

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů**

**Katedra etologie a zájmových chovů**



**Fakulta agrobiologie,  
potravinových a přírodních zdrojů**

**Reintrodukce sýčka obecného (*Athene noctua*) na  
Plzeňsku: prostorové chování juvenilních jedinců po  
vypuštění**

**Diplomová práce**

**Autor práce: Bc. Vendula Velasová**

**Obor studia: Zájmové chovy**

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

© 2023 ČZU v Praze

## Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Reintrodukce sýčka obecného (*Athene noctua*) na Plzeňsku: prostorové chování juvenilních jedinců po vypuštění" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 14. 4. 2023

---

## **Poděkování**

Ráda bych touto cestou poděkovala Ing. Tomáši Bušinovi, Ph.D. za odborné vedení této diplomové práce, za veškeré rady, připomínky a cenné zkušenosti. Dále bych chtěla poděkovat za spolupráci Ing. Jiřímu Vlčkovi, Ekocentru Spálené Poříčí a zejména pak Petru Jandíkovi za společnou práci v terénu a poskytnuté informace. Mé poděkování patří i Ing. Karolíně Machové za konzultaci ohledně statistického zpracování.

# Reintrodukce sýčka obecného (*Athene noctua*) na Plzeňsku: prostorové chování juvenilních jedinců po vypuštění

## Souhrn

Početnost střeoevropských populací sýčka obecného (*Athene noctua*) v posledních dekádách výrazně poklesla. Pro posílení populací jsou jedním z možných řešení reintrodukční programy, jejichž úspěšnost závisí na pochopení biologických požadavků konkrétního druhu. Pro pochopení základních biologických požadavků sýčka vznikla řada studií, z nichž většina vycházela z dat adultních jedinců. O prostorovém chování juvenilních jedinců od vylétnutí z hnízda po disperzi je poměrně málo informací, a proto cílem této diplomové práce bylo vyhodnotit chování juvenilních jedinců po vypuštění z adaptačních voliér. V rámci reintrodukčního programu sýčka obecného v zemědělsky obdělávané krajině na Plzeňsku v České republice bylo pomocí radiotelemetrie monitorováno mezi lety 2020–2022 celkem 19 juvenilních jedinců. Pro vyhodnocení prostorových charakteristik v této práci byla použita data 12 mláďat, která splnila minimální požadavky pro statistické zpracování.

Nejčastější příčinou úmrtí mláďat po vypuštění z adaptační voliéry byla predace ( $n = 3$ ). U většiny mláďat ( $n = 9$ ) byla prokázána závislost míry disperze na počtu dní od vylétnutí z voliéry. Průměrná hodnota pohybu během noci byla  $124,9 \pm 64,6$  m ( $\pm$  SD). Nejvzdálenější zaznamenaná lokace byla 1230,6 m od voliéry. Noční domovské okrsky mláďat byly vypočítány z prvních 15 po sobě jdoucích dní po vypuštění. Jejich průměrná hodnota byla stanovena metodou 100% minimálního konvexního polygonu na  $11,0 \pm 22,3$  ha a metodou 95% jádrového odhadu hustoty na  $14,5 \pm 34,5$  ha. Individuální okrsky mláďat, zahrnující všechny jejich lokace, vykazovaly rozdílné hodnoty (rozsah 0,5–129,2 ha).

Ačkoli průměrná noční vzdálenost od voliéry byla  $117,9 \pm 178,4$  m, mláďata se k ránu vracela do místa vypuštění, kde byla přikrmována. Ve vzdálenosti do 50 m od voliéry bylo zaznamenáno 86 % denních lokací. Celkem 68 % denních odpočinkových míst bylo zaznamenáno ve voliéře. Mláďata dále k dennímu odpočinku nejčastěji využívala listnaté stromy s výraznou preferencí ořešáku a dubu. V 90 % případů mláďata během dne úkryt neměnila.

**Klíčová slova:** disperze, domovský okrsek, monitoring, radiotelemetrie, záchranný program

# Reintroduction of the little owl (*Athene noctua*) in the Pilsen region: juveniles' post-release spatial behaviour

## Summary

The population of the little owl (*Athene noctua*) has significantly decreased in Central Europe in the last few decades. Reintroduction programs are one of the possible solutions for population reinforcement. The success of these programs depends on understanding the biological requirements of the specific species. Many studies have been conducted to understand the basic biological requirements of the little owl, but most of these studies are based on data from adults. There is a relatively lack of information on the spatial behaviour of juveniles. The aim of this study was to evaluate the post-release spatial behaviour of juveniles. A total of 19 juveniles were radio-tracked between 2020 and 2022 within the reintroduction program of the little owl in an agricultural landscape in the Pilsen Region in the Czech Republic. Data from 12 juveniles that met the minimum requirements for statistical processing were used for the evaluation of spatial characteristics in this study.

Predation was the most common cause of death among juveniles after their release from the adaptation aviary ( $n = 3$ ). In most of the juveniles ( $n = 9$ ) a dependence of the dispersal distance on the number of days since leaving the aviary was demonstrated. The average nightly travel range was  $124,9 \pm 64,6$  m ( $\pm$  SD). The furthest recorded location was 1230,6 m from the aviary. The nightly home ranges were calculated from the first 15 consecutive days after release. The mean home range size was  $11,0 \pm 22,3$  ha using 100% minimum convex polygon method and  $14,5 \pm 34,5$  ha using 95% kernel density estimation. The individual home ranges of the juveniles, including all of their locations, showed different values (range 0,5–129,2 ha).

Although the average nightly distance from the aviary was  $117,9 \pm 178,4$  m, the juveniles returned to the release site by morning, where they were fed. 86 % of the roost sites were recorded within 50 m of the aviary. A total of 68 % of the roost sites were recorded in the aviary. Juveniles used deciduous trees for roosting, with a pronounced preference for walnut tree and oak. Juveniles did not change their roost sites during the day in 90 % of cases.

**Keywords:** dispersion, home range, monitoring, radiotelemetry, rescue program

# Obsah

<b>1 Úvod .....</b>	<b>7</b>
<b>2 Vědecká hypotéza a cíle práce .....</b>	<b>8</b>
<b>3 Literární rešerše.....</b>	<b>9</b>
<b>3.1 Sýček obecný.....</b>	<b>9</b>
3.1.1 Biologie druhu .....	9
3.1.2 Populační dynamika a míra přežívání.....	12
3.1.3 Příčiny ohrožení.....	15
<b>3.2 Reintrodukce .....</b>	<b>19</b>
3.2.1 Záchranné programy .....	20
<b>3.3 Radiotelemetrie .....</b>	<b>22</b>
3.3.1 Obecný popis .....	22
3.3.2 Prostorová ekologie .....	23
3.3.3 Metody vyhodnocení domovského okrsku a disperze.....	24
3.3.4 Studie prostorových charakteristik sýčka .....	25
<b>4 Metodika .....</b>	<b>27</b>
<b>4.1 Charakteristika vypouštěcích lokalit .....</b>	<b>27</b>
<b>4.2 Příprava jedinců a vypouštění .....</b>	<b>27</b>
<b>4.3 Metodika sběru dat .....</b>	<b>28</b>
<b>4.4 Způsob vyhodnocení výsledků .....</b>	<b>28</b>
<b>5 Výsledky.....</b>	<b>30</b>
<b>5.1 Průměrné hodnoty nočního pohybu.....</b>	<b>31</b>
<b>5.2 Disperze.....</b>	<b>32</b>
<b>5.3 Domovské okrsky .....</b>	<b>36</b>
<b>5.4 Odpočinková místa .....</b>	<b>38</b>
<b>6 Diskuze.....</b>	<b>41</b>
<b>7 Závěr .....</b>	<b>45</b>
<b>8 Literatura.....</b>	<b>46</b>
<b>9 Samostatné přílohy .....</b>	<b>54</b>

# 1 Úvod

Populace sýčka obecného (*Athene noctua* Scopoli, 1769) zaznamenala během posledních pár desetiletí prudký pokles v mnoha evropských zemích. Zatímco ještě v 50. letech minulého století byl sýček v ČR široce rozšířenou sovou, v současnosti se jeho populace odhaduje na cca 130 hnízdních párů (Chrenkova et al. 2017; Šťastný et al. 2021). V ČR se tak řadí mezi silně ohrožené druhy (MŽP 1992).

Sýček obecný je noční predátor. V evropské části areálu jeho výskytu je pro něj typická otevřená zemědělská krajina se zastoupením maloplošných, různorodých biotopů s výskytem krátkostébelné vegetace, která mu usnadňuje přístup ke kořisti (Šálek & Schröpfer 2008; Apolloni et al. 2018). Přirozené místo k hnízdění představují pro sýčka dutiny stromů. Ovšem takové hnízdění se stalo ve střední Evropě vzácné, a naopak se navýšily záznamy o hnízdění v lidských objektech, kde si sýček zakládá hnízdo v otvorech ve zdech či půdních prostorách (Chrenkova et al. 2017). Adultní jedinci vykazují silnou hnízdní fidelitu. Juvenilní jedinci po osamostatnění se od rodičů dispergují na krátké vzdálenosti od svého rodiště (Hudec & Šťastný 2005).

Pokles populace zapříčinila především přeměna krajiny s nástupem intenzivního zemědělství, v jehož důsledku došlo ke ztrátě vhodných biotopů pro lov kořisti a k izolovanosti jednotlivých populací (Žmihorski et al. 2006; Šálek & Schröpfer 2008). V současnosti se sýček vyskytuje především v okolí lidských sídel, kde čelí nástrahám antropogenních pastí a synantropním predátorům (Thorup et al. 2013).

Agenturou ochrany přírody a krajiny ČR byl v roce 2020 pro sýčka spuštěn záchranný program, který si klade za cíl zajistit životaschopnou populaci (AOPK 2020). V rámci reintrodukčního programu sýčka na Plzeňsku však probíhá již od roku 2017 každoroční vypouštění vybraných jedinců. Od roku 2020 se zintenzivnil monitoring vypouštěných jedinců, který umožnil získání potřebných dat k vyhodnocení jejich chování po vypouštění.

Současná doporučení pro management ochrany sýčka jsou zaměřena především na ochranu biotopů v místech výskytu sýčka. Farmáři a majitelé objektů, kde se sýčci vyskytují, se podílí na spolupráci upravováním managementu travních porostů, minimalizováním antropogenních pastí, vyvěšováním budek apod. (Šálek & Bažant 2020).

## **2 Vědecká hypotéza a cíle práce**

Cílem práce bylo popsat prostorové chování mláďat reintrodukovaných sýčků obecných po vypuštění na vybraných lokalitách na Plzeňsku a zhodnotit vhodnost stávajícího managementu reintrodukčního programu na základě dat z období 2020–2022.

Jelikož se tato práce odlišuje od klasické experimentální studie srovnávacího charakteru, je koncipována jako studie deskriptivní. Přesto byla pro účely splnění podmínek DP určených FAPPZ stanovena následující hypotéza:

Míra disperze mláďat příkrmovaných na vypouštěcí lokalitě bude ve sledovaném období na menší úrovni oproti přirozené disperzi typické pro tento, případně příbuzný druh.



## 3 Literární rešerše

### 3.1 Sýček obecný

#### 3.1.1 Biologie druhu

Sýček obecný je sedentární druh sovy z čeledi puštíkovití, jehož přirozený areál výskytu se rozprostírá na rozsáhlém území od Pyrenejského poloostrova až po východní Čínu. Na sever je jeho oblast rozšíření omezena hranicí boreálního pásma Evropy a Asie. Na jihu zasahuje populace sýčka až do severní části Nigeru a polopouští jižní Etiopie (obr. 1) (IUCN 2022). Na konci 19. století byl sýček introdukován do Velké Británie za účelem obohacení tamní fauny a na počátku 20. století na Nový Zéland s cílem snížení početnosti introdukovaných pěvců působících škody na úrodě (Hudec & Šťastný 2005; Svensson 2016).



Obr. 1: Areál rozšíření sýčka obecného. Oranžová barva – původní výskyt, fialová – introdukce (Velká Británie, Nový Zéland). (Zdroj: IUCN 2022)

Sýček, zvláště v rámci evropské části jeho populace, na kterou tato práce primárně referuje, je synantropním druhem vázaným na zemědělskou krajinu vyznačující se různorodostí porostů, která představuje hlavní potravní biotop. Velké množství studií např. Martínez & Zuberogoitia (2004), Šálek & Schröpfer (2008), Šálek & Lövy (2012), Šálek et al. (2016), Apolloni et al. (2018), Fattebert et al. (2018) potvrzují výraznou preferenci pastvin, luk, sadů a zemědělských stavení v otevřených nížinných krajinách před ostatními typy biotopů. Tato místa poskytují jak vysokou dostupnost a rozmanitost vhodných biotopů k lovu potravy, tak například budovy se starou zástavbou nabízející dostupná místa k hnízdění (Šálek & Schröpfer 2008; Žmihorski et al. 2012; Mayer et al. 2021).

Preferenci biotopů je ovlivňována především výškou vegetace, která je limitujícím faktorem v lovu kořisti spíše než její hojností (Šálek & Lövy 2012; Apolloni et al. 2018). Nejvhodnější biotop pro lov potravy představují pastviny s krátkostébelnou vegetací, která usnadňuje přístup ke kořisti, zvyšuje její viditelnost, dále snižuje predanční riziko a energetické náklady spojené s lovem (Exo 1992; Sissons & Scalise 2001; Šálek & Schröpfer 2008). Grzywaczewski (2009) zaznamenal výraznou preferenci stanovišť s délkou vegetace nižší než

20 cm, sýčci zde trávili 85–95 % času během noční aktivity. Výběr pastvin může být dále ovlivňován i samotnou velikostí těchto biotopů. Sýčci upřednostňují větší počet menších, různorodých pastvin spíše než méně pastvin sjednocených do větších celků, jak uvádí Šálek & Schröpfer (2008) a Apolloni et al. (2018).

Řada studií se věnovala podrobnějšímu vyhodnocování různých charakteristik prostředí ovlivňující přítomnost sýčka. Apolloni et al. (2018) monitorovali celkem 24 samců a 20 samic v průběhu roku 2011 na jihu Německa. Jedinci výrazně upřednostňovali sady před ostatními dostupnými biotopy. Přestože ve studované oblasti sady tvořily pouze 9,8 % ze všech biotopů, bylo zde zaznamenáno 47,8 % lokací. Naopak nejrozsáhlejším biotopem oblasti byla orná půda (33,4 %), kde bylo zaznamenáno 29,2 % lokací. Preferenci sadů vysvětlovali autoři hojností hlodavců a dostupných míst k hnízdění.

Zabala et al. (2006) porovnávali biotopy a jejich obsazenost sýčky ve Španělsku. Výskyt sýčků výrazně negativně ovlivňoval podíl lesních porostů, především pak jehličnatých, které představují nevhodný biotop pro lov kořisti a zvyšují riziko predace. Vyhýbání se lesním biotopům potvrzuje například i studie z ČR (Šálek et al. 2016), z Polska (Žmihorski et al. 2012) a z Německa (Fattebert et al. 2018). Opačné chování však bylo pozorováno u jednoho reintrodukovaného samce, který se po vypuštění zdržoval v zalesněné oblasti, kde mimo jiné využíval podzemní dutinu ve starém pařezu ke svému dennímu odpočinku (Bušina 2021). Zdali se jednalo o náhodné chování, nebo to bylo následkem chovu v lidské péči, by měl osvětlit budoucí monitoring vypouštěných jedinců. Zabala et al. (2006) dále poukázali na negativní dopad okrajového efektu na přítomnost sýčka. I přes to, že byly určité louky a pastviny vyhodnoceny jako vhodné pro výskyt sýčka, sýčci se zde nevyskytovali. Autoři u těchto vybraných biotopů zaznamenali značnou fragmentaci lesními porosty, která měla za následek zvýšení okrajového efektu. Tento biotop naopak představuje vhodné lovicí stanoviště pro puštíka obecného (*Strix aluco* Linné, 1758), jehož hustota populace rovněž ovlivňuje hustotu populace sýčka důsledkem mezidruhové kompetice, jak uvádí výsledky studie Zabala et al. (2006). Dalším biotopem negativně ovlivňující přítomnost sýčka jsou oblasti silničních cest (Zabala et al. 2006; Silva et al. 2012).

Preference nižších nadmořských výšek (Zabala et al. 2006; Šálek & Schröpfer 2008; Fattebert et al. 2018) není zcela objasněna. Nejvíce studií se shoduje na důvodu upřednostňování nižších poloh v důsledku dostupnosti potravy, která je nejlépe přístupná v zemědělské krajině, která se vyskytuje především v oblastech s nižší nadmořskou výškou (Goutner & Alivizatos 2003; Hounsoume et al. 2004; Zabala et al. 2006).

Adultní sýčci vykazují vysokou fidelitu svému hnízdišti a většina jedinců žije v trvalém páru po celý život. Námluvy probíhají ve střední Evropě od března do dubna (Exo 1992; Hudec & Šťastný 2005). Pro toto období je typická nejvyšší hlasová aktivita v roce (Finck 1990), která je spojována s obhajobou teritorií (Zuberogitia et al. 2007).

Obecně si sýčci zakládají hnízdo nejčastěji v dutinách stromů, někdy také ve skále, ojediněle například i v zemních norách. V současnosti je ovšem ve střední Evropě hnízdění v dutinách stromů velmi vzácné. Zatímco v letech 1993–95 tvořila v ČR přirozená hnízdiště 11 % z celkového počtu pravděpodobných hnízdišť, v letech 1998–99 se tento podíl snížil na 3 % (Schröpfer 2000; Šálek & Schröpfer 2008). Během monitorovacího programu v letech 2015–16 Chrenkova et al. (2017) nezaznamenali v ČR již žádné hnízdiště vyskytující se v přírodních dutinách. S výrazným poklesem využívání stromových dutin byl naopak

zaznamenán prudký nárůst využívání zemědělských objektů a obytných budov, kde sýčci vyhledávají různé otvory ve zdech, výklenky, půdní prostory apod. (Šálek & Schröpfer 2008). Tento přechod ve výběru stanovišť k hnízdění je důsledkem přeměny krajiny a ztráty vhodných, přirozených míst.

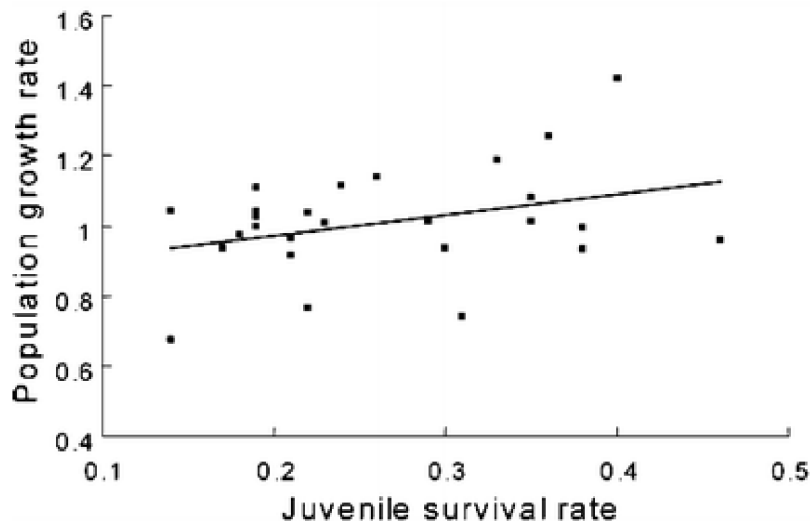
Samice snáší 3–7 vajec, na kterých sedí 22–29 dní. Rozdíly v rodičovském úsilí souvisí s pohlavím. Mláďata jsou první týden po vylíhnutí intenzivně zahřívána samicí, která je krmí potravou obstarávanou samcem. Později jsou krmena samcem i samicí, a to jak v noci, tak přes den. Mláďata jsou vzletná kolem jednoho měsíce věku. Po vylétnutí z hnízda se zdržují v jeho okolí, kde jsou stále dokrmována rodiči (Hudec & Šťastný 2005). Thorup et al. (2010) zaznamenali v Dánsku od 70. let 20. století do současnosti pokles vylétnutých juvenilních jedinců v průměru z 3 na méně než 2. Autoři vysvětlují sníženou produkci mláďat jako důsledek zvyšující se vzdálenosti vhodných biotopů pro lov kořisti od hnízda, což znemožňuje rodičům přinášet dostatečné množství potravy. Plně vzletná mláďata stále závislá na rodičích se dožadují potravy typickým žebračným voláním tzv. „begging calls“, jehož intenzita a frekvence se snižuje s počtem dní od vylétnutí (Pedersen et al. 2013). Žebrání o potravu umožňuje mláďatům signalizovat pocit hladu a celkový tělesný stav rodičům (Hofstetter & Ritchison 1998; Gladbach et al. 2009), a předpokládá se, že slouží i ke komunikaci mezi sourozenci (Roulin 2001). Juvenilní jedinci opouštějí svoje natální teritorium během září až října a rozptylují se na poměrně krátké vzdálenosti od místa svého rodiště (Hudec & Šťastný 2005; Cepák 2008). Z pohledu populační dynamiky tak představují takzvané imigranty, jenž svojí disperzí zvyšují růst jednotlivých populací, mezi kterými zajišťují výměnu genů (Schaub et al. 2006; Tkadlec 2013). Na podrobnější vyhodnocení disperzní vzdálenosti se zaměřili Fuchs & van de Laar (2008). Prostřednictvím dat z kroužkování sýčků v Nizozemsku stanovili průměrný rozptyl juvenilních jedinců ( $n = 436$ ) na cca 6 km. Autoři zaznamenali u sledovaných jedinců změny ve vzdálenosti disperse v rámci několika měsíců. Zatímco ještě v červenci byla mláďata závislá na rodičích, v srpnu už více než polovina jedinců začala dispergovat. V září byla mláďata nalezena v průměru ve vzdálenosti 3 km od hnízda, v říjnu činila vzdálenost dispergujících jedinců v průměru 10,5 km a v prosinci se vzdálenost snížila na 4 km.

