

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra etologie a zájmových chovů



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Repatriace sýčka obecného (*Athene noctua*) na Plzeňsku:
vyhodnocení mortality a chování mláďat během dospívání**

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Alžběta Dřevová

Obor studia: Zájmové chovy zvířat

Vedoucí práce: doc. Ing. Marek Kouba, PhD.

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Repatriace sýčka obecného (*Athene noctua*) na Plzeňsku: vyhodnocení mortality a chování mláďat během dospívání" 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 neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 13. 4. 2022

Poděkování

Ráda bych tímto poděkovala vedoucímu práce doc. Ing. Marku Koubovi, Ph.D. za velmi cenné rady, připomínky a vstřícnou pomoc při psaní této práce. Dále děkuji Ing. Tomáši Bušinovi, Ph.D. za organizaci projektu. Tato diplomová práce vznikla na základě spolupráce se Zoologickou a botanickou zahradou Plzeň a Ekocentrem Spálené Poříčí, kterým bych také chtěla poděkovat, a to obzvláště Petru Jandíkovi. V neposlední řadě bych ráda poděkovala mé rodině a nejbližšímu okolí za poskytnutí zázemí a prostoru pro studium.

Repatriace sýčka obecného (*Athene noctua*) na Plzeňsku: vyhodnocení mortality a chování mlád'at během dospívání

Souhrn

Tato diplomová práce sledovala výši a nejčastější příčiny mortality při repatriacním programu sýčka obecného (*Athene noctua*) na Plzeňsku v letech 2017 – 2021. K repatriaci byli vybráni dospělci z odchovu v ZOO Plzeň, a nebo v Ekocentru Spálené Poříčí. Ve vytipovaných oblastech, které se nejvíce blížily preferovanému přirozenému biotopu sýčků, byly do vhodných objektů umístěny uvykací vypouštěcí voliéry, do kterých byly páry sýčků z odchovu umístěny. Před vypuštěním byly na ptáky upevněny radiové vysílačky. Vypuštění jedinci byli poté telemetricky sledováni, a to minimálně po dobu 30 dní. Celkově bylo vypuštěno 41 jedinců v poměru 26 dospělců a 15 mlád'at. Mlád'ata byla ve vypouštěcí voliére rodičovskými páry snesena, inkubována a odchována. U dohledaných uhynulých jedinců byly ve 12 případech určeny příčiny úmrtí. Následkem uvíznutí v technické pasti (např. v komínu, utopení v jezírku) uhynulo 6 jedinců, 2 úhyny zapříčinila srážka vozidlem, 2 jedinci vyhladověli a u 2 došlo k predaci. U 4 jedinců nebylo možné příčinu smrti určit. Antrpogenní faktory tedy zapříčinily 50 % dohledaných úhynů. Prvních 30 dní po vypuštění prokazatelně přežilo 15 jedinců (36,5 %). Vyšší úspěšnost přežívání měla mlád'ata. První měsíc přežilo 8 mlád'at (53,3 %) oproti 7 přeživším dospělcům (24 %). Příčina mortality mlád'at byla v 60 % případů neznámá, v 20 % došlo k uvíznutí v technické pasti a 20 % bylo predováno. Ani jednou jsme nezaznamenali vokalizaci jak mláděte, tak dospělce, která u volně žijících sýčků v přírodě bývá běžná. Výsledky této práce potvrdily nutnost osvěty veřejnosti a popularizace tématu zabezpečování technických pastí, jako jsou vertikální duté objekty a nádrže na vodu.

Klíčová slova: sýček obecný, *Athene noctua*, repatriace, mortalita, technická past

Repatriation of the Little owl (*Athene noctua*) in the Pilsen region: mortality and behaviour of fledglings during post-fledging dependence period

Summary

This thesis monitored the mortality level and the most frequent causes of mortality of the Little owl (*Athene noctua*) during the repatriation programme, which took place in the Pilsen region during the years 2017 – 2021. The prospective parental pairs from conservation breeding were provided by the Zoological and Botanical Garden Pilsen or Ecocenter Spálené Poříčí. In the selected areas, that were closest to the preferred natural habitat of the owls, release aviaries were placed in suitable facilities. The radio transmitters were attached to the birds prior to the release. The released individuals were then telemetrically monitored for a minimum of 30 days. A total of 41 individuals were released, 26 adults and 15 juveniles (juveniles were bred by the parental pairs in the aviaries). Causes of death were determined in 12 of the observed mortalities. As a result of being trapped in a technical trap (e.g. in a chimney, drowning in a pond) 6 individuals died, 2 deaths were caused by vehicle collision, 2 individuals starved to death and 2 were predated. In 4 individuals the cause of death could not be determined. Thus, anthropogenic factors caused 50 % of the observed mortalities. Fifteen individuals (36,5 %) of all released birds survived the first 30 days after release. Juveniles had a higher survival rate during the first month after release, 8 juveniles (53.3 %) survived compared to 7 surviving adults (24 %). The cause of juvenile mortality was unknown in 60 % of cases, 20 % were trapped in a technical trap and 20 % were predated. We did not observe vocalization of either the juvenile or adult, which is in contrast with Little owls living in the wild. The results of this study show the importance of educating the public about the necessity of securing technical traps, such as chimneys or water tanks.

Keywords: Little owl, *Athene noctua*, repatriation program, reinforcement, mortality, technical trap

Obsah

1. Úvod.....	1
2. Cíle práce a vědecké hypotézy.....	2
3. Literární rešerše	3
3.1 Charakteristika vybraného druhu	3
3.1.1 Zařazení do systému	3
3.1.2 Popis druhu	3
3.1.3 Rozšíření a početnost.....	4
3.1.4 Status ochrany	6
3.1.5 Prostředí výskytu	6
3.1.6 Hnízdění	8
3.1.7 Disperze	10
3.1.8 Vokalizace	11
3.1.9 Potravní nároky	12
3.1.10 Způsob lovu	13
3.2 Mezidruhové interakce.....	15
3.3 Příčiny poklesu.....	17
3.4 Záchranný program	21
3.5 Způsoby monitoringu.....	22
3.5.1 Značení zvířat	22
3.5.2 Telemetrie.....	23
3.6 Vypouštěcí techniky.....	24
4. Materiál a metodika	26
4.1. Organizace zaštiťující realizaci projektu.....	26
4.2. Sběr dat.....	26
4.2.1 Výběr lokalit	26
4.2.2 Příprava zázemí	28
4.2.3 Příprava jedinců a vypuštění	28
4.2.4 Přikrmování	30
4.2.5 Systematicčnost sběru dat	30
5. Výsledky	31
5.1 Mortalita.....	31
5.2 Chování mláďat.....	36
6. Diskuze	37
6.1 Mortalita.....	37

6.2 Příkrmování.....	38
6.3 Chování mláďat.....	38
6.4 Zapojení veřejnosti.....	39
7. Závěr.....	40
7.1 Závěrečná doporučení.....	40
8. Použitá literatura.....	41
9. Samostatné přílohy.....	50
Příloha I: Seznam všech vypuštěných jedinců.....	50

1. Úvod

V našich podmínkách jsou dravci a sovy vrcholem potravního řetězce, proto jsou náchylní k akumulaci toxických látek a jsou často klíčovým ukazatelem pro sledování stavu životního prostředí (Saurola 1985). V zemědělsky využívané krajině se u nás pravidelně až ojediněle vyskytuje více než 20 druhů dravců a sov. Z hlediska reálnosti aktivních ochranných opatření a biologické ochrany polních kultur je významných 8 pravidelně a početněji hnízdících (případně zimujících) druhů, mezi něž patřil i sýček obecný (*Athene noctua* Scopoli, 1769) (Martiško, 1999).

Právě na sýčka obecného se v posledních letech upírá velká pozornost. Celková populace na našem území mohla kdysi dosahovat několika tisíc až desítek tisíc hnízdních párů (Jirsík 1944). Dříve plošný výskyt této drobné sovy se však rozpadl na izolované ostrůvky a jediná početnější subpopulace se dnes nachází v severozápadních Čechách. Početnost sýčků na území České republiky je dnes odhadována na pouhých 100 – 130 párů. Tento alarmující stav vedl k zařazení sýčka obecného mezi kriticky ohrožené druhy v červeném seznamu ptáků ČR. Současně se také jedná o druh chráněný zákonem č. 114/1992 Sb., v platném znění. Setrvalý pokles početnosti této sovy není záležitostí jen České republiky, ale i celé střední Evropy a dalších států našeho kontinentu (např. Francie, Nizozemí, Slovinsko, Chorvatsko) (AOPK 2022).

AOPK ČR (Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky) iniciovala přípravu Záchraného programu pro sýčka obecného v ČR, který byl v roce 2020 schválen Ministerstvem životního prostředí ČR. Jako jedním z bodů specifické ochrany byla dosud realizována repatriace pomocí vypouštění uměle odchovaných jedinců. Vypouštěcí akce v České republice dosud nevedly ke kýženému znovuosídlení jakékoli oblasti či ustavení stabilních populací (AOPK 2020).

V této práci se zaměřuji na probíhající repatriaci sýčka obecného na Plzeňsku, která započala a soustavně probíhá od roku 2017 s tím, že od roku 2020 se zvýšila intenzita monitoringu vypouštěných jedinců. Ten je po dobu jednoho měsíce od vypuštění prováděn v několikahodinových intervalech na denní bázi. Díky tomu jsou sýčci s přesností dohledávání a výsledky přináší důležitá data o nejčastějších příčinách mortality apod. Doufám, že tato práce smysluplně pomohla k doplnění poznatků ohledně mortality vypuštěných jedinců a ukázala již tolikrát zmiňovanou nutnost cílené osvěty primárně v oblastech, kde k repatriaci dochází.

2. Cíle práce a vědecké hypotézy

Cíle práce:

1. Za využití radio-telemetrie vyhodnotit míru mortality přirozeně odchovaných mlád'at sýčka obecného v člověkem kontrolovaných podmínkách, a to v období po opuštění hnízdní budky.
2. Identifikovat příčiny mortality.
3. Zjistit, zda a jak často žebrají mladí sýčkové o potravu během období dospívání.

Hypotézy:

1. V případě vypuštěných sýčků z odchovu budou dospělci v přežívání úspěšnější než jejich mlád'ata, která ve vypouštěcí voliére odchovají.
2. Pokud budou po vypuštění sýčci příkrmováni, nebude docházet k úhynu vyhladověním.
3. Pokud budou mlád'ata sýčků rodičovskému páru vlastní (snesena, vysezena), bude jejich chování srovnatelné s mlád'aty sýčků z volné přírody, myšleno že budou žadonit o potravu.

3. Literární rešerše

3.1 Charakteristika vybraného druhu

Sýček obecný (*Athene noctua* Scopoli, 1769)

3.1.1 Zařazení do systému

Říše: živočichové (Animalia)

Kmen: strunatci (Chordata)

Podkmen: obratlovci (Vertebrata)

Třída: ptáci (Aves)

Nadřád: letci (Carinatae)

Řád: sovy (Strigiformes)

Čeleď: puštíkovití (Strigidae)

Rod: sýček (*Athene*)

Druh: sýček obecný (*Athene noctua*)

Poddruh: sýček obecný západoevropský (*Athene noctua vidalii*, A. E. Brehm, 1857)

3.1.2. Popis druhu

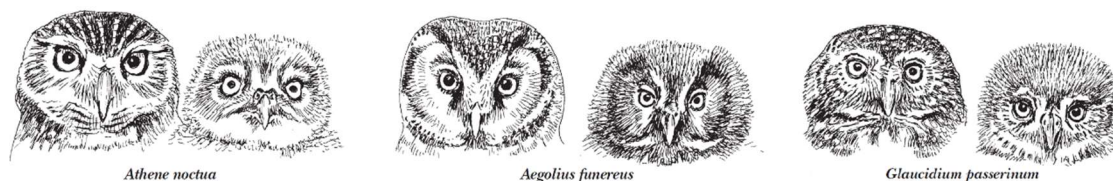
Sýček obecný je malá sova dosahující velikosti těla 21 – 24 cm s krátkým ocasem a relativně dlouhými nohama, které jsou opeřené. Má nápadnou, zploštělou hlavu s nejasně definovaným a tmavěji ohraničeným obličejovým diskem. Na svrchu těla přechází zbarvení do šedivo-hnědé s bohatým bílým tečkováním. Spodina těla je světlejší a je protkána spíše podélnějším hnědým skvrněním (König & Weick 2008). Oči jsou žluté a jsou posazené daleko od sebe, takže jejich spojnice se zobákem tvoří nízký a široký rovnoramenný trojúhelník (Šťastný et al. 2006). Rozpětí křídel je 14,6 – 18 cm, váha 105 – 260 g, samice nejsou významně větší ani těžší než samci (König & Weick 2008).

Velikostí a zbarvením se sýček obecný podobá sýci rousnému (*Aegolius funereus* Linnaeus, 1758), výjimečně by mohlo dojít k záměně i s kulíškem nejmenším (*Glaucidium passerinum* Linnaeus, 1758) (viz Obr. 1).

Sýc rousný má na rozdíl od sýčka hustě opeřené nohy a velkou hlavou s kontrastnějším zbarvením závoje. Oči jsou blíže než u sýčka (spojnice očí a zobáku tvoří rovnostranný

trojúhelník proti nízkému rovnoramennému trojúhelníku u sýčka obecného) a jsou černě orámovány (Hudec & Šťastný 2005). V porovnání se sýčkem obecným mají sýci disproporčně velkou hlavu a velice výrazný obličejový disk, který je bílo-šedivý s hnědo-černým rámováním. Obočí sýce je bílé a dodává sově „překvapený výraz“. Sýc rousný preferuje rozdílný biotop, obývá spíše lesy (Korpimäki & Hakkarainen 2012).

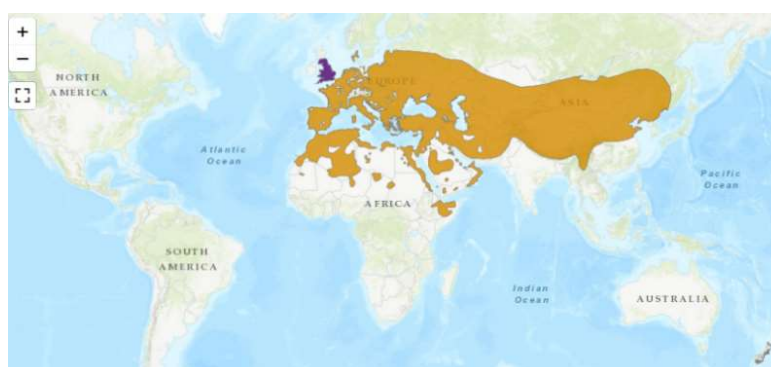
Kulíšek nejmenší preferuje spíše listnaté a jehličnaté lesy, čímž se od sýčka odlišuje. Dále je v porovnání se sýčkem obecným menší a má delší ocas (König & Weick 2008).



Obrázek 1: Rozdíl v obličejovém disku sýčka obecného, sýce rousného a kulíška nejmenšího (König & Weick 2008).

3.1.3 Rozšíření a početnost

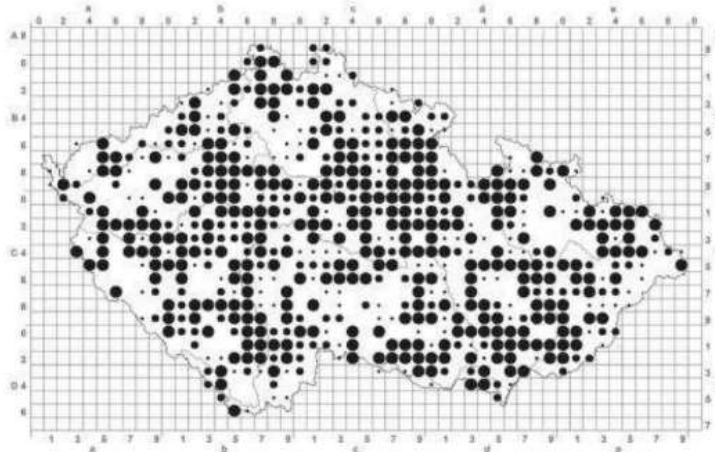
Sýček obecný obývá většinu Evropy a Asie kromě nejsevernějších částí, žije i na severu Afriky a na Arabském poloostrově (Šťastný et al. 2006). Nejvyšší početní stavy jsou na jihu Evropy. Jeho hnízdní rozšíření je limitováno trváním sněhové pokrývky, a tak se v Evropě vyskytuje do 600 – 1100 m n. m. (Šťastný et al. 2006). Mimo oblast přirozeného výskytu se sýčci nachází na území Velké Británie a Nového Zélandu. Na britském souostroví byli sýčci vysazeni v druhé polovině 19. století s cílem obohatit místní faunu. Úspěšné rozmnožování vysazených sov bylo zjištěno v roce 1879. V současnosti je těžiště výskytu tohoto druhu v jihovýchodní části britských ostrovů. Na Novém Zélandu, především na Jižním ostrově, byli sýčci vysazeni v letech 1906 a 1910. Vypuštění jedinci pocházeli z Německa a hlavním záměrem jejich vysazení byla redukce početnosti introdukovaných pěvců, kteří působili škody na úrodě. Na Jižním ostrově se sýčci vyskytují i v současnosti (AOPK 2022).



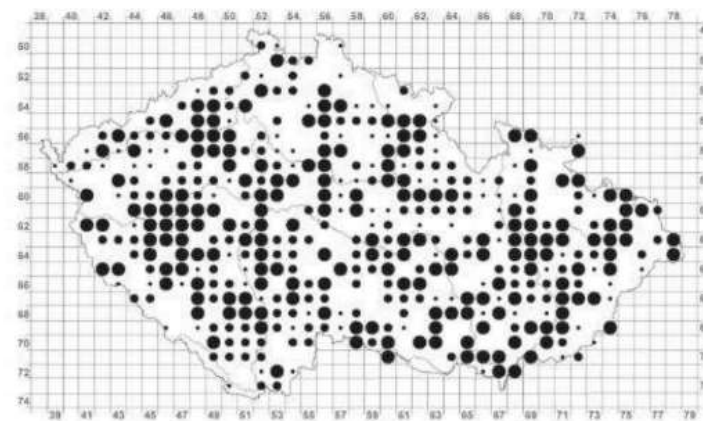
Obrázek 2: Rozšíření sýčka obecného. Oranžová barva – přirozený výskyt, fialová barva – introdukovan (BirdLife International 2019).

V posledních desetiletích stavy sýčka ve většině Evropy klesají, a to obzvláště v západní a střední části (Zmihorski et al. 2006, Sunde et al. 2009). Početnost sýčků na území České republiky je dnes odhadována na pouhých 100 – 130 párů (AOPK 2022). Historické hnízdní rozšíření sýčka obecného v České republice zobrazuje Obrázek 3.

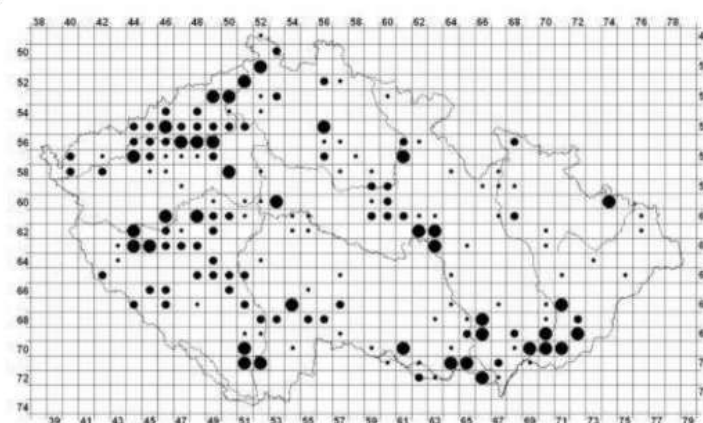
a) 1973–1977



b) 1985–1989



c) 2001–2003



Obrázek 3: Rozšíření sýčka obecného v ČR. Velký bod = prokázané hnízdní, středně velký bod = pravděpodobné hnízdní, malý bod – možné hnízdní (Šťastný et al. 1897; 1996; 2006).

