

Česká zemědělská univerzita v Praze

**Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních
zdrojů**

Katedra etologie a zájmových chovů



**Česká zemědělská
univerzita v Praze**

**Reintrodukce sýčka obecného (*Athene noctua*)
na Plzeňsku: vyhodnocení pohybových charakteristik
mláďat během dospívání**

Diplomová práce

Autor práce: Ing. Simona Sovadinová

Obor studia: Zájmové chovy zvířat

Vedoucí práce: Ing. Tomáš Bušina, Ph.D.

© 2022 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci „Reintrodukce sýčka obecného (*Athene noctua*) na Plzeňsku: vyhodnocení pohybových charakteristik mláďat během dospívání" jsem vypracovala samostatně pod vedením Ing. Tomáše Bušiny, Ph.D. 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 14. 4. 2022

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala Ing. Tomáši Bušinovi, Ph.D., za jeho ochotu, s nímž se ujal pozice vedoucího této diplomové práce. Zvláště mu děkuji za jeho cenné rady a předané zkušenosti, jež pro mne byly velkým přínosem při sběru dat v terénu. Dále děkuji za spolupráci panu Petru Jandíkovi, Ing. Jiřímu Vlčkovi a Ekocentru Spálené Poříčí. Rovněž děkuji doc. Ing. Markovi Koubovi, Ph.D. a PhDr. Karle Pochylé za jejich věcné podněty a připomínky při vzniku této práce.

Srdečně děkuji své rodině, která mě vytrvale podporuje po celou dobu mých studií.

Reintrodukce sýčka obecného (*Athene noctua*) na Plzeňsku: vyhodnocení pohybových charakteristik mláďat během dospívání

Souhrn

Sýček obecný (*Athene noctua*) patří v mnoha evropských zemích mezi kriticky ohrožené druhy. Reintrodukční programy představují jeden z nástrojů využívaných pro posílení je volně žijících populací. Jednou z využívaných metod reintrodukce je vypouštění rodičovského páru společně s jejich mláďaty. Osamostatňování se však představuje pro mladé jedince velmi náročné a kritické období, během něhož musí zdokonalit své letové a lovecké schopnosti. Doprovázeno je vysokou mírou mortality. Tato diplomová práce vyhodnocovala pohybové charakteristiky reintrodukovaných mláďat sýčka obecného. Za využití radiotelemetrie byli do 40 dnů od vypuštění monitorováni celkem čtyři jedinci dvou rodičovských párů. Sběr dat probíhal v období od června do září v roce 2020. Průměrná velikost domovských okrsků sledovaných mláďat byla stanovena na $13,8 \pm 14,7$ ha (100% minimální konvexní polygon) a $6,5 \pm 3,7$ ha (95% jádrový odhad hustoty). Ve dne mláďata vyhledávala útočiště nejčastěji v půdních prostorách objektu, kde se nacházela rozletová voliéra. V noci se rozletovala do přílehlého okolí a prozkoumávala loviště. Nejvzdálenější lokace byla zaznamenána 934,2 m od rozletové voliéry během noční aktivity. I přes postupnou disperzi se u sledovaných mláďat nepotvrdila statisticky významná závislost mezi věkem (počtem dnů od vypuštění) a vzdáleností od rozletové voliéry. Informace získané z monitoringu vypouštěných jedinců jsou klíčové pro následné zefektivnění reintrodukčního programu tohoto druhu.

Klíčová slova: management krajiny, ochrana, radiotelemetrie, sovy, záchranné programy

Reintroduction of the little owl (*Athene noctua*) in the Pilsen region: movement patterns of fledglings during post-fledging dependence period

Summary

The little owl (*Athene noctua*) is critically endangered in many European countries. Reintroduction programs are conservation tools used to restore their depleted wild populations. The release of the parent couple with their offspring to the wild is one of the employed methods. However, the post-fledging dependence period represents a demanding and critical life stage for juvenile birds. They have to improve their yet-undeveloped flight and foraging skills during this period, which is reflected in the high post-fledglings mortality rate. This diploma thesis evaluated the post-release spatial behaviour of reintroduced little owl fledglings. Four individuals of two parental couples were radio-tracked up to the limit of 40 days after fledging from June to September 2020 in the Pilsen region. The average size of the home range was 13.8 ± 14.7 ha (\pm SD; 100% Minimum Convex Polygon) and 6.5 ± 3.7 ha (\pm SD; 95% Kernel Density Estimation). The fledglings roosted most often in the attic of the building during the day, where the release aviary was installed. However, they flew to the surrounding areas exploring the hunting areas during the night. The farthest location recorded during the monitoring period was 934.2 m from the release aviary, and this event happened at night. Despite the gradual dispersion, no statistically significant relationship between age (number of days after release) and distance from the release aviary was confirmed in the monitored fledglings. Information obtained from this post-release monitoring of reintroduced little owls is essential for the constant improvement of the reintroduction program launched for this species.

Keywords: landscape management, conservation, radio-telemetry, owls, rescue programs

Obsah

1	Úvod	7
2	Cíl práce a vědecké hypotézy	9
3	Literární rešerše	10
3.1	Sýček obecný	10
3.1.1	Biologie a ekologie	10
3.1.2	Příčiny populačního poklesu.....	11
3.1.3	Ochrana ve světě a v ČR.....	12
3.1.4	Reintrodukční programy	15
3.2	Prostorová ekologie	18
3.2.1	Domovský okrsek	18
3.2.2	Teritorium	20
3.2.3	Vymezení domovského okrsku.....	20
3.2.4	Disperze a biotopové preference.....	23
3.3	Telemetrické studie sýčka obecného	26
4	Metodika	29
5	Výsledky	31
6	Diskuze	37
6.1	Domovské okrsky a disperze.....	37
6.2	Denní odpočinkové lokace	39
6.3	Reintrodukční programy.....	40
7	Závěr	42
8	Literatura	43
9	Samostatné přílohy	52

1 Úvod

Populace sýčka obecného (*Athene noctua* (Scopoli 1769)) je v mnoha evropských zemích silně ohrožená, nebo dokonce lokálně zaniklá (Šálek & Lövy 2012). Tento klesající populační trend je registrován již od druhé poloviny minulého století (van Nieuwenhuysse et al. 2008), ovšem k zásadnímu úbytku došlo během několika posledních dekád (Šálek 2018). V České republice se jeho stavy mezi léty 1985 a 2003 snížily o 59 % (Šťastný et al. 2006) a za posledních 20 let o 94 % (Chrenková et al. 2017). V Dánsku, které představuje v Evropě severní hranici zoogeografického rozšíření druhu, dosahovala populace sýčků obecných v roce 2007 několik posledních desítek párů (Nyegaard & Grell 2008). Obdobná situace byla zaznamenána také u našich sousedů na Slovensku (Chrenková et al. 2017), v Rakousku (Ille & Grinschgl 2001), Německu (van Nieuwenhuysse et al. 2008) či Polsku (Żmihorski et al. 2006) a v dalších evropských zemích (např. Framis et al. 2011).

Mezi nejpodstatnější faktory, které negativně ovlivňují biodiverzitu, patří intenzifikace zemědělství. V jejím důsledku dochází k přeměně krajiny a degradaci vhodných biotopů (Šálek & Berc 2001). Postupem času zmizela přirozená hnízdiště (Exo 1983). Plošná aplikace biocidů má negativní dopad na všechny živé složky ekosystému a mimo jiné zapříčiňuje pokles rozmanitosti a početnosti velkého hmyzu, který tvoří podstatnou složku diety sýčků (van den Bring et al. 2003; Zaccaroni et al. 2003; van Nieuwenhuysse et al. 2008). Sýčky obecné dále ohrožují technické pasti (Bauer & Berthold 1996) nebo srážky s vozidly (Génot 1995). Negativně se podílejí velmi chladné zimy (Bauer & Berthold 1996), predace kunou skalní (*Martes foina* Erxleben 1777; van Nieuwenhuysse et al. 2008) a kočkou domácí (*Felis catus* Linné 1758; Šálek 2018). Pokles početnosti sýčka zapříčinil fragmentaci jeho populace (Šálek 2014), která tak nabyla ostrůvkovitého charakteru (van Nieuwenhuysse et al. 2008). V současné době jsou jednotlivé subpopulace oslabené, málo početné a v některých případech navzájem izolované (Šálek 2018).

Tato dříve běžná sova byla v roce 2017 zařazena v aktualizovaném Červeném seznamu ohrožených druhů České republiky mezi kriticky ohrožené živočichy (Šťastný et al. 2017). Kvůli klesajícímu trendu v populační hustotě je potřeba sýčkům obecným věnovat zvýšenou pozornost (Šálek & Lövy 2012). Reintrodukční programy mohou představovat jeden ze specifických nástrojů aktivní ochrany ohroženého druhu. Pro maximalizaci úspěšnosti reintrodukčního programu je klíčové zajistit kvalitní management prostředí, do kterého budou jedinci vypouštěni. Taková opatření, kterými jsou instalace budek pro hnízdění a berliček napomáhajících při lovu, odstranění technických pastí (Bažant & Šálek 2019) a zajištění optimálních loveckých biotopů, podporují přežívání a reprodukční úspěch vypuštěných sýčků obecných ve volné přírodě (van Nieuwenhuysse et al. 2008).

Dalším podstatným faktorem při ochraně sýčků obecných je pochopení sociálního chování a pohybových charakteristik juvenilních jedinců (Pedersen et al. 2013). Rodiče karnivorních ptáků pečují o svá mláďata i po vylétnutí z hnízda (Newton 1979). U nidikolních ptáků představuje osamostatňování zvláště kritické období (Sunde 2008) a u juvenilních sov může být provázáno zvýšenou mortalitou (Thorup et al. 2013). Z toho důvodu je vhodné se v rámci reintrodukčního programu zaměřit na disperzi dospívajících sýčků obecných, přičemž řada studií využívá ke kvantifikaci aspektů pohybových aktivit sov radiotelemetrický monitoring (např. Sunde et al. 2009; Šálek & Lövy 2012; Pedersen et al. 2013). Znalosti

o požadavcích na stanoviště, prostorové ekologii a populační dynamice jsou stěžejní při ochraně a managementu cílového druhu (Šálek & Lövy 2012).

2 Cíl práce a vědecké hypotézy

Cílem práce je za využití radiotelemetrie vyhodnotit pohybové charakteristiky reintrodukovaných mlád'at sýčka obecného v krajině a způsob jejího využívání. Hlavní zřetel bude kladen na sledování disperze jednotlivců v průběhu času po vylétnutí z hnízda, vytváření domovských okrsků a volbu stanoviště pro denní odpočinek. Znalost takovýchto údajů je esenciální pro další zefektivnění reintrodukčního programu a posílení volně žijící populace, jež je v České republice silně ohrožená.

Jelikož se tato práce liší od klasické experimentální studie srovnávacího charakteru, je koncipována jako studie deskriptivní. Pro účely splnění podmínek Fakulty agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů České zemědělské univerzity v Praze byly stanoveny následující hypotézy:

H₁: Po opuštění rozletové voliéry se bude se vzrůstajícím věkem mlád'at sýčka obecného zvětšovat jejich vzdálenost od hnízda.

H₂: Po opuštění rozletové voliéry se budou domovské okrsky mlád'at sýčka obecného zvětšovat s jejich vzrůstajícím věkem.

3 Literární rešerše

3.1 Sýček obecný

3.1.1 Biologie a ekologie

Sýček obecný, dříve označován také jako sýc obecný, je drobná sova z čeledi puštíkovitých (Strigidae). Jeho areál rozšíření zasahuje do Euroasie a severní Afriky (König & Weick 2008), introdukovan byl ve Velké Británii a na Nový Zéland (Marples 1942; Holloway 1996). V centrální Evropě je jeho výskyt zaznamenán do 700 m n. m. V našich podmínkách obývá zpravidla otevřenou zemědělskou krajinu. Nalézt jej můžeme ve starých ovocných sadech, na pastvinách s rozptýleným porostem dřevin nebo v parcích. Zalesněným oblastem se vyhýbá (König & Weick 2008; Šálek et al. 2016). Je označován jako synantropní druh. Často se vyskytuje v blízkosti lidských obydlí, hnízdí ve starších budovách či stodolách (König & Weick 2008). Šálek (2014) během čtrnáctiletého sledování v České republice zaznamenal 51 % hnízdění v lidské zástavbě, 48 % v zemědělských objektech a 1 % v průmyslových objektech. Pozorovány byly i případy hnízdění přímo v městském intravilánu (AOPK 2020). Řadí se mezi sedentární druhy se silnou hnízdní fidelitou (König & Weick 2008).

V literatuře je sýček často popisován jako zavalitá sova s poměrně dlouhýma nohama. Dospělí jedinci váží okolo 180–230 g a měří asi 21–24 cm (Génot & van Nieuwenhuyse 2002). Samice mohou, ale nemusí, dosahovat lehce větších rozměrů než samci. Pro rod *Athene* jsou charakteristické bílé znaky na týlní oblasti hlavy, které mají evokovat oči a chránit tak před predátory. Zastoupení těchto znaků může sloužit k determinaci jednotlivých druhů rodu. Pro sýčka obecného jsou typické dva jasně viditelné bílé pruhy nad bílým pásem podél šíje a vertikálně pruhované temeno. Obličejový disk není nikterak výrazný (König & Weick 2008).

Sýčci hnízdí jednou ročně, ale zaznamenány byly i náhradní snůšky. Období hnízdění začíná nejčastěji v dubnu, ovšem datum kladení vajec je ovlivněno meteorologickými podmínkami minulé zimy. Při dlouhotrvající sněhové pokrývce pár zpravidla zahnízdí později. Samice snáší 3–6 vajec. Znáám je případ dokonce 12 vajec ve snůšce, nicméně v těchto případech je možné započtení neoplozených vajec z minulého hnízdění. Inkubace trvá 28–29 dní. Na vejcích sedí výhradně samice, zatímco samec, stejně jako po vylíhnutí mláďat, přináší potravu (AOPK 2020). Doba hnízdní péče o potomstvo trvá okolo 4 týdnů a přímé ztráty na hnízdech dosahují asi 15 %. Následující ztráty na vyvedených mláďatech jsou po opuštění hnízda značné (Závalský 2004).

Potravu sýčků tvoří žížaly, hmyz a drobní savci nebo ptáci (Génot & van Nieuwenhuyse 2002; König & Weick 2008). Výjimečně loví i obojživelníky a plazy (Závalský 2004), lze je tak označit za oportunitní karnivory. Dokážou ulovit dokonce kořist stejně těžkou, jako jsou oni sami (AOPK 2020). Aktivují převážně za šera a v noci (König & Weick 2008), aktivita během denních hodin však není neobvyklá. Zvláště v období rozmnožování se samec nebo oba rodiče vydávají na lov i za dne, aby pokryly zvýšené

energetické nároky své vlastní i svých mláďat. Sýčci tak nelze zařadit mezi druhy s výhradně noční aktivitou (AOPK 2020).

3.1.2 Příčiny populačního poklesu

Stejně jako v ostatních evropských zemích i v České republice zaznamenává sýček obecný v posledních dekádách silný pokles početnosti (Závalský 2004), což vyplývá z programů sčítání ptactva v ČR. Mezi léty 1985–2003 se jeho stavy zredukovaly o 59 % (Šťastný et al. 2006). Podobné výsledky byly zjištěny také ze sčítání, které probíhalo v 90. letech a po roce 2000 (Schröpfer 1996; Schröpfer 2000; Šálek & Schröpfer 2008). Čtrnáctiletý monitoring od začátku tohoto století odhalil na 11 lokalitách v Čechách 76% pokles počtu vokalizujících samců a 56% redukcí obsazených teritorií (Šálek 2014). Studie z posledních let odhadují na našem území výskyt asi 130 párů, což představuje pokles za posledních 20 let o 87–94 % (Chrenková et al. 2017). Na mnoha místech sýček obecný zcela vymizel a zbývající populace jsou silně fragmentované a izolované (Šálek 2014; Chrenková et al. 2017). Jádrové oblasti výskytu se nacházejí v Ústeckém a Středočeském kraji, v menší míře také na jižní Moravě (Opluštil & Krause 2005; Opluštil 2013), v Plzeňském a Královéhradeckém kraji. Z ostatních částí České republiky není v dnešní době přirozený výskyt sýčků známý nebo je pouze velmi ojedinělý (Šálek & Schröpfer 2008; AOPK 2020). Z toho důvodu je nejpodstatnější ochrana právě zmínovaných území, ze kterých následně mohou jedinci dispergovat na nové neobsazené lokality (Šálek 2014).

Příčin, jež způsobují snižování biodiverzity a početnosti druhů, je celá řada, často jsou však způsobeny antropogenními vlivy. Růst a rozvoj lidské populace zásadně ovlivňuje fungování ekosystémů naší planety (Rands et al. 2010; Haddad et al. 2015) a nejenak je tomu v případě sýčků obecných. Hlavním důvodem jeho dramatického úbytku je intenzifikace zemědělství a s ní úzce spojena přeměna zemědělské krajiny, která postihuje prakticky celou Evropu (např. Framis et al. 2011) a koreluje s populačním poklesem i dalších ptačích druhů (Krebs et al. 1999; Donald et al. 2001; Donald et al. 2002; Sanderson et al. 2005). Od 50. let minulého století se u nás díky rozvoji mechanizace, chemizace a slučování polí do velkých monokulturních celků s jednotným způsobem obdělávání začala vytrácet z krajiny její typická mozaikovitost a pestrost (Šálek 2018). Sýček obecný je zvláště citlivý na negativní změny v jeho životním prostředí, a tak na něj můžeme nahlížet jako na indikátor zdravé zemědělské krajiny (Hošek 2020). Sýčkům vyhovují nízko sečené louky či krátkostébelné pastviny, které představují vhodné biotopy pro lov žížal (Romanowski et al. 2013), velkého hmyzu nebo drobných zemních savců (Šálek et al. 2010). Keře a vysokostébelná vegetace naopak přístup ke kořisti omezují (Šálek & Lövy 2012). S ústupem od původního tradičního zemědělství postupně mizí pro sýčka vhodná stanoviště, jako jsou meze, remízky či pastviny a louky (Šálek 2018). Homogenní a intenzivně obhospodařovaná zemědělská krajina nedokáže poskytnout druhům v ní žijícím dostatečnou potravní nabídku. Sýčci tento nedostatek pociťují zvláště v hnízdní sezóně, která pro ně představuje energeticky velmi náročné období. Během něho dospělci, kteří musí nakrmit nejenom sebe, ale také svá mláďata, dosahují nejnižší tělesné hmotnosti. Mortalita je v tomto období nejvyšší z celého roku (Šálek et al. 2019). Na velkých lánech ošetřených pesticidy těžko hledají potravu. V důsledku nadměrné aplikace insekticidů téměř vymizel z polí velký hmyz, který tvoří jednu

z důležitých potravních složek sýčka. V takto chudých loveckých biotopech musejí překonávat větší vzdálenosti při vyhledávání potravy. Energetické nároky se tím výrazně zvětšují a období hnízdění se stává ještě náročnější, což zapříčiňuje zhoršenou hnízdní úspěšnost (Šálek 2018).

Ústup od extenzivního zemědělství má mimo jiné za následek ztrátu přirozených hnízdních dutin. Původně sýčci hnízdili v dutinách starých hlavatých vrb nebo ve stromech vysokokmenných ovocných sadů (Šálek 2018). Taková přirozená hnízdění byla ještě do roku 1980 pozorována zcela běžně (Hudec 1983), dnes se s nimi již neseťkáme (Chrenková et al. 2017). Se změnami hospodaření byli sýčci nuceni se přesunout do venkovského intravilánu, kde jim prostory starších stavení poskytly příležitosti k hnízdění a přilehlé krátce sečené louky a pastviny tvořily vhodná lovecká stanoviště. Tato situace platí dodnes, ovšem zbývající vhodná stanoviště jsou díky rozvoji venkova, modernizaci a renovacím zahrad i starších venkovských objektů taktéž v ohrožení (Šálek 2018). V posledních letech je pozorováno hnízdění sýčků i ve větších obytných zástavbách (Šálek & Schröpfer 2008; Chrenková et al. 2017). Například na sídlišťích v severozápadních Čechách sýčci hnízdí po sedm sezón ve větracích šachtách panelových domů. Rovnováha takových biotopů je ovšem velmi křehká a může být lehce narušena. Zmíněné městské hnízdiště je ohroženo v brzké době plánovaným kácením okolních dřevin, které jsou pro tamní sýčky klíčovými útočišti, a výstavbou parkoviště na louce, na níž sýčci pravidelně loví (Hošek 2020).

