, 2007; Porter a Ellis, 2011).

Reintrodukci může podnítit také dlouhodobá ochrana druhu. Pokud je na současných stanovištích do budoucna predikován kolaps populace, je logické snažit se o rozšíření motýla do jiných lokalit (Turlure *et al.*, 2013). Dalším z důvodů jsou také dopady klimatické změny. Druhy tímto nejvíce ovlivněné je pak třeba přemístit do míst, které by měly být vyhovující i v následujících letech (Chan a Laurence, 2006; Carroll *et al.*, 2009).

Pokud je druh na daném území již vyhynulý úplně, je samozřejmě možné jej reintrodukovat odjinud a zpětně tak obohatit lokální faunu nebo dokonce faunu celé země (Wynhoff, 1998; Morden a Westwood, 2006; Uříčář, 2013). Může se také stát, že původní specifický poddruh

lokality se již nikde jinde nevyskytuje, v takovém případě je možné sem vypustit jiný, co nejpříbuznější poddruh daného motýla. Tak tomu bylo v případě ohniváčka černočárného (*Lycaena dispar*) ve Velké Británii (Duffey, 1977). Ačkoliv je taková akce již na pomezí reintrodukce a ochránářsky zaměřené introdukce, stále to může být důležitým krokem k (v tomto případě ce-loevropské) ochraně druhu (Pullin, 1996).

S reintrodukcí lehce odlišných či na lokalitě dlouho nepřítomných populací druhu souvisí i odhad rizika, které s sebou reintrodukce druhu – nebo jeho parazitů – přináší. Toto je potřeba vždy předem zhodnotit, a pokud existují větší nejistoty týkající se vlivu na ostatní organismy na stanovišti, reintrodukcí raději neprovádět (Armstrong a Seddon, 2008; Konvička *et al.*, 2010; Ewen *et al.*, 2012; IUCN/SSC, 2013).

Druhy vhodné pro reintrodukcí by měly mít ještě několik dalších vlastností. Prostředí se vlivem člověka mění rychleji, než jsou mu motýli schopni se přizpůsobovat – a to především specialisté (Warren *et al.*, 2001; Menendez *et al.*, 2006). Těmto druhům tedy ubývá prostředí s vhodnými podmínkami, a pokud nejsou vysoce mobilní, nebudou schopny kolonizovat nová území, protože se v krajině vyskytuje mnoho bariér, které jejich stanoviště izolují od ostatních (Warren *et al.*, 2001). Vzhledem k tomu, že každá reintrodukce by se měla snažit mít i podporu veřejnosti, je zároveň dobré vybírat takové organismy, které jsou nějakým způsobem nápadné nebo zajímavé (IUCN, 2011; Ewen *et al.*, 2012). Protože se většinou jedná o druhy chráněné zákonem, je vždy potřeba si před započítím reintrodukce zajistit všechna potřebná povolení (Porter a Ellis, 2011; Niederer a Weiss, 2014; Fred a Brommer, 2015; Kupková, 2017).

Ideálními kandidáty pro reintrodukcí jsou tedy v současnosti nebo v budoucnu ohrožené a vzácné druhy, které nejsou schopny se samostatně šířit, a jejichž navrácení do dříve obývaného prostředí by ostatní druhy neohrozilo, ale naopak ekosystému prospělo. Stávající populace však odběr jedinců nesmí ohrozit.

2.2 VÝBĚR LOKALIT

Reintrodukce se už ze své definice provádějí v místech historického výskytu daného druhu. Je potřeba mít však na paměti, že to, že druh konkrétní místo v minulosti obýval, neznamená, že toto stanoviště i v současnosti splňuje habitatové nároky druhu, a ani v minulosti tento prostor nemusel být pro daný druh nutně adekvátní (Ewen *et al.*, 2012). Zároveň také mohou vznikat stanoviště nová, většinou přispěním člověka. Jsou to například opuštěné lomy nebo výsypky – druh se přímo na těchto místech v minulosti tedy nevyskytoval, ale v současnosti představují vhodné prostředí pro jeho návrat (Tropek *et al.*, 2011).

Proto je nutné z možných lokalit vybrat tu pro reintrodukcii nejvhodnější. Takové stanoviště musí splňovat několik podmínek. Nejdůležitější jsou ekologické nároky druhu, a to především přítomnost a množství živné rostliny larev (Thomas *et al.*, 2009, 2011). Právě nedostatečná hojnost rostliny bývá častou překážkou pro provedení reintrodukce, či případně důvodem jejího neúspěchu (Dempster a Hall, 1980; Chan a Laurence, 2006; Morden a Westwood, 2006). Neméně podstatné jsou ekologické vztahy především housenek s jinými organismy. To mohou být například jejich paraziti a parazitoidi (Porter a Ellis, 2011), nebo naopak symbionti až hostitelé. Neznámějším příkladem jsou někteří modráskovití (Lycaenidae), jejichž larvy jsou adoptovány mravenci do jejich hnízd, a tento krok je pro mnohé modrásky životně důležitý. Přítomnost specifického druhu mravenců je tedy pro tyto druhy naprosto klíčová (Wynhoff, 1998; Thomas *et al.*, 2009).

Dalším důležitým faktorem je výskyt úkrytů pro dospělé (Thomas *et al.*, 2011) a také dostatek nektaronosných rostlin (Fred *et al.*, 2006). Tyto rostliny se však na stanovištích vyskytují v uspokojivé míře častěji, než je tomu u živných rostlin larev (Thomas *et al.*, 2011). Lokalita by také měla splňovat nároky druhu na celkovou strukturu stanoviště – například většina okáčů jako okáč skalní (*Chazara briseis*) potřebuje travní porosty bez stínu, zatímco jiným druhům, jako hnědásku jitrocelovému (*Melitaea athalia*), naopak vyhovují rozvolněné lesy (Warren, 1991; Van Swaay, 2002).

Častým problémem bývá také velikost daného území. Mnoho druhů motýlů pro svoji existenci vyžaduje poměrně velký prostor (několik desítek ha, např.: žluťásek barvoměnný (*Colias myrmidone*) nebo *Speyeria idalia*), který v dnešní krajině častokrát není k dispozici (Konvička, 2005). S tím se pojí i další důležitý faktor hrající roli ve výběru lokality, a tím je její okolí. Mnoho druhů motýlů, jako například hnědásek chrastavcový (*Euphydryas aurinia*), se vyskytují v metapopulacích a jediná izolovaná lokalita jim tedy k přežití nestačí (Konvička, 2005). I pro sedentární druhy je však důležité, aby na místo reintrodukce navazovala další stanoviště a koridory, kterými by se mohly po ustavení a zvětšení populace šířit dál (např.: Van Langevelde a Wynhoff 2009). Vždy je přitom nutné vzít v potaz disperzní schopnosti daného druhu, a tomu přizpůsobit management okolí (Van Langevelde a Wynhoff, 2009; Vanden Broeck *et al.*, 2017). Zároveň je ale potřeba uvážit, že po vypuštění reintrodukovaných jedinců tito musí zůstat na dané lokalitě a ustavit zde populaci, čemuž může být přílišná otevřenost okolní krajiny překážkou, neboť se takto motýli mohou snadněji rozptýlit do okolí mimo lokalitu (Kuussaari *et al.*, 2015).

S disperzí druhu souvisí také prostorový vztah potenciálního místa reintrodukce s ostatními stanovišti daného motýla. Lokalita vhodná pro reintrodukcí je taková, která s největší pravděpodobností nemůže být v dohledném časovém horizontu kolonizována přirozeným způsobem. Na druhou stranu, kompletně izolované stanoviště, ze kterého by se jedinci nemohli šířit na nová místa, také není dobrým kandidátem pro reintrodukcí. Pokud některá z těchto podmínek není dodržena, pak se jako lepší způsob jeví ochrana *in situ*, tedy zlepšení podmínek pro daný druh na současných stanovištích (Jensen, 2007; Ewen *et al.*, 2012; Kuussaari *et al.*, 2015). Jedním z přístupů je rozdělit území do takzvaných funkčních ochranných jednotek (*functional conservation units* – FCU), to znamená klasifikovat vhodná stanoviště do kategorií podle toho, zda se zde druh vyskytuje nebo ne a zda je schopen dané území samostatně kolonizovat. Pro každou kategorii se pak naplánuje management zvlášť, v závislosti na všech výše uvedených faktorech (Maes *et al.*, 2004).

Důležitým činitelem ovlivňujícím podmínky na lokalitě je také přítomnost původního důvodu vymizení daného druhu na tomto místě. Proto je vždy třeba tuto příčinu správně identifikovat (Ewen *et al.*, 2012; IUCN/SSC, 2013). Druhově specifické jsou i preferované abiotické faktory – intenzita oslunění a srážek, celková vlhkost stanoviště atd. I některé z těchto podmínek se mohly změnit vlivem např. změn v zemědělství (Dempster a Hall, 1980). Živné rostliny, vyskytující se na tomto území, mohou mít tím pádem horší přístup k vodě a živinám, a stát se tak pro motýla nedostatečně nutriční (Turlure *et al.*, 2013). Pokud však abiotické podmínky stanoviště neovlivňují kondici živných rostlin, jsou ve vztahu k motýlímu druhu až druhotně důležité oproti faktorům biotickým (Thomas *et al.*, 2011).

