

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra etologie a zájmových chovů



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Reintrodukce sýčka obecného (*Athene noctua*) na Plzeňsku:
vyhodnocení mortality z let 2020–2023**

Diplomová práce

Bc. Karolína Hodulová

Zájmové chovy zvířat

Ing. Tomáš Bušina, Ph.D.

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Reintrodukce sýčka obecného (*Athene noctua*) na Plzeňsku: vyhodnocení mortality z let 2020–2023" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 18. 4. 2024

Poděkování

Ráda bych tímto poděkovala vedoucímu práce Ing. Tomáši Bušinovi, Ph.D. za odbornou a vstřícnou pomoc při psaní této práce a také za organizaci celého projektu. Tato diplomová práce vznikla na základě spolupráce s Ekocentrem Spálené Poříčí, Krajským úřadem Plzeňského kraje a Zoologickou a botanickou zahradou Plzeň, kterým bych také chtěla poděkovat, a to obzvláště Petru Jandíkovi a Jirkovi Vlčkovi. V neposlední řadě bych ráda poděkovala mé rodině a nejbližšímu okolí za poskytnutí zázemí a prostoru pro studium.

Reintrodukce sýčka obecného (*Athene noctua*) na Plzeňsku: vyhodnocení mortality z let 2020–2023

Souhrn

V této diplomové práci byla vyhodnocena data sesbíraná v rámci reintrodukčního programu sýčka obecného (*Athene noctua*) na Plzeňsku v letech 2020–2023. Sýček obecný patří ve střední Evropě ke kriticky ohroženým druhům a jeho pomoci se věnuje mnoho záchranných programů. K posílení volně žijících populací se také využívají reintrodukční programy. V této práci je popisován způsob vypouštění rodičovských párů společně i s jejich mláďaty metodou „soft release“. Po vypuštění ovšem dochází k náročnému období, kdy se dospělí i mladí jedinci musí zdokonalit ve svých letových a loveckých schopnostech. V tomto kritickém období může docházet k vyšší mortalitě, a to často kvůli predaci, uvíznutí v antropogenních pastech a dalším důvodům popsáných v této práci. Ke sběru dat byla využita radiotelemetrie, která byla použita po dobu 42 dnů nebo do ztráty signálu či nalezení kadáveru. Ze 41 sledovaných dospělců a mláďat byl úhyn zaznamenán u 15 jedinců. Nejčastější příčinou byla predace, a to u šesti jedinců. Tři jedinci uhynuli kvůli uvíznutí v antropogenních pastech, u tří došlo k úmrtí vyhladověním, jeden jedinec utonul v rybníku. U dvou nebyla zjištěna příčina úmrtí. Na základě sledovaných příčin úmrtí je zjevné, že je potřeba věnovat pozornost antipredačním opatřením, zabezpečení antropogenních pastí a osvětě široké veřejnosti.

Klíčová slova: antropogenní pasti, obnova populace, predace, radiotelemetrie,

Reintroduction of the Little owl (*Athene noctua*) in Pilsen region: mortality evaluation from the period 2020–2023

Summary

This diploma thesis evaluates the data collected in the framework of the reintroduction programme of the little owl (*Athene noctua*) in the Pilsen region in 2020-2023. The little owl is a critically endangered species in Central Europe and many rescue programmes have dedicated their resources to its conservation. Reintroduction programmes are also used to strengthen wild populations. In this diploma thesis, the method of releasing parent pairs together with their chicks using the "soft release" method is described. After release, however, there is a challenging period when both adults and juveniles have to improve their flight and hunting skills. Higher mortality can occur during this critical period, often due to predation, entrapment in anthropogenic traps, and other reasons described in this paper. Radiotelemetry was used to collect data and monitored for 42 days or until signal loss or carcass recovery. Of the 41 adults and juveniles monitored, mortality was recorded in 15 individuals. Predation was the most common cause, in six individuals. Three individuals died due to entrapment in an anthropogenic trap, three died of starvation, and one individual drowned in a pond. The cause of death was not determined for two. Predation as well as entrapment in an anthropogenic trap were identified as the main causes of death of the monitored individuals. Based on the observed causes of death, it is clear that attention needs to be paid to anti-predation measures, security of anthropogenic traps and education of the general public.

Keywords: population recovery, predation, radiotelemetry, technical traps

Obsah

| | |
|--|-----------|
| 1 Úvod | 1 |
| 2 Vědecká hypotéza a cíle práce | 3 |
| 3 Literární rešerše | 4 |
| 3.1 Sýček obecný | 4 |
| 3.1.1 Biologie a ekologie druhu | 4 |
| 3.1.2 Rozšíření..... | 6 |
| 3.2 Mortalita | 10 |
| 3.2.1 Přirozená mortalita | 10 |
| 3.2.2 Antropogenní vlivy..... | 12 |
| 3.3 Status ochrany a záchranné programy | 17 |
| 3.3.1 Reintrodukce | 18 |
| 3.3.2 Ochrana v zahraničí | 19 |
| 3.3.3 Ochrana v ČR | 19 |
| 4 Metodika | 24 |
| 5 Výsledky | 28 |
| 6 Diskuze | 33 |
| 6.1 Mortalita | 33 |
| 6.2 Reintrodukční programy | 34 |
| 6.3 Zapojení veřejnosti | 35 |
| 7 Závěr | 37 |
| 8 Literatura | 38 |
| 9 Samostatné přílohy | 48 |

1 Úvod

Od druhé poloviny minulého století byl zjištěn pokles populací sýčka obecného (*Athene noctua*, Scopoli 1769) v mnoha evropských zemích (Schröpfer 1996). Zejména pak ve střední Evropě (Chrenková et al. 2017). V letech 1973–1989 byl zaznamenán pokles populace o 30 %, do roku 2003 se úbytek populace zvýšil, a to o 60 % (Šálek & Schröpfer 2008). Dnes je v České republice vedený jako silně ohrožený druh, dle zákona o ochraně přírody a krajiny č. 114/1992 Sb. Podle Červeného seznamu ohrožených druhů České republiky z roku 2017 je druh kriticky ohrožený (Chobot & Němec 2017). Podobnou situaci poklesu můžeme sledovat např. v Polsku, v Německu (van Nieuwenhuysse et al. 2008), v Rakousku (Ille & Grinschgl 2001) a na Slovensku (Mojžiš & Kerestúr 2013).

Pokles populace je především ovlivněn mortalitou, kterou lze definovat jako úmrtí způsobené fyziologickými nebo vnějšími faktory (Ricklefs 2000). Mezi příčiny mortality zejména spadá intenzifikace zemědělství (Batáry et al. 2007) a využívání hnojiv a pesticidů (Šálek et al. 2023). Díky těmto faktorům postupně mizí přirozená hnízdiště a degradují vhodné biotopy (Šálek et al. 2023). Využívání hnojiv a pesticidů má za následek otravu živých složek ekosystému (van den Bring et al. 2003) to způsobuje úbytek potravy sýčka obecného, mezi kterou se ve velké míře řadí velký hmyz a malí obratlovci (Romanowski et al. 2013). Dalšími nezanedbatelnými faktory jsou střet s vozidly (Michel et al. 2022), uhynutí v antropogenních pastech (Thorup et al. 2013) a stejně tak je velmi častá také kolize s elektrickým vedením (Loss et al. 2015). Populace je ovšem ohrožená i predací, a to především kočkou domácí (Felis catus, Linné 1758) (Šálek et al. 2019), dále nemocemi (Šálek et al. 2019) a nepřízní počasí (Schröpfer 2000).

Mezi způsoby podpory volně žijící populace patří instalace hnízdních budek (Habel et al. 2015) a odstranění co největšího počtu antropogenních pastí (Poprach 2003a). Dále se také často využívají reintrodukční programy. Pro maximalizaci efektu reintrodukčních programů je nutné dbát na správný management vypouštění, volbu prostředí a vypouštění chovných jedinců (Banks et al. 2002). Při odchování těchto jedinců v lidské péči je důležité dbát na welfare každého vypouštěného jedince, a stejně tak vnímat jejich chování a dovednosti, jako letové a lovecké schopnosti, což může zvýšit úspěšnost samotné reintrodukce (Reading et al. 2013). Ve střední Evropě včetně České republiky fungovalo nebo stále funguje mnoho záchranných programů, mezi něž patří i projekt Záchranné stanice živočichů ČSOP

Spálené Poříčí fungující od roku 2017, který má za cíl nepoškodit stávající populaci a najít vhodný způsob repatriace sýčků a posílení stávající populace (Vlček 2020). Dále rozsáhlý záchranný program AOPK v roce 2020 (AOPK 2020), projekt ATHENE (BirdLife 2023) nebo Monitoring sýčka obecného na Moravě (AOPK 2020).

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Práce je zaměřena na vyhodnocení mortality reintrodukovaných sýčků obecných v rámci reintrodukčního programu na Plzeňsku. Cílem je určit míru mortality a její příčiny u obou skupin sledovaných jedinců, a to dospělců a jejich mláďat. Pro tuto práci byly stanoveny následující hypotézy, které jsou pro obě hodnocené skupiny identické, a proto jsou uvedeny pouze obecně:

H1: Míra mortality reintrodukovaných sýčků obecných bude v rámci jednotlivých vypouštěcích lokalit rozdílná.

H2: Míra mortality reintrodukovaných sýčků obecných bude v jednotlivých letech odlišná.

3 Literární rešerše

3.1 Sýček obecný

3.1.1 Biologie a ekologie druhu

Sýček obecný je vzrůstem malá, ale zavalitá sova o velikosti kosa. Horní část těla je zbarvená tmavě hnědě se světlými skvrnami. Spodní část těla je bělavá s tmavě hnědými skvrnami. Na prsou jsou skvrny velmi četné, a jsou seřazeny do podélných pásků (Hudec & Šťastný 2005). Hlava má ploché temeno a žluté oči s výraznými nadočnicovými proužky, které mají bělavou barvu (Šálek 2018). Obličejový disk není příliš výrazný, jak lze vidět na Obrázek 1 (Köning & Weick 2008). Okolo kořenu zobáku se nachází vibrisy (hmatová pera). Ty slouží při orientaci v prostoru a při zpracování potravy (Šálek 2018). Letky jsou tmavě hnědé, vnější prapory mají nažloutlé skvrny a vnitřní krátké bílé příčky. Ocas je krátký a tmavě hnědý s nažloutlými příčkami (Hudec & Šťastný 2005). Samice bývají v Evropě přibližně o 20–30 g těžší než samci, oproti tomu v Asii bývají těžší o 50 g. Mláďata jsou světlá, na horní části těla lehce šedě skvrnitá. Let je zvlněný, se střídáním rychlých úderů křídel s klouzavým pohybem (Mikkola 2014). Sýček se orientuje hlavně pomocí sluchu, což mu umožňuje lokalizovat kořist i ve tmě. V dospělosti jsou jeho ušní otvory umístěny asymetricky a dostatečně daleko od sebe, což mu pomáhá s přesnou lokalizací kořisti (Šálek 2018).

Tento druh lze nalézt v různých polootevřených biotopech po celé Evropě (Le Gouar et al. 2011; Chrenková et al., 2017), v Africe, v Asii a na Novém Zélandu (Mikkola 2013). Tradičně hnízdí v dutinách stromů nebo skal, ale dnes v oblasti Evropy převážně využívá lidské stavby nebo umělá hnízda (Fuchs & Laar 2008; Le Gouar et al. 2011).



Obrázek 1: Obličejový disk dospělého a mláděte. (Köning & Weick 2008).

Sýčci vykazují vysokou míru věrnosti k partnerovi i po vyvedení mláďat (Van Nieuwenhuysse et al. 2008). V centrální Evropě probíhá kladení vajec od dubna do poloviny května. Snůška má obvykle 3–6 bílých vajec, která samice snáší přímo na dno dutiny do prohlubně vytvořené zhruba 1–2 týdny před začátkem snůšky. Inkubace trvá 22–28 dní, v chovech v lidské péči může být zkrácená až na 19 dní. Mláďata vylétají zhruba ve 35 dnech života a jsou poté krmena oběma rodiči. Nezávislími se stávají ve 2–3 měsících (König & Weick 2008). Samice je v průběhu inkubace krmená samcem, později se pomalu přidává k lovu, a to intenzivně 5. den po vylíhnutí mláďat (Michel et al. 2022). Jedná se o teritoriální druh a velikost jeho teritoria může být ovlivněna kvalitou prostředí, množstvím míst pro hnízdění a množstvím dostupné potravy. V zimním období si teritorium hájí sporadicky a teritoriální chování se projevuje hlavně v období hnízdění (Finck 1990). Množství vhodných hnízdišť je také jeden z faktorů, který může negativně ovlivnit populaci, a to kvůli zvýšenému množství predátorů v okolí, vozovek nebo technických pastí. Pokud se jedná o uměle vytvořená hnízda, je velmi důležité dbát na správné umístění a cílit na co největší efektivitu, jako například vhodná stanoviště k lovu apod. (Katzner et al. 2005).

Místo původně využívaných dutin stromů dnes sýček obecný nejvíce osidluje opuštěné zemědělské budovy a zdržuje se v blízkosti lidských obydlí, kde může osidlovat např. různé štěrbinu ve zdech (Le Gouar et al. 2011; Mayer et al. 2021; Shao & Liu 2008; Šálek & Schröpfer 2008). Zdržování se v blízkosti lidských obydlí zvyšuje riziko úmrtí v technických pastech. Jedná se o pasti vytvořené člověkem, z nichž není možné bez pomoci uniknout. Dnes jsou téměř výhradně ke hnízdění využívána člověkem vytvořená stanoviště, která nabízejí snadnou dostupnost potravy v podobě travnatých ploch (louky, zahrady) nebo polí, ale také nabízejí místa vhodná k odpočinku a dostatek hnízdních míst (Chrenková et al. 2017). Správně zvolené hnízdní stanoviště nebo umístění hnízdní budky může pozitivně ovlivnit reprodukční chování, snížit riziko predace (Michel et al. 2022), ušetřit energii při hledání potravy, snížit mortalitu během rozmnožování a zajistit dostatečné množství potravy pro mláďata (Gottschalk et al. 2011). Staggenborg et al. (2017) ve své studii z Německa studovali 60 párů sýčka obecného v oblasti 100 km². Tato oblast zahrnovala kopce s lesy a v nížinách pole a louky, s dostatečným množstvím odpočinkových míst. Tato studie uvádí, že jedinci žijící v monotónních biotopech s převahou orné půdy vynakládají velké množství energie a času kvůli lovu, což se může odrážet v samotném fitness rodičů. U kvalitních stanovišť může zase docházet v důsledku vyšší

hustoty reprodukcí párů k vnitrodruhové kompetici projevující se opět zhoršeným fitness (Gottschalk et al. 2011).