Kromě intenzivního zemědělství je avifauna vystavována dalším rizikům způsobených lidskou aktivitou. Pro ptačí druhy jsou fatální srážky s budovami, skleněnými plochami, turbínami větrných elektráren a vozidly (Longcore & Smith 2013; Loss et al. 2015). Nebezpečí představují vedení vysokého napětí, která si draví ptáci vybírají jako svá lovecká stanoviště. Zaznamenány jsou na nich i hromadné úhyny dravců (Otáhal 1987). Veškeré tyto nástrahy jsou označovány jako technické pasti a nebezpečné jsou zvláště pro synantropní druhy ptáků (Machar & Poprach 2012; Šálek 2018). Sovy běžně vnikají do úzkých prostor, jako jsou roury, okapy, nezajištěné komíny či duté sloupy, které jim evokují přirozené hnízdní dutiny. Z těchto antropogenních pastí je však již těžko dostávají zpět (Newton 1991; Šálek & Dobrý 2018; Zvářal 2020). Alarmující je nález 25 sov pálených v jediném nepoužívaném fukaru na seno (Šálek & Dobrý 2018). Pro dravé ptáky nebo i pěvce hnízdící v blízkosti zemědělských areálů mohou být nebezpečné nádrže na vodu či cisterny s melasou (Machar & Poprach 2012). Krause (1995) dokonce naznačuje jednu z možných, avšak méně častých, příčin, kdy sovy útočí na tonoucí se drobné pěvce v nádržích jako na svoji kořist a následně po kontaktu s melasou také hynou. Utonutí v nádržích, uvíznutí ve vertikálních dutých objektech a srážky s vozidly jsou nejčastějšími příčinami mortality sýčků obecných v České republice. Bohužel i s dalšími důvody, jako jsou úhyny na vedení vysokého napětí či uvíznutí v budovách, se setkáváme stále častěji (Šálek et al. 2019).

3.1.3 Ochrana ve světě a v ČR

Podle Úmluvy o mezinárodním obchodu s ohroženými druhy volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin, sjednané dne 3. března 1973 ve Washingtonu je sýček obecný zařazen do přílohy CITES II. Do této kategorie spadají druhy, které by mohly být ohroženy, pokud by mezinárodní obchod s nimi nebyl přísně regulován (IUCN 1973). Dle Úmluvy

o ochraně evropských planě rostoucích rostlin, volně žijících živočichů a přírodních stanovišť ze dne 19. září 1979 (Bernská úmluva) je sýček obecný řazen do přílohy II mezi přísně chráněné druhy živočichů, a vztahují tak na něj právní a správní opatření členských států k zajištění zvláštní ochrany (Bernská úmluva 1979). Dále se na sýčka obecného podle směrnice Evropského parlamentu a Rady 2009/147/EC ze dne 30. listopadu 2009 o ochraně volně žijících ptáků (směrnice o ptácích) se vztahuje obecná ochrana ptáků na území států Evropské unie (EU 2009). Nařízení Komise (ES) 2017/160 ze dne 20. ledna 2017, kterým se mění nařízení Rady (ES) č. 338/97 o ochraně druhů volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin regulováním obchodu s nimi, jej řadí do přílohy A, do níž jsou zařazeny druhy z CITES I a další druhy, které jsou nebo mohou být předmětem poptávky za účelem využívání v Evropském společenství nebo mezinárodního obchodu. Těmto druhům buď hrozí vyhynutí, nebo jsou tak vzácné, že jakýkoli obchod s nimi by ohrozil jejich přežití (EU 2017).

Díky širokému hnízdnímu areálu sýčka obecného je dle Červeného seznam ohrožených druhů Mezinárodního svazu ochrany přírody (IUCN) celosvětově označován jako druh málo dotčený (Least Concern – LC). Globálně je jeho populační trend považován za stabilní (BirdLife International 2019). V roce 2021 vyšel nový Červený seznam ohrožených druhů Evropy, který taktéž sýčka řadí do kategorie LC, ovšem s neznámým populačním trendem (BirdLife International 2021). Nicméně faktem je, že na území mnoha evropských států je registrován jeho dlouhodobě sestupný trend jak v početnosti, tak v rozšíření (AOPK 2020).

V Červeném seznamu ptáků České republiky spadá sýček obecný do kategorie kriticky ohrožených druhů (Critically Endangered – CR; Šťastný et al. 2017). V České republice je legislativní statut ochrany sýčka stanoven vyhláškou č. 395/1992 Sb., kterou se provádějí některá ustanovení zákona České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů, která jej řadí mezi silně ohrožené druhy (MŽP 1992). Dle zákona o ochraně přírody a krajiny (ZOPK) se ochrana zvláště chráněných druhů vztahuje na všechna jejich vývojová stadia (v případě avifauny kromě mláďat a dospělců také na vejce), jakož i na mrtvé jedince. Pod ochranu spadají taktéž biotopy, ve kterých zvláště chráněné druhy žijí. Pro živočichy chované v lidské péči stanovuje § 54 ZOPK povinnost prokázání původu. Získání osvědčení o legálním původu jedinců narozených v lidské péči je dáno splněním podmínky legálního držení rodičovského páru, nahlášení odchovu do 30 dnů od narození jedince a jeho nezaměnitelné označení (kroužkem nebo mikročipem). Odstavec 3 § 54 ZOPK stanovuje, že vypouštění zvláště chráněných živočichů odchovaných v lidské péči do přírody lze pouze se souhlasem orgánu ochrany přírody. Orgánem ochrany přírody jsou krajské úřady, na území Prahy Magistrát hlavního města a ve zvláště chráněných územích (podle kategorie) Agentura ochrany přírody a krajiny ČR nebo správy národních parků. Příslušný orgán udělí souhlas vypuštění v případě, že nehrozí riziko zhoršení stavu volně žijící populace a jedná-li se o vypuštění do areálů původního rozšíření daného druhu. Účelem vypuštění se rozumí obnova populace či stabilizace a posílení populace stávající (Česká národní rada 1992). Tyto části ZOPK jsou esenciální při vedení reintrodukčních programů. V roce 2020 vydala Agentura ochrany přírody a krajiny ČR rozsáhlý Záchranný program pro sýčka obecného v ČR (AOPK 2020).

Jak již bylo zmíněno, struktura krajiny ovlivňuje rozložení a dostupnost potravy a může mít významný vliv na hnízdní úspěšnost. Dnešní konvenční monokulturní

hospodaření snižuje potravní nabídku a způsobuje degradaci přirozeného prostředí pro ptačí druhy obývající zemědělskou krajinu (Šálek et al. 2019). Z těchto důvodů je nutné pro jejich ochranu změnit způsob využívání našeho životního prostředí (Šálek et al. 2019; Hošek 2020). Ředitel České společnosti ornitologické Zdeněk Vermouzek (2022) podotýká, že negativní vlivy intenzivního zemědělství jsou značně podpořeny společnou zemědělskou politikou Evropské unie. Dle Šálka (2018) je výsledkem evropské dotační politiky také negativní změna hospodaření na loukách. Postupnou seč na menších plochách vystřídala jednorázová celoplošná seč všech lučních porostů během několika málo dnů. Volná pastva dobytka z krajiny postupně vymizela a původní druhově bohatá společenstva luk se přeměnila na chudé porosty složených z produkčních trav. To vedlo na mnoha místech ke vzniku husté a vysoké vegetace, která vytváří nevhodná loviště pro sýčky i pro řadu dalších druhů ptáků. Přejít k zemědělským dotacím, které by více podporovaly udržitelné a šetrné postupy, by výrazně omezil ubývání polních ptáků, erozi půdy a další degradaci životního prostředí (Vermouzek 2022).

Vzhledem k tomu, že antropogenní pasti patří k nejčastějším příčinám mortality sýčků obecných, může být jejich eliminace zásadní pro zastavení populačního poklesu tohoto druhu (Šálek et al. 2019). Odstranění technologických pastí přitom nemusí být nikterak složité ani finančně náročné. Do nádrží na vodu nebo bazénů lze jednoduše umístit plovoucí předmět (polystyrenový plovák, dřevěné prkénko apod., obrázek 1) či pletivo zachycené za okraj, po kterém je tonoucí se zvíře schopno dostat se do bezpečí. Existují také speciální napáječky pro hospodářská zvířata v podobě sudů s dvojitým dnem a vnitřním mřížováním. Svislé roury lze položit na zem do horizontální polohy nebo horní vstup uzavřít pletivem či jakoukoli deskou. Komíny a duté sloupy je vhodné přikrýt bezpečnostní mřížkou (obrázek 2; Šálek & Dobrý 2018). Srážkám ptáků se skleněnými plochami lze velmi jednoduše zamezit polepením skla nálepkami. Důležité nejsou ani tak typické siluety dravců. Hlavní je, aby byla skleněná plocha polepena jakýmikoli tvary dostatečně nahusto (tvary musí být od sebe vzdáleny nejvíce na šířku dlaně), aby plocha nepůsobila transparentně, ptáci ji chápali jako překážku a nesnažili se jí proletět (Vermouzek 2022).



Obrázek 1: Plovák v sudu s vodou (zdroj: Martin Šálek 2018, Živa)



Obrázek 2: Zabezpečení komína (zdroj: Karel Zváral 2018, www.avifauna.cz)

Hnízdění dutinových ptáků je vhodné podpořit vyvěšováním hnízdnic buděk. Pro sýčky jsou ideální horizontálně podélné budky imitující duté větve starých stromů (König & Weick 2008). Je zásadní zmínit, že primární je ochrana celých biotopů a jádrových populací druhu. Musí být zajištěna lokální imigrace jedinců a tok genů mezi subpopulacemi (Šálek 2014).

3.1.4 Reintrodukční programy

Reintrodukcí (angl. reintroduction) se rozumí úmyslné navracení organismů do oblastí, ze kterých vymizely. Cílem reintrodukce je znovu vytvořit životaschopnou populaci cílového druhu v rámci jeho původního areálu výskytu. Poněkud odlišným termínem je tzv. „posilování“ (angl. reinforcement), kterým se rozumí úmyslné vypouštění organismů do oblastí, kde se příslušníci daného druhu stále vyskytují. Cílem je podpora stávající populace, a to zvýšením počtu jedinců, obohacením genetické diverzity nebo podporou určitých demografických skupin. Oproti tomu introdukce představuje vypouštění organismů mimo jejich původní areál výskytu. Důvodů pro introdukci živočichů existuje více. Organismy mohou být vysazovány na nová stanoviště v případě, že reintrodukce v původní domovině již není možná (angl. assisted colonisation). Introdukovaný druh může v novém cílovém ekosystému plnit specifickou ekologickou funkci (angl. ecological replacement; IUCN/SSC 2013). Některé druhy zvířat byly také vysazovány pro účely lovu podobně, jako je tomu například u bažantů obecných (*Phasianus colchicus* Linné 1758) v Evropě (Andreska & Andresková 1993).

Příklad introdukce, i když se nejedná zrovna o ochranné praktiky, se týká rovněž sýčků. Mezi lety 1906–1910 bylo přivezeno na Nový Zéland 219 jedinců z Německa. Sýček, který je na Novém Zélandě často nazýván „German owl“, měl redukovat tamější populace nepůvodních drobných ptáků, kteří výrazně škodili na zemědělských plodinách. Bohužel pro novozélandské zemědělce nebyl úspěch tohoto plánu zcela naplněn, jelikož ptactvo tvoří pouze minoritní složku potravy sýčků, kterým se však povedlo místní krajinu osídlit a přežívají tam dodnes (Marples 1942; Robertson et al. 2013; BirdLife International 2022).

Z podobných důvodů v průběhu 19. století byl tento druh vysazen rovněž na Britské ostrovy (Marples 1942). Introdukci však napomohly i určité estetické důvody, kdy se farmářům jednoduše zalíbila přítomnost sýčků v okolí jejich venkovských stavení (Holloway 1996).

V minulosti v Evropě probíhaly různé reintrodukční programy sýčka obecného, které ovšem neměly žádný nebo pouze malý úspěch (Stahl 1982; Mohr 1989; Leicht 1992; Génot & Sturm 2003). Velká část těchto reintrodukcí probíhala v západní Evropě, zejména v Německu, Francii a Švýcarsku. Ze spolkových republik Německa existuje řada zpráv. V Bavorsku bylo mezi lety 1978–1990 vypuštěno celkem 109 mlád'at, ale po ukončení projektu nebyl zaznamenán žádný hnízdnicí pár. Podobná situace probíhala v Sasku mezi léty 1990–2003, kdy bylo vypuštěno 79 mlád'at. Zprvu byli pozorováni solitérní jedinci, nicméně po ukončení projektu, stejně jako v předešlém případě, nebyl v oblasti nadále zaznamenán jediný hnízdnicí pár. O něco úspěšnější byly reintrodukční akce v letech 1987–2002 v Braniborsku, kdy bylo vypuštěno 233 ptáků, a devět z nich dokonce ve studijní oblasti zahnízdilo. Taktéž v Sársku bylo mezi lety 2001–2003 celkově vypuštěno 40 sýčků (AOPK 2020).

V severovýchodní Francii v letech 1993–2002 byli mláďata sýčků obecných přikládána do hnízd volně žijících rodičovských párů nebo byla vypouštěna z mobilních klecí. Celkově bylo těmito způsobem do volné přírody vypuštěno 85 mláďat. Z 35 telemetricky monitorovaných mláďat 22 uhynulo krátce po vypuštění a 12 zmizelo z místa vypuštění. Pouze jediné mládě se podařilo sledovat pět měsíců, dokud taktéž nezmizelo (AOPK 2020). Van Nieuwenhuysse et al. (2008) shrnují, že celkově bylo během 24 let (1978–2002) v západní Evropě vypuštěno 875 jedinců, což vedlo prokazatelně k zahnízdění 21 párů. Predaci označují za jednu z častých příčin úhynu vypuštěných jedinců.

V České republice se reintrodukcí sýčků obecných dlouhodobě věnuje Záchranná stanice v Bartošovicích při ZO ČSOP Nový Jičín. První mláďata vypustila v roce 2000 v zámeckém parku v Kuníně. V následujících letech byla vypuštěna i do dalších lokalit Poodří. Celkem bylo v letech 2000–2018 vypuštěno 344 mláďat, přičemž počty vypuštěných jedinců se pohybovaly od 3 do 35 ročně. V těchto případech sýčky nejvíce ohrožovala doprava, predace byla zaznamenána pouze u jednoho z nich. Ovšem podstatné je minit, že telemetricky bylo sledováno pouze několik málo jedinců, a osud mnoha vypuštěných zvířat tak není zcela znám. Přes to bylo během těchto 18 let pozorováno do deseti více či méně úspěšných hnízdění s asi 17 vyvedenými mláďaty. Je zřejmé, že i přes značný počet vypuštěných jedinců a velký časový rámec, nevedly reintrodukce k vytvoření úspěšné populace (AOPK 2020). Další záchrannou stanicí zainteresovanou do reintrodukčních programů je ZO ČSOP Spálené Poříčí. Tato stanice realizuje vypouštěcí akce od roku 2017 doposud (Vlček 2018).

Pro zajištění úspěchu reintrodukčních programů je nutné splnit řadu podmínek a kritérií, jako je správná volba habitatu, selekce vypouštěných jedinců, způsob vypouštění a mnohé další (IUCN/SSC 2013). Před samotnou reintrodukcí je potřeba podrobně zhodnotit její rizika, určit vlivy způsobující populační pokles a monitorovat současné rozšíření cílového druhu. V případě ptačích druhů je zapotřebí zvládnout přípravy v rozletových voliérách před samotným vypuštěním (Šálek 2018; AOPK 2020). Pro příklad, kanadská studie vyhodnotila rozdíly v odlišných vypouštěcích metodách u poddruhu sýčka králičího (*Athene cunicularia hypugaea* Bonaparte 1825). Metodou „hard-release“ jsou jedinci po transportu na lokalitu vypuštěni přímo a okamžitě, zatímco při metodě „soft-release“ jsou nejprve drženi ve vypouštěcích klecích či rozletových voliérách a po jejich opuštění je jim po určitou dobu poskytována dotace potravy, vody, úkrytu či dalších zdrojů. Živočichům je tak usnadněno osídlení nového prostředí, zároveň je snižován stres z transportu a je posilováno pouto k místu vypuštění. To se taktéž potvrdilo u zmíněné kanadské studie, která ukázala, že jedinci sýčka králičího vypouštěni metodou „soft-release“ vykazovali vyšší fidelitu k vypouštěcí lokalitě, životaschopnost a reprodukční úspěch oproti jedincům, kteří byli puštěni přímo, metodou „hard-release“ (Mitchell et al. 2011). Další studie ukázala, že trénink juvenilních sýčků obecných stimuluje antipredační chování výrazně zvyšuje šance na přežití po jejich vypuštění do volné přírody (Alonso et al. 2011).

Získání informací o přežívání a úspěšnosti reintrodukovaných živočichů probíhá na základě jejich podrobného monitoringu. Velmi často se jedná o radiovou telemetrii (Šálek 2018). Při jakémkoli managementu volně žijících organismů je nezbytné striktně dodržovat genetickou variabilitu daného taxonu (IUCN/SSC 2013). Nepřípustné je vypouštění živočichů neznámého genetického původu, jelikož to může vést k narušení genetické informace

stávajících populací, které jsou dlouhodobě přizpůsobeny místním podmínkám prostředí (Šálek 2018; AOPK 2020).

3.2 Prostorová ekologie

3.2.1 Domovský okrsek

Domovský okrsek je termín běžně používaný v ekologii i etologii živočichů (Powell & Mitchell 2012). Rozumí se jím ohraničená oblast, kde její obyvatel vykonává své každodenní aktivity (Powell 2000). Seton (1909) vysvětluje, že žádné volně žijící zvíře se svým prostředím nepohybuje náhodně, má však svou domovskou oblast, která ale nemusí být aktuálním domovem. Velikost domovského okrsku do určité míry koreluje s velikostí jedince a karnivorní druhy obývají obecně větší domovské okrsky než druhy herbivorní (Seton 1909). Burt (1943) ovšem zmiňuje, že tento pohled na domovský okrsek nelze vztáhnout na adolescentní neusazené jedince, kteří se po osamostatnění potulují a hledají svou novou domovinu. Sám domovský okrsek definuje jako: „oblast, kterou jedinec využívá při svých běžných činnostech, jako je hledání potravy, rozmnožování a péče o mláďata. Občasné výpady mimo tuto oblast, které mohou mít explorační povahu, by neměly být považovány za součást domovského okrsku.“ Tato definice je používána dodnes, i když byla některými autory kritizována (např. Seaman & Powell 1996; Hansteen et al. 1997). Powell (2000) píše, že Burtova definice nevysvětluje, jak definovat a kvantifikovat občasné lokace mimo domovský okrsek.