Sýček obecný je oportunistický predátor, který loví převážně za šera a v noci, v období hnízdění i v průběhu dne. Potravu tvoří drobní zemní savci (hlodavci), ptáci, obojživelníci a široká škála bezobratlých živočichů (kroužkovci, hmyz, měkkýši). Rozdíly v dietě jsou vysvětlovány dostupností kořisti v dané lokalitě a v daném ročním období (Goutner & Alivizatos 2003; Hounsoume et al. 2004; Tomé et al. 2008; Šálek et al. 2010). Podle druhu kořisti a typu terénu sýčci loví ze země nebo z vyvýšených míst. Pro pohyb po zemi je typické hopsání nebo chůze (Hudec & Šťastný 2005). Způsob lovu kořisti z vyvýšených míst (například zdi, ploty, sloupy, stromy atd.) je ovlivňován samotnou výškou těchto specifických míst, které umožňují lepší viditelnost kořisti. Tomé et al. (2011) ve své studii pozorovali větší úspěšnost lovu, když sýčci využívali nejvyšší (v průměru 0,77 m) dostupné posedy v prostředí bez výskytu stromů. Naopak v prostředí s výskytem stromů a s hustší pozemní vegetací si sýčci vybírali k číhání na kořist nižší místa (v průměru 2,67 m), než byla maximální dostupná (v průměru 4,99 m). Autoři na základě těchto výsledků poukazují na možnou existenci optimální výšky posedů, která zvyšuje detekovatelnost kořisti.

### 3.1.2 Populační dynamika a míra přežívání

Jednou z hlavních součástí populační ekologie je studium faktorů, které mají vliv na dynamiku a stabilitu daného druhu. Populační dynamika je charakterizována jako sled stavů, na jejichž základě je možné pozorovat změny početnosti populace druhu v určitém časovém období. Změny populačních hustot závisí na tzv. populačních procesech, a to natalitě, mortalitě, respektive míře přežívání a migralitě, které jsou zpětnovazebně ovlivňovány vlastnostmi prostředí (zdroje potravy, prostor, predátoři, kompetice, počasí atd.) a jedinců (věk, vývojové stádium, plodnost, prostorové chování atd.) (Tkadlec 2013).

Míra přežívání jedinců je jedním z hlavních faktorů, které ovlivňují růst populace. Průměrná míra přežívání juvenilních jedinců sýčka se pohybuje v rozmezí 15–30 %, u adultních jedinců kolem 60–75 % (Exo 1992; Thorup et al. 2010; Le Gouar et al. 2011; Thorup et al. 2013). Na to, jak přežívání jedinců ovlivňuje růst populace, se zaměřila studie Schaub et al. (2006). Autoři studovali rozdíly v populační dynamice u čtyř vybraných populací sýčka obecného ve Švýcarsku a na jihu Německa. Ve své studii uvádí jako hlavní příčinu, která měla za následek rozdíly v populační dynamice u sledovaných populací, míru přežívání juvenilních jedinců a jejich imigraci. Naopak nejdůležitějším faktorem vysvětlujícím rozdílné míry růstu populací v čase byla dle autorů míra přežívání adultních jedinců. Studie Le Gouar et al. (2011) označuje přežívání mláďat jako klíčový faktor ovlivňující růst jednotlivých populací. Na základě dat z odchytů sýčků v období 1973–2007 autoři zaznamenali výrazný růst populace v těch letech, kdy se navýšila míra přežívání mláďat (obr. 2).



Obr. 2: Vztah mezi mírou přežívání mláďat (osa x) a růstem populace (osa y).  
(Zdroj: Le Gouar et al. 2011)

Podrobné vyhodnocení míry přežívání sýčků v Dánsku přinesla studie Thorup et al. (2013). Na základě monitorování hnízdišť a radiotelemetrie jedinců v období 2005–08 autoři zjistili 8% míru přežívání u jedinců během období od vajíčka po disperzi. Autoři dále zaznamenali nejvyšší úhyn mláďat během prvních tří měsíců od vylíhnutí. Z celkového počtu 139 vajec se vylíhlo a přežilo první dva týdny od vylíhnutí 32 % jedinců, z nichž 47 % přežilo

až do opeření. Odhadované přežití juvenilních jedinců po opeření stanovili autoři na 55 % a poukázali na zvyšující se míru přežívání se vzrůstajícím počtem dní od opeření.

## Situace v EU a ČR

Jelikož areál rozšíření sýčka obecného zahrnuje celý palearkt, je v Červeném seznamu Mezinárodního svazu ochrany přírody (International Union for Conservation of Nature, IUCN) zařazen do kategorie málo dotčený druh (Least Concern, LC) (IUCN 2022). Avšak od 50. let 20. století zaznamenala populace sýčka výrazný pokles napříč celou Evropou. Areál jeho rozšíření se v určitých zemích rapidně zúžil na posledních pár oblastí výskytu, často ostrůvkovitého charakteru a na mnoha místech již vymizel (Exo 1992).

V Maďarsku v národním parku Hortobágy, kde populace sýčka není tak zasažena jako v jiných státech ve střední Evropě, se odhaduje průměrná populace na 5,01 volajících samců/10 km<sup>2</sup>, přičemž lokálně může dosahovat až téměř 86 samců/10 km<sup>2</sup> (Šálek et al. 2013). Na Slovensku Chrenkova et al. (2017) stanovili na základě dat z období 2009–14 průměrnou populační hustotu na 0,36 volajícího samce/10 km<sup>2</sup> a celková populace byla odhadnuta na 550 hnízdicích párů. Dále například v Polsku se odhaduje průměrná populační hustota na 0,7 samce/10 km<sup>2</sup>, v Rakousku 0,3–2 samce/10 km<sup>2</sup>, v Německu 1,4–1,7 samce/10 km<sup>2</sup> (Chrenkova et al. 2017). V Nizozemsku byl mezi lety 1970–2000 zaznamenán 70% úbytek sýčka a velikost populace se odhadovala na 5500–6500 párů (Le Gouar et al. 2011). Zajímavé porovnání populační hustoty v závislosti na různých biotopech v Portugalsku přinesla studie Tomé et al. (2008). Zatímco v otevřených lesích autoři stanovili hustotu 7 samců/10 km<sup>2</sup>, v pseudostepích bez výskytu stromů dosahovala hustota 2,5 samců/10 km<sup>2</sup>. Autoři vysvětlili tento rozdíl vyšší dostupností vhodných míst k hnízdění v otevřených lesích.

Zatímco v první polovině 20. století patřil sýček obecný v ČR mezi hojně rozšířené sovy, v současnosti je řazen v Červeném seznamu obratlovců ČR do kategorie kriticky ohrožený druh. Silně klesající trend začala populace sýčka vykazovat v druhé polovině 20. století. V rámci hnízdních mapování ČR pomocí kvadrátové sítě probíhajících pravidelně od 70. let minulého století byl zaznamenán prudký úbytek v počtu obsazenosti jednotlivých kvadrátů. Zatímco během prvního mapování v letech 1973–77 se sýček vyskytoval na 72 % našeho území, v letech 2001–03 bylo hnízdění prokázáno jen na 27 % ČR. Během posledního hnízdního mapování z let 2014–17 byla zaznamenána 10% obsazenost (Šťastný et al. 2021).

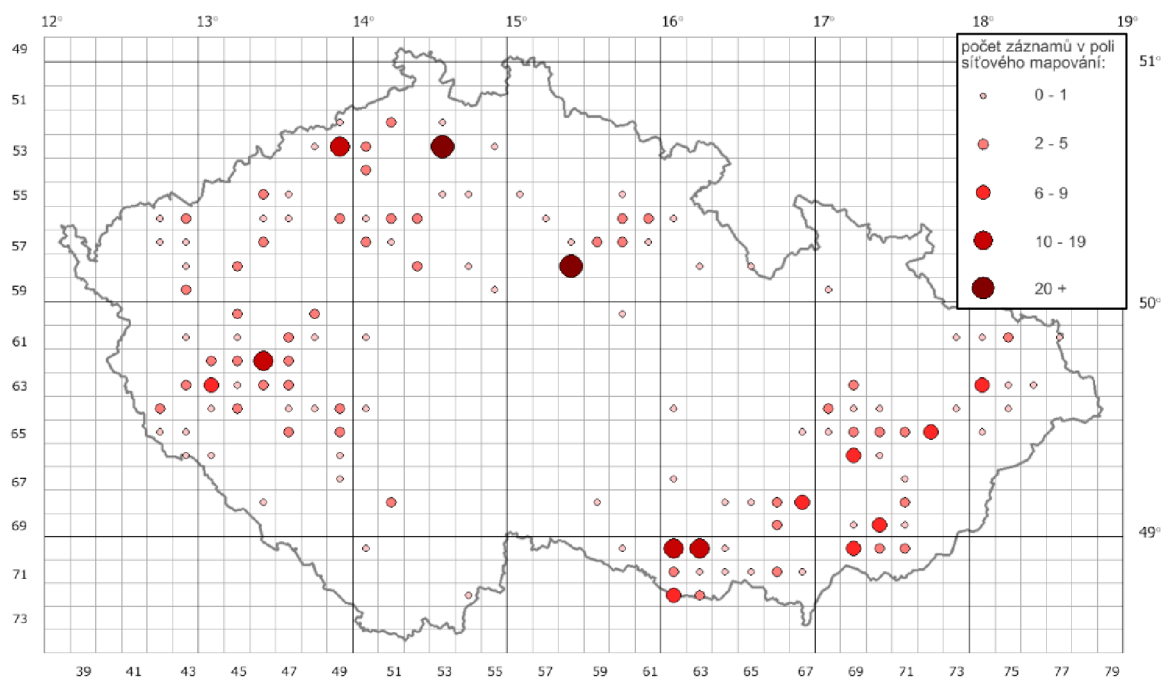
Celková početnost hnízdních párů v průběhu let zaznamenala ještě horší výsledky než územní trendy. V letech 1973–79 byl na základě celorepublikového sčítání odhadován výskyt 1000–2100 hnízdních párů na našem území. Z mapování v období 1985–89 byla populace stanovena na 700–1000 párů. Drastický propad ukázaly výsledky monitorování mezi lety 2001–03, kdy se celková populace odhadovala na 250–500 párů (Schröpfer 2000; Šťastný et al. 2021). Výrazně klesající trend neustal a po posledním sčítání v letech 2014–17 byl uveden výskyt pouhých 100–130 hnízdních párů na našem území (Chrenkova et al. 2017; Šťastný et al. 2021). V průběhu 40 let se tak celková populace snížila o 90 %.

Na podrobnější stanovení průměrné populační hustoty sýčka obecného se v ČR zaměřilo několik studií. V rámci prvního monitorovacího programu mezi lety 1993–95 byla průměrná populační hustota stanovena na 0,33 volajícího samce/10 km<sup>2</sup>, v rámci druhého monitorovacího programu mezi lety 1998–99 to už bylo 0,12 samce/10 km<sup>2</sup> (Schröpfer 2000). Šálek &

Schröpfer (2008) uvádí hustotu 0,1 samce/10 km<sup>2</sup> na základě dat z monitoringu mezi lety 2005–06.

Šálek (2014) stanovil průměrnou populační hustotu sýčka na 0,29 volajícího samce/10 km<sup>2</sup> na základě dat intenzivního monitoringu v letech 2000–14. Během tohoto období bylo na celkové ploše 2677 km<sup>2</sup> ve vybrané oblasti v severozápadních Čechách zkontrolováno 261 lokalit. Celkem bylo potvrzeno 77 obsazených teritorií samci na 59 lokalitách. Avšak na konci sledovaného období v roce 2014 byla stanovena průměrná populační hustota na pouhých 0,09 volajícího samce/10 km<sup>2</sup>. Podobné hodnoty dosáhla i novější studie, která vychází z dat z celorepublikového programu sčítání sýčka v ČR v letech 2015–16. Chrenkova et al. (2017) zaznamenali přítomnost sýčka na 40 lokalitách z vybraných 192 lokalit a průměrnou populační hustotu autoři odhadli na 0,09 volajícího samce/10 km<sup>2</sup>. Šálek (2014) dále uvádí zaznamenaný výskyt čtyř lokálních center výskytu, které definuje jako oblasti s průměrnou populační hustotou vyšší než 0,5 samce/10 km<sup>2</sup>. V těchto oblastech byla ve srovnání s okolní krajinou výrazná vyšší hustota, a to v průměru 1,52 samce/km<sup>2</sup>. Právě centra výskytu s vysokou populační hustotou by mohla sloužit jako zdroj nových jedinců pro další lokální populace. Ovšem rozsáhlé neobsazené oblasti, která tato centra obklopují, izolovanost jednotlivých lokalit výskytu, vysoká hnízdní fidelita adultních jedinců a nízká míra disperze mláďat znemožňují úspěšnou přirozenou disperzi do sousedních populací (Tkadlec 2013; Šťastný et al. 2021).

V současnosti představuje oblast Ústeckého a Středočeského kraje hlavní centrum rozšíření sýčka obecného v ČR (obr. 3). Další izolované populace se nachází v Jihomoravském kraji, kde se monitoringu na ploše 3800 km<sup>2</sup> věnovali mezi lety 1990–2017 Poprach et al. (2018), kteří stanovili průměrnou populační hustotu na 0,01–0,04 samce/10 km<sup>2</sup>. Autoři odhadli současnou velikost populace sýčka v jimi sledované oblasti na 15–20 hnízdních párů.



Obr. 3: Výskyt sýčka obecného v ČR dle záznamů Nálezové databáze ochrany přírody. (Zdroj: NDOP, AOPK 2023)

Na Novobydžovsku a Chlumecku monitorovali populaci sýčka Kadava & Forman (2014) mezi lety 2010–14 na ploše 314 km<sup>2</sup> (68 lokalit). Autoři zaznamenali pouze tři lokality s výskytem sýčka a stanovili tak hustotu na 0,01–0,07 samce/10 km<sup>2</sup> s odhadem celkové populace 1–3 páry. V jižních Čechách v oblasti Písecka, Strakonicka, Třeboňska a Českobudějovicka byla autory Šálek & Berec (2001) stanovena průměrná populační hustota na 0,09 samce/10 km<sup>2</sup> s odhadem 35–50 párů. V rámci Plzeňského kraje v oblasti jižně od Plzně se odhaduje výskyt 5–6 hnízdních párů (Vlček 2020).

### 3.1.3 Příčiny ohrožení

Na příčinách ohrožení sýčka obecného se podílí celá řada faktorů, z nichž je většina způsobena lidskou činností. Mezi nejzávažnější příčiny patří nedostatek vhodných biotopů, v důsledku čehož dochází k izolovanosti jednotlivých populací, které podléhají zvýšené pravděpodobnosti vyhynutí (Schaub et al. 2006; AOPK 2020). S úbytkem vhodných biotopů se pojí i nedostatek a nedostupnost kořisti a míst k hnízdění. Další ohrožení představují antropogenní pasti, dopravní komunikace, nepřízeň počasí a predace.

### Přeměna a ztráta přirozeného prostředí

Populační dynamika je kromě míry přežívání mládřat, jak již bylo zmíněno výše, značně ovlivňována vlastnostmi prostředí, respektive každá změna kvality stanoviště má za následek změnu populační hustoty (Tkadlec 2013). Výsledkem různých lidských činností dochází k výrazným změnám přirozeného prostředí či k úplné degradaci a jeho ztrátě, v důsledku čehož dochází k úbytku až vyhubení bezpočtu živočišných a rostlinných druhů. Výrazný pokles populace sýčka v průběhu 20. století ve střední Evropě byl zapříčiněn především intenzifikací zemědělství. Změna managementu lučních porostů, tj. přechod na intenzivní pastvu, synchronní sečení, zapříčinila homogenizaci biotopů a degradaci tradiční zemědělské krajiny se zastoupením různorodých lučních porostů, které představují pro sýčka vhodný potravní biotop (Exo 1992; Hudec & Šťastný 2005; Šálek & Schröpfer 2008; Žmihorski et al. 2012). S intenzifikací zemědělství souvisí také mechanizace, změna technologických postupů, chemizace, což v konečném důsledku vede k nedostatku vhodné potravy a zvýšení rizika mortality v důsledku vyhladovění a zároveň nedostatek potravy v období hnízdění může vyústit v nižší reprodukční výkon. Že dostupnost potravy představuje důležitý faktor pro reprodukční úspěch a tím i pro populační dynamiku přinesly výsledky studie Thorup et al. (2010). Autoři porovnávali reprodukční výkon u párů, které byly po dobu hnízdění dokrmovány (n = 5) a u kontrolních, nedokrmovaných párů (n = 23). Míra přežití mládřat do vylétnutí z hnízda, dosahovala u dokrmovaných párů 79 %, zatímco u kontrolních činila pouhých 27 %. K podobným závěrům dospěla i studie Perrig et al. (2014). Předkládaná potrava výrazně zvýšila přežívání mládřat v období od vylíhnutí po vylétnutí a pozitivně ovlivnila rozvoj jejich fyzické kondice (82,4% míra přežití u nedokrmovaných vs. 98,6% míra přežití u dokrmovaných jedinců). Rovněž Perrig et al. (2017) porovnávali přežívání dokrmovaných (n = 95) a nedokrmovaných (n = 212) mládřat v období od vylíhnutí po dobu dvou měsíců po vylétnutí z hnízda. Zatímco doplňková potrava výrazně zvýšila míru přežívání mládřat v období od vylíhnutí po vylétnutí (65% míra přežití u nedokrmovaných vs. 92% míra přežití u dokrmovaných jedinců), v období od vylétnutí z hnízda autoři nezaznamenali přímou

závislost předkládané potravy na přežívání jedinců. Autoři ovšem poukázali na nepřímý účinek předkládané potravy na přežívání mláďat po vylétnutí jako důsledek lepší fyzické kondice zformované v období před vylétnutím.

S přeměnou krajiny úzce souvisí i ztráta vhodných míst k hnízdění. Exo (1992) označuje ztrátu těchto míst za ultimátní faktor ovlivňující rozdíly v populačních hustotách jednotlivých sledovaných populací ve střední Evropě. Autor ve své studii zaznamenal výrazný nárůst populace sýčka ve vybraných lokalitách po zajištění hnízdních budek a následné snížení míry růstu populace po dosažení nosné kapacity prostředí. K podobnému závěru došli ve své studii i autorské kolektivy Žmihorski et al. (2006) a Žmihorski et al. (2012), které shledávají ztrátu vhodných míst k hnízdění a nedostatek vhodných potravních biotopů za hlavní příčinu snižování populace sýčka v oblasti centrálního Polska mezi lety 1980–2005. Rovněž studie z ČR označuje dostupnost hnízdních míst za hlavní limitující faktor výskytu sýčka (Poprach et al. 2018). Habel et al. (2015) považují instalaci hnízdních budek za nejdůležitější opatření pro obnovu druhu, a to i v oblastech intenzivně zemědělsky obdělávaných, avšak za předpokladu dostupnosti potravy.

Rozšiřující se silniční sítě mají velký ekologický dopad na celkový krajinný ráz, který v konečném důsledku vede k fragmentaci biotopů a vytváření bariér znemožňujících migraci mnohých živočišných druhů, čímž se jednotlivé populace stávají izolované a riziko ohrožení se zvyšuje. Jedním z největších negativních dopadů silnic pro volně žijící živočichy pak představují přímé střety s dopravními prostředky, kterými jsou v některých evropských zemích (např. Německo, Dánsko, Švédsko, Bulharsko) ročně usmrceni miliony ptáků (Forman & Alexander 1998; Erritzoe et al. 2003). Kociolek et al. (2011) mimo zmiňované dopady silnic upozorňují i na škodlivý účinek dopravního hluku, který může u typicky nočních ptáků spoléhajících se převážně na sluch ve velké míře negativně ovlivňovat vnitrodruhovou i mezidruhovou komunikaci, dokonce i úspěšnost lovu potravy a změny v prostorové aktivitě. Tyto závěry ovšem nepodporuje telemetrická studie Scobie et al. (2016), kteří analyzovali dopad hluku na sýčka králičího (*Athene cunicularia* Molina, 1782). Autoři nezaznamenali u sledovaných jedinců vyhýbání hlučným místům. Scobie et al. (2016) vysvětlují změny v prostorové aktivitě přeměnou krajiny v okolí silničních cest, které mají za následek ovlivnění dostupnosti kořisti.