Potrava sýčka obecného je různorodá a její složení se mění na základě ročního období (Sha & Liu 2008). Skládá se převážně z hmyzu, hlodavců a malých savců (Šálek et al. 2010; Michel et al. 2022). Při studiu potravního složení ve střední Evropě bylo analýzou vývržků zjištěno, že obsahovaly početně nejvíce hmyzu (77 %), a to brouky *Coleoptera* a škvory *Dermaptera*. V biomase zase byli z 98 % zastoupeni obratlovci (Romanowski et al. 2013). Podobné složení potravy sledoval i Šálek et al. (2010). V této studii bylo v nalezených vývržcích početně nejvíce zastoupen hmyz, a to z 64,4 %, avšak biomasu z 96,8 % tvořili savci. Mezi zastoupené obratlovce patřili hlavně hraboši *Microtus* spp., myšice *Apodemus* a v menším podílu také drobní pěvci (Šálek et al. 2010). Nemalou součást tvořily žížaly, které je možné zjistit dle zbytků štětin ve vývržcích. Tyto štětiny byly objeveny v 53 % podzimních vývržcích v centrálním Polsku (Romanowski et al. 2013), v Anglii byl tento podíl ještě vyšší, a to 97,4 % v jarních a podzimních vývržcích (Hounscome et al. 2004).

3.1.2 Rozšíření

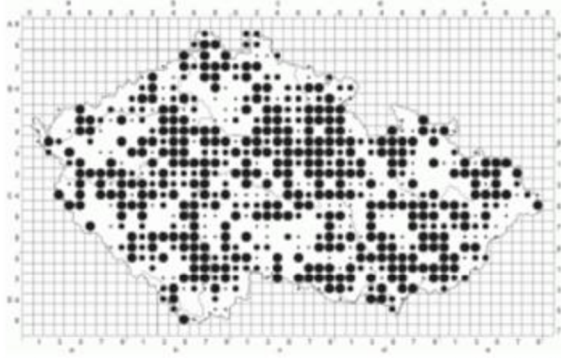
Mikkola (2013) uvádí, že se jedná o široce rozšířený druh, jehož areál výskytu se rozkládá od Dánska na jih po severní Afriku, od Portugalska na západ Evropy až po střední Asii (obrázek 2). Nachází se také v Anglii, kam byl introdukovaný a následně se rozšířil do Severního Skotska a Walesu. V centrální Evropě se v roce 2013 odhadovala velikost populace přibližně 25 000 párů. V rámci introdukce byl sýček obecný v minulosti přivezen také na Nový Zéland, a to v letech 1906 – 1910. Jednalo se celkem o 219 jedinců, kteří byli vypuštěni do volné přírody za účelem redukování populace nepůvodních drobných ptáků. Vzhledem k tomu, že ptactvo tvoří minoritní část jídelníčku sýčka obecného, nebyl tento program úspěšný. Sýček obecný však místní krajinu úspěšně osídlil a přežívá tam dodnes (Marples 1942).



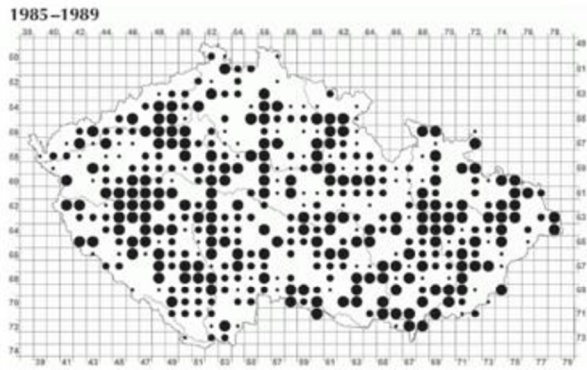
Obrázek 2: Rozšíření sýčka obecného. Oranžová barva – přirozený výskyt, fialová barva – introdukce (BirdLife International 2019).

Dlouhodobý pokles populace sýčka obecného byl zjištěn především v zemích střední Evropy. Ačkoliv byly objeveny některé silné a expandující populace, celkový trend v Evropě je přesto klesající (Chrenková et al. 2017). Stejně tak dochází k poklesu populace v Nizozemsku (Le Gouar et al. 2011) a Dánsku (Thorup et al. 2010). Schröpfer (1996) a Šálek & Schröpfer (2008) zaznamenali klesající trend v období 1973–2006 v České republice. V letech 1973–1989 došlo k poklesu populace o 30 %. Do roku 2003 byl úbytek o 60 % vyšší než u předchozích sledování (obrázek 3). V letech 2014–2016 bylo množství jedinců v ČR minimální a druh byl v Červeném seznamu ohrožených druhů České republiky označen jako kriticky ohrožený (Chobot & Němec 2017). Podle AOPK (2020) se v současnosti izolované populace nacházejí na Plzeňsku, v severozápadních Čechách, Královohradecku a Jižní Moravě.

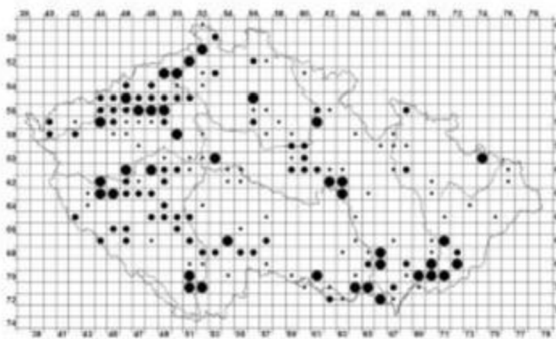
1973-1977: 1000-2100 párů,
72% obsazených kvadrátů
1973-1977



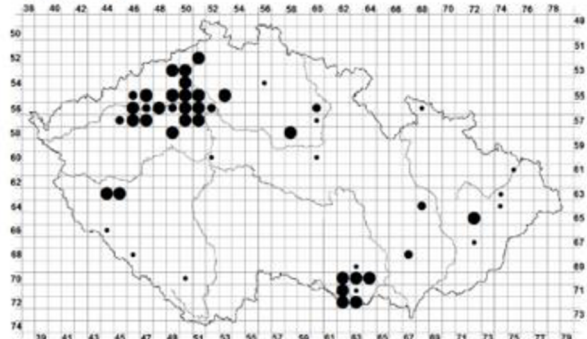
1985-1989: 700-1000 párů,
68% obsazených kvadrátů
1985-1989



2001-2003: 250-500 párů, 27% obsazených kvadrátů
2001-2003

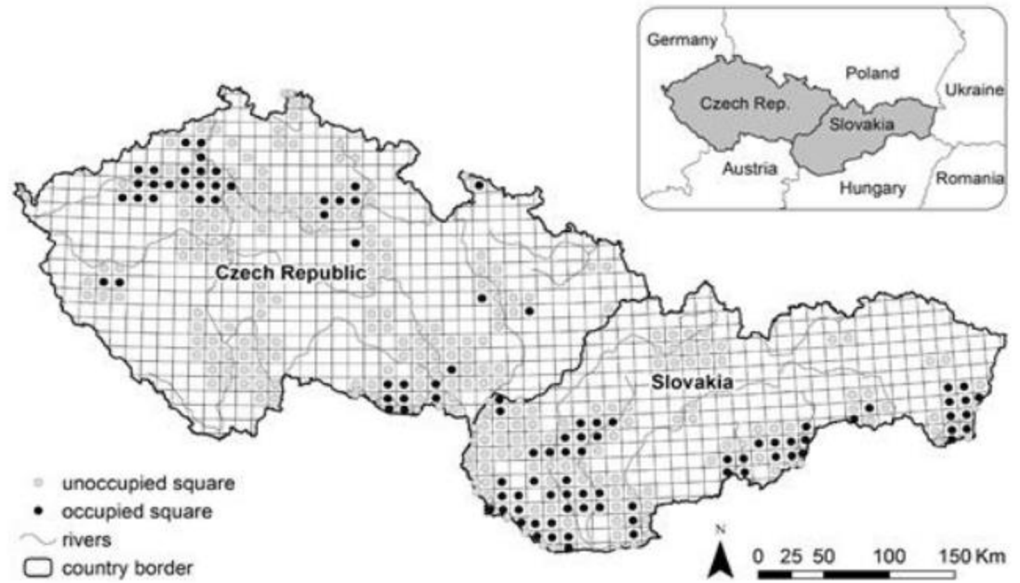


2014-2017: 100 párů, 8% obsazených kvadrátů
2014-2017



Obrázek 3: Změny v hnízdním rozšíření v ČR v letech 1973 – 1977, 1985 – 1989, 2001 – 2003 a 2014 – 2017. Velký bod = prokázané hnízdění, střední bod = pravděpodobné hnízdění, malý bod = možné hnízdění (Birdlife, 2023).

Hustota výskytu sýčků ve střední Evropě se liší dle jednotlivých zemí. Chrenková et al. (2017) uvádí, že v České republice bylo v průměru zaznamenáno 0,09 samců/ 10km², na Slovensku 0,19 samců/ 10km². Oproti tomu v Polsku bylo pozorováno 0,7 samců/ 10km², v Německu 1,4 – 1,7 samců/ 10km² (van Nieuwenhuyse et al. 2008), v Rakousku 0,3 – 2 samci/ 10km² (Ille & Grinschgl 2001). Na Slovensku byl podle Chrenkové et al. (2017) také pozorován výrazný pokles jeho početnosti (obrázek 4). Například v Lučenské kotlině bylo v letech 1999 – 2000 zjištěno 14 hnízdicích párů, oproti 4 párům v letech 2011 – 2013 (Mojžiš & Kerestúr 2013).



Obrázek 4: Rozšíření sýčka obecného v České republice (2015–2016) a na Slovensku (2009-2014). Světlé tečky znamenají nepotvrzený výskyt, tmavé tečky naopak přítomnost sledovaného druhu (Chrenková et al. 2017).

3.2 Mortalita

Mortalita může být definována jako úmrtí související s fyziologickými faktory, nebo jako úmrtí způsobené vnějšími faktory (Ricklefs 2000). Jedná se o klíčový faktor, který ovlivňuje dynamiku populace a má na ni komplexní vliv. Zahrnuje mnoho aspektů, mezi které mimo jiné patří také velikost, populace, struktura věku a reprodukční úspěšnost (Dyer et al. 1977).

3.2.1 Přirozená mortalita

Mezi hlavní příčiny přirozené mortality zařazuje Šálek et al. (2019) onemocnění či vyhladovění způsobené fragmentací krajiny, dále může způsobit úhyn nepřízeň počasí (AOPK 2020) a predace. Sýčci jsou predací nejvíce ohroženi v průběhu hnízdění. Míra ohrožení predací je také ovlivněna kvalitou prostředí, viz kap. 3.2.2 (Michel et al. 2022).

Vliv počasí je patrný v době tuhé zimy a v době hnízdní sezóny v létě, a to hlavně v červnu a červenci, kdy může docházet k tepelnému stresu. Během tuhé zimy mají ptáci zvýšené energetické nároky na termoregulaci, přičemž nabídka potravy je omezená nebo nedostupná (Schröpfer 2000). Takovéto zimy nejsou ve střední Evropě příliš časté. Hlavním problémem je nedostupnost potravy, která je ovlivněna výškou a trváním sněhové pokrývky. Naopak chladné počasí bez sněhové pokrývky není pro sýčky problematické, protože potrava zůstává dostupná (Poprach 2008). V dánské studii bylo zjištěno, že největší vliv má výška a trvání sněhové pokrývky v okruhu 1 km kolem hnízda před a během doby rozmnožování. V případě, že byla potrava uměle doplňována, zvýšil se podíl přeživších mláďat z 27 % na 79 % (Thoup et al. 2010). Největší dopad je viditelný hlavně u malých a izolovaných populací, které jsou více ohroženy (Martiško 1999). I z těchto důvodů mají na populaci sýčků vliv i celkové klimatické změny, vzhledem k tomu, že ve střední Evropě dochází spíše k oteplení klimatu, měl by tento faktor mít pozitivní vliv na celou populaci (AOPK 2020).

Jednou z dalších příčin mortality sýčků byla výše jmenována predace. Častými predátory jsou kočky domácí, kuny lesní (*Martes martes* Linnaeus 1758) a kuny skalní (*Martes foina* Erxleben 1777). Predace kočkami má velký vliv na mortalitu. Jedná se o kočky v zájmových chovech s přístupem ven. Primárním opatřením proti predaci je omezení či úplné zamezení možnosti vycházet do venkovních prostředí kočkám v zájmových chovech nebo využití sterilizačních programů, aby se zamezilo jejich rozmnožení, a adopcí programů nebo jejich usmrcení v případě koček domácích. Všechny tyto metody jsou z pohledu široké

veřejnosti brány jako metody kontroverzní, což může způsobovat střet zájmů. Hlavně se jedná o usmrcení koček, v místech, kde dochází k jejich přemnožení. Problémem jsou také krmná místa, kde nedochází k odchytu a sterilizaci (Loss et al. 2015; Chrenková et al. 2017). Častá je predace kunou lesní případně kunou skalní, které loví hlavně středně velké ptáky hnízdící v dutinách stromů (Obrázek 5 a 6). Čím starší hnízda jsou, jak přirozená, tak i umělá, tím se zvyšuje šance na napadení kunou. Kuny rády vytvářejí doupata a odpočívají ve velkých dutinách stromů, které se podobají hnízdům predovaných ptáků. V případě přesunu hnízda na krátkou vzdálenost zůstává riziko predace vysoké. Pokud není možné hnízdo přesunout na dostatečně velkou vzdálenost, je nutné využít antipredačních opatření (Sorace & Gustin 2010; Chrenková et al. 2017).



Obrázek 5: Predátoři v rozletové voliére (fotopast 2021).



Obrázek 6: Peří v rozletové voliére po predaci mláděte pravděpodobně kunou (autor 2021).

3.2.2 Antropogenní vlivy

Intenzifikací zemědělství a vytvářením velkoplošných monokultur vznikají jednotvárné biotopy, které snižují dostupnost hnízdišť a hledání potravy vyžaduje větší energetický výdej. To spolu s rozvojem infrastruktury a ostatními faktory negativně ovlivňuje dostupnost vhodných míst k hnízdění, úspěšnost v hledání potravy, což vede k poklesu počtu jedinců (Batáry et al. 2007; Šálek & Schröpfer 2008; Žmihorski et al. 2009; Mayer et al. 2021). Mezi další neméně důležitá rizika spadá uvíznutí v technických pastech, střety s vozidly, využívání nebezpečných chemických látek (Katzner et al. 2005; Šálek et al. 2019). Studie Naef-Daenzera et al. (2017) ukazuje, že ze 41 % sledovaných sýčků bylo úmrtí způsobeno člověkem (doprava a technické pastí).

