Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra Ekologie

Rozdíly v hnízdních parametrech pěvců v různých typech městského prostředí

Bakalářská práce

Vedoucí práce: prof. Dr. Mgr. Miroslav Šálek

Konzultant: Ing. Eva Petrusová Vozabulová

Vypracovala: Kateřina Šafránková

© 2023 ČZU v Praze

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Kateřina Šafránková

Aplikovaná ekologie

Název práce

Rozdíly v hnízdních parametrech pěvců v různých typech městského prostředí

Název anglicky

Differences in nesting parameters of songbirds in different types of urban environment

---

Cíle práce

Cílem práce je zpracování rešerše zaměřené na vliv prostředí na hnízdní ekologii pěvců, rozdíly v hnízdních parametrech synantropních pěvců (velikost snůšky, úspěšnost, načasování hnízdění) v přírodních a antropogenních podmínkách a v různých typech městského prostředí. Praktická část bude zaměřena na zjišťování hnízdních parametrů sýkory koňadry (Parus major) a brhlíka lesního (Sitta europaea) hnízdících v budkách na území hlavního města Prahy.

Metodika

Zjišťování obsazenosti budek, fáze inkubace a úspěšnosti hnízdících sýkor a brhlíků na několika lokalitách na území hl.města Prahy formou pravidelných kontrol. Analýza hnízdních parametrů a zjištění vlivu různých typů městského prostředí (přírodní parky, zástavba,atp).

Doporučený rozsah práce

30 stran

Klíčová slova

hnízdní ekologie, synantropní pěvci, habitat, hnízdní parametry

---

Doporučené zdroje informací

Clucas B, Marzluff JM 2012. Attitudes and actions toward birds in urban areas: human cultural differences influence bird behavior, AUK, 129, 8-16

Cook MO , Weaver MJ, Hutton P, McGraw KJ 2017. The effects of urbanization and human disturbance on problem solving in juvenile house finches (Haemorhous mexicanus), BEHAVIORAL ECOLOGY AND SOCIOBIOLOGY 71,5

Dominoni DM, Goymann W, Helm B, Partecke J 2013. Urban-like night illumination reduces melatonin release in European blackbirds (Turdus merula): implications of city life for biological time-keeping of songbirds, FRONTIERS IN ZOOLOGY, 10

Dominoni DM, Helm B, Lehmann M, Dowse HB, Partecke J 2013. Clocks for the city: circadian differences between forest and city songbirds, PROCEEDINGS OF THE ROYAL SOCIETY B-BIOLOGICAL SCIENCES, 28O

Droz B, Arnoux R, Bohnenstengel T, Laesser J, Spaar R, Ayé R, Randin CF 2019. Moderately urbanized areas as a conservation opportunity for an endangered songbird, LANDSCAPE AND URBAN PLANNING 181, 1-9

Gonzalez-Oreja, JA 2017. Relationships of area and noise with the distribution and abundance of songbirds in urban greenspaces, LANDSCAPE AND URBAN PLANNING, 158, 177-184

Snell KRS; Jensen RBE., Troels OE, Willemoes M, Thorup K 2020. Multiple fragmented habitat-patch use in an urban breeding passerine, the Short-toed Treecreeper, PLOS ONE, 15

Předběžný termín obhajoby

2022/23 LS – FŽP

Vedoucí práce

prof. Dr. Mgr. Miroslav Šálek

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Konzultant

Ing. Eva Vozabulová

Elektronicky schváleno dne 7. 3. 2023

prof. Mgr. Bohumil Mandák, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 7. 3. 2023

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 07. 03. 2023

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma: „Rozdíly v hnízdních parametrech pěvců v různých typech městského prostředí“ vypracovala samostatně a citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila a které jsem rovněž uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědoma, že na moji bakalářskou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědoma, že odevzdáním bakalářské práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby. Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzi tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne _____

Poděkování

Ráda bych poděkovala své konzultantce práce paní Ing. Evě Petrusové Vozabulové za věcné komentáře, trpělivost a celkovou pomoc při psaní této bakalářské práce. Dále bych chtěla poděkovat panu prof. Dr. Mgr. Miroslavovi Šálkovi za rady a připomínky k mé práci. Děkuji také Ing. Tereze Švejcarové za pomoc při praktické části. Můj největší vděk patří rodině a mému snoubenci Mgr. Janu Vainerovi za pomoc při zpracování dat a obrovskou psychickou podporu.

Rozdíly v hnízdních parametrech pěvců v různých typech městského prostředí

Abstrakt

Tato bakalářská práce se zaměřuje na analýzu rozdílů v hnízdních parametrech pěvců v různých typech městského prostředí. Hlavním cílem práce je zhodnotit, jaký vliv má různá úroveň urbanizace na rozmnožovací úspěšnost pěvců. Výzkum byl proveden na několika vybraných lokalitách v různých typech městského prostředí a zahrnoval sběr dat pomocí monitoringu hnízd. Mezi největší faktory, které ovlivňují ptactvo v urbanizovaných oblastech patří hluk a světlo. Výsledky ukazují, že pěvci v různých typech prostředí vykazují rozdílné hnízdní parametry, což může být důsledkem odlišné úrovně urbanizace. Nejčastějším obyvatelem hnízdních budek byla sýkora koňadra a v urbanizovaných oblastech nezahnízdil ani jeden brhlík lesní. Práce přispívá k lepšímu pochopení vlivu stanoviště na chování a rozmnožování pěvců a může být užitečná pro plánování a ochranu městského prostředí z hlediska ochrany biodiverzity.

Klíčová slova: habitat, hnízdní ekologie, pěvci, urbanismus

Differences in nesting parameters of songbirds in different types of urban environment

Abstract

This bachelor thesis focuses on the analysis of differences in breeding parameters of songbirds in different types of urban environments. The main objective of the thesis is to evaluate the impact of varying levels of urbanization on the reproductive success of songbirds. The research was conducted at several selected locations in different types of urban environments and included data collection through nest monitoring. Among the biggest factors influencing birdlife in urban areas are noise and light. The results show that songbirds in different types of environments exhibit different breeding parameters, which may be a consequence of varying levels of urbanization. The most common inhabitant of nesting boxes was the great tit, and not a single Eurasian nuthatch nested in urban areas. The thesis contributes to a better understanding of the impact of habitat on the behavior and reproduction of songbirds and can be useful for planning and protecting urban environments in terms of biodiversity conservation.

Keywords: habitat, nesting ekology, songbirds, urbanism

Obsah

1 Úvod ... 1

2 Cíle práce ... 2

3 Literární rešerše ... 3

3.1 Urbanizace a avifauna ... 3

3.2 Hnízdní parametry pěvců ... 3

3.2.1 Doba rozmnožování a tok ... 3

3.2.2 Péče o mláďata ... 4

3.2.3 Velikost snůšky a vajec ... 5

3.3 Vliv urbánního prostředí na hnízdění ptactva ... 6

3.3.1 Hluk ... 6

3.3.2 Světlo ... 8

3.3.3 Doprava ... 10

3.3.4 Fragmentace krajiny ... 10

3.3.5 Predátoři ... 11

3.4 Vliv klimatických podmínek na hnízdění ptactva ... 12

3.5 Vliv nepůvodních a invazních druhů vegetace na hnízdní úspěšnost ... 12

3.6 Vliv urbánního prostředí na výběr hnízdního materiálu a změny ve struktuře hnízda ... 14

3.7 Využívání antropogenních struktur ... 15

3.7.1 Příklady druhů využívající antropogenní struktury ke hnízdění a jejich interakce s člověkem ... 16

3.7.2 Hnízdní budky ... 17

3.8 Pozitivní vliv člověka na život ptactva ... 18

3.9 Synantropní pěvci ... 18

3.9.1 Sýkora koňadra (*Parus major*) ... 18

3.9.2 Sýkora modřinka (*Cyanistes caeruleus*) ... 19

3.9.3 Brhlík lesní (*Sitta europaea*) ... 20

4 Praktická část ... 21

4.1 Metodika ... 21

4.1.1 Terénní sběr dat ... 21

4.1.2 Zpracování a analýza dat ... 23

5 Výsledky ... 24

5.1 Frekvence kontrol budek ... 24

5.2 Obsazenost budek ... 24

5.3 Načasování hnízdění ... 26

5.4 Počet vajec a hnízdní úspěšnost ... 27

6 Diskuze ... 28

7 Závěr 30
8 Přehled literatury a použitých zdrojů 31
9 Přílohy 36

1 Úvod

Žijeme v tisíciletí, kdy dochází ke globálním změnám a rychlé expanzi měst, což způsobuje úbytek živočišných a rostlinných druhů. Lidé mění přírodní svět kolem nás. Růst lidské populace vede ke zvětšení počtu lidí ve městech, rozšíření dopravní infrastruktury a industrializaci, stejně tak k intenzifikaci zemědělství, což vše se v různé míře kombinuje a mění prostředí, ve kterém se organismy vyvíjí. V západní Evropě se rozrůstání měst od roku 1950 zvýšilo až o 80 % (Droz et al. 2019), z velké části kvůli rozsáhlé přeměně zemědělské půdy. Poprvé v historii byla v roce 2007 lidská populace v městském prostředí vyšší než venkovská (Droz et al. 2019). Od té doby, světová populace zůstala převážně městská a podíl lidí žijících v městském prostředí roste (González-Oreja 2017).

Mezi lety 1935 a 2002 se v západní Evropě zintenzivnilo zemědělství, což mělo za následek ztrátu a degradaci zemědělské krajiny ve velkém měřítku. V důsledku toho mnoho ptačích druhů ztratilo vhodná stanoviště a jejich populace poklesla. Během několika posledních staletí nahradila městská krajina původní stanoviště v mnoha částech světa (Droz et al. 2019). Navzdory dramatickým změnám prostředí v důsledku rozrůstání měst se mnoha divokým organismům podařilo kolonizovat člověkem vytvořená stanoviště. Jejich schopnost adaptovat se na podmínky prostředí vyvolaly zájem o urbanizaci zejména u biologů (Shochat et al. 2006).

Městské oblasti jsou dominantním typem prostředí, které v současné době obývají lidé. Tento trend vede k ovlivňování přírodního prostředí v městských oblastech a následně se promítá i do života zvířat. Řada nových faktorů, jako je fragmentace přirozeného prostředí, znečištění, nedostatek potravy a hnízdních míst jsou pro zvířata výzvou. Mnoho těchto faktorů může mít negativní vliv na biologii a ekologii zvířat a ovlivňovat celkovou biodiverzitu městského prostředí. Tato bakalářská práce se zaměřuje na jednotlivé vlivy na hnízdní ekologii ptáků a analyzuje, jak jsou jednotlivé druhy ptáků ovlivněny těmito novými faktory a jak lze zajistit ochranu zvířat a udržení biodiverzity v městském prostředí.

2 Cíle práce

Cílem práce je zpracování rešerše zaměřené na vliv prostředí na hnízdní ekologii pěvců, rozdíly v hnízdních parametrech synantropních pěvců (velikost snůšky, úspěšnost, načasování hnízdění) v přírodních a antropogenních podmínkách a v různých typech městského prostředí. Praktická část bude zaměřena na zjišťování hnízdních parametrů sýkory koňadry (*Parus major*), brhlíka lesního (*Sitta europaea*) a sýkory modřinky (*Cyanistes cyanus*) hnízdících v budkách na území hlavního města Prahy.

3 Literární rešerše

3.1 Urbanizace a avifauna

Urbanizace je v současnosti považována za hlavní globální výzvu, obzvlášť pro ochranu přírody. Městské oblasti po celém světě silně ovlivňují ekologii zvířat, kvůli ztrátě jejich stanovišť, zvýšené fragmentaci, znečištění a výskytu společenstev, obsahující invazivní druhy. Vliv lidí na zvířata je výrazný. Lidé ovlivňují ekosystémy také změnou krajiny, využíváním přírodních zdrojů, produkcí odpadů a změnou původního společenstva fauny a flóry (Marzluff et al. 2001).

S rostoucí celosvětovou urbanizací je důležité pochopení toho, jak zvířata reagují na přeměnu venkovských oblastí na krajiny ovládané lidmi pro úspěšné zachování biologické diverzity. Úpravy v krajině také poskytují přirozený experiment pro zkoumání toho, jak zvířata reagují na měnící se prostředí. Urbanizované oblasti tak poskytují jedinečné místo pro aplikovaný a základní teoretický výzkum přírodního výběru. Ptáci jsou pro takové studium obzvláště vhodní, protože jsou všudypřítomní po celém světě a reagují pozitivně i negativně na lidské jednání (Clucas et al. 2012).

Masivní urbanizace způsobuje environmentální dopady. Znečištění, které bylo již výše zmíněno se týká i antropogenního hluku (Ortega 2012). Dále jsou to změny ve využívání půdy a globální ztráta biologické rozmanitosti (Grimm et al. 2008). V tomto kontextu by středně urbanizované oblasti (tj. řídce osídlené oblasti) s heterogenní krajinou složenou ze zelené plochy (např. soukromé zahrady a parky) a umělé stavby mohly nabídnout alternativní stanoviště pro mnoho druhů volně žijících živočichů (Droz et al. 2019).

Mnoho druhů však nedokáže tyto drastické změny tolerovat, díky tomu je urbanizace považována za hlavní důvod současné ztráty biodiverzity (McKINNEY 2002). Městská prostředí se mohou v mnoha ohledech lišit od prostředí, která nahrazují. Lidská činnost v městských oblastech může pro zvířata představovat nové výzvy, naopak relativně mírné městské mikroklima a lepší dostupnost zdrojů mohou také vést například k větší reprodukční úspěšnosti (Fudickar et al. 2017).

Soužití rostlin nebo živočichů v blízkosti lidského obydlí se nazývá synantropie. Synantropní živočichové žijí ve městech a vesnicích společně s lidmi. Městská společenstva ptáků jsou ovlivňována řadou faktorů, jako je struktura a diverzita vegetace, míra rizika predace, množství hnízdních příležitostí, potravní nabídka, a vlivy antropogenních zdrojů (Droz et al. 2019).

3.2 Hnízdní parametry pěvců

3.2.1 Doba rozmnožování a tok

Pěvci hnízdí intervalech od 6 do 9 měsíců. Doba rozmnožování je závislá na vhodném zdroji potravy. Příkladem mohou být křivky (*Loxia curvirostra*), které hnízdí v různých obdobích roku, jsou závislé na semenech z šišek jehličnatých stromů. Rozdílná může být může být i délka rozmnožování. Zejména menší druhy ptactva, když mají vhodně položené biotopy jsou schopny zahnízdit i několikrát za sezónu. Evolučně se nejvhodnější doba rozmnožování fixovala tak, aby zajistila

nejvyšší úspěšnost výchovy potomstva. Příprava pohlavních orgánů a zrání pohlavních buněk je závislá na vzrůstající délce denního světla (pro některé druhy ptáků platí naopak klesající délka). K době rozmnožování u ptáků patří i tok, kde u většiny ptáků hraje hlavní roli samec. Samec sám sebe prezentuje ve svatebním šatu a láká partnerku zpěvem nebo nápadnými pohyby. Zajímavým příkladem mohou být rajky šestiperé (*Parotia sefilata*), které si v pralese vyberou místo, které zbaví napadaných listů a větví a jejich tanec vypadá tak, že překlápí přes zobák dopředu vláknitá pera, která jim rostou z hlavy a tou kývají ze strany na stranu. Některé druhy zase natřásají svá ozdobná pera jako vějíř, jiné mají námluvy během letu (letecké manévry). Tyto sexuální námluvy mohou být však pro ptáky životně nebezpečné, jelikož se snadno mohou stát kořistí nepřítele. U některých druhů bylo pozorováno i předávání darů během námluv, darem může být bobule, ryba, stéblo trávy či natrávená potrava. Dalším příkladem lákáni samice může být zpěv u nalezené dutiny, stavba hnízda či jiné stavby nebo skupinový tok, kde proti sobě jednotliví samci bojují. Souboj zastaví samice, která se mezi dva tokající samce postaví (Veselovský a Dungel 2001).