## **Antropogenní pasti**

Ztráta biotopů v otevřené zemědělské krajině vede ke zvýšenému využívání lidských objektů, kde hrozí zvýšené riziko úhynu v důsledku antropogenních pastí, tj. utonutí ve vodních nádržích (např. sudy, napáječky pro dobytek, pootevřené cisterny apod.), či uvíznutí v komínech a podobných místech, kde mohou jedinci v důsledku neschopnosti pohybu uhynout (Poprach 2003; Šálek & Schröpfer 2008; AOPK 2020). Thorup et al. (2013) uvádí ve své studii jako hlavní příčinu mortality sledovaných juvenilních jedinců antropogenní pasti (utonutí v nádržích, uvíznutí, kolize s auty), které se podílely na dvou třetinách všech zaznamenaných úmrtí ( $n = 6$ ). Rovněž studie Silva et al. (2012) naznačuje, že minimalizování rizik spojených s úmrtím důsledkem antropogenních pastí může být zásadní pro zastavení snižování populace. Antropogenní pasti jako náhodné faktory zvyšující mortalitu sýček by v silné populaci nepředstavovaly ohrožení. Ovšem pro malé, izolované populace, kde není mortalita



vyrovnávána imigrujícími jedinci ze sousedních populací, hrozí zvýšené riziko vyhynutí populace.

## **Přírodní vlivy**

Negativní dopad na populaci sýčka mají i nepříznivé přírodní vlivy a roční období. Tuhé zimy s nízkou teplotou a s dlouhotrvajícími sněhovými pokrývkami vystavují ptáky vysokým energetickým požadavkům na termoregulaci, a především mají za následek snížení nabídky a dostupnosti potravy (Exo 1992; Šálek & Schröpfer 2008). Podle Exo (1988) mohou sýčci přežít v zimním období bez potravy maximálně po dobu 2 až 3 týdnů, a to díky tukovým zásobám z podzimu a snížené energetické potřebě během zimy.

Exo (1988) zaznamenal 22% pokles populace sýčků v oblasti Dolního Porýní mezi lety 1978–79. Tento úbytek autor přisuzoval jako následek mimořádně tuhé zimy. Rovněž Fuchs & van de Laar (2008) během svého výzkumu v Nizozemsku zaregistrovali, že pouhá 2 % jedinců narozených v roce 1978 v následujícím roce zahnízdila. Dále například Schröpfer (2000) přikládá zimnímu období mezi lety 1993–99 hlavní podíl na rychlém úbytku populace sýčka na našem území. Rovněž Le Gouar et al. (2011) ve své studii zaznamenali sníženou míru přežívání adultních jedinců během tuhých zim. Naopak Žmihorski et al. (2006) nenašli přímou spojitost mezi sledovanými faktory (sněhová pokrývka a teplota) zimního období a poklesem populace sýčka v oblasti centrálního Polska mezi lety 1982–2005.

V období krmení mláďat mohou představovat významný negativní dopad na přežívání dlouhotrvající deště, v jejichž důsledku čelí ptáci snížené lovecké úspěšnosti. Dle Cox et al. (2019) snížený výskyt hmyzu během dešťů v období odchovu mláďat vlaštovky stromové (*Tachycineta bicolor* Vieillot, 1808) způsobil celkový pokles populace v průběhu let. Negativní dopad dešťů na přežívání mláďat byl dále zaznamenán například u výra velkého (*Bubo bubo* Linné, 1758) (Bionda & Brambilla 2012), poštolky jižní (*Falco naumanni* Fleischer, 1818) (Rodríguez & Bustamante 2003) nebo sokola stěhovavého (*Falco peregrinus* Tunstall, 1771) (Ancil et al. 2014).

## **Predace**

Mláďata v období po vylétnutí z hnízda jsou velmi zranitelná. U juvenilních, nezkušených jedinců stále probíhá rozvoj motorických dovedností a schopnosti shánět si potravu. Tyto aspekty společně s hlasitým žebráním o potravu zvyšují riziko jejich predace (Thorup et al. 2013; Griffin et al. 2017). Sýček bývá predován většími druhy sov – výr velký, sova pálená (*Tyto alba* Scopoli, 1769) a dravci – krahujec obecný (*Accipiter nisus* Linné, 1758), jestřáb lesní (*Accipiter gentilis* Linné, 1758) (AOPK 2020). S využíváním lidských objektů se sýček dále vystavuje vyššímu predačnímu tlaku ze strany synantropních druhů savců jako je například kuna skalní (*Martes foina* Erxleben, 1777) a kočka domácí (*Felis domesticus* Linné, 1758). Naef-Daenzer et al. (2017) monitorovali v Německu mezi lety 2009–12 celkem 377 jedinců. Autoři zaznamenali celkem 177 úmrtí, z nichž 76 % bylo zapříčiněno predací. Nejčastějším predátorem byla liška obecná (*Vulpes vulpes* Linné, 1758) a káně lesní (*Buteo buteo* Linné, 1758). V porovnání s liškou obecnou, která usmrtila 23 % jedinců, druhy z čeledi lasicovitých, kam se řadí kuna skalní, se podílely na 5 % úmrtí.

## Příčiny ohrožení v ČR

V ČR se podrobnému vyhodnocení příčin úmrtí sýčka věnovali Šálek et al. (2019), kteří shromáždili a analyzovali data z let 1934–2017. Autoři z dostupných databázových zdrojů analyzovali celkem 199 záznamů o úmrtnosti (tab. 1). Příčinu nejvyššího počtu úmrtí představovaly antropogenní pasti – uvíznutí ve svislých dutých prostorech (komíny, ventilační potrubí, roury apod.) a utonutí v nádržích na vodu. Další nejčastější příčiny úhynu byly v důsledku kolize s dopravními prostředky a přirozené příčiny zahrnující predaci a vyhladovění.

Tab. 1: Vyhodnocení příčin zaznamenaných úmrtí sýčka z dostupných databázových zdrojů v ČR mezi lety 1934–2017. Celkový počet uhynulých jedinců zahrnuje všechny uhynulé jedince s určeným i neurčeným věkem. Převzato ze studie Šálek et al. (2019).

Příčina úhynu	Počet uhynulých juvenilních jedinců	Počet uhynulých adultních jedinců	Celkový počet uhynulých jedinců
Vyhladovění	6	3	10
Predace	11	8	19
Antropogenní pasti	22	13	47
Kolize s dopravními prostředky	18	14	41
Zástřel	1	6	14
Otrava	4	0	4
Elektrické vedení, náraz do budovy	2	4	7
Neznámá příčina	6	7	57

## 3.2 Reintrodukce

Reintrodukce je definována jako vypuštění jedinců daného druhu do oblasti jejich původního přirozeného výskytu, odkud již vymizeli, nebo byli vyhubeni. Hlavním cílem reintrodukce je obnovení životaschopné populace. K úspěšnému dosažení tohoto cíle je třeba pochopení biologických požadavků konkrétního druhu. Je nezbytné vypouštět cílový druh do oblasti, která splňuje požadavky daného druhu a nabízí dostatečnou nosnou kapacitu pro udržení míry růstu reintrodukované populace (IUCN 1998; Ralls & Ballou 2013).

Reintrodukovaná zvířata mohou pocházet z chovu v lidské péči nebo mohou být odchycena z volně žijící prosperující populace a převezena na cílové lokality. Před vypuštěním jedinců v dané oblasti musí být zajištěno minimalizování faktorů, které zapříčinily pokles populace (ztráta přirozeného prostředí, predace, antropogenní pasti, onemocnění, nadměrný lov, otravy apod.). Samotné vypouštění zvířat je možné provést dvěma technikami. První metodou je přímé vypouštění, tzv. „hard release“, při kterém je zvíře vypuštěno bezprostředně po transportu na danou lokalitu. Výhodou této metody je její relativní nenáročnost, nevýhodu představuje stres, možný rozpad sociální skupiny a disperze jedinců (IUCN 2021; Resende et al. 2021). Druhá technika je pozvolné vypouštění, tzv. „soft release“, která spočívá v postupné aklimatizaci jedinců v místě vypouštění. Výhoda pozvolného vypouštění spočívá v částečné redukci stresu a ve zvýšení fidelity k místu vypouštění. Je to ovšem náročná metoda jak finančně, tak časově a logisticky (Ralls & Ballou 2013). Porovnání těchto dvou metod vypouštění na jedincích sýčka králičího se zabývala studie Mitchell et al. (2011). Metoda hard release měla za následek nižší míru fidelity k místu vypouštění a vyšší míru disperze. Pouze 66 % jedinců (n = 100) vypuštěných metodou hard release zůstalo na vypouštěcí lokalitě, zatímco až 86 % jedinců (n = 140) vypuštěných metodou soft release vykazovalo fidelitu k místu vypouštění. Míra přežití během období rozmnožování u vypuštěných jedinců metodou hard release byla 50 %, zatímco u jedinců vypuštěných metodou soft release dosahovala 70 %. Autoři rovněž zaznamenali v průměru o 50 % vyšší počet vyvedených mláďat u jedinců vypuštěných metodou soft release než u jedinců vypuštěných druhou metodou.

Při reintrodukci ptáků je hlavní příčinou úhynu jedinců predace, jelikož v chovech v lidské péči dochází často ke ztrátě antipredačního chování (Greggor et al. 2022). Cílem výzkumu Alonso et al. (2011) bylo zjistit, zdali je antipredační výcvik před vypuštěním juvenilních jedinců sýčka účinným faktorem pro zvýšení jejich míry přežití. Výcvik probíhal tak, že ptáci umístění ve venkovní voliére byli vystavováni falešným útokům preparátů a živých exemplářů predátorů, během kterých byla pokaždé spuštěna nahrávka poplašného volání sýčka. Po šesti týdnech od vypouštění bylo v kontrolní skupině sýčků bez antipredačního výcviku (n = 7) 33,3 % jedinců naživu, zatímco jedinců s výcvikem (n = 9) přežilo toto období 71,4 %. Podobné výsledky přinesl například i antipredační výcvik orebice rudé (*Alectoris rufa* Linné, 1758) (Gaudioso et al. 2011). Pro zvýšení míry přežití vypuštěných jedinců z lidské péče do volné přírody se tak zdá být antipredační výcvik pro projekty zaměřující se na reintrodukci ptáků zásadní.

Reintrodukce by měla být posledním možným řešením v rámci ochrany druhu. Vysoké finanční náklady, logistické potíže, nedostatek vhodných biotopů činí reintrodukci jako strategii pro ochranu mnoha druhů těžko proveditelnou. Přednostně by se měly veškeré snahy o záchranu

druhu orientovat na ochranu území, kde se vyskytuje volně žijící populace (Kleiman 1989; AOPK 2020).

Příkladem reintrodukce sýčka obecného může být německý projekt, který byl zahájen v roce 2010 v přírodním parku Nuthe-Nieplitz v oblasti Braniborska, jehož cílem bylo zajistit rozmnožující se, životaschopnou populaci o cca 100 párech. V minulém století sýček z této oblasti vymizel především v důsledku nedostatku vhodných biotopů. Mezi lety 1992–2004 se začala krajina obnovovat díky rozsáhlému programu na ochranu přírody. Po vyhodnocení krajiny jako vhodné oblasti pro reintrodukci sýčka, se od roku 2010 začaly v oblasti vyvážovat hnízdní budky, stavět voliéry a vypouštět jedinci. Mezi lety 2010–12 byli jedinci vypouštěni z chovných voliér do oblasti metodou hard release. Od roku 2013 se začaly pracovníky sestavovat chovné páry mladých jedinců, které byly umisťovány do adaptačních voliér na vypouštěcí lokalitě (obr. 4) s cílem reprodukce. Po úspěšném odchovu mláďat se všichni jedinci vypustili z voliéry metodou soft release. Výsledky projektu byly pozitivní. Zatímco v roce 2014 bylo v oblasti zaznamenáno 9 volajících samců, výsledkem monitoringu v roce 2019 bylo 27 volajících samců (Kehl & Koch 2019).



Obr. 4: Adaptační voliéra v místě vypuštění v přírodním parku Nuthe-Nieplitz v Německu. (Zdroj: Kehl & Koch 2019)

### 3.2.1 Záchranné programy

Dlouhodobě se zhoršující stav populace sýčka obecného v ČR vedl k realizaci záchranného programu (ZP) Agenturou ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK), který byl schválen v roce 2020 Ministerstvem životního prostředí (MŽP). Jeho hlavním dlouhodobým cílem je zabezpečit životaschopnou populaci minimálně o 1000 párech, které budou schopny se rozmnožovat a zajistit do budoucna vývojově pozitivní trend početnosti sýčka na našem území. Stanoveným střednědobým cílem po dobu 5 let od realizace programu je zastavit klesající trend populace (AOPK 2020).

V rámci ZP byly předloženy plány opatření ochrany, jejichž cílem je minimalizovat faktory, které představují příčiny poklesu populace. Jeden z pilířů programu je péče o biotop,

kam spadá opatření proti antropogenním pastem. Náplní tohoto opatření je eliminovat antropogenní pasti jako jsou nádrže na vodu a vertikální roury v oblasti všech v současnosti známých hnízdišť. Dalším opatřením v rámci ochrany biotopu je opatření proti nedostatku a nedostupnosti kořisti. Cílem je zajistit vhodné biotopy pro lov kořisti, čehož by se mělo dosáhnout především správným nastavením managementu travních porostů, kde hraje hlavní roli mozaikovitá seč a rotační pastva, které by měly zajistit dostupnost potravy v průběhu celého roku a tím zvýšit kondici a míru přežívání adultních i juvenilních jedinců. Opatření pro snížení mortality na dopravních komunikacích spočívá v zajištění vhodného managementu sečení silničních okrajů a vyvěšování hnízdních budek v dostatečné vzdálenosti od frekventovaných silnic a železnic (AOPK 2020).

Dalším pilířem programu je péče o druh, který spočívá především v opatřeních pro eliminaci nedostatku bezpečných hnízdišť a úkrytů, a to vyvěšováním a údržbou hnízdních budek a zajištěním stávajících hnízdišť proti predátorům. Opatření pro eliminaci fragmentace a izolovanosti populací si pak klade za cíl propojit stávající izolované populace zajištěním vhodných míst k hnízdění a biotopů pro lov kořisti, případně vypouštěním nových jedinců. Realizace zmiňovaných opatření je prioritní především v oblastech známých hnízdišť (AOPK 2020).

Součástí ZP je také výzkum a edukace. Podstatná je zejména osvěta vlastníků pozemků a nemovitostí na lokalitách, kde se sýčci vyskytují. Pro vyhodnocování úspěšnosti stanovených opatření a informace o stavu populace je klíčový monitoring a mapování, který probíhá každoročně ve vybraných oblastech (AOPK 2020).

Mezi lety 2014–20 se realizoval mezinárodní projekt ATHENE mezi ČR a Svobodným státem Sasko. Projekt byl podpořen Evropskou unií v rámci Evropského fondu pro regionální rozvoj a jeho cílem bylo stabilizovat a podpořit vývoj početnosti populace sýčka v česko-saském pohraničí, a to pomocí zavedení konkrétních opatření na jeho ochranu (zajištěním hnízdních budek, eliminací antropogenních pastí), monitoringu a výzkumu (Künzelmann et al. 2014). V rámci projektu proběhl každoročně monitoring sýčků v oblasti Ústeckého kraje, kde bylo zaznamenáno v průměru 56–65 samců. Na lokalitě se podařilo instalovat 105 budek, které sýčci začali postupně využívat. Zatímco v roce 2014 nebyla zaznamenána žádná obsazená budka, v roce 2020 bylo obsazených 18 budek, ve kterých bylo odchováno 71 mlád'at. Dále se podařilo zajistit zlepšení managementu lučních ploch po konzultaci se zemědělci, kteří se rovněž podíleli na odstraňování stovek antropogenních pastí. V rámci projektu proběhly i genetické analýzy a bioakustický monitoring, který umožňuje identifikovat jedince na základě hlasové variability (Šálek & Bažant 2020).

## 3.3 Radiotelemetrie

### 3.3.1 Obecný popis

Před používáním radiotelemetrie bylo možné studovat volně žijící zvířata pouze přímým pozorováním, které jedince mohlo rušit a ovlivňovat jejich přirozené chování. Mnohé druhy zvířat, především skrytě žijících, bylo obtížné až nemožné sledovat. Tato technika používaná od 60. let 20. století však umožňovala získávat informace o charakteristikách sledovaného jedince, jako pohybová aktivita, velikost domovského okrsku, migrační a sociální chování, preference biotopů, umístění hnízd, úkrytů, získávání potravy apod. (Mech 1983; Whitworth et al. 2007). Radiotelemetrie se tak stala důležitou součástí výzkumu volně žijících zvířat.

Telemetrie jako taková využívá vysílačky, které umožňují bezdrátový přenos vysílaných impulsů o určité délce a frekvenci. Radiotelemetrie využívá velmi krátké vlny (VKV, anglicky Very High Frequency) obvykle od 30 do 300 MHz, zatímco modernější satelitní telemetrie využívá ultra krátké vlny (UKV, anglicky Ultra High Frequency) od 300 MHz do 3 GHz. Každá vysílačka je nastavena na svoji unikátní frekvenci. Při radiotelemetrii zachytává uživatel signál pomocí radiového přijímače s uzpůsobenou externí anténou. Používané vysílačky se liší vzhledem a tvarem. U ptáků se nejčastěji používají ocasní vysílačky, nožní a krční vysílačky v podobě kroužku nebo vysílačky typu batůžku tzv. „backpack.“ Zvíře nesoucí vysílačku je možné lokalizovat na základě intenzity a směru signálu (Neill & Jansen 2014; Whitworth et al. 2007). Sofistikovanější vysílačky jsou schopny poskytovat dokonce i informace o fyziologických parametrech (srdeční tep, tělesná teplota). Dosah příjmu signálu ve studované oblasti může být omezován terénem, je tak nutné brát v potaz fyzikální podmínky prostředí, které mohou rádiové vlny pohlcovat (husté lesní porosty), nebo odrazet (budovy, hory). Detekci signálu je možné zvýšit využíváním vyvýšených míst (kopce, posedy apod.) (Mech 1983; Neill & Jansen 2014).

Jelikož mají vysílačky na sledovaného jedince negativní dopady, je potřeba vyvinout úsilí k minimalizaci těchto efektů. Nejdůležitějším předpokladem k minimalizaci negativních účinků je použití optimální hmotnosti samotné vysílačky. Například Hooge (1991) pozoroval snížení aktivity u datla sběrače (*Melanerpes formicivorus* Swainson, 1827) opatřeného vysílačkou dosahující 5,1–5,9 % hmotnosti jedince. Avšak u jedinců s vysílačkou vážící 3,5–3,9 % hmotnosti jedince autor žádné změny v aktivitě chování v porovnání s jedinci bez vysílačky nezaznamenal. Obecně se udává maximální povolené zatížení do 3 % tělesné hmotnosti jedince, ale hmotnostní limity se mění v závislosti na použitém typu vysílačky (Kenward 2001; Whitworth et al. 2007). Nevhodná hmotnost vysílačky, popřípadě jejího způsobu připevnění nepříznivě ovlivňuje zdraví, schopnost přežití, chování nebo reprodukční úspěch označeného jedince (Whitworth et al. 2007).

Ohledně dopadu vlivu vysílačky na welfare, případných změn v chování a ovlivňování samotného přežívání jedinců neexistuje jednoznačné stanovisko. Ačkoli řada studií neuvádí žádné pozorované nežádoucí účinky na jedincích opatřených vysílačkou (Powell et al. 1998; Godfrey & Bryant 2003; Palmer & Wellendorf 2007; Anich et al. 2009), jiné studie zaznamenaly negativní efekty na chování označených jedinců. Například Petty et al. (2004) pozorovali výrazné snížení míry přežívání mláďat puštíka obecného opatřených vysílačkou na

zádech. Ackerman et al. (2004) zaznamenali negativní účinek vysílaček na reprodukční chování alkouna aleutského (*Ptychoramphus aleuticus* Pallas, 1811).

V případě vizuálního dohledání je sledovaný jedinec určen přesně, ale v mnoha případech není vizuální dohledání možné. V těchto situacích je poloha jedince odhadována s různou mírou přesnosti (Whitworth et al. 2007). K dohledání sledovaného zvířete s vysílačkou se používá metody biangulace, triangulace nebo tzv. homing. Při metodě homing jeden telemetrista dohledává sledovaného jedince na základě měnící se síly rádiového signálu, pomocí něhož je schopen určit polohu zvířete na několik metrů, popřípadě určení lokace na základě vizuálního kontaktu. Metoda biangulace spočívá v telemetrování dvou osob. Pomocí změřeného úhlu určujícího směr sledovaného zvířete ze známých GPS pozic obou telemetrů se na základě průsečíku dvou přímk směřujících pod daným úhlem určí odhadovaná pozice jedince. Metoda triangulace spočívá ve stejném postupu jako metoda biangulace, s tím rozdílem, že telemetrují tři osoby. V porovnání s metodou biangulace je tak triangulace přesnější (Whitworth et al. 2007; Amelon et al. 2009).