3.1.4 Status ochrany

Sýček obecný je dle zákona o ochraně přírody a krajiny č. 114/1992 Sb., v platném znění – zvláště chráněný druh živočicha, prováděcí vyhláška č. 395/1992 Sb., v platném znění, k tomuto zákonu – druh silně ohrožený (SO). Základní podmínky ochrany zvláště chráněných živočichů jsou uvedeny v § 50 ZOPK – zvláště chránění živočichové jsou chráněni ve všech svých vývojových stádiích a chráněna jsou jimi užívaná přirozená i umělá sídla a jejich biotop. Je zakázáno škodlivě zasahovat do přirozeného vývoje zvláště chráněných živočichů, zejména je chytat, chovat v zajetí, rušit, zraňovat nebo usmrcovat. Není dovoleno sbírat, ničit, poškozovat či přemísťovat jejich vývojová stádia nebo jimi užívaná sídla. Podle tohoto zákona je chráněn i mrtvý jedinec zvláště chráněného druhu, jeho část nebo výrobek z něho.

Dle Úmluvy o mezinárodním obchodu ohroženými druhy volně žijících živočichů a rostliny (CITES) je řazen do Přílohy II – druhy, které by mohly být ohroženy, pokud by mezinárodní obchod s nimi nebyl přísně regulován.

Podle legislativy Evropské unie, a to nařízení komise (ES) č. 2017/160 ze dne 20. 1. 2017, kterým se mění nařízení Rady (ES) č. 338/97 o ochraně druhů volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin regulováním obchodu s nimi, je sýček obecný řazen do přílohy A, kam jsou řazeny druhy z přílohy I úmluvy CITES a dále druhy, které jsou nebo mohou být předmětem poptávky za účelem využívání ve Společenství nebo mezinárodního obchodu, a kterým buď hrozí vyhynutí nebo jsou tak vzácné, že jakýkoli objem obchodu by ohrozil jejich přežití.

Dle Úmluvy o ochraně evropských planě rostoucích rostlin, volně žijících živočichů a přírodních stanovišť (Bernská úmluva) je řazen do Přílohy II – přísně chráněný druh živočicha V Červeném seznamu obratlovců ČR je zařazen do kategorie druh kriticky ohrožený (CR). Dle IUCN (Birdlife International 2019) je sýček řazen do kategorie málo dotčený.

3.1.5 Prostředí výskytu

Sýček obecný je predátor žijící převážně usedle, vyznačuje se vysokou fidelitou k teritoriím, která obývá celoročně (Van Nieuwenhuysse et al. 2008). Mladí jedinci mohou výjimečně táhnout 200 – 600 km od hnízda, většinou se ale disperze mláďat odehrává do vzdálenosti 50 km (König & Weick 2008).

V Evropě sýček preferuje zemědělsky obdělávané oblasti s pestrou mozaikou rozdílných biotopů, kde jsou jednotlivé plochy spíše menší rozlohy a poskytují tak dostatek přechodových, ekotonových stanovišť (Van Nieuwenhuysse et al. 2008). Různé okrajové struktury a přechody mezi jednotlivými ploškami a plodinami hostí vyšší početnost kořisti v porovnání s vnitřky ploch (Appoloni 2013). Sýček se často vyskytuje synantropně ve vesnicích a v některých regionech i v městské zástavbě (Dalbeck et al. 1999, Van Nieuwenhuysse et al. 2008, Apolloni 2013). Pro sýčky obecné jsou zejména důležité habitaty s vyšším zastoupení travní plochy, jako například pastviny a pravidelně sečené plochy. Poskytují jim totiž

kontinuální zásobování potravou – hmyzem, žížalami a hlodavci, a to téměř po celý rok (Finck 1990, Schmid 2003, Thorup et al. 2010). Orf (2001) zaznamenal v Německu v okolí Frankfurtu velikost domovského okrsku sýčků 20,3 ha v prostředí pastvin oproti 74,8 ha v oblastech s převažující ornou půdou. Ve Francii Génot a Wilhelm (1993) zjistili, že domovské okrsky se z velké části skládají z luk a pastvin.

Domovský okrsek nemigrujících dravých ptáků by měl svou velikostí zajistit dostatek stanovišť pro lov a adekvátní zdroje v průběhu celého roku, aby tak jedincům zajistil přežití. Zvířata, která okupují oblasti s vysokou dostupností preferovaných potravních stanovišť, mají domovské okrsky menší, což by mělo mít vliv na reprodukční úspěch a mortalitu (Newton 1979).

V České republice se sýček obecný vyskytuje v oblastech s významným podílem pastvin a zemědělsky obdělávaných ploch (Šálek & Schropfer 2008) v nížinách (Ševčík et al. 2021), i když Schropfer (1996) zaznamenal na Šumavě výskyt sýčka ve výšce 900 m n. m. Platí, že záznamy výskytu sýčků ve vyšších oblastech jsou z doby, kdy u nás byla jejich populace početnější. V současnosti je výskyt sýčků v nadmořských výškách nad 500 m považován za velice sporadický (Šálek 2004, Šálek & Schropfer 2008). Prakticky všechny sýčkem obsazené lokality ve střední Evropě jsou nyní soustředěny do intravilánu lidských sídel a jejich blízkého okolí, které jsou složené z členitého prostředí s dostatkem potravních zdrojů v průběhu celého roku (AOPK 2020). Na území ČR hnízdí sýček aktuálně v obdobných typech hospodářských objektů jako sova pálená (*Tyto alba* Scopoli, 1769). Sýček je schopen si zvyknout na konkrétní osoby dlouhodobě se vyskytující v blízkosti hnízda. Majitelé objektu sýčkovi nevadí, před cizími lidmi se chová ostražitě a zalézá do úkrytu (Poprach et al. 2018).

Pestrost prostředí vyjádřená počtem (hustotou) různých okrajových struktur či velikostí ploch představuje nesmírně důležitou charakteristiku pro výskyt sýčka obecného (AOPK 2020). Heterogenní prostředí spojené s vyšším zastoupením různých mikrostanovišť nebo ekologických nik je jedním z klíčových ukazatelů početnosti a druhové diverzity živočichů v zemědělské krajině (Benton et al. 2003). Pro výběr domovského okrsku hraje důležitou roli pestré prostředí parkovitého charakteru, které je schopno poskytnout dostatek potravních zdrojů a které musí pokrýt celoroční energetické nároky pro dospělé sýčky i mláďata. Hnízdní teritoria obsahují nejčastěji pestrou mozaiku rozdílných biotopů, malých louček a pastvin, políček, sadů, zahrad a vysokého počtu liniových struktur (živé ploty, kamenné zídky) (Finck 1990; Van Nieuwenhuysse et al. 2008). I další studie (Loske 1986; Šálek & Lövy 2012) dokládají pozitivní vazbu sýčků na struktury typu okraje pastvin, živé ploty, stromořadí, remízky a travnaté pásy podél silnic.

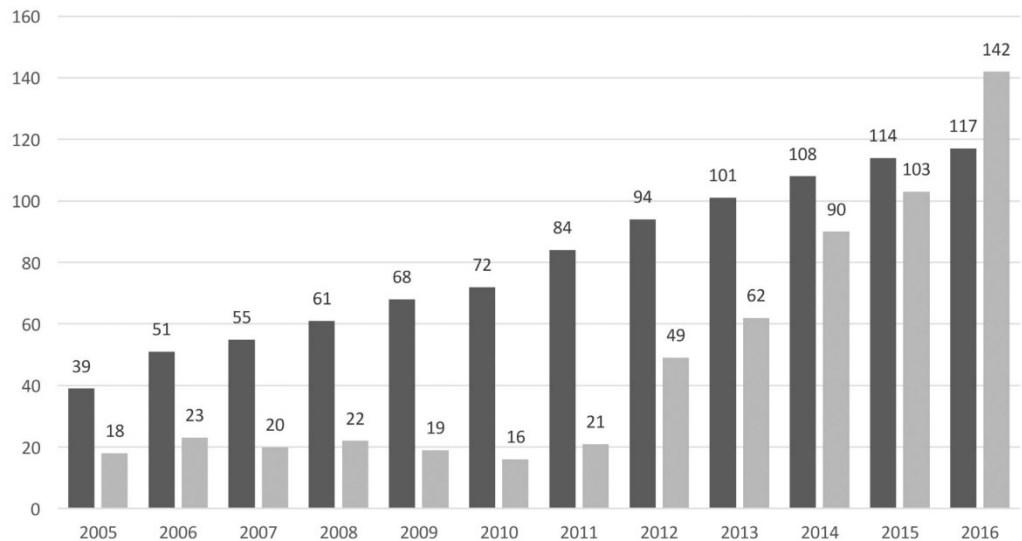
Loske (1986) uvádí jako nejčastější lovecký biotop extenzivně využívané sady (45 %), pastviny se starými stromy (40,8 %) a okraje vesnic (33,8 %). Jako nejvyhledávanější typy pastvin se jeví ty, které jsou spásány dobyt看em (63 %) a sečené (33 %). Jako optimální lokality pro sýčky se jeví plochy s 60 % lučních porostů, minimálně by travnaté biotopy měly zahrnovat 10–15 % rozlohy hnízdního teritoria. Také při analýze současných hnízdišť z České republiky se potvrdilo, že většina lokalit obsazených sýčkem má ve svém okolí vyšší zastoupení lučních porostů a nalézají se v nižších nadmořských výškách než porovnávané neobsazené lokality (Šálek & Berek 2001, Šálek & Schropfer 2008).

Při porovnání množství potravní nabídky, jako jsou žížaly, brouci a drobní hlodavci, převládají kvalitou travnaté plochy nad polními kulturami (Apolloni 2013). Exo (1991) zjistil, že se teritoria zkušených jedinců s mnohaletými loveckými zkušenostmi sestávala z 83 % z travnaté plochy, kdežto u mladých nezkušených ptáků byl tento podíl jen 55 %.

3.1.6 Hnízdění

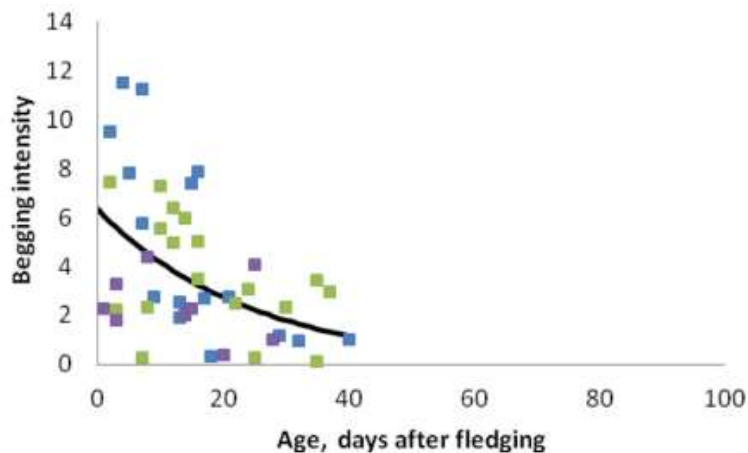
Sýčci hnízdí jednou ročně, a to v dutinách v lidských sídlech, instalovaných budkách či v doupných stromech (Van Nieuwenhuysse et al. 2008). Díky celorepublikovým programům sčítání sýčka v České republice (provedených v letech 1993 – 2006) byl zaznamenán trend změny hnízdních preferencí (Schropfer 1996, Šálek & Schropfer 2008). V rámci těchto mapování bylo z celkového počtu 230 záznamů lokalizováno 72 % pravděpodobných hnízdišť v zemědělských usedlostech, 15 % v obytné zástavbě a jen 7 % ve stromových dutinách, přičemž v letech 2005 – 2006 již hnízdění ve stromových dutinách zaznamenáno nebylo (Šálek & Schropfer 2008; Opluštil 2013). Stromové dutiny mohou pro sýčky zůstat i nadále důležité, a to jako místo pro odpočinek či ukládání potravních zásob (Van Nieuwenhuysse et al. 2008). Není přesně známo, kdy došlo k synantropizaci sýčka obecného v ČR, ale již v 70. letech 20. století hojně využíval různé dutiny v lidských obydlích (Šťastný et al. 1987).

Sýček je druhem, který si vlastní dutiny nebuduje a jeho výskyt je tedy limitován dostatkem vhodných míst k hnízdění (Sutherland et al. 2004). Snížení dostupných hnízd tak vede přímo ke zmenšení populace (Genot & Van Nieuwenhuysse 2002, Thorup et al. 2010). Sýčci naštěstí dobře přijímají a obsazují vyvěšené budky, čehož se využívá záchranných projektech (Gottschalk et al. 2011). Na Grafu 1 jsou znázorněny výsledky studie z Maďarska (Hámori et al. 2017), kde je patrná korelace mezi počtem vyvěšených budek a počtem vyvedených mláďat. Zatímco počet budek stoupá lineárně, počet mláďat exponenciálně (Hámori et al. 2017). Zcela zásadní je, aby byly hnízdní budky instalovány v blízkosti vhodných lovišť, která se vyznačují nedostatkem přirozených hnízdních možností. Vhodné budky instalované na vhodných místech nám mohou poskytnout možnost kroužkování mláďat a dospělců, sledování hnízdní úspěšnosti a také omezit predaci hnízd (Hámori et al. 2017). Analýzou dat odchyty a zpětného odchyty je možné odpovědět na důležité otázky (např. o kvalitě okolního loviště a domovského okrsku) nebo ověřit hypotézy (např. zda hnízdní budky fungují jako ekologické pasti či nikoli) (Mänd et al. 2005, Klein et al. 2007).



Graf 1: Počet instalovaných budek (tmavá barva) a vylíhlých mláďat (světlá barva) (Hámori et al. 2017).

Hnízdění ve střední Evropě obvykle začíná v polovině dubna a končí v červnu. Námluvy začíná samec teritoriálním voláním (Hudec & Šťastný 2005). Vokalizace samce je pro sociální interakce velmi důležitá. Zvukové projevy jsou klíčovým projevem pro udržení teritoria a atraktivitu daného jedince pro páření (Galeoti & Pavan 1993; Appleby & Redpath 1997). Po výběru partnera se sýčci zdržují spolu a samci přinášejí samici kořist, což jí ideálně pomůže navýšit hmotnost pro období tvorby vajec a inkubace. Načasování kladení vajec je ovlivněno rázem končící zimy. Samice průměrně snese 3 – 7 vajec, k líhnutí dochází po měsíci, zahřívání vajec zajišťuje pouze samice. Mláďata vylétají z hnízda ve věku 28 až 35 dní. Plně vzletná jsou od 40. dne po vylíhnutí. Hnízdo tak opouštějí dříve, než dosáhnou vzletnosti, což se jim často stává osudným, protože představují snadnou kořist pro predátory (Van Nieuwenhuysse et al. 2008). Mláďata se projevují hlasitým žadoněním o potravu, což zvyšuje pravděpodobnost, že budou zasažena nějakým predátorem (Haskel 1994). Na Grafu 2 je znázorněno, jak se intenzita žadonění v průběhu času snižuje a zcela ustává okolo 40. dne po vylétnutí z hnízda (Pedersen et al. 2013).



Graf 2: Změna v chování v průběhu dospívání. Osa y popisuje počet zaznamenaných volání mládřat za min^{-1} , osa x počet dní po vylétnutí z hnízda. Jednotlivá hnízda jsou barevně odlišena (Pedersen et al. 2013).

Mládřata jsou na rodičích závislá po dobu dvou měsíců od vylíhnutí (Van Nieuwenhuyse et al. 2008). Počet vyvedených mládřat na hnízdící pár se pohybuje od 0,6 do 2,8. Reprodukční dospělosti sýčci dosahují v prvním roce života. I po vyvedení mládřat sýčci vykazují vysokou míru věrnosti partnerovi. Jedná se o monogamní druh, u kterého k extrapárovým kopulacím nedochází ani v oblastech s vysokou populační hustotou (Van Nieuwenhuyse et al. 2008). Mezi partnery byla zjištěna vzájemná péče o peří, které si sýček každé dva až tři dny důkladně srovnává a promazává. Toto komfortní chování bylo zjištěno i mezi vyvedenými sourozenci. Sýčci se pravidelně popelí v prachu či písku, a dokonce se vystavují kouři z komínů, což ale může být i kvůli teplu (AOPK 2020).

Hámori et al. (2017) se v Maďarsku zaměřili na demografická data populace sýčka. Hnízdící páry měly v průměru $3,75 \pm 0,76$ vylíhlých mládřat. Míra meziročního přežití (které nerozlišuje mezi mortalitou a emigrací) byla $9,5 \pm 3 \%$, hovoříme-li o období od vylíhnutí mládřat do prvního hnízdění téhož jedince. Míra meziročního přežití dospělců byla $82,7 \pm 8,5 \%$. Při ztrátě partnera si přeživší dospělí obvykle vyberou nového partnera nebo se přestěhují na nové území (Sunde et al. 2009).

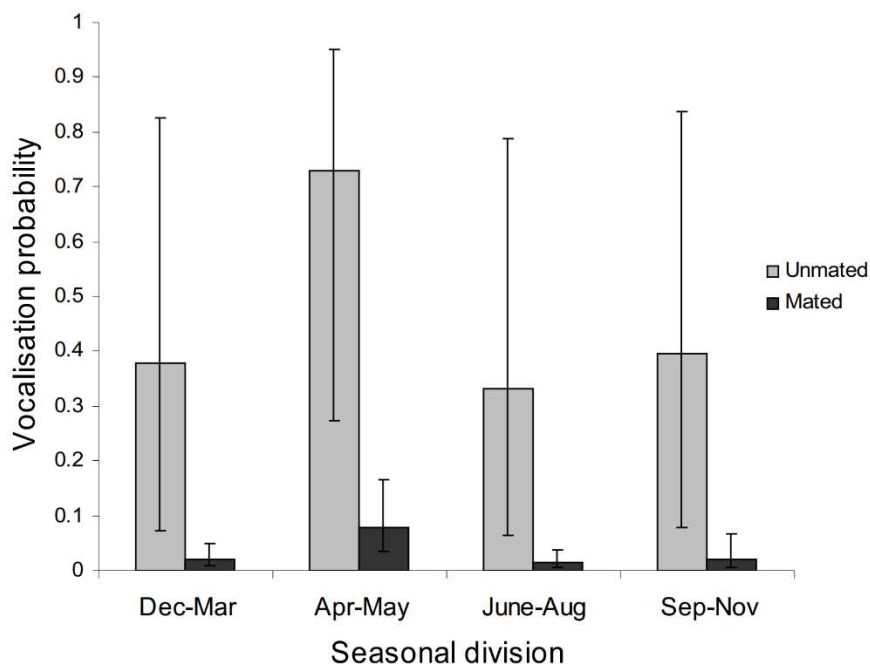
3.1.7 Disperze

Disperze (neboli rozptyl) může být klíčová pro fitness jedinců, dynamiku populací a rozšíření druhů (Greenwood 1980; Clobert et al. 2001, Steiner & Gaston 2005). Existují dva typy disperzních pohybů: "natální disperze", kdy se jedinci přesouvají z místa narození na první místo rozmnožování (Greenwood et al. 1979), a "hnízdni disperze", kdy se dospělci přesouvají mezi místy hnízdění ve dvou po sobě jdoucích hnízdních obdobích. Vzhledem k tomu, že ontogeneze obou typů disperze je velmi odlišná, jsou obvykle studovány odděleně (Clobert et al. 2001). Hnízdní disperze je jedním z nejvýznamnějších procesů ovlivňujících populační dynamiku (Cilimburg 2002).