Ptačí zpěv za úsvitu je každodenní činností pěvců. U mnoha druhů severního mírného pásma zahajují teritoriální samci období intenzivního zpěvu před východem slunce, po kterém zpívají podstatně nižší rychlostí nebo úplně přestanou zpívat. Samci mohou zpívat za úsvitu z různých důvodů jako jsou například obrana území, přilákání partnerek, hlídání samic když jsou plodné, a zajištění toho, aby samice zůstaly naživu poté, co se v noci uhnízdily odděleně od nich (Stuart et al. 2019).

3.2.2 Péče o mláďata

O vejce je potřeba se náležitě starat. Je nutné je obracet, chladit a zvlhčovat. Již embrya jsou schopna spolu komunikovat díky otřesům vajec. Komunikace probíhá i s matkou a to pomocí cvakavých zvuků. Při líhnutí se mláďata otáčí kolem své osy a skořápku opouští odříznutím tupého pólu. Využívají k tomu vaječný zub na zobáku. Ptáci, jejichž mláďata jsou krmivá se po vylíhnutí musí skořápky zbavit, aby je snadno neobjevil predátor. Častým jevem je zkrmení skořápky, je velmi vhodným zdrojem vápníku pro mláďata, může ale jít i pouze o odstranění skořápky z hnízda. Pro nekrmivé to není podstatná část, jelikož brzy opouští hnízdo. Po vylíhnutí se mláďata učí péči o tělní pokryv a pohybové vzorce. Důležitou funkcí rodičů je zahřívání a vodění mladých. Při hnízdění je také důležité udržovat hnízdo čisté. Například vlaštovky (*Hirundo rustica*) vystřikují trus mimo hnízdo. Trus ale neodstraňují všichni, např. sýkory modřinky (*Cyanistes caeruleus*). Trus se vsákne a udržuje vlhkost, která má v hnízdě taky svou funkci (Veselovský a Dungel 2001).

„Sýkora koňadra (Parus major) krmí svá mláďata 60x a sýkora modřinka (Cyanistes caeruleus) 70x za hodinu, největší četnost krmení je v ranních a večerních hodinách, počet krmení samozřejmě stoupá s věkem mláďat. Průměrně se počítá, že pták, který krmí mláďata, musí nachytat nejméně třikrát tolik potravy, než kolik sám spotřebuje.“ (Veselovský a Dungel 2001)

3.2.3 Velikost snůšky a vajec

Velikost vajec a snůšky je mezi ptačími populacemi velmi různorodá. K vývoji velikosti snůšky u ptáků se vážou tři hypotézy: a) dostupnost zdrojů a jejich sezonalita, b) úmrtnost mláďat a c) gradient vývoje mláďat. Ve studii Harmáčkové a Remeše (2017) tyto tři hypotézy testovali. Vytvořili rozsáhlý soubor dat o 313 druzích (cca 98 %) australských pěvců (*Passeriformes*). Průměrná velikost snůšky australských pěvců byla 2,69 vajec a zvyšovala se ve vyšších zeměpisných šířkách. Velikost snůšky pozitivně souvisela s délkou období hnízdění. U druhů s krátkým obdobím hnízdění, opouštěla mláďata hnízda s nižší tělesnou hmotností. Nezjistili žádný přímý vliv produktivity prostředí nebo faktor sezonality.

Lack (1947) řeší ve své hypotéze význam dostupnosti zdrojů pro optimální velikost snůšky. Dostupné zdroje určují, kolik mláďat jsou rodiče schopní krmit. Více zdrojů potravy na jedince umožňují větší velikost snůšky. Ashmole (1963) později přišel s tím, že dostupnost potravy na jedince během hnízdního období je řízena interakcí mezi hustotou populace (která je regulována během zimních měsíců), dostupností zdrojů a jejich sezonalitou. V oblastech, kde jsou zdroje sezonní a v zimních obdobích (s nízkými zdroji) vede vysoká úmrtnost jedinců ke snížení hustoty populace. To má za následek vysokou dostupnost potravy na jedince v následující hnízdní sezóně. Ptáci mohou mít větší snůšky, protože jsou schopni uživit více potomků. Předpokládá se tedy, že velikost snůšky se bude zvyšovat se zvyšující se sezonalitou zdrojů.

Skutch (1949) popisuje, že je vyšší pravděpodobnost predace větší snůšky než menší, protože hnízda s více mláďaty přitahují pozornost predátorů více než hnízda s méně mláďaty kvůli častější přítomnosti rodičů krmících mláďata. Rodiče mláďat jsou nuceni k tomu, aby snížili míru dodávání potravy. Mohou to částečně kompenzovat přinesením větší potravy, avšak nižší míra krmení vede ke snížení velikosti snůšky. Výzkum provedený Martinem (2000) ukázal, že v oblastech s vysokou predací hnízd dochází k nízkému krmení mláďat, což naznačuje, že tento faktor může přispět ke změnám v počtu snůšek mezi různými druhy ptáků.

Při vysoké míře predace by mělo být výhodné zmenšit velikost snůšky a tím ušetřit energii pro snazší další zahnízdění (v případě ztráty snůšky). Na druhou stranu, je-li úmrtnost u dospělých jedinců vysoká, je lepší investovat více energie (a tím zvýšit velikost snůšky) do současného pokusu o zahnízdění. Hypotézy věkově specifické úmrtnosti byly navrženy k vysvětlení rostoucí velikosti snůšky se zeměpisnou šířkou, protože predace hnízd a míra přežití dospělých je pravděpodobně vyšší v tropech než v mírném pásmu (Skutch 1949).

Hlavní evoluční příčinou různé velikosti snůšky bývá označována predace hnízd, spolu s dalšími faktory a hypotézami, které jsou výše popsány. Vyšší riziko predace hnízda vede ke zkrácení doby hnízdění, aby se zabránilo vykořisťování hnízda a mláďata následně lítají s nedostatečně vyvinutým perem na křídlech a nízkou

tělesnou hmotností. Více energie potřebují méně vyvinutá mláďata, protože jsou méně pohyblivá, více rozptýlená, trvá jim déle, než se vyvinou, a mají vyšší míru úmrtnosti. Míra úmrtnosti potomků spolu s denním energetickým výdejem rodičů na celé potomstvo určuje velikost snůšky. Tato hypotéza předpovídá větší velikosti snůšky u druhů s delší dobou hnízdění pro danou tělesnou hmotnost dospělého jedince (Harmáčková a Remeš 2017).

Rozdíly ve velikosti a kvalitě vajec mohou mít důležité dlouhodobé důsledky pro přežití mláďat. Čas vylíhnutí mláďat může být ovlivněn také velikostí vajec, zejména za nepříznivých povětrnostních podmínek. Například větší vejce mívají vyšší úspěšnost líhnutí (Aslan a Yavuz 2010).

3.3 Vliv urbánního prostředí na hnízdění ptactva

3.3.1 Hluk

Pěvci, stejně jako mnoho jiných zvířat, spoléhají na akustickou komunikaci, aby vytvořili a bránili území a přilákali partnery pro páření. Komunikace v hlučném prostředí je jedním z problémů, kterým zvířata ve městech čelí. Přestože hluk je přítomen ve všech stanovištích, antropogenní zvuky, jako jsou zvuky způsobené silniční dopravou a průmyslovými činnostmi se často liší frekvencí a amplitudou zvuků v přirozeném prostředí (Moiron et al. 2015).

Úspěšný přenos signálu je pro ně zásadní, a proto se naučili strukturu písní přizpůsobit akustice prostředí, aby se v daném stanovišti dobře přenášela (Nemeth a Brumm 2009). Tyto změny v krajině narušují akustickou komunikaci mezi městskými pěvci, kteří používají vokální signály (zpěv) například při obraně území nebo vábení partnerek, což jsou důležité funkce pro jejich život. Akustické zvukové plochy jsou velmi ovlivňovány urbanizací. Například tím, že venkovská a přírodní stanoviště jsou nahrazovány antropogenními strukturami a nepropustnými povrchy, vzniká nový zdroj hluku z automobilové dopravy a strojů (Seto et al. 2012). Ptáci používají řadu strategií, aby se vyhnuli maskování signálu hlukem v pozadí, včetně úprav načasování a struktury zpěvu a výkonu. Například slavíci (*Luscinia megarhynchos*) zpívají hlasitěji v hlučnějších podmínkách a skorci (*Cinclus cinclus*) používají zvláště vysoké frekvence nad hlukem z rychle tekoucích toků v jejich stanovišti (Nemeth a Brumm 2009). Celkově vzato, lesní ptáci zpívají v nižších tónech a s pomalejší frekvencí nebo s menší modulací amplitudy, zatímco ptáci v otevřených stanovištích často používají širokopásmové zvuky s rychlejšími trylky. V lesích hustá vegetace zeslabuje vysoké frekvence a v závislosti na struktuře akustického signálu mohou dozvuky degradovat nebo zesílit akustické signály. Otevřená stanoviště postrádají takové efekty dozvuku a také silný frekvenčně závislý útlum, ale atmosférická turbulence zde může mít značný dopad na přenos zvuku (Slabbekoorn et al. 2002).

Přenos písní je ovlivněn jak hladinami hluku na pozadí, tak fyzickým prostředím. Šum na pozadí, který má stejný frekvenční rozsah jako ptačí zpěv může vést

k překrývání signálu, což může mít za následek sníženou účinnost ptačího signálu pro druhé pohlaví. Překrývání signálu hlukem může vést ke zpožděné detekci predátorů a následným obranným reakcím. Kromě zvýšených hladin hluku může fyzická struktura prostředí v městských biotopech (např. fasády budov a betonové povrchy silnic) způsobovat dozvuky, rozptyl signálu a nadměrné zeslabení (tj. snížení intenzity nebo čistoty signálu). Bylo zjištěno, že signály více degradují v městských biotopech v důsledku většího zeslabení a dozvuku, zejména u signálů s vyšší frekvencí (nad 5 kHz) (Zhan et al. 2021).

Podobně přítomnost akusticky se překrývajících signalizátorů nebo hluku z větru či vody může upřednostňovat změny v čase a místě signalizace. Šum, který maskuje skladby, může také upřednostňovat modulaci amplitudy, frekvence, rytmu, barvy a šířky pásma zvuku. Například u *Andropadus virens* žijících v afrických lesích s hustou vegetací s relativně menším nízkofrekvenčním šumem bylo zjištěno, že zpívají s nižšími minimálními frekvencemi než populace žijící v blízkosti travních porostů s relativně více nízkofrekvenčním hlukem (Wood a Yezerinac 2006). Akustické signály ve více městských oblastech vykazují větší dozvuk a nižší poměr signál–šum než signály ve více venkovských oblastech (Zhan et al. 2021).

Aby ptáci maximalizovali účinnost přenosu, svůj zpěv upravují tak, jak již bylo zmíněno výše. Městský hluk je typicky nejhlasitější v rozsahu mezi 1 a 2 kHz. Jednou z běžně dokumentovaných reakcí na městský hluk je posun frekvencí zpěvu směrem nahoru, což by mohlo zmírnit překrývání zvuků. Druhy, které zpívají se středními minimálními frekvencemi (mezi 1 kHz a 1,5 kHz), s větší pravděpodobností zvýší frekvenci signálu svých vokalizací v reakci na maskování hlukem (Wood a Yezerinac 2006). Ve studii Philipse provedli zkoušku přenosu zvuku tónů od 1 do 8 kHz na 59 teritoriích strnadce bělopásého (*Zonotrichia leucophrys*) v městských a venkovských lokalitách v Kalifornii. Zaznamenali a zanalyzovali písně samců z každého místa, aby zjistili zda jsou rozdíly v poměru signálu a šumu, útlumu, dozvuku a zkreslení předpovídající divergenci písní. Zjistili, že městské lokality mají vyšší útlum a dozvuk než venkovské lokality a městské písně se podobají pískání, mají rychlejší trylky a užší šířku pásma. Tato zjištění částečně podporují teorii akustické adaptace, ačkoli rychlejší trylky ve městě mohou být místo toho poháněny sexuálním výběrem (Phillips et al. 2020). Ve studii Hamaa se kromě spektrálních modifikací očekávalo, že se vlivem hluku a urbanizace změní i další vlastnosti písně (časové a strukturální). Například délka písně, která bylo měřená jako doba trvání od první slabiky po poslední v rámci jedné písně, se může lišit, aby se zvýšila detekce za hlučných podmínek (Hamao et al. 2011).

Nejběžnějším studovaným strukturálním rysem je složitost písně (počet jedinečných typů slabik v písni). Zvýšení minimální frekvence v důsledku městského hluku by mohlo dokonce omezit vypracování složitosti písně při testování červenek obecných (*Erithacus rubecula)* v experimentech s expozicí hluku, kde byla studie uzavřena jako výsledek integrace plasticity (tj. plasticita jednoho znaku může ovlivnit vyjádření jiných potenciálně korelovaných znaků) (Zhan et al. 2021).

Ve studii Hamaa zjistili, že samci sýkory koňadry v hlučnějších parcích zpívali s vyšší minimální frekvencí, více frázemi a s delším trváním. Zdá se, že frekvenční posun zmírňuje akustické maskování skladeb nízkofrekvenčním hlukem na pozadí. Skladby s opakovanými frázemi a delším trváním budou pravděpodobně lépe detekovatelné pro samice za hlučných podmínek. Kromě toho zjistili, že samčí hustota má tendenci ovlivňovat minimální frekvenci a počet frází v jejich písních, nikoli však délky (Hamao et al. 2011).

U ptáků, může existence takového rušení akustického signálu vážně omezit vzdálenost, na kterou spolu mohou jednotlivci správně komunikovat a tím narušit základní funkce jejich sexuálního a společenského života (Nemeth a Brumm 2009).

Naproti tomu alespoň dvě studie naznačují, že městské oblasti mohou skladby degradovat méně (např. mají menší nadměrný útlum a vyšší SNR), potenciálně proto, že tvrdé povrchy (silnice, budovy) mohou zlepšit šíření vyšších frekvencí. V obou případech studie přenosu předpovídají divergenci v alespoň některých parametrech struktury písně v reakci na divergenci v profilech přenosu v prostředí (Phillips et al. 2020).