Před provedením reintrodukce je tedy vždy potřeba určit co nejpodrobněji, jaké jsou ekologické nároky reintrodukovaného druhu, a to z pohledu biotických i abiotických faktorů. Často nestačí jen obecné biologické a ekologické znalosti, ale je nezbytné provést velice detailní studii, jako tomu bylo v případě reintrodukce modráška černoskvrnného (*Maculinea arion*). Ochrana tohoto druhu selhávala až do té doby, než bylo objeveno, že ke svému přežití potřebuje jeden konkrétní druh mravence, v tomto případě *Myrmica sabuleti* (Thomas *et al.*, 2009). Je navíc nutné si uvědomit, že tyto nároky se mohou lišit mezi jednotlivými populacemi v rámci jednoho druhu, což může být zapříčiněno lokálními adaptacemi nebo fenotypovou plasticitou. Příkladem může být rozdíl mezi housenkami na nizozemských a belgických lokalitách perleťovce severního (*Boloria aquilonaris*), kdy jedinci z belgické populace nebyli schopni přežít na nizozemských, méně kvalitních lokalitách (Turlure *et al.*, 2013).

Neméně důležité je zajistit, aby reintrodukovaná populace měla šanci na lokalitě přetrvat dlouhodobě. Druh se tedy buď může vypustit na státem chráněném území a jeho ochranu zakomponovat do plánu péče o danou lokalitu (Konvička *et al.*, 2010; Kuussaari *et al.*, 2015), nebo je třeba se domluvit s vlastníky soukromých pozemků a získat u nich pro reintrodukcii podporu (Konvička *et al.*, 2010). Ještě jedním podstatným faktorem, který je potřeba vzít v potaz, je klimatická změna. Motýli jsou na ni velmi citliví (viz výše), a je tedy možné, že v současnosti vhodná lokalita již v budoucnu nebude vyhovující. Caldas (2011) ve svém textu upozorňuje na podcenění těchto okolností při plánování ochrany motýlů. Jedním ze způsobů, jak reflektovat změnu klimatu při plánování reintrodukcí, je vytvoření modelů pomocí programů geografického informačního systému (GIS). Carroll *et al.* (2009) ve své práci vytvořili modely pro několik možností vývoje klimatu a propojili je s habitatovými nároky dvou ve Velké Británii vyhynulých druhů vhodných pro reintrodukcii – běláška ovocného (*Aporia crataegi*) a modráška lesního (*Polyommatus semiargus*). To jim umožnilo zhodnotit, zda by případná reintrodukce každého z druhů byla vhodná, a pokud ano, tak kam. V některých případech (Tainio *et al.*, 2016) však modely vykazovaly poměrně vysokou úroveň nejistoty, co se vhodnosti habitatu týče, v závislosti na různých klimatických scénářích. Programy GIS jsou tedy dobrým nástrojem, jak identifikovat vyhovující lokality, i když údaje z těchto modelů nejsou stoprocentní a je třeba pak vytipovaná území navštívit a provést jejich podrobnější výzkum (Holloway *et al.*, 2003; Heikkinen *et al.*, 2015).

Vzhledem k tomu, že většina dnešních lokalit je v suboptimálním stavu, je v podstatě nutné do seznamu míst vhodných k vypuštění organismů zahrnout i tyto a zjistit, zda by vhodným managementem šly pro reintrodukcii připravit.

2.3 PŘÍPRAVA BIOTOPŮ

Stejně jako výběr lokality je i příprava biotopů samozřejmě druhově specifická (Wynhoff, 1998). Nejzásadnější věcí je přitom správné určení a následné odstranění původních příčin extinkce (Ewen *et al.*, 2012). To nemusí být vždy úplně jednoduché, protože i zdánlivě vhodná stanoviště nemusí být pro přežití druhu dostačující (Thomas *et al.*, 2009; Fred a Brommer, 2015).

Protože motýli většinou potřebují raně sukcesní stádia biotopů (viz výše), největším problémem většinou bývá zarůstání. V takovém případě je prvním krokem ke zlepšení kvality stanoviště odstraňování náletů dřevin (Dempster a Hall, 1980; Elmes a Thomas, 1992; Witkowski *et al.*, 1997; Lukášek, 2000) nebo dokonce vykácení části již vzrostlého lesa (Pullin, 1996; Marttila

et al., 1997). Dále následuje kosení (Morden a Westwood, 2006; Porter a Ellis, 2011; Niederer a Weiss, 2014) či jiné odstranění plevelných nebo invazních druhů rostlin (Lukášek, 2000; Dincă *et al.*, 2018). Kosení může být v přípravné fázi intenzivní a homogennější, než po provedení reintrodukce (viz dále) (Porter a Ellis, 2011).

Možná ještě vhodnější alternativou ke kosení je opětovné zavedení pastvy (Pullin, 1996; Thomas *et al.*, 2009). Vhodná jsou jak hospodářská zvířata, tak i polodivocí koně apod. (Porter a Ellis, 2011). Zvířata svým pasením a obnažováním půdy právě vytvářejí pro motýly potřebnou mozaiku (Duffey, 1977) a efektivně brání zarůstání lokality. U některých biotopů, jako jsou například stepi, může dobře posloužit i vypalování území, které vytváří příhodná stanoviště pro kolonizaci a kladení vajec (Williams, 1995; Pullin, 1996; Pickens, 2009).

V mnoha případech je poté nutné na daném místě vysadit živnou rostlinu – či spíše výsevem nebo výsadbou podpořit její současný výskyt. Zasazeno jí musí dostatek pro uživení motýlí populace, často až tisíce jedinců rostlin (Dempster a Hall, 1980; Witkowski *et al.*, 1997; Lukášek, 2000; Shepherd a Debinski, 2005; Jarvis, 2014).

Na mokřadních lokalitách je také vhodné zajistit dostatečný přísun vody (Porter a Ellis, 2011). To je možné například snížením terénu pomocí vykopání části rašeliny, pokud je na místě přítomna (Dempster a Hall, 1980).

Opětovné zavedení dříve používaných technik je třeba i pro lesní druhy, jako je například hnědásek jitrocelový (*Melitaea athalia*), které často preferují světlé a výmladkové lesy (Obr. 2). Před reintrodukcí je tedy potřeba na lokalitě les prořezat (Warren, 1991; Pullin, 1996).

Příkladem rozsáhlé přípravy biotopů může být dosud snad nejznámější a neúspěšnější reintrodukce motýlího druhu – modráška černoskvrnného (*Maculinea arion*) v Anglii. Zde bylo nutné nejprve vypalováním a vysekáváním odstranit nálety dřevin (Elmes a Thomas, 1992) a následně zavést sezónní pastvu dobyt看 tak, aby výška porostu nepřesahovala 1,4 cm. V opačném případě se totiž mikroklima místa změnilo natolik, že již nevyhovovalo hostitelskému druhu mravence *Myrmica sabuleti* (Thomas *et al.*, 2009). Disturbance dobyt看 naopak vyhovovala jak *M. sabuleti*, tak i šíření živné rostliny – mateřídoušky (*Thymus praecox*) (Elmes a Thomas, 1992). Takto bylo obnoveno přes 50 lokalit, které byly zároveň propojeny tak, aby bylo umožněno šíření nových populací (Thomas *et al.*, 2009).

Při výběru habitatu pro obnovení je také dobré vědět, že mezi ideálním a dobrým stanovištěm už není velký rozdíl – stanoviště s ideálními podmínkami již nepřináší tolik výhod oproti stanovišti s dobrými podmínkami, ale to naopak představuje obrovský rozdíl oproti nevyhovujícímu místu. Proto je lepší zaměřit se na obnovu v současnosti nevhodných biotopů, než na vylepšení již tak adekvátního habitatu (Thomas *et al.*, 2011).

Veškerý management by však vždy měl být podložen studií ekologie daného druhu, protože žádná technika nesevřídčí všem druhům, a to ani zdánlivě podobným (Vogel *et al.*, 2007; Van Langevelde a Wynhoff, 2009).



Obrázek 2: Výmladkový les. Foto B. Wrench.