Krajina se mění v důsledku rychlé urbanizace prostředí, rozvoje zemědělství, rozšíření infrastruktury (Šálek et al. 2023). Ekologické pastí, kterými rozumíme biotopy, jež nejsou vhodné pro rozmnožování určitého druhu a druh v nich nemůže dlouhodobě přežít, ale přesto je do nich přitahován (Plesník 2010), vznikají příliš rychlou změnou krajiny způsobenou lidmi. Tyto změny jsou natolik rychlé, že neposkytují dostatek času na naučení

prospěšného chování nebo výběr adaptivních vlastností (Schlaepfer et al. 2002). Důvodem vysoké mortality sýčků v ekologických pastech může být právě nemožnost správného vyhodnocení, které prostředí je pro ně nejvíce vyhovující. Často tedy jedinci hnízdí v blízkosti orné půdy, když je vegetace nízká a kořist je pro jedince relativně snadno dostupná (Scobie et al. 2016). Ovšem během vegetační fáze dochází ke zhuštění a zvýšení porostu, což má za následek zvýšení nedostupnosti (Scobie et al. 2016). To nutí rodiče létat dále za potravou a lov se tak stává energeticky náročnější (Staggenborg et al. 2017). Delší let způsobuje nižší hnízdní výkonnost a vyšší mortalitu dospělců (Chrenková et al. 2017) Sýčci se tedy vyskytují v přítomnosti husté vegetace, a to z důvodu většího množství kořisti, ale pro její lov hledají řidší místa (Marsh et al. 2014). Změny v krajině, které jsou způsobené zemědělstvím, mají negativní dopad kvůli snížení diverzity vegetace a kořisti. Např. kosení porostů a intenzivnější pastva ovšem také umožňuje snadnější lov dravým ptákům, a to díky nižšímu podrostu (Vickery et al. 2001). Negativní změny také zahrnují odvodňování porostů, ničení vegetačních ploch a zvýšení využití pesticidů a vedou ke snížení druhové bohatosti (Šálek et al. 2019). Loss et al. (2015) ve své studii v USA a Kanadě uvádí, že používání hnojiv a pesticidů může přímo působit na mortalitu ptáků, kteří často přicházejí do kontaktu s postřikovou chemií, nebo konzumují kontaminovaný materiál (otrávené hlodavce apod.), jako jednu z nejnebezpečnějších látek popisuje karbofuran, jehož využití je zakázáno. V České republice bylo v období 2017–2021 sledováno 94 případů otravy dravců, včetně sýčka obecného, zakázaným karbofuranem (Šálek et al. 2023). K dalším nebezpečným látkám patří také těžké kovy, velmi často kadmium a olovo, které se nejvíce ukládají v játrech a způsobují chronickou otravu a smrt. Tyto kovy se do přírody dostávají často z loveckých broků, rybářských háčků a závaží, které dravec pozře například v poraněné kořisti a následně dochází vlivem kyselého prostředí žaludku k uvolnění těžkých kovů do těla (Battaglia et al. 2003).

Silnice také představují riziko, a tím největším je střet ptáků s vozidly (Loss et al. 2015; Michel et al. 2022). Při porovnání současné situace a předchozích let výrazně stoupla mortalita z důvodu střetu s motorovým vozidlem, a dokonce se jedná o nejčastější důvod mortality dravců (Šálek et al. 2023). Kromě vysoké úmrtnosti představuje riziko i hluk a světlo, které mohou sýčky ovlivňovat hlavně při lovu. Hluk z dopravy se tak stává jedním z hlavních důvodů snižování populací v okolí silnic (Silva et al. 2012), a také způsobuje nemožnost hlasové orientace a interakce jedinců (Grilo et al. 2014). Nejvíce dotčenými druhy jsou nejen sýčci,

ale i další ohrožená zvířata, jejichž populační vzestup a migrace nedokáže vyrovnat ztráty způsobené úmrtím na silnicích (Silva et al. 2012). Vyšší kvalita biotopu v blízkosti silnic zvyšuje pravděpodobnost usmrcení jedinců na silnici (Grilo et al. 2012). Na rozdíl od sovy pálené, je vysoká mortalita na silnici u sýčka obecného spojena hlavně s kvalitou okolního biotopu (Grilo et al. 2014). Pravděpodobnost nutnosti překonání dálnice je zvýšená v případě, kdy je dálnice nad úrovní terénu, má široké krajnice nebo je krajnice zarostlá vegetací (Grilo et al. 2012). Riziko sražení také zvyšuje nízká letová výška a v případě hustě zarostlých krajnic, nutnost odpočinku na povrchu vozovky. Nejvíce případů sražení vozidlem u sýčka obecného bylo pozorováno v období červenec – září a stáří jedinců jednoho roku. (Grilo et al. 2014). Dle Mayera et al. (2021) povrch vozovek poskytuje sýčkům místo k lovu velkého hmyzu, žížal, obojživelníků, různých bezobratlých, případně malých savců, a to díky přehlednosti silnic a snadnějším možnostem lovu. Toto ovšem zvyšuje riziko sražení vozidly. Zahušťování dopravy má také přímou úměru se zvýšenou mortalitou mláďat, která se učí létat a z důvodu snížené schopnosti letu nejsou schopny se vozidlu vyhnout (Le Gouar et al. 2011). Jako opatření snižující mortalitu dotčených populací mohou být instalovány protihlukové bariéry a snižování rychlosti vozidel (Silva et al. 2012), stavění plotů nebo jiných odklonů letů a odstraňování ptačích stanovišť v blízkosti silnic (Loss et al. 2015).

Závažný problém jsou technická zařízení, která fungují jako pasti nejen pro sovy, ale také pro ostatní druhy živočichů. Takováto nebezpečná zařízení lze především najít na zemědělských farmách (Poprach 2003b). Některé z těchto příkladů lze vidět na obrázku 7. Mezi tato technická zařízení patří nádrže, které je vhodné zajistit, a to například králičím pletivem. Jedná se o ropné nádrže a jámy naplněné tekutinou (Loss et al. 2015), nádrže naplněné kejdou (Šálek et al. 2019), nádrže, které mohou sloužit k zachytávání dešťové vody nebo nádrže naplněné melasou, kde se zachyceným ptákům slepí peří vazkou tekutinou a následně dochází k utonutí (Poprach 2003b). Podobné riziko představují vertikálně stojící roury a komíny (AOPK 2023; Šálek et al. 2019), které mohou ptáci považovat za místo vhodné např. ke hnízdění nebo schování a nejsou již poté schopni vyletět (Poprach 2003a). Zabezpečení může být v tomto případě velmi snadné, jako například položení stojících rour, pokud je to možné, nebo zabezpečení králičím pletivem (Poprach 2003a). Nemałym rizikem je uvíznutí v budovách, ze kterých se neumějí dostat ven (Thorup et al. 2013). Jedná se často

o opuštěné nebo málo využívané objekty, případně kostelní věže, kde může dojít k zamotání do provazů nebo uvíznutí ve škvírách (Poprach 2003b).



Obrázek 7: a) Uvíznutí sýčka v napajedle pro hospodářská zvířata, b) 59 utonulých ptáků nalezených v nádrži na melasu, c) dva jedinci uhynulí ve vertikálně stojící trubce d) 5 mrtvých jedinců uvíznulých v uzavřeném objektu (Šálek et al. 2019).

Kolize s elektrickým vedením nebo zabití elektrickým proudem na sloupech vysokého napětí patří také mezi velmi častou příčinu úmrtí sýčků a dalších druhů (Loss et al. 2015). Úmrtí na sloupech vysokého napětí je častější a nebezpečnější (Schaub et al. 2010). Tyto sloupy mohou na otevřeném prostranství sloužit jako dobrý lovecký posed nebo odpočinkové místo. Největší riziko hrozí v případě, že se poblíž nachází hnízdo a může tak často docházet i k úmrtí mláďat, která se učí létat (Sergio et al. 2004). Existuje mnoho možností, jak zabránit těmto kolizím nebo alespoň snížení jejich počtu. Jedná se o využití materiálů s nízkou vodivostí, zakrytí částí, která jsou pod napětím, zajištění dostatečné vzdálenosti mezi sousedními částmi pod napětím (Loss et al. 2015). Tyto střety také znamenají velké náklady pro elektrotechnický průmysl kvůli výpadkům proudu a poškození elektrického vedení (Sergio et al. 2004).

| | Sýček obecný <i>Athene noctua</i> | | | | | | Sova pálená <i>Tyto alba</i> | | | | | | |
|---------------------|---|----|------|----|-------|----|------------------------------|----|------|-----|-------|-----|------|
| | ICY | % | AD | % | Total | % | ICY | % | AD | % | Total | % | |
| Přirozená mortalita | | | | | | | | | | | | | |
| | Vyhladovění | 6 | 8,6 | 3 | 5,5 | 10 | 5,0 | 3 | 1,8 | 18 | 4,3 | 30 | 3,9 |
| | Predace | 11 | 15,7 | 8 | 14,5 | 19 | 9,5 | 5 | 2,9 | 9 | 2,2 | 19 | 2,5 |
| Antropogenní vlivy | | | | | | | | | | | | | |
| | Kolize s automobily | 16 | 22,9 | 12 | 21,8 | 37 | 18,6 | 75 | 43,9 | 157 | 37,9 | 289 | 37,9 |
| | Kolize s vlaky | 2 | 2,9 | 2 | 3,6 | 4 | 2,0 | 3 | 1,8 | 18 | 4,3 | 27 | 3,5 |
| Uvážnutí | | | | | | | | | | | | | |
| | Uvážnutí v dutých objektech | 8 | 11,4 | 5 | 9,1 | 19 | 9,5 | 17 | 9,9 | 77 | 18,6 | 136 | 17,8 |
| | Utopení v nádobách s tekutinou | 14 | 20,0 | 8 | 14,5 | 28 | 14,1 | 11 | 6,4 | 46 | 11,1 | 63 | 8,3 |
| Úmyslné usmrcení | | | | | | | | | | | | | |
| | Zastřelení | 1 | 1,4 | 6 | 10,9 | 14 | 7,0 | 1 | 0,6 | 5 | 1,2 | 12 | 1,6 |
| | Otrávení | 4 | 5,7 | 0 | 0,0 | 4 | 2,0 | 5 | 2,9 | 2 | 0,5 | 8 | 1,0 |
| Jiné důvody | | | | | | | | | | | | | |
| | Kolize s elektrickým vedením a budovami | 1 | 1,4 | 2 | 3,6 | 3 | 1,5 | 8 | 4,7 | 6 | 1,4 | 20 | 2,6 |
| | Zabití elektrickým proudem | 1 | 1,4 | 2 | 3,6 | 4 | 2,0 | 4 | 2,3 | 10 | 2,4 | 24 | 3,1 |
| | Vyhladovění po uvěznění v budově | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 14 | 8,2 | 13 | 3,1 | 27 | 3,5 |
| Neznámé důvody | | | | | | | | | | | | | |
| | | 6 | 8,6 | 7 | 12,7 | 57 | 28,6 | 25 | 14,6 | 53 | 12,8 | 107 | 14,0 |

Tabulka 1: Převezatá tabulka od Šálka et al. 2019. Porovnání počtu a procenta (%) případů úmrtí a příčiny úmrtí u mláďat (ICY) a dospělců (AD) u Sýčka obecného *Athene noctua* a Sovy pálené *Tyto alba*.

3.3 Status ochrany a záchranné programy

Dle Úmluvy o mezinárodním obchodu s ohroženými druhy volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin (CITES), která byla sjednaná dne 3. března 1973 ve Washingtonu, je sýček obecný zařazen do přílohy CITES II. V této kategorii jsou vedeny druhy, které by mohly být ohroženy, pokud by nedocházelo k přísné regulaci mezinárodního obchodu (IUCN 1973). V rámci Evropské unie se na druh vztahuje obecná ochrana, při které jsou členské státy povinny přijmout nezbytná opatření k zachování populace. Tato opatření zejména zakazují:

- úmyslné usmrcování nebo odchyt,
- úmyslné ničení nebo poškozování hnízd a vajec, anebo jejich úplné odstranění,
- sběr a držení vajec, a to i prázdných,
- úmyslné vyrušování, zejména v době rozmnožování a výchovy mláďat,
- držení druhu.

Dle Bernské úmluvy ze dne 19. září 1979 o ochraně evropských planě rostoucích rostlin, volně žijících živočichů a přírodních stanovišť je sýček obecný řazen do přílohy II mezi přísně chráněné druhy živočichů, a vztahuje se tak na něj zvláštní ochrana, a to díky právních a správních opatření členských států. Nařízení Komise (ES) 2017/160 ze dne 20. ledna 2017, kterým se mění nařízení Rady (ES) č. 338/97 o ochraně druhů a volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin regulováním obchodu s nimi, jej řadí do přílohy A, do níž jsou zařazeny druhy CITES I a další druhy, které jsou nebo mohou být předmětem poptávky za účelem využívání v Evropském společenství nebo mezinárodního obchodu. Jedná se o druhy, kterým hrozí vyhynutí, nebo jsou natolik vzácné, že obchod s nimi by ohrozil jejich přežití (EU 2017). Také je zakázáno držení za účelem prodeje a nabízení za účelem prodeje živých nebo mrtvých sýčků, jejich částí nebo odvozenin (Směrnice Evropského parlamentu a rady č. 2009/147/EC). Celosvětově je sýček obecný v Červeném seznamu ohrožených druhů Mezinárodního svazu ochrany přírody (IUCN) označován jako málo dotčený (Least Concern – LC), a to díky širokému hnízdnímu areálu. Celková populace je málo ohrožená, k poklesu dochází pouze bodově (The IUCN Red List 2015).

