

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 odpočinkových míst a domovských okrsků
dospělců v období po vypuštění**

Diplomová práce

Autor: Bc. Martin Lumpe

Obor studia: Zájmové chovy zvířat

Vedoucí práce: Ing. Marek Kouba, Ph. D.

© 2022 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci " Reintrodukce sýčka obecného (*Athene noctua*) na Plzeňsku: vyhodnocení odpočinkových míst a domovských okrsků dospělců v období po vypuštění " jsem vypracoval samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autor uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 14. 4. 2022

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval mému vedoucímu práce Ing. Marku Koubovi, Ph.D. za pomoc při kompletaci mé práce. Také bych rád poděkoval Ing. Tomáši Bušinovi, Ph.D. za pomoc během práce v terénu a svým spolužačkám Bc. Alžbětě Dřevové a Ing. Simoně Sovadinové za pomoc při sběru dat. A nakonec patří poděkování mé rodině za trpělivost a podporu.

Reintrodukce sýčka obecného (*Athene noctua*) na Plzeňsku: vyhodnocení odpočinkových míst a domovských okrsků dospělců v období po vypuštění

Souhrn

Sýček obecný byl donedávna jednou z nejhojnějších sov ale v několika posledních desetiletí jeho stavy silně poklesly, díky čemu se bohužel dostal na seznam kriticky ohrožených druhů a muselo se postoupit i k repatričnímu programu. Mezi hlavní důvody nízkých stavů sýčků patří úbytek životního prostředí, přemnožení predátorů a nevhodný management luk a pastvin, je hlavní náplní tohoto programu je napravovat a zajistit pro sýčky obecné vhodné podmínky. Důležitou částí ochrany je pak monitoring a sběr dat pro budoucí pokračování programu.

Zájmové území, ve kterém byla provedena repatriace sýčků, bylo rozděleno do 2 oblastí. První oblast byla ve vesnicích Lipnice a Těnovice. Druhá oblast byla vesnice Radinovy a oblast zvaná Černé krávy. Sýčkové byli vybaveni vysílači typu Ag386 a k jejich sledování jsem používal trojdílné antény Yagi spolu s přijímači Yupiter MVT-9000. Páry, které hnízdily v Lipnici a v Těnovicích byly sledovány od 26. 6. do 4. 8. 2020 a páry, které hnízdily v Radinovech a v Černých Kravách byly pozorovány od 4. 8. do 11. 9. 2020. Noční pozorování bylo od 22 h do 4h ráno. Denní body byly zaznamenány ve 12 a v 17 h. Všechny body byly zaznamenány do mapy nebo GPS.

Během hnízdní sezóny bylo pomocí radiotelemetrie celkem sledováno 14 sýčků obecných. Průměrná velikost nočního domovského okrsku dospělců během období hnízdění byla podle 100% MCP $12,37 \pm 12,58$ ha (\pm Sm. Odch.) a při použití metody 95% KDE byla jejich průměrná velikost stanovena na $8,66 \pm 2,37$ ha. Průměrná velikost denního domovského okrsku dospělců během období hnízdění byla podle 100% MCP $6,29 \pm 5,99$ ha a při použití metody 95% KDE byla jejich průměrná velikost stanovena na $5,31 \pm 1,38$ ha. Nejčastější odpočinkové místo samců byly budovy kde se nacházeli jejich vypouštěcí voliéry a u samic měla největší podíl na odpočinkových místech tvrz v Černých Kravách. Tvorba větších domovských okrsků u samců nebyla potvrzena, jelikož i samice dokázaly vytvořit větší okrsek než někteří samci.

Určení domovských okrsků a odpočinkových míst se nepodařilo u všech dospělců. Byly zaznamenány předčasné ztráty nebo zmizení z oblasti. I tak ale získaná data mohou pomoci při budoucím návratu sýčků do krajiny Plzeňského kraje.

Klíčová slova: radiotelemetrie; sýček obecný; domovské okrsky, odpočinkové lokace, reintrodukce

Reintroduction of the Little Owl (*Athene noctua*) in the Pilsen region: roost sites and home ranges of adults during post-release period

Summary

Until recently, the little owl was one of the most abundant owls, but in the last few decades its numbers have fallen sharply, which unfortunately made it on the list of critically endangered species and the repatriation program had to proceed. The main reasons for the low levels of owls include the loss of the environment, the proliferation of predators and inappropriate management of meadows and pastures, the main purpose of this program is to correct and ensure general conditions suitable for owls. An important part of protection is the monitoring and data collection for the future continuation of the program.

The area of interest in which the owls were repatriated was divided into 2 areas. The first area was in the villages of Lipnice and Těnovice. The second area was the village of Radinovy and the area called the Černé Krávy. The owls were equipped with Ag386 transmitters and I used three-part Yagi antennas together with Yupiter MVT-9000 receivers to monitor them. Couples that nested in Lipnice and Těnovice were observed from 26 June to 4 August 2020 and couples that nested in Radinovy and Černé Krávy were observed from 4 August to 11 September 2020. The night observation was from 10 pm to 4 am. Daily points were recorded at 12 and 5 pm. All points were recorded on a map or GPS.

During the nesting season, a total of 14 little owls were monitored by radiotelemetry. According to 100% MCP, the average size of the nocturnal home district of adults during the nesting period was 12.37 ± 12.58 ha (\pm standard deviation) And using the 95% KDE method, their average size was set at 8.66 ± 2.37 ha. According to 100% MCP, the average daily home range of adults during the nesting period was 6.29 ± 5.99 ha, and using the 95% KDE method, their average size was set at 5.31 ± 1.38 ha. The most common roosting place for males were the buildings where their release aviaries were located, and for females the fortress in Černé Krávy had the largest share in roosting places. The formation of larger home ranges in males has not been confirmed, as females have also been able to create larger districts than some males.

The determination of home districts and roosting places was not possible for all adults. Premature losses or disappearances have been recorded. Even so, the data obtained can help with the future return of little owls to the Pilsen region.

Keywords: radiotelemetry; little owl; home-range, roost site, reintroductions

Obsah

1. Úvod	1
2. Vědecká hypotéza a cíle práce	2
3. Literární rešerše.....	3
3.1 Zařazení do systému	3
3.2 Popis druhu	3
3.3 Hlavní smysly	4
3.4 Potrava a lov	5
3.5 Rozmnožování a hnízdění	5
3.6 Rozšíření druhu	6
3.7 Vhodné prostředí	9
3.8 Legislativa	10
3.9 Negativní dopady na stavy sýčků	10
3.10 Základy ochrany	12
3.11 Přínos pro přírodu	14
3.12 Domovský okrsek	15
3.13 Minimální konvexní polygon.....	16
3.14 Jádrový odhad hustoty	16
3.15 Radiotelemetrie	16
4. Metodika.....	19
4.1 Zájmové území	19
4.2 Vybavení a příprava.....	22
4.3 Sběr dat	22
4.4 Stanovení domovských okrsků.....	23
5. Výsledky.....	24
5.1 Oblast Lipnice.....	24
5.2 Oblast Těnovice.....	27
5.3 Oblast Černé Krávy	30
5.4 Oblast Radinovy	33
5.5 Odpočinková místa.....	35
6. Diskuse.....	38
6.1 Srovnání velikostí domovských okrsků.....	38
6.2 Srovnání odpočinkových míst	41
7. Závěr	42

8. Bibliografie	43
9. Samostatné přílohy.....	I
Příloha 1 – obecné informace o sledovaných sýčcích	I
Příloha 2 – velikosti nočních a denních domovských okrsků v ha	I
Příloha 3 – zájmové body Lipnice	II
Příloha 4 – zájmové body Těnovice	II
Příloha 5 – zájmové body Černé Krávy.....	III
Příloha 6 – zájmové body Radinovy	III

1. Úvod

Není tomu tak dávno co byl sýček obecný (*Athene noctua*) (Scopoli, 1769) jednou z našich nejpočetnějších sov. I jeho druhové jméno, které mu naši biologové dali znamenalo, že se vyskytoval prakticky všude po celém území České republiky. V minulosti tak pomáhal redukovat počty hlodavců na polích, a i když to v té době lidé nevěděli a měli z něj strach, tak jim sýčkové pomáhali v ochraně úrody. Bohužel pro sýčka se od té doby změnilы způsoby zemědělství a jeho přirozená krajina se postupně změnila až do té míry, že se sýček obecný dostal na seznam kriticky ohrožených druhů. Zašlo to dokonce tak daleko že Martin Šálek z Ústavu biologie obratlovců Akademie věd ČR v roce 2015 prohlásil: „Blíží se vymření sýčka“ (Lánský 2015).

Prakticky jedinou možností, jak zvýšit počty této sovy v přírodě a snažit se zastavit její cestu k vyhubení je reintrodukce jedinců kteří se vylíhli v záchranných stanicích nebo zoologických zahradách. Vypuštěním těchto ptáků do volné přírody ale práce nekončí, jelikož jejich monitoring přináší informace, které lze použít v dalších letech. Jde převážně o zjištění jejich častých odpočinkových míst, úkrytů, lovišť apod.

Jedna z činností je vyvěšování vhodných budek pro hnízdění. Tyto budky musí být speciálně vyrobeny pro sýčky, a hlavně být odolné proti kunám, kočkám a jiným predátorům kteří by si chtěli pochutnat na vejcích nebo mláďatech.

Záchranná stanice ve Spáleném Poříčí se snaží ve spolupráci s Plzeňskou zoologickou zahradou provádět repatriační program v Plzeňském kraji. Snaží se o odchov zdravých a co nejvíce soběstačných jedinců, zajišťujících podporu zemědělců, aby se vhodně starali o louky a hledají vhodné budovy, které by mohly sloužit k výstavbě voliér pro snadnější vypuštění sýčků

2. Vědecká hypotéza a cíle práce

Cílem práce bude za využití radiotelemetrie odhalit místa odpočinku vysílačkami označených dospělců sýčka obecného v období po vypuštění. Na základě získaných dat budou stanoveny domovské okrsky jedinců. Dalším dílčím cílem práce bude zjistit a popsat konkrétní místa využívaná k odpočinku.

Hypotéza: Velikost domovských okrsků samců během období dospívání mláďat bude větší ve srovnání se samicemi, jelikož samci jsou důležitějším rodičem v tom smyslu, že obstarávají většinu potravy po celé období hnízdění, a je tak pravděpodobné, že ji budou muset celkově obstarávat na větší ploše.

3. Literární řešerše

3.1 Zařazení do systému

Říše: Živočichové (Animalia)
Kmen: Strunatci (Chordata)
Podkmen: Obratlovci (Vertebrata)
Třída: Ptáci (Aves)
Nadřád: Letci (Carinatae)
Řád: Sovy (Strigiformes)
Čeleď: Puštíkovití (Strigidae)
Rod: Sýček (*Athene*)
Druh: Sýček obecný (*Athene noctua*)

3.2 Popis druhu

Sýček obecný je poměrně malým sovím druhem, který svou velikostí dosahuje velikosti kosa černého (*Turdus merula*) (Linnaeus, 1758) nebo holuba domácího (*Columba livia f. domestica*) (Gmelin, 1789). Samci i samice jsou skoro stejně velcí, délka jejich těla se pohybuje okolo 23 cm. Rozpětí křídel bývá 50–56 cm (Thiede 2007). Délka křídel u samice se pohybuje mezi 160–170 mm, u samců je to 157–171 mm. Délka ocasu se pohybuje v rozmezí 71–85 mm. Největší délka u jejich zobáku byla změřena na 21 mm u samce (Hudec 2005). Svoji hmotností se sýček pohybuje v rozmezí 140–250 g (Hume 2016). Dožívá se maximálně 15 let, ale průměrná délka života je přibližně 4 roky (Moller 2006).

Obě pohlaví mají podobné zbarvení (viz obrázek 1). Horní část jejich těla je tmavě hnědá a nažloutle bíle skvrnitá, spodní část žlutavě bílá s tmavě hnědými skvrnkami. Na prsou jsou skvrnky početnější a bývají seřazeny v podélné pásy. Jejich závoj je bělavě šedý, protáhlý do stran, před okem a naspodu je hnědý, brada je bílá (Hudec 2005). Letky mají tmavě hnědé, jejich vnější prapory jsou s nažloutlými skvrnkami, vnitřní prapory jsou s krátkými bílými příčkami. Ocas je tmavě hnědý s třemi až pěti smetanovými příčkami, které jsou nažloutlé. Nohy jsou částečně opeřené bílými pírky. Čelo je nízké, oči jsou žlutavé a zobák je voskově žlutý (Červený 2010). Šat mláďat je světlejší, s velkým podílem šedé barvy. První prachový šat mláďat je bílý, druhý je tmavě hnědý a je světleji skvrnitý. Částečné pelichání u mláďat probíhá od července do listopadu, úplné pelichání u dospělých od června do listopadu (Hudec 2005).



Obrázek 1: sýček obecný zdroj:
<https://www.biolib.cz/cz/taxonimage/id2363/?taxonid=8766&atype=1>

3.3 Hlavní smysly

Mezi hlavní smysly, které sovy využívají k lovu, patří zrak a sluch. Jako většina dravců mají i sovy velké, kulaté oči, které míří dopředu a jsou vyztužené sklerotikálními kroužky. Ty omezují jejich pohyblivost, a proto se jejich oči mohou pohnout pouze o 1° , takže jsou prakticky nepohyblivé (Waldvogel 1990). Jejich zorný úhel je kolem 150° , což je sice méně, než jaký má jejich kořist, ale sovy to vynahrazují binokulárním viděním, které zlepšuje ostrost jejich vidění a umožňuje dobré prostorové vidění (King a McLelland 1984). Jejich zrak dokáže rozlišovat rozdíly mezi různými odstíny šedé, díky čemuž se zlepšuje jejich noční vidění (Van Nieuwenhuysse et al. 2008). Sýček obecný se proto jako noční živočich orientuje při lovu hlavně sluchem a zrak mu slouží především k orientaci v terénu (Mlíkovský 1998).

Sluch u sov je výrazně lepší než u člověka. S pomocí sluchu sovy určují směr, a to tak, že vyhodnotí rozdíly ve zvuku, který slyšely levým a pravým uchem, proto se jedná o tzv. binaurální sluch. Tomu pomáhá asymetrické umístění uší, kdy je každé ucho umístěno na hlavě v jiné pozici, jedno je výše a druhé níže (Norberg 1977). Sýček obecný, na rozdíl od ostatních druhů sov, ale neloví pouze přes noc, ale také během dne. A tato asymetrie se u něho objevuje jen krátce před vylíhnutím, během embryonálního stádia, u dospělých jedinců se už nevyskytuje (Schönn et al. 1991). Další pomůckou, která jim pomáhá určit směr kořisti, je peří v obličejové části, tzv. maska. Sýček nejlépe slyší zvuky, které jsou o frekvenci přibližně 3-4 kHz (Hardouin et al. 2008), oproti tomu například pro kalouse ušatého jsou neoptimálnější zvuky o frekvenci 5-6 kHz. Tento posun sovám pravděpodobně slouží k odlišení frekvencí pískání hlodavců a frekvencí šumu stromů. Všechny sovy však dokážou slyšet zvuky i mimo tento optimální rozsah, takže ve výsledku dokážou slyšet zvuky o frekvenci od 0,2 do 20 kHz (Van Nieuwenhuysse et al. 2008). Při hledání kořisti hrají významnou roli také zvuky okolí. Dopravní ruch, vítr, déšť a jiné faktory, mohou zvířatům ztížit vyhledávání kořisti (Mlíkovský 1998).

3.4 Potrava a lov

Sovy, stejně jako ostatní predátoři, jsou závislé na úspěšnosti lovu, a proto jsou přizpůsobeny přežít krátká období s nedostatkem potravy. Dlouhodobé hladovění ale může způsobit fyziologické problémy a smrt (Hardouin et al. 2008). Ptáci musí uvážlivě rozdělovat své energetické výdaje, aby byli případně připraveni na nedostatek potravy. Jejich hnízdění proto začíná na jaře, kdy se dá očekávat, že bude potravy dostatek, poté dochází k přepeření a po zbytek léta nabírají tukové zásoby pro zimní období, při kterém dochází k velkým energetickým výdajům hlavně na termoregulaci (Mlíkovský 1998).

Jelikož je sýček oportunní masožravec, skládá se jeho kořist ze široké škály druhů. Mezi hlavní potravu dospělých jedinců patří drobní obratlovci. Největší procento představují hraboši (*Microtus*) a myši (*Mus*), dále rejsci (*Sorex*) a obojživelníci (Bouchner 1975). Mláďata jsou krmena především bezobratlými, a to hlavně žížalami (*Lumbricus*) (Schönn et al. 1991). Poté, co mláďata dostatečně vyrostou, jim rodiče mohou přinášet i ptáky ve velikosti kosa (Šťastný, 1998). Kořist, kterou samec během doby hnízdění uloví, nedává mláďatům sám, ale předává ji samici, která pak mláďata nakrmí (Felix 1995).

Typ lovené kořisti se mění během roku. Savce a menší ptáky loví na podzim a během zimy. Hmyz a žížaly, které jsou důležité pro mláďata, loví na jaře (Thiede 2007).

Vzácně byly popsány i větší druhy kořisti, např. lasice (*Mustela*), potkan (*Rattus*), králík (*Oryctolagus*), či kukačka (*Cuculus*). V těchto případech se ale pravděpodobně jednalo o požíráání mrtvol jedinců, kteří se stali nejspíše obětí dopravních nehod (Hudec 2005).

Sýček obecný vyráží na lov nejčastěji za soumraku nebo v noci, ale během období rozmnožování může své lovecké aktivity prodloužit i do dne (Hudec 2005).