3 PRŮBĚH REINTRODUKCE

3.1 VÝBĚR DONORSKÉ POPULACE

Při výběru populace, ze které budou jedinci odebráni a vypuštěni na novém místě, se musí především zvážit, jak velká a geneticky variabilní je. První podmínkou, kterou donorská populace musí splňovat, je dostatečná velikost a funkčnost na to, aby ji odběr jedinců pro reintrodukcii nemohl ohrozit (viz výše, Chan a Laurence, 2006; Marttila *et al.*, 1997; Wynhoff, 1998). S tím se ale pojí ještě druhý důležitý fakt – větší populace jsou více geneticky variabilní a mají do budoucna lepší evoluční potenciál, i proto jsou pro reintrodukcii vhodnější (Porter a Ellis, 2011; Andersen *et al.*, 2014). Genetickou analýzou je pak možné vybrat z více možností takovou, která má nejlepší genový fond (Vanden Broeck *et al.*, 2017). Pokud jsou k dispozici pouze menší populace, je potom možné odebrat méně jedinců, zato z více zdrojů (Shepherd a Debinski, 2005). Porter & Ellis (2011) například pro reintrodukcii hnědáka chrastavcového (*Euphydryas aurinia*) použili dokonce 19 donorských populací.

Je však potřeba zajistit, aby zdrojové populace byly geneticky příbuzné nejen sobě navzájem, ale především původní, vyhynulé populaci, jež je cílem obnovy. To lze zjistit několika způsoby. Může se provést rozsáhlé genetické mapování s cílem odhalit vazby mezi jednotlivými populacemi a případně i jejich parazity (Daniels, 2009; Dincă *et al.*, 2018). Pro zakomponování vyhynulých populací do tohoto výzkumu je možné použít muzejní exempláře (Saarinen a Daniels, 2012; Keyghobadi *et al.*, 2013; Dincă *et al.*, 2018), ačkoliv nelze vyloučit, že se vyskytnou technické problémy s extrahováním DNA z těchto vzorků (Joyce a Pullin, 2004). Ze současných populací lze jako vzorky odebrat buď larvy, nebo použít nedestruktivní techniku odejmutí části křídla dospělců (Daniels, 2009; Andersen *et al.*, 2014).

V případě, že z genetické analýzy vyplyne, že mezi potenciálními zdroji nejsou z tohoto pohledu žádné znatelné rozdíly, vhodnou populaci lze vybrat na základě jiných parametrů (Joyce a Pullin, 2004). Těmi jsou především ekologická a fenologická podobnost (Joyce a Pullin, 2004; Thomas *et al.*, 2009) – tedy stejné podmínky na původním i novém stanovišti. Pokud zdrojová populace navíc pochází z blízké lokality a jedná se o stejný poddruh či ekotyp, a tedy nehrozí, že by byla geneticky vzdálená, není potřeba takovouto rozsáhlou analýzu provádět (Marttila *et al.*, 1997; Shepherd a Debinski, 2005; Chan a Laurence, 2006). V takovém případě je však potřeba vzít v úvahu všechny faktory, které mohou hrát roli, protože například jiným klimatem nebo nutričními podmínkami na lokalitě mohly vzniknout genetické odchylky, které pak mohou zapříčinit neúspěch reintrodukcii (Turlure *et al.*, 2013).

Další možností, jak získat jedince pro reintrodukcii, je chov. Dá se použít buď již ustálená populace chovaná v zajetí (Duffey, 1977), nebo vytvořit chovanou populaci nově (Dempster a Hall, 1980; Lukášek, 2000; Porter a Ellis, 2011). Odchovat jedince pro reintrodukcii v zajetí je dobrou možností, pokud je odebíráme z divoké populace, která by již samostatně nebyla schopná přežít (Robert, 2009). Eliminují se tím totiž zdravotní i jiná rizika, která hrozí v divoké přírodě (Konvička, 2005; Robert, 2009). Chov také zajišťuje větší dohled nad tím, kteří jedinci se spolu páří, a dá se tak zabránit příbuzenskému křížení, nebo jeho intenzitu alespoň snížit na minimum (Dempster a Hall, 1980; Fred a Brommer, 2015). Porter a Ellis (2011) takto zkombinovali poslední jedince z původní populace, která už nebyla samostatně životaschopná, s jedinci z jiných zdrojových populací a vytvořili tak hybridní linii, která se pro reintrodukcii ukázala být vhodnou. V souvislosti s tím se na první pohled zdá být dobrou metodou, jak zabránit inbrední depresi a zachovat životaschopnou populaci, takzvaný *genetický purging*, tedy zbavení se škodlivých recesivních alel vlivem selekce. Vliv *purgingu* je však v malých populacích velmi nepředvídatelný a není tedy vhodnou metodou pro management jedinců vybraných pro reintrodukcii (Leberg a Firmin, 2008; Ewen *et al.*, 2012).

Existují ještě další problémy, na které se dá při chovu narazit a na něž je třeba si dávat pozor. Prvním z nich je samotná problematika chovu. Některé druhy v zajetí nelze chovat vůbec (Wynhoff, 1998), jindy může být obtížné donutit jedince k páření (Wagner *et al.*, 1997), mohou se vyskytnout vývojové vady (Mattoni *et al.*, 2003) apod. Vždy je tedy potřeba zajistit správnou teplotu, vlhkost, velikost klecí pro chov a obecně správnou metodologii pro to, aby se každý druh podařilo odchovat (Lipman *et al.*, 1999; Lukášek, 2000; Fred a Brommer, 2015).

Největší překážkou jsou však nepochybně genetické změny, které mohou vlivem chovu v zajetí vzniknout. V několika studiích se u odchovaných jedinců vyskytly jasně viditelné rozdíly oproti jedincům divokým, ať už to byla například menší hmotnost nebo větší úmrtnost larev (Nicholls a Pullin, 2000; Schultz *et al.*, 2009). Tyto rozdíly vznikají kvůli relaxaci selekce, která chovem v zajetí vzniká, a může se projevit dokonce i v krátkém časovém horizontu (Robert, 2009). Proto se musí zajistit, aby chov probíhal v podmínkách, které jsou co nejpodobnější divokému prostředí, tedy preferovaně ve venkovních klecích (Schultz *et al.*, 2009). Před provedením reintrodukce je pak nutné otestovat, zda jedinci z chovu v přírodních podmínkách přežívají stejně dobře, jako divocí jedinci, a pokud ne, najít a použít vyhovující divokou zdrojovou populaci (Schultz *et al.*, 2009).

3.2 SBĚR, PŘEVOZ A VYPUŠTĚNÍ JEDINCŮ

Existuje mnoho možností, jak provést samotnou reintrodukci. Translokovat se mohou vajíčka (Williams, 1995; Kupková, 2017), larvy (Lipman *et al.*, 1999; Porter a Ellis, 2011; Niederer a Weiss, 2014) nebo dospělci (Marttila *et al.*, 1997; Wynhoff, 1998). Výhodou při vypuštění vajíček nebo larev je fakt, že z nich vylíhnou dospělci budou již na lokalitu zvyklí a tím pádem se předejde nechtěné nadměrné disperzi mimo stanoviště, kterou translokace může způsobit (Lipman *et al.*, 1999). Vajíčka se ale mohou snadněji poškodit; navíc se nesbírají vždy jednoduše (Williams, 1995). Problém, který se týká zároveň i larev, spočívá v tom, že je jich potřeba vypustit větší množství, protože ne všechny přežijí až do stádia dospělého, ačkoliv populace může vzniknout i z menšího počtu jedinců (Duffey, 1968; Longcore, 2013). Přesto pokud jsou translokovány larvy, bývají většinou namnoženy v chovu (Lipman *et al.*, 1999; Porter a Ellis, 2011).

Nejčastěji tedy bývají vypouštěni dospělci. Buď mohou být translokována obě pohlaví, většinou s mírnou převahou samic (Dempster a Hall, 1980; Warren, 1991; Wynhoff, 1998), nebo pouze spárené samice (Marttila *et al.*, 1997; Shepherd a Debinski, 2005; Kuussaari *et al.*, 2015). U některých druhů, jako je například jasoň dymnivkový (*Parnassius mnemosyne*), lze oplodněné samice dobře zrakově identifikovat díky voskovitému útvaru, který vytvářejí samci během páření na zadečku samic – tzv. *sphragis* (Vlašánek a Konvička, 2009). U jiných druhů je třeba samice sbírat na základě doby od vylíhnutí dospělců a tedy pravděpodobnosti, že již k páření došlo (Shepherd a Debinski, 2005). Pro snížení rizika disperze mimo nové stanoviště lze motýly vypouštět večer nebo v noci, případně za horšího počasí (Marttila *et al.*, 1997; Wynhoff, 1998). Také lze jedince nechat na stanoviště postupně zvyknout – tedy nejprve je nechat na lokalitě v klecích a ty odstranit až později (Duffey, 1977; Shepherd a Debinski, 2005). Motýli se nejlépe převážejí během jednoho dne v malých krabicích nebo jiných nádobách po několika málo jedincích či po jednom, a to při snížené teplotě (Marttila *et al.*, 1997; Wynhoff, 1998; Shepherd a Debinski, 2005).