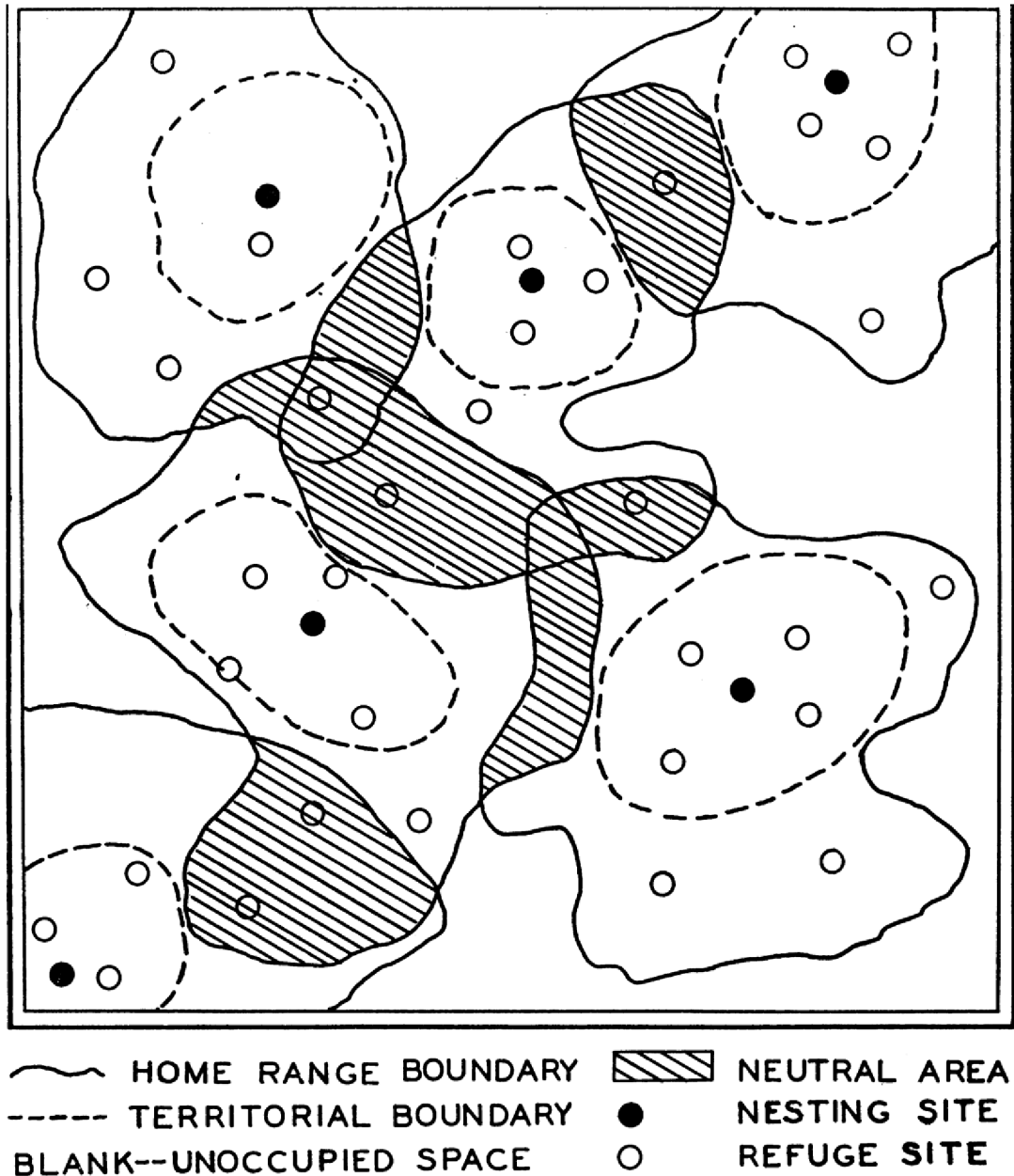
Volba domovského okrsku záleží na rozložení limitujících zdrojů v prostoru (Mitchell & Powell 2004). Každý jedinec usiluje o zvýšení svého fitness, tudíž musí reagovat na změny podmínek prostředí, což mimo jiné ovlivňuje chování v domovském okrsku a způsob jeho využívání (Powell & Mitchell 2012). Rozsah domovského okrsku zpravidla ovlivňuje pohlaví a věk zvířete, populační hustota nebo roční sezóna. V zimním období se oblast využívaná jedincem může významně lišit od období letního, což platí zvláště pro migrující druhy. Trasy při migraci by neměly být považovány za součást domovských okrsků (Burt 1943).

Rozdíly ve velikostech domovského může vytvářet odlišná potravní ekologie, a to i mezi zástupci příbuzných druhů. Pro příklad z třídy savců, kosmani, kteří jsou potravními specialisty zaměřenými na konzumaci klovatiny, představuje vybraný strom, který poskytuje tento bohatý zdroj, centrum domovského okrsku, jenž je výrazně menší ve srovnání s jejich příbuznými ze stejné čeledě (tamariní nebo lvíčky), kteří většinu dne tráví vyhledáváním hmyzu a plodů. Kosman bělovousý (*Callithrix jacchus* (Linné 1758)) za den ujde asi 700 m a jeho domovský okrsek čítá 0,5 až 5 ha. Tamarin pinčí (*Saguinus oedipus* Linné 1758) za den urazí kolem 1 700 m a jeho okrsek má rozlohu 7,8 až 10 ha (Schneiderová & Lhota 2021).

U ptáčích druhů, kromě zmíněných faktorů, může velikost domovských okrsků ovlivňovat také výše potravní nabídky, polygynie, počet mláďat či klimatické podmínky (Kouba et al. 2017). Práce z Finska (Santangeli et al. 2012) ukázala, že velikost domovských okrsků samců sýců rousných (*Aegolius funereus* (Linné 1758)), které byly vypočteny dle metody jádrového odhadu hustoty (Kernel density estimation – KDE; Silverman 1986) je dána porostní skladbou využívané lokality. Ve smrčínách bylo pro sýce více dostupné potravy, a tudíž jim stačily menší domovské okrsky oproti borovicovým porostům, kde bylo potravy méně, a samci tak museli využívat rozsáhlejší území. Nejméně kořisti poskytují dravcům lokality po holosečné těžbě dřeva. Nehnízdící samci sýců rousných osídlují podstatně větší území oproti samcům hnízdícím (Belmonte 2005). Domovské okrsky samců

se také výrazně zvětšují po predaci hnízda (Lane 1997). K podobným závěrům došla i studie, jež hodnotila domovské okrsky sýčků obecných. Po ztrátě snůšky se okrsky dospělců podstatně zvětšily a ptáci začali sdílet lovecké areály s jinými jedinci (Zuberogitia et al. 2007).

Nutno zmínit, že okrsky jednotlivých zvířat se mohou překrývat. Tato místa se tak stávají neutrálním územím (obrázek 3; Burt 1943). Velikost překrytí záleží na ekologické nise, populační hustotě a na tom, zdali se jedná o domovské okrsky stejných nebo odlišných druhů (Anich et al. 2009).



Obrázek 3: Teoretické schéma domovských okrsků a teritorií šesti jedinců stejného druhu a pohlaví (zdroj: Burt 1943)

3.2.2 Teritorium

Teritorium je nutno chápat ve srovnání s domovským okrskem jako zcela jiný pojem, i když byly tyto 2 termíny dříve volně používány jako synonyma. Teritorium je rozumí vybraná část domovského okrsku, kterou si jedinec hájí, brání bojem nebo jiným agresivním chováním proti ostatním příslušníkům svého druhu. Zatímco domovské okrsky se mohou překrývat, teritoria nikoli (Burt 1943). Do teritoria je koncentrována taková aktivita a kritické zdroje, které jsou potřebné pro přežití. Ochranou těchto zdrojů si živočichové zvyšují své exkluzivní fitness (Brown 1964). Kritickým zdrojem je většinou potrava a velikost teritoria kolísá v závislosti na její dostupnosti (Saitoh 1991). Dalšími limitujícími zdroji mohou být hnízdní dutiny, nory apod. (Walters et al. 1992). Podnětem k teritoriálnímu chování může být také samotná obrana přítomného potomstva (Wolff 1993).

Evoluce zformovala různé formy obrany teritoria. Všeobecně je pro mnoho druhů výhodnější intraspecifická (vnitrodruhová) komunikace prostřednictvím pachových či vizuálních značek a vokalizačních projevů, které jsou bezpečnější, energeticky méně náročné a evolučně stabilnější než přímé potyčky mezi konkurenty, při kterých velmi často dochází ke zranění (Powell 2000). Rozsah teritoria může být shodný s velikostí domovského okrsku nebo může tvořit pouze jeho jádro, například malý prostor v okolí hnízda (Burt 1943). U mnoha druhů teritorium dosahuje menších rozměrů než domovský okrsek. Některé teritoriální druhy většinu denních aktivit soustřeďují do svých teritorií a do ostatních částí domovského okrsku se vydávají pouze příležitostně (Anich et al. 2009). Teritorium je zpravidla sezónně stálé (Maher & Lott 1995).

Sýčci obecní patří mezi celoročně teritoriální druhy, nicméně v zimních měsících hájí hranice svého teritoria sporadicky (Finck 1990). Podobně jako mnoho dalších druhů sov, vykazují teritoriální chování zvláště v období hnízdění. Své teritorium si značí vokalizací a proti konkurentovi jej brání agresivními výpady. Samci vokalizují na různých místech svého teritoria, často však v blízkosti, nebo dokonce v otvoru potenciální hnízdní dutiny. Při námluvách je běžná vokalizace v duetu obou pohlaví (König & Weick 2008).

3.2.3 Vymezení domovského okrsku

Je známo, že mnoho druhů je schopno kognitivního mapování prostředí, ve kterém žijí. Obraz o kognitivní mapě zvířat vychází z prostorových dat (Peters 1978), která jsou obvykle založena na pozorování, stopování, telemetrii či odchytu daných jedinců. Tyto kognitivní mapy se v průběhu času mění tak, jak se mění prostředí a rozmístění zdrojů. Proto nelze oblast využívanou zvířetem stanovit okamžitě. Domovský okrsek živočicha musí být kvantifikován pomocí po sobě jdoucích lokací nejenom v rámci určitého prostoru, ale také v určitém čase. Specifickým časovým intervalem může být sezóna, rok nebo celý život zvířete, ovšem čím delší je toto sledované období, tím je pravděpodobnější, že od získání prvních záznamů zvíře svou kognitivní mapu pozměnilo (Powell 2000).

Není zcela jasné, zdali při vymezení domovských okrsků zahrnovat lokace, na kterých se zvířata vyskytovala výjimečně nebo které byly pouhým prvotním prozkoumáváním okolí. Mnoho výzkumníků počítá pouze s oblastmi, které cílový jedinec fakticky využívá, avšak prostředí zvířeti známé může být mnohem větší (Powell 2000). Pro příklad liška polární

(*Alopex lagopus* Linné 1758) dobře zná své okolí dosahující až 100 km², i když aktivně využívá pouze asi 25 km², kde se nachází nejbohatší zdroj potravy (Frafjord & Prestrud 1992). Vyvstává tedy otázka, co všechno do domovského okrsku zahrnout. I když sledované zvíře může využívat jen omezenou oblast, nejčastěji právě s nejvyšší koncentrací potravy, skutečně může své prostředí znát a vnímat do daleko větší vzdálenosti. Uvázat se proto pouze k lokacím, kam se zvíře aktuálně vydává za potravou, a nezahrnout širší rádius percepce prostředí, nemusí přinést uspokojující výsledky (Powell 2000).

Dalším faktem s tím souvisejícím je, že pro řadu druhů, vyjma těch teritoriálních, je důležitý vnitřek domovského okrsku, zatímco jeho hranice nejsou pevně stanoveny (Powell 2000). Okraje domovských okrsků jsou u takových živočichů difúzní. Jsou to místa, která znají, ale využívají je minimálně, což opět komplikuje výpočet okrsku (Gautestad & Mysterud 1993; Gautestad & Mysterud 1995). Heit et al. (2021) poznamenávají, že suchozemské prostředí není zpravidla absolutně ploché, a tudíž se zvířata v krajině pohybují, mimo jiné, dle její struktury. Z toho důvodu by odhad domovského okrsku neměl být založen pouze na dvourozměrných datech (souřadnice x, y), ale mělo by se počítat i s jeho strukturou. Jen velmi málo prací však tento třetí rozměr do své metodiky zařazuje.

I přes tyto skutečnosti i hrubě odhadnuté domovské okrsky poskytují představu o sociálním, reprodukčním či potravním chování cílového druhu, a proto by měly být stanovovány (Powell 2000). Pro výpočet okrsků existuje více metod, které Kernohan et al. (2001) rozdělují do tří typů – metody založené na polygonech, mřížkách a pravděpodobnostních odhadech. Někteří autoři různé metody analyzovali (Hayne 1949; Stickel 1954; van Winkle 1975; Worton 1987; Harris et al. 1990; Powell 2000; Kernohan et al. 2001) nebo provedli simulované či empirické srovnání (Boulanger & White 1990; Worton 1995; Robertson et al. 1998; Kenward et al. 2001). Další testovali počítačové programy pro výpočty domovských okrsků (Larkin & Halkin 1994; Lawson & Rodgers 1997; Seaman et al. 1998; Horne & Garton 2006).

Odhady domovského okrsku také vysoce korelují s počtem lokací (Bekoff & Mech 1984; Harris et al. 1990; Gautestad & Mysterud 1993; Seaman et al. 1999; Börger et al. 2006), což je znatelné zejména u malých počtů pozorování (Worton 1987; Wauters et al. 2007). Nezbytné je, aby počet lokací pro každé zvíře, v závislosti na použité metodě, byl dostatečný (Hansteen et al. 1997; Börger et al. 2006). Laver & Kelly (2008) provedli analýzu více než 150 studií a zjistili, že mnoho z nich pracuje pouze s minimálním stanoveným počtem lokací a používá jej jako hraniční hodnotu. Dále uvádějí, že řada prací, i když byly vzájemně porovnávány, používá odlišné nebo nevhodné metody, což může vést ke zkreslení získaných výsledků. Některé výpočty poskytují pouze hrubé obrysy prostoru, kde se živočich vyskytuje. Ovšem k zodpovězení některých výzkumných otázek tyto metody mohou být dostačující. Avšak pro pochopení, z jakého důvodu se zvíře rozhodne žít právě v daném místě a jak tento prostor využívá, je zapotřebí využít sofistikovanějších metod (Powell 2000).

Minimální konvexní polygon

Minimální konvexní polygon (Minimum convex polygon – MCP) je polygonální metoda odhadu domovského okrsku. MCP vykresluje hranice domovského okrsku spojením periferních bodů, na kterých se sledovaný živočich vyskytoval, do tvaru mnohoúhelníku

(polygonu), tj. se všemi vnitřními úhly nepřesahujícími 180 stupňů (Worton 1987). Seaman et al. (1999) a Laver & Kelly (2008) zmiňují, že i přes kritiku některých autorů (např. van Winkle 1975; Worton 1987; Powell 2000) je tato metoda stále často používána. Výhoda MCP spočívá v jednoduchém výpočtu a snadném vykreslení, při kterém není požadováno určité statistické rozdělení dat (Powell 2000). Avšak díky své jednoduchosti s sebou tato metoda nese některé negativní vlastnosti. Vzhledem k tomu, že odhad okrsku je vytvořen podle okrajových lokací, těžko se blíže specifikuje využití jeho vnitřní plochy. Vykreslený domovský okrsek může zahrnout místa, které zvíře skutečně nikdy nenavštívilo nebo by je prakticky nikdy navštívit nebylo schopné, například z důvodu různých geografických překážek (Worton 1987). Analýzy používající tuto metodu pak nepřímě předpokládají, že sledované zvíře využívá veškerý prostor domovského okrsku se stejnou intenzitou. Takové tvrzení ovšem často neodpovídá skutečnosti (Powell 2000).

Navíc je tato metoda citlivá na dobu (Swihart & Slade 1985; Powell 2000) a způsob sběru dat (Börger et al. 2006), autokorelaci (Swihart & Slade 1997) aj. Z těchto důvodů Börger et al. (2006) a Laver & Kelly (2008) vyvrací tvrzení, že MCP je jedinou striktně srovnatelnou metodou (Harris et al. 1990), a dokonce tvrdí, že tato metoda může zapříčinit falešná srovnání mezi studii.

MCP počítá s jednojádrovým (mononukleárním) domovským okrskem. V takovém okrsku se vyskytuje pouze jedno nejfrekventovaněji využívané místo (Kenward 1987; Kenward & Hodder 1996). Některé savčí i ptačí druhy nebo konkrétní jedinci daného druhu mohou mít okrsky s více jádry (Kenward 1987; White & Garrott 1990; Seaman & Powell 1996; Kenward et al. 2001; Kernohan et al. 2001). V takovém případě je možné využít další podobnou metodu – ICP (Incremental cluster analysis polygon). Tato metoda je vhodná pro odhad domovských okrsků s více jádry, ale je doporučována pouze při větším počtu lokací ($n > 70$; Wauters 2007).

Pro mnoho případů je však užití metody Minimálního konvexního polygonu vyhovující a značně účelné. Například při zobrazení veškerých pozic, které zvíře navštívilo, nebo při sledování výpadů mimo okrsek (Laver & Kelly 2008). Pokud je MCP používáno a srovnáváno s jinými pracemi, měla by být vždy přesně uvedena a přizpůsobena doba sběru dat, množství dat a způsob nakládání s odlehlými hodnotami u každého konkrétního jedince (Laver 2005).

Jádrový odhad hustoty

Jádrový odhad hustoty (Kernel density estimation – KDE) je pravděpodobností neparametrická metoda pro odhad domovského okrsku. V dnešní době je tato metoda značně rozšířená a mnohými autory doporučována (Powell 2000; Laver 2005; Wauters et al. 2007; Laver & Kelly 2008). Dle Powella (2000) je dokonce KDE nejlepší z možných dostupných metod pro výpočet parametrů domovského okrsku.

Všechny výpočty domovských okrsků založených na pravděpodobnostních odhadech stanovují, s jakou pravděpodobností se zvíře vyskytovalo na každém bodě okrsku (van Winkle 1975). Neparametrické metody nepředpokládají určité statistické rozdělení dat a kromě jádrového odhadu hustoty k nim patří například metoda harmonického průměru (Dixon & Chapman 1980). Metody parametrické jsou naopak odvozeny z předpokladu, že

pro analyzovaná data platí určité modely rozložení. Řadí se mezi ně kruhový (Hayne 1949) či elipsový (Jennrich & Turner 1969; Dunn & Gipson 1977) odhad domovského okrsku. Neparametrické statistické metody umožňují výpočty z nenormálně rozložených dat, což je u stanovení domovských okrsků zvláště důležité. Data vycházející z pohybu zvířat ve většině případů neodpovídají normálnímu rozdělení (Horner & Powell 1990; Seaman & Powell 1996). Okrsky tak mohou nabývat přesně takového tvaru, který je dán lokacemi, na kterých byl jedinec zaznamenán. Podmínkou je správně vybraný vyhlazovací parametr (h), který ovlivňuje finální tvar a velikost okrsku a může být dvojího typu. Fixní KDE využívá vyhlazovací parametr, který je pro sadu dat neměnný, zatímco u adaptivní KDE je vyhlazovací parametr variabilní (Silverman 1986).

Dále záleží na způsobu výpočtu vyhlazovacího parametru (Silverman 1986). Čím menších hodnot vyhlazovací parametr nabývá, tím menší a přesnější bude výsledný odhad okrsku (Silverman 1986; Worton 1989). Ovšem při příliš nízkých hodnotách se může vykreslený domovský okrsek rozpadnout na více menších fragmentů, což je pravděpodobnější u malého datového vzorku (Blundell et al. 2001; Kernohan et al. 2001; Horne & Garton 2006). Nízký počet lokací zvýrazňuje variabilitu odhadů při odlišných metodách stanovení vyhlazovacího parametru (Wauters et al. 2007). Způsobů výpočtu h existuje několik. Referenční metoda (REF) je vhodná pro normálně rozdělená data (Seaman & Powell 1996). Metoda „least squares cross-validation“ (LSCV) může být použita pro nenormálně rozdělená data a je mnoha autory doporučována (Seaman & Powell 1996; Börger et al. 2006; Laver & Kelly 2008). Jinými autory je naopak kritizována. Vyhlazovací parametr vypočítaný metodou LSCV může nabývat malých hodnot, což způsobuje fragmentaci okrsku (Blundell et al. 2001; Horne & Garton 2006). Možnou alternativou je „likelihood cross-validation“ (CV). Tato technika lépe funguje při práci s menším datovým souborem (Horne & Garton 2006).

I přes některá svá úskalí jsou výše zmíněné metody odhadů domovských okrsků často využívány. Pro srovnání výsledků různých vědeckých prací je shodná metodika zásadní. Navíc lze tyto metody aplikovat na poměrně variabilní sadu dat. Z těchto důvodů byly výpočty MCP a KDE využity i v této diplomové práci.