Evropské studie ukázaly, že průměrná vzdálenost natální disperze sýčků je přibližně 6,2 km (Mikkola 1983, Eick 2003). K disperzi mládřat dochází ve věku 12 – 16 týdnů od vylíhnutí (Van Nieuwenhuysse et al. 2008) a dochází k ní nejpozději v říjnu (Hámori et al. 2017). Většina mládřat nepřekonává vzdálenost větší než 20 km, přesuny přesahující 50 km jsou vzácné a pouze necelá 3 % kroužkovaných mládřat se přemístí na vzdálenost větší než 100 km (Cramp 1985, Putze et al. 2009). Hnízdní disperze dospělců je ještě kratší, a to zpravidla méně než 10 km (Schönn et al. 1991, Van Nieuwenhuysse et al. 2008).

3.1.8 Vokalizace

U teritoriálních druhů sov je vokalizace ovlivněna hustotou populace (Tome 1997). Relativně izolované páry se často ozývají méně, protože neinteragují s páry z okolí (Penteriani 2003). Hlasové projevy sýčka zahrnují 22 až 40 různých typů volání. Hlasová aktivita se výrazně liší v průběhu roku i dne (AOPK 2020). Sezónní vrchol bývá v průběhu rozmnožování (před a během námluv), nejnižší vokální aktivita byla zjištěna v létě (viz Graf 3) (Jacobsen et al. 2013). Cirkadiánní vokalizace má vrchol tři hodiny po soumraku a nad rozbřeskem, přičemž je závislá na řadě faktorů, jako jsou meteorologické podmínky, dostatek potravy či fáze měsíce. Je také známo, že se sýčci ozývají i během dne (AOPK 2022).



Graf 3: Pravděpodobnost vokalizace samců nezadaných (světlá barva) a zadaných (tmavá barva). Osa y popisuje pravděpodobnost zaznamenané vokalizace, osa x období (Jacobsen et al. 2013).

3.1.9 Potravní nároky

Množství studií zabývajících se potravní ekologií se omezovala na jižní a západní část kontinentu (např. Angelici et al. 1997; Manganaro et al. 1999). V případě většiny zemí střední a východní Evropy je počet studií mnohem nižší (Romanowski et al. 2013). V důsledku toho zůstává v mnoha regionech strava sýčka neprozkoumaná, a to zejména ohledně podílu žížal v potravě sýčka. Detailní rozbor vývržků sýčka ze zemědělské oblasti centrálního Polska přináší Romanowski et al. (2013). Co se týče početnosti, nejvíce zastoupeným (77 %) druhem kořisti byl hmyz (brouci Coleoptera, škvoři Dermaptera), ale co se týče biomasy, 98 % zaujímali obratlovci (hraboši *Microtus* spp. Schrank, 1798; myš domácí *Mus musculus* Linneaus, 1758; myšice spp. Kaup, 1829). Z obratlovců byli nadále zaznamenáni insektivori Soricomorpha, ptáci Aves a obojživelníci Amphibia. V závislosti na ročním období docházelo ke změnám v poměru jejich zastoupení. Na podzim převažoval hmyz, v zimě savci, ptáci a obojživelníci v létě. Přítomnost žížal v potravě sýčků zjišťovali Romanowski et al. (2013) dle zbytků štětín ve vývržcích. Štětiny byly nalezeny v 53 % podzimních vývržků. Vývržky sýčci vyvrhují 1 – 2x denně. Vývržek sýčka a jeho velikostní srovnání můžeme vidět na Obrázku 4.



Obrázek 4: Vývržek se zbytky brouků a jeho velikostní srovnání (foto Martin Šálek).

Zajímavou studii provedli Van den Brink et al. (2003) v záplavovém území jedné řeky v Nizozemí. Cílem bylo určit, zda se těžké kovy uložené v nivě mohou přes potravní řetězec – hlavně přes žížaly – přenést až do organismu sýčků, a zda je mohou ohrozit. Jako sedentárně žijící predátoři mají sýčci velmi úzký vztah s úrovní kontaminace prostředí a její zátěží na organismus. Studie vypovídá, že pokud mají sýčci více druhů kořisti jako brouky, drobné hlodavce a žížaly, riziko překročení prahových hodnot těžkých kovů v organismu se snižuje a je nepravděpodobné, že by těžké kovy měly na organismus sov vliv. Pokud by však například změnou podmínek klesla variabilita kořisti a sýčci by byli odkázáni převážně na žížaly, existuje riziko, že by se koncentrace těžkých kovů v sýčcích mohla znatelně zvýšit (Van den Brink et al. 2003).

3.1.10 Způsob lovu

Většina sov má soumravnou a noční aktivitu. Když se vydají na lov, automaticky tak musí opustit svůj bezpečný úkryt. Sovy při rozletu nechají pařáty chvíli viset, než je složí pod ocas. Při lovu usednou na vyvýšené místo, kde vyčkávají. Poté, co lokalizují kořist, hbitě „sklouznou“ dolů s roztaženými křídly i drápy a kořist uloví. Takto loví i v období, kdy zem pokrývá sněhová pokrývka a kořist pod sněhem tak musí lokalizovat sluchem. Jiné druhy sov se spíše než sluchem orientují vizuálně (př. kulíšek nejmenší). V takovémto případě po „seskoku“ následuje delší útočný let, kdy se snaží dostihnout kořist. Dalším způsobem lovu je pročesávání oblasti nad zemí, kdy se snaží překvapit drobné zemní savce (Hudec & Šťastný 2005). Sýček létá v hlubokých vlnovkách nízko nad zemí (Šťastný et al. 2006). Sýčci obvykle létají nízko při zemi. Let připomíná let šplhavců a je charakteristický dlouhými vzestupnými a sestupnými oblouky (Zubergoitia et al. 2008). Jsou také popsány přelety sov podél živých plotů, kdy se sovy snažily vyplašit hnízdicí ptactvo (popsáno u sovy pálené, kalouse pustovky *Asio flammeus* Pontoppidan, 1763 a puštíka obecného) (Hudec & Šťastný 2005).

Sýček způsob lovu upravuje dle druhu terénu a kořisti (Schönn et al. 1991) a sestává se z pohybu – chůze či hopkání – po zemi (Exo 1991, Schönn et al. 1991), viz Obr. 5, a nebo častěji z lovu z vyvýšeného místa typu bidýlka (Fajardo et al. 1998). K lovu dochází většinou za soumraku a v noci, ale obzvláště v průběhu hnízdní sezóny i přes den (Van Nieuwenhuysse et al. 2008). Sýčci se při vyhledávání kořisti orientují zřejmě spíše zrakem než sluchem (Norberg 1987; Van Nieuwenhuysse et al. 2008).

Konkrétnější studii provedli v Portugalsku (Tomé et al. 2001), kdy byl zkoumán způsob lovu ve dvou odlišných biotopech (sady vs. pseudostep). Pseudostepí jsou v tomto případě myšleny úhory, tedy zemědělské pozemky ponechané daný rok ležet ladem. V pseudostepi si sýčci pro vysedávání a vyhlížení kořisti rovnoměrně vybírali hromady kamení (51 %) a kůly v plotech (49 %), obojí ve výšce cca 0,7 – 1 m. V sadech jasně převládal výběr sezení na stromě (80 %) ve výšce cca 2,8 m. Za 40 min pozorování sýčci změnili pozici cca 5,7krát. K výpadu na kořist došlo v průměru 8,5krát za hodinu, úspěšnost lovu byla 60% v pseudostepi a 67% v sadech (Tomé et al. 2001).



Obrázek 5: Sýček loví v krátkostébelném porostu (foto Jiří Hornek).

Ideálním lovištěm, které může sýčkům pomoci přečkat zimu, jsou například takzvané zásypy (viz Obr. 6) pro drobnou pernatou zvěř (koroptev polní *Perdix perdix* Linnaeus, 1758; bažant obecný *Phasianus colchicus* Linnaeus, 1758) či jakkoliv jinak vytvořené plochy se zvýšenou potravní nabídkou pro drobné savce či pěvce. K zásypům zalétají hejna ptáků (vrabci sp.; zvonci zelení *Chloris chloris* Linnaeus, 1758; strnadi *Emberiza* sp. Linnaeus, 1758) a soustředí se tu drobní hlodavci (hlavně myšice *Apodemus* spp. Kaup, 1829) a sýčci toho mohou využít pro lov. Dalším vhodným managementem je ponechávání neposečených travnatých pásů, kde jsou tak vhodné podmínky pro hmyz a drobné savce, viz Obrázek 7 (AOPK 2020).



Obrázek 6: Zásyp, který může být i v případě sněhové pokrývky zdrojem potravy pro drobné hlodavce či drobné ptactvo a tím pádem i lovištěm pro sýčka (foto Filip Petřík).



Obrázek 7: Ponechané neposečené pásy (foto Martin Šálek).

3.2 Mezidruhové interakce

Společenství sov představuje perfektní model pro studování mezidruhové kompetice (Zubergoitia et al. 2005). V případě, že druhy sdílí typ kořisti, je mezidruhová predace zesílena kompeticí o kořist (Polis et al. 1989). Empirická data dokázala, že predátor si nevybírá nejdostupnější kořist, ale nejzranitelnější (Quinn & Cresswell 2004). Riziko predace se různí dle členitosti terénu a přítomnosti specifických predátorů. Druhy, které jsou potenciální kořistí, musí své chování konstantně adaptovat (Brown et al. 1999, Laundré et al. 2001). Mohou se například vyhýbat místům se zvýšeným rizikem predace (Lima and Dill 1990), upravit výběr domovského okrsku (Fontaine & Martin 2006) či disperze (Otsuki & Yano 2014). Pokud by k těmto úpravám v chování nedocházelo, lze předpokládat, že riziko predace top predátorem se bude zvyšovat (Morris 2005).

Sýček je mesopredátorem živícím se převážně drobnými hlodavci (*Microtus* spp.), hmyzem, žížalami a ptactvem (Juillard 1984). Kvůli své tělesné drobnosti se sýček může stát snadnou kořistí mnoha větších druhů, což bylo rovněž nejednou zaznamenáno. Například ve studii Michel et al. (2016) bylo ze 167 sledovaných sýčků 21 zabito jiným ptákem, z nichž 4 puštíkem obecným (*Strix aluco* Linnaeus, 1758). Predaci puštíkem obecným dokládá i Mikkola (1976). Puštíka obecného osidluje lesy (Van Nieuwenhuysse et al. 2008), avšak loví drobné hlodavce i na otevřených prostranstvích, a tak se loviště sýčka a puštíka může překrývat (Petty 1999). Sýčci se lesu zpravidla vyhýbají (Lack 1946, Zabala et al. 2006). Puštíka je považován za druhého nejvýznamnějšího predátora sýčka, a to po výrovi velkém (*Bubo bubo* Linnaeus, 1758) (Van Nieuwenhuysse et al. 2008).

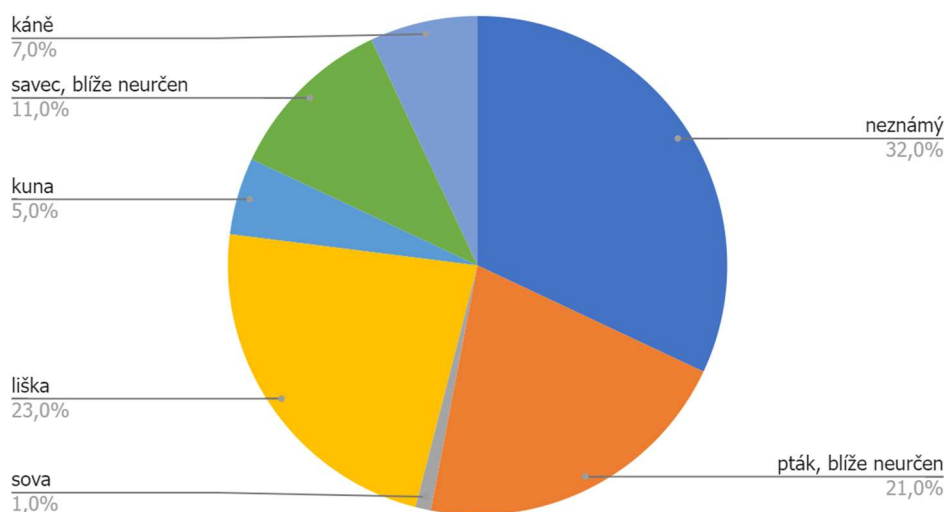
Je známo, že sýčci se mohou stát kořistí také sovy pálené, která vůči nim vykazuje agresivní chování (Mikkola 1983; Zubergoitia et al. 2005). Sovy pálené a sýčci často sdílí loviště i kořist, např. hlodavce, rejsky, ještěrky a drobné pěvce (Mikkola 1983; Goutner & Alivizatos 2003). Studie (Zubergoitia et al. 2007) provedená na severu Španělska, která se touto tematikou zabývala, popisuje, že z celkového počtu 9 sýččích hnízd se 3 z nich vyskytovaly v budově, kde hnízdily rovněž sovy pálené. Hnízda sýčků byla v malých skulinách pod střechou nebo ve zdech, a byla tak před sovou pálenou chráněna. Sovy pálené naopak hnízdily jednoduše v půdním prostoru. Studie rovněž zaznamenala behaviorální odezvu v chování sýčků, když se v jejich blízkosti (méně než 100 m) objevila sova pálená. Z celkového počtu 66 takovýchto situací se v 57 případech sýčci naprosto utišili, v 9 případech se ukryli ve větvích či trámech. K vokalizaci, kterou sýčci vykazovali před přiletem sovy pálené, se vrátili až po 14 minutách. Přímá predace sýčka sovou pálenou v této studii zaznamenána nebyla. Z výsledků však vyplývá, že přítomnost sovy pálené má na chování sýčků vliv a sýčci si vyvinuli mechanismus, jak se stát pro případného predátora méně nápadnými (ztichnutí, ustrnutí, vyhledání úkrytu). Úspěch této strategie potvrzuje i to, že 4 samice sýčka byly schopny odchovat mláďata i přes blízkost hnízdící sovy pálené (Zubergoitia et al. 2007).

Mezi ostatní antipredační chování patří výstražná vokalizace, jejíž zaslechnutí vede ostatní sýčky k vyhledání úkrytu. Kresba peří na zadní straně hlavy, která má tvar písmene V, imituje oči, čímž předchází útokům zezadu. Sýček je ve spánku schopen skrýt všechno světlé

peří, a mimořádně dobře je tak maskován v tmavém prostředí, kde se nachází (Hardouin et al. 2008, Van Nieuwenhuysse et al. 2008, Zmihorski et al. 2012).

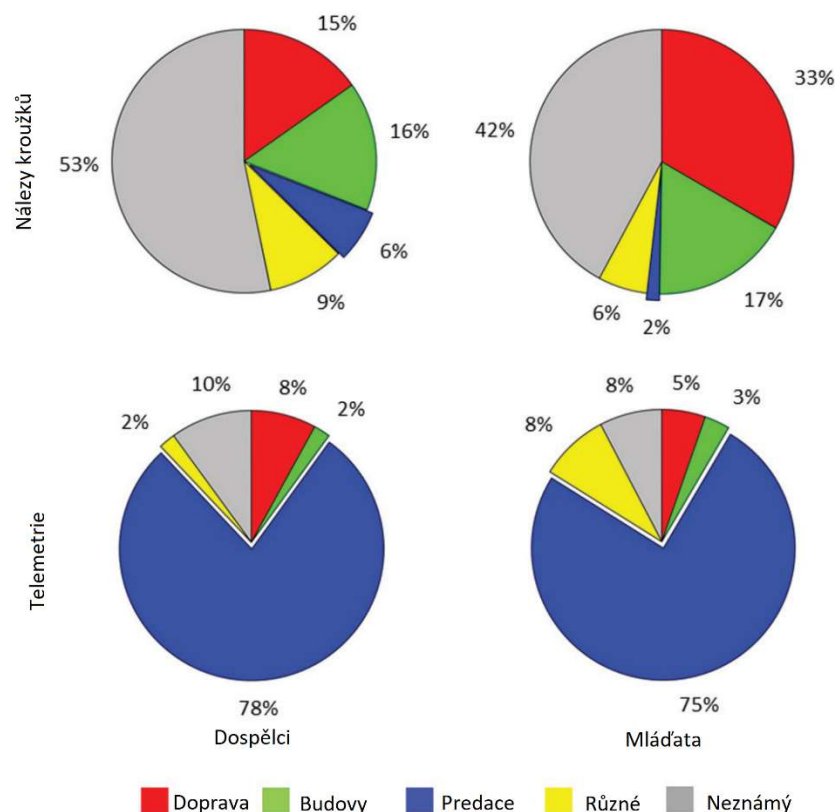
Výsledky telemetrické studie provedené v Německu (Naef-Daenzer et al. 2017) ukázaly, že 39 % sýčků bylo predováno savcem a 29 % jiným ptákem. U 32 % nebylo možné predátora určit. Nejzastoupenějším predátorem byla liška obecná (*Vulpes vulpes* Linnaeus, 1758), ostatky sýčků byly nalezeny blízko nor, a nebo přímo v nich. V 6 % sýčky predovala káň lesní (*Buteo buteo* Linnaeus, 1758), vysílačky připevněné na sýčky byly nalezeny přímo v hnízdech káňat, a nebo pod nimi. Výsledky této studie jsou podrobněji znázorněny na Grafu 4.

Příčiny úhynu telemetrovaných sýčků



Graf 4: Zastoupení predátorů, kteří byli určeni jako příčina úhynu u telemetrovaných sýčků (n = 135) (Naef-Daenzer et al. 2017).

Podobně i další studie týkající se telemetrie sov uvádějí, že predace jinými ptáky a savci, a to jak s denní, tak noční aktivitou, je důležitou příčinou smrti (Naef-Daenzer et al. 2001; Sunde 2006). Naef-Daenzer et al. (2017) dále tvrdí, že při telemetricky prováděných studiích byla mortalita způsobená dopravou a lidskou infrastrukturou mnohem méně důležitá, než se původně předpokládalo na základě analýzy nálezů kroužků (viz Graf 5). Sýček je mezopredátorem, který je pod značným tlakem vyšších trofických úrovní. Z toho vyplývá, že trofické vztahy mohou být primárními proximátními faktory určujícími míru mortality a demografické trendy, zatímco antropogenní faktory mají až druhotný vliv. Přestože přežívání v dané studii mláďat bylo ve srovnání s dospělci výrazně nižší, příčiny úhynu se v jednotlivých věkových třídách nelišily (viz Graf 5). Tyto výsledky naznačují, že antropogenní pasti nejsou zanedbatelné (Van Nieuwenhuysse et al. 2008; Le Gouar et al. 2011), ale mají menší vliv než úmrtí, která souvisejí s trofickými vztahy. Demografie a trendy tedy mohou primárně záviset jak na početnosti predátorů (Michel et al. 2016), tak na dostupnosti klíčových zdrojů (např. dutin a potravy) (Thorup et al. 2010; Bock et al. 2013).