Podle review Fischera & Lindenmayera (2000) úspěch reintrodukce živočišného druhu koreluje s počtem translokovaných jedinců – pokud je jich více než sto, šance na úspěch se zvyšuje. Z modelu, který vytvořili Heikkinen *et al.* (2015), ale vyplývá, že u motýlů vypuštění více než sto jedinců naráz nepřináší žádné výhody. To potvrzují i další studie. Krátkodobě může lokalitu kolonizovat i jediná samice (Williams, 1995), v dlouhodobějším časovém horizontu pak může být populace ustavena pouze z několika málo jedinců (Marttila *et al.*, 1997; Barascud *et al.*, 1999; Shepherd a Debinski, 2005). Naopak translokace velkého počtu motýlů nemusí zajišťovat

úspěch reintrodukce – Duffey (1977) na lokalitě vypustil přes tisíc jedinců ohniváčka černočárného (*Lycaena dispar*), populace by zde však bez lidské pomoci nevydržela. Stejně tak Porter a Ellis (2011) rozmístili na 4 lokality 42 000 larev hnědáška chrastavcového (*Euphydryas aurinia*), přesto na jedné z nich z neznámých důvodů populace nevznikla. Pokud je tedy k dispozici velké množství jedinců, je možné vypustit je na více stanovištích najednou a v následujících letech se pak zaměřit na ty, kde se populaci podařilo ustavit (Fred a Brommer, 2015). Nejběžněji se však reintrodukce provádějí s několika desítkami jedinců (Duffey, 1968; Warren, 1991; Wynhoff, 1998; Kuussaari *et al.*, 2015). I v případech, kdy se nakonec vypustí poměrně velké množství motýlů, tyto původně pocházejí z menšího počtu jedinců, kteří byli rozmnoženi v chovech (Dempster a Hall, 1980; Lukášek, 2000).

Ačkoliv tedy populace může vzniknout i z velmi malého počtu motýlů, faktem zůstává, že taková populace má sníženou genetickou variabilitu, která se s počtem zakládajících jedinců zvyšuje (Barascud *et al.*, 1999). Z výzkumu Schmitta *et al.* (2005) pak vyplývá, že na přenesení většiny genetické variability, a tedy dostatečného evolučního potenciálu, stačí 50 spářených samic pocházejících z velké, rozmanité populace. Pokud není možné tolik motýlů zajistit, translokovaných jedinců může být o něco méně, vždy ale minimálně 30 spářených samic, aby bylo co nejlépe zabráněno inbreedingu a potenciální inbrední depresi (Konvička *et al.*, 2010). Ta může způsobovat například kladení menšího počtu vajíček nebo snížení fitness larev (Saccheri *et al.*, 1998). Zabránit ohrožení zdrojové populace odběrem vysokého počtu jedinců se přitom dá rozložením reintrodukce do několika let – tedy odebírat jedince a translokovat je postupně (Shepherd a Debinski, 2005; Kupková, 2017).

4 NÁLEŽITOSTI PO PROVEDENÍ REINTRODUKCE

Vždy je potřeba mít na paměti, že reintrodukce je dlouhodobá záležitost a vypuštěním jedinců na nové lokalitě zdaleka nekončí. Součástí práce, která se poté musí provést, jsou následující činnosti.

Monitoring. Naprosto zásadní součástí každé reintrodukce je náležitý monitoring prováděný po několik let od translokace jedinců. Zvláště v prvních dnech po reintrodukci dospělců by se monitoring měl provádět denně a zaznamenávat, zda dochází ke kopulaci a kladení vajíček (Marttila *et al.*, 1997). V následujících letech je potom důležité provádět odhad velikosti populace na základě sčítání všech zaznamenaných jedinců (Marttila *et al.*, 1997; Lukášek, 2000; Porter a Ellis, 2011; Kuussaari *et al.*, 2015). To lze provádět několika metodami, jako je například transektové sčítání spočívající v procházení lokality po předem vyznačené trase (Linders a Lewis, 2013; Niederer a Weiss, 2014; Fred a Brommer, 2015), dále také metoda pozorování za jednotku času (Beneš *et al.*, 2002a; Porter a Ellis, 2011). Nejčastěji používanou metodou jsou pak zpětné odchyty jedinců (anglicky *mark-release-recapture*), při kterých se motýli označí lihovou fixou na křídlo (Obr. 3) (Marttila *et al.*, 1997; Shepherd a Debinski, 2005; Porter a Ellis, 2011; Kuussaari *et al.*, 2015). U některých druhů však označení jedinci mají větší problém s pářením, proto je potřeba toto sledovat a případně metodu sčítání změnit (Lukášek,



Obrázek 3: Okáč skalní (*Chazara briseis*) s označeným křídlem. Foto T. Štochlová.

2000). Dobře se také dají sčítat larvy, především u druhů, které část života tráví v poměrně nápadných hnízdech (Beneš *et al.*, 2002a; Porter a Ellis, 2011), případně vajíčka, pokud jsou výrazná (Beneš *et al.*, 2002a).

Monitoring je potřeba provádět každý rok, ideálně alespoň deset let (Lipman *et al.*, 1999), a to z toho důvodu, že velikost populace se může meziročně velmi měnit. Zdánlivě zavedená populace se může vlivem například špatného počasí znatelně zmenšit nebo dokonce úplně vymizet (Duffey, 1977). Častým procesem po reintrodukci je také prvotní obrovský nárůst populace, který je následován jejím ustálením na menším počtu jedinců (Warren, 1991; Wynhoff, 1998), nebo naopak pomalý růst, který po několika letech pokračuje rychlou expanzí (Boggs *et al.*, 2006; Kuussaari *et al.*, 2015). V případě, že populace z lokality vymizela, mělo by se území v následujícím roce navštívit znovu a tento závěr potvrdit (Williams, 1995; Kuussaari *et al.*, 2015). Pokud se však druhu na novém stanovišti daří, je žádoucí monitoring postupně rozšířit také na okolní lokality a sledovat, jestli a kde byli jedinci schopni kolonizovat další území (Shepherd a Debinski, 2005; Kuussaari *et al.*, 2015).

Management. Důležitou součástí reintrodukce je také péče o biotopy v místě nově založené populace. Tento management už nicméně musí být mnohem pečlivější a ohleduplnější než v přípravné fázi (viz výše). Špatný management nebo chybně domluvený zásah do lokality totiž může novou populaci ohrozit (Wynhoff, 1998; Thomas *et al.*, 2009). Co se týče kosení nebo pastvy, za přítomnosti motýlů je již potřeba dávat pozor na to, kdy se provádí, protože příliš intenzivními zásahy v nesprávnou dobu mohou být ohroženy housenky (Dempster a Hall, 1980; Wynhoff, 1998; Porter a Ellis, 2011). Mnoha druhům motýlů také nejvíce vyhovuje mozaikovitá struktura stanoviště, proto by seč nebo pastva měla být postupná – v opačném případě naopak může způsobit až vymírání druhu (Konvička, 2005). Totéž platí pro vypalování, které je potřeba dělat opatrně, jinak může v krátkodobém časovém horizontu populaci ohrozit (Pickens, 2009). Zjistit, jaký druh péče populaci nejvíce vyhovuje, je možné pomocí adaptivního managementu – záměrného zavedení několika typů péče a sledování, na který z nich motýli reagují nejlépe (Ewen *et al.*, 2012).

Další typ managementu je přímá podpora a ochrana populace. Tou může být například ochrana larev v klecích, ať už pravidelná, nebo v případě špatných podmínek (Duffey, 1977; Łozowski *et al.*, 2014). Zvláště ve špatných letech se populace mohou doplnit dalšími jedinci, většinou z chovu (Duffey, 1968). Vhodné je přitom doplňovat pouze malé populace malými počty jedinců, u suplementace větších populací hrozí přemnožení a následné nadměrné využívání

zdrojů (Adamski a Witkowski, 2007). I v situaci, kdy jedinci z chovu mají o něco nižší fitness než jedinci divocí, suplementace populaci krátkodobě neohrozí, a naopak zvýší její šance na přežití (Crone *et al.*, 2007).

Populačně-genetické studie. Několik let po provedení reintrodukce je také vhodné provést studii zkoumající genetickou strukturu populace. Tato studie by měla jednak zhodnotit, zda byla zachována dostatečná genetická diverzita v poměru k donorské populaci, a dále také zjistit, jak se v nové populaci změnilo zastoupení jednotlivých alel, případně jestli vznikly nové genetické odchylky (Andersen *et al.*, 2014). Pokud se populace zdárně rozšířila, pak je také třeba zodpovědět otázku, zda ve vzniknuvší metapopulaci dochází k výměně genů, a pokud ano, jak často. Výměna i malého procenta jedinců mezi populacemi je přitom dostatečná pro zabránění genetické erozi (Adamski a Witkowski, 2007). Pokud však z tohoto výzkumu vyplývá, že se vyskytují překážky v migraci, je třeba tomu přizpůsobit další management, například vytvořením koridorů pro šíření mezi lokalitami (Kuussaari *et al.*, 2015).