3.2.4 Disperze a biotopové preference

Jedním z nejdůležitějších aspektů disperze je migrace jedinců a tok genů v rámci jedné nebo více populací (Jangjoo et al. 2016), což je klíčové pro jejich dlouhodobé přežití (Hanski 1998). Nároky na prostředí a pohybové charakteristiky jsou značně druhově specifické. Mláďata sýčků obecných opouštějí hnízdo asi 35 dní po vylíhnutí (König & Weick 2008). Tento věk nezáleží pouze na stádiu ontogeneze, ale rovněž na podmínkách nejbližšího okolí hnízda (Pedersen et al. 2013). Po opuštění hnízda jsou stále krmena oběma rodiči. Za 3–11 dnů po vylétnutí jsou již zcela schopna letu a mohou se vzdálit dále od hnízda, nicméně zcela nezávislí na rodičích se stávají až ve 2–3 měsících věku (König & Weick 2008). Rodičovské teritorium mladí ptáci opouštějí v září a říjnu stejného roku (Finck 1990), obecně se i nadále pohybují jeho v blízkosti (Závalský 2004; van Nieuwenhuyse et al. 2008). Existuje však mnoho rozdílů nejenom mezi jednotlivci, ale také mezi pohlavími. Mladé samice se po osamostatnění, ve srovnání se samci, obvykle vzdalují na větší vzdálenosti od svých rodičovských teritorií (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980; van Nieuwenhuyse et al. 2008;

Hauenstein et al. 2019). Jejich disperze je charakteristická výraznější přímočarostí a nižší biotopovou selekcí (Hauenstein et al. 2019). Sýček obecný se řadí mezi sedentární druhy (König & Weick 2008; Sunde et al. 2009). Ovšem dospělé samice, pokud naleznou vhodného partnera, svůj stávající domovský okrsek často opouští (Sunde et al. 2009). Jeden takový případ, výjimečný v překované vzdálenosti, byl zaznamenán na jižní Moravě. V dubnu roku 2006 byla v rakouské obci Podersdorf am See u Neziiderského jezera okroužkována hnízdící samice, jejíž přítomnost byla následně v červnu roku 2008 zjištěna v hnízdní budce v obci Jevišovka v okrese Břeclav. Vzdálenost těchto dvou lokalit činí 110 km (Krause & Opluštil 2009).

Jelikož je disperze zásadní pro životaschopnost populace, stává se častým předmětem managementu volně žijících populací ohrožených druhů. Na základě telemetrických dat juvenilních jedinců sýčků obecných byly vytvořeny modely pro odhad disperze. Tyto modely zahrnují volbu habitatů a prostorové chování a byly využity pro predikci potenciálního osídlení neobsazených lokalit v severních částech Švýcarska z německých populací (Hauenstein et al. 2019), které se začaly rozrůstat díky úspěšnému záchrannému programu a vyvážení hnízdních budek (Fiedler 2013). V tomto případě modely ukázaly, že (re)kolonizace švýcarských vhodných biotopů je možná. Populace v jihozápadním Německu ovšem expandují velmi pomalu. Migraci tohoto druhu, jenž preferuje otevřenou krajinu, limitují některé topografické podmínky prostředí, jako jsou horské celky. Šance na jejich rozšíření na německé území jsou tak v blízké budoucnosti omezené (Hauenstein et al. 2019).

V České republice se díky radiotelemetrickému sledování sýčků obecných potvrdila roční variabilita ve výběru biotopů. V předjaří se sýčci často vyskytovali v sadech a zahradách, v průběhu hnízdění preferovali na luční porosty (pastviny, louky nebo trávníky) a v pohnízdím období sklizená pole (Šálek & Lövy 2012). Sýčkům vyhovuje v lovných areálech nízká vegetace, na které je kořist dobře patrná. Takovými biotopy mohou být i polní porosty v závislosti na jejich fenologické fázi, například obiloviny v předjaří a pohnízdím období nebo brambory a cukrovka během hnízdní sezóny v dubnu až červnu (Finck 1990; Framis et al. 2011; Šálek & Lövy 2012).

Mimo zmíněných biotopů typických pro střední Evropu obývá sýček v ostatních částech svého areálu také oblasti aridního charakteru, skalnatá a říční údolí, stepi a lesostepi či nezalesněné hory. Studie z různých zemí Evropy, jako je Česká republika, Slovensko, Maďarsko (Šálek et al. 2016), Polsko (Žmihorski et al. 2009; Žmihorski et al. 2012), Belgie (van Nieuwenhuysse & Bekaert 2001) či Španělsko (Zabala et al. 2006), se shodují na jeho preferenci otevřené krajiny s rozptýleným porostem dřevin. Toto druhové specifikum je pravděpodobně spjato s interspecifickou (mezidruhovou) kompeticí. Může se také jednat o antipredační chování, jelikož mnoho druhů větších dravých ptáků se vyskytuje v lesnatém prostředí (Mikkola 1976; Zabala et al. 2006; van Nieuwenhuysse et al. 2008). Vazba na stanoviště s nízkým zastoupením lesů může být rovněž dána evoluční historií druhu. Fylogenetický vývoj sýčka obecného probíhal v biotopech polopouštního charakteru (Schönn et al. 1991).

Sýčkovi vyhovují ekotonová stanoviště, která poskytují dostatek úkrytů i potravy (van Nieuwenhuysse et al. 2008). König & Weick (2008) uvádí, že areál rozšíření sýčka obecného dosahuje ve Španělsku do 1 100 m n. m., a v Himalájích dokonce do 3 000–4 600 m n. m. Nicméně ve střední Evropě je jeho výskyt omezen do nízkých či středních poloh. Ve vyšší

nadmořské výšce se u nás objevoval v minulém století, kdy jeho populace byla početnější a stabilnější (Pykal et al. 1994; Šťasný et al. 1996).

3.3 Telemetrické studie sýčka obecného

Radiotelemetrie je technologie pro dálkový přenos dat za použití radiového signálu využívaná pro monitoring živočichů. Často je aplikovaná při studiu ekologie obratlovců (Wauters et al. 2007), a to zejména ve výzkumech prostorové ekologie zaměřených na velikost, tvar nebo využití domovských okrsků (např. Wauters et al. 2005; Sunde et al. 2009; Kouba & Tomášek 2018), volbu a využití biotopů (např. Grzywaczewski 2009; Framis et al. 2011), disperzi (např. Byrom & Krebs 1999) nebo při monitoringu ohrožených či reintrodukovaných živočichů (např. Schadt et al. 2002; Alonso et al. 2011; Bušina et al. 2018). Telemetrie je běžně aplikovaná při studiu chování, využívání domovských okrsků, interakci jedinců mezi sebou a s prostředím u celé řady druhů, od drobného hmyzu po mořské kytovce (Cooke et al. 2004). Telemetrické sledování přináší poznatky potřebné při managementu a ochraně volně žijících zvířat (Hussey et al. 2015; Kays et al. 2015). Avšak jako každá metoda i telemetrie přináší svá úskalí. Je vhodné mít na paměti, že se radiový signál může v různých prostředích chovat rozlišnými způsoby. Radiové vlny se mohou lomit a odrážet od budov, skalních útesů či dalších geografických celků. Odlišnými způsoby prostupuje hustým lesem či otevřenou krajinou (Kenward 2001). Pro správnou lokalizaci je ideální přímá dráha mezi vysílačkou a přijímačem bez jakýchkoli překážek. Odchytky techniky nebo chyby samotných pozorovatelů mohou způsobovat zkreslení dat sbíraných v terénu. Zaměření je ovlivněno, pokud je momentálně telemetrované zvíře v pohybu (Withey et al. 2001). Odchyt jedinců a nasazení vysílačky může být zvláště u ptáků značně problematické. U malých druhů je limitem doporučena maximální hmotnost vysílaček, která by neměla přesáhnout 3 % tělesné hmotnosti značených jedinců (Withey et al. 2001).

Telemetrie napomohla k objasnění některých aspektů ze zvířecí říše. To jasně demonstruje studie z Německa, v níž bylo zjištěno, že na základě analýzy kroužkovacích dat představovala mortalita sýčků způsobená predací pouze 3,2 %, nicméně při analýze mortality telemetricky sledovaných ptáků dosahovala tato hodnota 76,2 % (Naef-Daenzer et al. 2017).

Studii, které monitorovaly sýčky pomocí telemetrie, je napříč Evropou celá řada a většina z nich se věnuje velikosti domovských okrsků, pohybovým charakteristikám a volbou habitatů. Jedny z prvních prací pochází z Německa (Exo 1983, 1988, 1989; Finck 1990) a Francie (Génot & Wilhelm 1993). Výsledky mnoha telemetrických pozorování se shodují, že spárovaní dospělci jsou celoročně rezidentní (shrnují Génot & Van Nieuwenhuyse 2002). Sýčci proto mohou sloužit jako vhodné modely pro studium nejrůznějších vlivů a jejich variabilitu ve vztahu k jednotlivým ročním sezónám (Sunde et al. 2009). Finck (1990) poukázal na variabilitu ve velikosti teritorií během roku 19 telemetricky sledovaných samců. Hranice teritorií stanovil běžně používanou metodou, za pomoci atrapy s reproduktorem. Největší teritorium samci hájili v období námluv (březen–duben). Během hnízdní sezóny (květen–červen) všichni samci zredukovali velikost svých teritorií a nejmenší plochy teritoria dosahovala v letních měsících (červenec–srpen), kdy byla mláďata stále krmena v rodičovských teritoriích. Rozloha bráněného území dospělců se začala opět zvětšovat v období disperze mláďat (září–říjen) a rostla i během zimních měsíců (listopad–únor). Sýčci měnili velikost loveckých areálů, v rámci domovských okrsků, v závislosti na potravní nabídce mnohem rychleji než hranice svých teritorií (Finck 1990).

Další práce studovala prostorové chování 27 jedinců v poslední zbývající populaci Dánska, které představuje nejsevernější oblast výskytu v Evropě. Dospělci se od místa svého denního odpočinku vzdalovali během noci nejvíce v lednu (249 m) a nejméně v březnu (89 m). Stanoveny byly velikosti domovských okrsků. Ukázalo se, že páry sousedící s domovským okrskem jiného páru udržovali 2–3x větší okrsky než spárovaní ptáci bez sousedů. Samci a samice se chovali podobně, s výjimkou období rozmnožování, kdy se samice držely blíže k hnízdu (Sunde et al. 2009).

Zuberogitia et al. (2007) zkoumali změny ve vokalizaci, v domovských okrscích a sociálních interakcích sýčků v průběhu roku. Velikost i překryv domovských okrsků značně kolísaly. Největší okrsky jedinci osídlovali během zimních měsíců a nejmenší naopak během hnízdního období. Zatímco v zimě se domovské okrsky často překrývaly, při hnízdění se sýčci za hranice cizích okrsků vydávali výjimečně. Rozsah domovských okrsků asocioval s vokalizací. S redukcí okrsků před námluvami byla zaznamenána výrazná vokalizace, která byla v ostatních měsících na minimální úrovni (Zuberogitia et al. 2007). Důvod, proč hnízdící ptáci redukují své domovské okrsky i hájená území, je prostý. Větší teritoria a domovské okrsky znamenají při obraně a lovu větší energetické nároky, které je ovšem v náročné hnízdní sezóně nutné minimalizovat. Lovecké aktivity jsou soustředěny do co nejbližšího okolí hnízda, tzn. do 200–300 m, v závislosti na potravní bohatosti daného prostředí (van Nieuwenhuysse et al. 2008; Šálek & Lövy 2012; Šálek 2018).

Preferenci biotopů a velikost domovských okrsků telemetricky sledovaných dospělců určili Grzywaczewski (2009), Framis et al. (2011) a Šálek & Lövy (2012). Výsledky studií potvrdily, že sýčci preferují lovecká stanoviště s nízkým vegetačním porostem v mozaikovitě krajině, která je udržovaná pastvou hospodářských zvířat či kosením. V takových biotopech bylo lokalizováno více jak 90 % loveckých aktivit telemetricky značených jedinců (Šálek et al. 2010; Šálek & Lövy 2012). Apolloni et al. (2018) dodávají, že pro úspěšnou záchranu druhu by se měl ochránářský management soustředit právě na tyto vhodné biotopy. V České republice i v zahraničí byla telemetrie využita při monitoringu jedinců vypuštěných do volné přírody (AOPK 2020; Bušina 2021).

Telemetrický monitoring dravých ptáků je obzvláště podstatný u juvenilních jedinců (McFadzen & Marzluff 1996; Todd 2001; Sunde 2005). Období po opuštění hnízda a osamostatňování se totiž představuje pro většinu ptačích druhů kritické období doprovázené vysokou mortalitou, což je způsobeno nedokončeným růstem peří a nezdokonalenými letovými schopnostmi. Mláďata se tak mimo jiné stávají snadnou kořistí pro ostatní predátory (Newton 1979; Weathers & Sullivan 1989). Pro sýčky obecné, jakožto synantropní druh, jsou v tomto období obzvláště nebezpečné kočky domácí, které jsou dobrými lovci, a v okolí lidských sídel se jich vyskytuje značné množství. Obdobná situace platí i pro kuny skalní (Šálek 2018).

I přes to nejsou vzletná mláďata, ve srovnání s dospělými jedinci, předmětem telemetrických studií až tak často. Pedersen et al. (2013) telemetrovali 10 juvenilních jedinců a zaměřili se na jejich sociální a prostorové chování před disperzí. Stanovili domovské okrsky před a po osamostatnění od rodičů a vyhodnotili vzrůstající vzdálenosti od hnízda a od sourozenců během dospívání. Dále se ukázalo, že od opuštění hnízda se snižovala frekvence a intenzita žebrání, což pravděpodobně souvisí se zvyšujícími se letovými i loveckými schopnostmi samotných mláďat (Pedersen et al. 2013). Z prostorových dat

telemetricky monitorovaných 126 juvenilních jedinců největší jihozápadní německé populace byly vytvořeny modely pro odhad disperze, jež jsou aplikovatelné napříč různými druhy i ekosystémy (Hauenstein et al. 2019).

4 Metodika

Diplomová práce byla vytvořena v rámci projektu „Repatriace sýčka obecného v Plzeňském kraji“, který probíhá pod záštitou Základní organizace Českého svazu ochránců přírody (ZO ČSOP) Spálené Poříčí, která od roku 2017 odchovává sýčky v lidské péči a následně je vypouští do volné přírody s cílem podpořit populaci druhu. Partnery projektu jsou a finančně jej podporují Zoologická a botanická zahrada v Plzni a Krajský úřad Plzeňského kraje. Tato diplomová práce je zaměřena na mláďata sýčků obecných, a proto se adultním jedincům dále věnuje pouze okrajově. Praktická část diplomové práce probíhala od června do září v sezóně 2020, kdy bylo celkově umístěno 5 chovných párů na různé lokality na Plzeňsku. Tři z nich (Spálené Poříčí, Lipnice a Těnovice) se nachází v okrese Plzeň-jih s nadmořskou výškou okolo 417 m n. m. Další 2 lokality (Radinovy a Černé Krávy) se nachází v okrese Klatovy s nadmořskou výškou cca 450 m n. m. Zájmová území byla vybírána s ohledem na podmínky, jež sýčci ve svém prostředí vyžadují. Zvolené lokality představují vhodná stanoviště díky své mozaice lučních i polních kultur menších výměřům, remízům a starým ovocným sadům či zahradám. V okolí se rozprostírají pastviny, jež jsou považovány za vhodné lovecké biotopy, a zahrady s ovocnými dřevinami poskytující sýčkům útočiště. Rozletové voliéry byly umístěny do půdních prostor soukromých objektů a byly situovány takovým způsobem, aby ptákům poskytovaly dostatek prostoru pro projevy přirozeného chování a splňovaly předpoklady pro jejich úspěšné opuštění. Do každé voliéry byly instalovány 2 hnízdní budky vhodné pro cílový druh. Půdní prostory byly monitorovány fotopastmi.

Adultní jedinci byly v ZO ČSOP Spálené Poříčí odchováni s minimálním kontaktem ošetřovatelů. Chovné páry byly sestaveny a do rozletových voliér umístěny v předjaří. Ptáci byli jak při samotném odchovu, tak i v rozletové voliéře krmeni larvami potemníků brazilských (*Zophobas atratus* Fabricius 1775) a živými laboratorními myši hnědé nebo šedé barvy, díky kterým mohli zdokonalovat své lovecké schopnosti. Voliéra i hnízdní budky byly pravidelně kontrolovány. Jakmile mláďata začala opouštět budku a pohybovat se po voliéře, byla spolu s rodičovským párem označena aktivními vysílači s vlastním energetickým zdrojem, které vydávají radiový signál (pulzy) o velmi vysoké frekvenci, obvykle mezi 30–300 MHz. V této diplomové práci byly využity vysílače s 173–174 MHz. Vysílače byly zality do plastového krytu, aby odolaly nepříznivým vlivům prostředí, a nepřesahovaly hranici 3 % tělesné hmotnosti značených jedinců, které vychází z doporučení Witheyho et al. (2001). Vysílače byly připevněny na těla ptáků pomocí popruhů (batůžkový typ). Teflonový materiál, ze kterého byly popruhy vyrobeny, minimalizuje tření, a tak brání proti odření kůže značených zvířat. Pro zachycení signálu byly využívány přijímače značky Yupiter a směrová tříelementové antény Yagi.

Při nasazování vysílačů byla mláďata zároveň označena ornitologickými kroužky a byla odebrána pera pro laboratorní determinaci pohlaví. Ve večerních hodinách byly otevřeny výletové otvory voliér do půdních prostor. Živé myši a larvy potemníků byly do voliér předkládány i po vylétnutí pro podporu vypouštěných jedinců v nepříznivých podmínkách a pro posílení fidelity k hnízdišti. Jedná se o metodu vypouštění „soft-release“.

Každodenní monitoring veškerých jedinců započal po jejich vypuštění v období od 26. června do 11. září 2020. Mláďata byla dohledávána do vizuálního kontaktu (metoda

„homing“), pokud to prostupnost terénu dovolovala. V opačném případě byli jedinci zaměřeni pomocí biangulace, což platí pro body nočního lovu i denního odpočinku. Pozice jedinců byly zaznamenávány pomocí ručních GPS přijímačů Garmin *etrex 30x*. Mláďata byla lokalizována každou noc v přibližně půlhodinových intervalech cca od 22.00 do 5.00 hodin. Přes den byly dohledávány odpočinkové lokality, a to kolem 12. a 17. hodiny. Monitoring každého jedince trval do 40 dnů po vypuštění nebo byl ukončen z důvodu ztráty signálu či nalezením kadáveru. Při každém záznamu bylo kromě časových a prostorových dat zaznamenáno také konkrétní chování mláďat či popis místa, kde se jedinec vyskytoval, jako např. výška místa odpočinku nebo druh dřeviny. Dalším zkoumaným faktorem byla vokalizace. Při každém přímém dohledání („homing“) u veškerých mláďat během noční aktivity bylo zaznamenáno, zdali daný jedinec vokalizoval, či nikoli.

Prostorová data byla zpracována v následujících programech: QGIS 3.18.3, ArcGIS 10.8.1 a Biotas 2.0. Domovské okrsky byly vypočteny dle metody 100% a 95% minimálního konvexního polygonu (MCP) a 90% a 95% jádrového odhadu hustoty (KDE) z nočních i denních lokací. Využita byla fixní KDE s vyhlazovacím parametrem LSCV. Všechny domovské okrsky byly vypočteny z více jak 30 bodů, což vychází z doporučení Kenwarda et al. (2001). Monitorovací období všech jedinců bylo rozděleno do tří stejně dlouhých po sobě jdoucích fází, pro které byly jednotlivě vypočteny domovské okrsky. Statistické analýzy byly provedeny v programu STATISTICA 12. Normalita dat byla otestována pomocí Kolmogorov-Smirnova testu.