Graf 5: Zastoupení příčin úhynu specifikované pro dospělé a mláďata, a to pro skupinu telemetrovaných jedinců, a pro skupinu nalezených uhynulých okroužkovaných jedinců (Naef-Daenzer et al. 2017).

3.3 Příčiny poklesu

Ekologické mechanismy, které jsou zodpovědné za razantní pokles populací sýčka, jsou stále předmětem zkoumání. Někteří autoři poukazují na to, že úbytek populací sýčka obecného může být spojen s dostupností potravy (Genot & Van Nieuwenhuyse 2002; Zmihorsky et al. 2006) a jejím nedostatkem v době hnízdění (Thorup et al. 2010). Sýček je přisedle žijící druh s krátkou disperzí, jakékoliv výkyvy v hnízdní úspěšnosti tedy mohou vést k poklesu dané populace. Změny v obhospodařování krajiny mohou vést k redukci výskytu členovců a malých savců (Morris 2000), což jsou hlavní složky potravy sýčka obecného (Van Nieuwenhuyse et al. 2008). Kromě toho mohou změny v managementu krajiny, (např. změny ve struktuře vegetace) snížit dostupnost kořisti bez ohledu na její početnost (Hoste-Danyłow et al. 2010). Pro efektivní ochranná opatření je znalost potravní ekologie daného druhu stěžejní (Kitowski & Pawlega 2010).

Komplexní studii provedli Thorup et al. (2010). Výsledky ukázaly, že omezená potravní nabídka může být hlavním důvodem pro pokles populací sýčka obecného v Dánsku. Dospělci sýčků, jež musí krmit mláďata, jsou velmi aktivní a v průběhu krmení vylíhlých mláďat pravděpodobně zatíženi energetickým stresem (Holsegard-Rasmussen et al. 2009). Zvětšující se vzdálenost preferovaného a na potravu bohatého habitu je zřejmě příčinou snižující se

hnízdni úspěšnosti. Rodiče musí překonat delší vzdálenost, a na hnízdo tím pádem přinesou méně potravy. Experimentální navýšení potravy vybraným párům vedlo ke zvýšení počtu odchovaných mlád'at, a byla tak podpořena hypotéza o důležitosti potravy pro úspěšné hnízdění. Výsledky studie dále ukázaly, že míra přežívání dospělců je od roku 1920 do 2002 stále stejná, a to cca 61%. Ke snížení však došlo v počtu mlád'at vylétnuvších z hnízda, a to z 3 vylétnuvších mlád'at kolem roku 1970 až na méně než 2 po roce 2000 Thorup et al. (2010).

Abychom mohli smysluplně podpořit obnovení populací ohrožených druhů, potřebujeme dopodrobna znát příčiny mortality a pokusit se jim předcházet (Thorup et al. 2013). Zjišťováním přímých příčin úhynu sýčků se zabývá mnoho studií. Thorup et al. (2013) uvádí, že populační úbytek sýčků v Dánsku je spojen s nízkým přežitím mlád'at. Výzkum ukázal, že 32 % vajec se vylíhlo a mlád'ata z nich zároveň přežila první dva týdny, že 47 % mlád'at přežilo období 2 týdny od vylíhnutí do vylétnutí, 55 % mlád'at přežilo období od vylétnutí do disperze. V souhrnu to tedy znamená, že přežití od vajíčka do disperze je pouze 8%. Sledování mortality u telemetricky sledovaných jedinců ukázalo, že za 2/3 úhynů byly zodpovědné antropogenní faktory, tedy například utonutí v nádržích. Úhyny spojené se silniční a železniční dopravou doložily další evropské studie (Exo and Hennes 1980; Le Gouar et al. 2011).

I v České republice stojí technické pasti, a tedy antropogenní činnost, za vysokou mírou mortality. Ze 199 záznamů o úhynech sýčků byly vedle přirozených příčin nejčastější úhyny ve svislých dutých objektech (roury, komíny, větrací šachty), utopení v nádržích a kolize s dopravními prostředky (viz Tabulka 1). Oproti údajům před a po roce 2000 se zvýšila relativní míra úmrtnosti způsobená uvíznutím ve svislých dutých objektech, kolizemi s vozidly, úrazy elektrickým proudem na elektrických vedeních a uzavřením budov (viz Tabulka 2). Snížení míry rizika antropogenních pastí v ČR může být rozhodující pro zastavení poklesu populace sýčka obecného (Šálek et al. 2019).

Tabulka 1: Počet a procento případů mortality mlád'at (juv.) a dospělců (ad.) sýčka obecného v letech 1934 – 2017 (Šálek et al. 2019).

	Sýček obecný					
	juv.		ad.		Σ	
	n	%	n	%	n	%
Přirozená mortalita						
Vyhladovění	6	8,6	3	5,5	10	5,0
Predace	11	15,7	8	14,5	19	9,5
Mortalita způsobená antropogenními faktory						
Kolize na silnicích	16	22,9	12	21,8	37	18,6
Kolize na železnicích	2	2,9	2	3,6	4	2,0
Kolize s el. vedením a budovami	1	1,4	2	3,6	3	1,5
Úrazy el. proudem	1	1,4	2	3,6	4	2,0
Uvíznutí v dutých objektech	8	11,4	5	9,1	19	9,5
Uvíznutí v nádržích	14	20,0	8	14,5	28	14,1
Uvěznění v budovách	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Zástřely	1	1,4	6	10,9	14	7,0
Otravy	4	5,7	0	0,0	4	2,0
Neznámé příčiny	6	8,6	7	12,7	57	28,6

Tabulka 2: Počet a procento mortality sýčka obecného v České republice před a po roce 2000 (Šálek et al. 2019).

	Sýček obecný			
	před r. 2000		po r. 2000	
	n	%	n	%
Přirozená mortalita				
Vyhladovění	2	1,8	8	8,9
Predace	8	7,3	11	12,2
Mortalita způsobená antropogenními faktory				
Kolize na silnicích	16	14,7	21	23,3
Kolize na železnicích	3	2,8	1	1,1
Kolize s el. vedením a budovami	0	0,0	3	3,3
Úrazy el. proudem	2	1,8	2	2,2
Uvážnutí v dutých objektech	3	2,8	16	17,8
Uvážnutí v nádržích	10	9,2	18	20,0
Uvěznění v budovách	0	0,0	0	0,0
Zástřely	13	11,9	1	1,1
Otravy	0	0,0	4	4,4
Neznámé příčiny	52	47,7	5	5,6

Alarmující jsou nálezy z technických pastí typu nádrží (Poprach 2003). V roce 1997 bylo v nádrži u obce Vyškov nalezeno celkem 59 utonulých ptáků: 10 sov pálených; 1 sýček obecný; 8 rehků domácích *Phoenicurus ochruros* S. G. Gmelin, 1774; 37 vrabců *Passer sp.* Brisson, 1760; 2 holubi domácí *Columba livia domestica* Gmelin, 1789 a 1 zvonohlík zahradní *Serinus serinus* Linnaeus, 1766. Jednalo se o plechovou kád' o rozměrech 396 x 165 (půdorys) x 300 cm, hloubka melasy činila pouhých 15 cm. Zastřešení bylo údajně v roce 1992 narušeno větrem. Nádrž byla vlastníkem po upozornění neprodleně odstraněna. V jedné nádrži na Olomoucku bylo během kontroly nalezeno na hladině 250 utonulých pěvců. Také tato nádrž byla po upozornění vlastníkem odstraněna). Z celkového počtu 392 rizikových nádrží nalezených v letech 1995 – 2002 se jich podařilo ke konci roku 2002 odstranit celkem 369 (94 %) (Poprach 2003).

Na poklesu početnosti sýčka obecného v ČR má vliv úbytek vhodné kořisti, zejména pak velkého hmyzu, a to hlavně z důvodu masivního využívání zemědělské chemie. V 60. a 70. letech minulého století byly hojně používány rodenticidy na bázi chlorovaných uhlovodíků, které způsobovaly druhotné otravy dravců a sov. K jejich zákazu došlo až v roce 1980 (Poprach 2008). V našich podmínkách jsou dravci a sovy vrcholem potravního řetězce, proto jsou náchylní k akumulaci toxických látek a jsou často klíčovým ukazatelem pro sledování stavu životního prostředí. Na negativní dopady použití např. DDT (dichlordifenyltrichlorethan) se pozornost obrátila až po zdecimování populace sokolů stěhovavých (*Falco peregrinus* Tunstall, 1771) a dalších dravých ptáků (Saurola 1985). Dopad sekundárních otrav na populace dravců a sov ukazuje projekt z Velké Británie Predatory Bird Monitoring Scheme (PBMS). Monitoring se zaměřuje na sledování vlivu antikoagulačních rodenticidů u sov pálených, monitorovaných od roku 1983. V roce 2009 bylo analyzováno 52 vzorků sov pálených, rezidua rodenticidů byla nalezena u 46 sov (89 %), z nichž u 28 (54 %) byla zjištěna rezidua více než jednoho druhu rodenticidu (Walker et al. 2010).

V současnosti je intenzivní používání chemických přípravků v zemědělství pro sýčka obecného rovněž velmi nepříznivé, byť aplikované rodenticidy nepředstavují tak velké nebezpečí jako dříve (AOPK 2020). V případě dravců a sov jako vrcholových predátorů v zemědělsky využívané krajině jde zejména o vzájemné vazby s hrabošem polním (*Microtus arvalis* Pallas, 1778), který tvoří rozhodující podíl jejich potravy. Dravci a sovy jsou tak v tomto typu krajiny jedním z rozhodujících biologických činitelů v "boji" s hrabošem polním (Martiško 1999). Aktuálně používaný rodenticid Stutox II může způsobovat jak primární otravy necílových býložravých druhů, tak sekundární otravy predátorů, kteří se živí přiotrávenými a mrtvými hraboši. Závažným problémem může být zejména deratizace na farmách prováděná v období hnízdění a vyvážení mláďat a během zimního období, což může mít velmi negativní důsledky. Přestože k přímým otravám zřejmě občas stále dochází, v posledních letech chybějí o otrávených sýčcích konkrétní údaje. Nepříznivé je však již samotné snižování početnosti a kvality potravní nabídky. Vedle rodenticidů, ovlivňujících početnost drobných savců, jsou při velkoplošném obhospodařování běžně používány selektivní herbicidy a insekticidy, které bezprostředně ovlivňují nabídku potravy pro sýčka, zejména bezobratlých (AOPK 2020).

Vliv na snížení potravní nabídky, zejména koprofágního hmyzu, mohou mít v současnosti běžně používaná antiparazitika, tzn. prostředky k odčervování hospodářských zvířat proti parazitům jak vnějším (vši, klíšťata, střečci), tak i vnitřním (plicní červi, motolice, hlísti, strongyloidy, škrkavky, tasemnice, kokcidie). Důsledkem tohoto opatření však je, že trus odčervovaných zvířat je sterilní, bez výskytu koprofágních druhů hmyzu (Koopman & Kuhne 2017), což může negativně působit na řadu hmyzožravých druhů, včetně sýčka, pro které býval hmyz vyskytující se na trusu zvířat zdrojem potravy. Nežádoucí je zejména nadměrné plošné používání antiparazitik, které se mnohdy aplikují pouze preventivně, což rovněž zvyšuje riziko vzniku rezistence parazitů vůči těmto přípravkům (AOPK 2020).

Další konkrétní data o mortalitě sýčků přinesli Bankovics a Vadász (2009) a jsou založena na nálezech uhynulých okroužkovaných ptáků. Ze 44 jedinců byla příčina smrti u 56,8 % neznámá, 18,2 % byla způsobena predací či jinými přirozenými příčinami a 15,9 % byla dána srážkou s vozidlem. Rostoucí silniční síť ohrožuje ekosystémy jak přímo, tzn. zvýšenou mortalitou v důsledku srážek s vozidly, tak nepřímo, takže se sýčci silnicím vyhýbali a byl tím ovlivněn jejich pohybový vzorec (Silva et al. 2012). V letech 2005, 2007 a 2009 proběhl výzkum na venkově jižního Portugalska. Stavy populace puštíka obecného a sýčka obecného byly systematicky sčítány, aby byl prozkoumán vliv silnic a charakteristik stanovišť na hustotu těchto dvou druhů sov. Výskyt obou druhů na 70 sčítacích lokalitách byl v jednotlivých letech shodný. Výsledky ukázaly, že hustota puštíka v blízkosti hlavních silnic byla nižší, přičemž vliv mohl dosahovat až do vzdálenosti 2 km. Pravděpodobnost výskytu sýčka byla rovněž negativně ovlivněna blízkostí hlavních silnic. Negativní vliv silnic byl významný i při zohlednění habitatových preferencí a prostorové autokorelace, která měla nejvýraznější vliv na hustotu či přítomnost obou druhů sov. Snížené obsazování stanovišť v blízkosti hlavních silnic puštíkem obecným a sýčkem obecným může být způsobeno několika faktory, včetně zvýšené mortality, rušením způsobeným vysokou hustotou dopravy a zvýšenou fragmentací prostředí. Hluk z dopravy může ovlivnit zejména vnitrodruhovou komunikaci a efektivitu lovu. V důsledku toho mohou stanoviště v blízkosti silnic představovat pro sovy méně kvalitní teritoria (Silva et al. 2012).

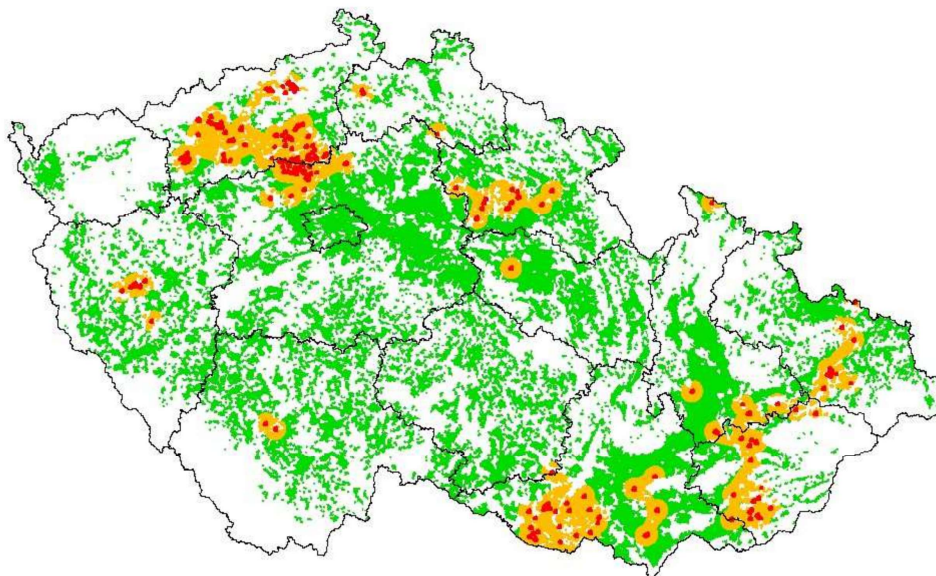
3.4 Záchranný program

AOPK ČR iniciovala přípravu Záchranného programu pro sýčka obecného v ČR, který byl v roce 2020 schválen Ministerstvem životního prostředí ČR. Hlavním záměrem záchranného programu je zabránit vyhynutí sýčka obecného na našem území a stabilizovat životaschopnou, rozmnožující se a plošně rozšířenou populaci sýčka obecného s pozitivní vývojovou perspektivou, která bude mít početnost minimálně 1 000 párů. Záchranný program stanovuje několik okruhů opatření, jejichž realizací lze dosáhnout změny stávajícího stavu. V péči o biotop se jedná o opatření pro eliminaci antropogenních pastí (vyhledávání a odstraňování technických pastí, v případě neodstranitelných pastí jejich zabezpečování, zaslepení elektrických betonových sloupů, zabezpečování rizikových komínů), opatření pro eliminaci nedostatku a nedostupnosti kořisti (management travních porostů, zakládání travnatých pásů, management v sadech a vinicích, rozdělování půdních bloků na menší celky, speciální management na orné půdě, omezení používání antiparazitik, omezení pesticidů), opatření pro eliminaci úhynů na dopravních komunikacích, úhynů po úrazech na el. sloupech a vodičích a po nárazech do prosklených ploch. V péči o druh se jedná o opatření pro eliminaci nedostatku bezpečných hnízdišť a úkrytů (protipredační ochrana stávajících hnízdišť, údržba a instalace bezpečných budek), opatření pro eliminaci fragmentace a izolovanosti populací (propojování stávajících center výskytu nabídkou míst k hnízdění, vypouštění do připraveného prostředí), opatření pro eliminaci nepřízně počasí (omezení rodenticidů v zemědělských areálech na zimovištích, v krajním případě příkrmování) a opatření pro eliminaci přímého pronásledování. Realizace navrhovaných opatření je v rámci ČR rozdělena podle priorit do tří zón. Realizace navrhovaných opatření je v rámci ČR rozlišena podle priorit do tří zón: A, B, C (viz Obr. 8). Tyto zóny byly vymezeny v návaznosti na hnízdní výskyt předmětného druhu. Prioritní je realizace opatření v zóně A.

Zóna A zahrnuje stávající hnízdiště, tedy lokality s přirozeným hnízdním výskytem sýčka obecného v letech 2014 – 2019 s jeho lovištěm, tedy okruhem do 500 m od hnízda s vyloučením větších vodních ploch a lesních biotopů.

Zóna B je zaměřena na potenciální vhodná hnízdiště v okolí stávajících a jejich vzájemná propojování. Navazuje na zónu A do vzdálenosti 5 km od hnízdiště a dále zahrnuje vzájemná propojení hnízdišť, která jsou od sebe vzdálená max. 25 km, s vyloučením vodních ploch a lesních biotopů.

Zóna C představuje přibližně historický výskyt sýčka během minulého století. Jedná se tedy o potenciální plochy, kde by mohl sýček za příznivých podmínek opět hnízdit. Tato nejširší zóna navazuje na zónu B a jedná se o plochy do nadmořské výšky 600 m s vyloučením vodních ploch a lesních biotopů (AOPK 2020).



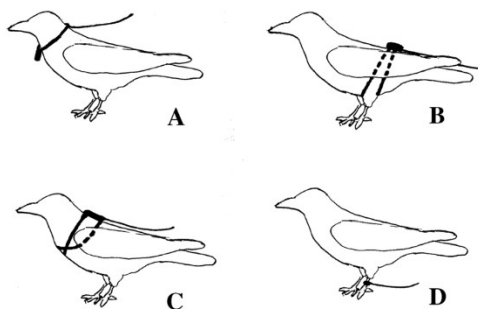
Obrázek 8: Zonace území ČR z hlediska priorit realizace opatření záchraného programu (zóna A = červeně, B = oranžově, C = zeleně) (AOPK 2020),

3.5 Způsoby monitoringu

3.5.1 Značení zvířat

Značení zvířat, která chceme sledovat, lze rozdělit do tří kategorií – tělesné modifikace, kroužky/obojky a radiové či satelitní vysílačky. Volba typu označení závisí na druhu zvířete, výši rozpočtu projektu, jeho cílech a také možného vlivu na dané zvíře (Nietfeld et al. 1994). Zásadním je při výběru předpoklad, že označení nebude mít na zvíře vliv. Pouze v takovém případě je totiž možné získané údaje od označených jedinců aplikovat i na neoznačená zvířata a celé populace. Tento předpoklad však doposud nebyl u většiny typů označení nebo druhů zvířat důsledně otestován. Nejvíce převládají studie zabývající se ptačími druhy, a to nepochybně kvůli relativně malé velikosti těla většiny ptáků a jejich závislosti na letu. V potaz musíme brát poměr hmotnosti ptáka a hmotnosti vysílačky nebo jiného označení (White & Garrott 1990). V minulosti byly zaznamenány případy, kdy došlo např. k poškození peří a podráždění kůže označených ptáků (Perry 1981; Hines & Zwickel 1985), zamotání ptáků do příliš volně uchycených postrojů (Hirons & Owen 1982; Hines & Zwickel 1985), úbytek hmotnosti označených jedinců (Perry 1981), zamotání antény do vysoké vegetace či usmrcení elektrickým proudem ptáků, kteří sedávají na elektrickém vedení (Dunstan 1977).