Dokumentace a propagace. Neméně podstatná je i řádná a detailní dokumentace veškeré provedené práce formou protokolů a následná publikace v odborných časopisech, ale i jiných publikacích, a to včetně všech nedostatků. I v případě, že reintrodukce nebyla úspěšná, je totiž pro budoucí pokusy důležité vědět o možných komplikacích a chybách, kterých je třeba se vyvarovat (Fischer a Lindenmayer, 2000; IUCN/SSC, 2013). O mnoha reintrodukčních pokusech z minulosti jsou k dispozici nedostatečné informace, pro zvýšení úspěšnosti budoucích reintrodukcí je však tento krok klíčový (Fischer a Lindenmayer, 2000).

Žádoucí je také o reintrodukci informovat veřejnost a zvýšit její zájem o daný druh, případně obyvatelstvo zapojit do jeho ochrany (Wynhoff *et al.*, 2001; IUCN/SSC, 2013). Podpora veřejnosti totiž zvyšuje šanci na dlouhodobou a správně prováděnou ochranu druhu.

5 ZÁVĚR – OBECNÁ DOPORUČENÍ PRO REINTRODUKCE

I přes důkladné plánování s sebou každá reintrodukce nese mnoho nejistot, a v jejím průběhu se mohou vyskytnout určité překážky a udělat chyby. Těmi nejčastějšími, na které je třeba si dát pozor, jsou především nedostatečná znalost biologie druhu, a tedy nevhodně vybraná lokalita pro reintrodukci, příliš malý počet vypuštěných jedinců, který může způsobit inbreeding, nebo nedostatečný monitoring a zhodnocení důsledků prováděného managementu. S tím souvisí i další, až překvapivě častá chyba, kterou je špatná domluva při provádění managementu, kvůli níž například může být provedena seč ve špatnou dobu apod. (Dempster a Hall, 1980; Wynhoff, 1998). Negativní vlivy na malé populace, včetně těch reintrodukovaných, mají i jinak přirozené a za normálních okolností neohrožující faktory, jako jsou například přirození predátoři (Duffey, 1968; Williams, 1995).

Ačkoliv nikdy nejde odstranit všechny komplikace, je možné se většině z nich vyhnout, a proto je při každé reintrodukci tedy naprosto klíčové držet se následujících kroků.

1) Reintrodukce musí mít opodstatnění. Druh vybraný pro reintrodukci musí být na ústupu a mít omezené disperzní schopnosti, kvůli kterým není schopný se v novodobém prostředí samovolně šířit. Na lokalitě vybrané pro reintrodukci musí být druh prokazatelně vyhynulý. Před začátkem procesu reintrodukce je potřeba si položit všechny podstatné otázky, které se ho týkají (Armstrong a Seddon, 2008), a pečlivě je zvážit. Pro reintrodukci a s tím spojené aktivity je nutné mít příslušná povolení od státních institucí, pokud jsou potřeba. Pokud vyplyne, že by z reintrodukce mohly vyvstávat závažnější problémy, ať už je to ohrožení stávající populace nebo například ohrožení jiných organismů, pak reintrodukci rozhodně neprovádět a místo toho se zaměřit na jiné způsoby ochrany druhu. Totéž platí i v případě, že není možné dodržet jeden z dále uvedených bodů.

2) Ekologie druhu musí být dobře známá. Obecné znalosti přítom u motýlů nestačí, předchozí studie, na nichž se reintrodukce zakládá, musí být dostatečně detailní (Beneš *et al.*, 2002a; Walsh, 2017). Lokalita pro vypuštění motýlů pak musí splňovat veškeré požadavky druhu, především na početnost živné rostliny a velikost území. Habitatové nároky se mohou mezi populacemi lišit, proto je nutné porovnat mezi sebou konkrétně ekologii vyhynulé a potenciální zdrojové populace. Příčiny vyhynutí původní populace musí být známé a odstraněné, nebo alespoň omezené.

3) Ochrana druhu na nové lokalitě musí být zajištěna do budoucna. Je nutné tedy vybrat takovou lokalitu, která bude pro daný druh vhodná jak bioticky, tak i abioticky i v následujících letech.

Zároveň je potřeba získat schválení pro reintrodukci od vlastníků pozemků, případně obyvatel v těsné blízkosti lokality, a domluvit se s nimi na ochraně druhu. Okolí lokality musí být vyhovující k šíření druhu na další stanoviště.

4) Donorská populace musí být dostatečně velká a heterogenetická, zároveň musí být geneticky co nejpříbuznější vyhynulé populaci. Pokud jsou jedinci množeni v chovu, nesmí tím být ovlivněna jejich schopnost přežít ve volné přírodě, proto by podmínky v chovu měly být co nejpřirozenější.

5) Nově vzniklá populace musí být co nejméně ovlivněna bottleneckem, proto je nutné převést a vypustit dostatečný počet jedinců. To odpovídá potomkům ideálně 50 samic, pokud je toto číslo nemožné zajistit, pak minimálně 30 samic. V případě, že jsou donorské populace příliš malé na odběr takového množství jedinců zároveň, je možné reintrodukci rozdělit do více po sobě jdoucích let.

6) Reintrodukovaná populace musí být monitorována a výsledky zaznamenávány a publikovány. Musí být dohlíženo na to, aby management lokality byl vhodný a cílovému druhu vyhovoval.

Nejdůležitější v každé reintrodukci motýlů je tedy to, aby byla druhově specifická – založena na konkrétních habitatových požadavcích cílového druhu. Translokován musí být dostatečný počet geneticky rozmanitých jedinců, kteří jsou ale zároveň geneticky i ekologicky blízcí původní, vyhynulé populaci. Dlouhodobý monitoring po provedení reintrodukce musí důkladně zaznamenávat, jak se nově vzniklé populaci daří, a na základě toho případně měnit management lokality. Podstatná je mezioborová spolupráce mezi odborníky, vlastníky pozemků, státní správou, místní samosprávou a veřejností. O všech úspěších, neúspěších, postupech a překážkách při provádění dané reintrodukce je třeba podrobně informovat v odborných časopisech a veřejných médiích, aby se metody pro budoucí reintrodukce mohly i nadále zlepšovat.

Zároveň je potřeba si uvědomit, že i přes důsledné plánování a dodržení všech kroků nemusí být reintrodukce úspěšná. V takovém případě je potřeba celý proces zpětně zhodnotit a zamyslet se nad tím, co neúspěch způsobilo nebo co bylo v plánech přehlédnuto (viz např. Daniels, 2009 vs. IUCN, 2010). Je ovšem možné, že se populace neustavila pouze kvůli stochastickým událostem (Williams, 1995), kterým nešlo zabránit – tehdy se dá o reintrodukci pokusit znovu, a vzhledem k tomu, že se s počtem pokusů šance na úspěch zvyšuje, může se i tato reintrodukce napodruhé vydařit (Schultz *et al.*, 2008).

Reintrodukce v žádném případě nejsou jednoduchý a krátkodobý proces. I z této práce vyplývá, že existuje mnoho záležitostí, jež je potřeba promyslet a adekvátně se na ně připravit – od výběru lokality, přes výběr vhodné donorské populace a samotnou translokaci jedinců, až po mnohaletý monitoring a publikaci výsledků. K tomu se navíc pojí další, dílčí problémy, které je potřeba překonat.

Každá reintrodukce je specifická a nikdy se dopředu nedají odhadnout všechny okolnosti, které ji budou provázet, proto nikdy nelze zaručit stoprocentní úspěch. Důsledné plánování založené na detailním výzkumu každého druhu a dodržování jednotlivých výše popsaných kroků však šance na úspěch rapidně zvyšují, a zároveň zabraňují tomu, aby byla provedena reintrodukce, která by mohla jakýmkoliv způsobem ohrozit současná společenstva.

Dříve velmi kontroverzní metoda se díky tomu stává nejen přijatelnou, ale v dnešní vysoce fragmentované krajině také velice potřebnou. Aktivita člověka narušily přirozené procesy v krajině, měl by to tedy také být člověk, kdo je napraví, i když třeba novým způsobem. Další výzkum a rozvoj v této oblasti tak jistě bude stále důležitější součástí ochrany přírody v budoucnu.