5 Výsledky

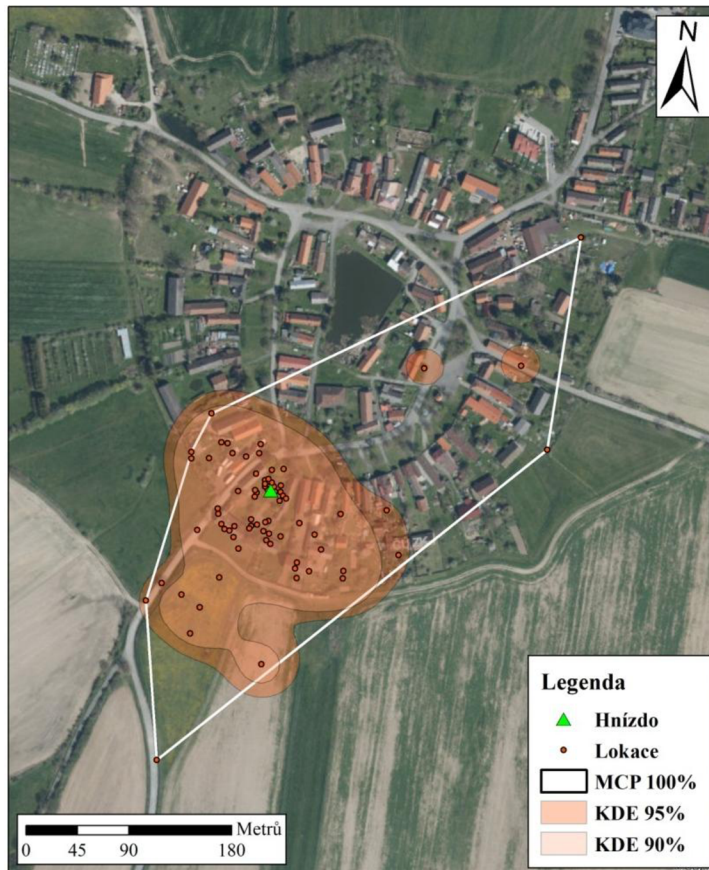
Úspěšné zahníždění proběhlo pouze u dvou z pěti párů. Ve Spáleném Poříčí došlo již během období námluv k predaci obou členů páru, a tudíž zde žádné vypouštění neproběhlo. V Těnovicích došlo k úhynu samce ve sloupu elektrického vedení, a proto musel být do páru doplněn samec nový. Jelikož byl rodičovský pár sestaven na konci období toku, nebylo jejich hníždění úspěšné a samice po vylétnutí z voliéry z lokality zmizela. Taktéž v Černých Kravách se páru nepodařilo vyvést žádné mládě. Samice záhy po kladení snůšku 4 vajec opustila. Následně byla nalezena náhradní snůška (1 vejce), která byla taktéž opuštěna. Úspěšná reprodukce proběhla v Lipnici, kde bylo odchováno 5 mláďat. Vysílač byl nasazen čtyřem z nich, jelikož nejmladší mládě nedosahovalo dostatečného vzrůstu. Jedno z označených mláďat bohužel uhynulo před opuštěním hnízdní budky. V Radinovech po otevření rozletové voliéry samec dispergoval z místa hnízdiště a signál samice, i přes dlouhodobé pátrání v okolí, nebyl zachycen. Dvěma mláďatům byl nasazen vysílač. Jedno mládě však první den po opuštění půdních prostor uvízlo v blízkém komínu. I přes jeho osvobození a veškerou péči se jej nepodařilo zachránit a druhý den uhynulo. Celkově se do stanovené hranice 40 dnů podařilo radiotelemetricky sledovat 4 mláďata – 3 v Lipnici (ID 018, 022 a 024) a 1 v Radinovech (ID 028), kterým byly posléze vypočteny domovské okrsky.

Celkově bylo za celé sledovací období zaznamenáno 1027 lokací. Domovské okrsky byly stanoveny z 946 lokací. Největší okrsek obývalo mládě z Radinov (ID 028). Průměrná velikost domovských okrsků mláďat byla dle metody 100% minimálního konvexního polygonu (MCP) $13,8 \pm 14,7$ ha (\pm směrodatná odchylka) s rozptylem 3,7–39,1 ha ($n=4$), podle 95% MCP $7,2 \pm 7,2$ ha (rozptyl 2,5–19,7 ha, $n=4$), podle metody 90% jádrového odhadu hustoty (KDE) $4,6 \pm 2,7$ ha (rozptyl 2,9–9,3 ha; $n=4$) a dle 95% KDE $6,5 \pm 3,7$ ha (rozptyl 4,2–12,9 ha; $n=4$). Tabulka 1 udává velikosti domovských okrsků pro jednotlivá mláďata, dle různých metod a délku domovských okrsků, tzn. vzdálenost dvou nejzazších bodů v okrsku. Mapy 1–4 zobrazují domovské okrsky jednotlivých mláďat.

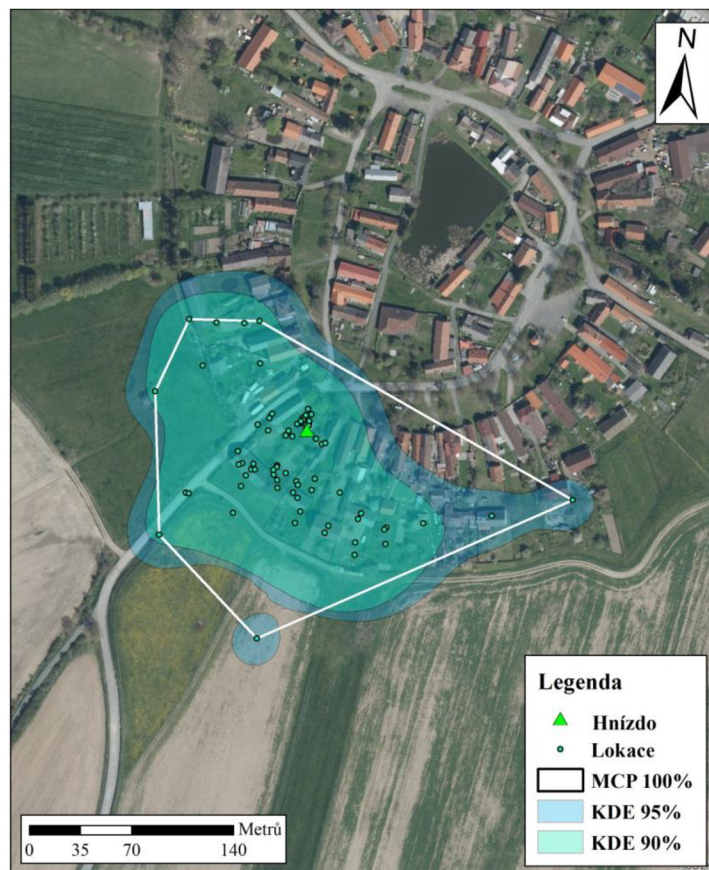
Tabulka 1: Velikosti domovských okrsků dle jednotlivých metod výpočtu

ID mláděte	100% MCP [ha]	95% MCP [ha]	95% KDE [ha]	90% KDE [ha]	Délka DO [m]
018	7,8	4,0	4,2	2,9	588,6
022	3,7	2,5	4,2	2,9	297,1
024	4,5	2,6	4,8	3,4	315,1
028	39,1	19,7	12,9	9,3	1 181,8
Průměr	13,8	7,2	6,5	4,6	400,3
Medián	6,15	3,3	4,5	3,15	315,1
Sm. odchylka	14,7	7,2	3,7	2,7	133,4

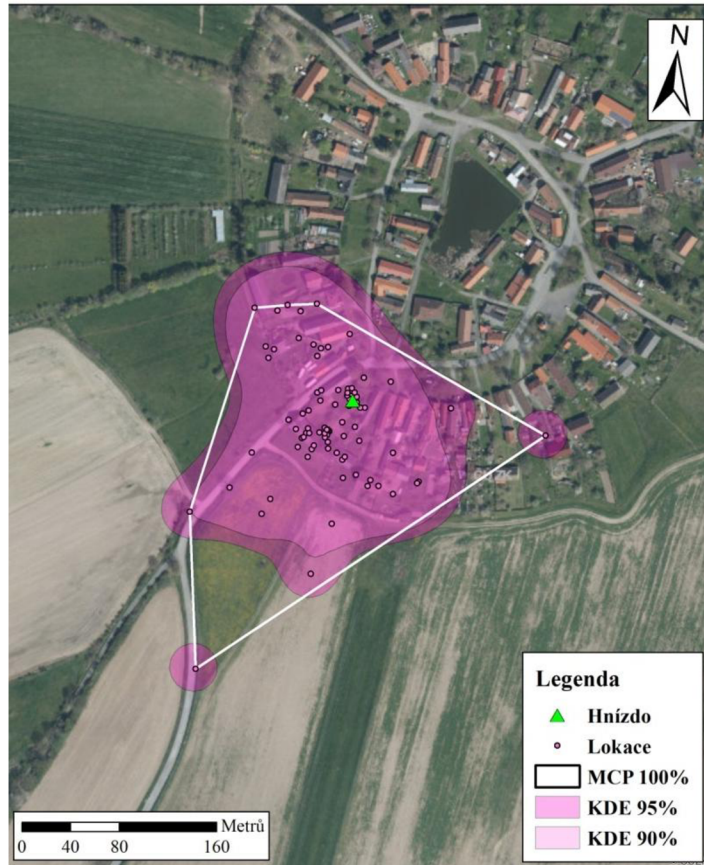
Pozn.: DO – domovský okrsek



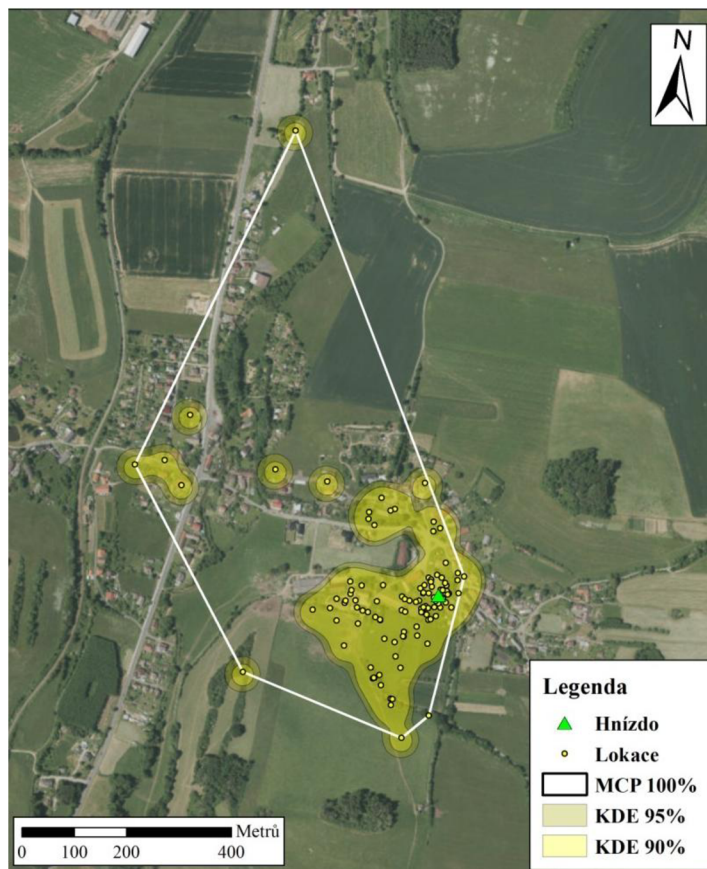
Mapa 1: Domovské okrsky mláděte 018



Mapa 2: Domovské okrsky mláděte 022



Mapa 3: Domovské okrsky mláděte 024



Mapa 4: Domovské okrsky mláděte 028

Monitorovací období všech jedinců bylo rozděleno do tří stejně dlouhých po sobě jdoucích fází, pro které byly jednotlivě vypočteny domovské okrsky dle 100% MCP. Výsledky udávají, zda se okrsky mláďat v závislosti na jejich věku zvětšovaly. Je patrné, že kontinuálně se okrsky zvětšovaly pouze u dvou mláďat (ID 022 a 024). Mláďe z Radinov (ID 028) se po opuštění rozletové voliéry pohybovalo po rozsáhlém území na lokacích vzdálených od hnízda (tabulka 2 a 3).

Tabulka 2: Velikost d. okrsků v jednotlivých fázích monitorovacího období (100% MCP)

ID mláďete/ fáze	1/3 [ha]	2/3 [ha]	3/3 [ha]
018	2,6	1,0	4,6
022	0,5	1,3	2,2
024	0,8	1,1	2,7
028	38,5	2,8	3,8

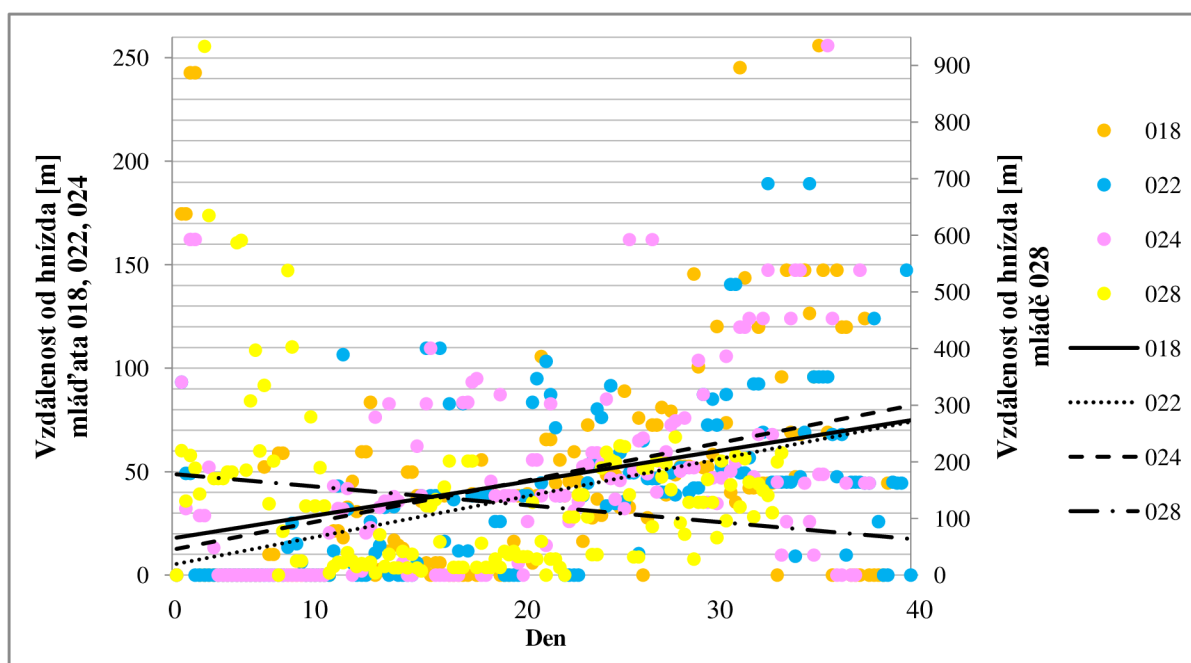
Celková průměrná vzdálenost od hnízda veškerých mláďat během sledovacího období byla $50,2 \pm 30,2$ m, v noci tato hodnota dosahovala $65,5 \pm 38,0$ m a ve dne $15,6 \pm 14,5$ m. Nejvzdálenější lokace od hnízda byla zaznamenána v noci 934,2 m od hnízda (tabulka 3). Nejnižší hodnota není uvedena, jelikož se rovná 0. Sýčci se během noční aktivity i při denním odpočinku často vyskytovali v půdních prostorách či přímo v hnízdní budce.

Tabulka 3: Vzdálenost od hnízda

ID mláďete	Den		Noc		Celkem	
	Průměrná vzdálenost od hnízda [m]	Nejzazší bod od hnízda [m]	Průměrná vzdálenost od hnízda [m]	Nejzazší bod od hnízda [m]	Průměrná vzdálenost od hnízda [m]	Nejzazší bod od hnízda [m]
018	11,3	349,9 (2)	45,7	256,0 (33)	35,4	349,9 (2)
022	2,4	9,1 (5)	39,8	189,4 (30)	28,8	189,4 (30)
024	8,6	162,0 (1)	45,4	256,0 (33)	34,2	256,0 (33)
028	40,1	180,0 (3)	131,2	934,2 (2)	102,4	934,2 (2)
Průměr	15,6	175,3	65,5	408,9	50,2	432,4
Medián	9,9	171,0	45,5	256,0	34,8	302,9
SD	14,5	120,7	38,0	304,5	30,2	295,3

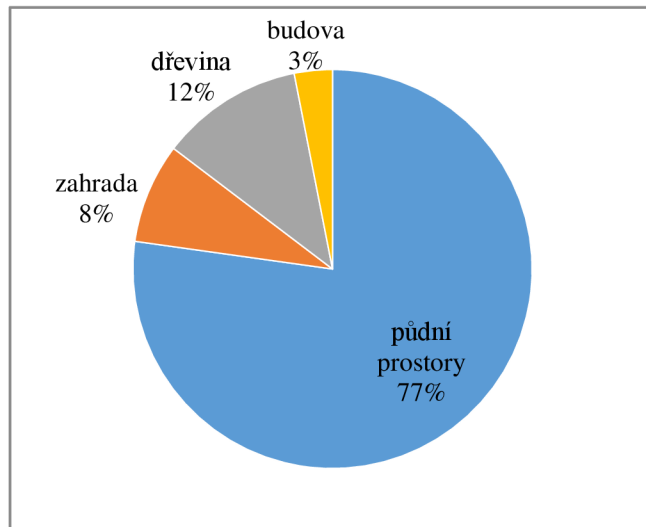
Pozn.: v kulatých závorkách jsou uvedeny dny od vylétnutí z budky, ve kterých se jedinci na příslušném nejzazším bodu nacházeli.

Graf 1 zobrazuje postupnou disperzi mláďat během noční aktivity v řádu dnů, v grafu jsou zahrnuty veškeré lokace. Bodové grafy 3–6 v samostatné příloze zobrazují korelaci mezi vzdáleností od hnízda a věkem mláďat, udávanou počtem dní od vylétnutí rozletové voliéry. V těchto grafech jsou zahrnuty nejvzdálenější zaznamenané lokace v jednotlivých dnech. U všech mláďat z Lipnice (ID 018, 022, 024) je patrné, že se s jejich věkem zvětšovala vzdálenost od hnízda. Pouze mládě z Radinov (ID 028) se ze začátku monitorovacího období od hnízda vzdálilo a následně se vrátilo do jeho bližšího okolí. Statisticky významná závislost ($p < 0,05$) mezi vzdáleností od hnízda a počtem dní od vylétnutí z hnízda dle Pearsonova korelačního koeficientu byla potvrzena u mláděte 022 ($p = 0,0031$) a 024 ($p = 0,0426$). Celkově pro všechna mláďata nebyla zvyšující se vzdálenost od hnízda v závislosti na počtu dní od vylétnutí z hnízda statisticky průkazná ($p = 0,29$). Během celého nočního monitoringu nebylo u žádného z mláďat zaznamenáno žebření o potravu ani jiná vokalizace.



Graf 1: Vzdálenost od hnízda jednotlivých mláďat během monitorovacího období

Od začátku sledovacího období bylo u všech mláďat zaznamenáno 380 denních odpočinkových lokací. U 4 mláďat, která bylo možno telemetrovat do stanovené hranice, bylo po vylétnutí lokalizováno 259 denních odpočinkových lokací. Vzhledem k tomu, že byla potrava stále předkládána do rozletových voliér, mláďata se do ní ochotně a pravidelně vracela a nacházela v ní své denní útočiště. To platí hlavně pro tři mláďata z Lipnice (ID 018, 022, 024). Mládě z Radinov (ID 028) se do půdních prostor vracelo v menší míře. Mimo voliéru se mláďata během dne ukrývala v korunách různých druhů dřevin (převážně jablůň domácí, ořešák královský a hrušeň obecná), v přílehlých stavebních objektech nebo v zahradách, kde kvůli omezené možnosti vstupu na soukromé pozemky nebylo možno určit přesnější popis místa. Mládě 022 se během veškerých sledovaných dnů pohybovalo v půdních prostorách. Ovšem i v jeho případě byl během dne na půdě sledován pohyb. Mládě 022 se, stejně jako jeho sourozenci, v rámci některých jednotlivých dnů přesunulo z jedné budky do druhé nebo do odlišných míst na půdě. Zastoupení preferovaných typů míst k dennímu odpočinku zobrazuje graf 2.