### 3.3.2 Prostorová ekologie

Základní jednotkou prostorové aktivity zvířat je domovský okrsek (home range), který popsal Burt (1943): „Domovský okrsek je oblast, kde se jedinec pohybuje při svých každodenních aktivitách, jako je hledání potravy, rozmnožování a péče o mláďata. Pohyby explorační povahy mimo tuto oblast by neměly být považovány za součást domovského okrsku.“ Velikost domovského okrsku se může lišit u jedinců stejného druhu v závislosti na pohlaví, věku, ročním období, populační hustotě apod. Domovský okrsek však nelze zaměňovat s teritoriem. Zatímco domovské okrsky se mohou překrývat, teritorium je část domovského okrsku, kterou jedinec aktivně brání před ostatními jedinci stejného druhu. Toto území je nezbytné pro reprodukci. Jedinci, kteří konkurenčně neuspějí a nezískají teritorium, vykazují nižší reprodukční úspěch a vyšší mortalitu než jedinci s teritorií (Burt 1943; Tkadlec 2013).

Jako disperze je popisován nepravidelný, náhodný, jednosměrný pohyb jedinců na kratší vzdálenosti. Disperze je klíčový faktor zajišťující tok genů mezi populacemi a je tak rozhodujícím faktorem v dynamice populací, a to i u sedentárních druhů jako je sýček. Rozptylující se jedinci čelí zvýšenému riziku mortality v důsledku objevování neznámých stanovišť a energetickým nákladům na pohyb (Tkadlec 2013). U ptáků rozlišujeme dva typy disperze a to hnízdni, kdy se rozptylují adultní jedinci ze své hnízdni lokality do nové, a natální, kdy ještě juvenilní jedinci opouštějí místo svého rodiště za účelem hledání lokality pro své budoucí rozmnožování (Greenwood & Harvey 1982). K hnízdni disperzi dochází často po neúspěšném hnízdění (Pasinelli et al. 2007; Dong et al. 2018) a je ovlivňována pohlavím a věkem jedinců. Bylo zjištěno, že u mnohých ptačích druhů samice dispergují na větší vzdálenosti než samci, což je vysvětlováno tím, že samci více investují do svého teritoria, kam lákají samice (Eeva et al. 2008; Bötsch et al. 2012; Dong et al. 2018). K natální disperzi dochází pravděpodobně především v důsledku předcházení inbreedingu a intraspecifické kompetice o zdroje, jako jsou partneři, potrava a prostor (Greenwood & Harvey 1982; Tkadlec 2013). Natální rozptylová vzdálenost je ovlivňována nejen velikostí populace, ale jak ukazují výsledky studií Weeks et al. (2022) a Chu & Claramunt (2023), disperzní vzdálenost juvenilních jedinců je ovlivňována především morfologickou stavbou křídel, která má vliv na efektivitu letu a tím

i na potřebné množství energetických nároků. Ptáci s efektivnějším letem jsou tak schopni dispergovat na větší vzdálenosti.

### 3.3.3 Metody vyhodnocení domovského okrsku a disperze

Pro stanovení domovského okrsku se v průběhu minulého století využívalo několik metod, u nichž byla porovnávána přesnost, ať už na základě skutečných či simulovaných dat. K analýzám domovských okrsků můžeme použít například metodu minimálního konvexního polygonu, metodu jádrového odhadu hustoty, dále metody využívající mřížku buněk, metodu harmonického průměru nebo dvojrozměrné shlukové analýzy (Harris et al. 1990). Přestože výběr vhodné metody představuje trvalý problém, nejpoužívanější metodou se mezi autory stala metoda minimálního konvexního polygonu a metoda jádrového odhadu hustoty (Laver & Kelly 2008), které jsou použity k vyhodnocení domovských okrsků i v této práci a jsou popsány dále v textu.

#### Metoda minimálního konvexního polygonu

Mezinárodně uznávanou a nejdéle používanou metodou k vyhodnocování domovských okrsků je metoda minimálního konvexního polygonu (minimum convex polygon, MCP). Metoda spočívá ve vytvoření nejmenšího polygonu spojením všech známých či odhadnutých lokací sledovaného zvířete. V takovémto polygonu nepřesahuje žádný vnitřní úhel  $180^\circ$ . Mezi hlavní výhody této metody patří její jednoduchost (Hayne 1949; Burgman & Fox 2003). Nevýhodou metody MCP je možné zkreslování výsledků, které je zapříčiněno započítáním všech datových bodů, výsledkem čehož domovské okrsky zahrnují i oblasti, které zvíře aktivně nevyužívá v rámci svého skutečného domovského okrsku (Harris et al. 1990). Další problém metody MCP představuje mylný předpoklad rovnoměrného využívání všech částí okrsku zvířetem, čímž metoda zcela ignoruje zahrnutí informací o intenzitě využívání vnitřních struktur okrsku, které jsou stabilnější a důležitější pro správné pochopení potřeb zvířete (Hayne 1949; Kernohan et al. 2001). Většina autorů ve svých studiích využívá právě metodu MCP pro určení domovského okrsku za účelem porovnání výsledků s ostatními studiemi. Nicméně tato porovnání nejsou spolehlivá kvůli citlivosti metody na množství sesbíraných lokací pro odhad okrsku a celkovou metodiku sběru dat (délka a způsob sběru dat) (Harris et al. 1990; Seaman et al. 1999; Burgman & Fox 2003). Laver & Kelly (2008) kladou důraz na potřebu uvádění přesných informací o velikosti vzorku, metodice sběru dat a zacházení s jednotlivými lokacemi u sledovaných jedinců během vyhodnocování domovského okrsku jednotlivými studiemi, aby mohly být výsledky použity pro účely srovnávání.

#### Metoda jádrového odhadu hustoty

Další nejčastěji používanou metodou pro vyhodnocování domovského okrsku je metoda jádrového odhadu hustoty (kernel density estimation, KDE), která poskytuje přesnější odhady okrsku než metoda MCP. Jedná se o neparametrickou metodu, která není založena na předpokladu, že data odpovídají určitému statistickému rozdělení (Worton 1989). Metoda KDE popisuje pravděpodobnost výskytu sledovaného zvířete na daném místě v čase pomocí vytvoření tzv. distribuce využití (utilization distribution, UD) na základě dat sesbíraných



z pozorování. Pomocí UD je možné odhadnout takové aspekty, jako jsou preference biotopů, vliv topografie na domovské okrsky, pravděpodobnost výskytu více zvířat ve stejné oblasti apod. (Powell & Mitchell 2012).

Metoda KDE spočívá v umístění pravouhlé mřížky na data a vyhodnocení pravděpodobnosti využití každého bodu prostoru v rámci této mřížky. Odhad hustoty se následně získá na základě vlivu bodů na průsečících mřížky. Množství času, které zvíře strávilo v určité oblasti je pak prezentováno pomocí výsledných vrstevnic, které udávají fixní procento využívané hustoty. V oblastech s vyšším počtem pozorování tak bude obsah hustoty vyšší nežli v oblastech s menším počtem pozorování (Worton 1989; Seaman & Powell 1996; Powell & Mitchell 2012).

Navíc pomocí metody KDE je možné odhadnout hustoty jakéhokoliv tvaru za předpokladu vhodně vybraného vyhlazovacího parametru ( $h$ ), který nejvíce ovlivňuje výsledný odhad domovského okrsku. Vyšší hodnota parametru má za následek větší vyhlazení, čímž se zvyšuje finální odhad velikosti domovského okrsku, který je v tomto případě i méně detailní (Seaman & Powell 1996; Węglarczyk 2018). Dle vybraného vyhlazovacího parametru se rozlišují dva typy metody KDE. Fixní KDE využívající v celém souboru dat pevný vyhlazovací parametr, zatímco u adaptivního KDE se vyhlazovací parametr mění v závislosti na hustotě datových bodů (Worton 1989). Worton (1989) uvádí, že fixní KDE udává nejméně zkreslené výsledky. Stejný závěr uvádí i Seaman & Powell (1996) v jejichž studii fixní KDE oproti adaptivnímu KDE poskytl méně zkreslená data.

V současnosti se stává populární metodou autokorelovaný jádrový odhad hustoty (autocorrelated kernel density estimation, AKDE). Právě autokorelace dat může vést ke zkreslení odhadu domovského okrsku. Metoda AKDE zohledňuje autokorelaci, čímž může vytvářet přesnější odhady domovského okrsku než metoda KDE (Fleming et al. 2015).

### 3.3.4 Studie prostorových charakteristik sýčka

Zuberogoitia et al. (2007) se ve své studii zaměřili na vyhodnocení změn prostorových a sociálních aktivit sýčka obecného ( $n = 9$ ) v průběhu roku na severu Španělska pomocí radiotelemetrie a zvukových projevů. Pro jedince, kteří tvořili hnízdní pár, byla autory stanovena metodou 95% MCP průměrná velikost domovského okrsku  $15,1 \pm 2,46$  ha, zatímco pro jedince netvořící pár dosahovala velikost domovského okrsku 33,3 ha. V průběhu roku se velikost domovského roku u všech jedinců měnila, největší byla během zimního období a klesala s přibližujícím se období námluv a opět se zvyšovala po období hnízdění. Výrazný rozdíl ve velikosti domovského okrsku zaznamenali Zuberogoitia et al. (2007) mezi jedinci, kteří úspěšně hnízili ( $3,42 \pm 2,84$  ha,  $n = 5$ ) a jedinci, kterým se zahrnout nepodařilo ( $9,33 \pm 7,98$  ha,  $n = 3$ ). Autoři vysvětlují tento rozdíl vyššími energetickými výdaji v období hnízdění a odchovu mláďat a následným minimalizováním vynaložené energie pro shánění potravy. Podobnou změnu velikosti domovského okrsku během doby hnízdění zaznamenali i Šálek & Lövy (2012) v ČR. Odlišné výsledky ve změnách velikosti domovského okrsku v průběhu hnízdění zaznamenal Grzywaczewski (2009), který odchytily a vybavil vysílačkami mezi lety 2000–03 celkem 10 samců a 1 samici v zemědělsky obdělávané krajině na východě Polska. Autor vyhodnotil průměrnou velikost domovského okrsku na  $19,9 \pm 23,2$  ha během období hnízdění pomocí metody MCP. Přičemž během fáze inkubace vajec dosahovala velikosti

okrsku  $18 \pm 20$  ha, od vylíhnutí mládřat po jejich vylétnutí  $27,5 \pm 28,2$  ha a po vylétnutí mládřat  $9 \pm 9,4$  ha. Dle autora rozdílné velikosti domovského okrsku jsou pravděpodobně podmíněny nikoli fází hnízdění a s tím souvisejícími energetickými nároky, ale průběžnou změnou výšky vegetace v dané lokalitě využívané sýčky.

Pomocí radiotelemetrie provedli Pedersen et al. (2013) podrobné vyhodnocení prostorových aktivit juvenilních jedinců ( $n = 10$ ) v Dánsku. Po vylétnutí byla mládřata závislá na rodičích v průměru 35 dní. Od nezávislosti na rodičích po disperzi setrvali juvenilní jedinci v okolí hnízda v průměru po dobu 45 dnů. Velikost domovských okrsků stanovená metodou 100% MCP od vylétnutí po nezávislost na rodičích dosahovala  $0,56 \pm 0,53$  ha a od nezávislosti po disperzi činila  $3,25 \pm 4,15$  ha. Celkovou průměrnou velikost okrsku autoři stanovili na  $3,64 \pm 4,03$  ha.

Zajímavé výsledky přinesla studie Mayer et al. (2021), kteří analyzovali prostorové charakteristiky během období hnízdění na základě dat z GPS loggerů, které zaznamenávaly pozici každou minutu u šesti sýčků obecných v Dánsku, jež byli dokrmováni a šesti jedinců v ČR, kteří dokrmováni nebyli. Metodou 95% KDE byl stanoven rozsah využívání krajiny ve večerních hodinách u dánských jedinců na  $41,8 \pm 58,6$  ha a u českých jedinců na  $3,2 \pm 3,3$  ha. Ačkoli předchozí studie Jacobsen et al. (2016) uvádí, že doplňková potrava měla za následek pohyb samců na menší vzdálenost od hnízda, studie Mayer et al. (2021) tyto výsledky nepotvrdila. Průměrná vzdálenost od hnízda v Dánsku dosahovala  $248 \pm 379$  m a v ČR  $58 \pm 78$  m. Výrazně dál od hnízda se pohybovali dánští samci, kteří létali až na čtyřikrát větší vzdálenosti od hnízda než čeští. Naopak samice jak z Dánska, tak v ČR se zdržovaly v okolí hnízda, což odpovídá biologii druhu, kdy především samci shání potravu v období hnízdění. Autoři vysvětlují výrazně větší vzdálenosti a využívání krajiny dánskými jedinci jako důsledek nedostatečného dokrmování spojený s pravděpodobným nedostatkem kořisti v podobě obratlovců v blízkosti hnízda.

Následující příklady studií prostorových charakteristik se týkají amerických poddruhů sýčka králičího, který rovněž upřednostňuje otevřené biotopy především pak pastviny a stepi Severní i Jižní Ameriky, kde je podobně jako sýček obecný lokálně ohrožen změnou a ztrátou přirozeného prostředí. Sýček králičí se odlišuje od sýčka obecného především způsobem hnízdění a aktivitou. Sýček králičí k hnízdění využívá podzemní nory a je aktivní i přes den. Přestože se jedná o odlišné druhy, lze u nich pozorovat podobnost ve velikosti domovského okrsku a potravní ekologii (Coulombe 1971; Griffin et al. 2017).

Sissons & Scalise (2001) stanovili metodou 95% MCP průměrnou velikost domovského okrsku samců sýčka králičího ( $n = 4$ ) na  $33,5$  ha během doby hnízdění v zemědělsky obdělávané krajině na jihu Kanady.

Na Floridě Mrykalo et al. (2007) ve své studii jako první stanovili průměrnou velikost domovského okrsku juvenilních jedinců ( $n = 4$ ) sýčka králičího metodou 95% KDE na  $141 \text{ m}^2$ , přičemž celkový zaznamenaný rozsah domovských okrsků jedinců byl  $98\text{--}177 \text{ m}^2$ . Největší zaznamenaná disperzní vzdálenost činila  $10,1$  km.

Griffin et al. (2017) vyhodnocovali prostorové charakteristiky juvenilních jedinců sýčka králičího ( $n = 42$ ) po vylétnutí v Novém Mexiku v letech 2012–13 ve třech různých typech biotopů. V urbanizovaných oblastech se jedinci pohybovali na výrazně kratší vzdálenosti od hnízda než na lokalitách zemědělsky obdělávaných a v parcích. V průměru se jedinci nepohybovali na vzdálenost větší než  $500$  m od hnízda.

## 4 Metodika

V roce 2017 byl zahájen projekt reintrodukce sýčka obecného na Plzeňsku, kde se odhaduje celková populace na 5–6 párů (Vlček 2020). Nositelem projektu, díky němuž vznikla tato diplomová práce, je ZO ČSOP Spálené Poříčí. Na projektu se dále podílí Zoologická a botanická zahrada města Plzně a Krajský úřad Plzeňského kraje.

### 4.1 Charakteristika vypouštěcích lokalit

Praktická část diplomové práce probíhala během hnízdní sezóny v roce 2022, ale vyhodnocená data byla ze souhrnného monitoringu z let 2020–22. Monitoring probíhal na čtyřech lokalitách na území Plzeňského kraje. Jedná se o lokality Spálené Poříčí, Těnovice, Lipnice a Radinovy. Tyto oblasti byly vybrány na základě výsledků předchozích studií (Šálek & Lövy 2012; Šálek et al. 2016), které popsaly vhodné biotopy pro sýčky ve střední Evropě. Obec Radinovy se nachází v okrese Klatovy. Zájmové území zbylých lokalit se nachází v okrese Plzeň-jih v mírně zvlněné krajině Plzeňské pahorkatiny. Nadmořská výška všech lokalit se pohybuje v rozmezí 400–500 m n. m. V oblasti převládá zemědělská krajina se zastoupením orné půdy, pastvin a sadů.

### 4.2 Příprava jedinců a vypouštění

Pro reintrodukci byla využita metoda soft release. Do adaptační voliéry na jednotlivých vypouštěcích lokalitách byl umístěn uměle vytvořený rodičovský pár známého genetického původu s cílem reprodukce. V jednotlivých obcích byly voliéry umístěny na půdách starých, minimálně využívaných, soukromých budov, které majitelé dobrovolně poskytli k realizaci projektu. Vypouštěcí voliéry byly přibližně 5 x 5 x 3 m (d, š, v) veliké, byly vybavené hnízdními budkami, větvemi a zajištěné proti predátorům. Do voliéry byl rovněž umístěn krmný box, kam se předkládaly živé myši (*Mus musculus* Linné, 1758) a larvy potměníka moučného (*Tenebrio molitor* Linné, 1758).

V době dosažení plné vzletnosti mlád'at byli všichni jedinci postupně zvázeni, změřeni a každému jedinci byl nasazen ornitologický kroužek s unikátním alfanumerickým kódem. Juvenilním jedincům byla odebrána krev pro následné určení pohlaví. Všem jedincům byly dále nasazeny VHF radiovysílače typu Ag386 (© 2020 Lotek Wireless Inc.) o rozměrech 32 x 13 x 7 mm, hmotnosti 2,5 g a frekvenci 173–174 MHz. Ty byly připevněny na tělo metodou batůžku (backpack) pomocí teflonového pásku, který minimalizuje odírání peří, kůže a neomezuje jedince v pohybu. Hmotnost takto upevněného vysílače nepřesahovala 3 % hmotnosti značených jedinců (Whitworth et al. 2007).

K otevření výletových otvorů voliér došlo v podvečerních hodinách. Ptáci byli pravidelně dokrmováni i po vypuštění pro zajištění potravy během nepříznivých podmínek. Předkládaná doplňující krmná dávka se postupně od vypuštění snižovala za účelem podpoření osamostatnění a naprosté nezávislosti jedinců na další lidské péči.

### 4.3 Metodika sběru dat

Monitorování probíhalo dle jednotné metodiky, která byla vytvořena v roce 2020 pro systematický sběr dat a jejich následné vyhodnocení. Všichni jedinci byli kontinuálně monitorováni pomocí radiotelemetrie od prvního dne vypuštění do doby ztráty signálu nebo do nalezení kadáveru jejich těla, maximálně však po dobu 6 týdnů. Radiotelemetrie neprobíhala během nepříznivého počasí (déšť, bouřka). Monitoring noční aktivity probíhal od 22.00 do 5.00 v půlhodinových intervalech, během kterých byla zjištěna pozice všech jedinců. Počet intervalů, respektive čas strávený na jednotlivých lokalitách se rovnoměrně rozdělil dle počtu sledovaných oblastí. Monitoring lokalit spočíval na rotační bázi – lokalita monitorovaná v danou noc jako první se monitorovala následující den jako druhá, druhá lokalita se monitorovala jako třetí a třetí jako první – za účelem získání dat pro každého jedince v souhrnu za celou noc. Denní odpočinková místa byla zaznamenávána dvakrát, a to kolem 12. a 17. hodiny.

K samotnému dohledání jedinců metodou homing byla používána trojdílná anténa Yagi a přijímač Yupiteru MVT – 9000 (Yupiteru Industries Co., Ltd. Japan). K zaznamenávání pozic sledovaných jedinců byla využívána ruční GPS navigace značky Garmin eTrex 32x. Pokud jedinec nebyl vizuálně dohledán, byl lokalizován dle signalizační stupnice rádio přijímače s přesností  $\pm 5$  m.

Sběr dat v jednotlivých sezonách monitoringu nezačal na všech lokalitách současně v důsledku nesynchronizovaného dosažení plné vzletnosti všech mláďat, viz tab. 2.

Tab. 2: Přehled vypuštění jedinců během jednotlivých hnízdních sezón na lokalitách, kde byla odchována mláďata. Datum vypuštění odpovídá dni zahájení monitoringu.

Hnízdní sezóna	Lokalita	Vypuštění
2020	Lipnice	26. 6.
2020	Těnovice	26. 6.
2020	Radinovy	4. 8.
2021	Lipnice	4. 7.
2022	Spálené Poříčí	2. 7.
2022	Těnovice	10. 7.
2022	Lipnice	15. 7.