Technika lovu kořisti je následující. Začíná pro sýčky nejčastěji na vyvýšeném místě, odkud pozorují okolí a pátrají po kořisti. Poté, co kořist objeví, se jí mohou pokusit chytit během nízkého náletu ze vzduchu (Hardouin et al. 2008). Kořist uchopují nejčastěji za trup a občas za zadní část těla. Nejčastěji k tomu používají pravou nohu. Po chycení kořisti ji zasáhnou zobákem do krku nebo do oblasti týlu (Csermely et al. 2002).

3.5 Rozmnožování a hnízdění

Většina párů sýčků žije po celý svůj život spolu. Hnízdní období začíná obvykle počátkem února a končí v srpnu. Záleží i na regionu a klimatických podmínkách, ve střední Evropě probíhá většina hnízdění od poloviny dubna do června. Jedinci se během něj často hlasově projevují, a to hlavně samec, který tak hájí své teritorium (Van Nieuwenhuysse et al. 2008).

Vhodnou dutinu pro hnízdění vyhledává samec a samici ji ukazuje tak, že nalétává dovnitř. Kopulace pak následně probíhá mimo hnízdní dutinu. Vhodným místem pro hnízdo jsou dutiny

stromů, např. ve vrbách nebo v kmenech stromů v ovocných sadech (Scherzinger 1981). Dále pak výklenky zdí, otvory pod střechami nebo mezi trámy, kostely a také vyvěšované budky. Ve vzácných případech mohou využít i podzemní dutiny nebo nory. Hnízdo se často nachází ve výšce 2 až 4 m nad zemí, ale mohou se vyskytovat i hnízda ve výšce do 2 m. Například v devadesátých letech bylo 77 % hnízd v ČR objeveno v hospodářských budovách (Hudec 2005).

Snůška v hnízdě nejčastěji obsahuje 4 až 6 vajec, která jsou snášena ve dvoudenních intervalech. Snůšky, které obsahují více než 7 vajec, jsou vzácné. Při neúspěchu první snůšky může pár snést náhradní, ta je obvykle už menší velikosti. Vejce jsou kulovitá, občas lehce oválná a jejich průměrná hmotnost je 16 g. Vejce jsou čistě bílá a slabě se lesknoucí, bývají ale znečištěna zbytky potravy a vývržky (Müller et al. 2001). Sezení na vejcích obstarává pouze samice, a to od snesení posledního, někdy i předposledního vejce. Inkubace vajec trvá 24-25 dnů. Mláďata se často líhnou v denním intervalu a samice je intenzivně zahřívá 2–3 týdny a krmí je potravou, kterou obstarává samec (Cepák 2008). Mláďata opouští hnízdní dutinu ve věku 30 až 35 dnů, v té době ještě nejsou schopna dlouhodobého letu. Plně schopná letu jsou od 40. dne. Ve vzácných případech, kdy se mláďatům podaří najít cestu z hnízda, se mohou okolo hnízda vyskytovat od 20 dne (Hudec 2005). Na výchově se podílejí oba rodiče (Pedersen et al. 2013).

3.6 Rozšíření druhu

Areál výskytu sýčka obecného zahrnuje velkou část Evropy a Asie (viz obrázek 2). Severní hranice jeho rozšíření je dost proměnlivá, a to kvůli jeho citlivosti vůči zimě, kdy dochází k vysokým úhynům. V Evropě zahrnuje hranice jeho areálu Dánsko, Pobaltí, následně prochází Ruskem a severní částí Kazachstánu přes Mongolsko, Čínu a až k Tichému oceánu. Neobývá Irsko a severní část Británie.

Jeho jižní hranice rozšíření pak zasahuje až do států v severní části Afriky jako Mali, Niger, Libye, nejjižněji byl sýček pozorován v severním Somálsku. Obývá také velkou část Arabského poloostrova, dále hranice výskytu prochází pohořím Himálaje a pokračuje napříč Čínou k Tichému oceánu (Hudec 2005).



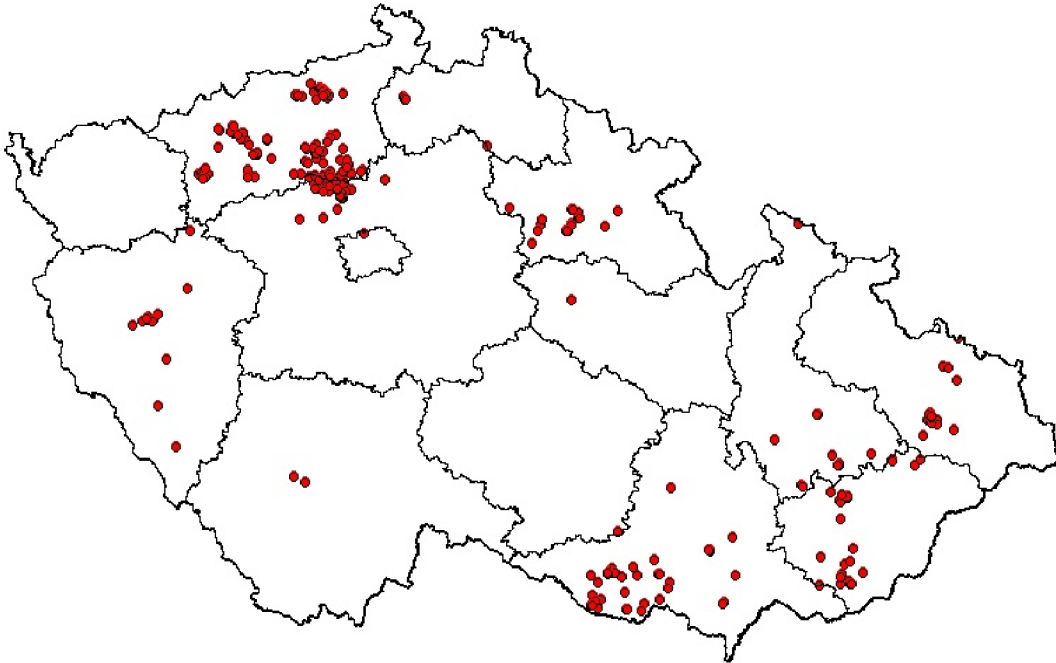
Obrázek 2: Rozšíření sýčka obecného. zdroj: <https://www.owlpages.com/owls/species.php?s=2270>

Rozšíření v ČR

V minulosti patřil sýček obecný mezi naše nejběžnější druhy sov a nacházelo se u nás až několik tisíc hnízdících párů. Od 70. let 20. století se však jeho stavy začaly rychle snižovat, a proto se v současnosti vyskytuje na území České republiky jen asi 100 párů, které jsou ostrůvkovitě rozmístěny (Poprach 2015). V letech 1985–1989 bylo provedeno mapování jejich hnízdního rozšíření, při kterém se zjistilo zmizení sýčků ze 43 % kvadrátů s jejich prokázaným hnízděním v letech 1973–1977. V letech 1998–1999 se provedlo celostátní mapování, kdy se sledovalo celkem 27 míst na území České republiky. Dohromady bylo na těchto místech sledováno 59 párů sýčků a průměrná hnízdní hustota byla 0,12 páru na 10 km² (Schröpfer 2000). Při dalším mapování, které proběhlo v letech 2001 až 2003 bylo zaznamenáno další zmenšení hnízdního areálu a od této doby snižování počtu sýčků nadále pokračuje (Poprach 2015).

Mezi hlavní oblasti hnízdění sýčků v Čechách patří především Plzeňský a Ústecký kraj, na Moravě se nacházejí pravidelná hnízdiště na Břeclavsku a Znojemsku. Je pravděpodobné, že některé páry hnízdí jednotlivě i na Hodonínsku, Brněnsku, Uherskohradištsku a Kroměřížsku (viz obrázek 3) (Poprach 2015).

V posledních letech bylo zjištěno hnízdění sýčků také v dutinách panelových domů ve větších městech (např. Děčín, Česká Lípa a jiné). Tento fenomén se vyskytuje i v zahraničí (Poprach 2015). Z tohoto poznatku lze usuzovat, že urbanizované prostředí sýčkům vyhovuje, a že blízko těchto lokací nalézají dostatek potravy.



Obrázek 3: Mapa obsazených lokalit sýčkem obecným v letech 2014–2018 (Zdroj: NDOP AOPK 2019), avif.birds.cz (ČSO 2019), autoři z pracovní skupiny záchranného programu). zdroj: <https://www.zachranneprogramy.cz/sycek-obecny/rozsireni/>

Jedná se o stálý druh sovy, jen ojediněle přelétá do vzdálenosti max. 300 km, přičemž převážná většina sýčků se zdržuje do vzdálenosti 100 km od místa svého vylíhnutí. Během zimy však část ptáků může podnikat krátké toulky (Hudec 2005). V České republice byla v roce 2008 zjištěna hustota populace 0,1 volajících samce na 10 km² (údaje z 35 mapovacích čtverců), na Slovensku v roce 2012 0,9 volajících samců na 10 km² a v roce 2005 v Německu bylo mezi různými regiony zjištěno 1,4 - 1,7 volajících samců na 10 km² (Šálek a Lövy 2012). Rozšíření je v České republice limitováno také nadmořskou výškou, páry hnízdí obvykle v polohách do 600 m. n. m. Hnízdění, které přesahuje tuto hranici je považováno za vzácné. Jedinci, kteří zrovna netvoří pár, však mohou obývat i oblasti v nadmořské výšce 700 až 1000 m. Během dne sýčkové spí v dutinách stromů, na chráněných místech na stromech nebo pod střechami starých hospodářských budov. Rádi se sluní a koupou v dešti (Hudec 2005).

Rozeznáváme 3 poddruhy sýčka obecného: sýček obecný středoevropský, *Athene noctua noctua* (Scopoli, 1769), sýček obecný západoevropský, *A. n. vidalii* (A. E. Brehm, 1857) a sýček obecný východoevropský, *A. n. indiegena* (A. E. Brehm, 1855). Na většině území České republiky se vyskytuje sýček obecný středoevropský. Podle některých zdrojů se zahrnují do

areálu výskytu sýčka obecného západoevropského i severní oblasti ČR. Směrem na východ jsou sýčkové světlejší a jejich velikost se zvětšuje, jejich zbarvení je ale proměnlivé podle geografické oblasti, může se ovšem v rámci dané oblasti u jednotlivých skupin ptáků odlišovat (Hudec 2005).

3.7 Vhodné prostředí

Sýček obecný obývá široké spektrum různých přírodních i antropogenních biotopů, které zahrnují otevřená stanoviště, jako jsou třeba pouště, polopouště, stepi i lesostepi, málo zalesněné hory, říční údolí, pole, pastviny, louky, ovocné sady, vesnice i městskou zástavbu (Cramp 1985). V současnosti je nejběžnějším typem prostředí, které sýčkové obývají, vesnická krajina, kde se vyskytují hospodářské budovy, stáje a sklady, ale výjimečně může sýček obývat i jíloviště nebo hliniště (Šálek 2016). Důležitý faktor pro výskyt sýčků v krajině je přítomnost nízkého travního porostu jako např. pastvin, kde se odehrává velká část jeho loveckých aktivit (Hudec 2005). Grzywaczewski (2009) pak uvádí, že sýčci tráví 85–95 % času na místech s porosty, které jsou vysoké do 20 cm.

Rozloha jejich loviště je průměrně 3,5 ha, přičemž nejmenší rozloha je během jara (duben 1,3 ha) a největší je v červenci, kdy se může loviště rozrůst až na 10,8 ha. Hlavní vlastností loviště, podle které si ho sýček vybírá, není výše potravní nabídky, ale výška jeho porostu (Šálek 2016). Pokud má daný biotop příliš vysokou vegetaci, je zde pro sýčky přirozená kořist jednoduše nedostupná (Šálek a Lövy 2012).

Poté, co rodiče přestanou mláďata dostatečně krmit a mladí ptáci si musí shánět potravu sami, se rozletí průměrně do vzdálenosti 19,5 km, zatímco dospělci zůstávají věrní svému hnízdnímu teritoriu (Hudec 2005). Teritoriální agresivita mezi jedinci je u sýčka výrazná pouze v průběhu jara během toku, během roku je nízká nebo vůbec žádná (Šálek 2018).

Pokud je teritorium dostatečně příznivé na potravu, jsou sýčci schopni sdílet své území s dalšími druhy sov. Ve východní oblasti Polska bylo během let 1997–1998 zjištěno současné hnízdění dvou až tří druhů sov na jedné farmě, mezi které patřila, kromě sýčka i sova pálená (*Tyto alba*) (Scopoli, 1769), kalous ušatý (*Asio otus*) (Linné, 1758), a puštík obecný (*Strix aluco*) (Linné, 1758). A to celkově na 14 farmách. Vzdálenost mezi hnízdy u těchto párů různých druhů sov byla od 16 do 200 m od sebe. Zaznamenán byl také současný výskyt hnízd sovy pálené a sýčka obecného ve stejné budově. Hlavní příčinou této koexistence byla asi skutečnost, že tyto farmy představovaly jediné vhodné místo pro hnízdění a okolní pole poskytovala dobrá lovecká území. Tyto farmy tak tvořily ostrovní území, které zamezovalo sovám se rozprostřít a nutilo je tak hnízdit na jediném místě (Kitowski 2002).

3.8 Legislativa

V České republice je sýček obecný chráněn podle zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, a ve znění pozdějších předpisů. Tento zákon také mimo jiné vymezuje činnosti, které jsou zakázány v souvislosti s ochranou volně žijícího ptactva, např. úmyslné usmrcování ptáků, jejich rušení v období hnízdění či sběr jejich vajec, což se vztahuje i na vejce která jsou prázdná. Také je zakázáno ptáky chytat, chovat, dopravovat je na jiná místa, prodávat nebo vyměňovat. Podle zákona je chráněn i mrtvý jedinec, jeho část nebo předmět z něj vyrobený.

Podle vyhlášky Ministerstva životního prostředí č. 395/1992 Sb. (příloha č. III) je sýček obecný řazen do skupiny silně ohrožených druhů. Z čeledi puštíkovitých (*Strigidae*) do tohoto seznamu také patří například kalous pustovka (*Asio flammeus*) (Pontoppidan, 1763) nebo sýc rousný (*Aegolius funereus*) (Linnaeus, 1758).

Hlavní předpokladem pro trvalé udržení sýčka obecného v naší krajině je dlouholeté zabezpečení a ochrana nízkých travních porostů, ať už spásaných nebo sečených/kosených luk. Bez ochrany těchto ploch není možné zajistit pro sýčky dostatečnou potravní základnu. Dalším důležitým krokem je ochrana starých sadů, alejí, stromů s přírodními dutinami, a i dalších možností k hnízdění např. starých budov apod. Dále vyvěšování speciálních budek pro sýčky a případně i vysazování vhodných stromů a keřů (Schröpfer 2000).

3.9 Negativní dopady na stavy sýčků

Sýček obecný byl v evropském červeném seznamu klasifikován jako „málo dotčený“ a v celé Evropě byly identifikovány i stabilní a rostoucí populace (Kloibhofer a Lugmair 2012). Nicméně v několika západoevropských zemích byl v posledních desetiletích hlášen rychlý pokles populace, stavy se snížily v Belgii, Německu, Nizozemsku a Spojeném království (Van Nieuwenhuysse et al. 2008). V Dánsku a Lucembursku se cílový druh dostal dokonce na pokraj vyhynutí (Lorgé 2006; Thorup et al. 2010). Další, někdy ještě závažnější situace, byly zaznamenány ve středoevropských zemích, kde byly identifikovány úbytky a lokální vymírání sýčka obecného (Ille a Grinschgl 2001; Vogrin 2001; Źmihorski et al. 2006). Konkrétně 50% pokles populace byl zaznamenán v Polsku mezi lety 1994 a 2004 (Grzywaczewski 2006; Van Nieuwenhuysse et al. 2008) a současná populace se odhaduje na 500–1000 párů. V Rakousku se počet hnízdících párů v roce 2010 snížil na pouhých 74, které se nacházejí v severovýchodní části země (Ille a Grinschgl 2001). Stav populace sýčka obecného v Maďarsku je obecně nedostatečně známa, i když některé studie naznačují stabilní populační trend (Gorman 1995).

K faktorům, ovlivňujícím populaci sýčků obecných a sov obecně, se k přírodním podmínkám, jako je nedostatek potravy, počasí, různé přírodní katastrofy apod. přidala i urbanizace. Rozvoj měst se v posledních letech neustále zrychluje, a dochází tak k degradaci a ke ztrátě přírodních

stanovišť (Czech et al. 2000). Úmrtnost způsobená činností člověka tak může mít značný dopad na populace sov.

Pokles populace zvyšují různé antropogenní faktory, jako jsou kolize s budovami, okny, elektrickým vedením, větrnými turbínami nebo vozidly, úrazy elektrickým proudem u elektrického vedení nebo otravy pesticidy (Longcore a Smith 2013).

Stupeň urbanizace také určuje míru využití loveckých území (Lövy a Riegert 2013). Populace sov jsou tak ve městech ovlivněny antropogenními faktory, mezi které patří znečištění vzduchu (Esselink et al. 1995) nebo využívání různých deratizačních prostředků proti hlodavcům. Toto znečištění prostředí a potravy může způsobit jak zhoršení jejich zdravotního stavu, tak i jejich zvýšenou úmrtnost (Mendenhall a Pank 1980). Další zvýšení úmrtnosti způsobuje tlak lidí a jejich domácích mazlíčků (Cavalli et al. 2016). Dalšími faktory, ovlivňujícími pravděpodobnost osídlení městské oblasti, jsou vibrace a hluk. Ty mohou zvyšovat jejich energetické výdaje, jelikož hlasové projevy sov jsou v hlučných oblastech nejen častější ale i hlasitější (Nemeth et al. 2013).