3.3.1 Reintrodukce

Obecně se rozlišují čtyři typy relokací: introdukce, reintrodukce, translokace a suplementace. U introdukce se jedná o rozšíření druhu mimo jeho historické území, translokací rozumíme úmyslný přesun volně žijících jedinců nebo populací v rámci areálu výskytu a suplementace znamená rozšíření stávající populace o nové jedince (Fisher & Lindemayer 2000). Reintrodukce znamená úmyslné navrácení organismů zpátky do prostředí, ze kterého vymizely. Jejím cílem je opětovné vytvoření životaschopné populace, a to v areálu jejího původního výskytu. Jedná se o velmi účinný způsob obnovy populace, ale vždy pro něj musí být dobré odůvodnění a dostatečné posouzení rizik a alternativních metod (IUCN/SSC 2013; Mitchell et al. 2011; Fisher & Lindemayer 2000). Při porovnání 180 studií bylo jako úspěšných vyhodnoceno pouze 26 %, jako neúspěšných bylo označeno 27 % a u zbylých nebyl určen výsledek reintrodukce (Fisher & Lindemayer 2000). Mezi rizika reintrodukce patří zvýšené riziko predace reintrodukovaného druhu po vypuštění, a to díky snížené mobilitě v prvních dnech po vypuštění. Zároveň malý prostor výskytu způsobuje hromadění biologického odpadu vyprodukovaného jedinci, který predátory láká (Banks et al 2002).

Při vypouštění do volné přírody lze volit ze dvou základních technik. Buď je možné zvolit techniku "hard release" čili přímé vypuštění a technika "soft release" neboli pozvolné vypuštění (Mitchell et al. 2011). Využití těchto technik předchází pečlivé plánování a zvážení vhodnosti, než je rozhodnuto, která technika bude při repatriaci zvolena (IUCN/SSC 2013). Technika přímého vypuštění znamená okamžité vypuštění jedince bez předchozí aklimatizace (Pyott et al. 2023), oproti tomu pozvolné vypuštění umožňuje aklimatizaci v prostředí a mimo jiné se pářit a začít vychovávat mláďata před vypuštěním (Mitchell et al. 2011; Pyott et al. 2023). Úspěšnost pozvolného vypuštění závisí mimo jiné na kvalitě chovu a welfare jedinců určených k vypuštění a je vhodné otestovat také schopnosti lovu - např. podáním živé kořisti (Csermely 2000). Po samotném vypuštění je možné jedince přikrmovat, a to např. při nepřízní počasí nebo v krajních situacích (AOPK 2020). Pozvolné vypuštění může probíhat například přesunem odchovaných jedinců do rozletové voliéry na nezbytnou dobu pro rozlétání, a poté do adaptační voliéry v dané lokalitě (Suvorov et al. 2022). Další metodou může být umístění zvoleného páru do hnízda, které je obestavěno pletivem, určeného k odstranění v rámci

několika týdnů (Mitchell et al. 2011). Metoda měkkého vypuštění vyžaduje vyšší finanční náklady, nutnost zajištění prostoru pro chov, aklimatizaci, zabezpečení a příkrmování (Canessa et al. 2014), to vyžaduje také dostatek lidských zdrojů pro zajištění příkrmu a kontroly (Csermely 2000). Po vypuštění se provádí monitoring a mapování výskytu (AOPK 2020).

3.3.2 Ochrana v zahraničí

Ochrana druhu může být podporována velmi jednoduchými metodami, jako například instalací hnízdních budek i v intenzivně využívaném prostředí. Toto ve své studii ze západního Lucemburska popisuje Habel et al. (2015), kdy bylo do vhodných biotopů, a v oblastech historického výskytu sýčků, instalováno 450 hnízdních budek. I přes okolní intenzivní zemědělství se výskyt druhu v dané oblasti zvýšil. Jinou formu ochrany naopak popisují Alonso et al. (2011), kteří v rámci svého výzkumu učili mláďata anti predáčnickému chování. I přes malý počet jedinců v této studii, vykazovali trénovaní sýčci dvakrát nižší mortalitu z důvodu predace než jedinci z kontrolní netrénované skupiny. Meisser et al. (2016) ve svém programu na ochranu druhu uvádí, že v zemích střední Evropy, kde počet jedinců v posledních 60 let ubývá, platí určitá opatření, mezi které patří udržování a revitalizace biotopů, management travních porostů, instalace hnízdních budek, vytváření možností denních úkrytů a reintrodukce.

AOPK (2022) uvádí, že v zahraničí probíhá reintrodukce hlavně v Dánsku, Francii, Holandsku, Maďarsku, Německu, Polsku, Rakousku, Slovensku a Švýcarsku. Ochrana v těchto státech se především uplatňuje instalací hnízdních budek a zabezpečením hnízdišť, instalací úkrytových a odpočinkových míst, příkrmováním, identifikací míst, kde se směřuje ochrana a repatriace. Dle van Nieuwenhuysse et al. (2008) došlo v letech 1978 – 2002 k vypuštění 875 ptáků v různých oblastech západní Evropy. Toto vedlo k úspěšnému zahnízdění 21 párů. Další příklady reintrodukce probíhají i dnes, ale chybí údaje k vyhodnocení jejich efektivity.

3.3.3 Ochrana v ČR

Sýček obecný je v České republice vedený jako zvláště chráněný druh živočicha, a to dle zákona o ochraně přírody a krajiny č. 114/1992 Sb, k tomuto zákonu náleží vyhláška 395/1992 Sb. v platném znění, kde je veden jako druh kriticky ohrožený (Critically Endangered - CR). Tento zákon uvádí, že zvláště chránění živočichové jsou chráněni ve všech svých

vývojových stádiích, a stejně tak i uhynulí jedinci, jejich části, nebo výrobek u kterého je evidentní, že z tohoto druhu pochází. Chráněná jsou rovněž jejich umělá i přirozená stanoviště a biotop. Podobně jako Směrnice Evropského parlamentu a Rady č. 2009/147/EC je zakázáno zvláště chráněné druhy usmrcovat, chytat, chovat v zajetí, zraňovat a rušit. Také se nesmí sbírat, ničit nebo poškozovat jejich raná stádia nebo užívaná sídla. Stejně tak se nesmí držet, chovat, dopravovat, prodávat, vyměňovat nebo nabízet za účelem prodeje nebo výměny. Výjimku lze povolit v případě, že se jedná o zájem ochrany druhu, prevence, veřejného zdraví nebo veřejné bezpečnosti, pro účely výzkumu a vzdělávání a opětovného osídlení určitého území.

Ochrana je primárně zaměřena na ochranu přírodních biotopů, sýčci jsou ovšem synantropní a prostředí výskytu tak většinou nespadá do primární ochrany (AOPK 2020). Nespecifická ochrana v ČR se týká odstraňování antropogenních pastí, např. u komínů možnost jednoduchého zabezpečení pletivem (Poprach 2003 a), stejně tak u nádrží na melasu, při nemožnosti jejich odstranění nebo vyvrácení na boční stranu (Poprach 2003b). Také úpravy případných lovišť, které jsou v okolí hnízdišť sečeny mozaikovitě, pásově nebo extenzivně spásány. Tyto úpravy jsou nejdůležitější v době, kdy sýčci krmí mláďata a dochází k nejvyšší mortalitě, protože lov je velmi energeticky náročný a sovy dosahují nejnižší hmotnosti za celý rok. V případě větších volných ploch je vhodné instalovat bidla ve tvaru písmene „T“ (AOPK 2020).



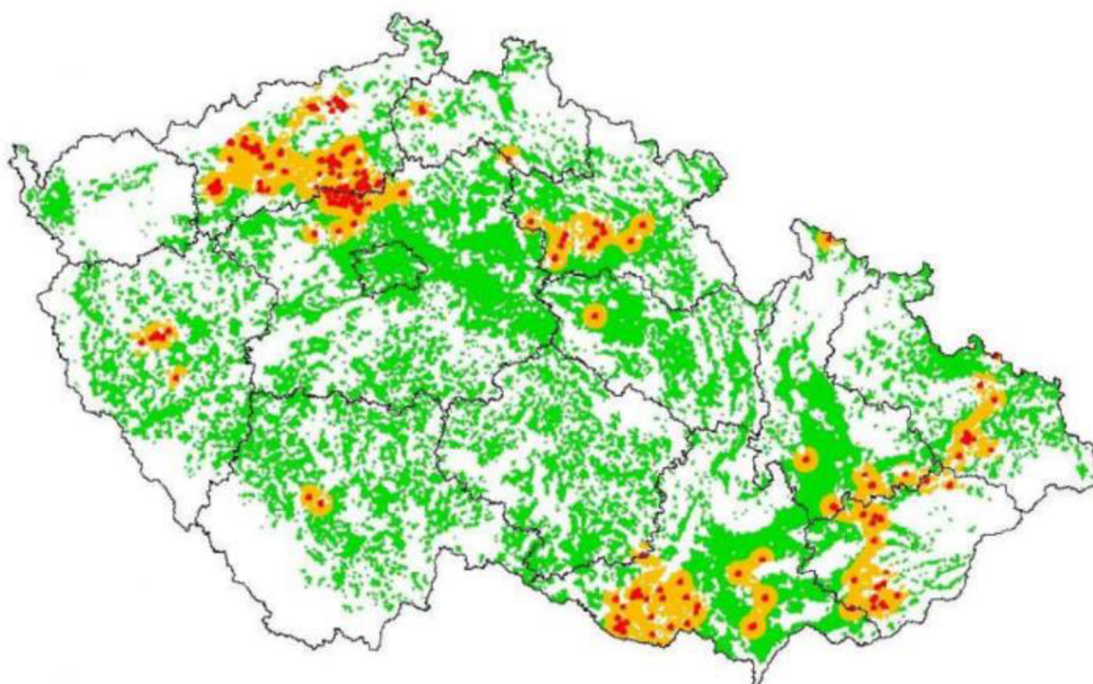
Obrázek 9: Ukázka pásové seče v hnízdních teritoriích sýčků (AOPK 2020).

Specifická ochrana v ČR je hlavně zaměřena na instalaci hnízdních budek, zabezpečování hnízdišť a reintrodukcí. Hnízdní budky nahrazují ubývající hnízdní dutiny. Budky musí být navrženy tak, aby byly dostatečně velké a zároveň chránily před predátory. Zabezpečení hnízd je také důležité jako ochrana před predátory, a to jak u uzavřených lidských staveb (např. zvonice, půdní prostory), tak i u přirozených hnízdišť, a to dutin v budovách. Takováto přirozená hnízdiště by se měla olemovat např. plechem kolem vletového prostoru (AOPK 2020).

AOPK (2020) zahájila rozsáhlý záchranný program, který byl schválen v roce 2020 Ministerstvem životního prostředí ČR a jeho hlavním záměrem je zabránění vyhynutí sýčka obecného, stabilizování životaschopné populace, která je schopna se rozmnožovat. Nabízí několik opatření, která by měla pomoci změně dosavadního stavu a rozšířit stávající populaci. Dlouhodobým cílem je vytvoření stabilní, životaschopné populace, která se rozmnožuje, má pozitivní vývoj a počet párů činí minimálně 1 000 párů. Střednědobým cílem je zabránění klesajícího trendu a jeho zvrácení. Konkrétními cíli je stabilizovaná populace o četnosti 100–200 párů, která se zároveň úspěšně rozmnožuje. Tento cíl bude vyhodnocen po pěti letech. Krátkodobým cílem budou stanoveny dílčí realizační projekty na období 1–2 let, v případě delších projektů budou stanoveny cíle i pro jednotlivé etapy projektů. Obsah krátkodobých cílů je uveden zvlášť v každém z dílčích projektů. Tato opatření jsou dle AOPK (2020) rozdělena do péče o biotop a péče o druh. V péči o biotop se jedná o opatření eliminující antropogenní pasti (vyhledávání a odstraňování technických pastí, případně jejich zabezpečení případné zaslepení), eliminace nedostatku a nedostupnosti kořisti (management travních porostů, zakládání travních pásů, rozdělování půdních ploch na menší celky, omezení používání antiparazitik a pesticidů, speciální management orné půdy), eliminaci úhynu na dopravních komunikacích, úhynu po úrazech na elektrických sloupech a vodičích, úhynu po nárazu do prosklených ploch. V péči o druh se jedná o opatření pro eliminaci nedostatku bezpečných hnízdišť a úkrytu (údržba a instalace bezpečných budek, protipredační ochrana stávajících hnízdišť), opatření proti eliminaci fragmentace a izolovanosti populací (propojování stávajících center výskytu), opatření pro eliminaci nepřízně počasí a eliminaci přímého pronásledování.

Realizace je rozdělena dle priorit do tří zón označených A, B, C (Obrázek 10). Zóna A znázorňuje současná hnízdiště, přirozená místa výskytu sýčka obecného v letech 2014–2019,

v okruhu do 500 m od hnízda. Zóna B vymezuje potenciální hnízdiště, a to v okolí zóny A a vzájemné propojení do vzdálenosti max. 25 km. Zóna C vymezuje historický výskyt druhu v minulém století, tím pádem znázorňuje potenciální plochy, které jsou vhodné pro nová hnízdiště. Zóna C zasahuje do nadmořské výšky max. 600 m.n.m. Cílem je prioritně začít v zóně A, následně díky pozitivní situaci je možné realizovat opatření v zóně B. V zóně C jsou opatření pouze doporučována, ale v počátcích záchranného programu nezaváděna.



Obrázek 10: Zonace území ČR z hlediska priorit realizace opatření záchranného programu (zóna A = červeně, zóna B = oranžově, zóna C = zeleně) (AOPK 2020).

Další z programu na záchranu sýčka obecného byl Projekt ATHENE. Projekt fungoval v rámci přeshraničního Programu spolupráce Česká republika – Svobodný stát Sasko 2014 – 2020. Hlavním cílem projektu byla podpora hnízdních příležitostí, odstranění antropogenních pastí a úprava loveckých teritorií zbytkových populací sýčků v severních Čechách. V rámci projektu spolupracovalo Centrum životního prostředí Drážďany (Umweltzentrum Dresden e. V, vedoucí projektu), Česká společnost ornitologická, Muzeum města Ústí nad Labem, p. o., a Ústav biologie obratlovců AV ČR (BirdLife 2023).

Rovněž v ČR probíhají lokální záchranné programy, mezi které patří projekt Monitoring sýčka obecného na Moravě, který je zaměřen na detailní monitoring v Moravskoslezském,

Zlínském a Olomouckém kraji. Samotný monitoring spočívá v pořizování zvukových záznamů na vybraných lokalitách, v jejich následné počítačové analýza a v monitoringu s pomocí hlasových nahrávek teritoriálních hlasů samců sýčků. Z prověřených 631 lokalit, byl výskyt potvrzen na 15 lokalitách, kde bylo v rámci projektu vyvěšeno 213 budek (AOPK 2020).