Graf 2: *Preference typŭ míst k dennímu odpočinku čtyř telemetrovaných mláďat (ID 018, 022, 024 a 028)*

Pozn.: „pŭdními prostory“ se rozumí pŭda objektu, ve kterém byla umístěna rozletová voliéra. Označení „zahrada“ bylo použito v případě, kdy se jedinec nacházel v zahradách, kde kvůli omezené možnosti vstupu na soukromé pozemky nebylo možno určit přesnější popis místa.

6 Diskuze

6.1 Domovské okrsky a disperze

Zatímco pohybovými charakteristikami a odhady domovských okrsků adultních sýčků obecných se zabývala celá řada prací (např. Finck 1990; Grzywaczewski 2009; Sunde et al. 2009; Framis et al. 2011; Šálek & Lövy 2012), mláďatům se v tomto ohledu věnovala pouze hrstka autorů. Významná studie byla provedena v dánském Severním Jutsku. Průměrná velikost domovských okrsků radiotelemetricky sledovaných juvenilních sýčků obecných byla $0,56 \pm 0,53$ ha (\pm směrodatná odchylka; 100% MCP) v období od vylétnutí z budky po osamostatnění (období závislosti na rodičích), $3,25 \pm 4,15$ ha od osamostatnění po disperzi (období nezávislosti na rodičích) a $3,64 \pm 4,03$ ha za celé sledované období (od vylétnutí z hnízda po disperzi). Největší domovský okrsek byl odhadnut na 13,19 ha a nejmenší na 0,79 ha (Pedersen et al. 2013). U juvenilních jedinců příbuzného druhu sýčka králičího (*Athene cunicularia floridana* Ridgway 1874), kteří byli telemetricky monitorováni v zemědělské krajině na Floridě, byly domovské okrsky stanoveny mezi 98 a 177 m² ($n=4$; 95% KDE). Průměrná velikost domovského okrsku byla 141 m² (Mrykalo et al. 2007). Výsledky těchto výzkumů jsou ve srovnání s odhadnutými domovskými okrsky v této diplomové práci značně menší. Domovské okrsky mláďat na Plzeňsku stanovené dle metody 100% MCP nabyly na velikosti díky některým odlehlým lokacím. Zatímco Pedersen et al. (2013) zaznamenali u veškerých mláďat sýčků obecných za celé monitorovací období největší vzdálenost od hnízda 341 m (průměr 212 ± 75 m), u námi monitorovaných mláďat byla tato lokace téměř trojnásobná (934 m). Průměrná vzdálenost dosahovala oproti dánským sýčkům dvojnásobku. Zajímavou skutečností je, že u námi monitorovaných sýčků se mnoho vzdálených lokací vyskytlo krátce po vylétnutí z půdních prostor.

V této diplomové práci byly vyhodnoceny domovské okrsky rovněž metodou 95 % MCP, která vyřadila odlehlé lokace, ovšem i tyto okrsky dosahují větších rozměrů než okrsky u sýčků v dánské studii. Domovské okrsky vypočtené metodou jádrového odhadu hustoty (KDE) není možné s dánskou studií porovnat, jelikož pracovala pouze s metodou MCP. Nicméně je na místě zmínit, že průměrnou velikost domovských okrsků podstatně zvětšovalo mládě z Radinov (ID 028), které využívalo rozlehlé území. Chování tohoto jedince se odlišovalo od chování reintrodukovaných mláďat v Lipnici i od jedinců volně žijících populací. Po vylétnutí se mládě 028 pohybovalo na odlehlých lokacích a následně se opět vrátilo do blízkosti hnízdiště. Jeho domovský okrsek a vzdálenost od hnízda tak ze začátku monitorovacího období byly větší než ke konci. Takové chování mohlo být způsobeno disperzí rodičů z místa vypuštění. Mládě z Radinov bylo zcela osamocené na rozdíl od sourozenců tří z Lipnice, kteří se drželi pospolu. Navíc ve srovnání s Lipnicí, bylo krmivo v Radinovech do voliéry přikládáno v menší míře, a tudíž nebylo pouto k vypouštěcí lokalitě natolik posilováno. Mládě bylo více nuceno vyhledávat potravu samostatně. Domovské okrsky mláďat z Lipnice a mláďat se Severního Jurska jsou srovnatelné.

Mláďata radiotelemetricky sledovaná v dánské studii se osamostatnila průměrně za 35 dnů ($n=6$) po vylétnutí z budky (Pedersen et al. 2013). Podobné výsledky vychází i z terénního pozorování (Haverschmidt 1946), kroužkovacích dat (Exo & Hennes 1980)

a dalších telemetrických studií. Z telemetrického monitoringu a z dat kroužkovacích stanic vychází, že mladí sýčci dispergují ze svého rodičovského území po 2–3 měsících od vylétnutí z budky (van Nieuwenhuysen et al. 2008). V dánské studii polovina mláďat dispergovala do půlky září a druhá polovina zůstala v rodičovském teritoriu nejméně do poloviny října. Období od osamostatnění do disperze trvalo průměrně 45 dnů ($n=5$; Pedersen et al. 2013). Jiná práce pocházející z Britských ostrovů uvádí délku tohoto období o něco kratší, 4–5 týdnů (Glue & Scott 1980). Subadultní jedinci mohou nacházet vlastní domovské území až do 200–600 km od svého místa vylíhnutí. Průměrně se tato vzdálenost pohybuje okolo 50 km (König & Weick 2008). V České republice se mladí sýčci vzdalují průměrně do 20 km od svého místa vylíhnutí, i když kroužkování odhalilo i disperzi přes 100 km (AOPK 2020).

Jelikož všechna mláďata přišla o rodiče (z důvodu úhynu či vzdálení se z lokality), nelze v našem případě mluvit o procesu osamostatňování a juvenilní období není možné rozdělit na intervaly před a po osamostatnění. Protože mláďata stále nacházela potravu v rozletové voliére, nebyla motivována hnízdiště opouštět. Dalším faktem je, že monitoring při této diplomové práci probíhal do 40 dnů od vylétnutí z rozletové voliéry. Mohlo by se tudíž předpokládat, že mláďata mohla dispergovat až po ukončení monitoringu, nicméně od tamních obyvatel jsou známy zprávy o pohybu sýčků na daných lokalitách i v pozdním létě a na podzim. V dánské studii se sýčky s věkem vzdalovali od sourozenců a od hnízdiště a zvětšovala se velikost jejich domovských okrsků (Pedersen et al. 2013). I když nebyly výsledky u všech našich jedinců signifikantní, shodný trend je patrný i v této diplomové práci.

Rozdíly v pohybových charakteristikách a disperzi jsou u sýčků obecných patrné jak mezi jednotlivci, tak mezi pohlavími, což vychází také z práce Hauensteina et al. (2019), kteří telemetricky monitorovali 129 mláďat sýčků. Aby bylo možné stanovit rozdíly mezi pohlavími, je nutné provést laboratorní determinaci pohlaví (popř. pitevni v případě uhynulých jedinců). V dnešní době již existují poměrně jednoduché, univerzální a lehce dostupné laboratorní metody pro určení pohlaví ptáků, využívající polymerázovou řetězovou reakci (Fridolfsson & Ellegren 1999; Brubaker et al. 2011). Při terénních pracích na Plzeňsku byly odebrány příslušné vzorky, a proto by pohlaví jedinců mohlo být v dalších studiích novým zkoumaným faktorem. Signifikantní výsledky by však vyžadovaly rozsáhlejší datový soubor.

Odlišné výsledky mezi sýčky na Plzeňsku a sýčky v dánské studii mohly být způsobeny více faktory. Zatímco v našem případě byla mláďata dokrmována i po opuštění rozletových voliér, práce Pedersen et al. (2013) do svých analýz zařadila pouze jeden z pěti hnízdních párů, jenž byl příkrmován, nicméně předkládání krmiva bylo ukončeno ještě v době, kdy byla mláďata v hnízdě a než jim byly nasazeny vysílačky. Takový postup výzkumníci zvolili pro minimální ovlivnění následného pohybového chování sledovaných jedinců. V naší práci zcela určitě předkládání krmiva ovlivnilo chování mláďat, ovšem v případě reintrodukčního programu je primární myslet na podporu, dlouhodobé přežití a následný reprodukční úspěch vypouštěných zvířat. Studie na sýčcích obecných dokazují, že výživa a krmení mláďat v rané fázi ontogeneze významně ovlivňuje jejich pozdější fyzický vývoj, chování, disperzi, přežití a reprodukční úspěch (Perrig et al. 2015)

Odlišnost také spočívá v tom, že dánská studie (Pedersen et al. 2013) byla provedena na volně žijící populaci, zatímco mláďata reintrodukčního programu pocházela od rodičů odchovaných v lidské péči. U uměle odchovaných jedinců se můžeme setkat s některými

prvky neobvyklého chování. Například u jednoho ze samců sýčka obecného telemetrovaného na Plzeňsku v roce 2020 byl pozorován přesun do zalesněné oblasti, a dokonce pro své denní místo odpočinku volil podzemní dutinu starého pařezu, což se zcela vymyká přirozenosti druhu (Bušina 2021).

V sociálním chování sovích druhů je vokální komunikace důležitým aspektem. Během období závislosti na rodičích mláďata sýčků vydávají syčivý jednoslabičný zvuk, přepisovaný jako „šří“ (Svensson et al. 2016) či anglicky píšícími autory „szip“ nebo „chsj“ (Cramp & Brooks 1992), kterým žebrají o potravu. Mezi vědci panuje obecný konsensus, že toto žebření je upřímný signál o nasycenosti a fyzickém stavu směřovaný svým rodičům (Hofstetter & Ritchison 1998; Quillfeldt 2002; Sacchi et al. 2002; Gladbach et al. 2009). Krmící rodiče sýčků jsou díky tomuto vokálnímu projevu schopni přesně určit pozici svých mláďat (Haverschmidt 1946). Vokální komunikace může probíhat rovněž mezi sourozenci (Roulin et al. 2000).

U některých ptačích druhů je běžná snižující se frekvence žebření s rozvíjejícími schopnostmi obstarat si potravu samostatně (Holleback 1974; Nikolov & Hristova 2007), což se potvrdilo rovněž u mláďat sýčků obecných (Pedersen et al. 2013). I přes to, že se jedná o běžné intraspecifické interakce, u našich mláďat nebylo žebření zaznamenáno. Jednoduchým vysvětlením by mohlo být, že dospělci brzy uhynuli či zmizeli z lokality. Mláďata byla také stále přikrmována v prostorách voliéry, kde si mohla mláďata obstarat potravu sama, a tudíž nebyla nucena žebrot potravu od rodičů. Navíc osamocené mládě v Radinovech (ID 028) pochopitelně ani nemohlo komunikovat s ostatními jedinci svého druhu.

Dalším faktem je, že v této diplomové práci je zahrnut malý počet jedinců. To je sice ve výzkumech s malými populacemi běžná praxe, nicméně i tento faktor je potřeba brát v úvahu při interpretaci výsledků. Některé aspekty využívání prostředí i dalšího chování mohou být dány spíše individuální charakteristikou jedince a nelze je generalizovat a vytvářet z nich obecné představy pro celou populaci.

6.2 Denní odpočinkové lokace

Adultní i juvenilní sýčci obecní zpravidla preferují k dennímu odpočinku skrytá a chráněná místa, jako jsou přírodní stromové dutiny, nejlépe s více vletovými otvory. Volba těchto míst se však mění v závislosti na ročním období, přesněji na okolní teplotě, a na věku jedinců. Se snižující se okolní teplotou se snižuje zastoupení exponovaných míst. Mláďata během disperze signifikantně využívají méně chráněná místa, ve srovnání s denními lokacemi před a po disperzi a ve srovnání s dospělci ve stejném domovském okrsku. Zdá se, že volba místa k dennímu odpočinku záleží na fázi ontogenetického vývoje a na klimatických podmínkách prostředí (Bock et al. 2013). Stejně tak například příbuzný sýček brahmínský (*Athene brama* Temminck 1821) volí k dennímu odpočinku velké stromy s hustými korunami, které mu poskytují dostatečný stín a chrání jej před predátory (Ali & Santhanakrishnan 2015). V našem případě sýčci jednoznačně preferovali půdní prostory, ať už v úkrytech za krovky nebo přímo v hnízdních budkách. Takové chování můžeme vysvětlit jednak již zmíněným přikrmováním, nebo také skutečností, že půda a budky pro mladé sýčky jistě představují bezpečná a známá stanoviště. Je zajímavé, že nejbzdálenější odpočinkové

lokace od hnízda u všech sledovaných mláďat se vyskytly během prvních pěti dnů po opuštění půdních prostor (tabulka 2). Mláďata se pravděpodobně zezáčátku po vyletnutí seznamovala s neznámým prostředím. Později se začala orientovat a navracet do půdy, kde nacházela potravu i bezpečí. Ve srovnání s Lipnicí, v Radinovech nebylo předkládáno krmivo tak často. To může vysvětlovat, proč se mládě z Radinov (ID 028) přes den vyskytovalo v menší míře na půdě a častěji odpočívalo na dřevinách v přilehlých zahradách.

6.3 Reintrodukční programy

Problematika reintrodukčních programů je v odborné veřejnosti poněkud kontroverzní otázkou. Mezi odborníky panují na vypouštění v lidské péči odchovaných živočichů různé názory. Jisté je, že při záchraně druhů je primární směřovat ochranné aktivity na zbývající volně žijící populace (*in situ*) a reintrodukce by měly sloužit pouze jako doplňkové praktiky. Celková ochrana životního prostředí, ve kterém se ohrožené druhy nacházejí, je klíčová, a to zvláště u sýčků obecných, jejichž negativní populační trend je způsoben právě degradací krajiny. Podobně je tomu například i u jejich příbuzných sýčků králičích. Během minulého století se značná část prérií a pastvin na severoamerickém kontinentě, kde se tento druh vyskytuje, proměnila na konvenčně obhospodařovaná pole (Scobie et al. 2020).

Samotnému vypouštění zvířat předcházejí nejrůznější přípravné akce. Vždy je na místě zvážit řadu aspektů. Je nezbytné pamatovat na genofond divoce žijících zvířat (IUCN/SSC 2013). Zatímco vhodně prováděné vypouštěcí akce mohou ve vyhovujících lokalitách posílit recentní, nebo dokonce obnovit zaniklé populace sýčka (Vlček 2018), nevhodně sestavený reintrodukční program může stávajícím populacím uškodit. Konkrétně u sýčků obecných tuto problematiku popisuje například Šálek (2018). Pro sýčky králičí se ukázal způsob vypouštění „soft-release“ jako vhodný. Jedinci vypouštění touto metodou vykazovali vyšší fidelitu k hnízdišti, životaschopnost a reprodukční úspěch (Mitchell et al. 2011). Program Repatriace sýčka obecného na Plzeňsku využívá taktéž metodu „soft-release“ a i pro ně se tento způsob jeví jako vhodný. Ve španělské studii se při přípravě vypouštěných mláďat ukázal jako účelný trénink rozvíjející jejich antipredační chování. Počet jedinců v této práci byl sice malý, nicméně dle výsledků trénování sýčci vykazovali dvakrát nižší mortalitu z důvodu predace ve srovnání s kontrolní netrénovanou skupinou (Alonso et al. 2011). Obecně jsou pro mladé ptáky, kteří teprve zdokonalují své letecké schopnosti, predátoři značně nebezpeční. Avšak pro synantropní druhy, které navíc sdílejí své prostředí s množstvím koček domácích a kun skalních, se toto riziko ještě zvětšuje. I přes to nebyla na Plzeňsku predace mláďat zaznamenána. Období monitoringu bylo krátké, a tak v pozdějším období nelze predaci vyloučit. Podobný trénink by mohl být pro reintrodukční program v následujících letech přínosem.

Dále je při vypouštění ptáků nutné zabezpečit okolní prostředí a hlavně odstranit technologické pasti (Šálek & Dobrý 2018). Jak se ukázalo, ani při reintrodukčním programu na Plzeňsku v sezóně 2020 se nepodařilo dokonale zamezit podobným úhynům a tyto případy demonstrují, jak je odstranění antropogenních pastí podstatné. Samec z Lipnice uhynul v úzkém prostoru mezi stěnami ve stodole, odkud nemohl vzlétnout, a samec z Těnovic uhynul ve sloupu elektrického vedení. Samice z Lipnice byla několik dní po vypouštění

nalezena utonutá v blízkém rybníčku s hustým porostem okřehku menšího (*Lemna minor* Linné 1753; obrázek 4). Jedno z mláďat první den po opuštění voliéry zapadlo do komína sousedního domu (obrázek 5). Míra úmrtnosti volně žijících mladých sýčků je vysoká, uvádí se na 69–94 % (van Nieuwenhuysse et al. 2008; Le Gouar et al. 2011), což pouze zvyšuje potřebu reintrodukcí pro vytvoření dlouhodobě životaschopných populací.



Obrázek 4: *Utonulá dospělá samice*
(vlastní foto)



Obrázek 5: *Mládě zapadlé do komína*
(vlastní foto)

7 Závěr

Reintrodukční programy jsou časově i finančně nákladné a mezi odborníky nachází své příznivce i odpůrce. Ať už považujeme reintrodukce za přínosné, či nikoliv, na významu nabývají, pokud je znám osud vypouštěných jedinců. Telemetrie, fotopasti či další způsoby monitoringu přináší informace o etologii, mortalitě, disperzi, obsazování nových teritorií a napomáhají k zefektivnění ochranné praxe. I tento reintrodukční program sýček obecných na Plzeňsku přinesl důležité poznatky: zásadní je správný výběr a sestavení rodičovského páru, pečlivá příprava vypouštěcího stanoviště, včetně odstranění veškerých technologických pastí a zabezpečení proti predátorům. Rozletové voliéry umístěné do půdních prostor se ukázaly jako vhodný prostředek. Příkrmování posiluje pouto k vypouštěcí lokalitě a mláďata po vylétnutí z rozletové voliéry díky němu mohou být úspěšná, i pokud přišla o rodičovskou péči.

Celkově se u mláďat nepotvrdila statisticky významná závislost mezi jejich věkem a vzdáleností od hnízda, což naznačuje, že u jedinců odchovaných v lidské péči a vypuštěných do volné přírody se mohou vyskytnout prvky chování odchýlené od přirozené etologie druhu. Toto chování je značně ovlivněno komplexem podmínek daného reintrodukčního programu, jako například příkrmování, absence rodičů či kvalita stanoviště. Vzhledem k tomu, že záchranný program Repatriace sýčka obecného v Plzeňském kraji pokračuje i v současné době (2022), žádoucí je další sběr dat a monitoring vypuštěných jedinců tohoto ohroženého druhu.