Urbanizace ale nemá jen negativní důsledky. Zvyšuje úroveň heterogenity prostředí, kdy se v jedné oblasti mohou nacházet městská zástavba, zemědělská půda, lesy a městská zeleň v parcích. Dále urbanizace dokáže zlepšit přísun potravy, protože odpadky vyhozené lidmi mohou lákat hlodavce (Rodewald a Shustack 2008). Dalším důsledkem jsou mírnější teploty (Jadczyk 2013), dostupné hnízdní prostory (Sacchi et al. 2002) a nižší predanční tlak (Gering a Blair 1999). Sovy tak využívají spoustu míst, která jsou přilehlá k lidským příbytkům jako jsou parky a hřbitovy (Mikkola 1983; Redpath 1995).

Dalším klíčovým faktorem, který vede k poklesu populace sýčků, je intenzifikace zemědělství, která vede k degradaci stanovišť, vhodných pro hnízdění sýčků nebo pro lov (Chrenková et al. 2017). Tyto výrazné změny v krajině mají větší dopad na populaci než změny podmínek na zimovištích nebo migračních trasách (Voříšek et al. 2010).

Důležitý faktor, který také způsobuje pokles populace sýčka obecného, je neustále se rozšiřující silniční síť. Stavební práce při stavbě silnic mají obrovské a škodlivé dopady na přírodu. Srážka s vozidlem je příčinou úmrtí pro miliony ptáků každý rok (Erritzoe et al. 2003; Kociolek et al. 2011). U ohrožených druhů může dojít k tomu, že úmrtnost na silnicích přesáhne přírůstek z reprodukce nebo imigrace (Trombulak a Frissell 2000). Kromě toho je stavba silnic zodpovědná za fragmentaci stanovišť, která dokáže izolovat jednotlivé populace, a snižuje nebo rovnou zastavuje možnost zvířat přesunout se z jednoho stanoviště do druhého (Forman a Alexander 1998).

Nejsou to však jediné negativní vlivy, které silnice mají. Mezi další patří umělé osvětlení a změny výšky terénu kolem okraje silnic, které jsou následkem při stavbě, a které mohou vést k tomu, že se této oblasti kolem silnice začnou ptáci vyhýbat. A to může mít pro místní populaci větší defekt než samotná úmrtnost způsobená dopravou (Forman a Alexander 1998). Podle van der Zande et al. (1980) se ptáci vyhýbají blízkosti hlavních silnic, které vedou okolo lesních a zemědělských oblastí. A i když se díky všem negativním vlivům předpokládalo, že se sovy

budou vyhýbat blízkosti silnic (Sousa et al. 2010), našly se ale i důkazy, že sovy využívají okraje silnic jako svoje loviště (Bourquin 1983).

V jižním Portugalsku proběhla v letech 2005 až 2009 studie na ověření negativních vlivů komunikací na prostorové rozšíření sov, a mezi druhy, kterými se studie zabývala, byl i sýček obecný. Ve studijní oblasti se nacházelo celkem 143 km silnic, včetně 25kilometrového úseku dálnice. Tyto silnice byly rozděleny na dvě kategorie: hlavní a vedlejší. Pokud byl na silnici zjištěn při nočním provozu počet vozidel menší než 168 aut za 8 hodin, byla tato silnice klasifikována jako vedlejší. Sčítání sov se provádělo jednou ročně od března do května na 70 vybraných lokalitách. Tyto průzkumy se prováděly od soumraku po dobu 4 hodin pomocí přehrávání soví vokalizace.

U sýčka obecného zaregistrovali jeho přítomnost na 33,8 %, 30,8 % a 35 % míst během sčítání provedených v letech 2005, 2007 a 2009. Ze 70 míst byli ptáci vždy přítomni na 12 místech a vždy nepřítomni na 35 místech. Podle výsledků jejich přítomnost na daném místě závisela na podílu ploch s ornou půdou a vzdáleností od silnic.

Výsledky této práce ukázaly, že sovy jsou v okolí silnic s hustou dopravou méně hojné nebo rovnou chybí, a snaží se vyhledávat stanoviště dostatečně daleko od hlavních cest. Negativní efekt hlavních silnic byl výrazný, a to i s ohledem na biotopy, které jsou důležitým faktorem pro výskyt sov. Dále se z výsledků zjistilo, že vedlejší silnice nemají žádný vliv na přítomnost nebo hustotu výskytu sov, což naznačuje, že samotná přítomnost silnice nezpůsobuje u sov vyhýbání se danému prostoru. I tak ale silnice mohou mít menší negativní vlivy na přítomnost sov (Silva et al. 2012).

Dalším negativním vlivem je hluk z blízké dopravy (Reijnen et al. 1995; Kociolek et al. 2011). Se zvyšující se rychlostí a intenzitou se kterou se na silnici pohybují auta a jiné dopravní prostředky se zvyšuje i negativní vliv na okolní faunu. A to má velký vliv na sovy, které jsou při lovu silně závislé na svém sluchu. Většina evropských sov používá sluch k lokalizaci zvuků vydávaných pohybující se kořistí (Mikkola 1983), takže čím vyšší je hladina okolního hluku, tím horší je účinnost lovu (Delaney et al. 1999). V tomto hlučném prostředí jsou pak sovy závislé na svém zraku (Graham 1990), díky čemu se dá předpokládat, že světlomety z projíždějících aut mohou dále snižovat jejich efektivitu lovu. Další negativní dopad silnic je ten, že mohou fungovat jako ekologické pasti a zvyšovat tím úmrtnost jedinců (Silva et al. 2008).

Pokud jsou vhodná lovecká území situována tam, kde městský nebo dopravní hluk znemožňuje sovám naplno využít svého sluchu pro lov, který se tak stává obtížnější, může to vést k jejich menší hustotě nebo přímo vymizení z oblasti (Fröhlich a Ciach 2018).

3.10 Základy ochrany

V rámci záchranných projektů, které se této problematice věnují, se sýčkům instalují speciálně postavené budky, které jsou opatřeny proti vniknutí kuny skalní (*Martes foina*) (Erxleben, 1777) nebo jiných predátorů. Tyto budky mají oplechované boční stěny a také střechu, dále je

tam připevněna plechová stříška nad vletový otvor, která musí mít dostatečný přesah. Budku je vhodné umístit na, popř. za hladké stěny zemědělských budov, po kterých predátor není schopen vylézt. Pro budku lze také použít i rouru, která se připevní podobně, jako se připevňují normální dřevěné budky (Zvářal 2017). Těchto budek je několik typů, „německá“, „holandská“, apod. Podle typu se umísťují dovnitř nebo vně budovy, případně na stromy.

Mezi další důležitá ochranná opatření patří eliminace technologických pastí, mezi které patří např. komíny, nádrže, trubky a roury nebo skleněné plochy. Dalším opatřením je management možných potenciálních lovišť (Poprach 2003). Ten se zaměřuje na sečení luk, které jsou okolo hnízdišť, a to i pomocí strojů, nebo se nechávají vypásat např. ovce nebo kozami. Toto se děje hlavně přes léto, kdy sýčkové využívají louky k lovu hmyzu, který je hlavní součástí potravy u mláďat.

Dále je potřeba stavět různé strukturní prvky, kdy například stačí hromady dřeva, které mohou sýčkům sloužit jako úkryt nebo jako posed. Tyto lovecké posedy jsou důležité u větších ploch, kde je vhodných míst k vyhlížení kořisti pro sýčky málo, a oni tak nemohou efektivně využít celou plochu (Bauer et al. 2005).

V současné době slouží k introdukci ptáků několik následujících způsobů: 1) Umístění mláďat, která jsou odchovaná ve voliérách do divokých hnízd, anebo vyměnit sterilní vejce za oplozená; 2) Využití mobilních voliér, které se přesunou do místa plánovaného vypuštění na podzim nebo na jaře; 3) Umístění mladých sýčků do hnízdních budek, které jsou instalovány ve vhodně vybraných biotopech (Künzelmann et al. 2019).

Reintrodukce v ČR

Rozsah reintrodukce a její podmínky musí splňovat celosvětová kritéria vydaná IUCN (Hájková a IUCN/SSC 2018).

Před samotným vypuštěním ptáků je třeba zhodnotit rizika, určit faktory úbytku, monitorovat jejich současné rozšíření nebo vybrat vhodné lokality s udržitelným hospodařením. V dalším kroku je potřeba zvládnout přípravu voliérových ptáků na vypouštění (učení mladých jedinců samostatnému lovu různé kořisti, rozpoznávání predátorů (Alonso et al. 2011) a po vypuštění je sledovat pomocí telemetrie, která může poskytnout informace o jejich rozptylu, využívání prostředí, přežívání a mortalitě.

K usnadnění prvních dnů jim lze ještě nějakou dobu dodávat krmení. Jelikož si tak zvířata mohou zvyknout na okolní prostředí, je tato metoda označována jako „soft release“. Jejím opakem je metoda „hard release“, při které jsou sýčkové dopraveni k vypuštění do vhodného biotopu a jsou vysazeni v hnízdní budce (Kluschke et al. 2015).

K zabránění nízké genetické variability je třeba sledovat změny genetické diverzity a provádět analýzu DNA divokých i vypouštěných sov. To by se mělo provádět nejlépe pomocí neinvazivních metod, například sběrem peří během přepeřování. U zvířat chovaných v zajetí se může zvážit i odebrání krve.

Nejdéle se reintrodukcí sýčka v ČR věnuje záchranná stanice v Bartošovicích u Ostravy. Spolupracuje přitom se ZOO Ostrava a se správou CHKO Poodří. První mláďata byla vypuštěna v roce 2000 v zámeckém parku v Kuníně. Mezi další lokace přibýly například Hukovice, Petřvaldík nebo Košatka. Do roku 2018 bylo do přírody vypuštěno 344 mláďat. Ta nepocházela jen z této záchranné stanice a ostravské zoo, ale i z olomoucké, nebo brněnské zoo a od soukromých chovatelů.

Od roku 2017 se k záchraně sýčka obecného přidala i záchranná stanice ve Spáleném Poříčí v Plzeňském kraji. V tomto roce ve spolupráci s plzeňskou zoo vypustili prvních 9 sýčků do volné přírody. Od roku 2018 používají k vypouštění uzavřené voliéry, které pomáhají zabránit predaci (Vlček 2018).

K roku 2014 chovalo sýčka obecného v České republice 13 zoologických zahrad (Hofrichterová 2015).

Zlínská zoo začala s první reintrodukcí v roce 2013, kdy vypustili 5 jedinců na pastvinách u hřebčína Napajedla-Pěnné. Další vypuštění proběhlo v roce 2016, kdy se do stejné lokality vypustili 4 dospělí jedinci. Kromě vypouštění na těchto lokalitách, zde byly instalovány hnízdní budky, které byly chráněné proti predátorům (Zoo Zlín 2020).

Zoo v Olomouci chová sýčky od roku 2010. Od roku 2013 k těmto účelům používá vlastní mobilní chovatelská zařízení. Zoo při repatriaci spolupracuje se sdružením TYTO a se záchrannou stanicí v Bartošovicích (Zoo Olomouc 2021).

Zoo Ostrava se na chovu sýčků účastní od roku 2003, i když první chovný pár byl sestaven už v roce 1999, a to ve spolupráci s již zmíněnou stanicí v Bartošovicích. Do roku 2021 bylo k repatriaci odchováno touto zoo 104 jedinců (Zoo Ostrava 2021).

3.11 Přínos pro přírodu

Hlavní role sýčka obecného v přírodě je role predátora, který se živí drobnými savci a hmyzem, a tím pomáhá udržovat jejich populace pod únosnou mez, a zabraňuje tak výrazným škodám na zemědělských rostlinách, které by tyto druhy mohly způsobit. Další, už ne tak pro něj příjemná role je, že slouží jako hostitel pro různé druhy parazitů, mezi které patří nejčastěji prvoci a výtrusovci (Van Nieuwenhuyse et al. 2008).

Ačkoliv je sýček znám jako predátor, i on sám hraje v ekosystému roli kořisti. Ze savců ho nejčastěji loví kuny, lasice (*Mustela*), u lidských příbytků si ho dokáže chytit kočka. Z ptáků si ho vybírají jako lovné terče jiné druhy sov, jako např. puštík obecný, sova pálená, z jiných dravců je to sokol (*Falco*), nebo jestřáb (*Accipiter*) (Tome et al. 2008).

Proti těmto predátorům mají sýčci vyvinuto několik adaptací k vlastní ochraně. Tou hlavní adaptací je jejich zbarvení, které využívají tak, že se při odpočinku snaží splynout s okolním prostředím a nevystavovat světlejší části svého těla. Další je kresba ve tvaru písmene V na zadní straně hlavy, která napodobuje oči, což může vést ke zmatení predátora při jeho útoku zezadu (Van Nieuwenhuyse et al. 2008).

3.12 Domovský okrsek

Ve všeobecných výkladech se domovský okrsek popisuje jako území, kde jedinec či skupina shání potravu, vyvádí a vychovává mláďata nebo odpočívá během dne. Tuto oblast daný jedinec, na rozdíl od teritoria, nehlídá a nebrání ji proti jiným jedincům svého druhu. Chování, které slouží k tvorbě domovských okrsků bylo zaznamenáno nejen u obratlovců, ale i u bezobratlých živočichů (Powel 2000; Laver a Kelly 2008). Podle článku od Burta (1943) se domovské okrsky liší druh od druhu. Velikost okrsků se může pohybovat od několika metrů až po několik tisíc kilometrů čtverečních, kdy masožravé druhy je mívajjí větší než býložravci. Domovský okrsek může být využíván po dobu několika let nebo pouze během jedné sezóny. Migrující druhy mohou mít několik různých domovských okrsků, např. letní a zimní, kdy se trasa mezi těmito místy za domovský okrsek nepovažuje. Velikost tohoto okrsku se může lišit i podle věku nebo pohlaví zvířete nebo podle ročního období a dostupnosti potravy. Okrsky různých jedinců se mohou na rozdíl od teritorií překrývat nebo rovnou shodovat.

Vzory, které slouží k vytvoření okrsku, jsou určeny velkým počtem jednotlivých kroků samotného zvířete (Moorcroft et al. 2006). Každý z nich je výsledkem interakcí mezi individuálními vlastnostmi a stavem zvířete a vnějším prostředím.

Savci si své domovské okrsky vytvářejí tak, že si ve svém hippocampu vytvářejí prostorové mapy svého okolí (Fyhn et al. 2004; Kjelstrup et al. 2008). Zvířata tak plánují svůj pohyb podle toho, kde se nacházejí ve své vnitřní mapě (Solstad et al. 2008). Pohyby zvířete jsou závislé na jeho nutričním stavu a na jeho motivaci. Savci také musí tyto své kognitivní mapy časem aktualizovat, aby odpovídaly změnám prostředí (Doncaster a Macdonald 1991). Dalším faktem je, že zvířata jen málo využívají okrajové části svého domovského okrsku, protože se většinou nestarají o jeho přesné okraje (Gautestad a Mysterud 1995). Kognitivní mapa, kterou si savec vytvoří, mu umožňuje dělat rozhodnutí jako např.: kde hledat jídlo, najít místo lovu, nebo bezpečné místo k odpočinku (Spencer 2012).

Domovské okrsky se stanovují pomocí několika statistických metod. Nejjednodušší odhad používá metoda minimálního konvexního polygonu (Odum a Kuenzler 1955). Další metody jsou modely odhadu hustoty, mezi které patří elipsovité odhady (Jennrich a Turner 1969), harmonický průměr (harmonic mean) (Dixon a Chapman 1980), a jádrové odhady hustoty (kernel density estimators) (Worton 1989), které poskytují podrobnější informace o okrsku a používají funkci hustoty pravděpodobnosti. K dalšímu určení domovských okrsků se používají mechanické modely za použití parciálních diferenciálních rovnic pro využití prostoru a jsou odvozeny z chování jednotlivce. Jejich původ spočívá v matematické analýze korelované z náhodného pohybu, ve kterém se počítá sled pohybů různou rychlostí, orientace a frekvence otáčení (Moorcroft et al. 1999).

Hlavním problémem v pochopení domovského okrsku je podle Powella a Mitchella (2012) fakt, že lidé nechápou to, že zvířata neznají a nechápou pojem domovský okrsek. Výzkumníci by podle něj měli shromažďovat údaje o stanovišti, jeho zdrojích potravy, úkrytech a jiných

atributech krajiny, aby se dalo pochopit, jak zvířata vidí krajinu a tím usnadnit odhadnout jejich chování.

3.13 Minimální konvexní polygon

Minimální konvexní polygon (MCP) patří k polygonovým metodám, které se používají k určení domovského okrsku (Mohr 1947). Je z nich nejjednodušší, a proto i nejpoužívanější. Pro jednoduchý popis se dá říct, že je to mnohoúhelník, jehož vnitřní úhly nepřesáhnou 180°. Minimální má v názvu proto, že obsahuje všechny body v nejmenší oblasti mnohoúhelníku. Jelikož je MCP vyhodnocován z vnějších bodů, není získána žádná míra využití vnitřního prostoru. Domovské okrsky tak korelují s počtem použitých pozorování, zejména u malých vzorků.