Vysílačky je možné umístit na nohu, krk, ocasní pera a či implantovat pod kůži. K fixaci lze použít lepení, vázání a podobně (Kenward 1987). Ukázky možných variant upevnění vysílačky jsou zobrazeny níže (viz Obr. 9).



Obrázek 9: Ukázky zafixování vysílačky. A = obojek, B = upevnění za stehna, C = batůžkový typ s křížením na hrudníku, D = upevnění za běhák (Bedrosyan & Craighead 2007).

3.5.2 Telemetrie

Od poloviny 80. let 20. století se několik studií zabývalo vlivem radiotelemetrie na energetický výdej vysílačkami označených ptáků. Vysílačka zvyšuje množství energie, které jedinec potřebuje k pohybu i tím, že mění aerodynamický nebo hydrodynamický odpor (Pennycuick 1975; Culik a Wilson 1991). Zjednodušení vysílaček snižuje aerodynamický odpor, a tím minimalizuje jejich negativní účinky (Obrecht et al. 1988). Ačkoli některé výzkumy neprokázaly vliv vysílaček o hmotnosti menší než 4 % tělesné hmotnosti (Sedinger et al. 1990; Gessaman et al. 1991), jiné (Gessaman & Nagy 1988; Pennycuick et al. 1988; Wilson & Culik 1992) naznačují, že větší vysílačky mohou ovlivnit metabolismus ptáků. To může být zvláště důležité u velkých ptáků, protože jejich energetická bilance nevykazuje takový přebytek energie, jako je tomu u menších druhů (Caccamise & Hedin 1985).

V posledních letech se vysílačky staly postupně menšími a spolehlivějšími, objevily se pokročilé technologie, jako je satelitní telemetrie, globální polohové systémy a uživatelsky přívětivé geografické informační systémy (Kenward 2001). Kenward (2001) doporučuje, aby váha vysílačky či jakéhokoliv jiného označení nepřekročila 2 % hmotnosti značeného jedince.

Studie zabývající se následkům značení sov vysílačkami dospěly k protichůdným závěrům, dokonce i v rámci jednotlivých druhů (Petty et al. 2004; Sunde 2006). Ve studii zaměřené na značení sýčků provedené v Dánsku nebyl zjištěn vliv označení na jejich přežití (Sunde et al. 2009). To potvrzuje i studie (Naef-Daenzer et al. 2017), která porovnála míru mortality kroužkovaných sýčků a těch sledovaných telemetricky. Mortalita byla v obou případech srovnatelná, a to jak u mláďat, tak u dospělců. Co však tato studie uvádí jako vysoce rozdílné, je příčina úhynu. Zatímco nalezení uhynulí kroužkovaných jedinců (n = 465) byli z 41 % zařazeni do kategorie úhynu kvůli antropogenním pastem (jako srážka vozidlem, technická past), tak u telemetricky sledovaných jedinců (n = 377) bylo do této kategorie zařazeno pouze 9 %. Příčina smrti predací byla v telemetrované skupině hojně zastoupená (76 %) oproti pouhým 3,2 % ve skupině kroužkovaných ptáků (Naef-Daenzer et al. 2017). Markantní rozdíl ve výsledcích by mohlo vysvětlit, že z kroužkovaných ptáků se pouze 0,5 – 2 % znovu najde, většinou mrtvých (Baillie & Green 1987). Uhynulí okroužkovaní jedinci jsou nacházeni spíše v obydlených oblastech, kde je více potenciálních nálezců, a tedy oblastech s větším

zastoupením technických pastí (Naef-Daenzer et al. 2017). I u telemetrie bychom takovéto rozpory mohli nalézt. I když jsou uhynulí jedinci dohledáni relativně rychle, stále existuje časová mezera mezi smrtí a nalezením. To může vést k tomu, že pták, který byl například sražen autem, je odnesen predátorem/mrchožroutem, a úhyn ptáka je pak přiřazen predaci (Naef-Daenzer et al. 2017).

3.6 Vypouštěcí techniky

Translokační programy na ochranu zvířat se staly důležitým nástrojem, který ochránci přírody používají k obnově ztracené biodiverzity (IUCN/SSC 2013). Stávající výzvou pro repatriaci zvířat je pomoc jedincům během jejich přechodu ze zajetí do volné přírody (Mitchell et al. 2011). Porozumění vypouštěcím strategiím a jejich fungování je základem pro zvýšení úspěšnosti programu (Moseby et al. 2014). Při repatriaci lze volit mezi technikou „soft release“ neboli měkké vypuštění, a nebo technikou „hard release“ neboli tvrdé vypuštění (Mitchell et al. 2011). Měkké vypuštění zahrnuje období aklimatizace, nácvik před vypuštěním a následnou suplementaci potravy po vypuštění (Mitchell et al. 2011). Tvrdé vypuštění je přímé vypuštění jedinců bez předchozí přípravy a aklimatizace (Hardman & Moro, 2006). Oběma strategiím musí předcházet pečlivé naplánování, na jehož základě je rozhodnuto, jaká technika i kteří jedinci budou pro repatriaci použiti (IUCN/SSC 2013). Ohledně účinnosti obou vypouštěcích technik zůstává mnoho otázek z důvodu existence studií, kdy nepřežil ani jeden vypuštěný jedinec (Beauchamp 2000; Ewen & Armstrong 2007; Taggart et al. 2015).

Na druhou stranu byla u mnoha zvířat repatriace úspěšná (Fischer & Lindenmayer 2000), například u kondora kalifornského (*Gymnogyps californianus* Shaw, 1797) (Alagona, 2004). V některých případech posílení divoké populace zvířaty z odchovu zabránilo tomu, aby se druh stal ohroženým, a nebo byl vyhuben – např. sokol stěhovavý (*Falco peregrinus* Tunstall, 1771), poštolka mauricijská (*Falco punctatus* Temminck, 1821) (Tordoff & Redig 2001; Nicoll et al. 2004). I přes tyto úspěchy bohužel převažují případy repatriací neúspěšných (Fischer & Lindenmayer 2000). Navíc se četnost neúspěšných repatriací v průběhu dekad nijak nesnižuje (Fischer & Lindenmayer 2000). Pokroku v této oblasti brání nedostatek následného monitorování a experimentů určujících důvody, proč daná strategie přinesla, a nebo nepřinesla kýžený výsledek. Vedoucí repatričních projektů tak nemohou svá rozhodnutí zakládat na konkrétních datech (Pullin et al. 2004; Armstrong & Seddon 2008).

Výzkum zaměřený na sovy byl proveden v letech 2001 až 2007 v Kanadě (Mitchell et al. 2011). Výsledky hovořily jasně. Sýčci králičí (*Athene cunicularia hypugaea* Bonaparte, 1825) vypuštění měkkou metodou vykazovali jak vyšší míru přežívání, tak vyšší úspěch v reprodukci. Podrobnější výsledky jsou uvedeny v Tabulce 3 (Mitchell et al. 2011).

Tabulka 3: Výsledky pozorování sov vypuštěných v letech 2005 – 2007 v Britské Kolumbii v Kanadě, a to měkkým a tvrdým vypouštěním (Mitchell et al. 2011).

Pozorování po vypuštění	měkkým vypouštěním	tvrdým vypouštěním
počet jedinců	n = 100	n = 140
zůstalo na území	66 % (66)	86 % (121)
přežilo hnízdní období	50 % (50)	70 % (98)
páry sov	n = 50	n = 69
započaly hnízdění	46 % (23)	86 % (59)
měly vylíhla mláďata	36 % (18)	62 % (43)
měly mláďata, co opustila hnízdo	32 % (16)	48 % (33)

Metaanalýza studií, které přímo porovnávaly měkké vypouštění versus tvrdé vypouštění, přinesla závěr, že měkké vypouštění přináší obecně lepší výsledky. Při zaměření pouze na ptáky ale studie ukazují srovnatelné výsledky. Ve studii bylo porovnáno 10 druhů savců, 4 druhy plazů a 3 druhy ptáků (Resende et al. 2021). Autoři zdůrazňují důležitost dalšího výzkumu, a to zejména i jiných taxonomických skupin. Další studie uvádí příklad tetřívka prériového (*Tympanuchus cupido attwateri* Bendire, 1893), kdy metoda měkkého vypouštění předčila úspěchem metodu tvrdého vypouštění (Lockwood et al. 2005). Případem, kdy obě metody vykázaly stejnou úspěšnost, je pěvec laločník sedlatý (*Philesturnus carunculatus* Gmelin, 1789) (Lovegrove 1996). Autoři studie poukazují na to, že rozhodující může být predační tlak v prostředí, kde k vypouštění zvířat dochází (Mitchell et al. 2011). Tedy že když je predační tlak nižší, srovnání měkkého a tvrdého vypouštění neprokázalo rozdíly v úspěšnosti repatriace.

4. Materiál a metodika

4.1. Organizace zaštiťující realizaci projektu

Nositelem projektu je Záchraná stanice živočichů ČSOP Spálené Poříčí, na které leží zásadní část terénní práce. Finančně i personálně projekt podporuje Zoologická a botanická zahrada města Plzně, která se na záchraně sýčka podílí v rámci svých projektů ochrany české fauny in situ. Projekt významně podporuje také Plzeňský kraj a Krajský úřad Plzeňského kraje (loga organizací viz Obr. 10). Odbornou spolupráci v oblasti monitoringu a telemetrických metod zajišťuje RNDr. Lubomír Peške, přední expert v této oblasti výzkumu ptáků.



Obrázek 10: Loga organizací podílejících se na projektu.

V Plzeňském kraji zbývá posledních 5 – 6 párů přirozeně žijících sýčků v původní oblasti rozšíření na jižním Plzeňsku. Tato mikro-populace je s ohledem na trvale nízkou početnost na pokraji vyhynutí, na druhé straně se sýčci chovaní v zajetí velmi dobře rozmnožují a odchovávají. Po dlouhé přípravě byl proto v roce 2017 z iniciativy ČSOP Spálené Poříčí a ZOO Plzeň zahájen projekt s hlavním cílem nepoškodit přirozenou populaci a najít vhodný způsob možné repatriace sýčků z chovu do volné přírody (Vlček 2020).

Před zařazením do projektu jsou u nových jedinců v chovu provedeny analýzy jaderné a mitochondriální DNA. Po potvrzení náležitosti k tzv. západnímu klastru tohoto druhu jsou ptáci doporučeni pro účely repatriace na našem území (Jandík & Pešová 2019).

4.2. Sběr dat

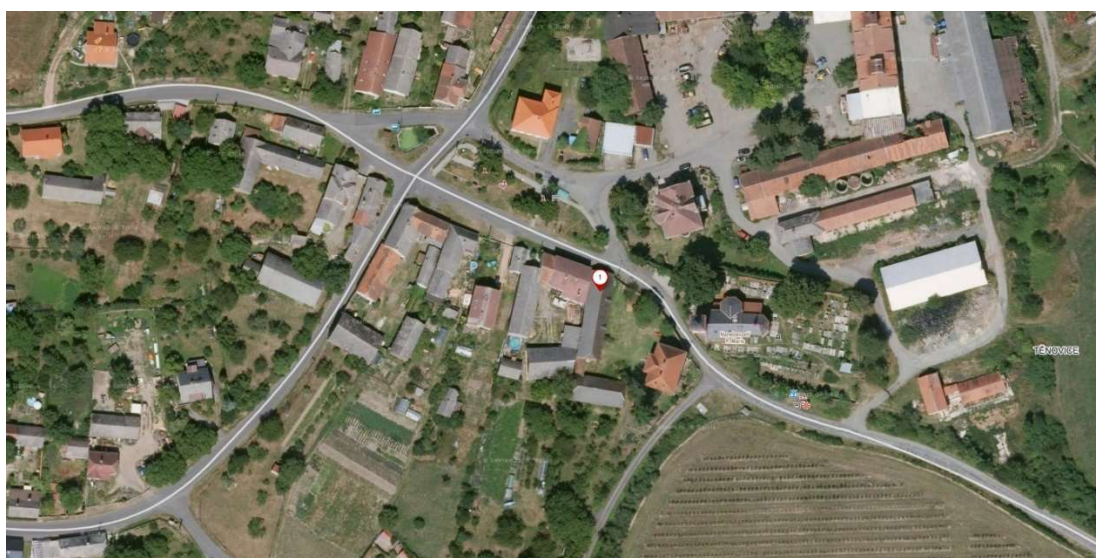
4.2.1 Výběr lokalit

Výběr lokalit musel splňovat několik kritérií. Primárním bylo přiblížit se okolním biotopem co nejvíce k preferovanému prostředí sýčků, tedy mozaikovitě krajinně, s rozdílným managementem, s dostatkem sečených či pasených travních ploch, nízkým podílem lesů a dostatkem ekotonových přechodů. Kritérium minimalizace technických pastí bylo také bráno v potaz, a to alespoň osvětou obyvatelstva, aby zakryli či jinak zabezpečili například sudy na vodu. Jelikož je česká krajina hustě protkána silniční a železniční sítí, tato nebezpečí nemohla

být eliminována. Dalším kritériem byla blízkost objektu k Záchraně stanici Spálené Poříčí či jiné základně pro pracovníky. Majitelé objektu museli být rovněž seznámeni a ochotni dokrmit sýčky, tedy jednou za pár dní do kbelíků ve voliére umístit pár živých myší a potěmníků (více viz níže v kapitole 4.2.4 Příkrmování). Takto bylo vybráno 6 lokalit, pro ukázkou přikládám mapu lokality vesnice Lipnice (Obr. 11), kde byly ve stodole vzdálené 35 metrů od stodoly s voliérou chovány ovce a kozy a část okolí byla spásána. To je v souladu s doporučením záchraného programu, kdy obzvláště v nejbližším okolí hnízdišť (tzn. do 200 m) je vhodné extenzivní vypásání (zejména ovce, kozy a koňmi) (AOPK 2020). Jako druhý příklad uvádím lokalitu Těnovice, kde byl v přímé blízkosti (60 m) voliéry jabloňový sad (Obr. 12). Ve zmíněných vybraných lokalitách se nacházel dostatečný počet loveckých posedů (např. okraje budov, stromy, kůly plotů, keřové pásy), protože tato místa jsou významná pro lov drobné kořisti.



Obrázek 11: Lokalita vesnice Lipnice, stodola s voliérou je označena bodem (www.mapy.cz).



Obrázek 12: Lokalita vesnice Těnovice, stodola s voliérou je označena bodem, v dolní pravé části fotky je patrný ovocný sad (www.mapy.cz).

4.2.2 Příprava zázemí

Ve vytipovaných lokalitách, které se nejvíce blížily preferovanému přirozenému biotopu sýčků, byly po domluvě s majiteli ve vybraných objektech sestaveny takzvané uvykací rozletové voliéry. Její přípravu můžeme vidět na Obrázku 13. Voliéry zajišťovaly zabezpečení před predátory a obsahovaly minimálně dvě hnízdní budky a nádobu na krmení. Ta byla z neprůhledného plastu. Dále v nich byly větve a nebo trámy, aby měli sýčci více míst k sezení.



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

4.2.3 Příprava jedinců a vypuštění

Rodičovský pár byl sestaven z jedinců z odchovu přibližně stejného věku po prvním roce života s ověřeným středoevropským genotypem. Odchov probíhal v Zoo Plzeň nebo v Ekocentru Spálené Poříčí. Ukázka chovné voliéry je na Obrázku 14. V průběhu odchovu bylo snahou, aby sýčci měli minimální kontakt s člověkem. Rodičovské páry byly do vypouštěcích voliér umístěny v předjaří, tedy v únoru až začátku března. Do voliéry byl vždy umístěn pouze jeden pár. Krmení byly přirozenou potravou, do připravené nádoby jim byly v pravidelných intervalech dávány laboratorní myši převážně šedé formy a larvy potěmníků (*Zophobas atratus* Fabricius, 1775). Výletové otvory zůstaly uzavřené, ale ptáci měli možnost sledovat venkovní prostor z malé venkovní voliéry (Obrázek 15). Pokud pár úspěšně zahníždil, k otevření výletového otvoru došlo až ve fázi, kdy byla mláďata plně opeřena a byla schopna letu. Před trvalým otevřením výletového otvoru (= vypuštěním) dostali ptáci aluminiové identifikační kroužky a byly na ně upevněny radiové vysílačky batůžkového typu.



Obrázek 14: Chovná voliéra pro sýčky v privátním chovu (foto Luděk Cigler).



Obrázek 15: Malá venkovní voliéra, ze které měli ptáci před vypuštěním možnost sledovat venkovní prostor (foto P. Jandík).

Sýčci byli označeni/vybaveni vysílačkou AG 386, která váží cca 2,2 g, má rozměry 32 x 13 x 7 mm a výrobce uvádí maximální výdrž baterií 346 dní (Lotek 2022). Samotný postroj tvořila teflonová lanka. Teflon a batůžkové uchycení vysílaček některé studie doporučují jako nejvíce vhodné, protože minimalizují abrazi kůže a peří (Buck et al. 2021).

4.2.4 Příkrmování

Do nádob ve voliére byla doplňována potrava, a to ve formě živých myší a larev potěmníků. Při vypuštění (tedy od otevření výletového otvoru) byl interval příkrmování následující: 1. den myši, 2. den larvy, 3. den nic atd. V průběhu několika dnů či týdnů se frekvence příkrmování snižovala, aby bylo v ptácích vyvolána jejich přirozená schopnost lovit a postarat se o sebe. Příkrmováním, které jsme přizpůsobovali stavu jedinců i jejich množství času stráveného mimo voliéru, jsme chtěli jedince podpořit i alternativními způsoby, aby nedošlo k vyhladovění. Zkušenosti s tímto opatřením mají zejména v Dánsku (Jacobsen et al. 2016), kde probíhalo příkrmování zejména v průběhu hnízdního období (duben až srpen) tím způsobem, že vybraným párům byla každý den (či obden) překládána na budku mrtvá jednodenní kuřata či laboratorní myši.

4.2.5 Systematičnost sběru dat

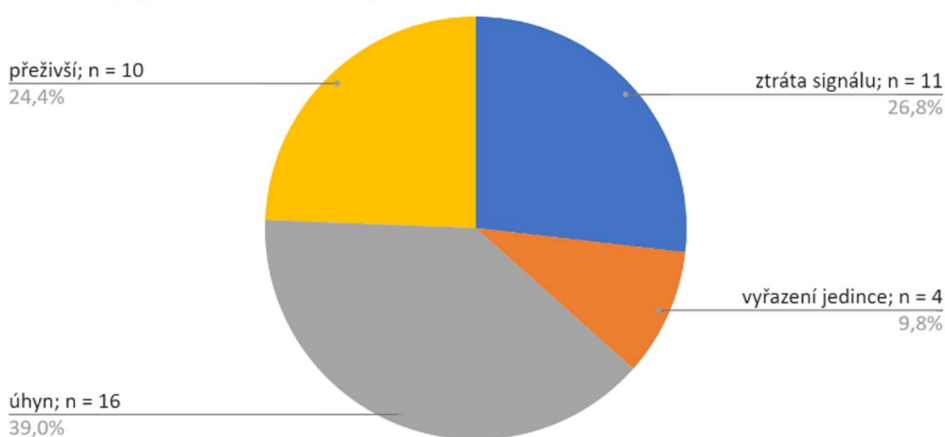
V letech 2017 – 2019 neprobíhal monitoring probíhal, ale ne systematicky, ke kontrolám a telemetrování docházelo v několikadenních i delších intervalech, a proto často nebylo možné určit přesné datum ani příčinu úhynu. V roce 2020 a 2021 probíhala telemetrie všech monitorovaných sýček velmi intenzivně, a to několikahodinových intervalech v denních i nočních hodinách, každý den po dobu minimálně 25 dní od vypuštění. Pokud byli jedinci dohledáni mrtví, byli podrobeni základnímu ohledání pro určení příčiny úhynu.