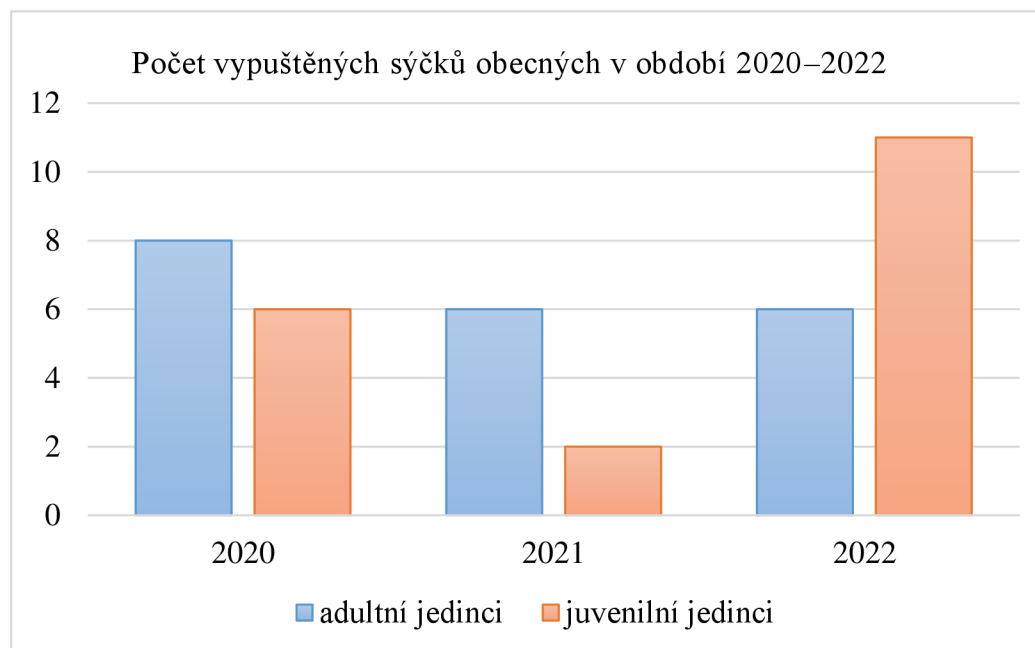
### 4.4 Způsob vyhodnocení výsledků

Nasbíraná poziční data byla nejprve upravena v programu MS Excel. Prostorové charakteristiky byly stanoveny pro mláďata, která byla monitorována po vylétnutí z půdních prostor minimálně po dobu 15 dní. Hranice 15 dní byla zvolena proto, že nejkratší doba monitoringu mláďete, které mělo nasbírané dostatečné množství dat pro vyhodnocení domovského okrsku, byla 15 dní. K vyhodnocení prostorových aktivit byly použity geoinformační systémy OpenJUMP 1.7.1 a QGIS 3.22.4. Domovské okrsky byly stanoveny dle

metody 100% a 95% MCP a 95% a 90% KDE pomocí rozšířené verze HoRAE (Home Range Analysis and Estimation) volně dostupného programu OpenJUMP. Pro metodu KDE byla použita její fixní varianta. Aby nedošlo k roztržení domovského okrsku, byl jako vyhlazovací parametr použit  $h_{ref}$  biweight kernel, u kterého bylo bráno v potaz to, že přinese lehce nadhodnocená data (Węglarczyk 2018). Statistické analýzy byly zpracovány v programu STATISTICA 12 pomocí funkce t-test pro závislé vzorky a regrese se závislou proměnnou.

## 5 Výsledky

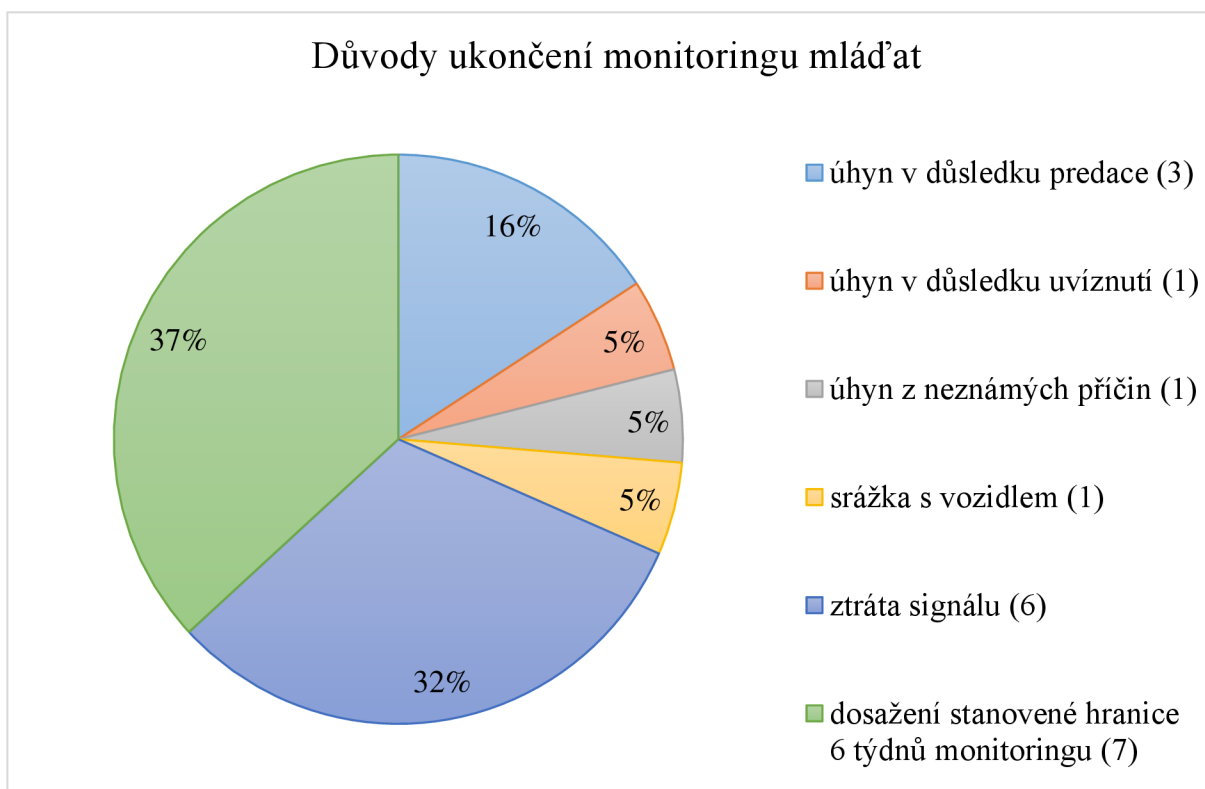
Celkově bylo v průběhu let 2020–2022 v rámci projektu reintrodukce sýčka obecného na Plzeňsku vypuštěno a intenzivně monitorováno 39 jedinců – 10 rodičovských párů a 19 juvenilních jedinců (2 samci, 11 samic, 6 jedinců s neurčeným pohlavím) (obr. 5). Za 3leté monitorovací období bylo nasbíráno celkem 5538 lokací, z čehož 3311 lokací připadalo na mláďata. Průměrný počet nasbíraných lokací na jedno mládě byl 254 (rozsah 115–330).



Obr. 5: Počet vypuštěných sýčků obecných, u kterých proběhl intenzivní monitoring v rámci reintrodukčního programu na Plzeňsku.

Do stanovené maximální hranice 6 týdnů se z 19 mláďat podařilo sledovat 7 jedinců. Celkem u 5 mláďat byl v průběhu monitorování potvrzen úhyn. Nejčastější příčinou uhynutí byla predace ( $n = 3$ ). Jedno mládě bylo nalezeno v příkopě u silnice neschopno letu, pravděpodobně po srážce s autem. Bylo odchyceno a převezeno do záchranné stanice, kde mu byla poskytnuta veškerá péče. U 6 mláďat došlo v průběhu monitorování ke ztrátě signálu (obr. 6). Minimálně ve dvou případech byla ztráta signálu zapříčiněna poruchou vysílačky, kdy signál postupně slábnul, až nakonec vysílačka přestala vysílat úplně. Mláďata byla poté dohledávána vizuálně či pomocí fotopasti. Nasbíraná data po ztrátě signálu už ovšem do analýz zahrnuta nebyla.

Všechny níže uvedené analýzy jsou založeny na 12 juvenilních jedincích (tab. 3), které se podařilo po vylétnutí z půdních prostor sledovat po minimálně námi definovanou dobu 15 dní. U ostatních mláďat, která nesplnila minimální požadavky pro statistické vyhodnocení, došlo u 3 jedinců ke ztrátě signálu, 2 jedinci byli predováni, 1 mládě uhynulo v důsledku uvíznutí v komíně a 1 mládě zemřelo ještě před opuštěním voliéry.



Obr. 6: Důvody ukončení monitoringu mláďat mezi lety 2020–22. Čísla v závorkách udávají počet zaznamenaných případů.

## 5.1 Průměrné hodnoty nočního pohybu

Počet nasbíraných lokací na jedince pro danou noc byl vzhledem k použité metodice variabilní s tím, že minimální počet lokací byl 4 a maximální 12. Výjimku představovaly dny, kdy nebylo kvůli nepříznivému počasí možné telemetrovat. Každému jedinci byla vyhodnocena průměrná hodnota pohybu během noci (tab. 4). Průměrná hodnota pohybu všech jedinců během noci za dobu prvních 15 dnů od vylétnutí z voliéry byla  $105,5 \pm 84,6$  m ( $\pm$  směrodatná odchylka). Dále byla vypočítána průměrná hodnota pohybu během noci během 15.–30. dne po vylétnutí z voliéry. Tato hodnota byla stanovena u jedinců, kteří byli monitorováni minimálně po dobu 30 dnů a v průměru činila  $106,8 \pm 36,0$  m. U 8 mláďat se průměrné hodnoty pohybu během noci v průběhu 15–30. dne po vylétnutí z voliéry zvýšily oproti prvním 15 dnům. Z tabulky je rovněž patrné, že hodnoty nočního pohybu mláďat ve Spáleném Poříčí byly vyšší než u mláďat v Lipnici. Průměrná hodnota během noci dosahovala u mláďat ve Spáleném Poříčí ( $n = 4$ ) 184,15 m, zatímco u mláďat v Lipnici ( $n = 7$ ) tato hodnota byla 80,7 m.

Tab. 4: Průměrné hodnoty pohybu (m) jednotlivých mlád'at během noci.

Jedinec	Průměrná hodnota pohybu během noci za celé monitorovací období	Průměrná hodnota pohybu za prvních 15 dní po vylétnutí z voliéry	Průměrná hodnota pohybu během 15.–30. dne po vylétnutí z voliéry
ES51073	86,1	44,3	97,4
ES51075	75,7	42,3	76,6
ES51076	93,2	68,2	92,8
ES30142	197,4	252,9	141,7
EN23583	135,5	60,8	73,4
EN23585	291,6	320,5	205,9
EN23586	174,7	73,4	109,4
EN23587	134,8	123,2	104,3
EN22476	73,8	71,1	81,8
EN22477	91,6	77,1	95,0
EN22478	79,2	62,5	97,0
EN22479	65,5	65,5	–
průměr	124,9	105,5	106,8
medián	92,4	69,65	97
sm. odchylka	64,6	84,6	36,0

## 5.2 Disperze

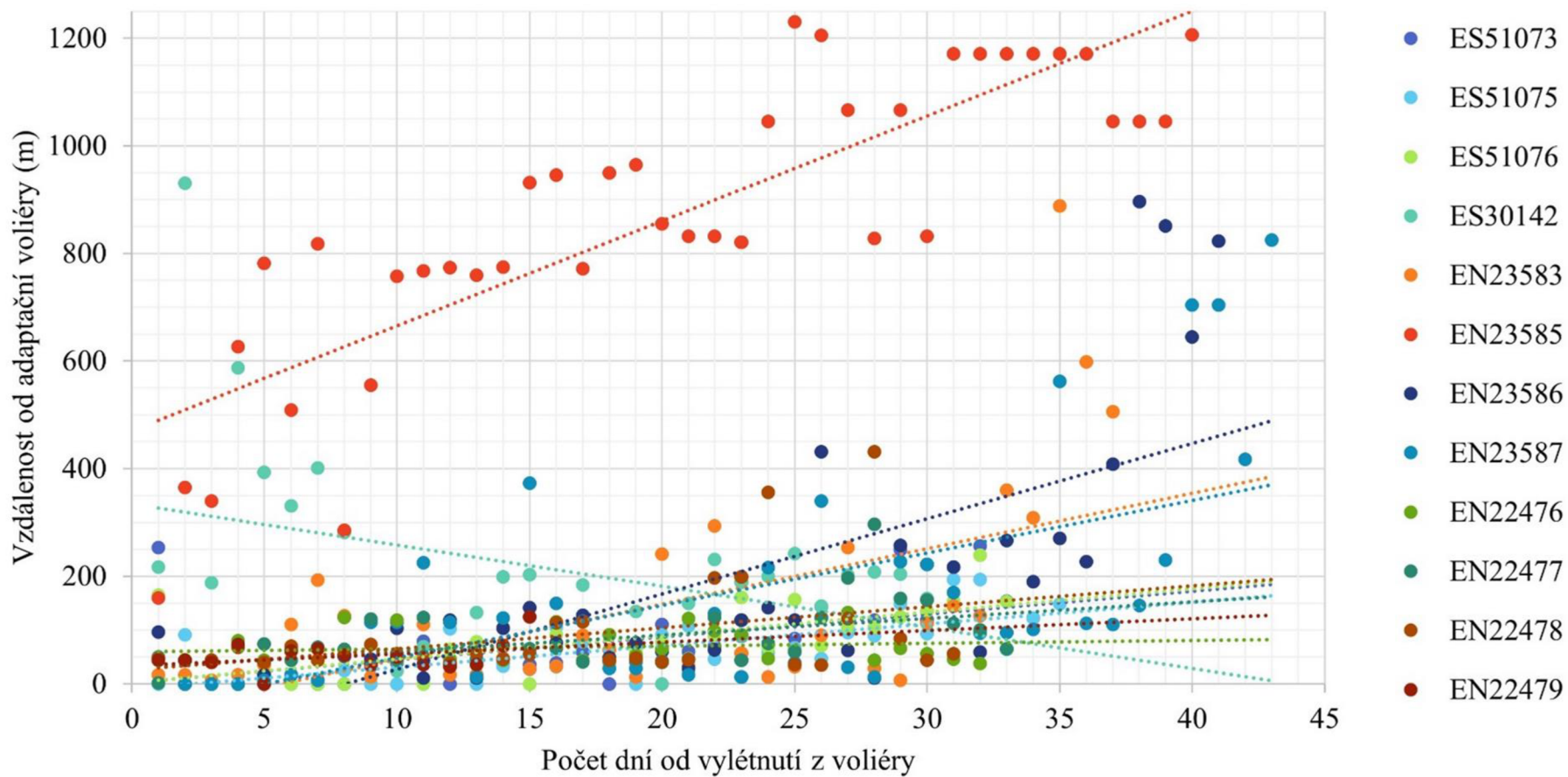
Na obr. 7 je znázorněna postupná disperze jednotlivých mlád'at od vylétnutí z adaptační voliéry. Disperze byla vyhodnocena z nejvzdálenějších lokací pro každou noc. Z obrázku je patrná postupná zvyšující se disperze u všech mlád'at kromě mláděte ES30142, které se jako jediné na začátku monitoringu vzdálilo a poté se vrátilo do blízkosti vypouštěcího místa. Statisticky významná závislost ( $\alpha = 0,05$ ) vzdálenosti od voliéry na počtu dní od vylétnutí testovaná pomocí regresní analýzy byla potvrzena celkem u 10 mlád'at ( $p < 0,05$ ), u mláděte EN22476 ( $p = 1,6$ ) a EN22479 ( $p = 1,9$ ) potvrzena nebyla. Ačkoli u mláděte ES30142 závislost potvrzena byla, jednalo se o nepřímou závislost. Dle hodnot determinačního koeficientu byla vyhodnocena statisticky střední závislost zmiňovaných proměnných u mláděte EN22478 ( $r^2 = 0,41$ ), silná závislost u mlád'at ES51073 ( $r^2 = 0,58$ ), ES51076 ( $r^2 = 0,69$ ), EN23583 ( $r^2 = 0,59$ ),



EN23587 ( $r^2 = 0,60$ ), EN22477 ( $r^2 = 0,54$ ), a velmi silná závislost u mládřat ES51075 ( $r^2 = 0,73$ ), EN23585 ( $r^2 = 0,84$ ) a EN23586 ( $r^2 = 0,72$ ). Statistická závislost mezi vzdáleností od voliéry a pohlavím mládřat nebyla vyhodnocena kvůli nevyrovnanému poměru pohlaví.

U sourozenců EN22476, EN22477, EN22478 a EN22479 bylo během prvních 2–3 týdnů monitoringu pozorované časté žebření o potravu v nočních hodinách. Mládřata se většinou zdržovala v blízkosti samce nebo samice. Bylo zaznamenáno i krmení mládřat samcem.

### Disperze mlád'at



Obr. 7: Disperze jednotlivých mlád'at.

Průměrná denní vzdálenost od voliéry byla  $65,4 \pm 178$  m, zatímco průměrná noční vzdálenost dosahovala hodnoty  $117,9 \pm 178,4$  m (tab. 5). Nejvzdálenější zaznamenaný bod od voliéry byl 1230,6 m. Pomocí párového t-testu ( $\alpha = 0,05$ ) bylo možné konstatovat, že u všech jedinců existoval statisticky významný rozdíl ( $p < 0,05$ ;  $n = 12$ ) mezi nejvzdálenější lokací během dne a noci. Mláďata během noci dispergovala na mnohem větší vzdálenosti než během dne, kdy se převážně zdržovala přímo ve voliére nebo v její blízkosti.

Tab. 5: Vzdálenost od adaptační voliéry (m) jednotlivých mláďat. Čísla uvedená v závorkách odpovídají dni po vypuštění, kdy byla daná hodnota zaznamenána.

Jedinec	Průměrná denní vzdálenost	Nejvzdálenější denní bod	Průměrná noční vzdálenost	Nejvzdálenější noční bod
ES51073	12,9	352,2 (1)	46,5	255,9 (32)
ES51075	5,1	0	41,3	193,8 (31)
ES51076	7,9	84 (1)	46,6	239,1 (32)
ES30142	39,7	187,9 (2)	128,9	930,9 (2)
EN23583	1,3	32,25 (35)	71,3	888,4 (35)
EN23585	654,5	771 (16)	702,6	1230,6 (25)
EN23586	1,8	36,8 (36)	95,0	896,8 (38)
EN23587	1,3	32,3 (39)	95,3	825,1 (43)
EN22476	20,8	60,7 (26)	44,4	132,1 (27)
EN22477	17,3	55,1 (20)	50,3	296,8 (28)
EN22478	21,8	59,8 (30)	59,9	431,7 (29)
EN22479	0	0	32,7	124,1 (15)
průměr	65,4	139,3	117,9	537,1
medián	10,4	57,45	55,1	364,25
sm. odchylka	178,0	212,4	178,4	372,0

### 5.3 Domovské okrsky

Denní domovské okrsky nebyly stanoveny, protože pro vyhodnocení nebyl dostatek bodů. Tab. 6 udává velikosti nočních domovských okrsků vypočítaných ze všech lokací jednotlivých mláďat dle konkrétních metod.

Tab. 6: Velikost individuálních nočních domovských okrsků (ha) vyhodnocených metodou 100% a 95% minimálního konvexního polygonu (MCP) a metodou 95% a 90% jádrového odhadu hustoty (KDE) ze všech lokací nasbíraných během monitoringu každého jedince.

Jedinec	Počet lokací	Počet dní monitoringu	100% MCP	95% MCP	95% KDE	90% KDE
ES51073	150	35	6,3	2,8	4,2	2,9
ES51075	151	35	3,6	1,9	2,4	1,6
ES51076	145	34	4,4	2,2	3,5	2,6
ES30142	134	32	39,6	14,6	22,2	15,2
EN23583	194	38	33,1	8,2	14,7	8,6
EN23585	226	40	129,2	114,5	164,2	132,5
EN23586	240	43	46,8	10,2	18,4	11,8
EN23587	248	43	44,6	24,4	24,5	13,2
EN22476	189	33	1,9	1,6	1,7	1,3
EN22477	191	33	3,7	1,8	2,9	2,1
EN22478	175	32	9,8	1,2	4,1	3,0
EN22479	80	15	0,5	0,4	1,1	0,8

Pro porovnání nočních domovských okrsků byly použity okrsky 12 mláďat vypočítaných z prvních 15 po sobě jdoucích dní monitoringu po vypuštění (tab. 7). Pro výpočet velikosti průměrného nočního domovského okrsku bylo použito celkem 965 lokací. Průměrná velikost nočního domovského okrsku byla stanovena metodou 100% MCP<sub>15</sub> na  $11,0 \pm 22,3$  ha a 95% MCP<sub>15</sub> na  $8,1 \pm 19,6$  ha. Podle metody 95% KDE<sub>15</sub> byla průměrná velikost nočního domovského okrsku  $14,5 \pm 34,5$  ha a dle 90% KDE<sub>15</sub>  $11,4 \pm 28,0$  ha.

Tab. 7: Velikost nočních domovských okrsků (ha) jednotlivých mláďat vyhodnocených z prvních 15 po sobě jdoucích dní monitoringu metodou 100% a 95% minimálního konvexního polygonu (MCP<sub>15</sub>) a metodou 95% a 90% jádrového odhadu hustoty (KDE<sub>15</sub>).