6 POUŽITÁ LITERATURA

- Adamski, P. a Witkowski, Z. J. (2007) „Effectiveness of population recovery projects based on captive breeding", *Biological Conservation*, 140(1–2), s. 1–7. doi: 10.1016/j.biocon.2007.06.027.
- Andersen, A., Simcox, D. J., Thomas, J. A. a Nash, D. R. (2014) „Assessing reintroduction schemes by comparing genetic diversity of reintroduced and source populations: A case study of the globally threatened large blue butterfly (*Maculinea arion*)", *Biological Conservation*. Elsevier Ltd, 175, s. 34–41. doi: 10.1016/j.biocon.2014.04.009.
- Armstrong, D. P. a Seddon, P. J. (2008) „Directions in reintroduction biology", *Trends in Ecology and Evolution*, 23(1), s. 20–25. doi: 10.1016/j.tree.2007.10.003.
- Barascud, B., Martin, J. F., Baguette, M. a Descimon, H. (1999) „Genetic consequences of an introduction-colonization process in an endangered butterfly species", *Journal of Evolutionary Biology*, 12(4), s. 697–709. doi: 10.1046/j.1420-9101.1999.00069.x.
- Beneš, J. a Konvička, M. (2017) „Hesperoidea a Papilionoidea (denní motýli)", in Hejda, R., Farkač, J., a Chobot, K. (ed.) *Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, s. 206–210.
- Beneš, J., Konvička, M., Dvořák, J., Fric, Z., Havelda, Z., Pavlíčko, A., Vrabec, V. a Weidenhoffer, Z. (2002a) *Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana I*. Editoval J. Beneš a M. Konvička. Praha: SOM.
- Beneš, J., Konvička, M., Dvořák, J., Fric, Z., Havelda, Z., Pavlíčko, A., Vrabec, V. a Weidenhoffer, Z. (2002b) *Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana II*. Editoval J. Beneš a M. Konvička. Praha: SOM.
- Beneš, J., Konvička, M., Dvořák, J., Fric, Z., Havelda, Z., Pavlíčko, A., Vrabec, V. a Weidenhoffer, Z. (2005) „Hesperoidea & Papilionoidea (denní motýli)", in Farkač, J., Král, D., a Škorpík, M. (ed.) *Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, s. 219–223.
- Boggs, C. L., Holdren, C. E., Kulahci, I. G., Bonebrake, T. C., Inouye, B. D., Fay, J. P., McMillan, A., Williams, E. H. a Ehrlich, P. R. (2006) „Delayed population explosion of an introduced butterfly", *Journal of Animal Ecology*, 75(2), s. 466–475. doi: 10.1111/j.1365-2656.2006.01067.x.
- Britten, H. B., Brussard, P. F. a Murphy, D. D. (2010) „Society for Conservation Biology The Pending Extinction of the Uncompahgre Fritillary Butterfly", *Conservation Biology*, 8(1), s. 86–94.
- Vanden Broeck, A., Maes, D., Kelager, A., Wynhoff, I., WallisDeVries, M. F., Nash, D. R., Oostermeijer, J. G. B., Van Dyck, H. a Mergeay, J. (2017) „Gene flow and effective population sizes of the butterfly *Maculinea alcon* in a highly fragmented, anthropogenic landscape", *Biological Conservation*. Elsevier Ltd, 209, s. 89–97. doi: 10.1016/j.biocon.2017.02.001.
- Brower (1996) „Monarch butterfly orientation: missing pieces of a magnificent puzzle", *The Journal of experimental biology*, 199(Pt 1), s. 93–103. Dostupné z: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/9317405>.
- Caldas, A. (2011) „Lepidoptera conservation under a changing climate", *News of the Lepidopterists Society*, 53, s. 80–81.
- Carroll, M. J., Anderson, B. J., Brereton, T. M., Knight, S. J., Kudrna, O. a Thomas, C. D. (2009) „Climate change and translocations: The potential to re-establish two regionally-extinct butterfly species in Britain", *Biological Conservation*. Elsevier Ltd, 142(10), s. 2114–2121. doi: 10.1016/j.biocon.2009.04.010.
- Crone, E. E., Pickering, D. a Schultz, C. B. (2007) „Can captive rearing promote recovery of endangered butterflies? An assessment in the face of uncertainty", *Biological Conservation*, 139(1–2), s. 103–112. doi: 10.1016/j.biocon.2007.06.007.
- Daniels, J. C. (2009) „Cooperative conservation efforts to help recover an endangered south Florida butterfly", *Insect Conservation and Diversity*, 2(1), s. 62–64. doi: 10.1111/j.1752-4598.2008.00039.x.
- Dempster, J. P. a Hall, M. L. (1980) „An attempt at re-establishing the swallowtail butterfly at Wicken Fen", *Ecological Entomology*, 5(4), s. 327–334. doi: 10.1111/j.1365-2311.1980.tb01157.x.

- Dincă, V., Bálint, Z., Vodă, R., Dapporto, L., Hebert, P. D. N. a Vila, R. (2018) „Use of genetic, climatic, and microbiological data to inform reintroduction of a regionally extinct butterfly", *Conservation Biology*, 0(0), s. 1–10. doi: 10.1111/cobi.13111.
- Duffey, E. (1968) „Ecological studies on the Large Copper Butterfly *Lycaena dispar* Haw. *batavus* Obth. at Woodwalton Fen National Nature Reserve, Huntingdonshire", *J. Appl. Ecol.*, 5(1), s. 69–96.
- Duffey, E. (1977) „The Re-establishment of the Large Copper Butterfly *Lycaena Dispar Batava* Obth. on Woodwalton Fen National Nature Reserve, Cambridgeshire, England, 1969-73", (12), s. 143–158.
- Elmes, G. W. a Thomas, J. A. (1992) „Complexity of species conservation in managed habitats: interaction between *Maculinea* butterflies and their ant hosts", *Biodiversity and Conservation*, 1(3), s. 155–169. doi: 10.1007/BF00695913.
- Ewen, J. G., Armstrong, D. P., Parker, K. A. a Seddon, P. J. (2012) *Reintroduction Biology: Integrating Science and Management*, *Reintroduction Biology: Integrating Science and Management*. doi: 10.1002/9781444355833.
- Fischer, J. a Lindenmayer, D. B. (2000) „An assessment of the published results of animal relocations", *Biological Conservation*, 96(1), s. 1–11. doi: 10.1016/S0006-3207(00)00048-3.
- Fred, M. S. a Brommer, J. E. (2015) „Translocation of the endangered apollo butterfly *Parnassius apollo* in southern Finland", *Conservation Evidence*, 12, s. 8–13.
- Fred, M. S., O'Hara, R. B. a Brommer, J. E. (2006) „Consequences of the spatial configuration of resources for the distribution and dynamics of the endangered *Parnassius apollo* butterfly", *Biological Conservation*, 130(2), s. 183–192. doi: 10.1016/j.biocon.2005.12.012.
- Frye, J., Durkin, P., Gibbs, D., Gibbs, R. a Lustig, M. (2013) „Conservation and Management of the Baltimore Checkerspot (*Euphydryas phaeton* Drury) in Maryland: Strategies for Statewide Monitoring and for Wetland Restoration, Captive Breeding and Release in the Piedmont Region", s. 1–63. Dostupné z: http://www.dnr.maryland.gov/wildlife/Documents/2013_Plan_ConservationBaltimoreCheckerspot.pdf.
- Griffith, B., Scott, J. M., Carpenter, J. W. a Reed, C. (1989) „Translocation as a Species Conservation Tool: Status and Strategy", *Science*, 245(4917), s. 477–480. doi: 10.1126/science.245.4917.477.
- Heikkinen, R. K., Pöyry, J., Virkkala, R., Bocedi, G., Kuussaari, M., Schweiger, O., Settele, J. a Travis, J. M. J. (2015) „Modelling potential success of conservation translocations of a specialist grassland butterfly", *Biological Conservation*. Elsevier Ltd, 192, s. 200–206. doi: 10.1016/j.biocon.2015.09.028.
- Holloway, G. J., Griffiths, G. H. a Richardson, P. (2003) „Conservation strategy maps: a tool to facilitate biodiversity action planning illustrated using the heath fritillary butterfly", *Journal of Applied Ecology*, 40(2), s. 413–421. doi: 10.1046/j.1365-2664.2003.00788.x.
- Chan, P. K. a Laurence, P. (2006) „Assessment of potential Karner Blue Butterfly (*Lycaeides melissa samuelis*) (Family: Lycaenidae) reintroduction sites in Ontario, Canada", *Restoration Ecology*, 14(4), s. 645–652. doi: 10.1111/j.1526-100X.2006.00176.x.
- IUCN (1998) „Guidelines for Re-introductions", *Prepared by IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group*, s. 10. doi: 10.1017/CBO9781107415324.004.
- IUCN (2010) *Global re-introduction perspectives: Additional case studies from around the globe*. Editoval P. S. Soorae. IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group & Environment Agency-Abu Dhabi. doi: 10.1016/S0262-1762(06)71090-2.
- IUCN (2011) *Global Re-introduction Perspectives, 2011: More Case Studies from Around the Globe*. Editoval P. S. Soorae. Gland: IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group & Environment Agency-Abu Dhabi.
- IUCN/SSC (2013) *IUCN guidelines for reintroductions and other conservation translocations*, *Ecological Applications*. doi: 10.1016/j.biocon.2015.07.030.
- Jarvis, J. R. (2014) „Assessing Wild Lupine (*Lupinus perennis* L.) Habitat in Ontario, Canada, for the Feasibility of Reintroduction of the Karner Blue Butterfly (*Lycaeides samuelis* Nabokov)". Dostupné z: http://karnerblueontario.org/documents/Jarvis_Jesse_201412_MSc.pdf.