Některé druhy ptáků můžeme trvale vídat na střechách, které jsou výše položené než vegetace v městských biotopech. Zpěv na vyšších místech může zlepšit aktivní prostor a prospět sluchu samic ptačího signálu. Specializovaní ptačí predátoři jsou navíc v městských biotopech méně běžní, což snižuje riziko vysílání signálu na viditelných střechách. Časté využívání umělých konstrukcí jako míst odkud ptáci zpívají, by tedy mohlo být adaptivním chováním v reakci na městský život (Zhan et al. 2021).

Existují také fyziologické důsledky nadměrného hluku například zvýšená hladina glukokortikoidů (kortikosteronu) v plazmě při krátkém, vysoce intenzivní hluku a rozdíly v bakteriální diverzitě mezi zvířaty v městských a venkovských oblastech ve střevní mikroflóře. Změny v diverzitě bakterií by mohly mít škodlivé účinky na divoká zvířata, protože střevní mikrobiom je důležitý pro podporu vstřebávání živin a imunitní funkce, také může způsobit zánět střev (Berlow et al. 2022). Hluk může také snížit efektivitu hledání potravy a zvýšit bdělost predátorů u některých druhů, včetně strnadců bělopásých a pěnkav (*Fringilla coelebs*) (Ware et al. 2015).

3.3.2 Světlo

Umělé osvětlení v noci ovlivňuje populace zvířat narušením orientace, reprodukce a změnou predačních a konkurenčních tlaků. Mnoho druhů pěvců využívá světelné podněty k načasování svých hnízdních aktivit, jako je například, kdy postavit svá hnízda, kdy klást svá vejce a kdy krmit svá mláďata. V urbanizovaných oblastech však umělé osvětlení může tyto přirozené světelné podněty narušit, což vede ke změnám v chování pěvců během hnízdění. Například studie Dominoni et al. (2010) zjistila, že městské sýkory koňadry kladou svá vejce dříve v roce než jejich venkovské protějšky, pravděpodobně kvůli expozici umělému světlu v noci. Podobně studie Raap et al. (2021) zjistila, že umělé světlo v noci může

narušovat noční hledání potravy amerických drozdů (*Turdus migratorius),* což vede ke změnám v jejich energetickém rozpočtu a potenciálně ovlivňuje jejich reprodukční úspěch.

Kromě vzdálenosti od sloupů veřejného osvětlení má přesné umístění hnízda zásadní důsledky pro potenciální intenzitu světla, které jsou ptáci vystaveni. Výška je klíčovým faktorem, protože ptáci, kteří spí výše než sloupy veřejného osvětlení (4 m ve výšce a svítí pouze dolů) nejsou přímo vystaveni ALAN (Raap et al. 2017). V důsledku toho by ani ptáci, kteří jsou v blízkosti lampy, nemuseli být nutně vystaveni ALAN (de Jong et al. 2015). Vědci již dříve tvrdili, že sýkora koňadra se mohla aktivně vyhýbat expozici světlu, což znamená, že ani ty, které se pohybují v blízkosti lamp, nebudou vystaveny ALAN (de Jong et al. 2015).

Hormon melatonin odráží účinky nočního světla na denní (spánek, teplota těla, kortizol) a sezónní rytmy. U většiny obratlovců je melatonin primárně vylučován epifýzou v pravidelných intervalech: uvolňován v noci a potlačován denním světlem (Dominoni et al. 2013). Délka nočního uvolňování melatoninu (považuje se za fyziologický signál tmy a tím i délka dne) a jeho diální amplituda jsou nejvíce studované charakteristiky melatoninu. U mnoha druhů pěvců jsou denní rytmy melatoninu nezbytné pro udržení rytmů v konstantních podmínkách a pro synchronizaci cirkadiánních hodin se světlem či tmou (Gwinner a Brandstatter 2001). Nepřetržité podávání melatoninu vlivem umělého osvětlení může oddálit dobu kladení vajíček například u sýkory koňadry (Dominoni et al. 2013). Diální amplituda koncentrace melatoninu ukazuje velké rozdíly v rámci taxonů i mezi nimi. Studovaný faktor nejčastěji pro jeho zapojení do modulace uvolňování melatoninu v noci je intenzita světla.

Zatímco většina studií zkoumala tlaky antropogenního hluku a světelného znečištění izolovaně, urbanizace je často spojena s nárůstem hluku i světla. Je proto klíčové studovat tyto antropogenní tlaky současně. Takové studie jsou naléhavě potřebné pro účinné zmírňování a management chráněných oblastí, zejména proto, že antropogenní hluk a světlo mohou mimo jiné vést ke ztrátě druhů a mít negativní důsledky pro populace, společenstva a ekosystémy (Stuart et al. 2019).

Výše zmiňované studie popisují, že hluk a světlo mohou mít negativní behaviorální a fyziologické účinky na dospělé ptáky, výsledky týkající se mláďat téměř úplně chybí. Ty jsou stejně důležité, zejména proto, že zkušenosti z raného věku mohou mít na jedince dlouhodobé účinky. Zmírnění těchto účinků vyžaduje celkové snížení množství světla, které je vydáváno do prostředí, a nebo úpravu barvy světla na méně rušivé spektrum. Existují však určité kroky, které mohou být učiněny k omezení negativních dopadů světelného znečištění. Například instalace světelných zdrojů s nižší intenzitou, směrování světla dolů místo do stran, použití automatického vypínání světel nebo zvolení teplejších barev světla, které mohou být méně rušivé pro noční prostředí.

3.3.3 Doprava

Silnice vyvolávají rušivé a bariérové efekty, které přispívají k fragmentaci stanovišť, narušují a znečišťují fyzikální, chemické a biologické prostředí. Dopravní aktivita spojená se silnicemi může ovlivnit využívání stanovišť hnízdícími ptáky a hnízdícími predátory. Kolize se silničním provozem způsobuje smrt mnoha ptáků. V posledních letech se hodně mluví právě o znečištění hlukem, avšak velkým problémem je i úmrtnost přímo na silnicích, která způsobuje snížení hojnosti ptačích druhů (Rao a Koli 2017). V zimě jsou také velkým problémem odmrazovací prostředky, organické sloučeniny na bázi ropy, usazeniny a další látky, které pravidelně stékají na komunikace při výstavbě, údržbě a užívání komunikace. Silniční sůl také přitahuje ptáky a její požití může vést k jejich smrti. Prach na silnicích mění složení vegetace, což může ovlivnit i ptáky (Kociolek et al. 2011).

3.3.4 Fragmentace krajiny

Fragmentace stanovišť zvyšuje množství okrajových stanovišť. Tento gradient systematicky mění abiotické proměnné blízko okraje, ale také ovlivňuje biotické interakce. Hrana funguje jako rozptylová bariéra nebo filtr a může ovlivnit úmrtnost nebo vytvářet nové interakce (Murcia 1995), jak můžeme vidět v ptačích hnízdech, kde je pravděpodobnější výskyt parazitů např. u vlhovců (*Molothrus spp.*), když se nacházejí v okrajovém stanovišti (Reynolds et al. 2019). Poskytování hnízdišť ve větších městských zelených plochách s úměrně sníženým počtem okrajových stanovišť by mohlo snížit frekvenci hnízdního parazitismu. Příkladem je pipilo skvrnitý (*Pipilo maculatus*), který preferuje okraje lesů poblíž obytných oblastí v Portlandu, v USA, kde ve srovnání s ptáky, kteří si vybírají hnízda uvnitř lesa, krmí mláďat více. Úmrtnost mláďat je však uvnitř lesa nižší kvůli vysoké dravosti koček domácích (*Megascops kennicottii* a výrečků západních (*Megascops kennicottii)* na okraji lesa (Shipley et al. 2013).

Městská zalesněná stanoviště jsou obecně malého rozsahu. Tvoří je parky a koridory lemovaných stromů, typicky 1–100 ha oddělených desítkami až stovkami metrů tvrdého terénu stavby (silnice a budovy). Tyto městské lesy jsou často považovány za ostrovy uvnitř městské krajiny (Snell et al. 2020). Městské parky se vyznačují vysoce upravenými prostory, nízkou hustotou stromů a směsí nepůvodních a původních taxonů. Vzrostlé stromy jsou intenzivně obhospodařovány, zejména v korunách stromů. Severní Evropa se vyznačuje převážně mírným klimatem a mrazuvzdornými listnatými stromy původních lesů. Kromě parků a hřbitovů se v městských prostranstvích vyskytuje značný počet pouličních stromů (Sjöman et al. 2012). Například v dánském Aarhusu tvoří jednu třetinu všech jejich stromů pouliční stromy. Fragmentace stanovišť omezuje šíření a kolonizaci i u tak pohyblivých druhů, jako jsou ptáci (Snell et al. 2020). Města patří mezi prostředí, kde na Zemi dominuje člověk nejvíce, přesto v nich některé druhy přetrvávají a daří se jim. Městská vegetace představuje tedy klíčový zdroj v ochraně a managementu městského ptactva a je zásadní pro podporu rozmanitých ptačích společenstev. Rozpoznání reakcí ptáků na strukturu městské vegetace je zásadní pro navrhování managementu na podporu ochrany městského ptactva (Sander a McCurdy 2021).

Avšak ptáci v městských oblastech se mohou zdát pro ochránce přírody nízkou prioritou, vzhledem k tomu, že obývají vysoce umělé a obecně chudé prostředí na biologickou rozmanitost. Četné studie však ukázaly, že ptáci obývající městské oblasti, zahrnují téměř všechny interakce, které má většina lidí žijících v městských oblastech a kterým takové interakce poskytují výhody pro jejich psychické zdraví. Interakce člověka a zvířat ve volné přírodě umožňuje zapojení lidí do zprostředkování příležitostí ke zvýšení povědomí o ochraně přírody. Kromě toho některé ohrožené druhy mají důležité populace právě v městských oblastech (např. racci ve Velké Británii) (Schaub et al. 2016).

Protože urbanizovaná prostředí jsou obvykle vysoce fragmentované, je zapotřebí budovat zeleň ve městech k podpoře biodiverzity. Mnoho strategií územního plánování v Evropě však v současnosti hledá způsob jak zmírnit rozrůstání měst na zahušťování měst (Droz et al. 2019). Například město Stockholm má za cíl zvýšit hustotu konstruovaných nepropustných povrchů od roku 2000 do roku 2050, což bude odpovídat 90 km² zastavěné plochy nepropustným povrchem. Takové územní plánování zjevně omezí městskou zeleň, a proto bude potřeba zahrnout kompromisy mezi budoucím lidským využitím plochy (tj. zahušťováním měst) a zachováním biodiverzity (tj. udržování městské zeleně) (Aronson et al. 2017).

V blízké budoucnosti budou rozrůstání měst a zahušťování měst tvořit dva opačné scénáře pro expanzi měst a povedou k různým městským správám zelených ploch, aby se minimalizovaly jejich dopady na přírodní biologickou rozmanitost. Koncepty sdílení půdy a šetrnosti k půdě byly navrženy jako dvě protichůdné strategie správy městské zeleně s cílem maximalizovat městskou biodiverzitu. Při sdílení půdy se vytvoří nepropustné povrchy s nízkou hustotou, která bude protkána zelenými plochami (tj. zahradou a parkem), ale bude chybět velká souvislá zelená plocha (Droz et al. 2019). Alternativním scénářem je vysoká hustota vybudované nepropustné plochy a zároveň velké souvislé zelené plochy. Tyto dva koncepty by mohly být spojeny s vertikální zelenou infrastrukturou, jako je zelená stěna a střešní zahrada, která může poskytnout další prostory pro zeleň pro podporu biodiverzity (Collins et al. 2017).

3.3.5 Predátoři

Během několika posledních desetiletí mnoho predátorů ptačích hnízd (mohou jimi být kočky, krkavci a krysy) rozšířili své působení do městského prostředí. V mnoha případech mají tito predátoři ve městech výhodu, protože jsou zbaveni predačních tlaků větších predátorů, kteří jsou z měst vyloučeni. Kromě toho mohou tito predátoři ptačích hnízd těžit z antropogenních zdrojů potravy do té míry, že se stanou hojnějšími než v jejich přirozeném prostředí. Nárůst ptačích predátorů v městském prostředí tedy může podporovat neudržitelnou míru predace na produktivitě hnízd (tzn. vyšší než v přirozených stanovištích), což ale může vést k úbytku některých dravých ptáků (Chiron a Julliard 2007).

Urbanizace představuje pro ptactvo mnoho problémů, protože integruje širokou škálu drastických změn životního prostředí, včetně nahrazení a fragmentace

přirozené vegetace, změny společenství predátorů a zdrojů potravy, nárůstu lidských rušivých vlivů a znečištění s ohledem na noční osvětlení, chemikálie a hluk (Moiron et al. 2015).

3.4 Vliv klimatických podmínek na hnízdění ptactva

Vybrat si vhodné stanoviště je pro jedince důležitou složkou, která ovlivňuje jeho očekávanou délku života, výkonnost a zdatnost (Uboni et al. 2017). Volba stanoviště se může týkat různých aspektů života, včetně výběru vhodného místa pro hledání potravy nebo nocoviště, ve vztahu k úspěšnému přilákání partnera nebo při zajištění nezbytných požadavků pro reprodukci (Porter a Akcali 2018). Schopnost vybrat si správné stanoviště může být vrozená, naučená nebo dosažená napodobováním chování konspecifických jedinců, jak naznačuje sociální přitažlivost. Při výběru stanoviště se tedy zvířata po celý život musí vyrovnávat s více či méně nepředvídatelnými podmínkami prostředí a přizpůsobovat se těmto změnám.

Důležité environmentální faktory jako jsou počasí a riziko predace se dají obtížné předvídat, přinejmenším ve specifických krajinách. Na toto téma bylo provedeno několik studií a shodují se na vlivu na hnízdní úspěšnost při změně povětrnostních podmínek. Během raných fází života mohou povětrnostní podmínky ovlivňovat mláďata přímo i nepřímo. Dalším problémem mohou být klimatické podmínky, dostupnost potravy, rodičovská péče (např. snaha o poskytování potravy). Zatímco existuje mnoho studií o vlivu klimatických změn na zvířata, výzkum méně předvídatelných změn počasí, jako je například reakce na tepelný stres, který vyžaduje okamžitou reakci mláďat, je stále velmi omezený. V důsledku toho si potomci mohou vyvinout strategie, jak se vypořádat s nepředvídatelnými situacemi.

Aby se zvířata vyrovnala s měnícím se prostředím, musí upravit své tělo, což vede k reverzibilním změnám tělesné hmoty, vnitřní morfologie a fyziologie. Pokud je prostředí, alespoň částečně předvídatelné, zvířata jsou schopna přizpůsobit se díky biorytmům. Ovšem pokud prostředí takové není, musí být velmi flexibilní a využívat příležitostí, které se jim naskytnou. Příkladem může být australská avifauna, kde si ptáci museli přizpůsobit načasování hnízdění kvůli dostupnosti potravy (Tökölyi et al. 2012).