8 Literatura

- Ali AH, Santhanakrishnan R. 2015. Tree and habitat preferences for open limb and cavity roosts of the spotted owl *Athene brama* (Temminck, 1821) in southern India. *Tropical Zoology* **28**:23–33.
- Alonso R, Orejas P, Lopes F, Sanz C. 2011. Pre-release training of juvenile little owls *Athene noctua* to avoid predation. *Animal Biodiversity and Conservation* **34**:389–393.
- Andreska J, Andresková E. 1993. Tisíc let myslivosti. Tina, Vimperk.
- Anich NM, Benson TJ, Bednarz JC. 2009. Estimating territory and home-range sizes: Do singing locations alone provide an accurate estimate of space use? *Auk* **126**:626–634.
- AOPK. 2020. Záchraný program pro sýčka obecného (*Athene noctua*) v České republice.
- Apolloni N, Gruebler MU, Arlettaz R, Gottschalk TK, Naef-Daenzer B. 2018. Habitat selection and range use of little owls in relation to habitat patterns at three spatial scales. *Animal Conservation* **21**:65–75.
- Bauer HG, Berthold P. 1996. Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung. Wiesbaden, Germany: AULA Verlag.
- Bažant M, Šálek M. 2019. Rekordní sýččí sezona. *Ptačí svět* **26**:23.
- Bekoff M, Mech LD. 1984. Simulation analyses of space use - home range estimates, variability, and sample-size. *Behavior Research Methods Instruments & Computers* **16**:32–37.
- Belmonte LR. 2005. Home range and habitat characteristics of boreal owls in northeastern Minnesota. University of Minnesota, St. Pauli.
- Bernská úmluva. 1979. Úmluva o ochraně evropských planě rostoucích rostlin, volně žijících živočichů a přírodních stanovišť. Bern.
- BirdLife International. 2019. *Athene noctua* (amended version of 2018 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2019. Available from <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T22689328A155470112.en> (accessed February 2022).
- BirdLife International. 2021. *Athene noctua*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021. Available from <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T22689328A166226777.en> (accessed February 2022).
- BirdLife International. 2022. Species factsheet: *Athene noctua*. Available from <http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/little-owl-athene-noctua> (accessed February 2022).
- Blundell GM, Maier JAK, Debevec EM. 2001. Linear home ranges: Effects of smoothing, sample size, and autocorrelation on kernel estimates. *Ecological Monographs* **71**:469–489.
- 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.
- Börger L, Franconi N, De Michele G, Gantz A, Meschi F, Manica A, Lovari S, Coulson T. 2006. Effects of sampling regime on the mean and variance of home range size estimates. *Journal of Animal Ecology* **75**:1393–1405.
- Boulanger JG, White GC. 1990. A comparison of home-range estimators using monte-carlo simulation. *Journal of Wildlife Management* **54**:310–315.
- Brown JL. 1964. The evolution of diversity in avian territorial systems. *The Wilson Bulletin* **76**:160–169.
- Brubaker JL, Karouna-Renier NK, Chen Y, Jenko K, Sprague DT, Henry PFP. 2011. A noninvasive, direct real-time PCR method for sex determination in multiple avian species. *Molecular Ecology Resources* **11**:415–417.

- Burt WH. 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy* **24**:346–352.
- Bušina T. 2021. Reinforcement of declining little owl (*Athene noctua*) population: A peculiar case of post-release habitat selection and underground roosting. *Global Ecology and Conservation* **28**:e01656.
- Bušina T, Pasaribu N, Hlavsa T, Czerneková V, Kouba M. 2018. An experimental release of rehabilitated wild-caught Sumatran Laughingthrush *Garrulax bicolor*: assessment of post-release survival and dispersal via radio-telemetry, North Sumatra, Indonesia. *Ornithological Science* **17**:135–147.
- Byrom AE, Krebs CJ. 1999. Natal dispersal of juvenile arctic ground squirrels in the boreal forest. *Canadian Journal of Zoology* **77**:1048–1059.
- Cooke SJ, Hinch SG, Wikelski M, Andrews RD, Kuchel LJ, Wolcott TG, Butler PJ. 2004. Biotelemetry: a mechanistic approach to ecology. *Trends in Ecology & Evolution* **19**:334–343.
- Cramp S, Brooks DJ. 1992. Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of the western Palearctic, vol. VI. Warblers. Oxford University Press, Oxford.
- Česká národní rada. 1992. Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů. Pages 666–692 in *Sbírka zákonů České republiky*, 1992, částka 28. Česká republika.
- Dixon KR, Chapman JA. 1980. Harmonic mean measure of animal activity areas. *Ecology* **61**:1040–1044.
- Donald PF, Green RE, Heath MF. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* **268**:25–29.
- Donald PF, Pisano G, Rayment MD, Pain DJ. 2002. The Common Agricultural Policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds. *Agriculture Ecosystems & Environment* **89**:167–182.
- Dunn JE, Gipson PS. 1977. Analysis of radio telemetry data in studies of home range. *Biometrics* **33**:85–101.
- EU. 2009. Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2009/147/ES ze dne 30. listopadu 2009 o ochraně volně žijících ptáků. Pages L 20 7–25 in *Úřední věstník*. Brusel.
- EU. 2017. Nařízení Komise (ES) 2017/160 ze dne 20. ledna 2017, kterým se mění nařízení Rady (ES) č. 338/97 o ochraně druhů volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin regulováním obchodu s nimi. Pages L 27 1–98 in *Úřední věstník*. Brusel.
- Exo K-M, Hennes R. 1980. Analyse deutscher und niederländischer Ringfunde. *Die Vogelwarte* **30**:162–179.
- Exo KM. 1983. Habitat, Siedlungsdichte und Brutbiologie einer niederrheinischen Steinkauzpopulation (*Athene noctua*). *Ökologie der Vögel* **5**:1–40.
- Exo KM. 1988. Annual cycle and ecological adaptations in the Little Owl (*Athene noctua*). *Journal of Ornithology* **129**:393–415.
- Exo KM. 1989. Daily activity patterns of Little Owls (*Athene noctua*). *Vogelwelt* **35**:94–114.
- Fiedler W. 2013. Positive Bestandsentwicklung durch Nisthilfen: Steinkauz-Streuobstkauz. *Der Falke: Journal für Vogelbeobachter* **60**:462–463.
- Finck P. 1990. Seasonal-variation of territory size with the Little Owl (*Athene noctua*). *Oecologia* **83**:68–75.
- Frafjord K, Prestrud P. 1992. Home range and movements of arctic foxes *Alopex lagopus* in Svalbard. *Polar Biology* **12**:519–526.

- Framis H, Holroyd GL, Manosa S. 2011. Home range and habitat use of little owl (*Athene noctua*) in an agricultural landscape in coastal Catalonia, Spain. *Animal Biodiversity and Conservation* **34**:369–378.
- Fridolfsson AK, Ellegren H. 1999. A simple and universal method for molecular sexing of non-ratite birds. *Journal of Avian Biology* **30**:116–121.
- Gautestad AO, Mysterud I. 1993. Physical and biological mechanisms in animal movement processes. *Journal of Applied Ecology* **30**:523–535.
- Gautestad AO, Mysterud I. 1995. The home range ghost. *Oikos* **74**:195–204.
- Génot J-C, van Nieuwenhuysse D. 2002. Little owl *Athene noctua*. *BWP Update* **4**:35–63.
- Génot JC. 1995. Données complémentaires sur la population de Chouettes Cheveches, *Athene noctua*, en déclin en bordure des Vosges du nord. *Ciconia* **19**:145–157.
- Génot JC, Sturm F. 2003. Bilan de l'expérience de renforcement des populations de Cheveche d'*Athene noctua* dans le Parc naturel regional des Vosges du Nord. *Alauda* **71**:175–178.
- Génot JC, Wilhelm JL. 1993. Occupation and use of an area by the Little Owl *Athene noctua* on the edge of the Vosges du Nord (NE France). *Alauda* **61**:181–194.
- Gladbach A, Busser C, Mundry R, Quillfeldt P. 2009. Acoustic parameters of begging calls indicate chick body condition in Wilson's storm-petrels *Oceanites oceanicus*. *Journal of Ethology* **27**:267–274.
- Glue D, Scott D. 1980. Breeding biology of the Little Owl. *British Birds* **73**:167–180.
- Glutz von Blotzheim U, Bauer K. 1980. *Handbuch der Vogel Mitteleuropas*. Volume 9. Second edition. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- Grzywaczewski G. 2009. Home range size and habitat use of the little owl *Athene noctua* in east Poland. *Ardea* **97**:541–545.
- Haddad NM, Brudving LA, Clobert J. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances* **1**:e1500052.
- Hanski I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* **396**:41–49.
- Hansteen TL, Andreassen HP, Ims RA. 1997. Effects of spatiotemporal scale on autocorrelation and home range estimators. *Journal of Wildlife Management* **61**:280–290.
- Harris S, Cresswell WJ, Forde PG, Trehwella WJ, Woollard T, Wray S. 1990. Home-range analysis using radio-tracking data: A review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. *Mammal Review* **20**:97–123.
- Hauenstein S, Fattebert J, Gruebler MU, Naef-Daenzer B, Pe'er G, Hartig F. 2019. Calibrating an individual-based movement model to predict functional connectivity for little owls. *Ecological Applications* **29**:e01873.
- Haverschmidt F. 1946. Observations on the breeding habits of the Little Owl. *Ardea* **34**:214–246.
- Hayne DW. 1949. Calculation of size of home range. *Journal of Mammalogy* **30**:1–18.
- Heit DR, Ortiz-Calo W, Montgomery RA. 2021. Landscape complexity persists as a critical source of bias in terrestrial animal home range estimation. *Ecology* **102**:e03427.
- Hofstetter SH, Ritchison G. 1998. The begging behavior of nestling eastern screech owls. *Wilson Bulletin* **110**:86–92.
- Holleback M. 1974. Behavioral interactions and the dispersal of the family in black-capped chickadees. *The Wilson Bulletin* **86**:466–468.
- Holloway S. 1996. *The Historical Atlas of Breeding Birds in Britain and Ireland: 1875–1900*. Poyser, London.
- Horne JS, Garton EO. 2006. Likelihood cross-validation versus least squares cross-validation for choosing the smoothing parameter in kernel home-range analysis. *Journal of Wildlife Management* **70**:641–648.

- Horner MA, Powell RA. 1990. Internal structure of home ranges of black bears and analyses of home-range overlap. *Journal of Mammalogy* **71**:402–410.
- Hošek J. 2020. Slyšet sýčka [film]. Česko. Délka 28 min.
- Hudec K. 1983. Fauna ČSSR, sv. 23. Ptáci 3/I. Academia, Praha.
- Hussey NE, Kessel ST, Aarestrup K, Cooke SJ, Cowley PD, Fisk AT, Harcourt RG, Holland KN, Iverson SJ, Kocik JF, Flemming JEM, Whoriskey FG. 2015. Aquatic animal telemetry: A panoramic window into the underwater world. *Science* **348**:1255642.
- Chrenková M, Dobrý M, Šálek M. 2017. Further evidence of large-scale population decline and range contraction of the little owl *Athene noctua* in Central Europe. *Folia Zoologica* **66**:106–116.
- Ille R, Grinschgl F. 2001. Little Owl (*Athene noctua*) in Austria. Habitat characteristics and population density. *Ciconia* **25**:129–140.
- IUCN. 1973. Úmluva o mezinárodním obchodu s ohroženými druhy volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin. Washington, D. C.
- IUCN/SSC. 2013. Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission.
- Jangjoo M, Matter SF, Roland J, Keyghobadi N. 2016. Connectivity rescues genetic diversity after a demographic bottleneck in a butterfly population network. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **113**:10914–10919.
- Jennrich RI, Turner FB. 1969. Measurement of non-circular home range. *Journal of Theoretical Biology* **22**:227–237.
- Kays R, Crofoot MC, Jetz W, Wikelski M. 2015. Terrestrial animal tracking as an eye on life and planet. *Science* **348**:aaa2478.
- 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.
- Kenward RE, Clarke RT, Hodder KH, Walls SS. 2001. Density and linkage estimators of home range: Nearest-neighbor clustering defines multinuclear cores. *Ecology* **82**:1905–1920.
- Kenward RE, Hodder KH. 1996. RANGES V. An Analysis System for Biological Location Data. ITE, Wareham.
- Kernohan BJ, Gitzen RA, Millspaugh JJ. 2001. Analysis of animal space use and movements. Pages 125–166 in Millspaugh JJ, Marzluff JM, editors. *Radio tracking and animal populations*. Academic Press. San Diego.
- König C, Weick F. 2008. *Owls of the world*. Second edition. Yale University Press, New Haven and London.
- Kouba M, Bartoš L, Tomášek V, Popelková A, Šťastný K, Zárbynická M. 2017. Home range size of Tengmalm's owl during breeding in central Europe is determined by prey abundance. *Plos One* **12** (e0177314) DOI:10.1371/journal.pone.0177314.
- Kouba M, Tomášek V. 2018. Size of home range of Tengmalm's owl (*Aegolius funereus*) males during breeding season assessed by radio-telemetry in the Jizera Mountains, Czechia. *Slovak Raptor Journal* **12**:1–7.
- Krause F. 1995. Ochrana sovy pálené v Holandsku. *Zpravodaj Jihočeské pobočky ČSO* **6**:29–30.
- Krause F, Opluštil L. 2009. Podpora hnízdění dravců a sov na jižní Moravě. Výsledky z roku 2008 a některé zajímavé poznatky a zkušenosti. *Crex* **29**:128–137.
- Krebs JR, Wilson JD, Bradbury RB, Siriwardena GM. 1999. The second silent spring? *Nature* **400**:611–612.
- Lane WH. 1997. *Distribution and ecology of boreal owls in northeast Minnesota*. University of Minnesota, St. Pauli.

- Larkin RP, Halkin D. 1994. A review of software packages for estimating animal home ranges. *Wildlife Society Bulletin* **22**:274–287.
- Laver PN. 2005. Abode: Kernel Home Range Estimation for ArcGIS, using VBA and ArcObjects. Acamedia. Available from https://www.academia.edu/33565843/Abode_Kernel_Home_Range_Estimation_for_ArcGIS_using_VBA_and_ArcObjects (accessed February 2022).
- Laver PN, Kelly MJ. 2008. A critical review of home range studies. *Journal of Wildlife Management* **72**:290–298.
- Lawson EJ, Rodgers AR. 1997. Differences in home-range size computed in commonly used software programs. *Wildlife Society Bulletin* **25**:721–729.
- Le Gouar PJ, Schekkerman H, van der Jeugd HP, Boele A, van Harxen R, Fuchs P, Stroeken P, van Noordwijk AJ. 2011. Long-term trends in survival of a declining population: the case of the little owl (*Athene noctua*) in the Netherlands. *Oecologia* **166**:369–379.
- Leicht U. 1992. Erfahrungen mit der steinkauzzucht und der Auswilderung. *Naturschutzzentrum Wasserschloss Midwitz* **2**:35.
- Longcore TL, Smith PA. 2013. On avian mortality associated with human activities. *Avian Conservation and Ecology* **8**:1.
- Loss SR, Will T, Marra P. 2015. Direct Mortality of Birds from Anthropogenic Causes. Pages 99–120 in Futuyma DJ, editors. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, Vol 46. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* **46**.
- Maher CR, Lott DF. 1995. Definitions of territoriality used in the study of variation in vertebrate spacing systems. *Animal Behaviour* **49**:1581–1597.
- Machar I, Poprach K. 2012. Nádrže na melasu v zemědělských podnicích jako ekologické pasti. *Listy Cukrovarnické a Řepařské* **128**:347–349.
- Marples BJ. 1942. A Study of the Little Owl, *Athene noctua*, in New Zealand. Department of Zoology, University of Otago.
- McFadzen ME, Marzluff JM. 1996. Mortality of prairie falcons during the fledging-dependence period. *Condor* **98**:791–800.
- Mikkola H. 1976. Owls killing and killed by other owls and raptors in Europe. *British Birds* **69**:144–154.
- Mitchell AM, Wellicome TI, Brodie D, Cheng KM. 2011. Captive-reared burrowing owls show higher site-affinity, survival, and reproductive performance when reintroduced using a soft-release. *Biological Conservation* **144**:1382–1391.
- Mitchell MS, Powell RA. 2004. A mechanistic home range model for optimal use of spatially distributed resources. *Ecological Modelling* **177**:209–232.
- Mohr H. 1989. Steinkäuze brüten wieder in Schwaben. *Gefiederte Welt* **113**:308–309.
- Mrykalo RJ, Grigione MM, Sarno RJ. 2007. Home range and dispersal of juvenile Florida Burrowing Owls. *The Wilson Journal of Ornithology* **119**:275–279.
- MŽP. 1992. Vyhláška č. 395/1992 Sb., kterou se provádějí některá ustanovení zákona České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny. Pages 2212–2246 in *Sbírka zákonů České republiky*, 1992, částka 80. Česká republika.
- 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.
- Newton I. 1979. Population ecology of raptors. Poyser, Berkhamsted.
- Newton I. 1991. Mortality causes in British Barn Owls *Tyto alba*, with a discussion of aldrin-dieldrin poisoning. *Ibis* **133**:162–169.
- Nikolov BP, Hristova IP. 2007. Time-activity budgets of juvenile Woodchat Shrikes *Lanius senator* during the post-fledging period. *Ardea* **95**:235–241.

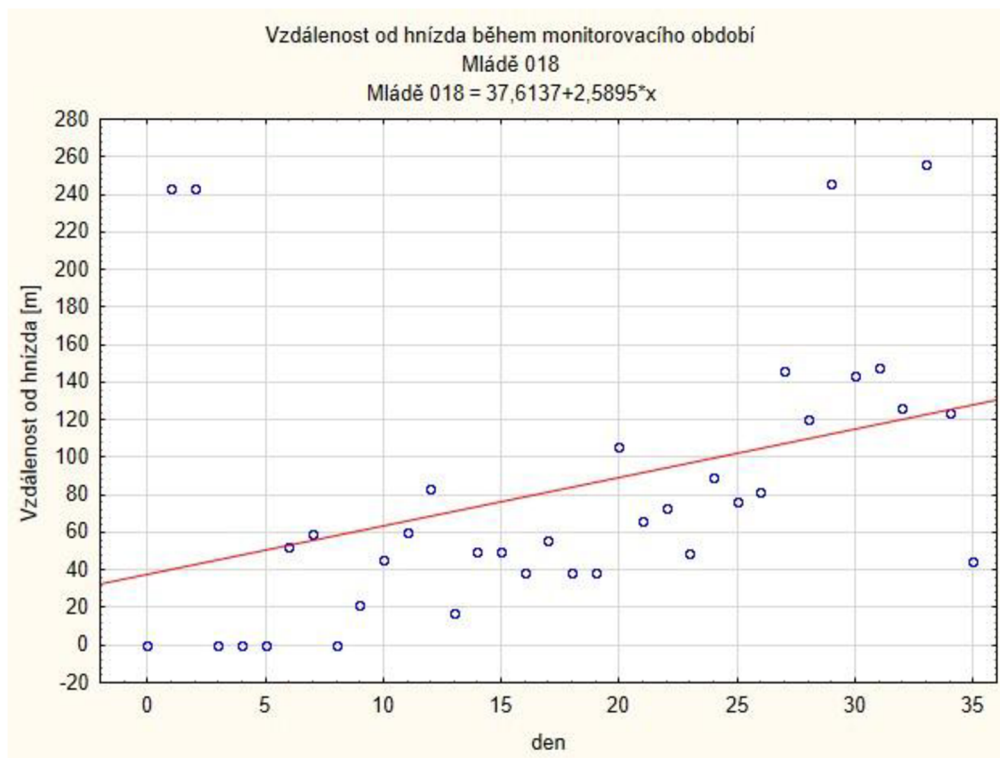
- Nyegaard T, Grell MB. 2008. Truede og sjældne ynglefugle I Danmark 2007. Danish Ornithological Union:1–26.
- Opluštil L. 2013. Sýček obecný. Zpravodaj SOVDS **13**:47.
- Opluštil L, Krause F. 2005. Výskyt a hnízdění sýček obecných (*Athene noctua*) na jižní a východní Moravě v roce 2005. *Crex* **25**:93–98.
- Otáhal I. 1987. Ochrana ptáků přisedajících na sloupy elektrického vedení. Pages 89–92. In Sitko J, Trpák P, editors. Dravci. Sborník příspěvků mezinárodní konference, Přerov: MOS.
- Pedersen D, Thorup K, Sunde P, Jacobsen LB, Rahbek C. 2013. Post-fledging behaviour of juveniles in the little owl (*Athene noctua*). *Ornis Fennica* **90**:117–128.
- Perrig M, Brig-Glis VS, Keller L, Naef-Daenzer B, Gruebler MU, Manser M. 2015. Juvenile Survival and Onset of Natal Dispersal in Little Owls (*Athene noctua*) in Relation to Nestling Food Supply [Disertační práce]. Curyšská univerzita, Curych.
- Peters R. 1978. Communication, cognitive mapping, and strategy in wolves and hominids. Pages 95–108 in Hall RL, Sharp HS, editors. *Wolf and man: Evolution in parallel*. Academic Press. New York.
- Powell RA. 2000. Animal home ranges and territories and home range estimators. Pages 65–110 in Boitani L, Fuller T, editors. *Research techniques in animal ecology: Controversies and consequences*. Columbia University Press. New York.
- Powell RA, Mitchell MS. 2012. What is a home range? *Journal of Mammalogy* **93**:948–958.
- Pykal J, Kraška Z, Klimeš Z, Lešák L, Nosek F, Šálek M. 1994. Populační hustota sýčka obecného (*Athene noctua*) ve vybraných oblastech jižních Čech. *Sylvia* **30**:59–63.
- Quillfeldt P. 2002. Begging in the absence of sibling competition in Wilson's storm-petrels, *Oceanites oceanicus*. *Animal Behaviour* **64**:579–587.
- Rands MRW, Adams WM, Bennun L, Butchart SHM, Clements A, Coomes D, Entwistle A, Hodge I, Kapos V, Scharlemann JPW, Sutherland WJ, Vira B. 2010. Biodiversity conservation: challenges beyond 2010. *Science* **329**:1298–1303.
- Robertson HA, Dowding JE, Elliott G, Hitchmough R, Miskelly C, O'Donnell CFJ, Powlesland R, Sagar PM, Scofield RP, Taylor GA. 2013. Conservation status of New Zealand birds, 2012. Publishing Team, Department of Conservation, Wellington.
- Robertson PA, Aebischer NJ, Kenward RE, Hanski IK, Williams NP. 1998. Simulation and jack-knifing assessment of home-range indices based on underlying trajectories. *Journal of Applied Ecology* **35**:928–940.
- Romanowski J, Altenburg D, Zmihorski M. 2013. Seasonal variation in the diet of the little owl, *Athene noctua* in agricultural landscape of Central Poland. *North-Western Journal of Zoology* **9**:310–318.
- Roulin A, Kolliker M, Richner H. 2000. Barn owl (*Tyto alba*) siblings vocally negotiate resources. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* **267**:459–463.
- Sacchi R, Saino N, Galeotti P. 2002. Features of begging calls reveal general condition and need of food of barn swallow (*Hirundo rustica*) nestlings. *Behavioral Ecology* **13**:268–273.
- Saitoh T. 1991. The effects and limits of territoriality on population regulation in grey redbacked voles, *Clethrionomys rufocanus bedfordiae*. *Research on Population Ecology* **33**:367–386.
- Sanderson FJ, Donald PF, Burfield IJ. 2005. Farmland birds in Europe: from policy change to population decline and back again. Pages 211–236 in Bota G, Morales MB, Mañosa S, Camprodon J, editors. *Ecology and conservation of steppe-land birds*. Lynx Edicions & Centre Tecnològic Forestal de Catalunya. Barcelona.