MCP jsou nejčastěji kritizovány za to, že jimi vytvořené domovské okrsky mohou zahrnovat oblasti, které nejsou a někdy ani nemohou být obývány (Harris et al. 1990). Mezi další nevýhody patří zkreslení získaného vzorku dat. A to tím, že s rostoucím počtem pozorovaných pozic roste i odhadovaná velikost okrsku (Jennrich a Turner 1969). Za další, tvar domovského okrsku je omezen na konvexní mnohoúhelník, což může být pravděpodobně nerozumný předpoklad, zvláště když je stanoviště heterogenní. Když je tvar domovského rozsahu konvexní, odhad minimálního konvexního mnohoúhelníku se asymptoticky blíží celkové ploše používané zvířetem, jak se zvětšuje velikost vzorku dat. Když není domácí okrsek konvexní, může snadno způsobit nadhodnocení velikosti (Schoener 1968).

3.14 Jádrový odhad hustoty

Metoda jádrového odhadu hustoty (KDE) je populárnější a v současnosti i více používaná k určování rozsahu domovského okrsku, protože dokáže poskytnout přesnější odhady jeho velikosti. Patří mezi neparametrické odhady pravděpodobné funkční hustoty a její hlavní předpoklady jsou nezávislé a shodně rozložené pozice zvířete (Silverman 1986).

Tato metoda pracuje tak, že vytváří vrstevnice intenzity a spočítáním průměrného vlivu bodů do průsečíků mřížky, kdy každá vrstevnice obsahuje určité fixní procento hustoty, která se využívá. Také to znamená, kolik času dané zvíře strávilo v daném prostoru (Worton 1989).

Důležitým prvkem při použití KDE je výběr vhodného vyhlazovacího parametru. Ten je rozdělen do dvou typů, a to fixní a variabilní. Jeho hodnota je závislá na počtu a hustotě bodů kdy např. u variabilního mají plochy větší vyhlazení, když obsahují nízký počet bodů a plochy s velkou hustotou jsou vyhlazovány méně (Seaman a Powell 1996). Jeho hodnota má vliv na výsledný odhad domovského okrsku. Čím je jeho hodnota větší, tím je finální odhad okrsku větší a je méně detailní.

3.15 Radiotelemetrie

Telemetrie je dálkový přenos dat či měření na dálku pomocí technologie. Slovo pochází z řeckých slovy téle (τῆλε) – což znamená vzdálený a métron (μέτρον) – měřidlo. Typ

telemetrie se nejčastěji určuje podle typu signálu. Přenos signálu se většinou provádí pomocí rádiového nebo infračerveného signálu, ale lze použít i jiné druhy, jako například telefonní síť. Metoda používající rádiové vlny se nazývá radiotelemetrie. Její princip spočívá v zachytávání rádiových vln pomocí antény, která je napojena na přijímač. Rádiové vlny se vysílají z miniaturní vysílačky, která je upevněna na těle zvířete tak, aby ho co nejméně omezovala. Anténa se pak natáčí do různých stran a analyzuje se intenzita signálu. Následně je možné určit s poměrně velkou přesností místo, kde se sledované zvíře nachází. Přenášení signálu může probíhat na velkou vzdálenost od několika metrů až po několik kilometrů (Kukalová & Friedrichová 2016).

Radiotelemetrie patří mezi první techniky, které byly vyvinuty ke sledování volně se pohybujících zvířat (Lord et al. 1962). Patří také mezi nejpoužívanější techniky, které se využívají, a to hlavně díky lehkému vysílači a nízké pořizovací ceně. Malá velikost vysílače umožňuje tuto metodu použít nejen na větší množství druhů, ale také tím zmenšuje dopad na chování daného zvířete (Kenward 2000). Navíc oproti satelitním systémům není radiotelemetrie omezena při zakrytí výhledu na oblohu např. stromy nebo horami (Lewis et al. 2007).

Pro spolehlivé určení místa je nutné zaměřit signál současně alespoň ze dvou až tří stanovišť. Poté, co je zvíře zaměřeno, ho lze pak dohledat i vizuálně. Přijímačů je několik typů podle potřeby pozorovatelů. Mohou být stacionární, je možné využívat rotační antény nebo je paprscitě rozmístit, aby se co nejlépe pokrylo dané území. Poloha zvířete se pak určuje posouzením síly signálu ze všech přijímačů a jejich rozdílů. Vysílače řídí krystal, který má vysokou stabilitu kmitočtů, a proto kanály mohou mít rozestupy pouze 10 kHz. Příjem signálu je uskutečněn v pásmu 2,5 kHz, čímž se částečně omezí rušení. V České republice se standardně používají vysílačky o kmitočtu 173 MHz (Bobek a Pojer 2002)

Nevýhody radiotelemetrie

Radiotelemetrie není dokonalá metoda ke sledování pohybu zvířete a existuje spousta činitelů, které jí mohou zkomplikovat a ovlivnit přesnost získávání lokací (Withey et al. 2001). Rádiové vlny se podobají, a proto i chovají jako světelný paprsek, díky čemuž jsou schopné odrazu nebo lomu, a jejich síla klesá s rostoucí vzdáleností od zdroje. Rádiové vlny se tak mohou odrazit od skalní stěny, od svahů kopců, od lesů, budov, a dokonce i od jednotlivých skal a stromů (Kenward 2000). K odrazu dojde, pokud mezi vysílačkou a přijímačem není volná plocha, ale jsou mezi nimi již zmíněné stromy, budovy apod. Vegetace tak může ovlivňovat jak přenos, tak i příjem signálu. V oblastech, kde se vyskytuje vedení o vysokém napětí může zase signál ovlivnit elektromagnetismus (Withey et al. 2001). Pokud je signál slabý, může zamezit jeho detekci i rušení z jiných radiopřijímačů, které vysílají na stejné frekvenci nebo jsou příliš blízko. To mohou způsobit např. síť televizních stanic, různé neznámé zdroje v rádiovém provozu nebo i komunikační síť taxíků (Kenward 2000).

Další činitelé, které mohou ovlivnit přesnost, je samotný pohyb sledovaného zvířete a chyby pozorovatelů. Také používané vybavení může být zdrojem určitého zkreslení, jelikož žádný přijímač není dokonalý. Proto je důležité, aby ti, co provozují telemetrii, byli upozorněni na

skutečnost, že lokace, které získají, nejsou přesnými lokacemi pozorovaných zvířat, ale tato místa jsou pouze jejich odhadem (White a Garrott 1990). Tato omezení platí pouze při sledování na velké vzdálenosti, a mizí, když se zvíře hledá do přímého vizuálního dohledání (Kenward 2000).

Studie u divoce žijících zvířat, které se spoléhají na radiotelemetrii předpokládají, že se zvířata, která jsou opatřena vysílačkami, volně pohybují v prostředí, reagují na podněty a chovají se stejně, jako by reagovala zvířata bez vysílaček (White a Garrott 1990). Pro telemetrické studie je tento předpoklad důležitý stejně jako přesné odhady lokací (Withey et al. 2001).

4. Metodika

4.1 Zájmové území

Zájmové území, ve kterém byla provedena repatriace sýčků, bylo rozděleno do 2 oblastí. První oblast se nachází u obce Spálené Poříčí, a to ve vesnicích Lipnice a Těnovice a je centrem jižního Podbrdská. Lipnice (49°38' N, 13°36' E) je vesnice v okrese Plzeň-jih a nachází se jihovýchodně od Plzně (obrázek 4). Obec Těnovice (49°37' N, 13°37' E) se nachází také v okrese Plzeň-jih, asi 2,5 km severovýchodně od Spáleného Poříčí (obrázek 5).

V okolí se nachází několik přírodních rezervací, např. Kokšín, která vznikla kvůli ochraně přirozeného lesního ekosystému, ke kterému patří hlavně květnaté bučiny a jedlobučiny. Z celého katastrálního území zaujímá největší část orná půda, je to 49 % celého území. Druhým nejčastějším typem jsou lesy, které tvoří 29 % katastru a jsou tvořeny převážně smrkovými a borovými stromy.

Vypouštěcí místo se v Lipnici nachází ve stodole statku u okraje vesnice. V Těnovicích se nachází ve stodole na pozemku fary u místního kostela.



Obrázek 4: vesnice Lipnice



Obrázek 5: vesnice Těnovice

Druhá oblast se nachází u města Klatovy. Patří do ní vesnice Radinovy (49°19'N, 13°18' E), která je součástí obce Vrhavěč a je v okrsku Klatovy (obrázek 6). Druhá je na místě zvaném Černé krávy, okolo tvrze pojmenované Kouskova Lhota (49°20' N, 13°17' E). Nachází se asi kilometr severozápadně od obce Neznašovy (obrázek 7). Leží podél hlavní silnice na trase Klatovy – Železná Ruda, asi 5 km od města Klatovy.

Oblast se rozprostírá v kotlině, jíž protéká Drnový potok a po západní i východní straně je lemována mírnými kopci. Dominantou území je zalesněný vrch Úlišť (690 m. n. m.). Lesní pozemky mají na území obce malý podíl. Tvoří je přesahy větších lesních ploch, ve vyšších polohách lemující údolní nivu Drnového potoka. Na území obce je relativně vysoký podíl ploch zemědělského půdního fondu. Ve středu obce Radinovy se nachází vodní nádrž.

Vypouštěcí místo v Radinovech se nachází ve stodole na jedné z místních zahrad. V Černých kravách byla vypouštěcí voliéra umístěna do věže zbytků Kouskovy tvrze, která se z této stavby dochovala.



Obrázek 7: vesnice Radinovy



Obrázek 6: Černé Krávy

Záchranná stanice Spálené Poříčí

Tato stanice byla založena v roce 1990. Spolu s dalšími stanicemi v Tachově, Plzni a Rokycanech přijímá zraněná zvířata na území Plzeňského kraje. Každoročně se do této

stanice dostane okolo 250 až 300 divokých zvířat. Zpět do volné přírody se vrací přibližně polovina těchto živočichů, jedna čtvrtina jich uhynie nebo je nutné je nechat kvůli vážnosti jejich zranění utratit. Zbývající čtvrtinu tvoří zvířata s trvalým handicapem, která buď zůstávají ve stanici, nebo jsou přesunuta do jiné záchranné stanice či do ZOO.

Nejčastěji jsou zde přijímána zvířata popálená elektrickým proudem, poraněná silniční dopravou, nárazem na skleněnou plochu či nesamostatná mláďata ("Ekocentrum Spálené Poříčí" 2010).

4.2 Vybavení a příprava

Páry sestavené ze sýčků, kteří byli vybráni pro vypouštění v roce 2020, byly umístěny do připravených voliér, kde se měly pokusit o úspěšné zahníždění. Voliéry se nacházely ve starých a minimálně používaných budovách, které se, pokud možno nacházely na okrajích obydlených oblastí. Na dospělé a mláďata byly upevněny rádio-vysílačky (VKV – velmi krátké vlny) typu Ag386 (© 2020 Lotek Wireless Inc.). Ty mají rozměry 32 x 13 x 7 mm a váží maximálně 2,5 g. Díky tomu splňují podmínky pro doporučenou váhu vysílaček, která by neměla přesáhnout 3% tělesné váhy sledovaného jedince (Withey et al. 2001). Jejich maximální životnost závisí na frekvenci a délce vysílaných pulzů, typu baterie a její hmotnosti, takže vysílání může trvat dva měsíce nebo tři roky. Použity byly batůžkové vysílačky, které se připevňovaly sýčkům na záda.

Ke sledování vysílaček jsem používal trojdílné antény Yagi. Tu sestrojili v roce 1926 dva inženýři Šintaró Uda a Hidecugu Jagi v Japonsku. Je to směrová anténa, která se skládá ze zářiče, který je tvořen dipólem, reflektorem, který soustřeďuje energii vyzařovanou zářičem do směru vysílání a direktorama, které zvětšují efektivní plochu antény. Jsou oblíbené pro svoji jednoduchou konstrukci, ale jsou dost úzkopásmové, takže jsou vhodné pro různá komunikační pásma (včetně radioamatérských), ale málo se hodí pro televizní a rozhlasová pásma. Antény byly připojeny k přijímači Yupiteru MVT-9000, které vyrobila firma Yupiteru industries Co., LTD. mající sídlo v Tokiu.

K zaznamenání GPS bodů, na kterých se vyskytovali sýčkové, byly použity GPSky typu eTrex a GPSMAP od firmy Garmin International Ltd.

4.3 Sběr dat

Pozorování sýčků a sběr dat probíhal na obou lokalitách po dobu 5 týdnů. U párů, které hnízdily v Lipnici a v Těnovicích to bylo od 26. 6. do 4. 8. 2020. Páry, které hnízdily v Radinovech a v Černých Kraváchy byly pozorovány od 4. 8. do 11. 9. 2020.

Monitorování ptáků začalo hned po jejich vypuštění, kdy se sýčkům otevřely jejich voliéry a tím se jim umožnilo vylétnout z jejich hnízdních prostor. Pozorování probíhalo převážně v noci a to od 22.00 do 4.00 ráno. Pokud to bylo možné, byly lokace zaznamenávány ve 30 až 45minutových intervalech. Kvůli tomu, že sýčkové hnízdili v jedné oblasti na dvou lokalitách,

sledovala se jedna lokalita vždy polovinu doby sledovacího intervalu. Ve 22.00 se začalo na jedné lokalitě, kolem jedné hodiny v noci se pozorovatelé přesunuli do druhé lokality, kde sledování ve 4.00 končilo. Následující noc se pořadí lokalit prohodilo. Ve druhé zájmové oblasti byl časový interval stejný. Rozdíl byl v tom, že sýčkové v Černých Kravách se telemetrovali na začátku a na konci noci. Sovy, které byly v Radinovech a okolí se telemetrovali v intervalech jedné hodiny a opět byla noc rozdělena na dvě části. Důvodem bylo to, že se samec vzdálil od hnízda, ale stále zůstal ve sledované oblasti.

Místa výskytu sýčků jsme získávali několika způsoby. Pokud byl pozorovatel sám a podařilo se mu sýčka dohledat, udělal GPS bod na daném místě nebo zakreslil jeho pozici do mapy. Dále se zapisoval pro každou lokaci datum, čas, případně poznámka, kde se daný jedinec nalézal. Pokud to bylo nutné, používala se ke zjištění pozice sýčka tzv. triangulace. Tato lokalizace se prováděla za součinnosti dvou osob, které v jednom momentě sýčka zaměřovaly a za pomoci buzoly určovaly jeho stanoviště na průsečíku obou zaměřených směrů. Místa, kde v konkrétním okamžiku stáli pozorovatelé, byla zaznamenávána pomocí GPS. Pro každou lokaci byl také zaznamenán přesný čas, GPS souřadnice pozorovatelů, úhel, odkud přicházel nejsilnější signál z vysílačky a síla příchozího signálu.

Dále byly zaznamenány denní odpočinkové lokace. Ty byly zjišťovány dvakrát denně, a to cca ve 12.00 a v 17.00. Tyto denní lokace byly, pokud to bylo možné, získávány přímým vizuálním dohledáním odpočívajících sýčků, nebo byly získávány pomocí stejných metod jako lokace během noci.

4.4 Stanovení domovských okrsků

Tvary a rozlohy domovských okrsků byly stanoveny pomocí dvou odlišných metod. První z metod byla metoda minimálního konvexního polygonu a druhou metodou byla metoda jádrového odhadu hustoty. Pro tuto metodu byla použita její fixní varianta dvojrozměrného normálního jádrového odhadu. Vyhlazovací parametr byl stanoven metodou LSCV.

Veškeré analýzy byly provedeny v programu Biotas 2.0 Alpha od firmy Ecological Software Solutions LLC, která se věnuje zlepšování pozorování, monitorování a ochraně životního prostředí. V tomto softwaru byly vytvořeny všechny domovské okrsky, jejich tvary a spočteny rozlohy. Statistické testy byly provedeny v programu Statistica 12 od firmy StatSoft, Inc.

5. Výsledky

Během hnízdní sezóny bylo pomocí radiotelemetrie celkem sledováno 14 sýčků obecných. Byli to 4 samci, 4 samice a 6 mláďat. Bohužel ne u všech jedinců se podařilo splnit plánované 5týdenní sledování. Dva dospělci zemřeli po asi týdenním sledování, někteří dospělci odlétli mimo dosah signálu vysílaček nebo se v nich vybila baterie.

Další faktory, které zabraňovaly v získávání lokací, byly problémy s technikou, která byla často způsobena nedostatkem praxe a cviku, dále pak bylo občas těžké najít jedince v lese či v zastavěné oblasti, což komplikovalo jejich zaměření, a nakonec bylo sledování místy ovlivněno počasím.

Pomocí Poissonova χ^2 testu byla testována normalita dat u souborů pro celkové domovské okrsky. Ta byla testována u 6 jedinců. Výsledky byly v rozmezí $353 - 16529 * 10^{10}$. V tomto testu bylo také zamítnuto náhodné rozdělení dat.

Průměrná velikost nočního domovského okrsku samců během období hnízdění byla podle 100% MCP $14,7 \pm 14,86$ ha (\pm Sm. Odch.), a podle 90% MCP byla $6,21 \pm 4,54$ ha. Při použití metody 95% KDE byla jejich průměrná velikost stanovena na $8,46 \pm 2,64$ ha a pro 90% KDE $5,68 \pm 1,57$ ha.

Průměrná velikost denního domovského okrsku samců během období hnízdění byla podle 100% MCP $6,86 \pm 7,27$ ha, a podle 90% MCP byla $1,57 \pm 0,31$ ha. Při použití metody 95% KDE byla jejich průměrná velikost stanovena na $4,88 \pm 0,45$ ha a pro 90% KDE $3,48 \pm 0,61$ ha.