3.3.3.1 Repatriace sýčka obecného v Plzeňském kraji

Jedná se o projekt fungující od roku 2017, který byl zahájen z iniciativy ČSOP Spálené Poříčí a ZOO Plzeň a popisuje jej Vlček (2020). Tento projekt zároveň podporuje Zoologická a botanická zahrada města Plzně společně s krajským úřadem Plzeňského kraje a Českou zemědělskou univerzitou. Celý projekt vznikl v reakci na úbytek populace v Plzeňském kraji, kde se vyskytuje posledních 5–6 hnízdních párů sýčků. Zvolené rodičovské páry jsou po vyhníždění vypuštěni z voliér. Před vypuštěním jsou mláďata i rodičovský pár označeni vysílači VHF, díky kterým poté probíhá pravidelný monitoring. Kromě vysílačů jsou k monitoringu využívány i kamery poblíž hnízd. Metodika vypouštění je stále upravována, a to ve spolupráci se skupinou odborníků pod záštitou České společnosti ornitologické. Od roku 2020 probíhá intenzivní monitoring vypuštěných jedinců, kterému se věnuje tato diplomová práce. V rámci projektu došlo k vybudování vhodně umístěných voliér, mimo ty uvedené v této práci, také v areálu ZOO Plzeň.



Obrázek 11: Loga organizací, které se na projektu podílí.

4 Metodika

Tato diplomová práce se věnuje vyhodnocení mortality reintrodukovaných sýčků obecných a byla vytvořena v rámci projektu „Repatriace sýčka obecného v Plzeňském kraji“. Jedná se o projekt záchrané stanice živočichů ČSOP Spálené Poříčí, která se od roku 2017 věnuje odchovu sýčka obecného a jeho následného vypuštění do přírody. Diplomová práce vyhodnocuje data z období 2020–2023, kdy do vybraných lokalit bylo umístěno celkem 11 chovných párů, a které byly s jejich mláďaty po jejich vypuštění intenzivně monitorovány s využitím radiotelemetrie. Vypouštění a následný monitoring probíhal v katastrálním území obcí Lipnice, Spálené Poříčí a Těnovice (Obrázek 12), které se nacházejí v okrese Plzeň – jih v nadmořské výšce přibližně 417 m. n. m. Dále v katastrálním území obcí Radinovy a Černé Krávy, které se nacházejí v okrese Klatovy v nadmořské výšce přibližně 450 m. n. m. Poslední dvě jmenované lokality, vzhledem k malému počtu vypuštěných jedinců, nebyly zahrnuty do analýzy a mortalita byla vyhodnocena pouze slovně, a to vzhledem k tomu, že monitoring probíhal pouze jeden rok, a tudíž získaná data nelze hodnotit v časové řadě.



Obrázek 12: Zobrazení sledovaných lokalit.

Všechna zájmová území byla vybírána tak, aby splňovala doporučené podmínky, které sýčci vyžadují. Jedná se o lokality s mozaikovitou krajinou menších luk a polí, zahrad, ovocných sadů a pastvin. Důležitá při volbě vhodné lokality byla také blízkost záchrané stanice Spálené Poříčí tak, aby mohlo docházet k pravidelným kontrolám sýčků zaměstnanci a k příkrmu sýčků v uzavřených voliérách. Samotné rozletové voliéry byly umístěny v půdních prostorách stodol u soukromých vlastníků, kteří na projektu dobrovolně participovali. Voliéry byly dimenzované tak, aby umožňovaly projevy přirozeného chování, splňovaly předpoklady pro úspěšné opuštění, bylo možné krmení pracovníky záchrané stanice a bylo zamezeno vniknutí predátorů. Rozhled do krajiny umožňoval vizuální kontakt s okolím, a to jako snaha předcházet ztracení se v prostoru po vypuštění. Ve voliérách byly pro chovný pár umístěny dvě budky, miska na krmení a na vodu. Voliéra byla vybavena přírodními větvemi různých průměrů, sloužící k odpočinku.



Obrázek 13: Ukázka rozletové voliéry (foto P. Jandík).

Chovné páry určené k reintrodukcii byly sestavovány ze sýčků odchovaných v ZOO Plzeň a v Ekocentru Spálené Poříčí. Tyto chovné páry byly do rozletových voliér umísťovány vždy v únoru nebo začátkem března. Při odchovu a stejně tak i v rozletové voliére byli ptáci krmeni larvami potěmníků (*Tenebrio* spp., Linnaeus 1758) a živými laboratorními myši (*Mus musculus* f. *domestica*, Linnaeus, 1758), hnědé nebo šedé barvy, a to za účelem rozvoje loveckých schopností sýčků. Kromě příkrmování probíhala pravidelná kontrola voliér

i hnízdních budek. V momentě, kdy byla mláďata schopna letu tak spolu s rodičovským párem byla označena identifikačními kroužky a vysílačkami. Použité vysílačky byly batůžkového typu s vlastním energetickým zdrojem, které vydávají radiový signál o velmi vysoké frekvenci. Jednalo se o vysílačky AG 386, vážící cca 2,2 g a o rozměrech 32 × 13 × 17 mm. U těchto vysílaček výrobce uvádí maximální výdrž baterie 346 dní (Lotek 2022). Vysílačky byly umístěny pomocí teflonových lanek. Jedná se o doporučené uchycení vysílaček, protože minimalizuje abrazi kůže a peří (Buck et al. 2021). Vysílačky byly zality do plastových krytů kvůli odolnosti vnějším vlivům a dle doporučení Withey et al. (2001) nepřesahovaly 3 % tělesné hmotnosti značených jedinců. Radiotelemetrický monitoring probíhal ihned po vypuštění po dobu 6 týdnů anebo do nalezení kadáveru, ztracené vysílačky nebo do ztráty signálu. Konkrétní data ze sledování jsou uvedena v příloze č. I. Pro zachycení signálu byly využity přijímače značky Yupiteru MVT-9000 a směrové tříelementové antény Yagi. Lokalizace probíhala každou noc od 22.00 do 4.00 hod, a to v přibližně půlhodinových intervalech. Přes den byla sledována odpočinková místa kolem 12. a 17. hodiny. Při dohledání byla vždy zaznamenána časová a prostorová data, ale také chování dohledaného jedince, popis místa výskytu, případně detaily nálezu kadáveru. Získaná data byla v diplomové práci vyhodnocena metodou lineární regrese, kde se zhodnotil vliv roku a místa vypuštění na míru mortality a průměrnou dobu přežití. V každém roce byly zprůměrovány dny přežití zvlášť u dospělců a mláďat, které byly následně využité do výpočtů. Do statistického zpracování nebyli zařazeni jedinci, u kterých došlo ke ztrátě signálů v průběhu sledování a nebylo tak možné ukončit sledování nebo zjistit příčinu úmrtí.

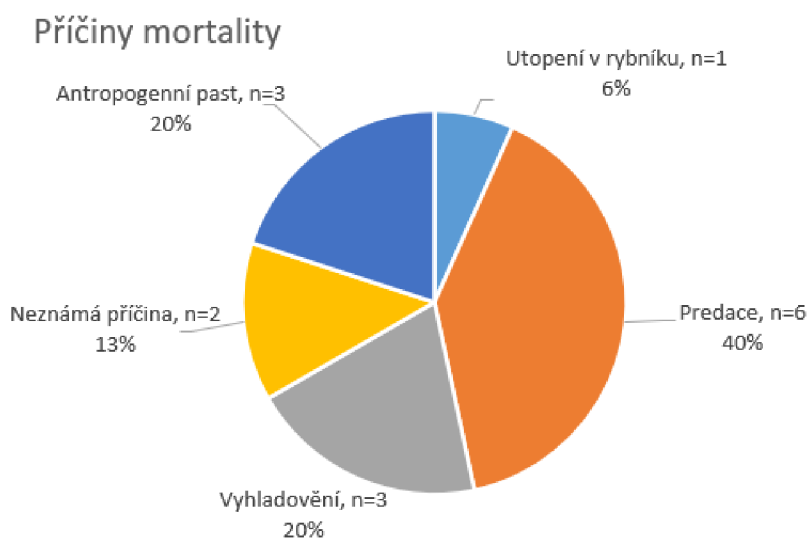
Použitá metodika se dá zjednodušit do několika bodů:

- Pro chov výběr střeoevropského genotypu dle analýzy DNA.
- Sestavení rodičovského páru přibližně stejného věku v prvním roce života.
- Umístění rodičovských párů do vypouštěcích voliér v předjaří: únor – počátek března, kde jsou krmeni přirozenou potravou – živé myši a hmyz.
- Odchov ptáků s minimálním kontaktem s člověkem.
- Voliéry vybavené minimálně 2 budkami nejlépe s kamerami uvnitř i venku budek.

- Na vhodných stanovištích v okolí do cca 300 m od vypouštěcí lokality instalace minimálně 3 budek.
- V bezprostředním okolí vypuštění dle možností zabezpečení nebezpečných otvorů a průduchů, kde mohou sýčci uvíznout.
- Před vypuštěním ptáků označení všech jedinců ornitologickými kroužky a vysílačkami VHF.

5 Výsledky

Pouze šesti z celkových jedenácti rodičovských párů se podařilo během repatriačního programu úspěšně zahnídit. Těmito páry bylo celkem odchováno 19 mláďat. Celkem tedy bylo sledováno 41 jedinců. V průběhu monitoringu uhynulo 15 jedinců, z toho 5 mláďat. U 13 jedinců došlo ke ztrátě signálu před ukončením sledovacího období, u zbylých 13 jedinců bylo úspěšně dokončeno sledování. U dvou jedinců nebyl zjištěn důvod úmrtí. Tři jedinci zemřeli chycením v antropogenní pasti. Šest jedinců bylo predováno, pravděpodobně kunou nebo kočkou, 3 jedinci zemřeli na následky vyhladovění a 1 jedinec utonul v rybníku v centru vesnice (graf č. 1).

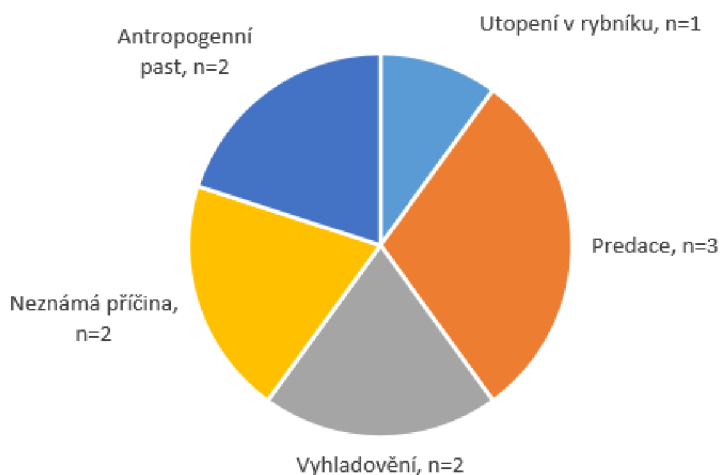


Graf 1: Grafické znázornění příčin mortality u jedinců sledovaných během 6týdenního monitoringu v letech 2020–2023.

V samostatné příloze I je pro přehlednost tabulka s číselným označením každého jedince, na které odkazuje číselné označení v tomto textu. Na grafu 2 a 3 jsou znázorněny příčiny úmrtí dospělců a mláďat. V roce 2023 došlo pouze k jednomu úhynu, a to ve Spáleném Poříčí, kde se samec 3 utopil v nezajištěné kádi naplněné vodou. U samice 4 byl úspěšně ukončen monitoring a stejně tak u páru v Těnovicích. Rok 2022 byl pro odchov mláďat nejúspěšnější z celého sledovaného období. V Lipnici se ovšem úspěšně ukončit sledování povedlo pouze u samice. Po 29 dnech byl u samce ztracen signál, mládě 20 bylo predováno

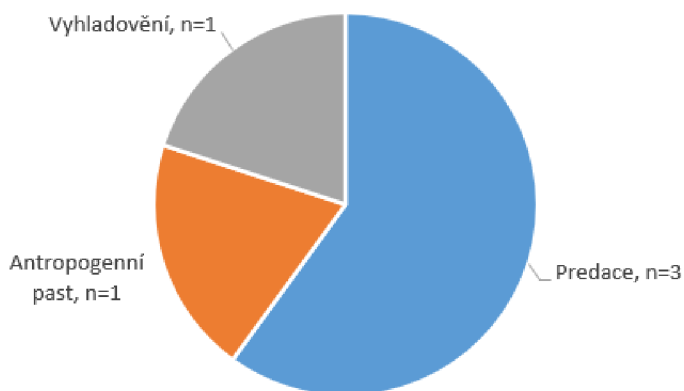
a mládě 21 nalezeno u silnice neschopno letu. U zbylých dvou mláďat došlo ke ztrátě signálu po 37 a 36 dnech. Ve Spáleném Poříčí došlo k úhynu rodičovského páru, samec 10 a samice 11, a to pravděpodobně na podvýživu. U třech mláďat došlo k úspěšnému ukončení monitoringu a u mláděte 13 byl po 41 dnech ztracen signál. Ve stejném roce v Těnovicích byl předován rodičovský pár, samec 5 a samice 6, a stejně tak i mládě 9. U zbylých dvou mláďat došlo ke ztrátě signálu po 2 dnech. V roce 2021 byla úspěšně odchována mláďata pouze v Lipnici, ovšem u rodičovského páru ani u mláďat nedošlo k úspěšnému ukončení monitoringu. Jediný potvrzený úhyn byl u předovaného mláděte 28 v rozletové voliře. U samce došlo k postupné ztrátě signálu, pravděpodobně poškozenou vysílačkou, vysílačka samice byla po predaci mláděte nalezena ve voliře, ale bez kadáveru. U druhého odchovaného mláděte došlo ke ztrátě signálu po 13 dnech monitoringu. Ve stejném roce v Těnovicích došlo k úhynu celého rodičovského páru, konkrétně to byl samec 22 a samice 23, a to pravděpodobně na podvýživu díky neschopnosti lovu. Při pitvě totiž byly zjištěny v žaludku pouze zbytky hmyzu. Ve Spáleném Poříčí byla v roce 2021 samice 25 předována a u samce 24 došlo ke ztrátě signálu po 29 dnech monitoringu. V roce 2020 došlo k uhynutí rodičovského páru v Lipnici, samec 36 zapadl mezi dvě zdi a nebyl schopen dostat se ven, samice 37 se utopila v blízkém rybníce. Ze 4 mláďat bylo mládě 39 nalezeno uhynulé ve voliře, u ostatních bylo úspěšně ukončeno sledování. V Radinovech byla sledována mortalita pouze u mláděte 32, které uvízlo v komíně, u samce 30 a mláděte 33 došlo k úspěšnému ukončení monitoringu, signál samice 31 byl ztracen po 15 dnech sledování. V Těnovicích nebylo v roce 2020 odchováno žádné mládě. U samce došlo k úspěšnému ukončení monitoringu, u samice byl po 14 dnech sledování ztracen signál.