5. Výsledky

5.1 Mortalita

Celkově bylo v průběhu let 2017 – 2021 vypuštěno 41 jedinců, a to v poměru 26 dospělců a 15 mláďat. Jedinci byli pro snadnější orientaci v následujících výsledcích označeni čísly 1 – 41. Čtyři jedinci museli být z výzkumu po vypuštění vyřazeni, protože došlo k jejich poranění. Následující Graf č. 6 vykresluje souhrnné výsledky monitoringu mláďat i dospělců. V 11 případech došlo ke ztrátě signálu, 16 jedinců bylo dohledáno uhynulých a 10 jedinců bylo při ukončení monitoringu naživu.

Souhrnný graf, mláďata i dospělci

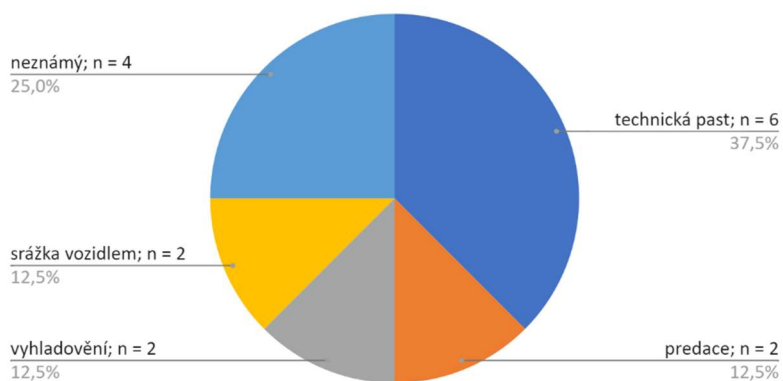


Graf 6: Grafické znázornění souhrnných dat všech telemetricky sledovaných jedinců (n = 41) v průběhu let 2017 – 2021.

U dohledaných uhynulých jedinců byly ve 12 případech určeny příčiny úmrtí, které jsou znázorněny na následujícím Grafu č. 7. Predaci měla v obou případech (jedinci č. 34 a 39) na svědomí kuna, v jednom případě mládě ulovila kuna zřejmě přímo na půdě, kde byla umístěna voliéra, tam byla také dohledána jeho vysílačka. V druhém případě byly zbytky z uloveného jedince nalezeny 25 metrů od stodoly s voliérou. V případě technických pastí došlo v jednom případě k zapadnutí samce (č. 27) mezi dvě zdi, které byly blízko u sebe a samec nedokázal vylétnout pryč. Místo nálezů bylo vzdáleno 300 m od stodoly s voliérou. K dalšímu úhynu došlo po zapadnutí mláděte (č. 22) do komína budovy vzdálené 75 m od stodoly s voliérou. Mládě bylo po dvou dnech, kdy signál vycházel z dané budovy, po domluvě s majitelem dohledáno a vytaženo z komína ještě živé (viz Obr. 16). Do druhého dne ale uhynulo. V dalším případě došlo k zapadnutí samce (č. 16) do betonového sloupu elektrického vedení vzdáleného 20 metrů od stodoly s voliérou. Uvážení v komíně je důvodem i dalších dvou úhynů. Do technické pasti jsem zařadila i utopení samice (č. 28) v jezírku porostlém puškvorcem (viz Obr. 17). Do kategorie srážky vozidlem spadají dvě úmrtí, jednou došlo ke sražení samice autem, v druhém případě vlakem, kdy železniční trať vede cca 500 m od tvrže s voliérou. Tato úmrtí spadají do dřívějších let, kdy monitoring nebyl prováděn tak často, přesná lokace těchto záznamů nebyla pořízena. V souhrnu tedy technické

pasti a nebo srážka vozidlem zapříčinily 50 % úhynů. Úhyn zapříčiněný vyhladověním nastal ve dvou případech. Samec č. 37 dostal do krmné nádoby myši 4 dny před tím, než byl nalezen uhynulý. Samice č. 36 se sice pohybovala v okolí stodoly s voliérou (okruh cca 70 m) i přímo ve stodole, ale do voliéry přestala zalétat.

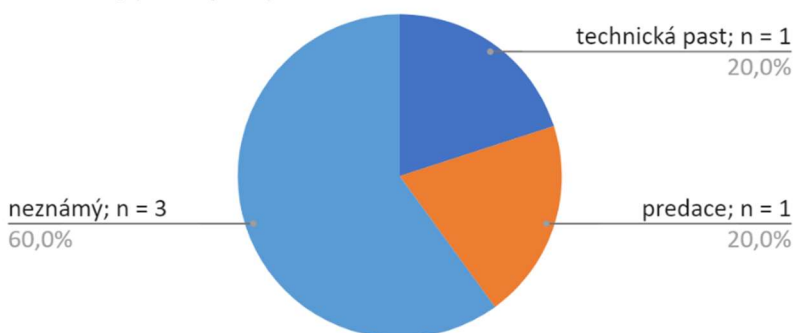
Příčiny úhynu, mláďata i dospělci



Graf 7: Příčiny úhynu všech dohledaných sýčků, jak mláďat, tak dospělců.

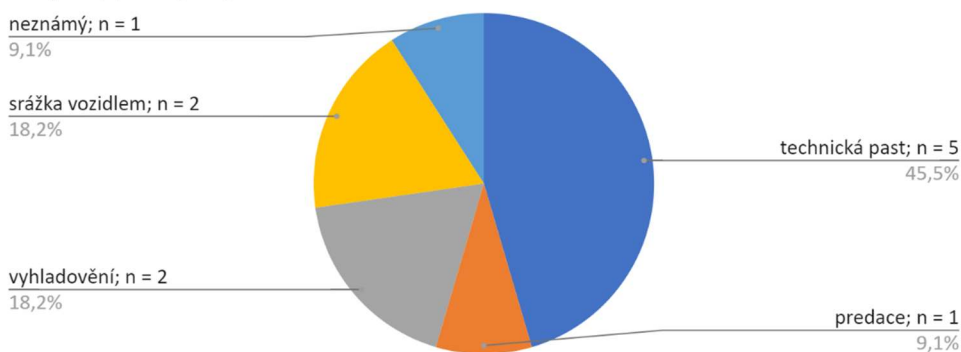
Následující Grafy č. 8 a 9 zobrazují příčiny úhynu u kategorie mláďat a kategorie dospělců.

Mláďata, příčiny úhynu



Graf 8: Příčiny úhynu dohledaných mláďat sýčků.

Dospělci, příčiny úhynu



Graf 9: Příčiny úhynu dohledaných dospělých sýčků.



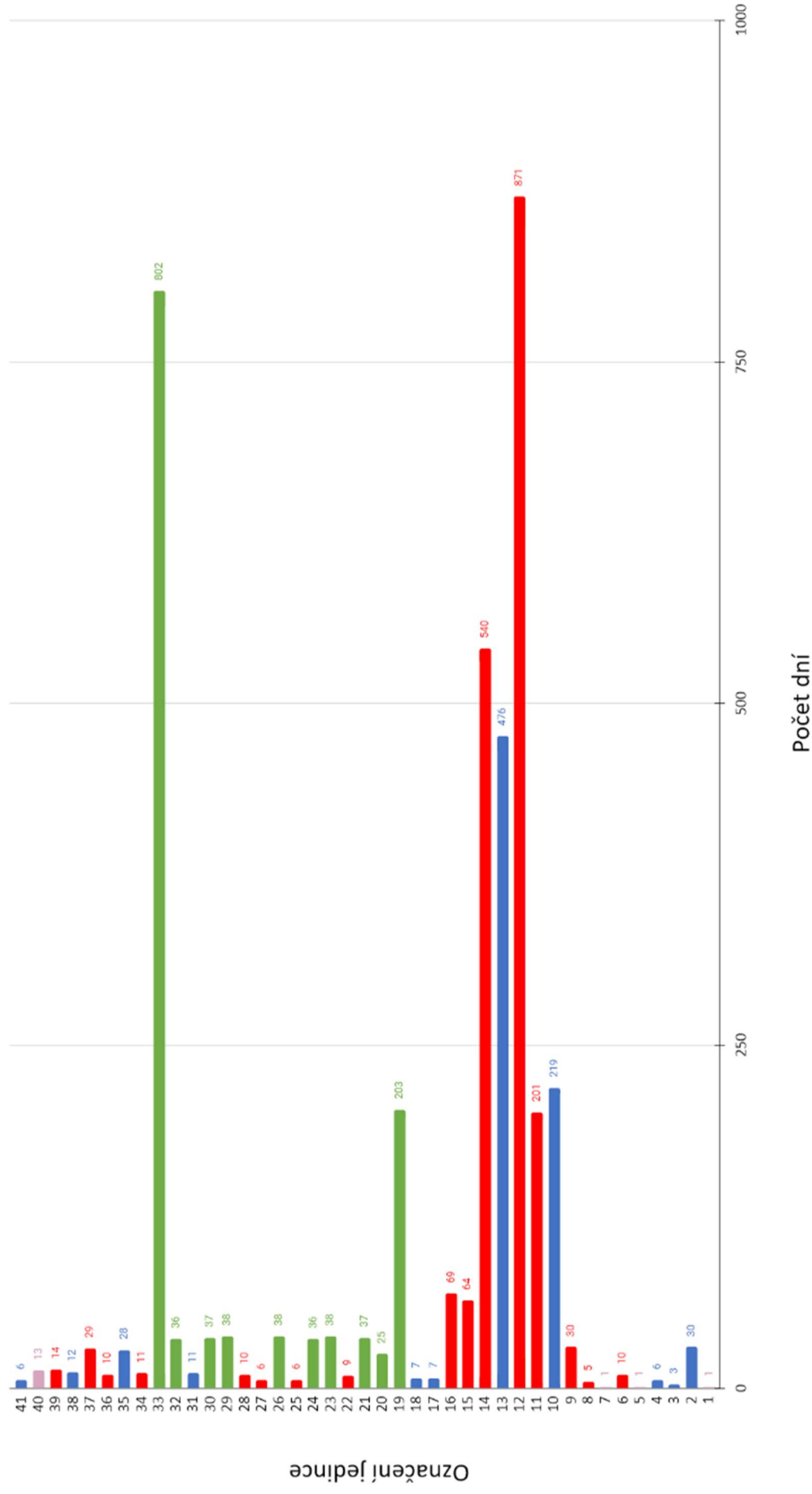
Obrázek 16: Mládě dohledané v komínu, do druhého dne však uhynulo (foto Simona Sovadinová).



Obrázek 17: Samice utopená v jezírku porostlém puškvorcem (foto Simona Sovadinová).

Kompletní seznam vypuštěných jedinců spolu s daty vypuštění a závěrečnými poznámkami je uveden v Příloze I. Na následujícím Grafu č. 10 je znázorněna délka všech vypuštěných jedinců a příčiny ukončení sledování. Rekordmankou je samice (č. 33), která se vylíhla 23. 6. 2018 a již třetím rokem se drží na tvrzi Černé Krávy. Poslední zpráva o ní mám z 25. 2. 2021, kdy byla na tvrzi i vyfocena. Jedinec s číslem 19 je rovněž samice. Je důležité zmínit, že jedinci označení čísly 1 – 19 byli vypuštěni v letech 2017 – 2019, tedy v době, kdy monitoring probíhal bez přispění studentů, a jelikož je velmi časově náročný, neprobíhal systematicky a často. Proto jsou data pro jedince 1 – 19 spíše orientační. Například jedinec číslo 14 byl nalezen uhynulý v komíně po 4měsíční pauze v monitoringu. Nevíme přesně, kdy k úhynu došlo a časové rozpětí 4 měsíců je značné. Jedinec číslo 12 byl nalezen uhynulý na tvrzi, ale nevíme, jak dlouho před nalezením uhynul.

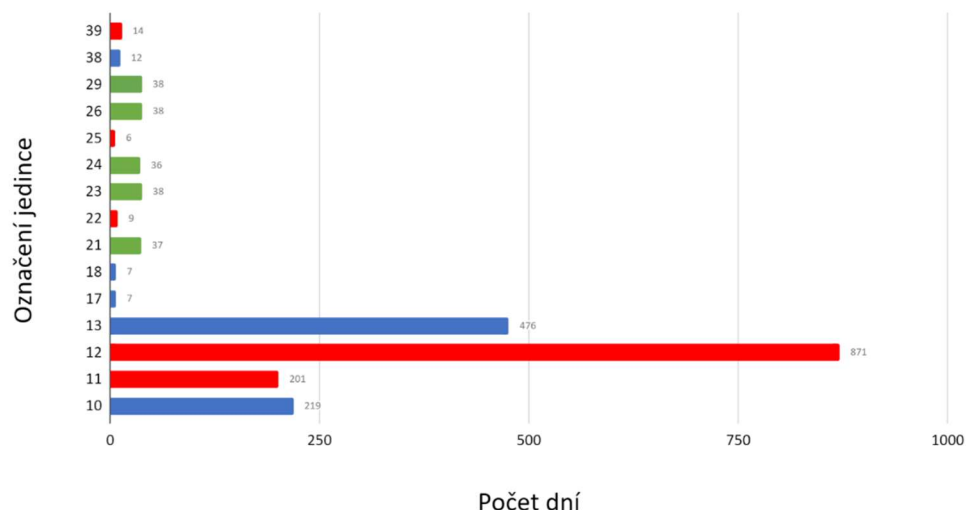
Délka monitoringu a příčiny jeho ukončení



Graf 10: Délka monitoringu všech jedinců (označení 1 – 41) v letech 2017 – 2021. Osa y znázorňuje počet dní. Barva vypovídá o důvodu ukončení monitoringu. Červená = úhyn, modrá = ztráta signálu, růžová = vyřazení jedince, zelená = v době ukončení monitoringu přeživší.

Zaměříme-li se na mláďata, která byla ve voliére snesena a vysezena rodičovským párem a následně s rodiči vypuštěna, nedá se říci, jaká doba je pro přežití kritická ani jaká příčina mortality převládá (viz Graf 11). Mláďata, která uhynula v průběhu 14 dní po vypuštění, uhynula z různých důvodů. Jedinec č. 39 byl predován kunou, jedinec č. 25 byl nalezen uhynulý ve výletové voliére z neznámého důvodu, jedinec č. 22 zapadl do komína.

Mláďata - délka monitoringu a příčiny jeho ukončení



Graf 11: Jedinci, kteří byli ve voliére sneseni, vysezeni, dokrmováni rodičovským párem a poté s nimi vypuštěni. Graf zobrazuje délku jejich monitoringu a příčiny ukončení sledování. Červená = úhyn, modrá = ztráta signálu, růžová = vyřazení jedince, zelená = v době ukončení monitoringu přeživší.

Prvních 30 dní po vypuštění prokazatelně přežilo celkem 15 jedinců (36,5 %) a 11 jich prokazatelně uhynulo (26,8 %). Úspěšnost přežití mláďat v prvních 30 dnech byla vyšší, než u dospělců (viz Tab. 4)

Tabulka 4: Výsledky po vymezení hranice 30 dní po vypuštění.

	vypuštěno	prvních 30 dní po vypuštění		
		přežilo	ztráta signálu	prokázaný úhyn
mláďat	15	53, 3 % (n = 8)	20 % (n = 3)	20 % (n = 3)
dospělců	26	24 % (n = 7)	24 % (n = 6)	32 % (n = 8)
celkem	41	36,5 % (n = 15)	22 % (n = 9)	26,8 % (n = 11)

5.2 Chování mláďat

Navzdory informacím dostupným v odborné literatuře, které uvádějí typické hlasité žebrání mláďat sýčků o potravu, v našem případě mláďata popsané chování nevykazovala, a to ani v jednom případě. V roce 2020 na stanovišti v Lipnici mláďata (č. 29, 26, 25, 24, 23) osířela v podstatě během pár dní od vypuštění (samec č. 27 uhyn šestý den po vypuštění, samice č. 28 desátý den po vypuštění), ale ani předtím nebyla žádná interakce mezi mláďaty a dospělci pozorována. Rovněž vokalizace dospělců nebyla ani jednou zaznamenána.

6. Diskuze

6.1 Mortalita

Na základě výsledků tohoto projektu jsme došli k závěru, že antropogenní pasti jsou nejčastější příčinou mortality sýčka obecného v našem zájmovém území a jejich vliv na vývoj populací sýčka není zanedbatelný. Ke stejným závěrům došly i další studie, jako např. Van Nieuwenhuyse 2008; Thorup et al. 2013; Šálek et al. 2019. Studie, které se telemetrickému sledování mláďat věnovaly po delší dobu uvádějí, že nejkritičtější doba pro přežití jsou první 3 měsíce života (Thorup et al. 2013). V našem případě trval intenzivní monitoring kratší dobu, a tak uvádím jako hraniční období 30 dní po vypuštění. První měsíc po vypuštění prokazatelně (tzn. nejsou započtení jedinci, u kterých došlo ke ztrátě signálu) přežilo 36,5 % sýčků (n = 15), z čehož 8 bylo mláďat. Pouze 24 % dospělců prokazatelně přežilo prvních 30 dní. Z toho by mohlo vyplývat, že proces přechodu z odchovu do volné přírody lépe zvládají mladí jedinci, kteří se vylíhli už přímo ve vypouštěcí voliére a byli v ní odchováni rodičovským párem. Pro podpoření této hypotézy jsem nenašla další literaturu a náš vzorek je pro závěry příliš malý. Pokud by se výsledky dalších studií ubíraly stejným směrem, mohlo by to otevřít zajímavé možnosti ke zvýšení úspěšnosti repatriace. V úvahu by mohlo přicházet podložení čerstvě vylíhlých mláďat z odchovu těm párům, které již byli umístěny do výletových voliér, ale z různých důvodů se jim nepovedlo zahrnout. Řízené adopce sýčků popisuje například studie ze Španělska (Alonso et al. 2011), kdy výzkumníci uměle inkubovali vajíčka, první týden po vylíhnutí mláďata krmili a poté je umístili do voliéry k náhradním rodičům, kteří je přijali. Ve studii pokračovali i v náviku antipredačního chování. Jedinci, kteří tímto procesem prošli, v 77,4 % přežili prvních 6 týdnů po vypuštění, oproti 33,3 % přeživších netrénovaných jedinců. Zvířata, která jsou vychována v zajetí, mohou mít kapacitu rozvinout vhodné antipredační chování, ale pro rozvoj tohoto chování zřejmě potřebují specifický zážitek (Griffin et al. 2000). Za příčinou úmrtí mláďat sýčků v naší studii stojí predace ve 20 % případů. Nižší procento predace v naší studii by mohl být vysvětleno tím, že vypouštěcí voliéry byly zabezpečeny proti predátorům a pokud je sýčci využívali jako úkryt, tak riziko napadení predátorem minimalizovali. Na druhou stranu ale ve výše zmíněné Španělské studii nezaznamenali žádnou jinou příčinu úhynu než predaci. V naší studii jsou za dalšími 20 % úhynů mláďat technické pasti, přičemž podstatný podíl má uvíznutí ve vertikálních dutých objektech (37,5 % ze všech úmrtí v této studii). Tyto objekty představují nebezpečí i pro další druhy hnízdicí v dutinách (Van Nieuwenhuyse et al. 2008; Malo et al. 2016), byly popsány případy nálezů uhynulých sov pálených, puštíků obecných (Poprach 2003), další studie hovoří o možném utonutí dravců v nádržích (Ellis et al. 2010). Porovnáme-li naše data se studií M. Šálka (2019), kdy v dutých objektech či nádržích zahynulo 31,4 % mláďat sýčků (n = 22; viz Tabulka 2), není patrný rozdíl, že by vypouštění sýčci v programu repatriace byli k této příčině úmrtí náchylnější. Zdá se tedy, že vysoká míra mortality sýčků v technických pastech není ovlivněna umělým odchovem. Pokud jsou v umělém chovu zvířata po několik generací, tak mohou vykazovat změny v chování, které po vypuštění do volné přírody mohou vést ke snížené schopnosti přežít (McPhee 2003). To pro sýčky můžeme dle doposud zjištěných poznatků vztáhnout na antipredační chování (Alonso et al. 2011), ale ne na vyhýbání se technickým pastem. Některé

strategie, které jsou pro dosažení cílů repatriačních programů používány, počítají s takzvanou „daní za vypuštění“. Tedy že obecně nižší míra přežívání vypuštěných jedinců má za následek to, že je potřeba vypustit o to vyšší počet zvířat, aby bylo cílů repatriačního programu dosaženo (Tavecchia et al. 2009). Je však třeba zvážit, jak lze tuto daň na životech minimalizovat.