- Santangeli A, Hakkarainen H, Laaksonen T, Korpimäki E. 2012. Home range size is determined by habitat composition but feeding rate by food availability in male Tengmalm's owls. *Animal Behaviour* **83**:1115–1123.
- Scobie CA, Bayne EM, Wellicome TI. 2020. Evaluating cropland in the Canadian prairies as an ecological trap for the endangered Burrowing Owl *Athene cunicularia*. *Ibis* **162**:162–174.
- Seaman DE, Griffith B, Powell RA. 1998. KERNELHR: a program for estimating animal home ranges. *Wildlife Society Bulletin* **26**:95–100.
- Seaman DE, Millsaugh JJ, Kernohan BJ, Brundige GC, Raedeke KJ, Gitzen RA. 1999. Effects of sample size on kernel home range estimates. *Journal of Wildlife Management* **63**:739–747.
- Seaman DE, Powell RA. 1996. An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. *Ecology* **77**:2075–2085.
- Seton ET. 1909. Life-histories of northern animals. An account of the mammals of Manitoba. New York City: Charles Scribner's Sons.
- Schadt S, Revilla E, Wiegand T, Knauer F, Kaczensky P, Breitenmoser U, Bufka L, Červený J, Koubek P, Huber T, Stanisa C, Trepl L. 2002. Assessing the suitability of central European landscapes for the reintroduction of Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology* **39**:189–203.
- Schneiderová I, Lhota S. 2021. Rostlinná guma jako potrava savců. *Živa* **69**:140–144.
- Schönn S, Scherzinger W, Exo KM, Ille R. 1991. Der Steinkauz. Die Neue Brehm-Bücherei, Vol. 606. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Schröpfer L. 1996. Sýček obecný (*Athene noctua*) v České republice – početnost a rozšíření v letech 1993–1995. *Buteo* **8**:23–38.
- Schröpfer L. 2000. Sýček obecný (*Athene noctua*) v České republice – početnost a rozšíření v letech 1998–1999. *Buteo* **11**:161–174.
- Silverman BW. 1986. Density estimation for statistics and data analysis. Chapman and Hall, London.
- Stahl D. 1982. Zucht und Auswilderung des Steinkauzes (*Athene noctua*). *Voliere* **5**:178–180.
- Stickel LF. 1954. A comparison of certain methods of measuring ranges of small mammals. *Journal of Mammalogy* **35**:1–15.
- Sunde P. 2005. Predators control post-fledging mortality in tawny owls, *Strix aluco*. *Oikos* **110**:461–472.
- Sunde P. 2008. Parent-offspring conflict over duration of parental care and its consequences in tawny owls *Strix aluco*. *Journal of Avian Biology* **39**:242–246.
- 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.
- Svensson L, Mullarney K, Zetterström D, Grant PJ, Doležal R. 2016. Ptáci Evropy, severní Afriky a Blízkého východu. Ševčík, Plzeň.
- Swihart RK, Slade NA. 1985. Testing for independence of observations in animal movements. *Ecology* **66**:1176–1184.
- Swihart RK, Slade NA. 1997. On testing for independence of animal movements. *Journal of Agricultural, Biological and Environmental Statistics*:48–63.
- Šálek M. 2014. Dlouhodobý pokles početnosti sýčka obecného (*Athene noctua*) v jádrové oblasti jeho rozšíření v Čechách. *Sylvia* **50**:2–12.
- Šálek M. 2018. Sýček se představuje. *Ptačí svět* **25**:3–8.
- Šálek M, Berek M. 2001. Distribution and biotope preferences of the Little Owl (*Athene noctua*) in selected areas of the Southern Bohemia (Czech Republic). *Buteo* **12**:127–134.

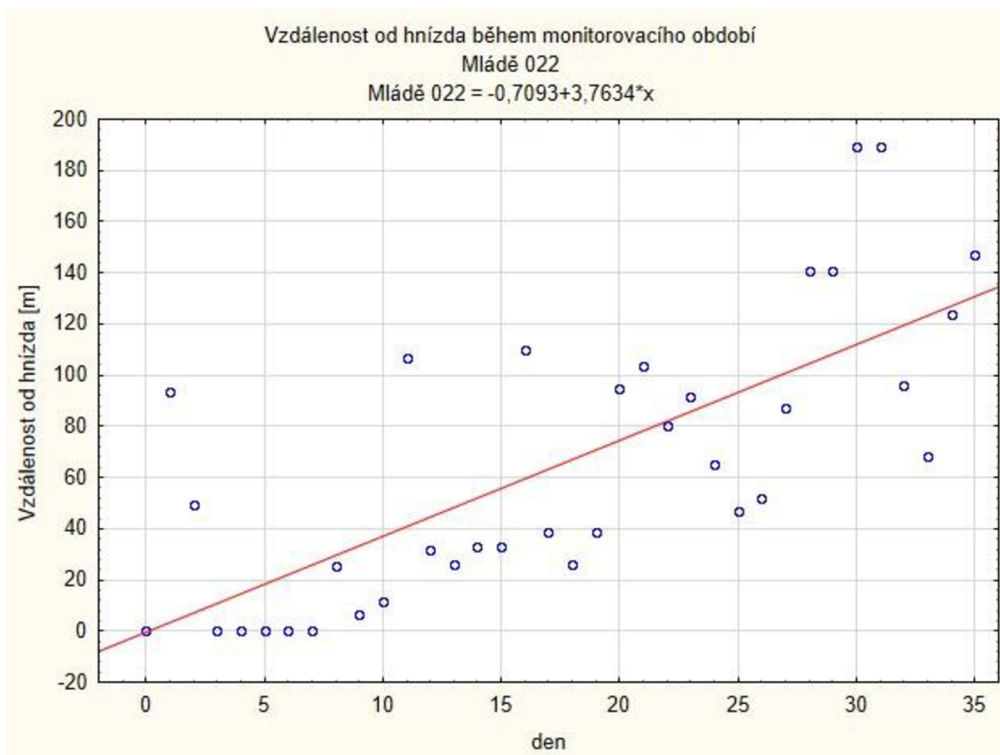
- Šálek M, Dobrý P. 2018. Smrtící pasti pro ptáky lidských sídel. *Ptačí svět* **25**:24–25.
- Šálek M, Chrenková M, Dobrý M, Kipson M, Grill S, Václav R. 2016. Scale-dependent habitat associations of a rapidly declining farmland predator, the Little Owl *Athene noctua*, in contrasting agricultural landscapes. *Agriculture Ecosystems & Environment* **224**:56–66.
- Šálek M, Lövy M. 2012. Spatial ecology and habitat selection of Little Owl *Athene noctua* during the breeding season in Central European farmland. *Bird Conservation International* **22**:328–338.
- Šálek M, Poprach K, Opluštil L, Melichar D, Mráz J, Václav R. 2019. Assessment of relative mortality rates for two rapidly declining farmland owls in the Czech Republic (Central Europe). *European Journal of Wildlife Research* **65**:1612–4642.
- Šálek M, Riegert J, Křivan V. 2010. The impact of vegetation characteristics and prey availability on breeding habitat use and diet of Little Owls *Athene noctua* in Central European farmland. *Bird Study* **57**:495–503.
- Šálek M, Schröpfer L. 2008. Population decline of the Little Owl (*Athene noctua* Scop.) in the Czech Republic. *Polish Journal of Ecology* **56**:527–534.
- Šťasný K, Bejček V, Hudec K. 1996. Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice 1985–1989. Nakladatelství a vydavatelství H & H, Jinočany.
- Šťasný K, Bejček V, Hudec K. 2006. Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice 2001–2003. Aventinum, Praha.
- Šťasný K, Bejček V, Němec M. 2017. Červený seznam ptáků České republiky. Pages 107–154 in Chobot K, Němec M, editors. Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Obratlovci. Příroda **34**. AOPK ČR. Praha.
- 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.
- Todd LD. 2001. Dispersal patterns and post-fledging mortality of juvenile burrowing owls in Saskatchewan. *Journal of Raptor Research* **35**:282–287.
- van den Bring NW, Groen NM, De Jonge J, Boseld ATC. 2003. Ecotoxicological suitability of floodplain habitats in The Netherlands for the littleowl (*Athene noctua vidalli*). *Environmental Pollution* **122**:127–134.
- van Nieuwenhuysse D, Bekaert M. 2001. Study of Little Owl *Athene noctua* habitat preference in Herzele (East-Flanders, Northern Belgium) using the median test. *Oriolus* **67**:32–51.
- van Nieuwenhuysse D, Génot J-C, Johnson DH. 2008. *The Little Owl: Conservation, Ecology and Behavior of Athene noctua*. Cambridge University Press, New York.
- van Winkle W. 1975. Comparison of several probabilistic home-range models. *Journal of Wildlife Management* **39**:118–123.
- Vermouzek Z. 2022. Proč ubývá hmyzu a ptáků? Lidé považují přírodu za zdroj své obživy, nechťejí se dělit, vysvětluje ornitolog [podcast]. Host Lucie Výboné. Délka 30 min 37 s.
- Vlček J. 2018. Repatriace sýčka obecného ano, či ne? *Ochrana přírody 2018* **6**:příloha 4–6.
- Walters JR, Copeyon CK, Carter JH. 1992. Test of the ecological basis of cooperative breeding in red-cockaded woodpecker. *Auk* **109**:90–97.
- Wauters LA, Bertolino S, Adamo M, Van Dongen S, Tosi G. 2005. Food shortage disrupts social organization: The case of red squirrels in conifer forests. *Evolutionary Ecology* **19**:375–404.
- Wauters LA, Preatoni DG, Molinari A, Tosi G. 2007. Radio-tracking squirrels: Performance of home range density and linkage estimators with small range and sample size. *Ecological Modelling* **202**:333–344.

- Weathers WW, Sullivan KA. 1989. Juvenile foraging proficiency, parental effort, and avian reproductive success. *Ecological Monographs* **59**:223–246.
- White GC, Garrott RA. 1990. *Analysis of Wildlife Radio-Tracking Data*. Academic Press, San Diego.
- Withey JC, Bloxton TD, Marzluff JM. 2001. Effects of tagging and location error in wildlife radiotelemetry studies. Pages 43–70 in Millspaugh JJ, Marzluff JM, editors. *Radio tracking and animal populations*. Academic Press. San Diego.
- Wolff JO. 1993. Why are female small mammals territorial? . *Oikos* **68**:364–369.
- Worton BJ. 1987. A review of models of home range for animal movement. *Ecological Modelling* **38**:277–298.
- Worton BJ. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology* **70**:164–168.
- Worton BJ. 1995. Using monte-carlo simulation to evaluate kernel-based home-range estimators. *Journal of Wildlife Management* **59**:794–800.
- Zabala J, Zuberogoitia I, Martínez-Climent JA, Martínez JE, Azkona A, Hidalgo S, Iraeta A. 2006. Occupancy and abundance of Little Owl (*Athene noctua*) in an intensively managed forest area in Biscay. *Ornis Fennica* **83**:97.
- Zaccaroni A, Amorena M, Naso B, Castellani G, Lucisano A, Stracciari GL. 2003. Cadmium, chromium and lead contamination of *Athene noctua*, the Little Owl, of Bologna and Parma, Italy. *Chemosphere* **52**:1251–1258.
- Závalský O. 2004. Naši dravci a sovy a jejich praktická ochrana. Metodika Českého svazu ochránců přírody č. 29, Nový Jičín.
- Żmihorski M, Altenburg-Bacia D, Romanowski J, Kowalski M, Osojca G. 2006. Long-term decline of the little owl (*Athene noctua* Scop., 1769) in Central Poland. *Polish Journal of Ecology* **54**:321–324.
- Żmihorski M, Romanowski J, Chylarecki P. 2012. Environmental factors affecting the densities of owls in Polish farmland during 1980-2005. *Biologia* **67**:1204–1210.
- Żmihorski M, Romanowski J, Osojca G. 2009. Habitat preferences of a declining population of the little owl, *Athene noctua* in Central Poland. *Folia Zoologica* **58**:207–215.
- Zuberogoitia I, Zabala J, Martínez JA, Hidalgo S, Martínez JE, Azkona A, Castillo I. 2007. Seasonal dynamics in social behaviour and spacing patterns of the Little Owl *Athene noctua*. *Ornis Fennica* **84**:173–180.
- Zvářal K. 2020. Architektonické pasti – tichý zabiják ptáků. Available from [https://ekolist.cz / cz / publicistika / nazory-a-komentare /kareln-zvaral-architektonicke-pasti-tichy-zabijak-ptaku](https://ekolist.cz/cz/publicistika/nazory-a-komentare/kareln-zvaral-architektonicke-pasti-tichy-zabijak-ptaku) (accessed January 2022).

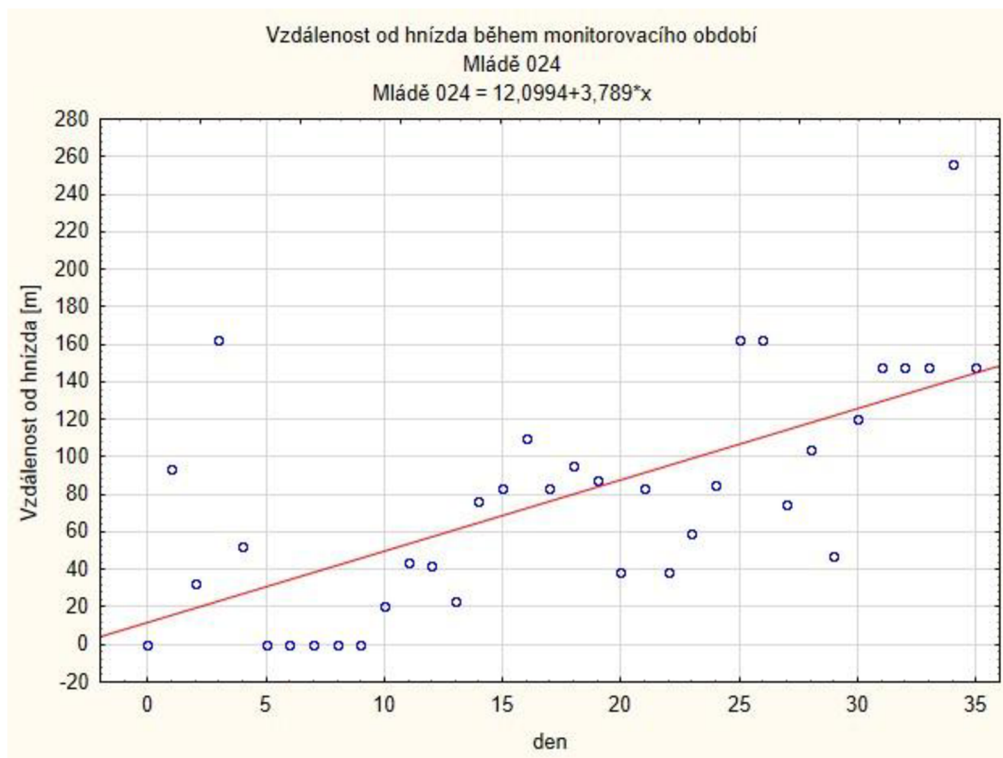
9 Samostatné přílohy



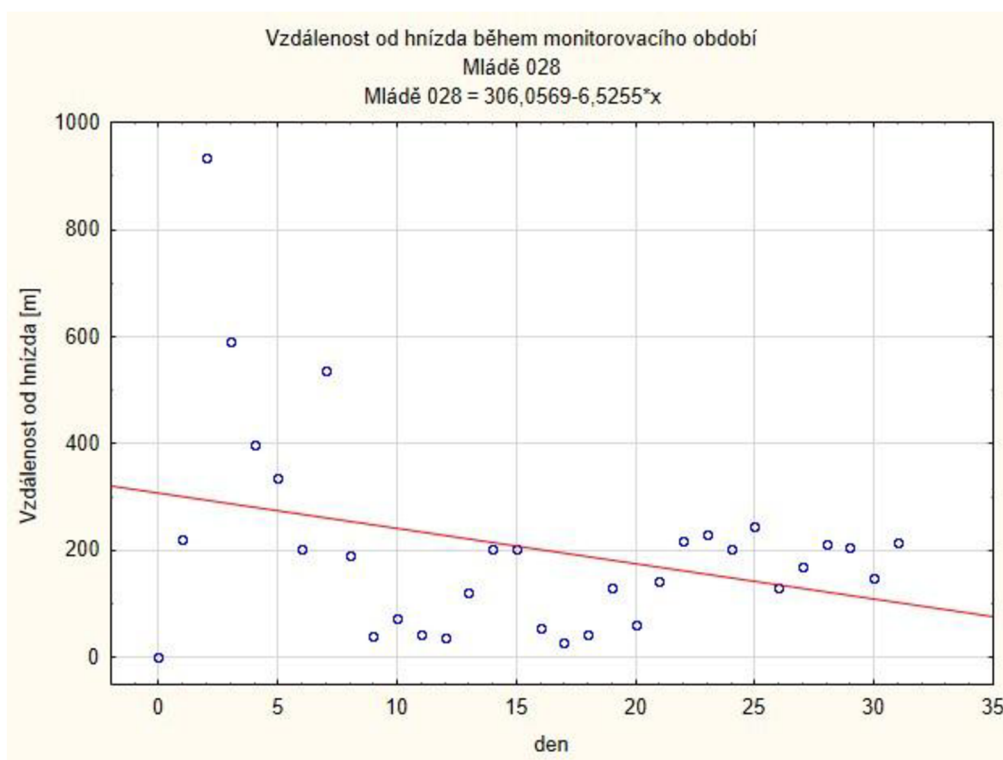
Graf 3: Závislost vzdálenosti od hnízda na věku mláděte 018



Graf 4: Závislost vzdálenosti od hnízda na věku mláděte 022



Graf 5: *Závislost vzdálenosti od hnízda na věku mláděte 024*



Graf 6: *Závislost vzdálenosti od hnízda na věku mláděte 028*