3.5 Vliv nepůvodních a invazních druhů vegetace na hnízdní úspěšnost

I když jsou ptáci žijící ve městech schopni přizpůsobit se novému prostředí, urbanizace je hluboce postihuje. Urbanizace často zahrnuje nevratnou záměnu přírodních a polopřirozených venkovských stanovišť, včetně zemědělské půdy a lesů, za vybetonované plochy budov a silnic, které jsou obklopeny zahradami, parky a dalšími zelenými plochami. Ztráta původní vegetace může představovat problémy pro hnízdící pěvce, jejichž reprodukční úspěšnost je často vyšší v původní než v nepůvodní vegetaci. Původní stromy a pěstované rostliny jsou postupně odstraňovány z městských oblastí protože jsou považovány za „plevel“ a jsou nahrazeny nepůvodní vegetací (Reynolds et al. 2019). Přesto, že ze studií víme,

že ptáci mají často vyšší úroveň reprodukce v původní vegetaci, jiné studie nám ukazují, že detekce predátorů ptačích hnízd ubývá s rostoucí urbanizací.

Exotické rostliny mohou snížit úspěšnost rozmnožování ptáků na pastvinách a v lesních stanovištích. Ve studii Lloyda a Martina (2005) srovnávali vědci hnízdní úspěšnost strnadů límcových (*Calcarius ornatus*) na plochách původní prérie a v monokulturách *Agropyron cristatum*. Zjistili, že denní přežití hnízda klesalo od kladení vajec do opeření mláďat, a že velikost snůšky měla pozitivní vliv na přežití hnízd. V exotickém prostředí byla pravděpodobnost přežití hnízd nižší a mláďata rostla pomaleji a měla menší hmotnost. Nicméně důkazy o preferenci ptáků původního prostředí nebyly potvrzeny.

Rodewald et al. (2010) popsali, že exotické rostliny mohou fungovat jako ekologické pasti tím, že mohou zvyšovat riziko predace. Bylo zjištěno, že hnízda umístěná na dvou exotických keřích (*Lonicera maacki* a *Rosa multiflora*) jsou zranitelnější vůči predaci. U hnízdících kardinálů (*Cardinalis cardinalis*) se ukázalo, že měli o 20% méně mláďat než ptáci hnízdící v jiných substrátech. Dopady na hnízdící ptáky nezávisí pouze na samotné stavbě těla rostliny, ale mohou být ovlivněny i dalšími faktory jako je fenologie listů, hustota hnízd nebo umístění hnízda. Studie věnující se hnízdící *Spizella passerinachi* v savanách buď s převahou původní vegetace nebo invazí exotické rostliny *Centaurea maculosa* popisuje, že predace nebyla ovlivněna typem stanoviště, ale první snůška byla opožděna na stanovištích, kde byla *Centaurea maculosa* kvůli nižší dostupnosti potravy. To mohlo vést k nižší hnízdní úspěšnosti, zejména u mladých jedinců. Zaznamenali také výrazné snížení setrvání dospělých ptáků na stanovištích s *Centaurea maculosa* a snížení množství hmyzu, což je pro ně důležitý zdroj potravy (Ortega et al. 2006).

Jiné studie však uvádí, že ptáci hnízdící v nepůvodní vegetaci mají stejnou úroveň úspěšnosti rozmnožování jako příbuzní v původní vegetaci (Reynolds et al. 2019). Ve studii Stinsona a Pejchara z roku 2018 zhodnotili 32 studií zkoumajících reakce 133 druhů pěvců na hnízdění v nepůvodní vegetaci. Zjistili, že 35 % studií uvádí důkazy o tom, že nepůvodní rostliny působí jako ekologické pasti prostřednictvím negativních dopadů na produktivitu ptáků, krmení a přežití dospělých, stav mláďat a parazitismu. Dále 31 % studií zjistilo pozitivní dopady na stejné parametry (Stinson a Pejchar 2018).

Hnízdní úspěšnost je nižší a stavba těla mláďat u ptáků menší v městském prostředí než u ptáků na přirozených stanovištích. Nedostatek a nízká kvalita potravy v městském prostředí může být hlavním důvodem pro nižší úspěšnost rozmnožování u městských populací pěvců. Při srovnání lesních a městských hmyzožravých ptáků, nám rozbory složení kořisti přinášené rodiči jejich mláďatům zdůrazňují, že rodiče lesních mláďat poskytují vyšší podíl housenek mláďatům než rodiče ptáků ve městech (Pollock et al. 2017). Experimenty s přikrmováním městských ptáků mají rozdílné výsledky a není jasné, zda je snížení úspěšnosti rozmnožování způsobeno omezením množství nebo kvality potravy (Senar et al. 2021).

Příkladem zájmu ochrany přírody v zemích střední Evropy je rehek obecný. Původně se vyskytoval v polootevřených oblastech, jako jsou sady a okraje lesů. Nicméně v oblastech, kde se krajina změnila z polootevřené na venkovskou, populace rehka obecného se v urbanizovaných oblastech zvýšila. Dnešní monitorovací programy odhadují, že populace rehka obecného v městských oblastech v Evropě se pohybuje mezi 17 a 59 %. (Droz et al. 2019). Tento velký rozptyl v procentech je pravděpodobně kvůli nehomogenním změnám přeměny půdy v Evropě (Verburg a Overmars 2009).

3.6 Vliv urbánního prostředí na výběr hnízdního materiálu a změny ve struktuře hnízda

Hlavní změny ve složení hnízd jsou spojeny se zvýšeným používáním antropogenních hnízdních materiálů a omezením přírodních materiálů, zejména původních rostlin. Někteří autoři tvrdí, že hlavní příčinou je snížení dostupnosti původních rostlin (a rostlinných materiálu obecně) a vyšší dostupnost antropogenních materiálů (např. plasty) v městských oblastech. Tato „hypotéza dostupnosti“ předpokládá, že ptáci si jednoduše vybírají nejdostupnější materiály, včetně těch, které jsou antropogenní (Jagiello et al. 2018). Hojnost určitých rostlin např. borovice (*Pinus spp.*) ve městě Montpellier ve Francii souvisí s používáním jehličí městskými sýkorami koňadrami a naopak nevyužívání populacemi v mimoměstských lokalitách (Reynolds et al. 2019).

Nabízí se však druhá myšlenka „hypotéza věku“, že změny složení hnízda v urbanizovaných oblastech by mohly být kvůli tomu, že města obývají starší ptáci a rostoucí využití antropogenních hnízdních materiálů roste u některých druhů s věkem (Jagiello et al. 2018). Příčiny souvislosti mezi věkem organismu a využitím antropogenních hnízdních materiálů jsou zatím nejasné, ale je pravděpodobné, že předchozí zkušenost v biotopu hraje roli.

Někteří autoři vyjádřili obavy z možné zaujatosti související s použitím hnízdních budek při zkoumání faktorů, jako je hnízdo jako expozice ektoparazitům a ochrana proti predátorům. Jiné změny v hnízdištích související s městem, jsou například studie o kosu obecném (*Turdus merula*), který hnízdí spíše na okenních přístřešcích nebo rámech balkonů než ve vegetaci v Číně nebo hnízdící straky evropské (*Pica pica*). Komíny a střechy místo stromů ve městě Hangzhou, v Číně mohou také naznačovat, že modifikace složení hnízda, nejsou pro městské ptactvo nepřekonatelné (Wang et al. 2015).

Nakonec „adaptivní hypotéza“ předpokládá, že konstrukce hnízd jsou řízeny adaptivní schopností ptáků. Nejsilnější podporu pro tuto hypotézu poskytuje výzkum, který prokazuje, že některé městské druhy aktivně používají nedopalky cigaret k „samoléčbě proti parazitům“ (Jagiello et al. 2018). Používání nedopalků bylo nalezeno u pěnkav v Mexiku, u vrabců domácí (*Passer domesticus*) v Severní Americe, ale i u dalších druhů i v Asii, což naznačuje, že by to mohla být obecná behaviorální inovace pro městské druhy (Suárez-Rodríguez et al. 2017). Naproti tomu sýkory modřinky, druh, u kterého ve městě zatím nedopalky jako

součást hnízda doposud nebyly objeveny, měly ve svém hnízdě větší množství blech (*Siphonaptera*). Ale i tento druh používá pro svá hnízda antropogenní hnízdní materiál (Jagiello et al. 2018).

Dva obyčejní městští ptáci, vrabec domácí a hýl mexický (*Haemorhous mexicanus*) využívají antropogenní materiály včetně bavlněných vláken z cigaretových filtrů do výstelky hnízd. Nedopalky cigaret mají repelentní účinek podobný jako přírodní materiály. Nedopalky cigaret podporovaly účinek na posílení imunity a nárůst hmotnosti u mláďat, ale také indukovaly erytrocyty genotoxicity u mláďat i dospělých jedinců (Suárez-Rodríguez et. al 2017).

Celkově tyto studie naznačují, že potenciální adaptivní hodnota změn ve složení hnízda by mohla záviset na relativní dostupnosti a vlastnostech (např. antimikrobiálních) antropogenních hnízdních materiálů v hnízdních stanovištích. Antiparazitní funkce není jediná adaptivní funkce, kterou mohou plnit antropogenní hnízdní materiály používané při hnízdění ptáků ve městech (Jagiello et al. 2018). Plasty v hnízdech luňáků (*Milvus migrans)* se mohou podílet na vnitrodruhové signalizaci, protože mohou poskytovat informace o „kvalitě“ hnízda. Antropogenní hnízdní materiály jsou také používány v sexuální selekci lemčíků (*Ptilonorhynchidae*) (Reynolds et al. 2019). Pokud mají například antropogenní a přírodní materiály různé izolační vlastnosti, rozdílné tepelné vlastnosti hnízd by také mohly vysvětlit změny ve složení hnízdního materiálu podél urbanizačního gradientu.

Jiné studie jsou spojené se zvýšenou úmrtností mláďat v důsledku uškrcení či zapletení do antropogenních hnízdních materiálů (např. plastový provázek, šňůra nebo kus kovu) (Wang et al. 2015). Dalším předmětem studií jsou velikosti hnízd podél urbanizačního gradientu. Na jedné straně několik autorů nenalezlo žádné rozdíly v hmotnosti nebo velikosti hnízd sýkory modřinky nebo sýkory koňadry v urbanizovaných oblastech různých evropských městech. Na straně druhé jsou vědci, kteří zjistili, že sýkory modřinky, ale ne koňadry, ve stejném anglickém městě měly lehčí hnízda ve více urbanizovaných oblastech (Reynolds et al. 2019). Možným vysvětlením mohou být geografické rozdíly umístění hnízd. Rozdílná velikost a hmotnost byla přisuzována teplotním změnám okolního prostředí. Další omezení, jako je nedostatek vhodných materiálů nebo nových hnízdišť mohou ovlivnit velikost a hmotnost hnízda. Celkově je toto téma nedostatečně prostudované a bude potřeba dalších studií.

3.7 Využívání antropogenních struktur

Ptáci jsou schopni budovat hnízda v místě původní i nepůvodní vegetace, u domů, v neobydlených budovách i v různých antropogenních strukturách, jako jsou např. kovové trubky a mosty.

Existuje obecný trend, že rozmanitost potenciálních přirozených hnízdišť klesá s postupující urbanizací. Pro některá hnízdiště, která jsou například v domech nebo na nich, se naopak dostupnost nabídky pro hnízdící ptáky zvyšuje (Rao a Koli 2017).

Hnízdění v blízkosti domů může také vyvolat změny v chování ptactva. Například (Møller a Díaz 2018) zjistili, že ptáci kteří hnízdí blíže k obydleným budovám projevují menší míru anti-predačního chování, protože byli vystaveni menšímu počtu predátorů než druhy hnízdící dále od domů. Ve velkém hnízdí také řada ptačích druhů na nebo v neobydlených budovách v městských oblastech, které zahrnují továrny, obchody a opuštěné obytné budovy. Například straka americká (*Pica hudsonia*) a straky evropské začaly hnízdit výrazně výše nad zemí s vlivem urbanizace. Dalším příkladem je strakapoud jižní (*Dendrocopos syriacus*), který preferuje oblasti, kde znečištění oslabuje stromy a zvyšuje množství hmyzu žijícího v kůře, kde se mohou vyskytovat ptáci.

Znečištění ovzduší negativně ovlivňuje jejich tělesnou kondici (Reynolds et al. 2019). Za posledních několik desetiletí se rozšířila dostupnost hnízdišť na střechách a tím dramaticky narostla populace racků ve městech. Protože jejich počet roste, zvyšuje se pravděpodobnost konfliktu mezi ptáky a lidmi, který má dopady na veřejné zdraví. Například existuje značná pravděpodobnost fekální kontaminace městských vodních zdrojů a patogenů jako jsou šíření bakterií a virů. Studie naznačují, že rackové stříbřití (*Larus argentatus*) přenášejí *Salmonella montevideo* u ovcí (*Ovis aries*) a skotu (*Bos taurus*) ve Skotsku a že rackové argentinští (*Larus atlanticus*) a racci jižní (*Larus dominicanus*) působí jako přenašeči pro celou řadu zoonotických patogenů v Argentině (Soldatini et al. 2008).

Urbanizace také působí jako filtr, který vylučuje některé druhy a mění složení ptačích společenstev prostřednictvím nových a rychlých evolučních sil (Shanahan et al. 2014). Naše poskytování hnízdních stanovišť nebo umělých hnízdišť upřednostňuje pouze omezený počet druhů (např. které používají hnízdní budky), ale také upřednostňuj druhy, které jsou občany považovány za charismatické, jako jsou malí pěvci a sokolovití (*Falconidae*). Na druhou stranu toho instalujeme odstrašující zařízení jako jsou kovové hroty, aby se zabránilo hnízdění nebo dokonce přistání na městské infrastruktuře některým méně oblíbeným druhům jako jsou krkavci (*Corvidae*), holubi a hrdličky (*Columbidae*).

3.7.1 Příklady druhů využívající antropogenní struktury ke hnízdění a jejich interakce s člověkem

Městští specialisté, jako jsou rorýs obecný (*Apus apus)* a vrabec domácí téměř výhradně hnízdí v městských oblastech na neobydlených budovách, což znamená, že jejich populace jsou pravděpodobně úzce vázány na dostupnost těchto struktur. Proto potřebujeme vědět mnohem více o spoléhání městských specialistů na neobydlené budovy. Hnízdiště na neobydlených budovách mohou být široce dostupné, ale je zapotřebí dalších studií abychom byli schopni říct, jak výhodné je to pro hnízdící ptáky ve srovnání s jinými městskými lokalitami (Reynolds et al. 2019). Mosty přes vodu i silnice poskytují bezpečné hnízdiště pro ptáky, ačkoli provoz představuje jisté riziko. Vlaštovka skalní (*Cecropis daurica*) nyní běžně hnízdí na dálničních mostech, nadjezdech a silničních propustkách. Tito ptáci začali často využívat hnízdiště u silnic a tím se pravděpodobně začali více setkávat s vozidly. Počty srážek s auty

a úmrtnost na silnicích se, ale časem zmenšily. Jedním z možných vysvětlení je, že selekce zvýhodnila jedince, jejichž morfologie křídel umožňuje lepší únik. Delší křídla mají nižší zatížení a neumožňují tak vertikální vzlet jako kratší, zaoblenější křídla. Vlaštovky se tak mohou lépe vyhnout protijedoucímu vozidlu nebo se od něj efektivněji otočit (Brown et al. 2013).

Několik studií nám ukazuje, že výskyt, početnost a druhová bohatost ptáků se v blízkosti silnic snižuje. Toto tvrzení spíše platí pro silnice s vysokým provozem, více se tomuto tématu věnuji v kapitole Faktory ovlivňující avifaunu ve městech (Rao a Koli 2017).