Měřítko mapy jsem musel kvůli přesunu samce z Radinov zvětšit, aby byly vidět rozdíly ve velikostech okrsků jednotlivých dospělců.

5.1 Oblast Lipnice

V této oblasti bylo z voliéry vypuštěno 6 sýčků, samec se samicí a jejich čtyři mláďata. Všichni jedinci se vždy prvních pár dní pohybovali po vesnici, ale následně se usadili na jejím okraji, kde to měli blíže k poli a ke zdroji potravy.

Samec (M1)

Telemetrie samce začala 27. června a trvala do 3. července, kdy byl samec nalezen mrtvý v jednom hospodářském stavení kam se pravděpodobně přilétl schovat, ale bohužel uvíznul mezi dvěma stěnami a nemohl se pak dostat ven. Během těchto 6 dnů bylo pomocí telemetrie získáno 29 bodů jeho pobytu. Rozloha jeho nočního domovského okrsku byla dle 100% MCP stanovena na 2,82 ha a dle 90% MCP na 2,63 ha. Podle 95% jádrového odhadu hustoty byl jeho domovský okrsek doby hnízdění stanoven na 4,72 ha a dle 90 % KDE na 3,16 ha (viz obrázek 8).



Obrázek 8: noční domovský okrsek samce M1

Rozloha jeho denního domovského okrsku byla dle 100% MCP stanovena na 3,59 ha a dle 90% MCP na 2 ha. Podle 95% jádrového odhadu hustoty byl jeho domovský okrsek doby hnízdění stanoven na 5,28 ha a dle 90 % KDE na 4,1 ha (viz obrázek 9).



Obrázek 9: denní domovský okrsek samce M1

Samec se prvních pár dnů pohyboval okolo hnízda na jihu vesnice, střed vesnice okolo rybníka (příloha 3-A) využíval jen jednu noc a pak se přesunul na soukromé pozemky, na

severovýchodě vesnice, kde byl 2 dny lokalizován, než přelétl do stodoly (příloha 3-D), která se nacházela na pozemku naproti zahradám, kde se předtím ukrýval. Zde se ukrýval také 2 dny, než byl nalezen mrtvý.

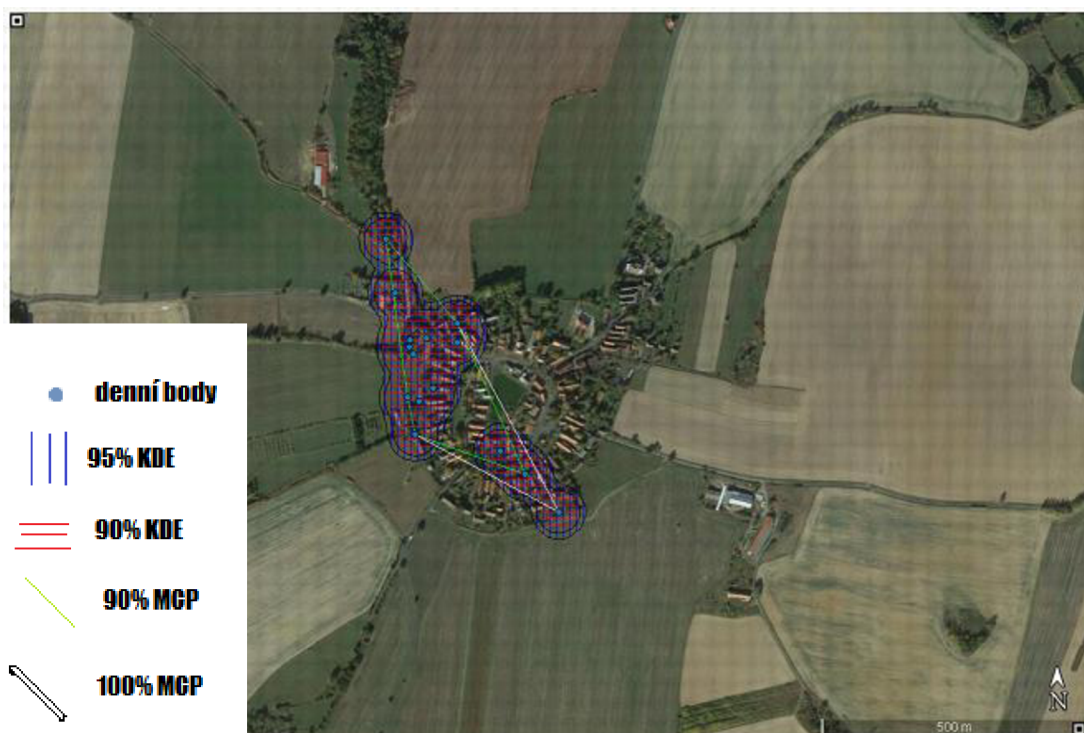
Samice (F1)

Samice byla telemetrována od 27. června do 7.července, kdy byla nalezena utopená v místním jezírku. Během této doby bylo získáno 53 bodů jejího výskytu. Rozloha jejího nočního domovského okrsku byla dle 100% MCP stanovena na 8,2 ha a dle 90% MCP na 4,1 ha. Podle 95% jádrového odhadu hustoty byl její domovský okrsek doby hnízdění stanoven na 10,7 ha a dle 90 % KDE na 8,73 ha (viz obrázek 10).



Obrázek 10: noční domovský okrsek samice F1

Rozloha jejího denního domovského okrsku byla dle 100% MCP stanovena na 5,42 ha a dle 90% MCP na 4,5 ha. Podle 95% jádrového odhadu hustoty byl její domovský okrsek doby hnízdění stanoven na 8,23 ha a dle 90 % KDE na 6,22 ha (viz obrázek 11)



Obrázek 11: denní domovský okrsek samice F1

Samice se stejně jako samec zdržovala okolo hnízda i když kratší dobu než on. Chvíli využívala zahrady na východ od vypouštěcího místa, ale pak se přesunula na sever vesnice, kde byla buď na stejném pozemku jako samec nebo byla lokalizována na stromech podél cesty a okolo hřbitova (příloha 3-B). Pak po dobu asi týdne využívala zahrady na západní straně vesnice, i když byla párkrát nalezena i na poli u statku, kde bylo vypouštěcí hnízdo. Poslední den jejího pozorování byla nalezena utonulá v blízkém jezírku nacházejícího se u cesty (příloha 3-C).

5.2 Oblast Těnovice

V této oblasti byli vypuštěni samec se samicí, kterým se nepodařilo úspěšně zahnízdít a vyvést mláďata. Stanovení domovského okrsku bylo možné pouze u samce, jelikož samice zmizela asi po dvanácti dnech z dosahu signálu vysílačky.

Samec (M2)

Telemetrie samce začala 26. června a trvala do 2. srpna, kdy nejspíš odlétl z dosahu signálu vysílačky. Během této doby bylo pomocí telemetrie získáno 206 bodů s jeho pozicí. Rozloha jeho nočního domovského okrsku byla dle 100% MCP stanovena na 6,06 ha a dle 90% MCP na 4,21 ha. Podle 95% jádrového odhadu hustoty byl jeho domovský okrsek doby hnízdění stanoven na 8,76 ha a dle 90 % KDE na 6,67 ha (viz obrázek 12).



Obrázek 12: noční domovský okrsek samce M2

Rozloha jeho denního domovského okrsku byla dle 100% MCP stanovena na 2,81 ha a dle 90% MCP na 1,71 ha. Podle 95% jádrového odhadu hustoty byl jeho domovský okrsek doby hnízdění stanoven na 5,35 ha a dle 90 % KDE na 4,02 ha (viz obrázek 13).



Obrázek 13: denní domovský okrsek samce M2

Samec se první týden pohyboval okolo hnízda. Během druhého týdne začal prozkoumávat okolí hnízda a byl během této doby nalezen ve všech světových směrech od hnízda. Byl nalezen na poli, které sousedilo s farou nebo v komplexu hospodářských budov severně od hnízda (příloha 4-A). Od třetího týdne zůstal nejčastěji v zahradách, které byly na jih od hnízda a sousedily se zahradou fary (příloha 4-C). Na konci sledovací doby se pak uchýlil do zahrady na severu vesnice, kde zůstal až do zmizení z dosahu vysílačky (příloha 4-D).

Samice (F2)

Telemetrie samice začala 26. června a trvala do 7. července, kdy se ztratila z dosahu vysílačky. Během této doby bylo zjištěno 64 bodů s její polohou, ale kvůli nedostatečnému rozmístění lokací, kdy se samice převážně vyskytovala na vypouštěcí půdě, jsem použil jen 100% analýzu MCP, která její domovský okrsek doby hnízdění stanovila na 0,25 ha (viz obrázek 14).



Obrázek 14: domovský okrsek samice F2

Samice se po vypuštění vyskytovala většinou na hnízdní půdě pouze s pár výjimkami, kdy vylétla do okolí hnízda, a to zamířila buď do zahrad okolo stodoly nebo na hřbitov naproti faře (příloha 4-B). Poslední 3 dny sledování byla nacházena v hospodářském komplexu, kde byl zachycen její poslední výskyt za zdí budovy, než zmizela z dosahu signálu vysílačky (příloha 4-A).

5.3 Oblast Černé Krávy

V této oblasti je jediná výjimka v repatriaci, jelikož samice je zde už třetím rokem. Dlouho tu byl stabilní pár, pak se ale samec ztratil a na jaře roku 2020 byl proto tento pár doplněn novým samcem.

Samec (M3)

Telemetrie samce začala 5. srpna a trvala do 10. září. Během této doby bylo získáno 97 bodů s jeho pozicí. Rozloha jeho domovského okrsku byla dle 100% MCP stanovena na 9,85 ha a dle 90% MCP na 3,99 ha. Podle 95% jádrového odhadu hustoty byl jeho domovský okrsek doby hnízdění stanoven na 8,18 ha a dle 90 % KDE na 5,65 ha (viz obrázek 15).



Obrázek 15: noční domovský okrsek samce M3

Rozloha jeho denního domovského okrsku byla dle 100% MCP stanovena na 1,64 ha a dle 90% MCP na 1,18 ha. Podle 95% jádrového odhadu hustoty byl jeho domovský okrsek doby hnízdění stanoven na 4,33 ha a dle 90 % KDE na 3,18 ha (viz obrázek 16).



Obrázek 16:denní domovský okrsek samce M3

Samec se většinou pohyboval kolem tvrze a využíval stromy a okolní budovy. Několikrát byl lokalizován v sadu kousek od tvrze (příloha 5-B). Během dne byl nejčastěji k vysledován ve tvrzi. Párkrát byl lokalizován na louce, pravděpodobně během lovu a pomocí triangulace byl lokalizován jeho výskyt i v okolních lesích.

Samice (F3)

Telemetrie samice začala 5. srpna a trvala do 31. srpna. Po tomto datu se signál z její vysílačky ztratil a předpokládalo se, že odletěla, ale po důkazech z fotopasti, které potvrdili její přítomnost v tvrzi, se usoudilo, že se pravděpodobně vybila baterka v její vysílačce. Během té doby u ní bylo pomocí telemetrie získáno 68 bodů s její pozicí. Rozloha jejího domovského okrsku byla dle 100% MCP stanovena na 7,49 ha a dle 90% MCP na 3,08 ha. Podle 95% jádrového odhadu hustoty byl její domovský okrsek doby hnízdění stanoven na 7,45 ha a dle 90% KDE na 5,13 ha (viz obrázek 17).



Obrázek 17: noční domovský okrsek samice F3

Rozloha jejího domovského okrsku byla dle 100% MCP stanovena na 4,87 ha a dle 90% MCP na 1,72 ha. Podle 95% jádrového odhadu hustoty byl její domovský okrsek doby hnízdění stanoven na 4,12 ha a dle 90 % KDE na 2,85 ha (viz obrázek 18).



Obrázek 18: denní domovský okrsek samice F3

Samice využívala prostor podobně jako samec, tudíž se pohybovala okolo tvrže a její lokace byly často na okolních stromech nebo chatách. Pomocí triangulace bylo zachyceno několik lokací hluboko v lese nebo na louce. Den nejčastěji trávila na stromech okolo rybníku (příloha 5-A) nebo ve tvrzi.

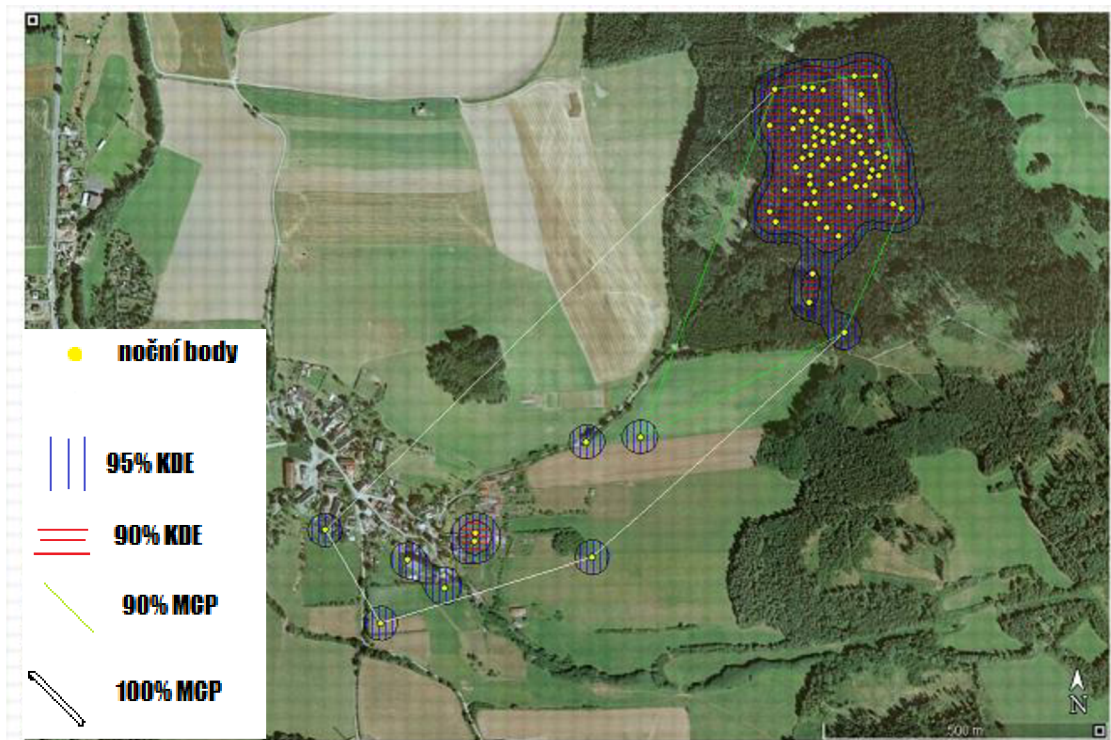
5.4 Oblast Radinovy

Na tomto území byli vypuštěni 4 sýčkové, samec se samicí a 2 mláďata. Samice byla po celou dobu 10 dnů od 4. do 13. srpna na půdě, ale pak náhle zmizela z dosahu signálu vysílačky, a už se nevrátila.

Samec (M4)

Telemetrie tohoto samce začala 4. srpna a trvala do 10. září. Během této doby bylo pomocí radiotelemetrie získáno 170 bodů s jeho pozicí.

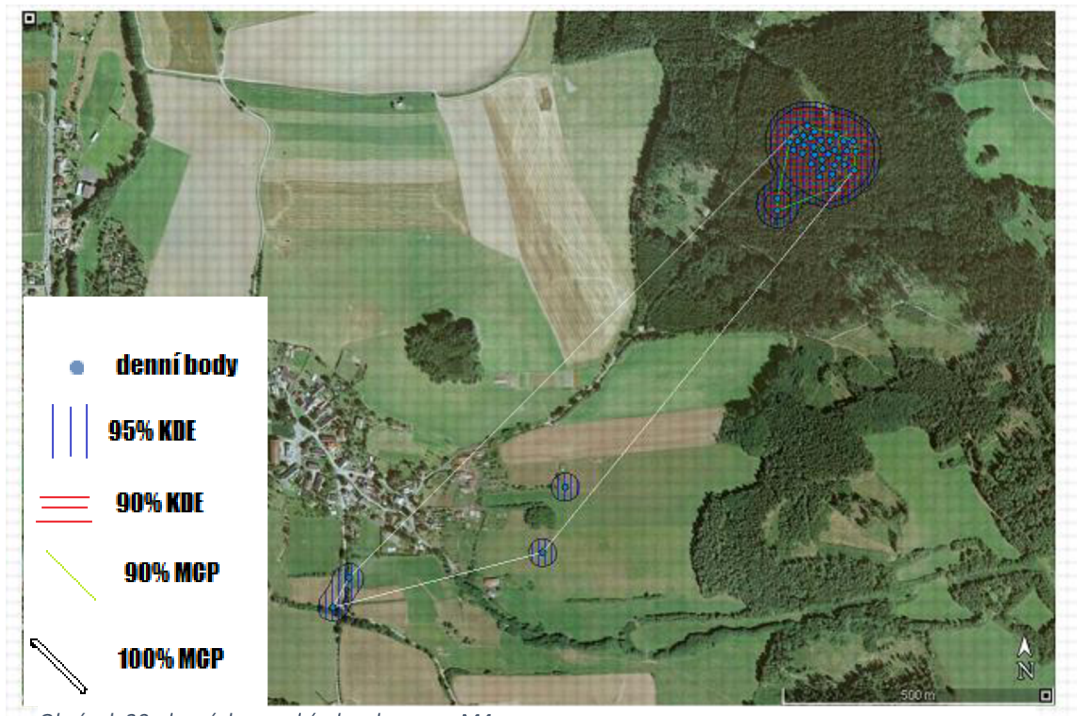
Rozloha jeho domovského okrsku byla dle 100% MCP stanovena na 40,07 ha a dle 90% MCP na 14 ha. Podle 95% jádrového odhadu hustoty byl jeho domovský okrsek doby hnízdění stanoven na 12,16 ha a dle 90 % KDE na 7,25 ha (viz obrázek 19).