Jedinec	100% MCP <sub>15</sub>	95% MCP <sub>15</sub>	95% KDE <sub>15</sub>	90% KDE <sub>15</sub>
ES51073	1,9	1,1	1,8	1,2
ES51075	0,8	0,6	0,7	0,5
ES51076	1,4	0,5	1,3	0,9
ES30142	38,5	19,4	36,0	26,1
EN23583	1,8	0,9	1,3	0,8
EN23585	76,6	71,0	124,4	101,2
EN23586	1,4	1,1	1,2	0,9
EN23587	7,5	0,7	2,1	1,3
EN22476	0,8	0,8	1,4	1,1
EN22477	0,6	0,6	1,3	1,0
EN22478	0,6	0,4	1,0	0,8
EN22479	0,5	0,4	1,1	0,8
průměr	11,0	8,1	14,5	11,4
medián	1,4	0,75	1,3	0,95
sm. odchylka	22,3	19,6	34,5	28,0

Jak je zřejmé z tab. 5 a 6, výrazně nejvyšší míru disperze a největší domovský okrsek mělo mládě EN23585, které po otevření výletových otvorů voliéry ihned dispergovalo. Mládě se během prvních dnů po vylétnutí zdržovalo ve střední a východní části obce Spálené Poříčí, převážně pak v blízkosti potoka a místního fotbalového a tenisového hřiště. Od 10. dne bylo až do ztráty signálu monitorováno v okolí statku s chovem hovězího dobytka na západ od obce. Přes den využívalo sad a v noci lovilo na polích v blízkém okolí. Noční domovský okrsek tohoto mláděte je graficky znázorněn na obr. 8. Grafické znázornění okrsků ostatních mláďat viz samostatná příloha (obr. 9–19). Z tab. 5 a 6 je dále rovněž patrné, že mláďata ze Spáleného Poříčí létala v noci na delší vzdálenosti a jejich domovské okrsky byly větší než u mláďat z Lipnice.



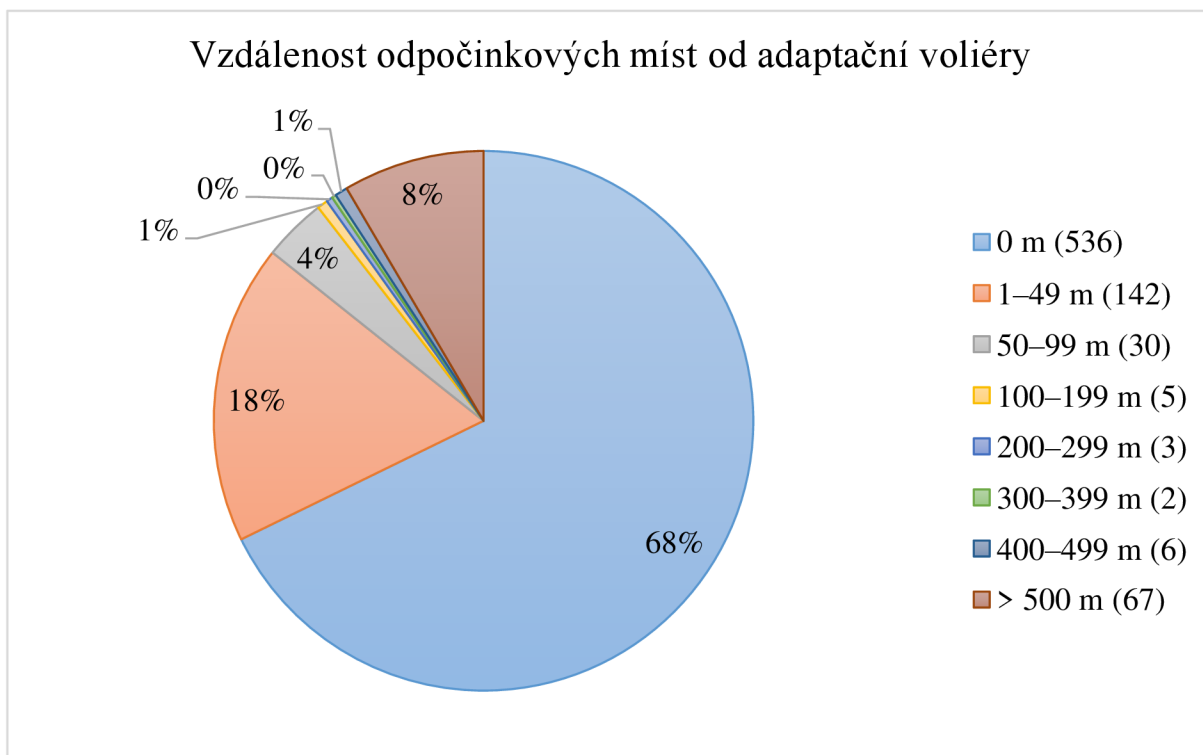
Obr. 8: Noční domovský okrsek mláděte EN23585.

## 5.4 Odpočinková místa

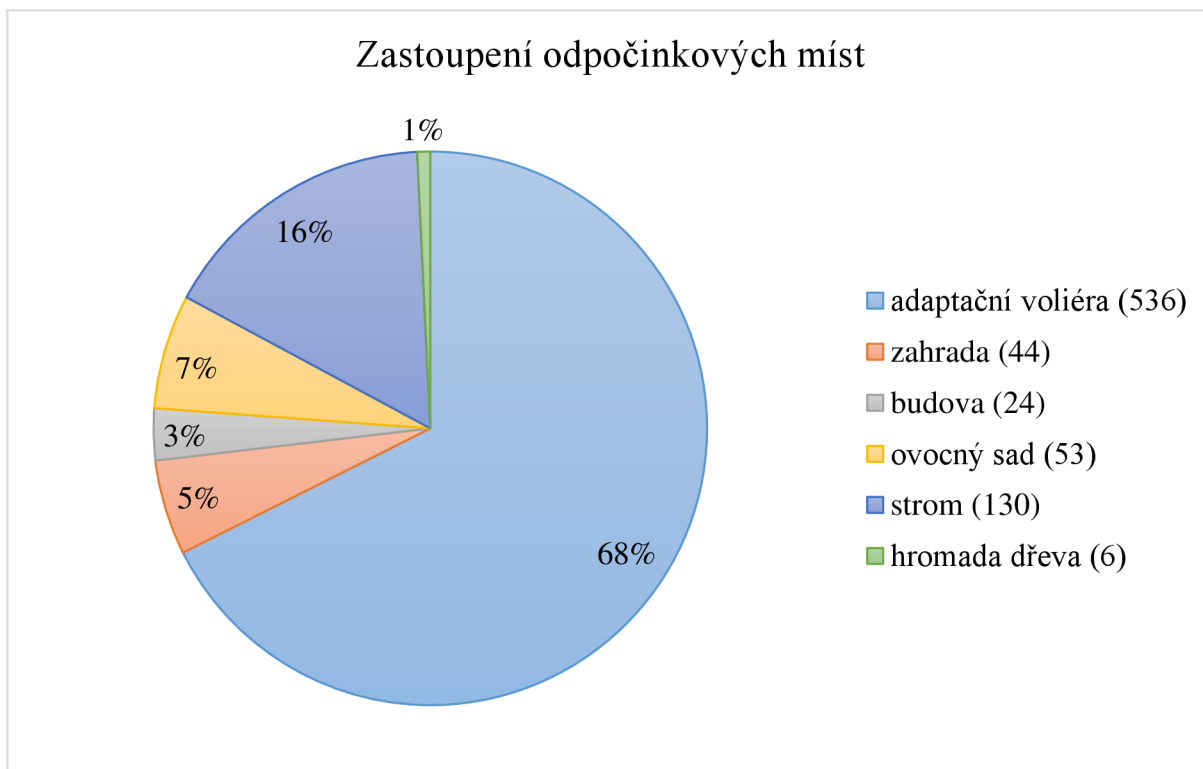
Preference odpočinkových míst mláďat byla vyhodnocena z nasbíraných 793 denních lokací. Jak je z obr. 20 a 21 patrné, mláďata se během dne nejvíce zdržovala v půdních prostorách budovy, kde se nacházela jejich voliéra a byla tam pravidelně předkládána potrava. Celkem 536 lokací bylo zaznamenáno ve voliére a 142 lokací bylo zaznamenáno ve vzdálenosti do 50 m od voliéry. Dalším nejvíce preferovaným odpočinkovým místem byly stromy. V Lipnici se ve vzdálenosti cca 40 m od voliéry nacházel vysoký dub, který mláďata během monitoringu v roce 2022 výrazně upřednostňovala. Bylo zde zaznamenáno celkem 36 lokací (obr. 22), přičemž během 19 záznamů se na dubu vyskytovala v přítomnosti mláďat i samice.

Mládě EN23585, které po vypuštění ihned dispergovalo, využívalo v porovnání s ostatními mláďaty různorodá odpočinková místa. Z celkových 78 denních lokací tohoto mláděte připadlo 52 na ovocný sad. Mládě využívalo k dennímu úkrytu například i hromadu naskládaného dřeva, a to celkem v 6 případech. Toto mládě rovněž jako jediné mělo denní odpočinková místa ve vzdálenosti větší než 500 m od voliéry.

Díky metodice stanovené na zaměřování denních bodů ve 12 a v 17 hodin bylo zjištěno, že v průběhu dne mláďata v 90,2 % případů ( $n = 349$ ) neměnila odpočinkové místo. Pouze ve 38 případech byla zaznamenána změna lokace.

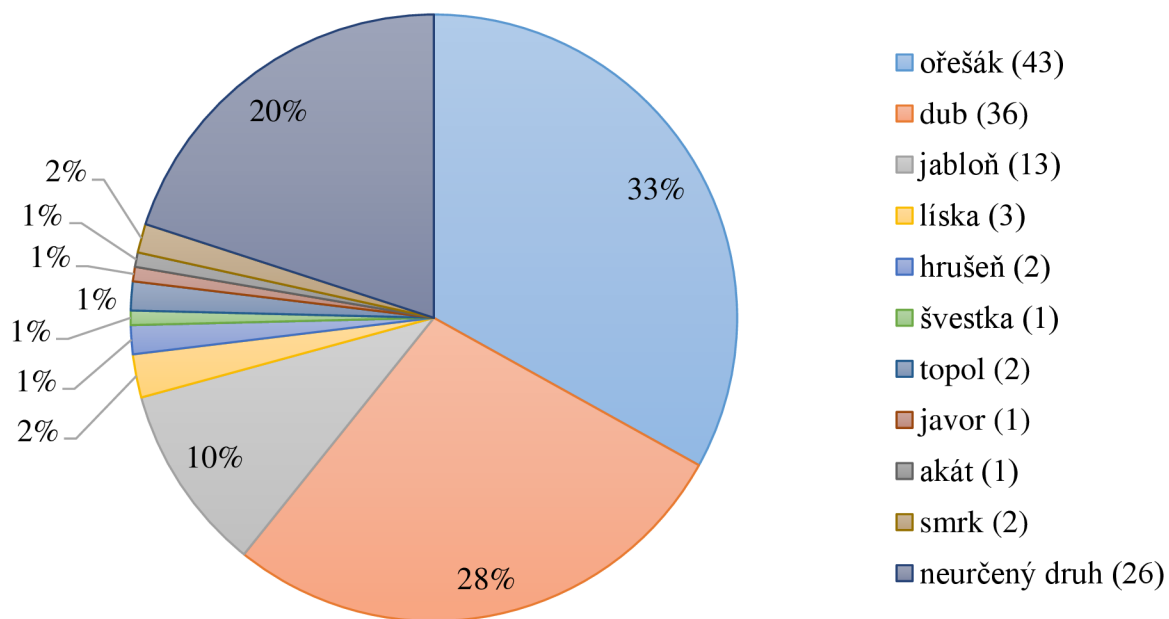


Obr. 20: Vzdálenost zaznamenaných denních lokací od adaptační voliéry. Čísla v závorkách udávají počet zaznamenaných lokací pro jednotlivé případy.



Obr. 21: Preferenze odpočinkových míst. Odpočinkovým místem budova je myšleno jakékoli stavení, v jehož prostorech nebyla umístěna adaptační voliéra. Jako zahrada jsou označeny lokace, které nebylo možné určit přesně, jelikož se jednalo o soukromé pozemky. Čísla v závorkách udávají počet zaznamenaných lokací pro jednotlivé případy.

### Zastoupení využívaných dřevin



Obr. 22: Druhy využívaných stromů k dennímu úkrytu. Čísla v závorkách udávají počet zaznamenaných lokací pro jednotlivé případy.



## 6 Diskuze

Sýček obecný se řadí v České republice mezi silně ohrožené druhy. Podrobné informace o jeho biologii jsou tak zcela nezbytné pro plánování jeho ochrany. Existuje celá řada studií o chování adultních jedinců sýčka obecného, ale o chování juvenilních jedinců jich je o poznání méně. Cílem této práce bylo vyhodnotit prostorové charakteristiky reintrodukovaných juvenilních jedinců sýčka obecného po jejich vypuštění stanovením noční a denní aktivity, disperze a domovských okrsků.

Nejčastější příčinou úhynu mláďat během tříletého monitoringu mezi lety 2020–2022 byla predace. Ačkoli autorské kolektivy Thorup et al. (2013) a Šálek et al. (2019) uvádí jako nejčastější příčinu úhynu mláďat antropogenní pasti, tato práce zaznamenala pouze jediný takový případ. V této práci na rozdíl od monitorovaných adultních jedinců neuhynulo během monitoringu žádné mládě v důsledku podvýživy. Většina uhynulých dospělců v důsledku podvýživy po vypuštění dispergovala a evidentně si nebyla schopna zajistit potravu. Naopak mláďata se zdržovala u místa vypuštění, kde jim byla předkládána doplňková potrava. Vliv příkrmování na přežívání sýčků potvrzují Perrig et al. (2017), kteří uvádí až 92% míru přežívání dokrmovaných mláďat.

Data z telemetrie ukázala, že průměrná hodnota pohybu mláďat během noci se zvýšila celkem u 10 mláďat během 15.–30. dne od vylétnutí z voliéry v porovnání s prvními 15 dny. Kennedy & Ward (2003) zaznamenali výrazný vliv doplňkové potravy na chování mláďat jestřába lesního po vylétnutí z hnízda. Zatímco nedokrmovaná mláďata po osamostatnění se od rodičů ihned dispergovala, příkrmovaná mláďata zůstala v místě svého rodiště i po osamostatnění. V rámci této práce byli jedinci i po vypuštění nadále příkrmováni. Krmná dávka se ovšem s přibývajícím počtem dní snižovala, aby byla mláďata nucena lovit si potravu sama a zcela se tak osamostatnit. Explorační chování a snižování krmné dávky tak může vysvětlit zvýšenou míru pohybu, respektive potřebu lovu během 15.–30. dne oproti prvním 15 dnům. Pouze u 2 mláďat se průměrné hodnoty pohybu během noci v průběhu monitoringu snížily. Tato mláďata ihned první den po vypuštění dispergovala. Jedno mládě (ES30142) se poté vrátilo zpět do blízkosti vypouštěcího místa a druhé mládě (EN23585) se v druhé polovině monitoringu usadilo na okraji obce Spálené Poříčí u statku s chovem hovězího dobytka.

Z výsledků je patrné postupné vzdalování se mláďat od voliéry s přibývajícím počtem dní od prvního vylétnutí. Byla potvrzena přímá závislost mezi těmito proměnnými u 9 jedinců. Zvyšující se disperzi v souvislosti se zvyšujícím se počtem dní od vylétnutí z hnízda, respektive s věkem potvrzují například i studie sýčka králičího (King & Belthoff 2001), výra velkého (Penteriani et al. 2005) a puštika západního (*Strix occidentalis caurina* Merriam, 1898) (Forsman et al. 2002). Catlin & Rosenberg (2014) označují pohlaví, věk a vztah mezi sourozenci sýčka králičího jako faktory ovlivňující rozdíly v prostorovém chování jednotlivců po vylétnutí z hnízda. Autoři zaznamenali výrazné individuální rozdíly v disperzní vzdálenosti mezi jednotlivci, nikoli však rozdíly mezi pohlavím. Naopak rozdíly v natální disperzi mezi pohlavími zaznamenali Bishton et al. (2021) u sovy pálené. Samice dispergovaly dál než samci. Podle Catlin & Rosenberg (2014) má pohlaví mláďat vliv především na dobu opuštění rodiště. Jimi sledované samice zůstávaly v místě narození v průměru až o 8 týdnů déle než samci. Kvůli nerovnoměrnému poměru pohlaví v této práci nebylo možné vyhodnotit závislost disperzní vzdálenosti na pohlaví.

Mláďata volně žijících sýčků obecných vylétají z hnízda ve věku 30–40 dní a osamostatňují se od rodičů zhruba ve věku 2–3 měsíců, kdy opouští své natální teritorium a dispergují do nových lokalit (Hudec & Šťastný 2005). Pedersen et al. (2013) uvádí, že jimi monitorovaná volně žijící mláďata byla závislá na rodičích v průměru 35 dnů po vylétnutí z hnízda a začala dispergovat cca 45 dní po osamostatnění se od rodičů. Po vypuštění sledovaných jedinců v této práci se podařilo po celou dobu monitoringu (5–6 týdnů) sledovat 7 mláďat, která setrvala v blízkosti místa vypuštění. K přirozené disperzi v průběhu monitoringu došlo pravděpodobně pouze u jednoho mláděte (EN22477), které bylo monitorováno po vylétnutí z voliéry po dobu 33 dní a poté došlo ke ztrátě signálu bez předchozích známek poruchy vysílačky. U ostatních mláďat je pravděpodobné, že došlo k natální disperzi až po ukončení monitoringu. Například na vypouštěcí lokalitě ve Spáleném Poříčí v roce 2022 byla mláďata díky fotopasti dokumentována ještě v průběhu září, poslední mládě bylo zachyceno na začátku října.

Studie Pedersen et al. (2013) se jako jedna z mála věnovala podrobnému vyhodnocení prostorového chování 10 juvenilních jedinců sýčka v Dánsku. Autory nejvzdálenější zaznamenaná lokace byla ve vzdálenosti 341 m od hnízda a průměrná noční vzdálenost byla stanovena na  $212 \pm 75$  m. Bylo předpokládáno, že míra disperze monitorovaných mláďat v této práci bude menší, jelikož mláďata byla oproti dánským jedincům po vylétnutí z hnízda dokrmována, čímž by se měla snížit jejich potřeba lovit a vzdalovat se tak od hnízda. Tato hypotéza se však nepotvrdila. Monitorovaní jedinci v této práci se vzdalovali na výrazně větší vzdálenosti. Nejvzdálenější lokace mláďat byla téměř 4krát vyšší (1230,6 m) a průměrná noční vzdálenost byla více jak dvojnásobná ( $537,1 \pm 372$  m). Přesto se většina mláďat vracela během ranních hodin do místa vypuštění. Podobný závěr přinesla studie Mayer et al. (2021), ve které se příkrmovaní adultní samci pohybovali na výrazně větší vzdálenosti než nedokrmovaní. Autoři vysvětlili tento výsledek pravděpodobným nedostatečným dokrmováním. Naopak ve studii Jacobsen et al. (2016) příkrmovaní adultní jedinci se od hnízda vzdalovali na poměrně kratší vzdálenosti než jedinci nedokrmovaní. Tyto rozdíly mohou být vysvětleny charakteristikou vypouštěcích lokalit a vzdáleností vhodných biotopů od místa vypuštění. Data ukázala, že především mláďata vypuštěná ve Spáleném Poříčí měla větší velikosti okrsků a zaznamenaných hodnot nejvzdálenějších nočních bodů. Mláďata v průběhu monitoringu začala létat na severozápad od místa vypuštění, kde se nacházela pole a kde pravděpodobně lovila. Je tak možné, že v blízkosti místa vypuštění nebyl dostatek potravy. Naopak v Lipnici se vhodné pastviny a pole pro lov kořisti nacházely v blízkosti místa vypuštění, mláďata tak létala na poměrně menší vzdálenosti. Dalším vysvětlením létání na větší vzdálenosti u dokrmovaných jedinců může být větší energetický příjem, který tak umožňuje ptákům pohybovat se dále od hnízda.

Výrazné rozdíly přineslo i srovnání průměrného nočního domovského okrsku (tab. 8). Pedersen et al. (2013) stanovili průměrnou velikost okrsku juvenilních jedinců metodou 100% MCP na  $3,64 \pm 4,03$  ha, zatímco průměrná velikost okrsku stanovena v této práci metodou 100% MCP byla  $11 \pm 22,3$  ha. Mrykalo et al. (2007) stanovili velikost domovského okrsku 4 juvenilních jedinců blízkce příbuzného druhu sýčka králičího metodou 95% KDE na 0,0141 ha. Průměrná velikost okrsku stanovena metodou 95% KDE v této práci byla  $14,5 \pm 34,5$  ha. Tyto rozdíly mezi studiemi mohou být vysvětleny jak odlišnou biologii druhů, tak metodikou, a především pak počtem lokací, z nichž byla výsledná hodnota vypočtena. Pedersen

et al. (2013) uvádí, že monitoring probíhal na jimi vybraných lokalitách 1–6krát týdně od poloviny června do poloviny září, a poté minimálně jednou za měsíc do doby, dokud poslední mládě nedispergovalo z rodiště. Domovský okrsek pak vypočítali ze všech získaných lokací za celou dobu monitoringu. Mrykalo et al. (2007) dohledávali označené jedince jednou za den od června do října a během dvou dnů v srpnu monitorovali noční aktivitu. Mláďata v této práci byla intenzivně monitorována v průběhu každé noci po otevření výletových prostorů do doby ztráty signálu nebo nalezení kadáveru těla maximálně však po dobu 6 týdnů a průměrný okrsek byl vypočítán z dat za prvních 15 po sobě jdoucích dní od vylétnutí z voliéry.