Většina studií uvádí, že ptáci používají takové struktury jako hnízdiště. Jen málo z nich však kvantifikovalo jejich význam vzhledem k ostatním hnízdním stanovištím. Pozoruhodnou výjimkou byla studie Lesińského, která zkoumala hnízdiště řady pěvců hnízdících v dírách na předměstí Varšavy v Polsku. Bylo zjištěno, že mnoho ptáků hnízdí ve svislých trubkách plotů, kde se přibližně 80 % místní populace sýkory koňadry i rozmnožuje. Obydlené budovy, jako jsou domy poskytují hnízdiště pro druhy jako jsou například špačci obecní (*Sturnus vulgaris*) a vrabci domácí (Lesiński 2000).

Pro některé ptačí druhy jsou však potrubí a jiné antropogenní struktury nepravděpodobnou možností k zahnízdění. V lokalitách s omezeným počtem hnízdišť mohou např. holubi být nuceni hledat alternativní hnízdní příležitosti. V těchto případech jsou však někdy odrazováni od využití takových příležitostí kvůli překážkám, jako jsou kovové hroty. Antropogenní struktury totiž často nabízejí pouze pomíjivé možnosti hnízdění pro ptáky, protože jsou to buď dočasné podpůrné konstrukce nebo jsou částí infrastruktury, která se nachází havarijním stavu a je předpoklad jejího odstranění z důvodu obavy o veřejnou bezpečnost. Tím, že přitahují ptáky k rozmnožování, mohou tyto struktury fungovat také jako ekologické pasti (Reynolds et al. 2019). Hnízdní budky, umělé plošiny a dokonce i umělé nory jsou připravené v městské krajině pro ptáky jako jsou pěvci, čápi (*Ciconiformes*), dravci (*Falconiformes*), sovy (*Strigiformes*) a rorýsi *(Apodiformes*) (Schaub et al. 2016). Na první pohled se může zdát, že hnízdní budky poskytované jednotlivými majiteli domů umožňují jen málo příležitostí k zahnízdění. Ovšem v některých městských oblastech jsou budky v hojném počtu. Hnízdní budky však mohou být výhodné pro ptáky pouze tehdy, když se nacházejí v oblastech s vysokou dostupností potravy, jinak mohou fungovat opět jako ekologické pasti (Reynolds et al. 2019).

3.7.2 Hnízdní budky

Dostupnost hnízdních budek a vhodných dutin je pro mnoho druhů ptáků klíčové z hlediska úspěšného zahnízdění. V městském prostředí je často nedostatek přirozených hnízdních míst, jako jsou staré stromy s dutinami, protože jsou buď odstraněny nebo jsou vlivem městského prostředí nevhodné pro hnízdění.

Správně umístěné hnízdní budky a dutiny mohou být užitečné pro zvýšení počtu hnízdících párů v městských parcích a podpořit kolonizaci ohrožených druhů ptáků

v městském prostředí. Nicméně, umělé hnízdní budky a dutiny mohou být také nevýhodné, protože mohou fungovat jako ekologické pasti a mohou být obsazeny invazními druhy zvířat (Reynolds et al. 2019).

3.8 Pozitivní vliv člověka na život ptactva

Soužití s lidmi však může mít na ptáky pozitivní vliv. Lidé poskytují doplňkové zdroje potravy v městských oblastech prostřednictvím přímého (krmítka pro ptáky) a nepřímého (např. odpadky) krmení. Až 43 % domácností ve Spojených státech a 75 % městských domácností ve Spojeném království poskytují potravu pro ptáky. Vliv přikrmování ptáků v městských oblastech je pozitivní (Chace a Walsh 2006). Osázená vegetace, budovy, stavby, ptačí budky a ptačí pítka také poskytují nová hnízdiště a další zdroje vody. Mezi pozitivní účinky můžeme řadit zvýšené přežití jednotlivých druhů v zimě, zvětšení velikosti populace a pro dravce větší základnu kořisti (Clucas et al. 2012).

Blízkost lidí k ptactvu ve městech, vytváří cenné příležitosti pro zapojení veřejnosti do jejich ochrany.

3.9 Synantropní pěvci

Pěvci jsou největším řádem ve světě avifauny. Jsou to ptáci s různými tvary zobáků, třemi prsty směřujícími dopředu a jedním dozadu, středně hustým opeřením a výrazným pelicháním, kteří se vyznačují hlasovými projevy a jsou převážně monogamní (Šťastný et al. 2006).

Tato práce je zaměřená na studii sýkory koňadry, sýkory modřinky a brhlíka lesního.

3.9.1 Sýkora koňadra (*Parus major*)

Tento druh je nejčastějším obyvatelem ptačích budek a je to náš nejběžnější druh sýkory na území ČR. Vyhledává smíšené a listnaté lesy, parky, větrolamy, stromořadí, remízy, ale i zahrady u lidských sídel (Formánek 2017). Jehličnatým lesům se spíše vyhýbají. Opadavé lesy tvoří hlavní hnízdní stanoviště ve většině jeho areálu. Podle analýzy rozsáhlé literatury o hnízdní hustotě sýkory koňadry je hustota v listnatých lesích několikanásobně vyšší než u jehličnatých lesů (Brown 1969). U smíšených stanovišť (tedy jak s listnatými stromy, tak s jehličnany) je preferováno osídlení sýkory koňadry jehličnatého porostu. Otázkou je, zda je takový výběr stanoviště adaptivní, tedy zda jsou splněny náležitosti pro úspěšnou reprodukci v nepreferovaném typu místa výskytu. Hlavní náležitosti, které je v tomto případě třeba vzít v úvahu, jsou: dostupnost vhodných hnízdních dutin a zásoba potravy (dostatečná pro energetické nároky reprodukce). Význam hnízdních dutin je zřejmý z odborné literatury hustoty rozmnožování v několika typech stanovišť s nebo bez opatření umělých hnízdišť (budek) (Gibb a Betts 1963). Tímto způsobem se sýkory koňadry mohou usadit na různých místech, kde by jinak hnízdní hustota byla velmi nízká. Důvodem vysokých počtů v parcích či lesoparcích jsou již výše zmíněné ptačí budky. Na sídlištích někdy zahnízdí v polystyrenových deskách používaných při zateplování stěn domu. Hnízdo si staví z mechu, kořínků, lišejníků, srsti zvířat

a někdy i peří (Formánek 2017). To platí alespoň pro dnešní biotopy v západní Evropě, které jsou silně ovlivněny člověkem, a proto jsou chudé na dutiny ve stromech. I když je k dispozici dostatečný počet hnízdních budek, hustota v jehličnatých lesích nikdy nedosahuje úrovně jako v listnatých lesích. To naznačuje, že preference určitého typu stanoviště není založena pouze na dostupnosti hnízdních dutin, ale i na dalších faktorech prostředí. Sýkora koňadra si obecně hledá potravu v nižších patrech vegetace, včetně vegetace přízemní, ale v období rozmnožování jsou její hlavní místa hledání v porostu, alespoň v období maximálního výskytu housenek (Gibb a Betts 1963). Ostatní místa, především v podrostu a porostech, využívají poté, co v dubových lesích pomine vrchol početnosti housenek. Většina studií se shoduje, že větší část potravy tvoří housenky motýlů (*Lepidoptera*). Procento larev nalezených v dubových lesích (obvykle u prvních mláďat) se pohybuje od 72 do 91 % (Balen 2002) a ve všech studiích převládají v potravě larvy. Pozdní mláďata dubového lesa byla zkoumána zřídka. Velká část potravy v druhém zahnízdění se skládá též z larev motýlů a kukel. Po první polovině června tvoří velkou část potravy housenky, živící se bylinami. V borových lesích je podle literatury situace spíše variabilní (Gibb a Betts 1963).

Velikost snůšky bývá většinou 6 – 8 vajec, ale jsou zaznamenané i snůšky o deseti vejcích. Velikost vajec je přibližně 17,6 x 13,4 mm a váží 1,6 g. Mají bílý podklad a červenohnědé tečkované a skvrnité zabarvení. Na tupém pólu vytváří čepičku nebo věneček. Na vajíčkách sedí pouze samička, sameček ji v této době krmí. Inkubace začíná těsně před snesením snůšky nebo hned po dokončení. Jsou známé i případy, kdy došlo na sezení vajec až během několika dní od snesení posledního vejce Mláďata se líhnou cca po dvou týdnech a následující zhruba tři týdny je oba rodiče pilně krmí (Šťastný et al. 2006).

„V nižších polohách hnízdí dvakrát, ve vyšších pouze jednou v roce, a to v období od poloviny dubna a pak v květnu.“ (Formánek 2017)

3.9.2 Sýkora modřinka (*Cyanistes caeruleus*)

Nejčastěji ji můžeme pozorovat v listnatých a smíšených lesích, v Alpách i v modřínových a v severní Africe v cedrových porostech. Hnízdí i v alejích, břehových porostech, remízkách, zahradách, parcích a sadech, všude tam kde jsou stromy s dutinami. Zahnízdí ovšem i v děrách zdí, hromadách dřeva, pařezech a v opuštěných hnízdech větších ptáků a veverek (Nicolai et al. 2002). Tok začíná už v časném předjaří trylkovitým zpěvem samečka. Samička vyklízí z dutiny starý hnízdní materiál a uvnitř staví měkké vatovité hnízdo z mechu a suchých trav (Svensson et al. 2004). Uvnitř připraví z chlupů a drobných pírek hnízdní kotlinku. Hnízdí od dubna do července dvakrát v roce. V první snůšce bývá 7-13, někdy ale i 14-18 vajíček, na kterých sedí samička. Po 28-36 dnech mláďata vylétnou, a to zhruba v rozmezí tří dnů, protože nejsou všechna stejně vyspělá. Potrava se skládá v létě z hmyzu pavouků i mšic, na podzim i bobule a v zimě olejnatá semena (Sauer 1995).

3.9.3 Brhlík lesní (*Sitta europaea*)

Brhlík je přisedlý, silně teritoriální, společensky monogamní druh. Páry spolu zůstávají po celý rok a po několik let. Nejčastěji ho můžeme pozorovat v listnatých a smíšených lesích, méně častý je v lesích jehličnatých, v parcích a zahradách. Hnízdí 1x do roka, avšak může zahnízdit i podruhé, což je však spíše výjimečný stav (Dungel a Hudec 2006). Samec přináší potravu inkubující samici a podílí se na krmení mláďat. Samec tak může hodně ztratit, pokud by jeho samice měla být oplodněna jiným samcem. Samci se snaží monopolizovat sexuální přístup k samici pomocí technik, jako je časté páření a hlídání samice během plodného období, protože nemohou zabránit ostatním samcům při kopulaci a investují svůj čas a energii do výchovy nevlastních potomků. Nicméně, prevence mimopárových kopulací je pouze jeden z možných důvodů, proč samci zůstávají blízko k samicím. Dalšími důvody mohou být např. ochrana proti predátorů nebo zajišťování potravy pro samice (Pagenkopf a Wesolowski 2002).

Hnízda si staví v dutinách stromů, ale běžně využívá i budky. Typické pro tento druh ptáka je, že u vybrané dutiny stromu vymaže hlínou smíchanou se slinami spáry v okolí vletového otvoru a ten vymazáním upraví k velikosti těla. U budek, kde není třeba nic upravovat, lepí často hlínu pod stříšku (Šťastný et al. 2006). Od konce března do začátku června snáší 5-8 (4-10) vajec. Na vejcích sedí pouze samice a to 14-16 (18) dní. Hnízdní péče trvá 23-24 dní, při opouštění hnízda jsou mláďata již plně schopná letu. Zhruba 8-10 dní zůstává rodina spolu a mláďata jsou první dny po vylétnutí stále krmena rodiči. Pohlavně dospívají v prvním roce života, nejvyšší věk u kroužkovaného ptáka je 9 let (Hudec et al. 1983). Potravu tvoří veškerý hmyz a různá semena. Živočišná potrava převládá v jarním a letním období, na podzim, když dozrávají nejrůznější semena (slunečnice, lípa, javor, dub, šišky) se přeorientuje na potravu rostlinnou (Šťastný et al. 2006).

4 Praktická část

Tato kapitola se věnuje výzkumu na druzích, kterými jsou sýkora koňadra, sýkora modřinka a brhlík lesní na různých lokalitách. První část je věnovaná sběru dat. Následně jsou v této části popsány metody sběru dat, které proběhly během kontrol budek. Další část se zaměřuje na analýzu dat týkajících se načasování hnízdění a obsazenosti budek modelovými druhy ptáků. V poslední části je porovnána hnízdní úspěšnost ptáků v urbanizovaných oblastech a lesoparcích.

4.1 Metodika

4.1.1 Terénní sběr dat

Studie probíhala na území města Prahy v období od května do června 2021. Data sbíral tříčlenný tým studentů. Zápis pozic jednotlivých budek byl převeden do digitální formy pomocí záznamu GPS souřadnic a aplikace Survey 123 (ArcGIS). Celkem bylo monitorováno 204 hnízdních budek. Přitom byly porovnávány jednotlivé hnízdní parametry vybraných modelových druhů pěvců v rámci lesoparků (oblasti částečně ovlivněné lidskou činností) a urbánních stanovišť (oblasti vytvořené lidskou činností). Všechny monitorované budky byly před zahájením studie vyčištěny a zkontrolovány. Při kontrolách byly využívány dvě metody - manuální a endoskopická. Inspekční endoskopická kamera byla na tyči, která vstupovala do budky hnízdním otvorem, bez toho, aniž by bylo nutné budku otevírat a mohl se tak zjistit počet vajec, mláďat nebo zda je budka aktivní či ne. V průběhu hnízdění bylo provedeno několik kontrol a všechna data byla zaznamenána do databáze aplikace Survey 123 (ArcGIS).

Obrázek 1: Sýkora koňadra na vejcích

Obrázek 2: Mláďata sýkory koňadry

Na obrázku 1 a 2 je sýkora koňadra na vejcích a její mláďata. Snímky byly pořízeny autorem práce endoskopickou kamerou.

Tabulka 1: Lokality monitorovaných budek

lokalita	habitat	počet budek
Čimický háj	lesopark	43
Ďáblický háj	lesopark	104
Sedlec	lesopark	8
Obora Hvězda	lesopark	22
Krč	urb. oblast	13
kampus ČZU	urb. oblast	7
Ládví	urb. oblast	7

Tab. 1 obsahuje počet budek v jednotlivých lokalitách a přiřazených habitatech. Nejvyšší počet budek byl monitorován v lokalitě Ďáblický háj. Celkový počet monitorovaných budek byl 204. V příloze č. 4 je přiložena mapa s lokalitami.

Tabulka 2: Počet zahnízděných budek

habitat	počet budek	počet zahnízděných	průměrný počet kontrol
urbanizované oblasti	27	24	4
lesoparky	177	148	2

Tab. 2 zobrazuje počty budek, které byly kontrolovány. V lesoparcích bylo monitorováno 177 budek a v urbanizovaných oblastech 27. Sloupec počet zahnízděných ukazuje, kolik budek bylo v rámci sběru dat nalezeno obsazených ptákem, který seděl na vejcích. Z celkového počtu budek bylo 172 obsazeno. Sloupec průměrný počet kontrol ukazuje kolikrát byly budky průměrně kontrolovány.