6.2 Příkrmování

Potravní nabídka je jedním z rozhodujících faktorů pro hnízdní úspěšnost sýček (Thorup et al. 2010). Faktory, které se velmi nepříznivě odrážejí na stavu populace sýčka, jsou nedostatek potravy ve spojení s prodlužující se doletovou vzdáleností za, která by ideálně měla být do 200 – 300 m od hnízda (Thorup et al. 2010; Poprach et al. 2018). Jedním z benefitů příkrmování může být redukce rizika vyhladovění a podpora hnízdní úspěšnosti (Thorup et al. 2010). Rodiče nemusí pro potravu létat tak daleko a šetří tak energii (Jacobsen et al. 2016). V našem případě sýčci potravu vkládanou do nádoby využívali a vždy zkonsumovali. Ve vypouštěcí voliére se trénovali v lovu živé kořisti, což se provádělo i v jiných studiích (např. Alonso et al. 2011). I přes to se však objevily dva případy vyhladovění dospělců, a to oba na stejné lokalitě. Oba jedinci uhynuli přímo u stodoly s voliérou, takže se nemohlo jednat o zabloudění, ale spíše rozhodnutí jedince z neznámého důvodu do voliéry již nezalétávat. Jedinci si možná voliéru nespojili s jistým zdrojem potravy. Výzkum, který se zabýval příkrmováním sýček chovaných v zajetí s cílem zlepšit jejich lovicí dovednosti ukázal, že množství ulovených myší se prudce snížilo při stresu, který zvířata zažila například při přemístění do voliéry, vážení a podobně. Ukázalo se také, že spíše než schopnost detekovat kořist je pro sýčky důležité se naučit ji uchopit a zabít (Anholt et al. 2020). V případě našich dvou vyhladovění jsme nezaznamenali, že by jedinci prošli vysokým stresem, ale stresový zážitek mohl proběhnout mimo naši přítomnost. K úhynu došlo 10. a 29. den po vypuštění, kterému předcházela aklimatizace jedinců.

6.3 Chování mlád'at

Vysoká mortalita zvířat vypuštěných v repatriačních programech může být ovlivněna tím, že zvířata vychovaná v zajetí mohou mít nevhodné až naivní chování, které je v běžných přírodních podmínkách nefunkční (Mathews et al. 2005). Z literatury, kterou se mi podařilo nalézt a která se zabývá porovnáním divoce žijících a vypuštěných uměle odchovaných ptáků, uvádím studii kachen provedenou ve Francii (Champagnon et al. 2012). Navzdory očekávání v ní nebyly zaznamenány žádné rozdíly v chování kachen, ať už v čase stráveném zkoumáním okolí, odpočinkem a krmením se. Na druhou stranu studie (McPhee 2003) provedená na savcích, konkrétně na křečcích *Peromyscus polionotus* Wagner, 1843, ukázala, že se zvyšujícím se počtem generací žijících v zajetí ke změnám v chování docházelo. Konkrétně se chování měnilo tak, že se snižovala odezva vyhledání úkrytu po detekování predátora a zároveň se zvyšovala variabilita různých projevů po všimnutí si predátora.

Je otázkou, proč mlád'ata v našem výzkumu vůbec neprojevovala klasické žebření o potravu a ani se nijak jinak hlasově neprojevovala. Obecná shoda mezi výzkumníky v této

oblasti je, že hlasité projevy jsou upřímné signály hladu směřované rodičům (Gladbach et al. 2009) a mohou být i nástrojem komunikace mezi sourozenci (Roulin et al. 2000). Naše výsledky jsou v rozporu i s výsledky studie volně žijících sýčků v Dánsku (Pedersen et al. 2013), kdy byly v době čerstvě po vylétnutí z hnízda v průběhu noci prováděny nahrávky a mláďata se ozývala v 60 % alespoň jednou v 10minutových intervalech. Vokalizace dospělců běžně probíhá i mimo jarní měsíce, kdy bývá nejvyšší z důvodu volání partnera. I v jiných měsících je však alespoň nějaká vokalizace při výzkumech zaznamenána (např. Zuberogoitia et al. 2007). Dospělci v naší studii se však hlasově vůbec neprojevovali.

6.4 Zapojení veřejnosti

Sýček obecný kdysi býval jednou z nejběžnějších českých sov velikostí populace čítající několik tisíc až desítek tisíc párů. O povědomí veřejnosti o sýčkovi napovídá i mnoho starých lidových názvů, kterými lidé tuto sovu pojmenovali (kulich, puťák, skujíček, puvík, umíráček) (ČSO 2018). Toto povědomí široké veřejnosti nahrává tomu, aby se sýček obecný stal vlajkovým druhem pro ochranu místní biodiverzity. V roce 1995 odhadl tým ekologů a ekonomů hodnotu biodiverzity pro globální ekonomiku na 33 bilionů USD ročně (Costanza et al. 1995). Ani znalost toho, že existence lidstva ultimátně závisí na fungujícím ekosystému, nepomáhá při činění rozhodnutí a zákonů na jeho ochranu. Je proto snazší se zaměřit na konkrétní složky biodiversity, jejich hodnotu a nebo naopak hodnotu jejich ztráty (Bullock et al. 2008). U sýčka obecného nemůžeme jednoduše určit jeho finanční hodnotu, jako je tomu tam, kde biodiverzita na první pohled přispívá k produkci například potravin či surovin (Bullock et al. 2008). Můžeme však stávající povědomí o sýčkovi využít pro zdůrazňování i vedlejších složek života lidí, a to složku kulturního dědictví a volnočasového vyžití, jako je např. pozorování ptactva, ekoturismus a podobně. S využitím dat získaných v této práci, kdy antropogenní činnost a technické pasti zapříčinily 50 % úmrtí sov, lze při uvedení těchto dat spolu s dalšími výsledky studií lidem ukázat, jak jednoduchými kroky (myšleno zaopatřením technických pastí) mohou pomoci konkrétnímu druhu pro vyšší šanci přežití. A to může mít dalekosáhlý vliv i na okolní organismy.

7. Závěr

V průběhu této studie bylo zjištěno, že nejčastější příčinou smrti vypouštěných sýčků obecných v programu repatriace v našem zájmovém území jsou antropogenní faktory, tedy technické pasti a srážky vozidlem. Do těchto kategorií bylo zařazeno 50 % ze všech dosledovaných úhynů sýčků. Prvních 30 dní po vypuštění prokazatelně přežilo 15 jedinců (36,5 %) z celkem 41 vypuštěných jedinců. V prvních 30 dnech měla vyšší úspěšnost přežívání mláďata. Prvních 30 dní přežilo 8 z 15 mláďat (53,3 %) oproti 7 přeživším dospělům (24 %) z 26 vypuštěných. Hypotéza č. 1 této práce „V případě vypuštěných sýčků z odchovu budou dospělci v přežívání úspěšnější než jejich mláďata, která ve vypouštěcí voliére odchovají.“ tedy byla vyvrácena. I přes příkrmování došlo ve dvou případech k úhynu vyhladověním, a tak hypotéza číslo 2 „Pokud budou po vypuštění sýčci příkrmováni, nebude docházet k úhynu vyhladověním.“ byla vyvrácena. I hypotéza č. 3 „Pokud budou mláďata sýčků rodičovskému páru vlastní (snesena, vysezena), bude jejich chování srovnatelné s mláďaty sýčků z volné přírody, myšleno že budou žadonit o potravu.“ byla vyvrácena, protože vypuštěná mláďata sýčků nevykazovala oproti jedincům z volné přírody žádnou vokalizaci, i přes to, že byli rodičovským párem sneseni a odchováni.

7.1 Závěrečná doporučení

Na základě výsledků této práce a zkušeností z terénu vnímám jako opravdu důležité zapojit celou komunitu ve vytipovaných oblastech, aby její členové věděli, že u nich projekt probíhá. Minimálně jeden člověk ve výzkumném týmu by měl nést zodpovědnost za popularizaci tématu a osvětu obyvatel lokality, kde je umístěna vypouštěcí voliéra. To znamená komunikaci s místním úřadem, informování obyvatel místním rozhlasem, a to klidně i opakovaně. Pozvání obyvatel na setkání se sýčkem, kde by jim tyto ptáci byli alespoň základně představeni. Pro zdůraznění důležitosti jejich spolupráce přistoupit k informování o konkrétních případech úhynů z předešlých studií, dále lze např. provést letákovou kampaň. Jsem si jistá, že Češi stále mají uchované povědomí o sýčcích, a to, že je v některé vesnici sýček, by se mohlo stát jejich jakousi hrdostí, kterou by si hýčkali. Je samozřejmě nutné počítat s tím, že určité procento lidí nemá ke zvířatům ani ochraně přírody vztah, ale většina by, myslím, jistě pro přežití „jejich“ sýčka alespoň něco udělala. Na základě zkušeností z této studie si myslím, že bez vyvinutí tohoto úsilí nemůžeme očekávat povzbudivější výsledky.

8. Použitá 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**(2): 389 – 393.
- Angelici, F., Latella, L., Luisielli, L., Riga, F. 1997. The summer diet of little owl *Athene noctua* on the Island of Astipalais. *Journal of Raptor Research* **31**: 280 – 282.
- Anholt H, Froese ALM, Enright Ch, Petersen SD, Berkvens CN. 2020. Learning and hunting success of burrowing owls (*Athene cunicularia*) during pre-release live-prey training in the Manitoba burrowing owl recovery programme. *Journal of Zoo and Aquarium Research* **8**(2): 107 – 113.
- AOPK ČR 2020. Záchranný program pro sýčka obecného (*Athene noctua*) v České republice.
- AOPK ČR. 2022. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky. Available from <https://www.zachranneprogramy.cz/sycek-obecny/zachranny-program-zp/> (accessed on February 2022).
- Apolloni N. 2013. Landscape use, foraging habitat selection and relationships to food resources in breeding Little Owls: recognizing the importance of scale for species conservation management [MSc. Thesis]. Fakultat der Universitat, Bern.
- Appleby BM, Redpath SM. 1997. Indicators of male quality in the hoots of Tawny owls (*Strix aluco*). *Journal of Raptor research* **31**: 65 – 70.
- Baillie SR, Green RE. 1987. The importance of variation in recovery rates when estimating survival rates from ringing recoveries. *Acta Ornithologica* **23**: 41 – 60.
- Bankovics A, Vadász A. 2009. Hungarian Bird Migration Atlas (Magyar madárvonulási atlasz). Kossuth Kaidó Zrt. Budapest. 361 – 362.
- Bedrosyan B, Craighead D. 2007. Evaluation of techniques for attaching transmitters to common raven nestlings. *Northwestern Naturalist* **88**(1): 1 – 6.
- Benton TG, Vickery JA, Wilson JD. 2003: Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in ecology & evolution* **18**: 182 – 188.
- BirdLife International. 2019. Species factsheet: *Aegolius funereus*. Available from <http://www.birdlife.org> (accessed on February 2022)
- Bock, A, Naef-Daenzer B, Keil H, Korner-Nievergelt F, Perrig M, Gruebler MU. 2013. Roost site selection by little owls *Athene noctua* in relation to environmental conditions and life-history stages. *Ibis* **155**: 847 – 856.
- Brown JS, Laundré JW, Gurung M. 1999. The ecology of fear: optimal foraging, game theory, and trophic interactions. *Journal of Mammalogy* **80**: 385 – 399.

- 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*). *Animal Biotelemetry* **9**: 32.
- Bullock C, Kretsch C, Candon E. 2008. The economic and social aspects of biodiversity. Benefits and costs of biodiversity in Ireland. The Stationery Office, Dublin.
- Caccamise DF, Hedin RS. 1985. An aerodynamic basis for selecting transmitter loads in birds. *Wilson Bulletin* **97**: 306 – 318.
- Champagnon J, Guillemain M, Elmberg J, Massez G, Cavallo F, Gauthier-Clerc M. 2012. Low survival after release into the wild: assessing “the burden of captivity” on Mallard physiology and behaviour. *European Journal of Wildlife Research* **58**: 255 – 267.
- Cilimburg AB, Lindberg MS, Tewksbury JJ, Sally JH. 2002. Effects of dispersal on survival probability of adult Yellow Warblers (*Dendroica petechia*). *The Auk* **119**: 778 – 789.
- Clobert J, Danchin E, Dhondt A, Nichols JD. 2001. *Dispersal*. Oxford University Press, Oxford.
- Costanza R, D’Arge R, De Groot R, Farberk S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O’Neill RV, Paruelo J, Raskin RG, Suttonkk P, Van den Belt M. 1997. The Value of the World’s Ecosystem Services and Natural Capital. *Nature* **387**: 253 – 260.
- Cramp S. 1985. *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic, Vol. 4*. Oxford University Press, Oxford.
- Culik B, Wilson RP. 1991. Swimming energetics and performance of instrumented Adélie penguins *Pygoscelis adeliae*. *Journal of Experimental Biology* **158**: 355 – 368.
- ČSO. Česká společnost ornitologická. 2018. Ptačí svět. Ročník XXV. Číslo 1/2018.
- Dunstan TC. 1977. Types and uses of radio packages for North American Falconiform and Strigiform birds. *Conference of wildlife biotelemetry*: 30 – 39. University of Wyoming, Laramie.
- Eick M. 2003. *Habitat use and dismigration of Little Owl [MSc. Thesis]*. Universität Hohenheim, Hohenheim.
- Ellis DH, Roundy TB, Ellis CH. 2010. Raptor pit mortality in Mongolia and a call to identify and modify death traps wherever they occur. *Ambio* **39**: 349 – 351.
- Exo KM. 1989. Tagesperiodische Aktivitätsmuster des Steinkauzes (*Athene noctua*). *Vogelwarte* **35**: 94 – 114.
- Exo KM. 1991. Der Untere Niederrhein – ein Verbreitungsschwerpunkt des Steinkauzes (*Athene noctua*) in Mitteleuropa. *Natur und Landschaft* **66**: 156 – 159.
- Exo KM, Hennes R. 1980. Beitrag zur Populationsökologie de Steinkauzes (*Athene noctua*) – eine Analyse deutscher und niederländischer Ringfunde. *Vogelwarte* **30**: 162 – 179.

- Fajardo I, Pividal V, Trigo M, Jimenez M. 1998. Habitat selection, activity peaks and strategies to avoid road mortality by the Little Owl *Athene noctua*. A new methodology on owls research. *Alauda* **66**: 49 – 60.
- Finck P. 1990. Seasonal variation of territory size with Little owl (*Athene noctua*). *Oecologia* **83**: 68 – 75.
- Fontaine JJ, Martin TE. 2006. Habitat selection responses of parents to offspring predation risk: an experimental test. *American Naturalist* **168**: 811 – 818.
- Galeotti P, Pavan G. 1993. Differential responses of territorial Tawny owls (*Strix aluco*) to the hooting of neighbours and strangers. *Ibis* **135**: 300 – 304.
- Génot JC, Van Nieuwenhuysse D. 2002. *Athene noctua* Little owl. *Birds of Western Palearctic Update* **4**: 35 – 63.
- Génot JC, Wilhelm JL. Occupation et utilisation de l'espace par la Chouette Cheveche *Athene noctua*, en bordure des Vosges du nord. *Alauda* **61**: 181 – 194.
- Gessaman JA, Nagy KA. 1988. Transmitter loads affect the flight speed and metabolism of homing pigeons. *Condor* **90**: 662 – 668.
- Gessaman JA, Workman GW, Fuller MR. 1991. Flight performance, energetics and water turnover of tippler pigeons with a harness and dorsal load. *Condor* **93**: 546 – 554.
- 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.
- Goutner V, Alivizatos H. 2003. Diet of the Barn owl (*Tyto alba*) and Little owl (*Athene noctua*) in the wetlands of northeastern Greece. *Belgian Journal of Zoology* **133**: 15 – 22.
- Greenwood PJ, Harvey PH, Perrins CM. 1979. The role of dispersal in the Great tit (*Parus major*): the causes, consequences and heritability of natal dispersal. *Ecology* **48**: 123 – 142.
- Greenwood PJ. 1980. Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. *Animal Behaviour* **28**: 1140 – 1162.
- Griffin AS, Blumstein DT, Evans CS. 2000. Training captive-bred or traslocated animals to avoid predators. *Conservation biology* **14**(5): 1317 – 1326.
- Hámori D, Winkler D, Vadász C. 2017. Demographic data on the Little Owl (*Athene noctua*) in Upper-Kiskunság, Hungary. *Ornis Hungarica* **25**(2): 11 – 22.
- Hardouin L, Robert D, Bregnatolle V. 2008: A dusk chorus effect in a nocturnal bird: support for mate and rival assessment functions. *Behavioral Ecology and Sociobiology* **62**: 1909 – 1918.
- Haskel D. 1994. Experimental evidence that nestling begging behaviour incurs a cost due to nest predation. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. **268**: 25 – 29.
- Hines JE, Zwickel FC. 1985. Influence of radio packages on young Blue grouse. *The Journal of Wildlife Management* **49**: 1050 – 1054.