- Jennersten, O. (1988) „Pollination in *Dianthus deltooides* (Caryophyllaceae): Effects of Habitat Fragmentation on Visitation and Seed Set", *Conservation Biology*, 2(4), s. 359–366. doi: 10.1111/j.1523-1739.1988.tb00200.x.
- Jensen, B. H. (2007) „Feasibility study on reintroduction of Marsh Fritillary *Euphydryas aurinia* to Danish SACs", s. 16. Dostupné z: [http://www.roldskov.info/Files/Filer/Natura2000/diverse PDFfiler/ReintroASPEA_2.pdf](http://www.roldskov.info/Files/Filer/Natura2000/diverse%20PDFfiler/ReintroASPEA_2.pdf).
- Joyce, D. A. a Pullin, A. S. (2004) „Using genetics to inform re-introduction strategies for the Chequered Skipper butterfly (*Carterocephalus palaemon*, Pallas) in England", *Journal of Insect Conservation*, 8(1), s. 69–74. doi: 10.1023/B:JICO.0000027510.59074.16.
- Keyghobadi, N., Koscinski, D., Weintraub, J. D. a Fonseca, D. M. (2013) „Historical specimens reveal past relationships and current conservation status of populations in a declining species: The regal fritillary butterfly", *Insect Conservation and Diversity*, 6(3), s. 234–242. doi: 10.1111/j.1752-4598.2012.00208.x.
- Konvička, M. (2005) „Rešerše a hodnocení realizovaných a probíhajících projektů aktivní ochrany motýlů v České republice", in Kumstátová, T., Nová, P., a Marhoul, P. (ed.) *Hodnocení projektů aktivní podpory ohrožených živočichů v České republice*. Praha, s. 45–81.
- Konvička, M., Beneš, J., Čížek, O., Kopeček, F., Konvička, O. a Vítáz, L. (2008) „How too much care kills species: Grassland reserves, agri-environmental schemes and extinction of *Colias myrmidone* (Lepidoptera: Pieridae) from its former stronghold", *Journal of Insect Conservation*, 12(5), s. 519–525. doi: 10.1007/s10841-007-9092-7.
- Konvička, M., Beneš, J. a Fric, Z. (2010) „Ochrana denních motýlů v České republice - Analýza stavu a dlouhodobá strategie". České Budějovice. Dostupné z: <http://www.lepidoptera.cz/publikace/ochrana-dennich-motylu-v-ceske-republice-analyza-stavu-a-dlouhodobost-strategie>.
- Kupková, B. (2017) *Rozšíření, ekologie a ochrana kriticky ohroženého modráska hořcového (Phengaris alcon f. alcon) v ČR*. Univerzita Karlova.
- Kuussaari, M., Heikkinen, R. K., Heliölä, J., Luoto, M., Mayer, M., Rytteri, S. a von Bagh, P. (2015) „Successful translocation of the threatened Clouded Apollo butterfly (*Parnassius mnemosyne*) and metapopulation establishment in southern Finland", *Biological Conservation*. Elsevier Ltd, 190, s. 51–59. doi: 10.1016/j.biocon.2015.05.011.
- Van Langevelde, F. a Wynhoff, I. (2009) „What limits the spread of two congeneric butterfly species after their reintroduction: Quality or spatial arrangement of habitat?", *Animal Conservation*, 12(6), s. 540–548. doi: 10.1111/j.1469-1795.2009.00281.x.
- Leberg, P. L. a Firmin, B. D. (2008) „Role of inbreeding depression and purging in captive breeding and restoration programmes", *Molecular Ecology*, 17(1), s. 334–343. doi: 10.1111/j.1365-294X.2007.03433.x.
- Linders, M. a Lewis, K. (2013) *Captive rearing and translocation of Taylor's checkerspot butterfly (Euphydryas editha taylori): South Puget Sound, Washington, 2012-2013*. Washington. Dostupné z: https://cascadiaprairieoak.org/wp-content/uploads/2015/12/2013_Linders_TaylorsCheckerspotRearRelease_ProgressReport.pdf.
- Lipman, A., Longcore, T. R., Mattoni, R. a Zhang, Y. (1999) „Habitat evaluation and reintroduction planning for the endangered Palos Verdes blue butterfly", *Los Angeles: University of California, Los Angeles-Geography Department*.
- Longcore, T. (2013) „Assessment of Recovery Strategies for Miami Blue Butterfly". Los Angeles, s. 1–44. Dostupné z: <http://urbanwildlands.org/Resources/2013MiamiBlueRecoveryStrategy.pdf>.
- Łozowski, B., Kędzierski, A., Nakonieczny, M. a Łaszczyca, P. (2014) „*Parnassius apollo* last-instar larvae development prediction by analysis of weather condition as a tool in the species' conservation", *Comptes Rendus - Biologies*, 337(5), s. 325–331. doi: 10.1016/j.crv.2014.03.004.
- Lukášek, J. (2000) „Repatriace jasoně červenookého (*Parnassius apollo* L.) ve Štramberku", *Ochrana přírody*, 55(3), s. 68–72.
- Maes, D., Vanreusel, W., Talloen, W. a Van Dyck, H. (2004) „Functional conservation units for the endangered

- Alcon Blue butterfly *Maculinea alcon* in Belgium (Lepidoptera: Lycaenidae)", *Biological Conservation*, 120(2), s. 233–245. doi: 10.1016/j.biocon.2004.02.018.
- Marttila, O., Saarinen, K. a Jantunen, J. (1997) „Habitat restoration and a successful reintroduction of the endangered Baton Blue butterfly (*Pseudophilotes baton schiffermuelleri*) in SE Finland", *Annales Zoologici Fennici*, 34(3), s. 177–185.
- Mattoni, R., Longcore, T., Krenova, Z. a Lipman, A. (2003) „Mass rearing of the endangered Palos Verdes blue butterfly (*Glaucopteryx lygdamus palosverdesensis*: Lycaenidae)", *Journal of Research on the Lepidoptera*, 37, s. 55–67.
- Menendez, R., Megias, A. G., Hill, J. K., Braschler, B., Willis, S. G., Collingham, Y., Fox, R., Roy, D. B. a Thomas, C. D. (2006) „Species richness changes lag behind climate change", *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273(1593), s. 1465–1470. doi: 10.1098/rspb.2006.3484.
- Morden, C.-J. a Westwood, A. R. (2006) „Potential reintroduction of the Dakota skipper (*Hesperia dacotae*) into south-eastern Manitoba", s. 1–53. Dostupné z: <http://ion.uwinnipeg.ca/~moodie/Theses/Morden2006.pdf>.
- Morris, M. G. (1987) „Changing attitudes to nature conservation: the entomological perspective", *Biological Journal of the Linnean Society*, 32(2), s. 213–223. doi: 10.1111/j.1095-8312.1987.tb00428.x.
- New, T. R. (1991) *Butterfly conservation*. Melbourne, Victoria: Oxford University Press.
- Niederer, C. a Weiss, S. B. (2014) *Bay Checkerspot Reintroduction Coyote Ridge to Edgewood Natural Preserve*. Dostupné z: <https://parks.smcgov.org/sites/parks.smcgov.org/files/BCBRelocationProgressEW2014.pdf>.
- Nicholls, C. N. a Pullin, A. S. (2000) „A comparison of larval survivorship in wild and introduced populations of the large copper butterfly (*Lycaena dispar batavus*)", *Biological Conservation*, 93(3), s. 349–358. doi: 10.1016/S0006-3207(99)00134-2.
- Pech, P. a Sedláček, O. (2016) „Records of host ant use of *Phengaris* (Lepidoptera: Lycaenidae) in the Czech Republic", *Nota Lepid.*, 39(2)(2), s. 85–91. doi: <https://doi.org/10.3897/nl.39.8087>.
- Pickens, B. A. (2009) „The Karner Blue Butterfly, Behavior, and the Role of Fire in Managing a Reintroduced Population", *Endangered Species Update*, 26(1), s. 15–20.
- Porter, K. a Ellis, S. (2011) „Securing viable metapopulations of the Marsh Fritillary butterfly, *Euphydryas aurinia*, (Lepidoptera: Nymphalidae) in Northern England", *Journal of Insect Conservation*, 15(1), s. 111–119. doi: 10.1007/s10841-010-9328-9.
- Pullin, A. S. (1996) „Restoration of butterfly populations in Britain", *Restoration Ecology*, s. 71–80. doi: 10.1111/j.1526-100X.1996.tb00109.x.
- Pullin, A. S. (1997) „Habitat requirements of *Lycaena dispar batavus* and implications for re-establishment in England", *Journal of Insect Conservation*, s. 177–185.
- Robert, A. (2009) „Captive breeding genetics and reintroduction success", *Biological Conservation*. Elsevier Ltd, 142(12), s. 2915–2922. doi: 10.1016/j.biocon.2009.07.016.
- Saarinen, E. V. a Daniels, J. C. (2012) „Using museum specimens to assess historical distribution and genetic diversity in an endangered butterfly", *Animal Biology*, 62(3), s. 337–350. doi: 10.1163/157075612X624176.
- Saccheri, I., Kuussaari, M., Kankare, M., Vikman, P. a Hanski, I. (1998) „Inbreeding and extinction in a butterfly metapopulation", *Nature*, 45, s. 1996–1999.
- Seddon, P. J., Griffiths, C. J., Soorae, P. S. a Armstrong, D. P. (2014) „Reversing defaunation: Restoring species in a changing world", *Science*, 345(6195).
- Seddon, P. J., Moehrensclager, A. a Ewen, J. (2014) „Reintroducing resurrected species: Selecting DeExtinction candidates", *Trends in Ecology and Evolution*. Elsevier Ltd, 29(3), s. 140–147. doi: 10.1016/j.tree.2014.01.007.
- Shepherd, S. a Debinski, D. M. (2005) „Reintroduction of regal fritillary (*Speyeria idalia*) to a restored prairie", *Ecological Restoration*. Ecological Restoration, 23(4), s. 244–250. doi: 10.3368/er.23.4.244.