Obrázek 19: noční domovský okrsek samce M4

Rozloha jeho denního domovského okrsku byla dle 100% MCP stanovena na 19,4 ha a dle 90% MCP na 1,41 ha. Podle 95% jádrového odhadu hustoty byl jeho domovský okrsek doby

hnízdění stanoven na 4,54 ha a dle 90 % KDE na 2,63 ha (viz obrázek 20). Po přesunu z vesnice do lesa obýval území, které mělo podle 100% MCP rozlohu 7,25 ha a 95% KDE rozlohu 15,9 ha.



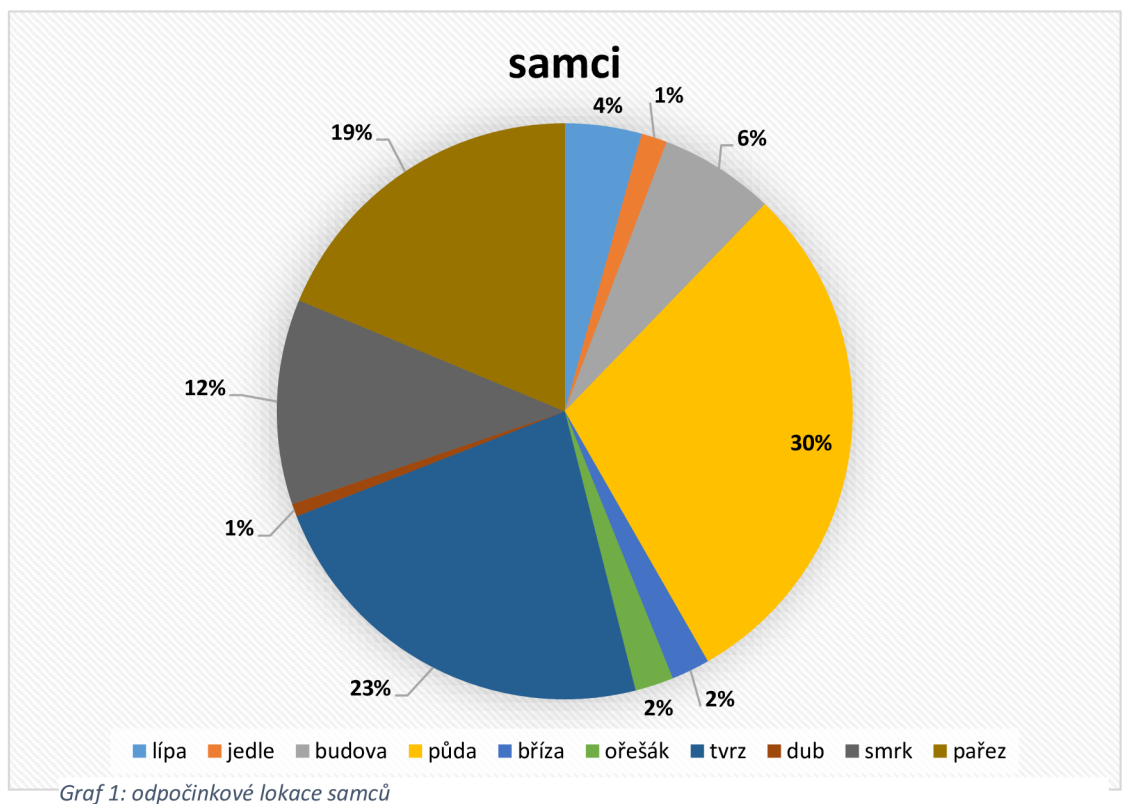
Obrázek 20: denní domovský okrsek samce M4

Samec se během prvních tří dnů pohyboval na území vesnice. Čtvrtý den se jeho lokace už nacházely na louce na východě vesnice (příloha 6-A), a pak se přesunul na asi kilometr vzdálené místo v lese, kde obsadil vykotlaný pařez (příloha 6-B) a začal využívat okolní les a blízkou paseku, která vznikla těžbou dřeva (příloha 6-C).

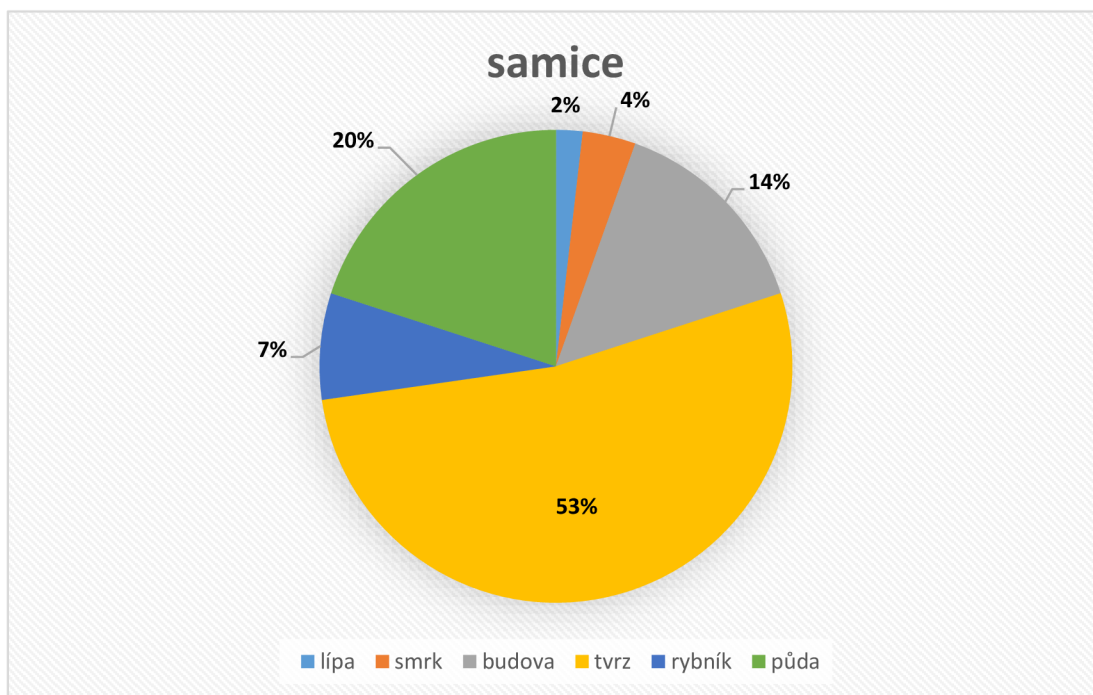
5.5 Odpočinková místa

Během celého sledování sýčků obecných, u kterých se dal udělat odhad jejich domovských okrsků, bylo zaznamenáno 320 denních bodů. Ne u všech bodů se však podařilo přesně určit, kde se daný jedinec nachází. U všech samců bylo zjištěno 139 jejich denních lokací. U třech samic, u kterých byly zaznamenány jejich pozice i venku mimo jejich vypouštěcí budovu, se zjistilo 55 denních lokací.

Nejčastější odpočinkové místo samců byla budova půdy kde se nacházela jejich vypouštěcí voliéra, kde se vyskytovali ve 30 % případů (viz graf 2). Dalším nejvíce využívaným místem byla tvrz v Černých Kravách a pařez v lese, který si oblíbil samec M4.



U samic měla největší podíl na odpočinkových místech tvrz v Černých Kravách, které využívala místní samice a které tvořilo 53 % všech lokací samic (viz graf 3).



Graf 2: odpočinkové lokace samic

Test k porovnání velikostí domovských okrsků

V rámci hypotézy jsem testoval velikosti denních a nočních domovských okrsků pro samce a samice. Ze samic byly vynechány F2 a F4, jelikož se brzo ztratili z dosahu vysílače a nevytvořili si dostatečné okrsky. Výsledky jsou vidět v následujících tabulkách 1 a 2. Pro testování byly použity hodnoty 95% KDE a 100% MCP a byl použit dvouvýběrový t-test.

Tabulka 1: výsledky t-testu pro analýzu KDE

Skup. 1 vs. skup. 2	T-test pro noční domovské okrsky 95% KDE						
	Průměr skup. 1	Průměr skup. 2	Hodnota t	sv	p	Poč.plat. skup. 1	Poč.plat. skup. 2
samec vs. samice	8,455000	9,075000	-0,248771	4	0,815789	4	2
Skup. 1 vs. skup. 2	T-test pro denní domovské okrsky 95% KDE						
	Průměr skup. 1	Průměr skup. 2	Hodnota t	sv	p	Poč.plat. skup. 1	Poč.plat. skup. 2
samec vs. samice	4,875000	6,175000	-0,987394	4	0,379347	4	2

Tabulka 2: výsledky t-testu pro analýzu MCP

Skup. 1 vs. skup. 2	T-test pro noční domovské okrsky 100% MCP						
	Průměr skup. 1	Průměr skup. 2	Hodnota t	sv	p	Poč.plat. skup. 1	Poč.plat. skup. 2
samec vs. samice	14,70000	7,695000	0,544272	4	0,615174	4	2
Skup. 1 vs. skup. 2	T-test pro denní domovské okrsky 100% MCP						
	Průměr skup. 1	Průměr skup. 2	Hodnota t	sv	p	Poč.plat. skup. 1	Poč.plat. skup. 2
samec vs. samice	6,860000	5,145000	0,272179	4	0,798956	4	2

U všech testů vyšlo p větší než 0,05. Velikosti denních a nočních okrsků u samců a samic se velikostně neliší a zamítá se alternativní hypotéza.

6. Diskuse

6.1 Srovnání velikostí domovských okrsků

Porovnání výsledků s jinými studii může být složité, a to hlavně proto že různí autoři sledovali sýčky různě dlouho a zaznamenávali lokace jejich výskytu s rozdílnou frekvencí. Naše doba, po kterou jsme sýčky v oblasti sledovali, která byla u každé oblasti asi 40 dní, patří při porovnání s ostatními studii spíše ke kratším. Kratší dobu sledování využívali Staggenborg et al. (2017) který sledoval sýčky pouze 6 – 9 dní. Další studie už měly sledovací dobu značně delší než byla naše. Šálek a Lövy (2012) měli sledovací dobu 5 měsíců, Zuberogioita et al. (2007) a Framis et al. (2011) 9 měsíců, a Grzywaczewski (2009) a Michel et al. (2017) sice sledovali sýčky během jednoho úseku 5 měsíců, ale jejich studie byla rozložena do více let. Ve většině těchto studií používaly radiotelemetrii jako já, kromě Staggenborg et al. (2017), kteří použili satelitní telemetrii. Nejčastěji zaznamenával lokace právě Staggenborg et al. (2017) a to hlavně díky GPS. Ta vždy zaznamenávala sérii pěti míst každé 2 minuty v časových krocích po 1 sekundě. Další byl Šálek a Lövy (2012) a Grzywaczewski (2009), kteří noční pozice zaznamenávali denně každých 10 – 15 min. Zbylí autoři už sledovali sýčky jen 2 krát až 4 krát týdně. V porovnání s naší prací, kdy se během 40 dní v každé oblasti sledovalo denně, ale jednotlivé intervaly záznamu noční pozice sýčka byly až hodinové. Tyto intervaly byly způsobené nejen nedostatkem zkušeností s technikou ale i snahou o ohleduplnost k obyvatelům vesnic, ve kterých byly vypouštěcí. Další rozdíly byly v tom, že každý z těchto autorů používal k odhadnutí okrsku jiný program a že jimi sledovaní sýčci byly odchyceni z divoké přírody pomocí sítí nebo přímo z budek a nebyly součástí introdukce jako ti naši. Žádný z autorů ve své studii neuvádí možný vliv vysílačky ne jedince a ani žádné vysílačky, které jedinci ztratili nebo si je sami sundali. To, co mohlo mít na odchycené jedince nějaký vliv, byl nejspíš samotný odchyt, i když se provedl co nejpečlivěji. Naši sýčkové v této repatriaci pocházeli z chovů ze zoologické zahrady a na manipulaci od člověka byly jistě zvyklejší než tito jedinci z divoké přírody.

Nejbližší srovnání, alespoň co se týče prostředí a přírodních podmínek, je možné se studií od Šálka a Lövy (2012), která také proběhla v Plzeňském kraji. Šálkova a Lövy (2012) výsledky uvádějí průměrnou velikost domovských okrsků podle 95% KDE na $4,30 \pm 3,75$ ha. Dále pomocí 100% MCP byl domovský okrsek pro jednu samici stanoven na 16,55 ha a pro 5 samců $7,48 \pm 4,7$ ha (Šálek a Lövy 2012). Jeho výsledky pro samce s MCP jsou velmi podobné u našich samců M2 a M3. Naše samice ale tak velké okrsky, jako měla Šálkova a Lövy (2012), nevytvořily. Hlavní rozdíl mezi mou prací a studií Šálka a Lövy (2012) byl v době pozorování během jednotlivých nocí. Šálek a Lövy (2012) sledovali sýčky pouze do jedné hodiny po půlnoci, čímž vynechali druhý bod aktivity sýčků, který je hodinu nebo dvě před rozedněním. Šálek a Lövy (2012) odhadují, že malé domovské okrsky lze vysvětlit vysokým podílem travních porostů v oblasti. To je možný důvod pro vysvětlení proč samec M3, který sídlil ve tvrzi, kolem

které byly louky měl menší okrsek než samec M4 po tom, co se usídlil v lese, kde je minimum travního porostu.

Další dvě studie, byly z jižního Německa, a to od Staggenborga et al. (2017) a Michela et al. (2017). Michelova et al. (2017) proběhla dříve, a to v letech 2009 – 2013 a při použití 90% KDE byla zjištěna průměrná velikost okrsků sýček během léta pro samice $16,3 \pm 6,5$ ha a pro samce $19,9 \pm 9,0$ ha. U Stagenborga et al. (2017), jehož studie probíhala v roce 2014 vyšla průměrná velikost při použití 95% KDE u samic $6,34 \pm 4,67$ ha pro domovský okrsek. I když byly obě studie dělány ve stejné oblasti, je tu výrazný rozdíl ve velikostech okrsků u samic. Hlavní důvod, proč mají Staggenborg et al. (2017) ve výsledku menší okrsky je pravděpodobně to, že je sledovali po velmi krátkou dobu a nemohli za tak krátký čas zjistit všechny možné lokace samic. Proto jsou jeho výsledky menší než u Šálka a Lövy (2012) nebo u našich samic, i když se jedná o stejnou zeměpisnou šířku. Obě studie, od Staggenborga et al. (2017) a od Šálka a Lövy (2012) zmiňují, že vliv na velikost domovského okrsku má heterogenita prostředí, kdy samice u Staggenborga et al. (2017), které měly ve svém okolí převážně ornou půdu, měly větší domovské okrsky než ty, co měly v okolí svého hnízda rozmanitější prostředí. Stejně tak Michel et al. (2017) zmiňují, že sýčkové obývající území s nižší heterogenitou, využívají větší domovský okrsek. Nikdy si nebudeme moct být jistí, co pro sýčky doopravdy znamená rozmanitější prostředí, ale mohlo by to vysvětlit, proč dospělci z Černých Krav měli menší domovské okrsky než ostatní. Okolí tvrze bylo se svými chatami, sadem a rybníkem rozmanitější, s více posedy vhodnými k lovu než okolí ostatních vesnic, kolem kterých se nacházela převážně orná půda. Kromě heterogenity prostředí by mohla mít vliv na velikost domovských okrsků i teplota místního podnebí. Tuto možnost odhadoval Framis et al. (2011) ve své studii ze severovýchodního Španělska. Pro samce vyšly jejich okrsky během doby hnízdění podle 100% MCP na 13,4 a 10,9 ha a podle 95% KDE byly domovské okrsky samců ve Španělsku během hnízdního období stanoveny na 10,9 a 8,5 ha. U samice byla pomocí 100% MCP zjištěna velikost domovského okrsku během hnízdění 3,7 ha a pro 95% KDE určena velikost na 2,3 ha. Při porovnání s výsledky od Grzywaczewskiho (2009), který dělal studii v Polsku, může být vliv teploty podnebí na velikost domovského okrsku výrazný. Během období hnízdění, kdy mláďata byla ještě v hnízdě, vyšly velikosti okrsků u dospělců v průměru na $27,5 \pm 28,2$ ha. A po vylétnutí mláďat z hnízda a během jejich osamostatňování klesla průměrná velikost okrsku pro dospělé na $9 \pm 9,4$ ha (Grzywaczewski 2009). Pro výpočet okrsků použil 100% MCP jako Framis et al. (2011). Při porovnání průměrných teplot, kdy ve Španělské oblasti je teplota v průměru 15–16 °C a v Polské oblasti je 7 – 7,5 °C je vidět rozdíl jak v teplotách, tak i ve velikostech okrsků. Framis et al. (2011) proto předpokládal že malé okrsky u jeho sýček jsou způsobeny díky středomořskému mírnému počasí s vyššími průměrnými ročními teplotami a vlhkým létem, což mohlo pomoci k dostatku potravy a usnadnit tak sýčkům její hledání a získávání. To také umožňuje celoroční zemědělskou činnost, díky které mají polní hlodavci, kterými se sýček živý neustálý zdroj potravy (Framis et al. 2011). V České republice jsou průměrné teploty 5–10 °C, což ji v rámci teploty podnebí, řadí mezi Španělsko a Polsko i když u Polska je to těsné. A i velikosti domovských okrsků v naší studii vyšly v průměru mezi těmito dvěma studii. Teplejší podnebí tedy může mít vliv na bohatší zdroje potravy. Na druhou stranu během další

studie, která také proběhla ve Španělsku od Zuberogitia et al. (2007), byla zjištěna velikost domovských okrsků podle 95% KDE pro samce na 19,2 ha a pro samice na 22,6 ha (Zuberogitia et al. 2007). I když proběhla v jiné části Španělska, bylo zde podobné teplé podnebí spolu s hospodářskými budovami. Okrsky těchto sýčků byly i tak větší než od Framise et al. (2011) a dosahovaly velikostí jako u Grzywaczewskiho (2009).