Příčiny mortality dospělců



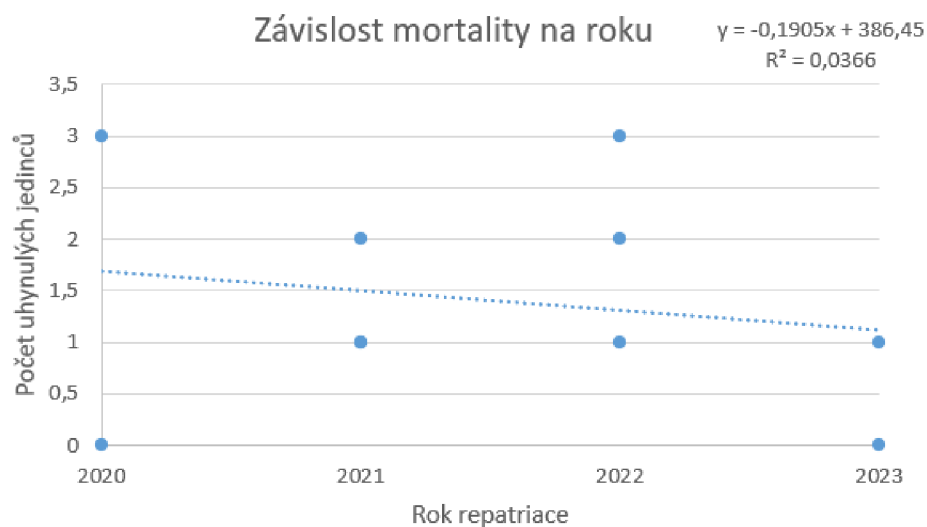
Graf 2: Grafické znázornění příčin mortality u dospělců sledovaných během 6týdenního monitoringu v letech 2020–2023.

Příčiny mortality mláďat

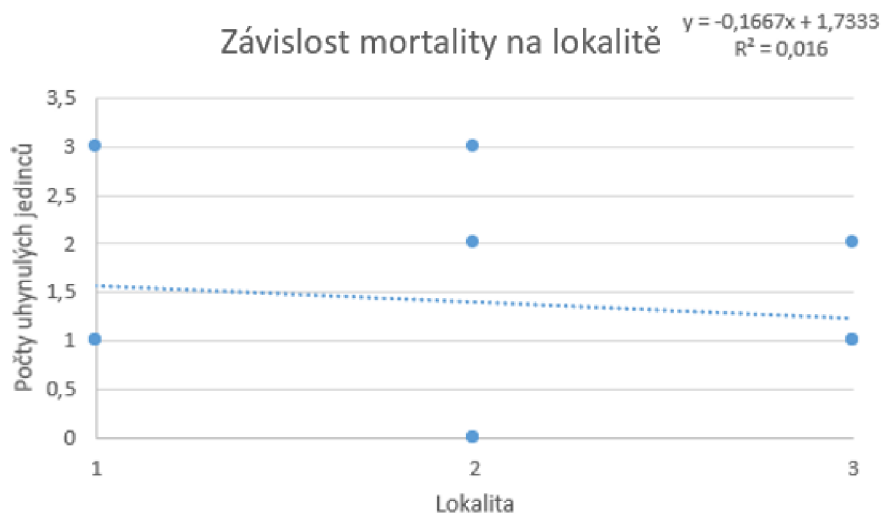


Graf 3: Grafické znázornění příčin mortality u mláďat sledovaných během 6týdenního monitoringu v letech 2020–2023.

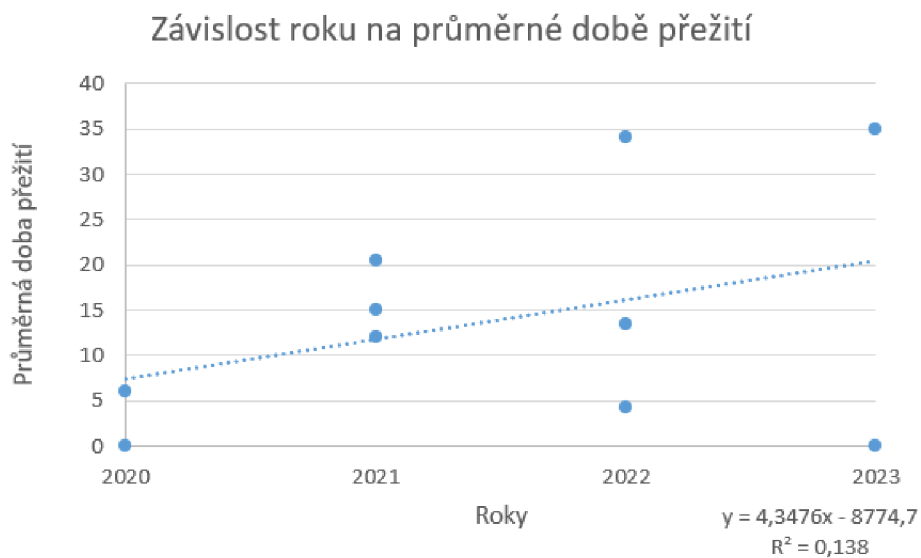
Vyhodnocením pomocí lineární regrese bylo zjištěno, že mortalita dospělců a mláďat nebyla závislá na jednotlivých letech, koeficient determinace, $r^2 = 0,3 \%$, znázorněno na grafu č. 4. Při vyhodnocení závislosti lokality na mortalitě bylo rovněž zjištěno, že neexistuje závislost, $r^2=0,1 \%$, jak je znázorněno na grafu č. 5. V rámci vyhodnocení také nebyla zjištěna závislost sledovaného roku na době přežití jedinců, $r^2=0,1 \%$, jak lze vidět na grafu č.6. Při vyhodnocení závislosti průměrné doby přežití na lokalitě také nebyla zjištěna žádná závislost, $r^2=0 \%$, jak lze vidět na grafu č. 7.



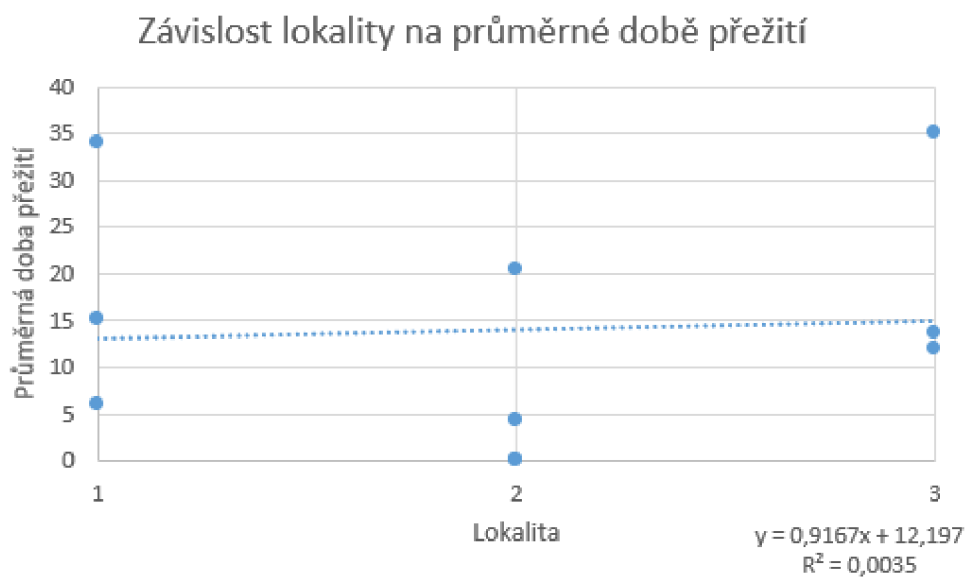
Graf č.4: Vyhodnocení závislosti sledovaného roku na mortalitě.



Graf č.5: Vyhodnocení závislosti sledované lokality na mortalitě (1 – Lipnice, 2 – Těnovice, 3 – Spálené Poříčí).



Graf č.6: Vyhodnocení závislosti roku na průměrné době přežití. Hodnocení uhynulých jedinců.



Graf č. 7: Vyhodnocení závislosti lokality na průměrné době přežití. Hodnocení uhynulých jedinců (1 – Lipnice, 2 – Těnovice, 3 – Spálené Poříčí).

6 Diskuze

6.1 Mortalita

Nejčastější příčinou mortality v rámci této práce, byla predace (30 % dospělců, 60 % mláďat). Vzhledem k tomu, že sýčci v této studii byli sledováni telemetrickou metodou a fotopasti byly umístěny pouze u výletu z voliéry, nebylo možné přesně určit predátory. Z výsledků je však zřejmé, že mortalita nebyla ovlivněna sledovací lokalitou ani rokem, a tím pádem došlo k zamítnutí obou zvolených hypotéz. Mezi hlavní predátory sýčka obecného v České republice patří kuna skalní (Rajchard & Vokounová 2000) a kuna lesní (Chrenková et al 2017), která se pravděpodobně povedlo zachytit fotopastí v této studii viz Obrázek 6 a 7. Existuje několik možností, jak předcházet predaci. Už samotná instalace budek by měla chránit před predací. Pokud není možné takovéto umístění zajistit, je vhodná instalace např. německého typu budky s kovovým límcem (AOPK 2020). V případě této práce, byly budky umístěny uvnitř voliér, které měly zhotoveny malý vstupní otvor. Španělská studie věnující se řízené adopci sýčků (Alonso et al. 2011) nezaznamenala jiný důvod úmrtí než predaci. Studie se věnovala umělému inkubování vajíček a po první týdnu, kdy byla mláďata uměle krmena, byla následně umístěna k náhradnímu rodičovskému páru, který mláďata přijal. Následně byl prováděn trénink anti predačního chování, přičemž 77,4 % takto vycvičených a vypuštěných jedinců přežilo prvních 6 týdnů po vypuštění a nevycvičených jedinců přežilo 33,3 %. Jako hlavní predátoři byli určeni puštík obecný (*Strix aluco* Linnaeus 1758), krahujec obecný (*Accipiter nisus* Linnaeus 1758), jestřáb lesní (*Accipiter gentilis* Linnaeus 1758), lasice kolčava (*Mustela nivalis* Linnaeus 1766) a ženetka tečkovaná (*Genetta genetta* Linnaeus 1758). V práci zabývající se predací sýčka králičího, kde bylo sledováno 1 749 hnízd v Severní a Jižní Americe, byl pozorován nižší predační tlak v zastavěných a obydlených oblastech (Rebolo-Ifrán et al. 2017).

Ovšem mnohé studie jako hlavní důvod úmrtí sýčka obecného uvádějí antropogenní příčinu (Van Nieuwenhuysse 2008; Molina – Lopéz & Darwich 2011; Thorup et al. 2013; Šálek et al. 2023). Ze stejného důvodu je vysoká mortalita i u příbuzného druhu sýčka králičího (*Athene cunicularia* Molina 1782), který je nejvíce ovlivněn jak srážkou s vozidlem (Williford et al 2007), tak velkým využíváním pesticidů v blízkosti lidských obydlí, kde se daný druh vyskytuje (Justice-Allen & Loyd 2017). Stejně jako u nejbližšího příbuzného druhu sýčka

králičího, je sýček obecný nejvíce ohrožen srážkou s vozidly (Šálek et al. 2023). Americká studie, která se zaměřila na stejnou problematiku uvádí, že stejnému riziku čelí také sova pálená (*Tyto alba* Scopoli 1769), kde riziko srážky s vozidlem je stejně velké pro dospělé i mláďata (Boves & Belthoff 2012). Jak ale dokazují výsledky sledování v této diplomové práci, srážka s vozidlem nebyla v daném období sledována. Pravděpodobně vzhledem k tomu, že zvolené lokality vypuštění se nacházely mimo frekventované cesty. Antropogenní příčinou zemřelo 20 % sledovaných jedinců. Nejčastější bylo uhynutí v dutých objektech, ze kterých se nebyli schopni dostat ven. Jednalo se objekty, které se před vypuštěním nepovedlo zabezpečit nebo objekty, které se nacházely na soukromých pozemcích v dané lokalitě a přístup k nim nebyl umožněn. Španělská studie v 96 sloupech postavených kolem železniční trati popisuje nalezení 162 ptačích těl během 3 a půl let. Nejvíce zastoupeným byl špaček černý (*Sturnus unicolor* Temminck 1820) a mimo jiné také sýček obecný (Malo et al. 2016). V rámci dalších výzkumů by bylo vhodné zaměřit se na zajištění těchto pastí, aby došlo k minimalizaci rizik s tímto spojených. S tím také souvisí edukace veřejnosti, která je rozepsaná v kapitole 6.3.

V rámci této práce došlo k uhynutí 20 % jedinců z důvodu vyhladovění. Není možné vyhodnotit, zda se jednalo o neschopnost ulovení potravy nebo o zdravotní stav, a to kvůli nedostatečným údajům získaných z pitvy takto uhynulých jedinců. V průběhu sledování byli tito jedinci spatřeni při lovu, kdy po uhynutí jim byly v žaludku nalezeny pouze zbytky hmyzu a žádné zbytky malých savců nebo ptáků. Přesto, že hmyz počtem tvoří nejdominantnější složku potravy, objemem biomasy jsou nejvíce zastoupeni drobní savci (Šálek et al. 2010). V této diplomové práci je ovšem zahrnut malý počet sledovaných a uhynulých jedinců. Je tudíž nutné zvážit, zda výsledky získané sledováním nejsou spíše individuální, a zda je možné objektivně vyvozovat charakteristiky celé populace.