Ve studii Pedersen et al. (2013) vykazovala jednotlivá mláďata podobné velikosti svých domovských okrsků (rozsah 0,45–13,29 ha). Data v této práci ukázala výrazně rozdílné průměrné velikosti 15denních okrsků jednotlivých mláďat (rozsah 0,5–76,6 ha). Především mládě EN23585, které dispergovalo hned první den a poté se již do místa rodiště nevrátilo, vykazovalo extrémní hodnoty domovského okrsku. Pro porovnatelnější výsledky této práce se studií Pedersen et al. (2013), byl vypočten průměrný okrsek bez započítání dat mláděte EN23585. Po této úpravě se výsledný průměrný okrsek zmenšil více jak o polovinu a to na  $5,1 \pm 10,1$  ha, čímž se přiblížil hodnotám studie Pedersen et al. (2013).

Tab. 8: Porovnání domovských okrsků juvenilních jedinců dvou dostupných studií s touto prací. Průměrná velikost a rozsah domovského okrsku (DO) jsou stanoveny dle konkrétní uvedené metody minimálního konvexního polygonu (MCP) nebo jádrového odhadu hustoty (KDE).

Studie	Druh	Země	Období monitoringu	Počet jedinců	Metoda	Průměrná velikost DO (ha)	Rozsah DO (ha)
Mrykalo et al. (2007)	sýček králičí	Florida	2004	4	95% KDE	0,0141	0,0098–0,0177
Pedersen et al. (2013)	sýček obecný	Dánsko	2008	10	100% MCP	$3,64 \pm 4,03$	0,45–13,29
Tato práce	sýček obecný	ČR	2020–22	12	100% MCP	$11 \pm 22,3$	0,5–76,6
					95% KDE	$14,5 \pm 34,5$	0,7–124,4

Typické hlasové žebrání o potravu mláďat bylo během monitoringu pozorováno pouze během hnízdní sezóny 2022 a to pouze na jedné lokalitě – v Lipnici. Na této lokalitě po vypuštění 4 mláďat (EN22476, EN22477, EN22478 a EN22479) a rodičovského páru, žádný z jedinců nedispergoval. Naopak během prvních 2–3 týdnů se sourozenci zdržovali často pohromadě v blízkosti samce nebo samice a bylo pozorováno časté žebrání. Na ostatních lokalitách došlo k disperzi rodičů během prvních pár dní po vypuštění. Jelikož žebráním o potravu signalizují mláďata rodičům pocit hladu a celkový tělesný stav (Hofstetter & Ritchison 1998; Gladbach et al. 2009), je možné, že v případě absence rodičů mláďata

nevokalizují. Studie Nikolov & Hristova (2007) a Pedersen et al. (2013) uvádí snižující se žebření mláďat s přibývajícím věkem. I v rámci této studie se pozorovaná vokalizace mláďat postupně snižovala a od cca 4. týdne nebylo zaznamenáno žádné žebření.

Výběr denních úkrytů je podmíněn především eliminací rizku predace (Sunde et al. 2009). Data této práce ukázala, že mláďata se přes den nejvíce zdržovala v půdních prostorách budovy, kde byla umístěna jejich voliéra a celkem v 90 % případů neměnila během dne svůj úkryt. Dalším nejvíce využívaným místem k dennímu odpočinku byly stromy. Více jak  $\frac{3}{4}$  denních lokací bylo zaznamenáno do 50 m od voliéry. Podobné výsledky přinesla i studie Sunde et al. (2009). Bock et al. (2013) uvádí ovocné stromy (65 % lokací), především pak jabloň jako nejvíce využívaný druh stromu. I přesto, že na určitých lokalitách, například v Lipnici, byly k dispozici v blízkosti voliéry jak ovocné, tak ostatní listnaté stromy, mláďata upřednostňovala dub a ořešák. V této práci připadlo na ovocné stromy pouze 12 % zaznamenaných lokací. Je nutné ale zmínit, že pro vyhodnocení odpočinkových míst byl zvláště vyhodnocen ovocný sad, na který připadlo 7 % lokací. Dle Bock et al. (2013) si jedinci vybírají k dennímu úkrytu chráněná místa jako jsou dutiny stromů s několika otvory. Je tak možné, že preference listnatých stromů není o druhu jako spíš o charakteru konkrétního stromu (výška, košatost, nabídka dutin apod.).

## 7 Závěr

V rámci reintrodukčního projektu sýčka obecného na Plzeňsku byl už třetím rokem realizován ZO ČSOP Spálené Poříčí ve spolupráci s Českou zemědělskou univerzitou v Praze intenzivní monitoring vypuštěných jedinců. Cílem této práce bylo vyhodnotit souhrnná data juvenilních jedinců za období 2020–2022. I přes komplikace, které monitoring doprovázely – především ztráta signálu v důsledku poškozené vysílačky u několika jedinců a náhlá úmrtí, bylo nasbíráno dostatečné množství dat, které umožnilo popsat chování mláďat po vypuštění. Osvědčily se fotopasti instalované před výletovými otvory do voliéry, které umožnily například identifikovat jedince, u nichž došlo k poškození vysílačky a o nichž tak nebyly k dispozici informace, zdali se na lokalitě ještě vyskytovali či nikoli.

Největší riziko pro juvenilní jedince představovala predace. Ačkoli před vypuštěním byli jedinci zcela chráněni proti predátorům, po vypuštění čelili zvýšenému riziku nebezpečí především ze strany kuny skalní, která se stala na mnoha lokalitách v ČR přemnoženou. V rámci projektu by tak bylo vhodné zajistit antipredační výcvik před vypuštěním jedinců.

Na základě vyhodnocených dat bylo zjištěno, že stanovenou hypotézu nelze potvrdit. I přesto, že byla mláďata po vypuštění příkrmována, vykazovala vyšší míru disperse a rovněž i vyšší průměrnou velikost domovského okrsku než mláďata ze studie Pedersen et al. (2013), která příkrmována nebyla. U většiny jedinců byla zjištěna přímá závislost mezi postupně vzdávající se vzdáleností od adaptační voliéry s přibývajícím počtem dní od vylétnutí.

Z výsledků dále vyplynulo, že velikosti individuálních domovských okrsků se výrazně lišily. Kvůli nerovnoměrnému poměru pohlaví mláďat nebylo možné porovnat míru disperse a velikosti domovských okrsků mezi samci a samicemi. Nebylo tak možné určit, zdali jsou individuální rozdíly ve velikostech okrsků a v míře disperse ovlivňovány pohlavím, nebo to je dáno individualitou či jinými faktory, které neznáme. Data ukázala, že mláďata ze Spáleného Poříčí se pohybovala na výrazně větší vzdálenosti a měla větší domovské okrsky než mláďata z Lipnice. Faktorem ovlivňujícím prostorové chování tak mohou být i charakteristiky jednotlivých vypouštěcích lokalit. Budoucí monitoring snad přinese potřebná data k vyhodnocení vlivu pohlaví a vypouštěcích lokalit na chování mláďat.

Dále se ukázalo, že ačkoli mláďata přes noc létala na poměrně velké vzdálenosti, k ránu se vracela do místa vypuštění, kde přes den setrvala. To poukazuje na potřebu správného výběru a zabezpečení vypouštěcí lokality.

V průběhu monitoringu docházelo pravidelně ke kontaktu s místními obyvateli, kteří prokazovali zájem o tento projekt. Pokud došlo k situaci, že byl na nějakém soukromém pozemku po delší dobu monitorován jedinec bez známek pohybu, majitelé těchto pozemků byli osloveni a požádáni o povolení vstupu na pozemek za účelem kontroly jedince. Takto oslovení majitelé vyšli požadavku vstříc. Majitel statku, kde se usadilo jedno mládě, byl ochoten na svoji stodolu nechat instalovat hnízdní budku. Ovšem, než k instalaci došlo, mládě lokalitu opustilo. Komunikace s místními obyvateli se tak jeví jako zásadní.

## 8 Literatura

- Ackerman JT, Adams J, Takekawa JY, Carter HR, Whitworth DL, Newman SH, Golightly RT, Orthmeyer DL. 2004. Effects of radiotransmitters on the reproductive performance of Cassin's auklets. *Wildlife Society Bulletin* **32**:1229–1241.
- 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.
- Amelon SK, Dalton DC, Millsbaugh JJ, Wolf SA. 2009. Radiotelemetry; techniques and analysis. *Ecological and Behavioral Methods for the Study Of Bats*. Edited by Kunz TH, Parsons S. Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Ancil A, Franke A, Bêty J. 2014. Heavy rainfall increases nestling mortality of an arctic top predator: experimental evidence and long-term trend in peregrine falcons. *Oecologia* **174**:1033–1043.
- Anich NM, Benson TJ, Bednarz JC. 2009. Effect of radio transmitters on return rates of Swainson's Warblers. *Journal of Field Ornithology* **80**:206–211.
- AOPK. 2020. Záchraný program pro sýčka obecného (*Athene noctua*) v České republice.
- Apolloni N, Gruebler MU, Arlettaz R, Gottschalk TK, Naef-Daenzer B. 2018. Habitat selection and range use of little owls in relation to habitat patterns at three spatial scales. *Animal Conservation* **21**:65–75.
- Bionda R, Brambilla M. 2012. Rainfall and landscape features affect productivity in an alpine population of Eagle Owl *Bubo bubo*. *Journal of Ornithology* **153**:167–171.
- Bishton G, Lightfoot J, Lightfoot W. 2021. Post fledging dispersal in Barn Owls *Tyto alba* in Shropshire and its implications for the sustainability of a breeding population. *Shropshire Ornithological Society* x:43–51.
- Bock A, Naef-Daenzer B, Keil H, Korner-Nievergelt F, Perrig M, Gruebler MU. 2013. Roost site selection by Little Owls *Athene noctua* in relation to environmental conditions and life-history stages. *Ibis* **155**:847–856.
- Bötsch Y, Arlettaz R, Schaub M. 2012. Breeding Dispersal of Eurasian Hoopoes (*Upupa epops*) within and between Years in Relation to Reproductive Success, Sex, and Age. *The Auk* **129**:283–295.
- Burgman MA, Fox JC. 2003. Bias in species range estimates from minimum convex polygons: implications for conservation and options for improved planning. *Animal Conservation* **6**:19–28.
- Burt WH. 1943. Territoriality and Home Range Concepts as Applied to Mammals. *Journal of Mammalogy* **24**:346–352.
- Bušina T. 2021. Reinforcement of declining little owl (*Athene noctua*) population: A peculiar case of post-release habitat selection and underground roosting. *Global Ecology and Conservation* **28** (e01656) DOI: 10.1016/j.gecco.2021.e01656.

- Catlin DH, Rosenberg DK. 2014. Association of Sex, Fledging Date, and Sibling Relationships with Post-Fledging Movements of Burrowing Owls in a Nonmigratory Population in the Imperial Valley, California. *Journal of Raptor Research* **48**:106–117.
- Cepák J. 2008. Atlas migrace ptáků České a Slovenské republiky: Czech and Slovak bird migration atlas. Aventinum, Praha.
- Chrenkova M, Dobry M, Salek 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.
- Chu JJ, Claramunt S. 2023. Determinants of natal dispersal distances in North American birds. *Ecology and Evolution* **13** (e9789) DOI: 10.1002/ece3.9789.
- Coulombe HN. 1971. Behavior and Population Ecology of the Burrowing Owl, *Speotyto cunicularia*, in the Imperial Valley of California. *The Condor* **73**:162–176.
- Cox AR, Robertson RJ, Lendvai ÁZ, Everitt K, Bonier F. 2019. Rainy springs linked to poor nestling growth in a declining avian aerial insectivore (*Tachycineta bicolor*). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **286** (e20190018) DOI: 10.1098/rspb.2019.0018.
- Dingemanse NJ, Both C, van Noordwijk AJ, Rutten AL, Drent PJ. 2003. Natal dispersal and personalities in great tits (*Parus major*). *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* **270**:741–747.
- Dong R, Ye X, Zhong L, Li X, Li M, Wang H, Yu X. 2018. Effects of breeding success, age and sex on breeding dispersal of a reintroduced population of the Crested Ibis (*Nipponia nippon*) in Ningshan County, China. *Avian Research* **9**:40–47.
- Eeva T, Ahola M, Laaksonen T, Lehikoinen E. 2008. The effects of sex, age and breeding success on breeding dispersal of pied flycatchers along a pollution gradient. *Oecologia* **157**:231–238.
- Erritzoe J, Mazgajski TD, Rejt L. 2003. Bird Casualties on European Roads – a Review. *Acta Ornithologica* **38**:77–93.
- Exo KM. 1988. Jahreszeitliche ökologische Anpassungen des Steinkauzes (*Athene noctua*). *Journal of Ornithology* **129**:393–415
- Exo KM. 1992. Population ecology of Little Owls *Athene noctua* in Central Europe: a review. *The ecology and conservation of European owls* **5**:64–75.
- Fattebert J, Michel V, Scherler P, Naef-Daenzer B, Milanese P, Gruebler MU. 2018. Little owls in big landscapes: Informing conservation using multi-level resource selection functions. *Biological Conservation* **228**:1–9.
- Finck P. 1990. Seasonal variation of territory size with the Little Owl (*Athene noctua*). *Oecologia* **83**:68–75.

- Fleming CH, Fagan WF, Mueller T, Olson KA, Leimgruber P, Calabrese JM. 2015. Rigorous home range estimation with movement data: a new autocorrelated kernel density estimator. *Ecology* **96**:1182–1188.
- Forman RTT, Alexander LE. 1998. Roads and Their Major Ecological Effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* **29**:207–231.
- Forsman ED, Anthony RG, Reid JA, Loschl PJ, Sovern SG, Taylor M, Biswell BL, Ellingson A, Meslow EC, Miller GS, Swindle KA, Thraillkill JA, Wagner FF, Seaman DE. 2002. Natal and Breeding Dispersal of Northern Spotted Owls. *Wildlife Monographs* **149**:1–35.
- Fuchs P, van de Laar J. 2008. Dispersie en vestiging van jonge Steenuilen. *Limosa* **81**:129–138.
- Gaudioso VR, Sánchez-Garcí C, Pérez JA, Rodríguez PL, Armenteros JA, Alonso ME. 2011. Does early antipredator training increase the suitability of captive red-legged partridges (*Alectoris rufa*) for releasing? *Poultry Science* **90**:1900–1908.
- Gladbach A, Büßer C, Mundry R, Quillfeldt P. 2009. Acoustic parameters of begging calls indicate chick body condition in Wilson’s storm-petrels *Oceanites oceanicus*. *Journal of Ethology* **27**:267–274.
- Godfrey JD, Bryant DM. 2003. Effects of radio transmitters: Review of recent radiotracking studies. *Science for Conservation*: **214**:83–95.
- Goutner V, Alivizatos H. 2003. Diet of the Barn Owl (*Tyto alba*) and Little Owl (*Athene noctua*) in wetlands of northeastern Greece. *Belgian Journal of Zoology* **133**:15–22.
- Greenwood PJ, Harvey PH. 1982. The Natal and Breeding Dispersal of Birds. *Annual Review of Ecology and Systematics* **13**:1–21.
- Greggor AL, Masuda B, Sabol AC, Swaisgood RR. 2022. What do animals learn during anti-predator training? Testing for predator-specific learning in ‘alalā (*Corvus hawaiiensis*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* **76**:165.
- Griffin E, Desmond M, Van Leeuwen D. 2017. Juvenile Burrowing Owl Movement and Survival in a Human-Altered Landscape. *Wildlife Society Bulletin* **41**:649–658.
- Grzywaczewski G. 2009. Home Range Size and Habitat use of the Little Owl *Athene noctua* in East Poland. *Ardea* **97**:541–545.
- Habel JC, Braun J, Fischer C, Weisser WW, Gossner MM. 2015. Population restoration of the nocturnal bird *Athene noctua* in Western Europe: an example of evidence based species conservation. *Biodiversity and Conservation* **24**:1743–1753.
- Harris S, Cresswell WJ, Forde PG, Trehwella WJ, Woollard T, Wray S. 1990. Home-range analysis using radio-tracking data—a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. *Mammal Review* **20**:97–123.
- Hayne DW. 1949. Calculation of Size of Home Range. *Journal of Mammalogy* **30**:1–18.
- Hofstetter SH & Ritchison G. 1998. The Begging Behavior of Nestling Eastern Screech-Owls. *The Wilson Bulletin* **110**:86–92.



- Hooge PN. 1991. The Effects of Radio Weight and Harnesses on Time Budgets and Movements of Acorn Woodpeckers. *Journal of Field Ornithology* **62**:230–238.
- Hounscome T, O'Mahony D, Delahay R. 2004. The diet of Little Owls *Athene noctua* in Gloucestershire, England. *Bird Study* **51**:282–284.
- Hudec K, Šťastný K. 2005. Ptáci: Aves. 2., přeprac. a dopl. vyd. Academia, Praha.
- IUCN. 1998. Guidelines for Re-introductions. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- IUCN. 2021. Global conservation translocation perspectives: 2021. Case studies from around the globe. Gland, Switzerland: IUCN SSC Conservation Translocation Specialist Group, Environment Agency - Abu Dhabi and Calgary Zoo, Canada.
- IUCN. 2022. The IUCN Red List of Threatened Species. Available from [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) (accessed december 2022).
- Jacobsen LB, Chrenkova M, Sunde P, Salek M, Thorup K. 2016. Effects of food provisioning and habitat management on spatial behaviour of Little Owls during the breeding season. *Ornis Fennica* **93**:121–129.
- Kadava L, Forman O. 2014. Výskyt a hnízdění sýčka obecného (*Athene noctua*) na Novobydžovsku a Chlumecku v letech 2010–2014. *Panurus* **23**:57–68.
- Kehl G, Koch P. 2019. Wiederansiedlung von Steinkäuzen *Athene noctua* in der NutheNiederung – ein Projektüberblick. *Otis* **26**:83–99.
- Kennedy PL, Ward JM. 2003. Effects of experimental food supplementation on movements of juvenile northern goshawks (*Accipiter gentilis atricapillus*). *Oecologia* **134**:284–291.
- Kenward RE. 2001. a manual for wildlife radio tagging. Academic press, London.
- Kernohan BJ, Gitzen RA, Millspaugh JJ. 2001. Analysis of animal space use and movements. Pages 125–166 in Millspaugh JJ, Marzluff JM, editors. Radio tracking and animal populations. Academic Press. San Diego.
- King AR, Belthoff JR. 2001. Post-Fledging Dispersal of Burrowing Owls in Southwestern Idaho: Characterization of Movements and use of Satellite Burrows. *The Condor* **103**:118–126.
- Kleiman DG. 1989. Reintroduction of Captive Mammals for Conservation. *BioScience* **39**:152–161.
- Kociolek AV, Clevenger AP, St. Clair CC, Proppe DS. 2011. Effects of Road Networks on Bird Populations. *Conservation Biology* **25**:241–249.
- Künzelmann B, Maurer D, Bažant M, Šálek M. 2014. Praktická příručka. Opatření ke zlepšení ochrany biotopů sýčka obecného. Ekocentrum Drážďany, Česká společnost ornitologická, Muzeum města Ústí nad Labem a Ústav biologie obratlovců AV ČR.
- Laver PN, Kelly MJ. 2008. a Critical Review of Home Range Studies. *Journal of Wildlife Management* **72**:290–298.

- Le Gouar PJ, Schekkerman H, van der Jeugd HP, Boele A, van Harxen R, Fuchs P, Stroeken P, van Noordwijk AJ. 2011. Long-term trends in survival of a declining population: the case of the little owl (*Athene noctua*) in the Netherlands. *Oecologia* **166**:369–379.
- Martínez JA, Zuberogoitia I. 2004. 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.
- Mayer M, Salek M, Fox AD, Juhl Lindhoj F, Jacobsen LB, Sunde P. 2021. Fine-scale movement patterns and habitat selection of little owls (*Athene noctua*) from two declining populations. *Plos One* **16** (e0256608) DOI:10.1371/journal.pone.0256608.
- Mech LD. 1983. *Handbook of Animal Radio-Tracking*. University of Minnesota Press, Minneapolis.
- Mitchell AM, Wellicome TI, Brodie D, Cheng KM. 2011. Captive-reared burrowing owls show higher site-affinity, survival, and reproductive performance when reintroduced using a soft-release. *Biological Conservation* **144**:1382–1391.
- Mrykalo RJ, Grigione MM, Sarno RJ. 2007. Home range and dispersal of juvenile Florida burrowing owls. *Wilson Journal of Ornithology* **119**:275–279.
- MŽP. 1992. Vyhláška č. 395/1992 Sb., kterou se provádějí některá ustanovení zákona České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny – znění od 01.08.2018. Available from [www.zakonyprolidi.cz/cs/1992-395#f1439956](http://www.zakonyprolidi.cz/cs/1992-395#f1439956) (accessed march 2023).
- Naef-Daenzer B, Korner-Nievergelt F, Fiedler W, Gruebler MU. 2017. Bias in ring-recovery studies: causes of mortality of little owls *Athene noctua* and implications for population assessment. *Journal of Avian Biology* **48**:266–274.
- Neill E, Jansen P. 2014. *Ground-based radio tracking: a best practice protocol*. Department of Conservation, Wellington.
- Nikolov BP, Hristova IP. 2007. Time-Activity Budgets of Juvenile Woodchat Shrikes *Lanius senator* During the Post-Fledging Period. *Ardea* **95**:235–241.
- Palmer WE, Wellendorf SD. 2007. Effect of Radiotransmitters on Northern Bobwhite Annual Survival. *The Journal of Wildlife Management* **71**:1281–1287.
- Pasinelli G, Müller M, Schaub M, Jenni L. 2007. Possible causes and consequences of philopatry and breeding dispersal in red-backed shrikes *Lanius collurio*. *Behavioral Ecology and Sociobiology* **61**:1061–1074.
- 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.
- Penteriani V, Delgado MM, Maggio C, Aradis A, Sergio F. 2005. Development of chicks and predispersal behaviour of young in the Eagle Owl *Bubo bubo*. *Ibis* **147**:155–168.
- Perrig M, Gruebler MU, Keil H, Naef-Daenzer B. 2014. Experimental food supplementation affects the physical development, behaviour and survival of Little Owl *Athene noctua* nestlings. *Ibis* **156**:755–767.