Zuberogitia et al. (2007) ve své práci uvádí, že menší domovské okrsky jsou typické pro sýčky, kteří úspěšně vychovali mláďata oproti těm, co byli v odchovu neúspěšní. Větší okrsky měli proto, že se nepotřebovali vracet do hnízda a kořist mohli sníst na místě, kde ji ulovili. To je částečně v rozporu s mými výsledky, kdy samice F1, která měla mláďata, měla podle 95% KDE větší okrsek než samice F3, která žádná mláďata neměla. Další důkaz pro tento předpoklad je samec M4, který odlétl do lesa kde lovil, ale už se nevracel do vesnice, kde byla jeho mláďata. Opačný výsledek je u samců ze stejných lokací jako samice zmíněné výše, kdy samec M1 (95% KDE – 4,72 ha) má menší velikost okrsku než samec M3 (8,18 ha).

Srovnání velikostí okrsků samců a samic

Podle znění mé hypotézy mají mít samci větší domovské okrsky než samice. Testování velikostí ale žádný statisticky významný rozdíl neodhalilo. Samozřejmě nelze určit ten test jako plně relevantní, jelikož byly testovány jen 2 samice ku 4 samcům což mohlo ovlivnit výsledek.

Při pouhém vizuálním srovnání velikostí, které byly odhaleny pomocí analýzy 95% KDE měla jediná samice F3 menší okrsky než samci, kromě samce M1 u kterého to bylo způsobeno předčasnou smrtí. Samice F1 si stihla vytvořit větší domovský okrsek než ostatní samci. Výjimkou byl samec M4, který používal větší okrsek i potom co se usadil v lese. Hlavní rozdíl mezi samicemi F1 a F3 byl v mláďatech, které měl pouze lipnický pár. Důvod, proč měla samice F1 tak velký okrsek může být ten, že se snažila lovit potravu pro mláďata. Druhou možností je, že se samice o mláďata přestala starat a velikost jejího okrsku znamená snahu opustit hnízdo, které pro ni už nemělo význam. Vzhledem k tomu, že samice už nebyla v hnízdní voliéře zastížena, jeví se pravděpodobnější druhá možnost.

Výsledky ve studii od Framise et al. (2011) mé hypotéze odpovídají, samci v jeho studii mají mnohem větší okrsky než samice. To samé bylo uvedeno ve studii od Michela et al. (2017), kdy letní domovské okrsky samic byly menší než u samců. A i když se v zimním období podle autora zvětšily, stále byly okrsky samic menší než samců. Ve výsledcích od Zuberogitia et al. (2007) to bylo méně jednostranné. Podle 95% KDE měl jeden samec větší okrsek než všechny samice kromě jedné. Další dva samci ale byly ve velikosti okrsku předčeni třemi samicemi. Zbylé tři samice pak měly okrsky menší než všichni samci. Důvodem pro tyto velikosti by podle autorů mohla být mláďata, kdy samec s nejmenším okrskem mláďata měl a samec s největším okrskem ne a neměl ani partnera. To samé bylo u samic, kdy samice s mláďaty měly menší okrsky než samice bez mláďat. Dospělci totiž shánějí potravu pro mláďata v blízkosti hnízda, aby minimalizovali výdej energie kvůli častějším loveckým výpravám. Výjimku tvoří pouze samice s okrskem přes 100 ha, která mláďata měla.

Ve studii od Šálka a Lövy (2012) to bylo naopak, samice měla během hnízdní sezóny mnohem větší okrsky než samci, v některých případech i dvojnásobně.

6.2 Srovnání odpočinkových míst

Sýček obecný, jako převážně noční lovec, tráví dny v úkrytu, kde odpočívá. Výběr stanoviště je závislý na výhodách a nevýhodách tohoto místa. Tento výběr je tak ovlivněn rizikem predace, možným vyrušováním nebo ochranou před teplotou a počasím. Mým hlavním problémem při určení odpočinkového místa bylo, že spousta lokací se nacházela v cizích zahradách a nedalo se spolehlivě určit místo, kde se přesně sýčci nacházejí.

Na využití chráněných nebo nechráněných míst se zaměřil Bock et al. (2013) ve své studii v jihovýchodním Německu. Sýčkové používaly k odpočinku otevřené prostory (např. koruny stromů) ze 42 %, a chráněná místa (uvnitř budov, budek, stohů dřeva a stromů) z 58 %. Jejich úkryty byly v 84 % případů v nebo na stromech. Téměř třetina odpočinkových míst (29 %) byla v dutinách ovocných stromů. Dále sýčkové využívali hnízdní budky ze 17 %, hromady dřeva (10 %) a malé budovy (2,5 %) (Bock et al. 2013). Dospělci podle mých výsledků nejčastěji využívali dobře chráněná místa v budovách, a to především v Černých Kravách, kde samec M4 trávil většinu dní ve tvrzi. Ostatní samci byli sledováni při využívání stromů, nebo jako samec F4, který používal jako místo úkrytu dutiny v pařezech. Samice to měly podobné, i když se to hůře porovnává, protože nejvíce denních bodů bylo zjištěno u samice F3 a ta rovněž trávila většinu dnů uvnitř tvrze s několika výjimkami, kdy seděla na stromech kolem rybníka. K preferenci chráněných úkrytů odpovídala i jedna ze sovy ze studie od Framise et al. (2011), která hnízdila na místní slepičí farmě, a jako odpočinková místa si vybírala stromy a budovy uvnitř farmy nebo v jejím okolí. Naproti tomu zbylé dvě sovy měly tato místa v lese nebo na jeho okraji a měly tedy preferenci otevřenějších úkrytů. Další podobný výběr odpočinkových míst bylo ve studii od Martíneze a Zuberogoitia (2010). Sýčkové zde upřednostňovali suché plantáže (která se dají popsat jako naše pole, ale jsou v oblastech s nedostatkem vody) blízko vesnic, kde mohli využívat hospodářské budovy a stromy v okolí budov (Martínez a Zuberogoitia 2010). Podle Bocka et al. (2013) je důležitý vliv teploty na výběr odpočinkové lokace. Proto si v jeho studii sýčkové vybírali během letních měsíců nechráněná místa a během zimních se schovávali na místech, která je mohla před nízkou teplotou ochránit. Moje výsledky s jeho tvrzením úplně nesouhlasí, většina úkrytů u mnou sledovaných sýčků bylo uvnitř budov. Využití chráněných míst i v létě může být důsledek ochrany před větrem nebo ochrana proti predátorům. Je tedy možné, že právě proto dospělci z Černých Krav zůstávali přes den ve tvrzi, a málo kdy odpočívali na okolních stromech, protože žili v této oblasti podstatně déle než ostatní sýčci ve svých okrscích a už zjistili, že toto místo je pro ně nejbezpečnější.

7. Závěr

Toto telemetrické sledování sýčků z roku 2020 bylo jednou z prvních spoluprací naší školy s ekocentrem Spálené Poříčí, které provádí tuto reintrodukcí sýčků. Tato pomoc při sběru dat může být využita v budoucnosti při vypouštění dalších jedinců.

Někteří jedinci se adaptovali na vesnické prostředí a zůstávali v něm po celou dobu sledování, ale bohužel někteří sýčkové opustili oblast během prvních týdnů sledování a tím znemožnili vytvořit jejich domovské okrsky.

Dále z výsledků vyplynulo, že větší velikost domovských okrsků u samců, než u samic není pevně daná, a i samice si dokážou vytvořit domovské okrsky větší než samci.

Samotné vypouštění nebylo podle mého názoru úspěšné, jelikož se žádný z vypuštěných párů v oblasti neusadil. Sýčky postihla buď náhlá úmrtí nebo odletěli z oblasti a tím zmizeli z dosahu vysílačů a znemožnili tak zjištění jejich stavu. I tak ale získaná data mohou pomoci při budoucím pokračování tohoto programu. Pokud se tyto poznatky zkombinují s daty, která se získají během dalších let, může to vést k obnovení populace sýčka obecného v přírodě.

8. Bibliografie

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.

Bauer H, Bezzel E, Fiedler W. 2005. *Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas*. 2 edition. Aula.

Bobek M, Pojer F. 2002. Podrobněji o konvenční telemetrii. Africká odyssea. Available from <https://www2.rozhlas.cz/capi/telemetrie.htm> (accessed 2022-04-12).

Bock A, Naef-Daenzer B, Keil H, Korner-Nievergelt F, Perrig M, Gruebler M, Sergio F. 2013. Roost site selection by Little Owls *Athene noctua* in relation to environmental conditions and life-history stages. *Ibis* **155**:847-856. Available from <http://doi.wiley.com/10.1111/ibi.12081>.

Bouchner M. 1975. *Kapesní atlas ptáků*. 1 edition. Státní pedagogické nakladatelství, Praha.

Bourquin J. 1983. Mortalité des rapaces le long de l'autoroute Genève-Lausanne. *Nos Oiseaux*:149-169.

Burt WH. 1943. Territoriality and Home Range Concepts as Applied to Mammals. *Journal of Mammalogy* **24**:346-352. Available at <https://academic.oup.com/jmammal/article-lookup/doi/10.2307/1374834>.

Cavalli M, Baladrón A, Isacch J, Biondi L, Bó M. 2016. Differential risk perception of rural and urban Burrowing Owls exposed to humans and dogs. *Behavioural Processes* **124**:60-65. Available from <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0376635715300942>.

Cepák J. 2008. *Atlas migrace ptáků České a Slovenské republiky: Czech and Slovak bird migration atlas*. 1 edition. Aventinum, Praha.

Cramp S. 1985. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. IV. Terns to Woodpeckers. 1 edition. Oxford University Press, Oxford.

Csermely D, Casagrande S, Sponza S. 2002. Adaptive details in the comparison of predatory behaviour of four owl species. *Italian Journal of Zoology* **69**:239-243. Available from <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/11250000209356466>.

Czech B, Krausman P, Devers P. 2000. Economic Associations among Causes of Species Endangerment in the United States. *BioScience* **50**:593-601. Available from <https://academic.oup.com/bioscience/article/50/7/593-601/354580>.

Červený J. 2010. *Myslivost: Ottova encyklopedie*. 2., upr. vyd. Ottovo nakladatelství, Praha.
Delaney D, Grubb T, Beier P, Pater L, Reiser M. 1999. Effects of Helicopter Noise on Mexican Spotted Owls. *The Journal of Wildlife Management* **63**:60-76. Available from <https://www.jstor.org/stable/3802487?origin=crossref>.

Dixon K, Chapman J. 1980. Harmonic Mean Measure of Animal Activity Areas. *Ecology* **61**:40-44. Available from <http://doi.wiley.com/10.2307/1936821>.

Doncaster C, Macdonald D. 1991. Drifting Territoriality in the Red Fox *Vulpes vulpes*. *The Journal of Animal Ecology* **60**:423-439. Available from <https://www.jstor.org/stable/5288?origin=crossref>.

Ekocentrum Spálené Poříčí. 2010. Ekocentrum Spálené Poříčí. Available from <http://www.ekocentrum.cz/> (accessed 2021-04-11).

Erritzoe J, Mazgajski T, Rejt Ł. 2003. Bird Casualties on European Roads — A Review. *Acta Ornithologica* **38**:77-93. Available from <http://www.bioone.org/doi/abs/10.3161/068.038.0204>.

Esselink H, van der Geld F, Jager L, Posthuma-Trumpie G, Zoun P, Baars A. 1995. Biomonitoring heavy metals using the barn owl (*Tyto alba guttata*): Sources of variation especially relating to body condition. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **28**:471-486. Available from <http://link.springer.com/10.1007/BF00211630>.

Felix J. 1995. Naší přírodou krok za krokem: zvířata. Albatros, Praha.

Forman R, Alexander L. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* **29**:207-231. Available from <https://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev.ecolsys.29.1.207>.

Framis H, Holroyd G, 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. MUSEU DE CIENCIES NATURALS-ZOOLOGIA, Barcelona.

Fröhlich A, Ciach M. 2018. Noise shapes the distribution pattern of an acoustic predator. *Current Zoology* **64**:575-583. Available from <https://academic.oup.com/cz/article/64/5/575/4582952>.

Fyhn M, Molden S, Witter M, Moser E, Moser M. 2004. Spatial Representation in the Entorhinal Cortex. *Science* **305**:58-64. Available from <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1099901>.

Gautestad A, Mysterud I. 1995. The Home Range Ghost. *Oikos* **74**:195-204. Available from <https://www.jstor.org/stable/3545648?origin=crossref>.

Gering J, Blair R. 1999. Predation on artificial bird nests along an urban gradient: predatory risk or relaxation in urban environments?. *Ecography* **22**:532-541. Available from <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1600-0587.1999.tb01283.x>.

Gorman G. 1995. The status of owl (*Strigiformes*) in Hungary. *Buteo*:95-108.

Graham M. 1990. *Birds by night*. 1 edition. T. a A. D. Poyser, Hertfordshire.

- Grzywaczewski G. 2006. State of the population of the little owl *Athene noctua* in Poland. *Notatki Ornitologiczne*:147-158.
- Grzywaczewski G. 2009. Home Range Size and Habitat use of the Little Owl *Athene noctua* in East Poland. *Ardea* **97**:541-545. Available from <http://www.bioone.org/doi/abs/10.5253/078.097.0420>.
- Hájková J, IUCN/SSC. 2018. Pokyny pro repatriace a další ochranářsky motivované translokace. Česká společnost ornitologická.
- Hardouin L, Robert D, Bretagnolle V. 2008. A dusk chorus effect in a nocturnal bird: support for mate and rival assessment functions. *Behavioral Ecology and Sociobiology* **62**:1909-1918. Available from <http://link.springer.com/10.1007/s00265-008-0621-5>.
- Harris S, Cresswell W, Forde P, Trehwella W, 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. Available from <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2907.1990.tb00106.x>.
- Hofrichterová A. 2015. Ročenka českých a slovenských zoologických zahrad 2015. 1 edition. Zoologická zahrada hl. města Prahy, Praha.
- Hudec K. 2005. Fauna ČR. Ptáci 2/II. 1 edition. Academia, Praha.
- Hume R. 2016. Ptáci Evropy. 2 edition. Knížní klub, Praha.
- Chrenková M, Dobrý M, Šálek M. 2017. Further evidence of large-scale population decline and range contraction of the little owl *Athene noctua* in Central Europe. *Folia Zoologica* **66**:106-116. Available from <http://www.bioone.org/doi/10.25225/fozo.v66.i2.a5.2017>.
- Ille R, Grinschgl F. 2001. Little Owl in Austria. Habitat characteristics and population density. *Ciconia*:129-140.
- Jacobsen B, Sonerud G. 1987. Home range of Tengmalm's owl: A comparison between nocturnal hunting and diurnal roosting. USDA Forest Service General Technical Report RM **142**:189-192.
- Jadczyk P. 2013. Feeding strategy of wintering Rooks *Corvus frugilegus* L. in urban habitats. *Polish Journal of Ecology* **61**:587-596.
- Jennrich R, Turner F. 1969. Measurement of non-circular home range. *Journal of Theoretical Biology* **22**:227-237. Available from <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0022519369900022>.
- Kenward R. 2000. A Manual for Wildlife Radio Tagging. 2 edition. Academic Press.
- King A, McLelland J. 1984. Special sense organs, in *Birds: Their Structure and Function*. :284-314. Baillière Tindall, London.

Kitowski I. 2002. Coexistence of Owl Species in the Farmland of Southeastern Poland. *Acta Ornithologica* **37**:121-124. Available from <http://www.bioone.org/doi/abs/10.3161/068.037.0208>.

Kjelstrup K, Solstad T, Brun V, Hafting T, Leutgeb S, Witter M, Moser E, Moser M. 2008. Finite Scale of Spatial Representation in the Hippocampus. *Science* **321**:140-143. Available from <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1157086>.

Kloibhofer F, Lugmair A. 2012. The little owl (*Athene noctua*) in upper Austria – population development and conservation measures. *OÖ. – Naturschutz aktuell*:3-24.

Kluschke M, Teulecke H, Kartheuser E, Kluschke U. 2015. Bericht zum Wiederansiedlungsprojekt für den Steinkauz im „Nördlichen Harzvorland“ für die Jahre 2011 bis 2014. :1-35. Available from <https://docplayer.org/40486058-Bericht-zum-wiederansiedlungsprojekt-fuer-den-steinkauz-im-noerdlichen-harzvorland-fuer-die-jahre-2011-bis-2014.html> (accessed 2022-04-10).

Kociolek A, Clevenger A, St. Clair C, Proppe D. 2011. Effects of Road Networks on Bird Populations. *Conservation Biology* **25**:241-249. Available from <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1523-1739.2010.01635.x>.