6.2 Reintrodukční programy

Využití reintrodukčních programů může být vnímáno jako kontroverzní, panují na ně různé názory. Jedná se o metodu, která by se měla využívat pouze doplňkově a je důležité se primárně zaměřovat na volně žijící populace. Stejně tak je důležitá ochrana životního prostředí, a zvláště u sýčků obecných a podobně i u sýčků králičích, kde negativní populační trend je způsobený degradací krajiny (Scobie et al. 2020). Nevhodně zvolený reintrodukční program může celkové populaci uškodit (Šálek 2018), proto musí být vždy řádně odůvodněn a rizika dostatečně posouzena (IUCN/SSC 2013). Mezi hlavní důvody neúspěšné reintrodukce

patří nesprávné plánování a řízení projektu, problémy, které přímo souvisejí s biotopy, přírodní faktory a nemoci (Bubac et al. 2019). Australská studie zabývající se neúspěšným reintrodukčním programem uvádí, že důvodem neúspěchu byl charakter zvoleného stanoviště reintrodukce, který neposkytoval dostatečné množství útočišť a odpočinkových ploch a také nenabízel dostatečné množství potravy, což způsobilo velký predanční tlak (Bennett et al. 2013). Jednou z možností, jak tomuto neúspěchu předejít je například učení antipredančního chování, jak bylo popsáno v kapitole 3.3.2. V rámci projektu na základě, kterého je napsána tato diplomová práce, byla pečlivě zvolena zájmová území, a to s ohledem na doporučené podmínky, které sýčci vyžadují, tak aby bylo v krajině dostatečné množství odpočinkových míst, úkrytů a lovišť. Švýcarská studie zdůrazňuje vliv stresu při vypuštění na úspěch reionrodukčního programu, kde dle výsledků pozvolné vypuštění s dostatečnou aklimatizací pomáhá přežít (Jenni et al. 2014). Stejná metoda byla zvolena i v tomto případě. Chovné páry byly umístěny do rozletových voliér, kde měly možnost zahnízdit, vypuštěny byli až poté co mláďata byla sama schopna letu. Jako neméně důležité je zabezpečení prostředí okolo voliér a odstranění antropogenních pastí nebo jejich zabezpečení (Šálek & Dobrý 2018). Jak ukazují výsledky této práce, zabezpečení okolí nebylo dokonalé. V roce 2020 došlo ke třem úhynům v antropogenní pasti. Samice 37 uhynula v nedalekém rybníce, samec 36 zapadl mezi dvě zdi a mláďe 32 uvízlo v komíně. Další smrt v antropogenní pasti byla zaznamenána v roce 2023, kdy samec 3 utonul v kádi s vodou.

V ČR existuje již delší dobu snaha o udržení a posílení stávající populace. Součástí tohoto posilování je poznání biologie druhu, genotypu, disperze v krajině nebo příčin mortality. Zároveň probíhá ochrana a posilování současných hnízdních biotopů a také reintrodukce. Jedná se o finančně a časově velmi nákladnou metodu (Vlček 2020).

6.3 Zapojení veřejnosti

Zapojení veřejnosti může být v případě ochrany druhu klíčové. Cílem je edukace veřejnosti a její pozitivní pasivní nebo aktivní přístup k ochraně daného druhu. Pasivním přístupem chápeme souhlas a pozitivní ohlas s reintrodukčním programem nebo jinými aktivitami k ochraně druhu, aktivním přístupem chápeme aktivní financování vzniklého programu nebo zapojení v něm, jako např. kroky k předcházení vytváření různých pastí (Sampson et al. 2020). Jako hlavními zdroji edukace pro neznalou veřejnost slouží zoologické zahrady se svými projekty (Gilbert & Soorae 2017). Mezi další zdroje patří různé programy

ČSO, které mají za úkol edukovat veřejnost a zároveň s ní spolupracují, jako například spolupráce rodinnými farmami (Sychrová 2023). Stejně tak i záchranné programy, uvedené v kapitole 3.3.3 a 3.3.4, využívají spolupráce na umístění rozletových voliér, zajištění různých pastí a sběr dat. Povědomí o sýčkoví obecném lze rozšiřovat také za pomoci volnočasových aktivit, jako je například sledování ptactva, ekoturismu a podobných. S využitím dat z této studie a také ze studií jiných je možné veřejnost edukovat, jak lze provádět prevence úhynu z antropogenních příčin, a jak lze ohroženému druhu pomoci.

7 Závěr

Reintrodukce může být velmi účinným nástrojem v ochraně, ale pravděpodobně se vždy bude jednat o spornou metodu. Jedná se o časově i finančně náročnou metodu ochrany a výsledky často nejsou úspěšné. Jako přínos lze ovšem vnímat i data získaná díky reintrodukčním programům. Telemetrické sledování, využití fotopastí nebo jiných způsobů může hodně vypovědět o etologii, disperzi, mortalitě a teritorialitě jedinců. Tyto informace pak mohou přispět k efektivitě a úspěchům dalších záchranných programů.

Za sledovací období v tomto reintrodukčním programu na Plzeňsku byla nejčastější příčinou úmrtí predace, antropogenní příčiny a vyhladovění. Jedná se tedy o faktory, kterým lze předcházet, a to tréninkem vypouštěných jedinců nebo zabezpečením rizikových míst, jako jsou komíny a nádrže s vodou. U některých jedinců došlo k úmrtí následkem vyhladovění a zůstává otázkou, zda se jednalo o neschopnost lovu nebo jiné např. zdravotní potíže, které nebyly pitvou zjištěny.

Jako doporučení na základě výsledků této práce je edukace a práce s širokou veřejností, která může předejít vzniku, například antropogenních pastí a jiných faktorů, které mohou mít vliv na mortalitu. Také je důležité, aby byl proveden takový výběr lokalit pro rozletové voliéry, aby se jednalo o místa s nízkou disturbancí, zamezilo se vniknutí predátorů, ale aby také bylo okolí vhodné a uzpůsobené lovu.

8 Literatura

Alonso R, Orejas P, Lopes F, Sanz C. 2011. Pre–release training of juvenile little owls *Athene noctua* to avoid predation. *Animal Biodiversity and Conservation*, **34**: 389-393, DOI: <https://doi.org/10.32800/abc.2011.34.0389>

AOPK ČR. 2020. Záchraný program sýčka obecného (*Athene noctua*) v České republice.

Banks PB, Norrdahl K, Korpimäki E. 2002. Mobility decisions and the predation risks of reintroduction. *Biological conservation*, **103**: 133 – 138.

Batáry P, Báldi A, Erdos S. 2007. Grassland versus non-grassland bird abundance and diversity in managed grasslands: local, *landscape and regional scale effects*. *Vertebrate Conservation and Biodiversity*, **16**: 871-881.

Battaglia A, Ghidini S, Campanini G, Spaggiari R. 2003. Heavy metal contamination in Little owl (*Athene noctua*) and Common buzzard (*Buteo buteo*) from Northern Italy. *Ecotoxicol. Environ*, **60**: 61 – 66.

Bennett VA, Doerr VAJ, Doerr ED, Manning AD, Lindenmayer DB, Yoon HJ. 2013. Causes of reintroduction failure of the brown treecreeper: Implication for ecosystem restoration. *Austral Ecology*, **36** (6): 700 – 712.

BirdLife International 2023. Kde sýčci v Česku žijí? Available from <https://www.birdlife.cz/co-delame/vyzkum-a-ochrana-ptaku/ochrana-druhu/sycek-obecnny/athene/kde-sycci-v-cesku-ziji/#>

BirdLife International. 2019. *Athene noctua* (amended version of 2018 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2019. Available from <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T22689328A155470112.en>.

Boves TJ, Belthoff JR. 2012. Roadway mortality of barn owls in Idaho, USA. *The Journal of Wildlife Management*, **76**(7), 1381-1392.

Bubac ChM, Johnson AC, Fox JA, Cullingham CI. 2019. *Biological conservation*, 1082239: DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108239>.

Buck EJ, Sullivan JD, Kent CM, Mullinax JM, Prosser DJ. 2021. A comparison of methods for the long-term harness-based attachment of radio-transmitters to juvenile Japanese quail (*Coturnix japonica*). *Nimal Biotelemetry*, **9**: 32.

Canessa S, Hunter D, McFadden M, Marantelli G, McCarthy MA. 2014. Optimal release strategies for cost – effective reintroductions. *Journal of Applied Ecology*, **51**(4): 1107 – 1115.

Csermely D. 2000. Footedness bias in hunting birds of prey. *Raptors at Risk*. Hancock House. Georgia.

Česká národní rada. 1992. Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů. Pages 666-691 in *Sbírka zákonů České republiky, 1991, částka 28*. Česká republika.

Dyer MI, Pinowski J, Pinowska B. 1977. Granivorous birds in ecosystems: their evolution, populations energetics, adaptations, impact and control. *Population dynamics*: 53 – 105.

EU. 2009. Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2009/147/ES ze dne 30. listopadu 2009 o ochraně volně žijících ptáků. Pages L 20 7 – 25 in *Úřední věstník*. Brusel

EU. 2017. Nařízení Komise (ES 2017/160 ze dne 20. ledna 2017, kterým se mění nařízení Rady (ES) č. 338/97 o ochraně druhů volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin regulováním obchodu s nimi. Pages I 27 1-98 in *Úřední věstník*. Brusel.

Finck P, 1990. Seasonal-variation of territory size with the Little Owl (*Athene noctua*). *Oecologia*, **83**:68-75.

Fischer J, Lindenmayer DB. 2000. An assessment of the published results of animal relocations. Elsevier, **96**: 1 – 11.

Fuchs P, Laar JVD. 2008. Dispersie en vestiging van jonge Steenuilen. *Limosa*, **81**:129–138.

Gottschalk TK, Ekschmitt K, Wolters V. 2011. Efficient placement of nest boxes for the Little owl (*Athene noctua*). *Journal of Raptor Research*, **45**(1): 1 – 14.

Gilbert T, Soorae PS. 2017. Editorial: The Role of Zoos and Aquariums in Reintroductions and Other Conservation Translocations. *International Zoo Yearbook*, **51**: 9 – 14.

Grilo C, Reto D, Filipe J, Ascensão F, Revilla E. 2014. Understanding the mechanisms behind road effects: linking occurrence with road mortality in owls. *Animal Conservation*, **17**(6), 555-564.

Grilo C, Sousa J, Ascensão F, Matos H, Leitão I, Pinheiro P, Costa MBJ, Reto D, Lourenço R, Santos-Reis M, Revilla E. 2012. Individual spatial responses towards roads: implications for mortality risk. *PLoS ONE* 7, e43811: DOI:[10.1371/journal.pone.0043811](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0043811).

Habel JC, Braun J, Fischer C, Weisser WW, Gossner MM. 2015. Population restoration of the nocturnal bird *Athene noctua* in Western Europe: an example of evidence based species conservation. *Biodivers Conservation*, **24**: 1743-1753.

0

Hudec K, Šťastný K. 2005. Fauna ČR, Ptáci. Vol II/2. Academia, Praha.

Chobot K. & Němec M. 2017. Červený seznam ohrožených druhů České republiky/ Obratlovci. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Praha.

Chrenková M, Dobrý M, Šálek M. 2017. Further evidence of large-scale population decline and range contraction of the little owl *Athene noctua* in Central Europe. *Folia Zoologica*, **66**: 106-116.

Ille R, Grinschgl F. 2001. Little owl (*Athene noctua*) in Austria. Habitat characteristics and population density. *Ciconia*, **25**: 129 – 140.

IUCN. 1973. Úmluva o mezinárodním obchodu s ohroženými druhy volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin – Washington, D. C.

IUCN. 2015. *Athene noctua* (Little owl), European Red List of Birds. Luxembourg.

IUCN/SSC. 2013. Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 11.0. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission.

Jenni L, Keller N, Almasi B, Duplain J, Homberger B, Lanz M, Jenni – Eiermann S. 20. Transport and release procedures in reintroduction programs: stress and survival in grey partridges. *Animal Conservation*, **18** (1): 62 – 72.

Justice-Allen A, Loyd KA. 2017. Mortality of Western Burrowing Owls (*Athene cunicularia hypugaea*) associated with brodifacoum exposure. *Journal of wildlife diseases*, **53**(1): 165-169.

Katzner T, Robertson S, Robertson B, Klucsarits J, McCarty K, Bildstein K. 2005. Results from a long-term nest-box program for American Kestrels: implications for improved population monitoring and conservation. *Journal of Raptor Research*, **76**: 217-226.

König C, Weick F. 2008. *Owls of the world*. Second edition. New Haven and London, Yale University Press.

Le Gouar P J, Schekkermnan H, Van Der Jeugd H P, Boele A, Van Harxen R, Fuchs P, Stroeken. 2011. Long-term trends in survival of a declining population: the case of the little owl (*Athene noctua*) in the Netherlands. *Oecologia*, **166**: 369–379.

Loss SR, Will T, Marra P. 2015. Direct Mortality of Birds from Anthropogenic Causes. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, **46**: 99 – 120.

Lotek. 2022. Available from <https://www.lotek.com/products/vhf-avian-tags-for-smaller-species/>

Malo JE, García de la Morena EL, Hervás I, Mata C, Herranz J. 2016. Uncapped tubular poles along high-speed railway lines act as pitfall traps for cavity nesting birds. *European Journal of Wildlife Research*, **62**(4), 483-489.

Marples BJ. 1942. A Study of the Little Owl, *Athene noctua*, in New Zealand. Department of Zoology. University of Otago.

Marsh A, Wellicome TI, Bayne E. 2014. Influence of vegetation on the nocturnal foraging behaviors and vertebrate prey capture by endangered Burrowing Owls. *Avian Conservation & Ecology*. DOI: <http://dx.doi.org/10.5751/ACE-00640-090102>.

Martiško J. 1999. Ochrana dravců a sov v zemědělsky využívané krajině. EkoCentrum.

Mayer M, Šálek M, Fox AD, Lindhoj FJ, Jacobsen LB, Sunde P. 2021. Fine-scale movement patterns and habitat selection of little owls (*Athene noctua*) from two declining populations. *PLoS One*, e0256608: DOI:10.1371/journal.pone.0256608

Meisser C, Brahier A, Lardelli R, Schudel H, Kestenholz M. 2016. Plan d'action Chevêche d'Athéna Suisse. Office fédéral de l'environnement OFEV, Station ornithologique suisse, Association Suisse pour la Protection des Oiseaux ASPO/BirdLife Suisse; Berne, Sempach et Zürich.

Michel VT, Tschumi M, Naef – Daenzer B, Keil H, Gruebler MU. 2022. Reduced habitat quality increases intrinsic but not ecological costs of reproduction. *Ecology and Evolution*. E8859: DOI: <https://doi.org/10.1002/ece3.8859>.

Mikkola H. 2013. Owls of the world: a photographic guide. A&C Black. London.

Mikkola H. 2014. *Owls of the World: A Photographic Guide*, 2nd edn. Firefly Books Ltd., Buffalo, New York.

Mitchell AM, Wellicome TI, Brodie D, Cheng KM. 2011. Captive-reared burrowing owls show higher site-affinity, survival, and reproductive performance when reintroduced using a soft-release. *Biological conservation*, **144**(5), 1382-1391.