- Hirons GJM, Owen RB. 1982. Radiotagging as an aid to the study of Woodcock. *Symposia of the Zoological Society of London* **49**: 139 – 152.
- Hoste-Danyłow A, Romanowski J, Żmihorski M. 2010. Effects of management on invertebrates and birds in extensively used grassland of Poland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **139**: 129 – 133.
- Hudec K, Šťastný K. 2005. *Fauna ČR, Ptáci. Vol II/2*. Academia, Praha.
- IUCN/SSC, 2013. *Guidelines for Reintroduction and Other Conservation Translocations. Version 1.0*. IUCN Species Survival Commission, Gland, Switzerland: 1–73.
- Jacobsen LB, Sunde P, Rahbek C, Dabelsteen T, Thorup K. 2013. Territorial calls in the Little owl (*Athene noctua*): spatial dispersion and social interplay of mates and neighbours. *Ornis Fennica* **90**: 41 – 49.
- Jacobsen LB, Chrenková M, Sunde P, Šálěk M, Thorup K. 2016: Effects of food provisioning and habitat management on spatial behaviour of Little Owls during the breeding season. *Ornis Fennica* **93**: 121 – 129.
- Jandík P. Pešová J. 2019. Chov a repatriace sýčka obecného (*Athene noctua*). Odchov a repatriace sýčka obecného. Zoo Plzeň.
- Jirsík J. 1944: *Naši ptáci, sv. 2. Naše sovy, datli, rorýsi, lelkové, vlhy, dudkové, mandelíci, ledňáčci, kukačky, kráčiví a plameňáci*. Čs. grafická unie, Praha.
- Juillard, M. 1984. *La chouette chevêche. Nos Oiseaux, Prangins, Switzerland*.
- Kenward, RE. 1987. *Wildlife radio tagging: Equipment, field techniques and data analysis*. Academic Press, London.
- Kenward RE. 2001. *A Manual for Wildlife Radio tagging*. Academic Press, London.
- Kitowski I, Pawlega K. 2010. Food composition of the Little Owl *Athene noctua* in Farmland Areas of South East Poland. *Belgian Journal of Zoology* **140**(2): 203 – 211.
- Klein Á, Nagy T, Csörgő T, Mátics R. 2007. Exterior nest-boxes may negatively affect Barn Owl *Tyto alba* survival: an ecological trap. *Bird Conservation International* **17**(3): 273 – 281.
- Koopmann R, Kuhne S. 2017. Veterinary Pharmaceuticals (Antiparasitics) in Cattle Dung. A Risk for Non Targeted Organisms (Overview on Literature). *Landbauforschung*, **67**(2). DOI: 10.3220/LBF1501500814000
- König C, Weick F. 2008. *Owls of the world. Second edition*. New Haven and London, Yale University Press.
- Lack D. 1946. Competition for food by birds of prey. *Journal of Animal Ecology* **15**:123 – 129.
- Laundré JW, Hernández L, Altendorf KB. 2001. Wolves, elk, and bison: reestablishing the “landscape of fear” in Yellowstone National Park, U.S.A. *Canadian Journal of Zoology* **79**: 1401 – 1409.

- Le Gouar PJ, Schekkermnan H, van der Jeugd HP, Boele A, van Harxen R, Fuchs P, Stroeken P, Van Noordwijk A. 2011. Longterm trends in survival of a declining population the case of the Little Owl (*Athene noctua*) in the Netherlands. *Oecologia* **166**: 369 – 379.
- Lima SL, Dill LM. 1990. Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Canadian Journal of Zoology* **68**: 619 – 640.
- Loske KH. 1986: Zum Habitat des Steinkauzes (*Athene noctua*) in der Bundesrepublik Deutschland. *Vogelwelt* **107**(3): 91 – 101.
- Lotek. 2022. Available from <https://www.lotek.com/products/vhf-avian-tags-for-smaller-species/> (accessed on March 2022)
- 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**: 483 – 489.
- Manganaro A, Salvati L, Fattorini S, Ranazzi L. 1999. The diet of four sympatric birds of prey in a Mediterranean urban area. *Avocetta* **23**: 190.
- Mänd R, Tilgar V, Lõhmus A, Leivits A. 2005. Providing nest boxes for hole-nesting birds – does habitat matter? *Biodiversity Conservation* **14**: 1823–1840. DOI: 10.1007/s10531-004-1039-7
- Mathews F, Orros M, McLaren G, Gelling M, Foster R. 2005. Keeping fit on the ark: assessing the suitability of captive-bred animals for release. *Biological Conservation* **121**: 569 – 577.
- McPhee ME. 2003. Generations in captivity increases behavioral variance: considerations for captive breeding and reintroduction programmes. *Biological Conservation* **115**: 71 – 77.
- Michel VT, Jiménez-Franco MV, Naef-Daenzer B, Gruebler MU. 2016. Intraguild predator drives forest edge avoidance of a mesopredator. *Ecosphere* **7**(3)
- Mikkola H. 1983. *Owls of Europe*. Poyser. London.
- Mikkola, H. 1976. Owls killing and killed by other owls and raptors in Europe. *British Birds* **69**: 144 – 154.
- Morris MG. 2000. The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British grasslands. *Biological Conservation* **95**: 129 – 142.
- Morris DW. 2005. Paradoxical avoidance of enriched habitats: have we failed to appreciate omnivores? *Ecology* **86**: 2568 – 2577.
- Naef-Daenzer B, Widmer F, Nuber M. 2001. Differential post-fledging survival of Great and Coal tits in relation to their condition and fledging date. *Journal of Animal Ecology* **70**: 730 – 738.
- 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

- Nietfeld, MT, Barrett MW, Silvy N. 1994. Wildlife marking techniques. Research and management techniques for wildlife and habitats. Wildlife Society, Bethesda. 140 – 168.
- Newton I. 1979. Population ecology of raptors. Poyser. Berkhamstead. UK.
- Norberg RA. 1987. Evolution, structure, and ecology of northern forest owls. Biology and conservation of Northern Forest Owls. Symposium proceedings. Department of Agriculture, Fort Collins.
- Obrecht HH, Pennycuick CJ, Fuller MR. 1988. Wind tunnel experiments to assess the effect of back-mounted radio transmitters on bird body drag. *Journal of Experimental Biology* **135**: 265 – 273
- Opluštil L. 2013: Sýček obecný. *Zpravodaj SOVDS* **13**: 47
- Orf M. 2001. Habitatnutzung und Aktionsraumgröße des Steinkauze *Athene Noctua* im Maintaunus-Kreis [MSc. Thesis]. Johann Wolfgang Goethe Universität. Frankfurt am Mein.
- Otsuki H, Yano S. 2014. Predation risk increases dispersal distance in prey. *Naturwissenschaften* **101**: 513 – 516.
- Pennycuick CJ. 1975. Mechanics in flight. *Avian biology*. New York: Academic Press **5**: 1 – 75.
- Pennycuick CJ, Obrecht HH, Fuller MR. 1988. Empirical estimates of body drag of large waterfowl and raptors. *Journal of Experimental Biology* **135**: 253 – 264.
- Penteriani V. 2003. Breeding density affects the honesty of bird vocal displays as possible indicators of male/territory quality. *Ibis* **145**: 127 – 135.
- Perry MC. 1981. Abnormal behaviour of canvasbacks equipped with radiotransmitters. *The Journal of Wildlife Management* **45**: 786 – 789.
- Petty SJ. 1999. Diet of Tawny owls (*Strix aluco*) in relation to Field vole (*Microtus agrestis*) abundance in a conifer forest in northern England. *Journal of Zoology* **248**: 451 – 465.
- Petty SJ, Appleby BM, Coles CF, Juillard R. 2004. The long-term effect of fitting back-mounted radio tags to juvenile Tawny owls *Strix aluco*. *Wildlife Biology* **10**: 161 – 170.
- Polis GA, Myers CA, Holt RD. 1989. The ecology and evolution of intraguild predation: potential competitors that eat each other. *Annual Review of Ecology and Systematics* **20**: 297 – 330
- Poprach K., 2003: Nebezpečné technické nástrahy pro sovy a další druhy ptáků, část I. *Ochrana přírody* **58**(7): 210 – 213.
- Poprach K. 2008: Sova pálená. TYTO, Nenakonice.
- Poprach K, Poprach A, Opluštil L, Krause F, Škorpíková V, Šálek M, Kodet V. 2018: Sýček obecný (*Athene noctua*) na jižní Moravě v letech 1990–2017. *Crex* **37**: 18 – 66.

- Putze, M, Eisenberg A, Hanft M, Moser F, Langgemach T. 2009. Telemetrie von Steinkäuzen (*Athene noctua*) im Havelland. *Otis* **17**: 59 – 68.
- Quinn JL, Cresswell W. 2004. Predator hunting behaviour and prey vulnerability. *Journal of Animal Ecology* **73**: 143 – 154.
- 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.
- Saurola P. 1985. Finnish birds of prey: status and population changes. *Ornis Fennica* **62**: 64 – 72.
- Schmid P. 2003. Geweellanalyse bei einer populatio des Steinkauzes *Athene noctua* im Grossen Moos, einer intensiv genutzten Agrarlandschaft de schweizerischen Mittellandes. *Der Ornithologische Beobachter* **100**: 117 – 126.
- Schönn S, Scherzinger W, Exo KM, Ille R. 1991. Der Steinkauz. *Neue Brehm-Bücherei* **606**. Ziemsen, Wittenberg.
- Schropfer L. 1996: Sýček obecný (*Athene noctua*) v České republice – početnost a rozšíření v letech 1993–1995. *Buteo* **8**: 23 – 38.
- Sedinger JS, White RG, Hauer WE. 1990. Effects of carrying radio transmitters on energy expenditure of Pacific black brant. *Journal of Wildlife Management* **54**: 42 – 45.
- 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.
- Steiner UK, Gaston AJ. 2005. Reproductive consequences of natal dispersal in a highly philopatric seabird. *Behavioral Ecology* **1**: 634 – 639.
- Sunde P. 2006. Effects of backpack radio tags on tawny owls. *The Journal of Wildlife Management* **70**: 594 – 599.
- Sunde P, Thorup K, Jacobsen LB, Holsegard-Rasmussen MH, Ottessen N, Svenne S, Rahbek C. 2009. Spatial behaviour of little owls (*Athene noctua*) in a declining low-density population in Denmark. *Journal of Ornithology* **150**: 537 – 548.
- Sutherland, WJ, Newton I, Green, RE. 2004. *Bird ecology and conservation*. Oxford University Press, New York.
- Šálek M. 2004: Vývoj populace sýčka obecného (*Athene noctua*) na Českobudějovicku a Písecku. *Sluka* **1**: 87 – 88.
- Šálek M, Berc M. 2001: Rozšíření a biotopové preference sýčka obecného (*Athene noctua*) ve vybraných oblastech jižních Čech. *Buteo* **12**: 127 – 134.
- Šálek M, Schropfer L. 2008. Recent decline of little owl (*Athene noctua*) in the Czech Republic. *Polish Journal of Ecology* **56**: 527 – 534.

- Šálek M, Lövy M. 2012: Spatial ecology and habitat utilization of the Little Owl (*Athene noctua*) in Central European farmland. *Bird Conservation International* **22**: 328 – 338.
- Šálek M, Poprach K, Ooluštil 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**(19): 1– 11.
- Ševčík R, Riegert J, Šťastný K, Zárýbnický J, Zárýbnická M. 2021. The effect of environmental variables on owl distribution in Central Europe: A case study from the Czech Republic. *Ecological Informatics* 64. ISSN 15749541.
- Šťastný K, Randík A, Hudec K. 1987: Atlas hnízdního rozšíření ptáků v ČSSR 1973/77. – Academia, Praha
- Šťastný K, Bejček V, Hudec K. 1996: Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice 1985 – 1989. H & H, Jinočany.
- Šťastný K, Bejček V, Hudec K. 2006. Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice. Aventinum, Praha.
- Tavecchia G, Viedma C, Martínez-Abraín A, Bartolomé MA, GómezJA, Oro D. 2009. Maximizing re-introduction success: assessing the immediate cost of release in a threatened waterfowl. *Biology Conservation* **142**: 3005 – 3012.
- 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 – 814.
- 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.
- Tome D. 1997. Timing of territorial vocal activity of the long-eared owl (*Asio otus*) in Slovenia. *Ardeola* **44**: 227 – 228.
- Tomé R, Dias M.P, Chumbinho AC, Bloise C. 2011. Influence of perch height and vegetation structure on the foraging behaviour of Little Owls *Athene noctua*: how to achieve the same success in two distinct habitats. *Ardea* **99**: 17 – 26.
- Van den Brink NW, Groen NM, De Jonge J, Bosveld ATC. 2003. Ecotoxicological suitability of floodplain habitats in The Netherlands for the little owl (*Athene noctua vidalli*). *Environmental Pollution* **122**: 127 – 134.
- Van Nieuwenhuyse D, Génot JC, Johnson DH. 2008. The Little Owl: conservation, ecology and behaviour of *Athene noctua*. Cambridge University Press. Cambridge. UK.
- Vlček J. 2020. Zpráva repatriace sýčků v Plzeňském kraji v roce 2020. Odchov a repatriace sýčka obecného. Zoo Plzeň.
- Walker LA, Llewellyn NR, Pereira MG, Potter ED, Sainsbury AW, Shore RF. 2010. Anticoagulant rodenticides in predatory birds 2009: a Predatory Bird Monitoring Scheme (PCMS) report. Centre for Ecology & Hydrology, Lancaster, UK

- White GC, Garrott RA. 1990. Analysis of radio-tracking data. Academic Press, New York.
- Wilson RP, Culik BM. 1992. Packages on penguins and device-induced data. Wildlife telemetry: Remote monitoring and tracking of animals. New York: Ellis Horwood 573 – 580.
- Zabala JI, Zuberogoitia JA, Martínez-Climent JE, Martínez A, Azkona S, Hidalgo, Irae A. 2006. Occupancy and abundance of little owl (*Athene noctua*) in an intensively managed forest area in Biscay. *Ornis Fennica* **83**: 97 – 107.
- Zmihorski M, Altenburg D, Romanowski J, Kowalski M, Osojca G. 2006. Long term decline of the Little Owl in Central Poland. *Polish Journal of Ecology* **54**: 321 – 324.
- Zmihorski M, Romanowski J, Chylareci P. 2012. Environmental factors affecting the densities of owls in Polish farmland during 1980–2005. *Biologia* **67**: 1204 – 1210.
- Zubergoitia I, Martinez JA, Zabala J, Martinez JE. 2005. Interspecific aggression and nest site competition in a European owl community. *Journal of Raptor Research* **39**: 156 – 159.
- Zubergoitia I, Martinez JE, Zabala J, Martinez JA, Azkona A, Castillo I, Hidalgo S. 2008. Social interactions between two owl species sometimes associated with intraguild predation. *Ardea* **96**(1): 109 – 113.

9. Samostatné přílohy

Příloha I: Seznam všech vypuštěných jedinců

rok	označení jedince	lokality	pohlaví	vypuštění	počátek monitoringu	poslední dohledání	počet dnů	důvod ukončení
2021	41	Lipnice	1,0	7/4/2021	7/5/2021	7/11/2021	6	Ztráta signálu
2021	40	Lipnice	0,1	7/4/2021	7/5/2021	7/18/2021	13	Vyřazení jedince – ztráta vysílačky
2021	39	Lipnice	juv.	7/4/2021	7/5/2021	7/19/2021	14	Nalezena vysílačka, mládě usmrcené kunou (otázka kdy)
2021	38	Lipnice	juv.	7/4/2021	7/5/2021	7/17/2021	12	Ztráta signálu
2021	37	Těnovice	1,0	7/4/2021	7/4/2021	8/2/2021	29	Úhyn (vyhladovění)
2021	36	Těnovice	0,1	7/4/2021	7/4/2021	7/14/2021	10	Úhyn (vyhladovění)
2021	35	Spálené Poříčí	1,0	7/24/2021	7/24/2021	8/21/2021	28	Ztráta signálu
2021	34	Spálené Poříčí	0,1	7/24/2021	7/24/2021	8/4/2021	11	Úhyn-predace kunou
2020	33	Černé Krávy	0,1	6/23/2018	6/23/2018	9/2/2020	802	Při ukončení projektu naživu
2020	32	Černé Krávy	1,0	8/5/2020	8/5/2020	9/10/2020	36	Při ukončení projektu naživu
2020	31	Těnovice	0,1	6/26/2020	6/26/2020	7/7/2020	11	Ztráta signálu
2020	30	Těnovice	1,0	6/26/2020	6/26/2020	8/2/2020	37	Při ukončení projektu naživu
2020	29	Lipnice	ju	6/27/2020	6/27/2020	8/4/2020	38	Při ukončení projektu naživu
2020	28	Lipnice	0,1	6/27/2020	6/27/2020	7/7/2020	10	Utopená v jezírku
2020	27	Lipnice	1,0	6/27/2020	6/27/2020	7/3/2020	6	Zapadlý mezi dvě zdi, nemohl vylétnout
2020	26	Lipnice	ju	6/27/2020	6/27/2020	8/4/2020	38	Při ukončení projektu naživu
2020	25	Lipnice	ju	6/27/2020	6/27/2020	7/3/2020	6	Mrtvý na půdě
2020	24	Lipnice	ju	6/29/2020	6/29/2020	8/4/2020	36	Při ukončení projektu naživu
2020	23	Lipnice	ju	6/27/2020	6/27/2020	8/4/2020	38	Při ukončení projektu naživu
2020	22	Radínovy	ju	8/4/2020	8/4/2020	8/13/2020	9	Úhyn po vytažení z komína
2020	21	Radínovy	ju	8/4/2020	8/4/2020	9/10/2020	37	Při ukončení projektu naživu
2020	20	Radínovy	1,0	8/4/2020	8/4/2020	8/29/2020	25	Při ukončení projektu naživu
2020	19	Radínovy	0,1	8/4/2020	8/4/2020	2/23/2021	203	Při ukončení projektu naživu
2019	18	Těnovice	ju	8/2/2019	8/2/2019	8/9/2019	7	Ztráta signálu
2019	17	Těnovice	ju	8/2/2019	8/2/2019	8/9/2019	7	Ztráta signálu
2019	16	Těnovice	0,1	8/2/2019	8/2/2019	10/10/2019	69	Srážka vozidlem
2019	15	Těnovice	1,0	8/2/2019	8/2/2019	5/10	64	Betonový sloup elektrického vedení
2018	14	Černé Krávy	1,0	6/23/2018	6/23/2018	12/15/2019	540	Úhyn komín
2018	13	Černé Krávy	ju	6/23/2018	6/23/2018	10/12/2019	476	Ztráta signálu
2018	12	Černé Krávy	ju	6/23/2018	6/23/2018	11/10/2020	871	Nalezen mrtvý ve tvrzí, nevíme přesné datum úhynu
2018	11	Černé Krávy	ju	6/23/2018	6/23/2018	1/10/2019	201	Nejspíš úhyn - stále stejná lokace
2018	10	Černé Krávy	ju	6/23/2018	6/23/2018	1/28/2019	219	Ztráta signálu
2017	9	Černé Krávy	ad	4/17/2017	4/17/2017	5/17/2017	30	Srážka vlakem
2017	8	Černé Krávy	ad	4/17/2017	4/17/2017	4/22/2017	5	Komín, úhyn
2017	7	Černé Krávy	ad	4/17/2017	4/17/2017	4/18/2017	1	Odchyt zpět do centra - nelétá

2017	6	Černé Krávy	ad	4/17/2017	4/17/2017	4/27/2017	10	Úhyn
2017	5	Černé Krávy	ad	4/17/2017	4/17/2017	4/18/2017	1	Odchyt zpět do centra - nelétá
2017	4	Černé Krávy	ad	4/17/2017	4/17/2017	4/23/2017	6	Ztráta signálu
2017	3	Černé Krávy	ad	4/17/2017	4/17/2017	4/20/2017	3	Ztráta signálu
2017	2	Černé Krávy	ad	4/17/2017	4/17/2017	5/17/2017	30	Ztráta signálu
2017	1	Černé Krávy	ad	4/17/2017	4/17/2017	4/18/2017	1	Odchyt zpět do centra - poraněné oko