Kukalová M, Friedrichová I. 2016. Radio-telemetry. Available at <https://docplayer.cz/3372203-Radio-telemetry-autor-monika-kukalova-ivana-friedrichova.html> (accessed April 14, 2022)

Künzelmann B, Maurer D, Bažant M, Šálek M. 2019. Praktická příručka: Opatření ke zlepšení ochrany biotopů sýčka obecného. Dresden. Available from https://athene.uzdresden.de/wp-content/uploads/sites/2/2020/08/Praxishandbuch_A4_Final_WEB-CZ-ES.pdf (accessed 2022-02-15).

Lánský T. 2015. Sýčkové vymírají. Ochránci jim dají budky proti kunám. *Mladá fronta DNES* **2015**:4. MÚ Česká Lípa. Available from <https://docplayer.cz/8168123-Prehled-zprav-29-4-2015-30-4-2015.html> (accessed 2021-03-08).

Laver P, Kelly M. 2008. A Critical Review of Home Range Studies. *Journal of Wildlife Management* **72**:290-298. Available from <http://www.bioone.org/doi/abs/10.2193/2005-589>.

Lewis J, Rachlow J, Garton E, Vierling L. 2007. Effects of habitat on GPS collar performance: using data screening to reduce location error. *Journal of Applied Ecology* **44**:663-671. Available from <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2664.2007.01286.x>.

Longcore T, Smith P. 2013. On Avian Mortality Associated with Human Activities. *Avian Conservation and Ecology* **8**:1-4. Available from <http://www.ace-eco.org/vol8/iss2/art1/>.

- Lord R, Bellrose F, Cochran W. 1962. Radiotelemetry of the Respiration of a Flying Duck. *Science* **137**:39-40. Available from <https://www.science.org/doi/10.1126/science.137.3523.39>.
- Lorgé P. 2006. Gehört der Steinkauz *Athene noctua* in Luxemburg bald zum alten Eisen?. *Regulus Wissenschaftliche Berichte*:54-58.
- Lövy M, Riegert J. 2013. Home Range and Land Use of Urban Long-eared Owls. *The Condor* **115**:551-557. Available from <https://academic.oup.com/condor/article/115/3/551-557/5152885>.
- Martínez J, Zuberogoitia I. 2010. Habitat preferences for Long-eared Owls *Asio otus* and Little Owls *Athene noctua* in semi-arid environments at three spatial scales. *Bird Study* **51**:163-169. Available from <http://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/00063650409461348>.
- Mendenhall V, Pank L. 1980. Secondary poisoning of owls by anticoagulant rodenticides. *Wildlife Society Bulletin* **8**:311-315. U.S. Fish and Wildlife Service.
- Michel V, Naef-Daenzer B, Keil H, Gruebler M. 2017. Reproductive consequences of farmland heterogeneity in little owls (*Athene noctua*). *Oecologia* **183**:1019-1029. Available from <http://link.springer.com/10.1007/s00442-017-3823-6>.
- Mikkola H. 1983. *Owls of Europe*. 1 edition. T. a A. D. Poyser, Cornellská univerzita.
- Mlíkovský J. 1998. *Potravní ekologie našich dravců a sov*. 1 edition. Český svaz ochránců přírody, Vlašim.
- Mohr C. 1947. Table of Equivalent Populations of North American Small Mammals. *American Midland Naturalist* **37**:223-249. Available from <https://www.jstor.org/stable/2421652?origin=crossref>.
- Moller A. 2006. Sociality, age at first reproduction and senescence: comparative analyses of birds. *Journal of Evolutionary Biology* **19**:682-689. Available from <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1420-9101.2005.01065.x>.
- Moorcroft P, Lewis M, Crabtree R. 1999. Home Range Analysis Using a Mechanistic Home Range Model. *Ecology* **80**:1656-1665. Available from <http://www.jstor.org/stable/176554?origin=crossref>.
- Moorcroft P, Lewis M, Crabtree R. 2006. Mechanistic home range models capture spatial patterns and dynamics of coyote territories in Yellowstone. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **273**:51-59. Available from <https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rspb.2005.3439>.

- Müller W, Epplen J, Lubjuhn T. 2001. Genetic paternity analyses in Little Owls (*Athene noctua*): does the high rate of paternal care select against extra-pair young?. *Journal für Ornithologie* **142**:195-203.
- Nemeth E, Pieretti N, Zollinger S, Geberzahn N, Partecke J, Miranda A, Brumm H. 2013. Bird song and anthropogenic noise: vocal constraints may explain why birds sing higher-frequency songs in cities. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **280**:1-7. Available from <https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rspb.2012.2798>.
- Norberg R. 1977. Occurrence and independent evolution of bilateral ear asymmetry in owls and implications on owl taxonomy. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences* **280**:375-408. Available from <https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rstb.1977.0116>.
- Odum E, Kuenzler E. 1955. Measurement of Territory and Home Range Size in Birds. *The Auk* **72**:128-137. Available from <https://academic.oup.com/auk/article/72/2/128-137/5223550>.
- 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.
- Poprach K. 2003. Nebezpečné technické nástrahy pro sovy a další druhy ptáků. Available from <http://oldcso.birdlife.cz/index.php?ID=448> (accessed 2022-04-10).
- Poprach K. 2015. Sýček obecný (*Athene noctua*) a sova pálená (*Tyto alba*) – ohrožené druhy naší přírody. 1 edition. TYTO, Nenakonice.
- Powell R, Mitchell M. 2012. What is a home range?. *Journal of Mammalogy* **93**:948-958. Available from <https://academic.oup.com/jmammal/article-lookup/doi/10.1644/11-MAMM-S-177.1>.
- Powel R. 2000. Animal home ranges and territories and home range estimators. *Research techniques in animal ecology: controversies and consequences*:64-110.
- Redpath S. 1995. Habitat Fragmentation and the Individual: Tawny Owls *Strix aluco* in Woodland Patches. *The Journal of Animal Ecology* **64**:652-661. Available from <https://www.jstor.org/stable/5807?origin=crossref>.
- Reijnen R, Foppen R, Braak C, Thissen J. 1995. The Effects of Car Traffic on Breeding Bird Populations in Woodland. III. Reduction of Density in Relation to the Proximity of Main Roads. *The Journal of Applied Ecology* **32**:187-202. Available from <https://www.jstor.org/stable/2404428?origin=crossref>.
- Rodewald A, Shustack D. 2008. Consumer resource matching in urbanizing landscapes: Are synanthropic species over-matching?. *Ecology* **89**:515-521. Available from <http://doi.wiley.com/10.1890/07-0358.1>.

- Sacchi R, Gentilli A, Razzetti E, Barbieri F. 2002. Effects of building features on density and flock distribution of feral pigeons *Columba livia* var. *domestica* in an urban environment. *Canadian Journal of Zoology* **80**:48-54. Available from <http://www.nrcresearchpress.com/doi/10.1139/z01-202>.
- Seaman D, Powell R. 1996. An Evaluation of the Accuracy of Kernel Density Estimators for Home Range Analysis. *Ecology* **77**:2075-2085. Available from <http://doi.wiley.com/10.2307/2265701>.
- Scherzinger W. 1981. Vorkommen und Gefährdung der vier kleinen Eulenarten in Mitteleuropa. *Ökologie der Vögel* **3**:283-292.
- Schoener T. 1968. Sizes of Feeding Territories among Birds. *Ecology* **49**:123-141. Available from <http://doi.wiley.com/10.2307/1933567>.
- Schönn S, Scherzinger W, Exo K, Ille R. 1991. *Der Steinkauz*. 1 edition. Ziemsen, Wittenberg.
- Schröpfer L. 2000. Sýček obecný (*Athene noctua*) v České republice - početnost a rozšíření v letech 1998 - 1999. Pages 161 - 174 in Buteo: Časopis Skupiny pro ochranu dravců a výzkum dravců při České společnosti ornitologické. 1 edition. SOVDS ČSO, Praha.
- Silva C, Grilo C, Mira A. 2008. Modelling owl mortality on roads of Alentejo (southern Portugal). *Airo*:3-12.
- Silva C, Lourenço R, Godinho S, Gomes E. 2012. Major roads have a negative impact on the Tawny Owl *Strix aluco* and the Little Owl *Athene noctua* populations. *Acta Ornithologica* **47**:47-54.
- Silverman B. 1986. Density estimation for statistics and data analysis. :1-22. School of Mathematics University of Bath, London.
- Solstad T, Boccara C, Kropff E, Moser M, Moser E. 2008. Representation of Geometric Borders in the Entorhinal Cortex. *Science* **322**:65-68. Available from <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1166466>.
- Sousa J, Reto D, Filipe J, Leitão I, Ascensão F, Lourenço R, Marques A, Ferreira D, Santos-Reis M. 2010. How Do Major Roads Affect Barn Owls? Distribution, Space Use, Food Source and Mortality. *ICOET 2009*:407-417. North Carolina State University.
- Spencer W. 2012. Home ranges and the value of spatial information. *Journal of Mammalogy* **93**:929-947. Available from <https://academic.oup.com/jmammal/article-lookup/doi/10.1644/12-MAMM-S-061.1>.
- Staggenborg J, Schaefer H, Stange C, Naef-Daenzer B, Gruebler M, Sanchez-Zapata J. 2017. Time and travelling costs during chick-rearing in relation to habitat quality in Little Owls *Athene noctua*. *Ibis* **159**:519-531. Available from <http://doi.wiley.com/10.1111/ibi.12465>.

Šálek M. 2016. Závěrečná zpráva k projektu MGSII - 52: Zpracování odborných podkladů pro rozhodnutí o ZPZCHD pro druhy sýček obecný (*Athene noctua*) a strnad zahradní (*Emberiza hortulana*). Česká společnost ornitologická, Praha.

Šálek M. 2018. Sýček se představuje. Ptačí svět **25**:3-8.

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. Available from https://www.cambridge.org/core/product/identifier/S0959270911000268/type/journal_article.

Thiede W. 2007. Poznáváme dravce a sovy. Víkend, Praha.

Thorup K, Sunde P, Jacobsen L, Rahbek C. 2010. Breeding season food limitation drives population decline of the Little Owl *Athene noctua* in Denmark. Ibis **152**:803-814. Available from <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1474-919X.2010.01046.x>.

Tome R, Catry P, Bloise C, Korpimäki E. 2008. Breeding density and success, and diet composition of Little Owls *Athene noctua* in steppe-like habitats in Portugal. Ornis Fennica **85**:22-32.

Trombulak S, Frissell C. 2000. Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities. Conservation Biology **14**:18-30. Available from <https://doi.wiley.com/10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x>.

van der Zande A, ter Keurs W, van der Weijden W. 1980. The impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat—evidence of a long-distance effect. Biological Conservation **18**:299-321. Available from <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0006320780900063>.

Van Nieuwenhuysse D, Génot J, Johnson D. 2008. The Little Owl: Conservation, Ecology and Behavior of *Athene Noctua*. 1 edition. Cambridge University Press, Cambridge.

Vlček J. 2018. Repatriace sýčka obecného ano, či ne?. Ochrana přírody **73**:4-6.

Vogrin M. 2001. Little owl *Athene noctua* in Slovenia: an overview. Oriolus:132-135.

Voříšek P, Jiguet F, Van Strien A, Klvanova A, Gregory R, Škorpilová J. 2010. Trends in abundance and biomass of widespread European farmland birds: How much have we lost?. BOU Proceedings – Lowland Farmland Birds III.:1-24.

Waldvogel J. 1990. The Bird's Eye View. American Scientist **78**:342-353. The Scientific Research Honor Society.

- White G, Garrott R. 1990. Designing and Testing Triangulation Systems. :79-112. Elsevier. Available from <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780080926575500082>.
- Withey J, Bloxton T, Marzluff J. 2001. Effects of Tagging and Location Error in Wildlife Radiotelemetry Studies. Radio Tracking and Animal Populations:43-75. Elsevier. Available from <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780124977815500049>.
- Worton B. 1989. Kernel Methods for Estimating the Utilization Distribution in Home-Range Studies. Ecology **70**:164-168. Available from <http://doi.wiley.com/10.2307/1938423>.
- Žmihorski M, Altenburg-Bacia D, Romanowski J, Kowalski M. 2006. Long-term decline of the Little Owl (*Athene noctua*) in Central Poland. Polish Journal of Ecology:321-324.
- Zoo Olomouc. 2021. Repatriace sýčků obecných a sov pálených. Olomouc. Available from <https://www.zoo-olomouc.cz/repatriace-sycku-obecnych-sov-palenyh> (accessed 2022-02-15).
- Zoo Ostrava. 2021. Záchranné chovy sýčka obecného. Ostrava. Available from https://www.zoo-ostrava.cz/cz/ochrana-prirody/?ochrana_id=551 (accessed 2022-02-15).
- Zoo Zlín. 2020. Sýčci do volné přírody. Zlín. Available from <https://www.zoozlin.eu/sycci/> (accessed 2022-02-15).
- Zuberogitia I, Zabala J, Martinez J, Hidalgo S, Martinez J, Castillo I. 2007. Seasonal dynamics in social behaviour and spacing patterns of the Little Owl *Athene noctua*. Ornis Fennica **84**:173-180. BIRDLIFE FINLAND.
- Zvářal K. 2017. Zachráníme sýčka?. Page38in Myslivost. Available from <https://www.myslivost.cz/Casopis-Myslivost/Myslivost/2017/Leden-2017/Zachranime-sycka>.

9. Samostatné přílohy

Příloha 1 – obecné informace o sledovaných sýčcích

lokace	pohlaví	Číslo kroužku
Lipnice	Samec M1	ES51072
	Samice F1	ES51071
Těnovice	Samec M2	ES51079
	Samice F2	ES51078
Černé Krávy	Samec M3	ES38968
	Samice F3	CZ156781
Radinovy	Samec M4	CZ169392
	Samice F4	CZ169463

Příloha 2 – velikosti nočních a denních domovských okrsků v ha

	noc				den			
	KDE 95	KDE 90	MCP 100	MCP 90	KDE 95	KDE 90	MCP 100	MCP 90
samec lipnice M1	4,72	3,16	2,82	2,63	5,28	4,1	3,59	2
samec těnovice M2	8,76	6,67	6,06	4,21	5,35	4,02	2,81	1,71
samec černé krávy M3	8,18	5,65	9,85	3,99	4,33	3,18	1,64	1,18
samec radinovy M4	12,16	7,25	40,07	14	4,54	2,63	19,4	1,41
samice lipnice F1	10,7	8,73	8,2	4,1	8,23	6,22	5,42	4,5
samice černé krávy F3	7,45	5,13	7,19	3,08	4,12	2,85	4,87	1,72
průměr	8,66	6,1	12,37	5,34	5,31	3,83	6,29	2,09
Směrodatná odchylka	2,37	1,75	12,58	3,92	1,38	1,20	5,99	1,11

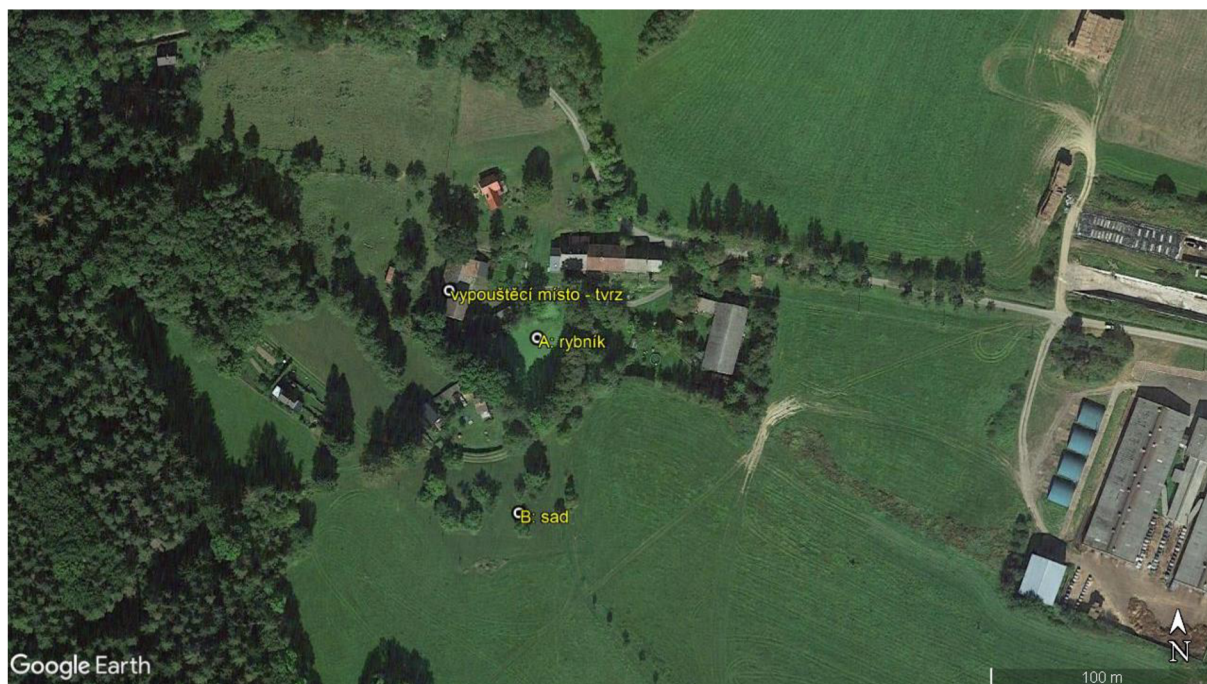
Příloha 3 – zájmové body Lipnice



Příloha 4 – zájmové body Těnovice



Příloha 5 – zájmové body Černé Krávy



Příloha 6 – zájmové body Radinovy