Mojžiš M, Kerestúr D. 2013. Decrease in abundance of Little Owl (*Athene noctua*) in Lučenská kotlina Basin (S Slovakia). *Trichodroma*, **25**: 37-44.

Molina – López RA, Darwich L., 2011. Causes of admission of little owl (*Athene noctua*) at a wildlife rehabilitation centre in Catalonia (Spain) from 1995 to 2010. *Animal Biodiversity and Conservation*, **34**: 401 – 405.

Molina-López RA, Casal J, Darwich L. 2011. Causes of morbidity in wild raptor populations admitted at a wildlife rehabilitation centre in Spain from 1995-2007: a long term retrospective study. *PLoS One*, e24603. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0024603>

Naef-Daenzer B, Korner-Nievergelt F, Fiedler W, Gruebler MU. 2017. Bias in ring-recovery studies: causes of mortality of Little owls *Athene noctua* and implications for population assessment. *Journal of Avian Biology*, **48**: 266 – 274.

Plesník J. 2010. Příroda jako proudící mozaika. Co přinesly novější poznatky ekosystémové ekologie. *Ochrana přírody* **3**: 27 – 30.

Poprach K. 2003 a. Nebezpečné technické nástrahy pro sovy a další druhy ptáků, část I. *Ochrana přírody* **58** (7): 210 – 213.

Poprach K. 2003 b. Nebezpečné technické nástrahy pro sovy a další druhy ptáků, část II. *Ochrana přírody* **58** (8): 245 – 247.

Poprach K. 2008: Sova pálená. TYTO, Nenakonice.

Pyott BE, Meads LM, Froese AL, Petersen SD, Mitchell AM, Schulte-Hostedde AI. 2023. Evaluating captive-release strategies for the Western Burrowing Owl (*Athene cunicularia hypugaea*). *Avian Conservation and Ecology*, DOI: <https://doi.org/10.5751/ACE-02453-180120>.

Reading RP, Miller B, Shepherdson D. 2013. The value of enrichment to reintroduction success. *Zoo biology*, **32**(3), 332-341.

Rebolo-Ifrán N, Tella JL, Carrete M. 2017. Urban conservation hotspots: predation release allows the grassland-specialist burrowing owl to perform better in the city. *Scientific Reports*, 3527: DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-017-03853-z>.

Ricklefs RE. 2000. Intrinsic aging-related mortality in birds. *Journal of Avian biology*, **31**(2): 103-111.

Romanowski J, Altenburh D, Zmihorski M. 2013. Seasonal variation in the diet of the Little owl, in agricultural landscape of Central Poland. *North-western Journal of Zoology*, **9**(2): 310 – 318.

Sampson L, Riley JV, Carpenter AI. 2020. Applying IUCN reintroduction guidelines: An effective medium for raising public support prior to conducting a reintroduction project. *Journal of Nature Conservation*, 125914: DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125914>.

Scobie C, Bayne E, Wellicome T. 2016. Influence of human footprint and sensory disturbances on night-time space use of an owl. *Endanger Species Res*: DOI: <https://doi.org/10.3354/esr00756>.

Scobie CA, Bayne EM, Wellicome TI. 2020. Evaluating cropland in the Canadian prairies as an ecological trap for the endangered Burrowing Owl *Athene cunicularia*. *Ibis*, **162**(1): 162 – 174.

Sergio F, Marchesi L, Pedrini P, Ferrer M, Penteriani V. 2004. Electrocutation alters the distribution and density of a top predator, the eagle owl *Bubo bubo*. *Journal of Applied Ecology*, **41**(5), 836-845.

Shao M, Liu N. 2008. The Diet of the Little Owl (*Athene noctua*) in the Desert Habitats of Northwestern China. *Journal of Raptor Research*, **42**: 61-64.

Schaub M, Aebischer A, Gimenez O, Berger S, Arlettaz R. 2010. Massive immigration balances high anthropogenic mortality in a stable eagle owl population: Lessons for conservation. *Biological Conservation*, **143**(8), 1911-1918.

Schlaepfer MA, Runge MC, Sherman PW. 2002. Ecological and evolutionary traps. *Trends in ecology & evolution*, **17**(10), 474-480.

Schröpfer L. 1996. Sýček obecný (*Athene noctua*) v České republice – početnost a rozšíření v letech 1998 – 1999. *Buteo*, **11**: 161 – 174.

Schröpfer, L. 2000. The Little Owl (*Athene noctua*) in the Czech Republic – abundance and distribution in the years 1998–1999. *Buteo*, **11**: 161-174.

Silva CC, Lourenco R, Godinho S, Gomes E, Sabino – Marques H, Medinas D, Neves V, Silva C, Rabaca JE, Mira A. 2012. Major roads have a negative impact on the Tawny Owl *Strix aluco* and the Little owl *Athene noctua* populations. *Acta Ornithologica*, **47**: 47 – 54.

Sorace A, Gustin M. 2010. Bird species of conservation concern along urban gradients in Italy. *Biodiversity and Conservation*, **19**: 205-221.

Staggenborg J, Schaefer HM, Stange Ch, Naef-Daenzer B, Gruebler M U, Sanchez-Zapata J A. 2017. Time and travelling costs during chick-rearing in relation to habitat quality in Little Owls *Athene noctua*. *Ibis*, **159**: 519-531.

Suvorov P, Jariabkova M, Bušina T, Podhrázský M, Šálek M, Vermouzek Z, Uhlíková J. 2022. Metodika repatriace v rámci záchranného programu pro sýčka obecného (*Athene noctua*) v ČR. AOPK.

Sychrová V. 2023. Společně s farmáři chráníme kriticky ohroženého sýčka. ČSO. Available from: <https://www.birdlife.cz/spolecne-s-farmari-chranime-kriticky-ohrozeneho-sycka/> (accessed March 2024).

Šálek M, Bažant M, Klvaňa P, Vermouzek Z, Václav R. 2023. Historical changes in mortality patterns of diurnal and nocturnal raptors in the Czech Republic, Central Europe: 1913–2017. *Biological Conservation*. 110073: DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110073>.

Šálek M, Dobrý P. 2018. Smrtící pasti pro ptáky lidských sídel. *Ptačí svět* 25:24–25.

Šálek M, Lövy M. 2012. Spatial ecology and habitat selection of Little Owl *Athene noctua* during the breeding season in Central European farmland. *Bird Conservation International*, **22**: 328-338.

Šálek M, Poprach K, Opluštil L, Melichar D, Mráz J, Václav R. 2019. Assessment of relative mortality rates for two rapidly declining farmland owls in the Czech Republic (Central Europe). *European Journal of Wildlife Research*, **65**: 1612-4642.

Šálek M, Riegert J, Křivan V. 2010. The impact of vegetation characteristics and prey availability on breeding habitat use and diet of Little Owls *Athene noctua* in Central European farmland. *Bird Study*, **57**: 495-503.

Šálek M, Schröpfer L. 2008. Population decline of the Little Owl (*Athene noctua* Scop.) in the Czech Republic. *Polish Journal of Ecology*, **53**: 527-534.

Šálek M. 2018. Sýček se představuje. *Ptačí svět: časopis České společnosti ornitologické*. Praha: ČSO, **25**: 1801-7525.

Thorup K, Pedersen D, Sunde P, Jacobsen LB, Rahbek C. 2013. Seasonal survival rates and causes of mortality of Little Owls in Denmark. *Journal of Ornithology*, **154**: 183 – 190.

Thorup K, Sunde P, Jacobsen LB, Rahbek C. 2010. Breeding season food limitation drives population decline of Little Owl (*Athene noctua*) in Denmark. *Ibis*, **152**: 803 – 190.

van Nieuwenhuysse D, Génot J-C, Johnson DH. 2008. *The Little Owl: Conservation, Ecology and Behavior of Athene noctua*. Cambridge University Press, New York.

Vickery JA, Tallowin JR, Feber RE, Asteraki E J, Atkinson PW, Fuller RJ, Brown VK. 2001. The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology*, **38**: 647-664.

Vlček J. 2020. Zpráva repatriace sýčků v Plzeňském kraji v roce 2020. Odchov a repatriace sýčka obecného. Zoo Plzeň.

Williford DL, Woodin MC, Skoruppa MK, Hickman GC. 2007. Characteristics of roost sites used by Burrowing Owls (*Athene cunicularia*) wintering in southern Texas. *The Southwestern Naturalist*, **52**(1): 60-66.

Withey JC, Bloxton TD, Marzluff JM. 2001. Effects of tagging and location error in wildlife radiotelemetry studies. *Radio tracking and animal populations*. Academic Press. San Diego.

Żmihorski M, Romanowski J, Osojca G. 2009. Habitat preferences of a declining population of the little owl, *Athene noctua* in Central Poland. *Folia Zoologica*, **58**: 207-215.

9 Samostatné přílohy

Příloha I: Seznam vypuštěných jedinců

| Označení jedince | Rok | Lokalita | Pohlaví | Počátek monitoringu | Konec monitoringu | Počet dnů | Důvod ukončení |
|------------------|------|----------------|---------|---------------------|-------------------|-----------|--------------------------|
| 1 | 2023 | Těnovice | 1,0 | 07.07.2023 | 18.08.2023 | 43 | Ukončení sledování |
| 2 | 2023 | Těnovice | 0,1 | 07.07.2023 | 18.08.2023 | 43 | Ukončení sledování |
| 3 | 2023 | Spálené poříčí | 1,0 | 07.07.2023 | 10.08.2023 | 35 | Utonutí v kádi s vodou |
| 4 | 2023 | Spálené poříčí | 0,1 | 07.07.2023 | 18.08.2023 | 43 | Ukončení sledování |
| 5 | 2022 | Těnovice | 0,1 | 10.07.2022 | 11.07.2022 | 2 | Úhyn (predace) |
| 6 | 2022 | Těnovice | 1,0 | 10.07.2022 | 18.07.2022 | 9 | Úhyn (predace) |
| 7 | 2022 | Těnovice | juv. | 10.07.2022 | 11.07.2022 | 2 | Ztráta signálu |
| 8 | 2022 | Těnovice | juv. | 10.07.2022 | 11.07.2022 | 2 | Ztráta signálu |
| 9 | 2022 | Těnovice | juv. | 10.07.2022 | 11.07.2022 | 2 | Úhyn (predace) |
| 10 | 2022 | Spálené poříčí | 0,1 | 02.07.2022 | 16.07.2022 | 15 | Úhyn |
| 11 | 2022 | Spálené poříčí | 1,0 | 02.07.2022 | 13.07.2022 | 12 | Úhyn (podvýživa) |
| 12 | 2022 | Spálené poříčí | juv. | 02.07.2022 | 14.08.2022 | 44 | Ukončení sledování |
| 13 | 2022 | Spálené poříčí | juv. | 02.07.2022 | 11.08.2022 | 41 | Ztráta signálu |
| 14 | 2022 | Spálené poříčí | juv. | 02.07.2022 | 14.08.2022 | 44 | Ukončení sledování |
| 15 | 2022 | Spálené poříčí | juv. | 02.07.2022 | 14.08.2022 | 44 | Ukončení sledování |
| 16 | 2022 | Lipnice | 0,1 | 15.07.2022 | 12.08.2022 | 29 | Ztráta signálu |
| 17 | 2022 | Lipnice | 1,0 | 15.07.2022 | 27.08.2022 | 44 | Ukončení sledování |
| 18 | 2022 | Lipnice | juv. | 15.07.2022 | 20.08.2022 | 37 | Ztráta signálu |
| 19 | 2022 | Lipnice | juv. | 15.07.2022 | 19.08.2022 | 36 | Ztráta signálu |
| 20 | 2022 | Lipnice | juv. | 15.07.2022 | 17.08.2022 | 34 | Úhyn (predace) |
| 21 | 2022 | Lipnice | juv. | 15.07.2022 | 02.08.2022 | 19 | U silnice neschopen letu |
| 22 | 2021 | Těnovice | 1,0 | 04.07.2021 | 17.07.2021 | 30 | Úhyn (podvýživa) |
| 23 | 2021 | Těnovice | 0,1 | 04.07.2021 | 02.08.2021 | 11 | Úhyn (podvýživa) |
| 24 | 2021 | Spálené poříčí | 1,0 | 24.07.2021 | 21.08.2021 | 29 | Ztráta signálu |
| 25 | 2021 | Spálené poříčí | 0,1 | 24.07.2021 | 04.08.2021 | 12 | Úhyn (predace) |
| 26 | 2021 | Lipnice | 1,0 | 04.07.2021 | 11.07.2021 | 7 | Ztráta signálu |
| 27 | 2021 | Lipnice | 0,1 | 04.07.2021 | 18.07.2021 | 16 | Nalezení vysílačky |
| 28 | 2021 | Lipnice | juv. | 04.07.2021 | 19.07.2021 | 15 | Úhyn (predace) |
| 29 | 2021 | Lipnice | juv. | 04.07.2021 | 17.07.2021 | 13 | Ztráta signálu |
| 30 | 2020 | Radinovy | 1,0 | 04.08.2020 | 10.09.2020 | 38 | Ukončení sledování |
| 31 | 2020 | Radinovy | 0,1 | 04.08.2020 | 18.08.2020 | 15 | Ztráta signálu |

| | | | | | | | |
|----|------|----------|------|------------|------------|----|-----------------------------|
| 32 | 2020 | Radinovy | juv. | 04.08.2020 | 13.08.2020 | 10 | Úhyn (uvíznutí v komíně) |
| 33 | 2020 | Radinovy | juv. | 04.08.2020 | 10.09.2020 | 38 | Ukončení sledování |
| 34 | 2020 | Těnovice | 1,0 | 26.06.2020 | 02.08.2020 | 38 | Ukončení sledování |
| 35 | 2020 | Těnovice | 0,1 | 26.06.2020 | 09.07.2020 | 14 | Ztráta signálu |
| 36 | 2020 | Lipnice | 1,0 | 27.06.2020 | 03.07.2020 | 7 | Úhyn (zapadlý mezi dvě zdi) |
| 37 | 2020 | Lipnice | 0,1 | 27.06.2020 | 07.07.2020 | 11 | Úhyn (rybník) |
| 38 | 2020 | Lipnice | juv. | 27.06.2020 | 04.08.2020 | 39 | Ukončení sledování |
| 39 | 2020 | Lipnice | juv. | 27.06.2020 | 03.07.2020 | 0 | Úhyn (nalezen ve voliéře) |
| 40 | 2020 | Lipnice | juv. | 27.06.2020 | 04.08.2020 | 39 | Ukončení sledování |
| 41 | 2020 | Lipnice | juv. | 27.06.2020 | 04.08.2020 | 39 | Ukončení sledování |