- Perrig M, Gruebler MU, Keil H, Naef-Daenzer B. 2017. Post-fledging survival of Little Owls *Athene noctua* in relation to nestling food supply. *Ibis* **159**:532–540.
- Petty SJ, Appleby BM, Coles CF, Julliard R. 2004. The long-term effect of fitting back-mounted radio tags to juvenile tawny owls *Strix aluco*. *Wildlife Biology* **10**:161–170.
- Poprach K. 2003. Nebezpečné technické nástrahy pro sovy a další druhy ptáků, část I. *Ochrana přírody* **58**:210–213.
- Poprach K, Poprach A, Opluštil L, Krause F, Škorpíková V, Šálek M, Kodet V. 2018. Sýček obecný (*Athene noctua*) na jižní Moravě v letech 1990–2017. *Crex* **37**:18–66.
- Powell LA, Krementz DG, Lang JD, Conroy MJ. 1998. Effects of Radio Transmitters on Migrating Wood Thrushes (Efecto de los Radiotransmisores en *Hylocichla Mustelina* migrantes). *Journal of Field Ornithology* **69**:306–315.
- Powell RA, Mitchell MS. 2012. What is a home range? *Journal of Mammalogy* **93**:948–958.
- Ralls K, Ballou JD. 2013. Captive Breeding and Reintroduction. *Encyclopedia of Biodiversity* **1**:662–667.
- Resende PS, Viana-Junior AB, Young RJ, Azevedo CS. 2021. What is better for animal conservation translocation programmes: Soft- or hard-release? a phylogenetic meta-analytical approach. *Journal of Applied Ecology* **58**:1122–1132.
- Rodríguez C, Bustamante J. 2003. The Effect of Weather on Lesser Kestrel Breeding Success: Can Climate Change Explain Historical Population Declines? *Journal of Animal Ecology* **72**:793–810.
- Roulin A. 2001. Food supply differentially affects sibling negotiation and competition in the barn owl (*Tyto alba*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* **49**:514–519.
- Sissons RA, Scalise KL. 2001. Nocturnal foraging and habitat use by male burrowing owls in a heavilycultivated region of southern Saskatchewan. *Journal of Raptor Research* **35**:304–309.
- Schaub M, Ullrich B, Knötzsch G, Albrecht P, Meisser C. 2006. Local population dynamics and the impact of scale and isolation: a study on different little owl populations. *Oikos* **115**:389–400.
- Schröpfer L. 2000. Sýček obecný (*Athene noctua*) v České republice – početnost a rozšíření v letech 1998–1999. *Buteo* **11**:161–174.
- Scobie CA, Bayne EM, Wellicome TI. 2016. Influence of human footprint and sensory disturbances on night-time space use of an owl. *Endangered Species Research* **31**:75–87.
- Seaman DE, Millsbaugh JJ, Kernohan BJ, Brundige GC, Raedeke KJ, Gitzen RA. 1999. Effects of Sample Size on Kernel Home Range Estimates. *The Journal of Wildlife Management* **63**:739–747.
- Seaman DE, Powell RA. 1996. An Evaluation of the Accuracy of Kernel Density Estimators for Home Range Analysis. *Ecology* **77**:2075–2085.

- Silva CC, Lourenço R, Godinho S, Gomes E, Sabino-Marques H, Medinas D, Neves V, Silva C, Rabaça JE, Mira A. 2012. Major roads have a negative impact on the Tawny Owl *Strix aluco* and the Little Owl *Athene noctua* populations. *Acta Ornithologica* **47**:47–54.
- Sunde P, Thorup K, Jacobsen LB, Holsegard-Rasmussen MH, Ottessen N, Svenne S, Rahbek C. 2009. Spatial behaviour of little owls (*Athene noctua*) in a declining low-density population in Denmark. *Journal of Ornithology* **150**:537–548.
- Svensson L. 2016. Ptáci Evropy, Severní Afriky a Blízkého východu. Druhé vydání. Ševčík, Plzeň.
- Šálek M. 2014. Dlouhodobý pokles početnosti sýčka obecného (*Athene noctua*) v jádrové oblasti jeho rozšíření v Čechách. *Sylvia* **50**:2–12.
- Šálek M, Bažant M. 2020. Projekt *Athene* byl pro severočeské sýčky jednoznačným přínosem. *Ptačí svět* **4**:24–25.
- Šálek M, Berek M. 2001. Distribution and biotope preferences of the Little Owl (*Athene noctua*) in selected areas of the Southern Bohemia (Czech Republic). *Buteo* **12**:127–134.
- Šálek M, Chrenkova M, Dobry M, Kipson M, Grill S, Vaclav R. 2016. Scale-dependent habitat associations of a rapidly declining farmland predator, the Little Owl *Athene noctua*, in contrasting agricultural landscapes. *Agriculture Ecosystems & Environment* **224**:56–66.
- Šálek M, Chrenkova M, Kipson M. 2013. High population density of little owl (*Athene noctua*) in Hortobagy National Park, Hungary, Central Europe. *Polish journal of ecology* **61**:165–169.
- Šálek M, Loevy M. 2012. Spatial ecology and habitat selection of Little Owl *Athene noctua* during the breeding season in Central European farmland. *Bird Conservation International* **22**:328–338.
- Šálek M, Poprach K, Oplustil L, Melichar D, Mraz J, Vaclav R. 2019. Assessment of relative mortality rates for two rapidly declining farmland owls in the Czech Republic (Central Europe). *European Journal of Wildlife Research* **65**:1612–4642.
- Šálek M, Riegert J, Krivan V. 2010. The impact of vegetation characteristics and prey availability on breeding habitat use and diet of Little Owls *Athene noctua* in Central European farmland. *Bird Study* **57**:495–503.
- Šálek M, Schröpfer L. 2008. Population decline of the Little Owl (*Athene noctua* Scop.) in the Czech Republic. *Polish Journal of Ecology* **56**:527–534.
- Šťastný K, Bejček V, Mikuláš I, Telenský T. 2021. Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice 2014–2017. Aventinum, Praha.
- Thorup K, Pedersen D, Sunde P, Jacobsen LB, Rahbek C. 2013. Seasonal survival rates and causes of mortality of Little Owls in Denmark. *Journal of Ornithology* **154**:183–190.
- Thorup K, Sunde P, Jacobsen LB, Rahbek C. 2010. Breeding season food limitation drives population decline of the Little Owl *Athene noctua* in Denmark. *Ibis* **152**:803–814.

- Tkadlec E. 2013. Populační ekologie: struktura, růst a dynamika populací. 2. vyd. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc.
- Tomé 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.
- Tomé R, Dias MP, Chumbinho AC, Bloise C. 2011. Influence of Perch Height and Vegetation Structure on the Foraging Behaviour of Little Owls *Athene noctua*: How to Achieve the Same Success in Two Distinct Habitats. *Ardea* **99**:17–26.
- Vlček J. 2020. Zpráva repatriace sýčků v Plzeňském kraji v roce 2020. Odchov a repatriace sýčka obecného. Zoo Plzeň.
- Whitworth D, Newman S, Mundkur T, Harris P. 2007. Wild birds and avian influenza: an introduction to applied field research and disease sampling techniques. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Italy.
- Weeks BC, O'Brien BK, Chu JJ, Claramunt S, Sheard C, Tobias JA. 2022. Morphological adaptations linked to flight efficiency and aerial lifestyle determine natal dispersal distance in birds. *Functional Ecology* **36**:1681–1689.
- Węglarczyk S. 2018. Kernel density estimation and its application. *ITM Web of Conferences* **23**:00037.
- Worton BJ. 1989. Kernel Methods for Estimating the Utilization Distribution in Home-Range Studies. *Ecology* **70**:164–168.
- Zabala J, Zuberogoitia I, Martínez-Climent JA, Martínez JE, Azkona A, Hidalgo S, Iraeta A. 2006. Occupancy and abundance of Little Owl *Athene noctua* in an intensively managed forest area in Biscay **83**:97–107.
- Żmihorski M, Altenburg-Bacia D, Romanowski J, Kowalski M, Osojca G. 2006. Long-term decline of the Little Owl (*Athene noctua*) in Central Poland. *Polish Journal of Ecology* **54**:321–324.
- Żmihorski M, Romanowski J, Chylarecki P. 2012. Environmental factors affecting the densities of owls in Polish farmland during 1980–2005. *Biologia* **67**:1204–1210.
- Zuberogoitia I, Zabala J, Martinez JA, Hidalgo S, Martinez JE, Azkona A, Castillo I. 2007. Seasonal dynamics in social behaviour and spacing patterns of the Little Owl *Athene noctua*. *Ornis Fennica* **84**:173–180.

## **9 Samostatné přílohy**

Příloha č. 1: Přehled monitorovaných mláďat.

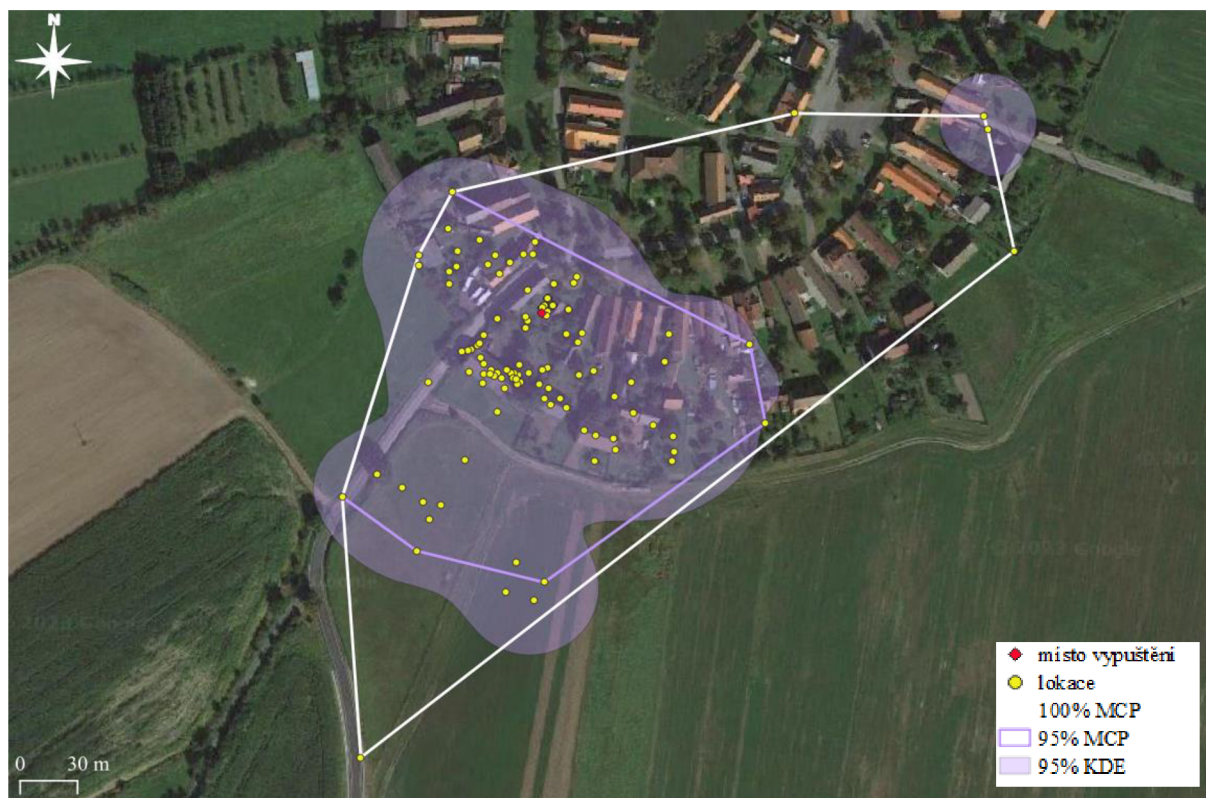
Příloha č. 2: Grafické znázornění nočních domovských okrsků jednotlivých mláďat.

Příloha č. 1: Přehled monitorovaných mlád'at.

Tab. 3: Přehled monitorovaných mlád'at, jejichž data byla použita pro vyhodnocení prostorových charakteristik v této práci.

Jedinec	Pohlaví	Lokalita	Datum vypuštění	Datum posledního dohledání	Celková doba monitoringu (dny)	Délka monitoringu po vylétnutí z voliéry (dny)
ES51073	-	Lipnice	27. 6. 2020	4. 8. 2020	39	35
ES51075	-	Lipnice	27. 6. 2020	4. 8. 2020	39	35
ES51076	-	Lipnice	27. 6. 2020	4. 8. 2020	39	34
ES30142	0,1	Radinovy	4. 8. 2020	10. 9. 2020	37	32
EN23583	0,1	Spálené Poříčí	2. 7. 2022	14. 8. 2022	43	38
EN23585	0,1	Spálené Poříčí	2. 7. 2022	11. 8. 2022	40	40
EN23586	1,0	Spálené Poříčí	2. 7. 2022	14. 8. 2022	43	43
EN23587	0,1	Spálené Poříčí	2. 7. 2022	14. 8. 2022	43	43
EN22476	0,1	Lipnice	15. 7. 2022	20. 8. 2022	36	33
EN22477	0,1	Lipnice	15. 7. 2022	19. 8. 2022	35	33
EN22478	1,0	Lipnice	15. 7. 2022	17. 8. 2022	33	32
EN22479	0,1	Lipnice	15. 7. 2022	2. 8. 2022	18	15

Příloha č. 2: Grafické znázornění nočních domovských okrsků jednotlivých mláďat.

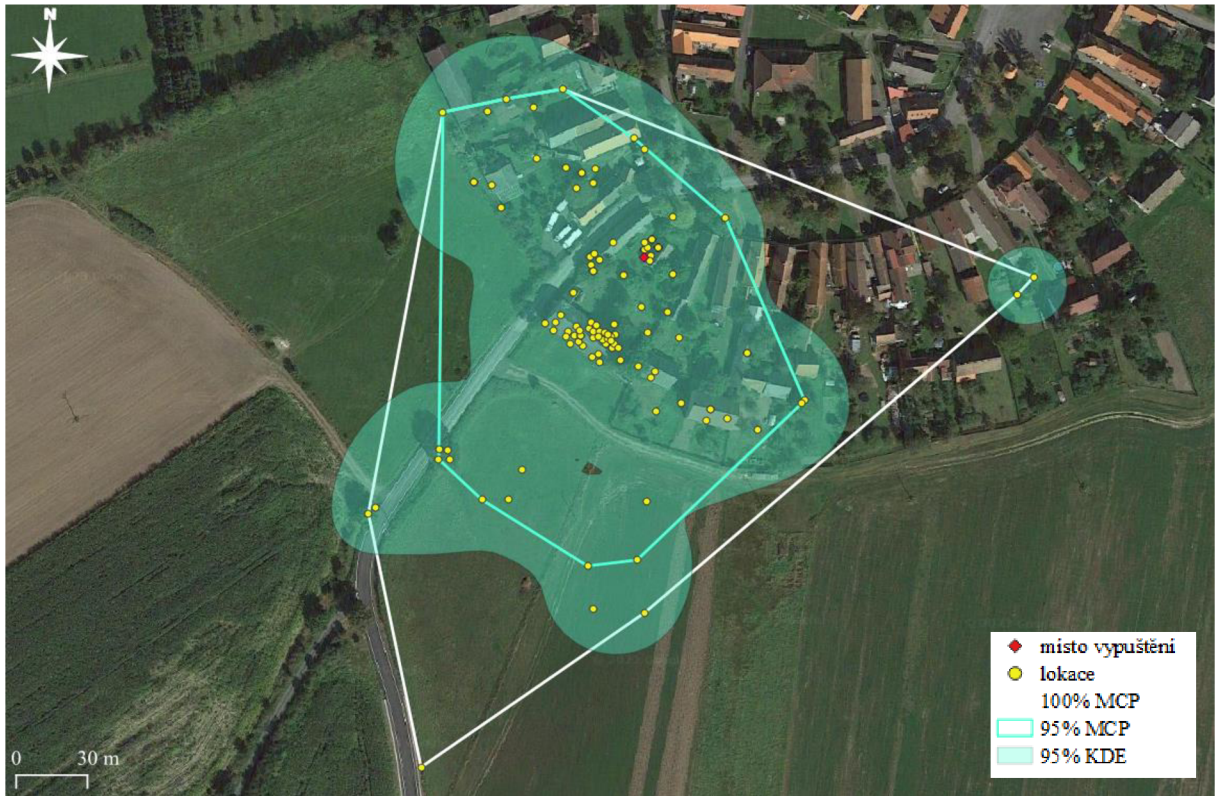


Obr. 9: Noční domovský okrsek mláděte ES51073.



Obr. 10: Noční domovský okrsek mláděte ES51075.





Obr. 11: Noční domovský okrsek mláděte ES51076.



Obr. 12: Noční domovský okrsek mláděte ES30142.



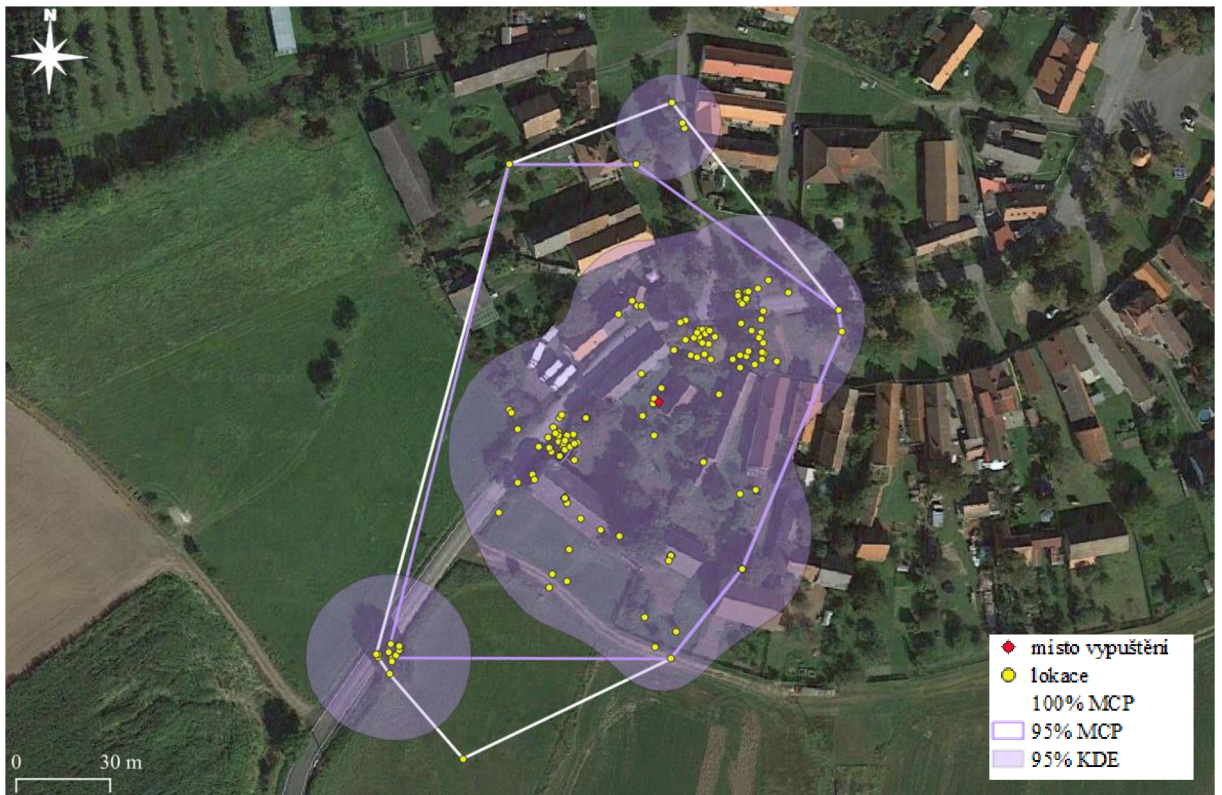
Obr. 13: Noční domovský okrsek mláděte EN23583.



Obr. 14: Noční domovský okrsek mláděte EN23586.



Obr. 15: Noční domovský okrsek mláděte EN23587.



Obr. 16: Noční domovský okrsek mláděte EN22476.



Obr. 17: Noční domovský okrsek mláděte EN22477.



Obr. 18: Noční domovský okrsek mláděte EN22478.



Obr. 19: Noční domovský okrsek mláděte EN22479.