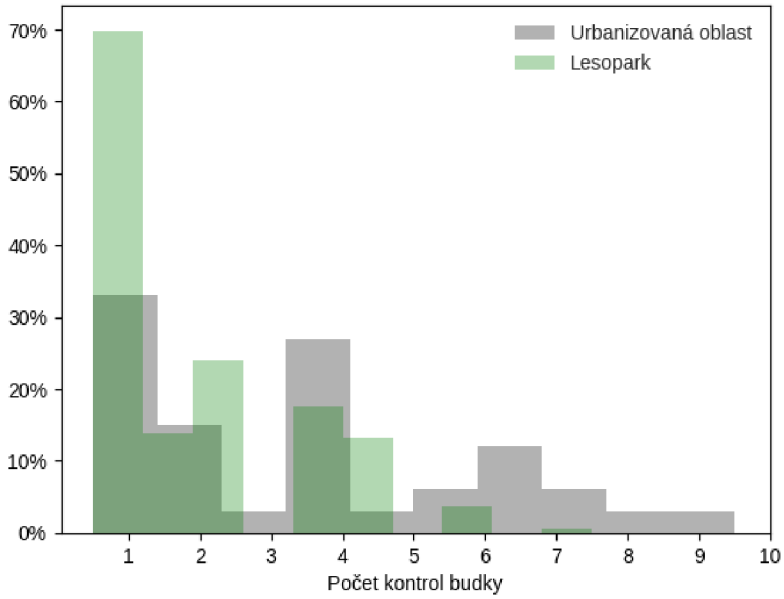
4.1.2 Zpracování a analýza dat

Z dat jsme chtěli zjistit distribuci načasování hnízdění, hnízdní úspěšnost a obsazenost budek. Při zpracování dat byl využit program Python 3.9 s knihovnou pandas a RStudio 4.1.2. Pro vytvoření grafů byla použita funkce plt (např. plt.hist). Další využívané funkce byly například df.groupby a summary. Z nasbíraných dat bylo nutné nekompletní data odfiltrovat. Nejčastějším jevem pro odfiltrování dat byly neúplné záznamy. Data byla velmi nekonzistentní, bylo potřeba opravit ručně jednotlivé řádky viz příloha č. 7. V RStudiu byla vytvořena tabulka, kde byly budky rozděleny podle habitatu. Záznamy byly dále rozděleny podle box_id, kde pro každou budku vznikla tabulka, která obsahuje záznamy z dané budky. Pro načasování hnízdění byly hledány budky, kde při první kontrole nebyl nalezen žádný zahnízděný pták, ale během dalších kontrol byl pták v budce pozorován. Tím se získal časový interval, ve kterém se zjistilo, kdy pták začal hnízdit. Data ohledně obsazenosti budek byla vyfiltrována z dat „species“ a zároveň musely splňovat požadavek unikátní záznam v datech „box_id“. Pro zjištění počtu zahnízděných budek byla vyfiltrována data u kterých byl nalezený záznam z dat „species“. Budky s vylíhlými mláďaty byly vyfiltrovány přes záznamy „hatched“ a poté rozděleny podle jednotlivých habitatů. Pro vytvoření tabulek byl využit program Microsoft Excel (verze 2302). Bližší popis kroků jak se postupovalo během zpracování dat je k nahlédnutí v přílohách č. 6 a 7.

5 Výsledky

5.1 Frekvence kontrol budek

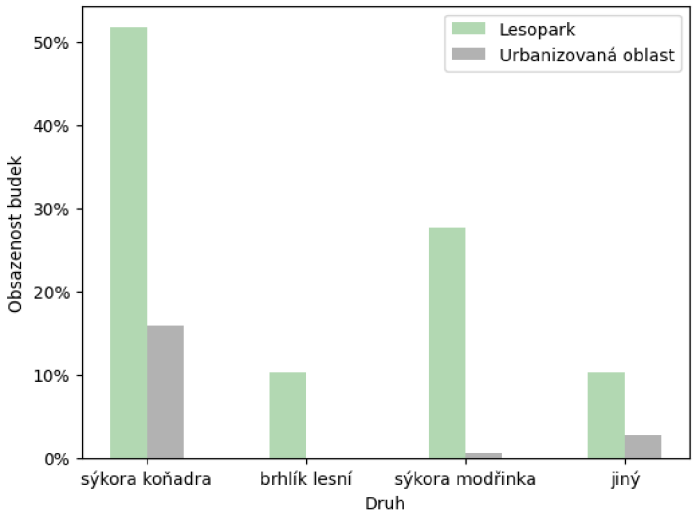
Obrázek 3: Kontroly monitorovaných budek v jednotlivých habitatech



Obrázek 3 zobrazuje graf frekvence kontrol budek. Nejvíce budek v lesoparcích mělo kontrolu pouze jednou. Urbanizované oblasti měly nejvíce kontrol také jednou, ale téměř 30 % budek v těchto oblastech bylo kontrolováno 4x. Průměrně proběhla kontrola vybraných budek 2 - 4x za dané období. Z grafu lze vidět, že v urbanizovaných lokalitách proběhla kontrola několikrát i více než 6x.

5.2 Obsazenost budek

Obrázek 4: Obsazenost budek modelovými druhy



Na obrázku 4 je zobrazena obsazenost budek. Z dat lze vidět, že nejvyšší obsazenost budek vykazovala sýkora koňadra a to ve více než 50 % v lesoparku. Sýkora modřinka vykazovala necelých 30 % obsazenosti budek a oproti tomu brhlík lesní obsadil pouze lehce přes 10 % všech budek v lesoparku. V urbanizovaných oblastech byly budky obsazovány opět nejvíce sýkorou koňadrou, avšak sýkorou modřinkou jen minimálně. V urbanizovaných oblastech nebyl nalezen žádný hnízdící brhlík lesní. Mezi další druhy hnízdící ve sledovaných budkách byl vrabec polní (*Passer montanus*), rehek zahradní (*Phoenicurus phoenicurus*), sršně (*Vespa*) nebo netopýři (*Nyctalus noctula*).

Tabulka 3: Výskyt modelových druhů v jednotlivých habitatech

druh	habitat lesopark	habitat urbanizovaná oblast
sýkora koňadra	77	17
sýkora modřinka	41	4
brhlík lesní	15	0
ostatní	15	3

V tab. 3 jsou rozepsány modelové druhy, které byly v budkách pozorovány v jednotlivých habitatech během období hnízdění.

Tabulka 4: Počet zahnízděných budek

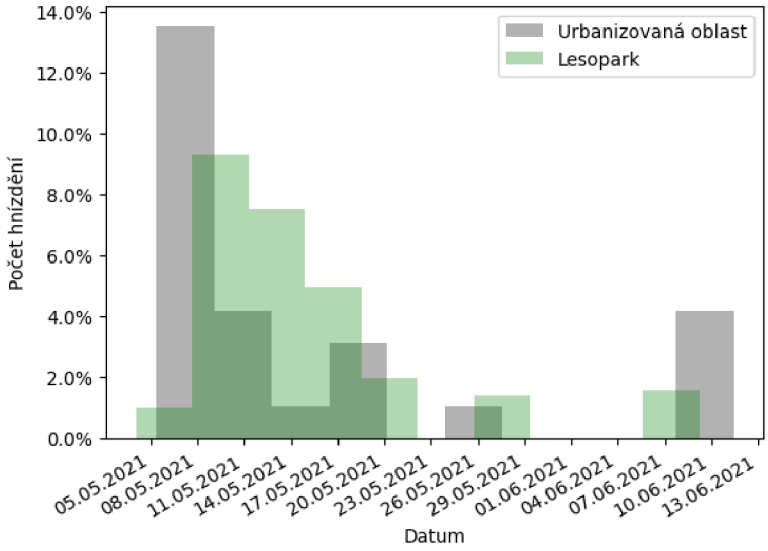
habitat	počet budek	počet zahnízděných budek	počet zahnízděných budek v %
lesopark	177	148	83.6
urbanizovaná oblast	27	24	88.8

Tab. 4 zobrazuje počet monitorovaných budek v různých habitatech a následný počet zahnízděných budek, který byl vyjádřen i v procentech. Z tab. 4 lze říct, že hnízdění v urbanizovaných oblastech bylo úspěšnější o 5 %.

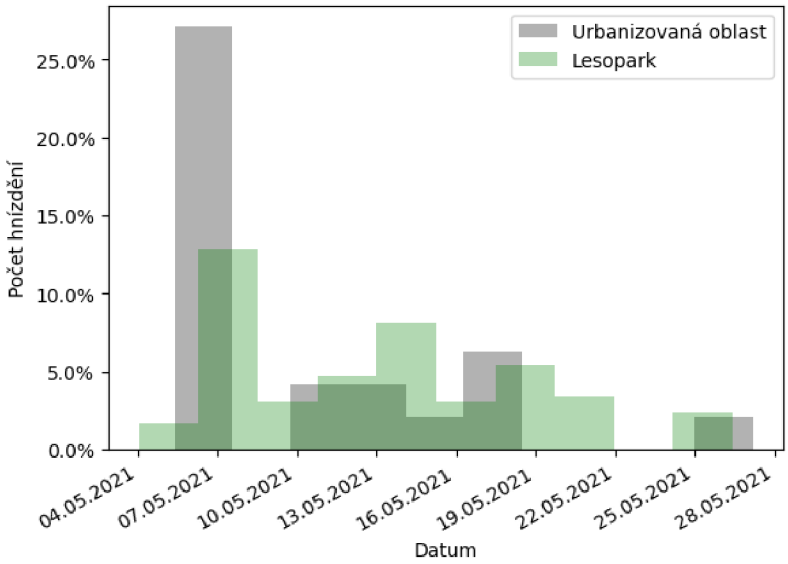
5.3 Načasování hnízdění

Hnízdění ptáků probíhalo od začátku května do poloviny června viz. obrázek 5. Mezi koncem května a začátkem června data chybí, jelikož koncem května už byly budky vyhnízděné a čekalo se na druhé zahnízdění.

Obrázek 5: Načasování hnízdění v jednotlivých habitatech



Obrázek 6: Načasování hnízdění v jednotlivých habitatech



Data zobrazená grafy na obrázcích 5 a 6 na ose x vyjadřují časové intervaly kontrol budek, kdy bylo nalezeno v budce hnízdo s vejci. Na ose y bylo vyobrazeno procentuální zahnízdění. Na obrázku č. 5 bylo zobrazeno celé hnízdní období, zatímco na obrázku č. 6 bylo zobrazeno pouze první zahnízdění. Největší počet hnízdění byl pozorován mezi 4. – 7. květnem a to jak v urbanizovaných oblastech tak v lesoparcích. Oproti tomu nejnižší mezi 25. – 28. květnem opět v urbanizovaných oblastech i v lesoparcích.

5.4 Počet vajec a hnízdní úspěšnost

Tabulka 5: Hnízdní úspěšnost

habitat	počet zahnízděných	počet hnízd s vejci	průměrná snůška (sýkora koňadra)	průměrná snůška (sýkora modřinka)	průměrná snůška (brhlík lesní)
lesopark	148	20	5.8	8.4	6.7
urbanizovaná oblast	24	7	6.5	NA	4.7

Tabulka č. 5 zobrazuje počet hnízd, kde bylo možné spočítat velikost snůšky díky absenci ptáka uvnitř budky. Průměrná velikost snůšky je průměrný počet vajec jednotlivých druhů nalezených v budce.

Tabulka 6: Počet budek s vylíhlými mláďaty

habitat	lokalita	druh	počet budek s vylíhlými mláďaty
lesopark	Čimický háj	sýkora koňadra	1
		brhlík lesní	3
	Ďáblický háj	sýkora koňadra	34
		brhlík lesní	12
		sýkora modřinka	22
		ostatní	11
	Obora Hvězda	sýkora modřinka	6
		ostatní	2
	Sedlec	sýkora modřinka	1
urbanizované oblasti	Kampus ČZU	sýkora koňadra	4
		ostatní	1
	Krč	sýkora koňadra	9
		ostatní	1
	Ládví	sýkora koňadra	3

Tab. 6 ukazuje počet budek ve kterých byla nalezena mláďata. Celkový počet budek ve kterých byla mláďata pozorována je 110. Z lesoparků byl nejvíce úspěšný Ďáblický háj, kde bylo dohromady napříč druhy pozorováno 79 budek s mláďaty, kde nejčastějším hnízdícím druhem, byla sýkora koňadra. Z urbanizovaných oblastí bylo oblíbené pro ptáky území Krče.

6 Diskuze

Ptáci mají často vyšší úroveň reprodukce v původní vegetaci (Reynolds et al. 2019) avšak tato studie ukazuje, že na území Prahy bylo hnízdění o 5 % úspěšnější v urbanizovaných oblastech viz tab. 4. Některé studie např. Chiron a Julliard 2007 zmiňují, že v urbanizovaných oblastech je více častá predace než původních stanovištích, oproti tomu v této studii během sběru dat, nebylo zaznamenáno žádné predované hnízdo v urbanizovaných oblastech.

Z obrázku č. 5 lze říct, že nejvíce ptáků v urbanizovaných oblastech začalo hnízdit mezi 5. a 8. květnem, což je přibližně o týden dříve než ptáci hnízdící v lesoparcích. Dřívější načasování by mohlo souviset s vlivem světla na hnízdící ptáky jak bylo popsáno např. ve studii Dominoni et al. 2013. Dalším důvodem by mohlo být mírnější klima ve městech.

Načasování hnízdění by bylo vhodnější počítat z vylíhlých mláďat přes datum nalezení mláďat a odečíst od toho věk mláďat, bohužel jsme neměli k dispozici data o věku mláďat, tudíž nebylo možné takto postupovat.

Pro načasování hnízdění by bylo také vhodnější vyfiltrovat data podle „state“ (e=empty, i=incubated) a tím získat přesnější odhad, avšak kvůli nepravidelným a málo častým kontrolám nebylo možné takto data zpracovat, proto byla data filtrována jiným způsobem, jak bylo popsáno výše v kapitole 4.1.2.

Sýkoru koňadru můžeme často pozorovat v ptačích budkách a patří mezi nejčastější druhy sýkor, které můžeme pozorovat na území České republiky. Oblíbené prostředí, ve kterém se vyskytuje, jsou lesy a parky (Formánek 2017). Z výsledků této práce vychází, že sýkora koňadra je nejběžnějším druhem hnízdícím v budkách, tím byly potvrzeny předchozí studie.

Bylo vybráno příliš velké množství budek na rozsáhlém území pro tříčlenný tým studentů, což způsobilo problémy s pravidelnými kontrolami. Data byla velmi nekonzistentní, a proto nebylo možné data lépe statisticky zanalyzovat. Nic tudíž není statisticky podloženo a jde tedy pouze o hrubý popis dat.

Z tab. č. 1 je vidět nepoměr budek mezi jednotlivými habitaty, což se také odrazilo v nasbíraných datech. Pro lepší analýzu je třeba další sběr dat.