- Schmitt, T., Čížek, O. a Konvička, M. (2005) „Genetics of a butterfly relocation: Large, small and introduced populations of the mountain endemic *Erebia epiphron silesiana*“, *Biological Conservation*, 123(1), s. 11–18. doi: 10.1016/j.biocon.2004.09.018.
- Schultz, C. B., Dzurisin, J. D. a Russell, C. (2009) „Captive rearing of Puget blue butterflies (*Icaricia icarioides blackmorei*) and implications for conservation“, *Journal of Insect Conservation*, 13(3), s. 309–315. doi: 10.1007/s10841-008-9174-1.
- Schultz, C. B., Russell, C. a Wynn, L. (2008) „Restoration, Reintroduction, and captive Propagation for at-risk Butterflies: A review of British and American Conservation Efforts“, *Israel Journal of Ecology & Evolution*, 54(1), s. 41–61. doi: 10.1560/IJEE.54.1.41.
- Spitzer, L., Beneš, J., Dandová, J., Jašková, V. a Konvička, M. (2009) „The Large Blue butterfly, *Phengaris [Maculinea] arion*, as a conservation umbrella on a landscape scale: The case of the Czech Carpathians“, *Ecological Indicators*, 9(6), s. 1056–1063. doi: 10.1016/j.ecolind.2008.12.006.
- Van Swaay, C. A. M. (2002) „The importance of calcareous grasslands for butterflies in Europe“, *Biological Conservation*, 104(3), s. 315–318. doi: 10.1016/S0006-3207(01)00196-3.
- Tainio, A., Heikkinen, R. K., Heliölä, J., Hunt, A., Watkiss, P., Fronzek, S., Leikola, N., Lötjönen, S., Mashkina, O. a Carter, T. R. (2016) „Conservation of grassland butterflies in Finland under a changing climate“, *Regional Environmental Change*, 16(1), s. 71–84. doi: 10.1007/s10113-014-0684-y.
- Talavera, G. a Vila, R. (2016) „Discovery of mass migration and breeding of the painted lady butterfly *Vanessa cardui* in the Sub-Sahara: The Europe-Africa migration revisited“, *Biological Journal of the Linnean Society*, (September). doi: 10.1111/bij.12873.
- Thomas, C. D. (2011) „Translocation of species, climate change, and the end of trying to recreate past ecological communities“, *Trends in Ecology and Evolution*. Elsevier Ltd, 26(5), s. 216–221. doi: 10.1016/j.tree.2011.02.006.
- Thomas, J. A. (1995) „The conservation of declining butterfly populations in Britain and Europe: priorities, problems and successes“, *Biological Journal of the Linnean Society*, 56(March), s. 55–72. doi: 10.1111/j.1095-8312.1995.tb01120.x.
- Thomas, J. A., Simcox, D. J. a Clarke, R. T. (2009) „Successful conservation of a threatened *Maculinea* butterfly“, *Science*, 325(5936), s. 80–83. doi: 10.1126/science.1175726.
- Thomas, J. A., Simcox, D. J. a Hovestadt, T. (2011) „Evidence based conservation of butterflies“, *Journal of Insect Conservation*, 15(1), s. 241–258. doi: 10.1007/s10841-010-9341-z.
- Tropek, R., Kadlec, T. a Beneš, J. (2011) „Denní motýli“, in Tropek, R. a Řehounek, J. (ed.) *Bezobratlí postindustriálních stanovišť: Význam, ochrana a management*. České Budějovice: Calla, s. 156.
- Turlure, C., Radchuk, V., Baguette, M., Meijrink, M., van den Burg, A., De Vries, M. W. a van Duinen, G. J. (2013) „Plant quality and local adaptation undermine relocation in a bog specialist butterfly“, *Ecology and Evolution*, 3(2), s. 244–254. doi: 10.1002/ece3.427.
- Uříčář, J. (2013) „Žluťásek barvoměnný (*Colias myrmidone*). Plán managementu druhu.“. Dostupné z: <http://www.ochranaprirody.cz/res/archive/210/026681.pdf?seek=1418652600>.
- Vlašánek, P. a Konvička, M. (2009) „Sphragis in *Parnassius mnemosyne* (Lepidoptera: Papilionidae): Male-derived insemination plugs loose efficiency with progress of female flight“, *Biologia*, 64(6), s. 1206–1211. doi: 10.2478/s11756-009-0207-3.
- Vogel, J. A., Debinski, D. M., Koford, R. R. a Miller, J. R. (2007) „Butterfly responses to prairie restoration through fire and grazing“, *Biological Conservation*, 140(1–2), s. 78–90. doi: 10.1016/j.biocon.2007.07.027.
- Wagner, D. L., Wallace, M. S., Boettner, G. H. a Elkinton, J. S. (1997) „Status Update and Life History Studies on the Regal Fritillary (Lepidoptera: Nymphalidae)“, *Grasslands of northeastern North America: ecology and conservation of native and agricultural landscapes*, (cm), s. 261–275. Dostupné z: <http://naba.org/chapters/nabambc/downloads/Wagner et al 1997 - Regal.pdf>.
- Walsh, R. P. (2017) „Microclimate and biotic interactions affect Karner blue butterfly occupancy and persistence

in managed oak savanna habitats", *Journal of Insect Conservation*, 21(2), s. 219–230. doi: 10.1007/s10841-017-9967-1.

Warren, M. S. (1991) „The successful conservation of an endangered species, the heath fritillary butterfly *Mellicta athalia*, in Britain", *Biological Conservation*, 55(1), s. 37–56. doi: 10.1016/0006-3207(91)90004-S.

Warren, M. S., Hill, J. K., Thomas, J. A., Asher, J., Fox, R., Huntley, B., Roy, D. B., Telfer, M. G., Jeffcoate, S., Harding, P., Jeffcoate, G., Willis, S. G., Greatorex-Davies, J. N., Moss, D. a Thomas, C. D. (2001) „Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change", *Nature*, 414(6859), s. 65–69. doi: 10.1038/35102054.

Williams, E. H. (1995) „Fire-burned habitat and reintroductions of the butterfly *Euphydryas gilletti* (Nymphalidae)", *Journal of The Lepidopterists' Society*, 49(March), s. 184–191.

Wilson, E. O. (1987) „The Little Things That Run the World (The Importance and Conservation of Invertebrates)", *Conservation Biology*, 1(4), s. 344–346.

Witkowski, Z., Adamski, P., Kosior, A. a PŁonka, P. (1997) „Extinction and reintroduction of *Parnassius apollo* in the Pieniny National Park (Polish Carpathians)", *Biologia*, 52(2), s. 199–208.

Wrench, B. (2012) *Coppicing/Pollarding*. Dostępne z: <https://midwestpermaculture.com/2012/11/coppicingpollarding/>.

Wynhoff, I. (1998) „Lessons from the reintroduction of *Maculinea teleius* and *M. nausithous* in the Netherlands", *Journal of Insect Conservation*, 2, s. 47–57. doi: 10.1023/A:1009692723056.

Wynhoff, I., van Swaay, C. A. M., Brunsting, A. M. H. a van der Made, J. G. (2001) „Conservation of *Maculinea* butterflies at landscape level", *Proceedings of Experimental Applied Entomology*, 12, s. 135–140.