Během této práce bylo vyčištěno a zdigitalizováno mnoho budek na rozsáhlém území Prahy, což je velkým přínosem a mohlo by být použito pro další studie.

Během práce v terénu bylo mnoho mláďat okroužkováno, pro další sběr dat by bylo mohlo být zajímavé, nasbírat data i ohledně mláďat a poměřit například velikost a hmotnost mláďat v jednotlivých habitatech.

Pro další budky, které by měly být montovány v terénu by bylo vhodnější nižší umístění, jelikož v některých lokalitách se muselo lézt do korun stromů, které se nacházely přes 3 metry nad zemí, což pro manipulaci s budkami bylo velmi obtížné, obzvlášť po dešti.

Pro další studie by mohlo být přínosné využití dataloggerů na zjišťování teploty či vlhkosti vzduchu uvnitř budky. Zajímavým by mohlo být i použití kamer, pro přesnější zjištění počtu vajec či složení potravy, jelikož v této studii bylo velmi málo záznamů právě ohledně vajec, jelikož během kontrol budek téměř vždy na vejcích seděl pták.

Přínosem této práce je realizování studie na území Prahy, většina studií týkající se této tématiky jsou prozatím řešenou problematikou v zahraničí.

7 Závěr

Tato práce pro mě osobně byla velkým přínosem. Vyzkoušela jsem si práci s endoskopickou kamerou, sběr dat v terénu a kroužkování ptáků. Během psaní literární rešerše jsem se dozvěděla mnoho informací o různých vlivech, se kterými musí ptáci denně bojovat a ráda bych se do budoucna více podílela na jejich ochraně. Ráda bych, aby tato práce probudila v lidech zájem a zamyšlení nad dopady lidského chování na život zvířat kolem nás.

8 Přehled literatury a použitých zdrojů

Aronson M. F. J., Lepczyk Ch. A., Evans K. L., Goddard M. A., Lerman S. B., MacIvor J. S., Nilon Ch. H., Vargo T, 2017: „Biodiversity in the City: Key Challenges for Urban Green Space Management". *Frontiers in Ecology and the Environment* 15 (4): 189–96. https://doi.org/10.1002/fee.1480.

Ashmole N. P., 1963: „THE REGULATION OF NUMBERS OF TROPICAL OCEANIC BIRDS". Ibis 103b (3): 458–73. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1963.tb06766.x.

Aslan A., Yavuz M., 2010: „Clutch and Egg Size Variation, and Productivity of the House Sparrow (Passer Domesticus): Effects of Temperature, Rainfall, and Humidity". *Turkish Journal of Zoology*. https://doi.org/10.3906/zoo-0811-22.

Balen V. J. H., 2002: „A Comparative Sudy of the Breeding Ecology of the Great Tit *Parus Major* in Different Habitats". *Ardea* 38–90: 1–93. https://doi.org/10.5253/arde.v61.p1.

Berlow M., Wada H., Derryberry E. P., 2022: „Experimental Exposure to Noise Alters Gut Microbiota in a Captive Songbird". *Microbial Ecology* 84 (4): 1264–77. https://doi.org/10.1007/s00248-021-01924-3.

Brown Ch. R., Brown M. B., 2013: „Where Has All the Road Kill Gone?" *Current Biology* 23 (6): R233–34. https://doi.org/10.1016/j.cub.2013.02.023.

Brown J. L., 1969: „The Buffer Effect and Productivity in Tit Populations". *The American Naturalist* 103 (932): 347–54.

Clucas B., Marzluff J. M., 2012: „Attitudes and Actions toward Birds in Urban Areas: Human Cultural Differences Influence Bird Behavior". *The Auk* 129 (1): 8–16. https://doi.org/10.1525/auk.2011.11121.

Collins R., Schaafsma M., Hudson M. D., 2017: „The Value of Green Walls to Urban Biodiversity". *Land Use Policy* 64: 114–23. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.02.025.

Dominoni D. M., Goymann W., Helm B., Partecke J., 2013: „Urban-like night illumination reduces melatonin release in European blackbirds (Turdus merula): implications of city life for biological time-keeping of songbirds". *Frontiers in zoology* 10 (1): 1–11.

Droz B., Arnoux R., Bohnenstengel T., Laesser J., Spaar R., Ayé R., Randin Ch. F., 2019: „Moderately urbanized areas as a conservation opportunity for an endangered songbird". *Landscape and Urban Planning* 181: 1–9.

Dungel J., Hudec K., 2006: *Atlas ptáků České a Slovenské republiky*. 2006. vyd.

Formánek J., 2017: *Atlas: Hnízda pěvců České republiky*. 2017. vyd. Academia.

Fudickar A. M., Greives T. J., Abolins-Abols M., Atwell J. W., Meddle S. L., Friis G., Stricker C. A., Ketterson E. D., 2017: „Mechanisms Associated with an Advance in the Timing of Seasonal Reproduction in an Urban Songbird". *Frontiers in Ecology and Evolution* 5: 85. https://doi.org/10.3389/fevo.2017.00085.

Gibb, J. A., Betts M. M., 1963: „Food and Food Supply of Nestling Tits (Paridae) in Breckland Pine". *The Journal of Animal Ecology* 32 (3): 489. https://doi.org/10.2307/2605.

González-Oreja, Antonio J., 2017: „Relationships of area and noise with the distribution and abundance of songbirds in urban greenspaces". *Landscape and Urban Planning* 158: 177–84.

Grimm N. B., Faeth S. H., Golubiewski N. E., Redman Ch. L., Wu J., Bai X., Briggs J. M., 2008: „Global Change and the Ecology of Cities". *Science* 319 (5864): 756–60. https://doi.org/10.1126/science.1150195.

Gwinner E., Brandstatter R., 2001: „Complex Bird Clocks". *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 356 (1415): 1801–10. https://doi.org/10.1098/rstb.2001.0959.

Hamao S., Watanabe M., Mori Y., 2011: „Urban Noise and Male Density Affect Songs in the Great Tit *Parus Major*". *Ethology Ecology & Evolution* 23 (2): 111–19. https://doi.org/10.1080/03949370.2011.554881.

Hudec K., 1983: Ptáci 3/II. Praha: Academia.

Chace J. F., Walsh J. J., 2006: „Urban Effects on Native Avifauna: A Review". *Landscape and Urban Planning* 74 (1): 46–69. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.08.007.

Chiron F., Julliard R., 2007: „Responses of Songbirds to Magpie Reduction in an Urban Habitat". *Journal of Wildlife Management* 71 (8): 2624–31. https://doi.org/10.2193/2006-105.

Jagiello Z. A., Dylewski L., Winiarska D., Zolnierowicz K. M., Tobolka M. 2018: „Factors Determining the Occurrence of Anthropogenic Materials in Nests of the White Stork Ciconia Ciconia". *Environmental Science and Pollution Research* 25 (15): 14726–33. https://doi.org/10.1007/s11356-018-1626-x.

Jong M., Ouyang J. Q., Silva A. D., Grunsven van R. H. A., Kempenaers B., Visser M. E., Spoelstra K., 2015: „Effects of Nocturnal Illumination on Life-History Decisions and Fitness in Two Wild Songbird Species". *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 370 (1667): 20140128. https://doi.org/10.1098/rstb.2014.0128.

Kociolek A. V., Clevenger A. P., Clair C. C. St., Proppe D. S., 2011: „Effects of Road Networks on Bird Populations: Effects of Roads on Birds". *Conservation Biology*. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01635.x.

Lack D., 1947: „The Significance of Clutch-Size". Ibis 89 (2): 302–52. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1947.tb04155.x.

Lesiński G., 2000: „Location of Bird Nests in Vertical Metal Pipes in Suburban Built-Up Area of Warsaw". *Acta Ornithologica* 35 (2): 211–14. https://doi.org/10.3161/068.035.0203.

Lloyd J. D., Martin T. E., 2005: „Reproductive Success of Chestnut-Collared Longspurs in Native and Exotic Grassland". *The Condor* 107 (2): 363–74. https://doi.org/10.1093/condor/107.2.363.

Martin T. E., Martin P. R., Olson C. R., Heidinger B. J., Fontaine J. J., 2000: „Parental Care and Clutch Sizes in North and South American Birds". *Science* 287 (5457): 1482–85. https://doi.org/10.1126/science.287.5457.1482.

Marzluff J. M., Bowman R., Donnelly R., 2001: „A Historical Perspective on Urban Bird Research: Trends, Terms, and Approaches". In *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*, editoval John M. Marzluff, Reed Bowman, a Roarke Donnelly, 1–17. Boston, MA: Springer US. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-1531-9_1.

McKINNEY M. L., 2002: „Urbanization, Biodiversity, and Conservation". *BioScience* 52 (10): 883. https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0883:UBAC]2.0.CO;2.

Moiron M., González-Lagos C., Slabbekoorn H., Sol D., 2015: „Singing in the City: High Song Frequencies Are No Guarantee for Urban Success in Birds". *Behavioral Ecology* 26 (3): 843–50. https://doi.org/10.1093/beheco/arv026.

Møller A. P., Díaz M., 2018: „Avian Preference for Close Proximity to Human Habitation and Its Ecological Consequences". *Current Zoology* 64 (5): 623–30. https://doi.org/10.1093/cz/zox073.

Murcia C., 1995: „Edge Effects in Fragmented Forests: Implications for Conservation". *Trends in Ecology & Evolution* 10 (2): 58–62. https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88977-6.

Nemeth E., Brumm H., 2009: „Blackbirds sing higher-pitched songs in cities: adaptation to habitat acoustics or side-effect of urbanization?" *Animal behaviour* 78 (3): 637–41.

Nicolai J., Singer D., Wothe K., 2002: *Ptáci - kapesní atlas*. 2002. vyd. Slovart.

Ortega C. P., 2012: „Chapter 2: Effects of Noise Pollution on Birds: A Brief Review of Our Knowledge". *Ornithological Monographs* 74 (1): 6–22. https://doi.org/10.1525/om.2012.74.1.6.

Ortega Y. K., McKelvey K. S., Six D. L., 2006: „Invasion of an Exotic Forb Impacts Reproductive Success and Site Fidelity of a Migratory Songbird". *Oecologia* 149 (2): 340–51. https://doi.org/10.1007/s00442-006-0438-8.

Pagenkopf K., Wesolowski T., 2002: „Do male Nuthatches (Sitta europaea) guard their mates?" *Journal für Ornithologie* 143 (2): 145–54.

Phillips J. N., Rochefort C., Lipshutz S., Derryberry G. E., Luther D., Derryberry E. P., 2020: „Increased Attenuation and Reverberation Are Associated with Lower Maximum Frequencies and Narrow Bandwidth of Bird Songs in Cities". *Journal of Ornithology* 161 (2): 593–608. https://doi.org/10.1007/s10336-020-01751-2.

Pollock Ch. J., Capilla-Lasheras P., McGill R. A. R., Helm B., Dominoni D. M., 2017: „Integrated Behavioural and Stable Isotope Data Reveal Altered Diet Linked to Low Breeding Success in Urban-Dwelling Blue Tits (Cyanistes Caeruleus)". *Scientific Reports* 7 (1): 5014. https://doi.org/10.1038/s41598-017-04575-y.

Porter C. K., Akcali Ch. K., 2018: „An Alternative to Adaptation by Sexual Selection: Habitat Choice". *Trends in Ecology & Evolution* 33 (8): 576–81. https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.05.004.

Raap T., Pinxten R., Casasole G., Dehnhard N., Eens M., 2017: „Ambient Anthropogenic Noise but Not Light Is Associated with the Ecophysiology of Free-Living Songbird Nestlings". *Scientific Reports* 7 (1): 2754. https://doi.org/10.1038/s41598-017-02940-5.

Rao S., Koli V. K., 2017: „Edge Effect of Busy High Traffic Roads on the Nest Site Selection of Birds inside the City Area: Guild Response". *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 51: 94–101. https://doi.org/10.1016/j.trd.2016.12.013.

Reynolds S. J., Ibáñez-Álamo J. D., Sumasgutner P., Mainwaring M. C., 2019: „Urbanisation and Nest Building in Birds: A Review of Threats and Opportunities". *Journal of Ornithology* 160 (3): 841–60. https://doi.org/10.1007/s10336-019-01657-8.

Rodewald A. D., Shustack D. P., Hitchcock L. E., 2010: „Exotic Shrubs as Ephemeral Ecological Traps for Nesting Birds". *Biological Invasions* 12 (1): 33–39. https://doi.org/10.1007/s10530-009-9426-3.

Sander H. A., McCurdy J. D., 2021: „Urban Vegetation and Songbird Nesting Guilds: Relationships and Implications for Conservation and Management". *Urban Forestry & Urban Greening* 64: 127308. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127308.

Sauer F., 1995: *Ptáci lesů, luk a polí*. 1995. vyd. Praha: Ikar.

Senar J. C., Manzanilla A., Mazzoni D., 2021: „A Comparison of the Diet of Urban and Forest Great Tits in a Mediterranean Habitat". *Animal Biodiversity and Conservation*, 321–27. https://doi.org/10.32800/abc.2021.44.0321.

Seto K. C., Güneralp B., Hutyra L. R., 2012: „Global Forecasts of Urban Expansion to 2030 and Direct Impacts on Biodiversity and Carbon Pools". *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109 (40): 16083–88. https://doi.org/10.1073/pnas.1211658109.

Shanahan D. F., Strohbach M. W., Warren P. S., Fuller R. A., 2014: „The challenges of urban living". *Avian urban ecology*, 3–20.

Shipley A. A., Murphy M. T., Elzinga A. H., 2013: „Residential Edges as Ecological Traps: Postfledging Survival of a Ground-Nesting Passerine in a Forested Urban Park". *The Auk* 130 (3): 501–11. https://doi.org/10.1525/auk.2013.12139.

Shochat E., Warren P., Faeth S., Mcintyre N., Hope D., 2006: „From Patterns to Emerging Processes in Mechanistic Urban Ecology". *Trends in Ecology & Evolution* 21 (4): 186–91. https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.11.019.

Schaub T., Meffert P. J., Kerth G., 2016: „Nest-Boxes for Common Swifts *Apus Apus* as Compensatory Measures in the Context of Building Renovation: Efficacy and Predictors of Occupancy". *Bird Conservation International* 26 (2): 164–76. https://doi.org/10.1017/S0959270914000525.

Sjöman H., Östberg J., Bühler O., 2012: „Diversity and Distribution of the Urban Tree Population in Ten Major Nordic Cities". *Urban Forestry & Urban Greening* 11 (1): 31–39. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2011.09.004.

Skutch A. F., 1949: „DO TROPICAL BIRDS REAR AS MANY YOUNG AS THEY CAN NOURISH ?" *Ibis* 91 (3): 430–55. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1949.tb02293.x.

Slabbekoorn H., Ellers J., Smith T. B., 2002: „Birdsong and Sound Transmission: The Benefits of Reverberations". *The Condor* 104 (3): 564–73. https://doi.org/10.1093/condor/104.3.564.

Snell K. R. S., Jensen R. B. E., Ortvad T. E, Willemoes M., Thorup K., 2020: „Multiple Fragmented Habitat-Patch Use in an Urban Breeding Passerine, the Short-Toed Treecreeper". Editoval Jorge Ramón López-Olvera. *PLOS ONE* 15 (1): e0227731. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227731.

Soldatini C., Albores-Barajas Y. V., Mainardi D., Monaghan P., 2008: „Roof Nesting by Gulls for Better or Worse?" *Italian Journal of Zoology* 75 (3): 295–303. https://doi.org/10.1080/11250000701884805.

Stinson L.T., Pejchar L., 2018: „The Effects of Introduced Plants on Songbird Reproductive Success". *Biological Invasions* 20 (6): 1403–16. https://doi.org/10.1007/s10530-017-1633-8.

Stuart C. J., Grabarczyk E. E., Vonhof M. J., Gill S. A., 2019: „Social Factors, Not Anthropogenic Noise or Artificial Light, Influence Onset of Dawn Singing in a Common Songbird". *The Auk* 136 (3): ukz045. https://doi.org/10.1093/auk/ukz045.

Suárez-Rodríguez M., Montero-Montoya R. D., Garcia C. M., 2017: „Anthropogenic Nest Materials May Increase Breeding Costs for Urban Birds". *Frontiers in Ecology and Evolution* 5. https://doi.org/10.3389/fevo.2017.00004.

Svensson L., Grant P. J., 2004: *Ptáci Evropy, Severní Afriky a Blízkého východu. Praktická určovací příručka,*. 2004. vyd. Svojtka.

Šťastný K., Bejček V., Hudec K., 2006: *Atlas hnízdního rozšíření ptáků v ČR 2001 - 2003*. 2006. vyd. roč. 2006. Praha: AVENTINUM.

Tökölyi J., McNamara J. M., Houston A., I., Barta Z., 2012: „Timing of Avian Reproduction in Unpredictable Environments". *Evolutionary Ecology* 26 (1): 25–42. https://doi.org/10.1007/s10682-011-9496-4.

Uboni A., Smith D. W., Stahler D. R., Vucetich J. A., 2017: „Selecting Habitat to What Purpose? The Advantage of Exploring the Habitat–Fitness Relationship". *Ecosphere* 8 (4). https://doi.org/10.1002/ecs2.1705.

Verburg P. H., Overmars K. P., 2009: „Combining Top-down and Bottom-up Dynamics in Land Use Modeling: Exploring the Future of Abandoned Farmlands in Europe with the Dyna-CLUE Model". *Landscape Ecology* 24 (9): 1167–81. https://doi.org/10.1007/s10980-009-9355-7.

Veselovský Z., Dungel J., 2001: *Obecná ornitologie*. 1. vyd. Praha: Academia.

Wang Y., Huang Q., Lan S., Zhang Q., Chen S., 2015: „Common Blackbirds Turdus Merula Use Anthropogenic Structures as Nesting Sites in an Urbanized Landscape". *Current Zoology* 61 (3): 435–43. https://doi.org/10.1093/czoolo/61.3.435.

Ware H. E., McClure Ch. J. W., Carlisle J. D., Barber J. R., 2015: „A Phantom Road Experiment Reveals Traffic Noise Is an Invisible Source of Habitat Degradation". *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112 (39): 12105–9. https://doi.org/10.1073/pnas.1504710112.

Wood W. E., Yezerinac S. M., 2006: „Song Sparrow (Melospiza Melodia) Song Varies with Urban Noise". Editoval A. M. Dufty, Jr. *The Auk* 123 (3): 650–59. https://doi.org/10.1093/auk/123.3.650.

Zhan X., Liang D., Xi Lin, Li L., Wei Ch., Dingle C., Liu Y., 2021: „Background noise but not urbanization level impacted song frequencies in an urban songbird in the Pearl River Delta, Southern China". *Global Ecology and Conservation* 28: e01695.

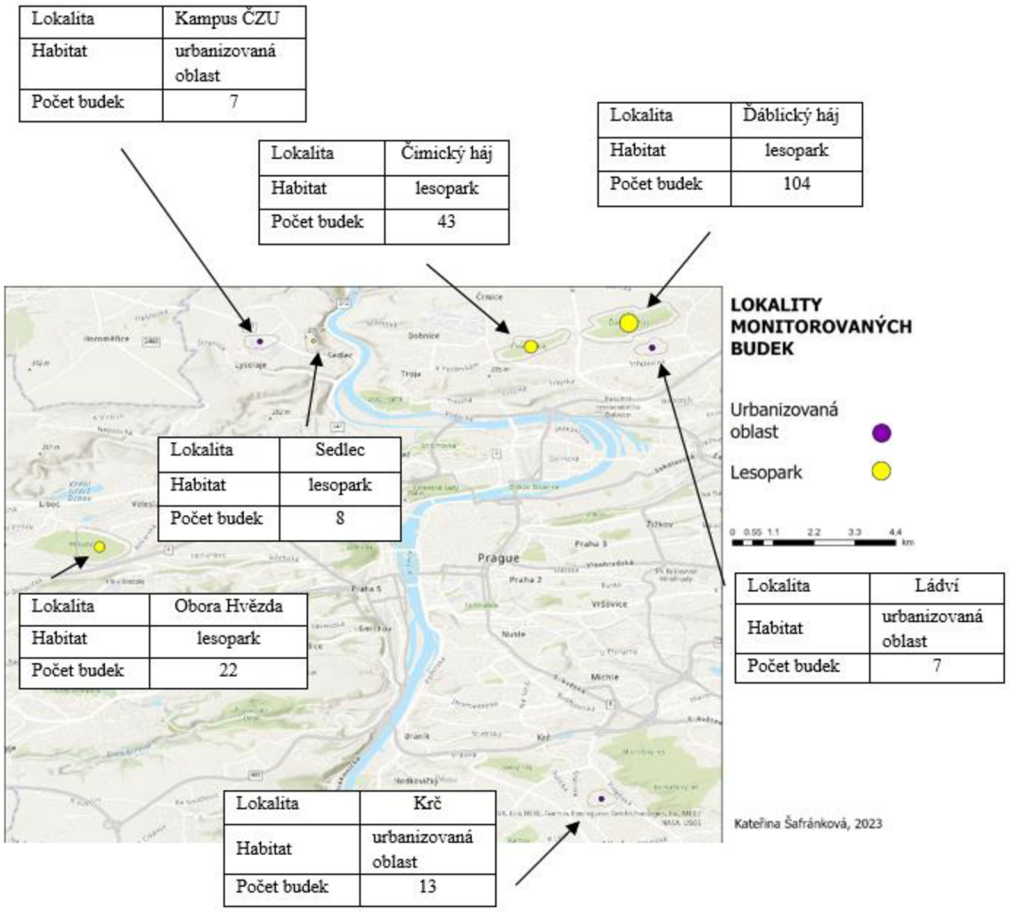
9 Přílohy

Příloha 1: Několikadenní mládě sýkory koňadry

Příloha 2: Starší mládě sýkory koňadry

Příloha 3: Ukázka manuální kontroly budky

Příloha 4: Lokality monitorovaných budek



Příloha 6: Skript RStudio

V RStudiu byla vytvořena tabulka, kde byly definovány jednotlivé sloupce "box_id" = číslo budky, "locality.x" = lokalita, "habitat" = habitat, "species" =druh, "number.of.chicks" = počet mláďat, "number.of.eggs“ = počet vajec.

Záznamy byly rozděleny podle box_id, kde pro každou budku vznikla tabulka, která obsahuje záznamy z dané budky.

```
boxes <-split(data, data$box_id)
```

Byly hledány budky, kde při první kontrole nebyl nalezen žádný zahnízděný pták, ale během dalších kontrol byl pták pozorován. Tím se získal časový interval, ve kterém se zjistilo, kdy pták začal hnízdit.

Podmínky pro hledání těchto dat:

1. První záznam kontroly budky nemá „species“

2. Aspoň jeden záznam z dalších záznamů má vyplněné „species“

```
filter_valid <-function(box){
is_ok <-sum(is.na(box["species"]) == 0) #&&  is.na(box[1, "species"])
return(is_ok)
}
boxes_valid <- Filter(filter_valid, boxes)
```

Dále bylo vytvořena tabulka jednotlivých budek, ke kterým byl přiřazen jejich habitat.

`city <- list()` definované jako urbanizované oblasti

`forest <- list()` definované jako lesoparky

```
for(box in boxes_valid){
box <- box[!is.na(box$species), ]
cr_date <- box[1, "CreationDate"]
habitat <- box[1, "habitat"]
print(habitat)
if (habitat == "M"){
city <- append(city, cr_date)
} else {
    forest <-append(forest, cr_date)
}
}
```

Zadefinování urbanizované oblasti

```
city_df <- data.frame(city)
city_df$habitat <- "city"
colnames(city_df)[colnames(city_df) == 'city'] <- 'nesting_time'
```

Zadefinování lesoparku

```
forest_df <- data.frame(forest)
forest_df$habitat <- "forest"
colnames(forest_df)[colnames(forest_df) == 'forest'] <- 'nesting_time'
```

Vytvoření habitatu

```
habitats <- rbind(city_df, forest_df)
ggplot(habitats, aes(x=nesting_time, y=habitat)) +
   geom_point() +
   theme(axis.text.x=element_text(angle=90))

write.csv(habitats, file="data/habitats.csv")
```

Tímto byl vytvořen dokument se kterým bylo dále pracováno v Pythonu.

Příloha 7: Kód Pythonu

a) Načasování hnízdění:

```
df = pd.read_csv(pth / "data/habitats.csv")
df["nesting_time"] = pd.to_datetime(df['nesting_time'])

kwargs = dict(histtype='stepfilled', alpha=alpha, bins=10, densit
y=True)
plt.style.use(seaborn_style)

plt.gca().xaxis.set_major_formatter(mdates.DateFormatter('%d.%m.%
Y'))
plt.gca().xaxis.set_major_locator(mdates.DayLocator(interval=3))
plt.gca().yaxis.set_major_formatter(PercentFormatter(1))
plt.gcf().autofmt_xdate()
```

b) Oprava dat:

```
df2 = pd.read_csv(pth / "data/songbird_0.csv")
df2.loc[df2['locality'] == "ĂŚimice", "habitat"] = "L"
df2.loc[df2['locality'] == "ĂŚimice", "locality"] = "cimice"
df2.loc[df2['locality'] == "cimice          ", "locality"] = "cim
ice"
df2.loc[df2['locality'] == "Čimice", "locality"] = "cimice"
df2.loc[df2['locality'] == "suchdol", "habitat"] = "L"
```

c) Rozdělení ptačích druhů podle habitatu:

```
from collections import Counter

habitats = {
    "L": Counter(),
    "M": Counter(),
}

for (habitat, _, box_id), subdf in df.groupby(["habitat", "locali
ty.x", "box_id"]):
  species = subdf["species"].dropna().unique()
  for specimen in species:
    if len(species) > 1 and specimen == "other":
        continue

    habitats[habitat][specimen] += 1


habitats = pd.DataFrame(habitats).fillna(0)

summary = {
    "M": {
        "n_boxes": len(df[df["habitat"] == "M"]["box_id"].unique(
)),
        "n_occupied": habitats["M"].sum(),
        "avg_n_of_box_controls": df[df["habitat"] == "M"].groupby
("box_id").size().mean(),
    },
    "L": {
        "n_boxes": len(df[df["habitat"] == "L"]["box_id"].unique(
)),
        "n_occupied": habitats["L"].sum(),
        "avg_n_of_box_controls": df[df["habitat"] == "L"].groupby
("box_id").size().mean(),
    }
}
```

d) Obsazenost budek

```
import numpy as np

x = np.arange(4) * 3
w = 0.7

plt.style.use(seaborn_style)
plt.gca().yaxis.set_major_formatter(PercentFormatter(1))
plt.bar(x + 0 * w, habitats["L"] / habitats["L"].sum(), width=w,
alpha=alpha, color=c_lesopark, label=l_lesopark)
plt.bar(x + 1 * w, habitats["M"] / habitats["L"].sum(), width=w,
alpha=alpha, color=c_mesto, label=l_mesto)

birdmap = {
    "pm": "sýkora koňadra",
    "cc": "sýkora modřinka",
    "se": "brhlík lesní",
    "other": "jiný",
}

plt.xticks(
    x + w / 2, #[x[] + idx * w for idx in range(4)],
    [birdmap[shortcut] for shortcut in habitats.index.tolist()],
)
plt.title("Obsazenost budek modelovými druhy")
plt.xlabel("Druh")
plt.ylabel("Obsazenost budek")
#plt.xticks(rotation=45)
plt.legend()
plt.show()
```

e) Počty budek v jednotlivých lokalitách:

```
def get_n_boxes(box_df):
  return len(box_df["box_id"].unique())

df.groupby("locality.x").apply(get_n_boxes)
```

f) Počet zahnízděných budek:

```
from collections import defaultdict

uzemi = {
  "L": defaultdict(list),
  "M": defaultdict(list),
}

zahnizdeno = {
  "L": 0,
  "M": 0,
}

for n, g in df.groupby(["habitat", "locality.x", "box_id"]):
    species = g["species"].dropna().unique()
    for specimen in species:
      if len(species) > 1 and specimen == "other":
          continue

      #g = g.dropna(subset=["species"])
      #if len(g) > 0:
      zahnizdeno[g["habitat"].iloc[0]] += 1

    g = g.dropna(subset=["number.of.eggs"])

    if len(g) > 0:
      g = g.sort_values(["number.of.eggs"])
      uzemi[g["habitat"].iloc[-1]][g["species"].iloc[-
1]].append(g["number.of.eggs"].iloc[-1])

tabulka = {
    "lesopark": {
        "pocet budek": len(df[df["habitat"] == "L"]["box_id"].uni
que()),
        "pocet zahnizdenych budek": zahnizdeno["L"],
        "% zahnizdenych budek": zahnizdeno["L"] / len(df[df["habi
tat"] == "L"]["box_id"].unique()) * 100,
        "pocet hnizd s vejci": sum(len(x) for x in uzemi["L"].val
ues()),
        **{
            f"avg_{druh}": sum(pocty) / len(pocty)
            for druh, pocty in uzemi["L"].items()
        }
    },
    "mesto": {
        "pocet budek": len(df[df["habitat"] == "M"]["box_id"].uni
que()),
        "pocet zahnizdenych budek": zahnizdeno["M"],
```

```
        "% zahnizdenych budek": zahnizdeno["M"] / len(df[df["habi
tat"] == "M"]["box_id"].unique()) * 100,
        "pocet hnizd s vejci": sum(len(x) for x in uzemi["M"].val
ues()),
        **{
            f"avg_{druh}": sum(pocty) / len(pocty)
            for druh, pocty in uzemi["M"].items()
        }
    },
}

pd.DataFrame.from_dict(tabulka).round(1)
```

g) Budky s vylíhlými mláďaty:

```
for l in df["locality.x"].unique():
  df2.loc[df2["locality"] == l, "habitat"] = df[df["locality.x"]
== l]["habitat"].iloc[0]

df2 = df2.dropna(axis=0, subset=["habitat", "locality", "box_id"]
)
df2["CreationDate"] = pd.to_datetime(df2['CreationDate'])


hatched = df2[df2["state"] == "h"].groupby(["habitat", "locality"
, "box_id"]).first().reset_index()[["habitat", "locality", "box_i
d", "species"]]


hatched.groupby(["habitat", "locality", "species"]).count()
```