

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů**

**Katedra etologie a zájmových chovů**



**Fakulta agrobiologie,  
potravinových a přírodních zdrojů**

**Srovnání hnízdní úspěšnosti ornitocenózy území Maršova  
a Unčína v letech 2004-2013 se současností**

**Diplomová práce**

**Bc. Lukáš Ševcovic  
zájmové chovy zvířat**

**doc. Ing. Marek Kouba, Ph.D.**

**© 2024 ČZU v Praze**

## **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Srovnání hnízdní úspěšnosti ornitocenózy území Maršova a Unčina v letech 2004-2013 se současností" jsem vypracoval samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autor uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne \_\_\_\_\_

## **Poděkování**

Rád bych touto cestou poděkoval doc. Ing. Marku Koubovi, Ph.D. za cenné rady a spolupráci. Dále bych rád poděkoval Vratislavu Drienovi, Robinovi a Davidovi Ševcovicovi za spolupráci při získávání potřebných dat v jedenáctileté studii. Za spolupráci na statistických výpočtech děkuji Ing. Markétě Glonekové, Ph.D. Za oponenturu bych touto cestou také rád poděkoval Ing. Filipu Starostovi, Ph.D. Poděkování hlavně patří manželce Radce Ševcovicové a synovi Samuelovi Ševcovicovi za jejich trpělivost a ohleduplnost při čase stráveném při získávání dat a tvorbou diplomové práce.

# Srovnání hnízdní úspěšnosti ornitocenózy území Maršova a Unčína v letech 2003-2014 se současností

## Souhrn

Studovali jsme pochopení meteorologických vlivů na hnízdní úspěšnost a jak změny průměrných teplot vzduchu a srážek ovlivní u volně žijící populace ptačích druhů úspěšnost hnízdění. Predace hnízd je hlavní příčinou reprodukčních neúspěchů u ptáků. Není však zcela jasné, které konkrétní druhy predátorů jsou za predaci zodpovědné, protože jsou pozorovány jen zřídka. Analýzou dat sbíraných v období 2004-2013 a po deseti letech v roce 2023 byla zjištěna silná korelace mezi predací a hnízdní úspěšností. Z celkového počtu 2341 nalezených vajíček během jedenáctileté studie byla zjištěna predace 44,5 %. Na rozdíl od vajíček nebyla ptačí mláďata zásadně ovlivněna predací. Z počtu 1213 vylíhnutých mláďat došlo k predaci, v porovnání s vajíčky, pouhých 16,4 % ptačích mláďat. V zásadě výsledek potvrzoval zvýšený zájem predátorů o vajíčka, která jsou v hnízdě viditelná a často nehlídaná. Značně menší predace mláďat způsobila pravděpodobně antipredační schopnosti ptačích mláďat. Průměrná teplota vzduchu a průměrné srážky na základě statistických výsledků nepotvrdili významnou závislost na hnízdní úspěšnosti ptačích druhů. Úhrn srážek významněji koreloval s hnízdní úspěšností, ale statisticky nebyly výsledky závislosti potvrzeny. V porovnání abundance druhů mezi lety 2004-2013 se současností nebyl shledán významnější rozdíl. Zásadním výsledkem porovnání ornitocenózy bylo monitorování dvou nových druhů, ťuhýk obecný (*Lanius collurio* Linnaeus, 1758) a střízlík obecný (*Troglodytes troglodytes* Linnaeus, 1758), kteří nebyli mezi lety 2004-2013 v oblasti pozorováni. Úspěšné nalezení hnízda lejska bělokrkého (*Ficedula albicollis* Temminck, 1815) v roce 2023, potvrdilo hnízdění z roku 2007 v kvadrátu 5349.

**Klíčová slova:** ptáci, vajíčko, ptáče, reprodukce, ornitocenóza, predace, urbanizace, počasí, Krušné hory

# Comparison of the nesting success rate of ornithocenosis in the territory of Maršov and Unčín in 2004-2013 with the current state

## Summary

We studied the understanding of meteorological influences on breeding success and how changes in mean air temperature and precipitation affect breeding success in a wild population of bird species. Nest predation is a major cause of reproductive failure in birds. However, it is not entirely clear which specific predator species are responsible for predation because they are rarely observed. Analysis of data collected between 2004-2013 and ten years later in 2023 revealed a strong correlation between predation and nest success. Predation was found to be 44.5 % of the 2341 eggs found during the eleven year study. Unlike eggs, nestlings were not significantly affected by predation. Of the 1213 hatchlings, only 16.4 % of the chicks were predated, compared to eggs. In principle, the result confirmed the increased interest of predators in eggs, which are visible and often unguarded in the nest. The considerably lower predation of chicks was probably due to the antipredation abilities of the nestling birds. Mean air temperature and mean precipitation did not confirm a significant relationship with nest success of the bird species based on statistical results. Precipitation was significantly correlated with nest success, but the results of the relationship were not confirmed statistically. No significant difference was found when comparing species abundance between 2004-2013 to the present. A major result of the ornithocenosis comparison was the monitoring of two new species, the common polecat (*Lanius collurio* Linnaeus, 1758) and the common loon (*Troglodytes troglodytes* Linnaeus, 1758), which had not been observed in the area between 2004 and 2013. The successful discovery of a nest of the white-breasted gull (*Ficedula albicollis* Temminck, 1815) in 2023, confirmed the 2007 nesting in quadrant 5349.

**Keywords:** birds, egg, chick, reproduction, ornithocenosis, predation, urbanization, weather, Ore mountains

# Obsah

<b>1</b>	<b>Úvod</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Vědecká hypotéza a cíle práce</b>	<b>2</b>
<b>2.1</b>	<b>Cíle práce</b>	<b>2</b>
<b>2.2</b>	<b>Hypotézy</b>	<b>2</b>
<b>3</b>	<b>Literární rešerše</b>	<b>3</b>
<b>3.1</b>	<b>Hnízdní úspěšnost</b>	<b>3</b>
<b>3.2</b>	<b>Faktory ovlivňující úspěšnost ptačího hnízdění</b>	<b>4</b>
3.2.1	Počasí	4
3.2.2	Predace	6
3.2.3	Urbanizace	7
<b>4</b>	<b>Metodika</b>	<b>9</b>
<b>4.1</b>	<b>Charakteristika zájmového území</b>	<b>10</b>
4.1.1	Maršov	12
4.1.2	Unčín	13
4.1.3	Přestanov	14
<b>4.2</b>	<b>Sběr dat</b>	<b>15</b>
<b>4.3</b>	<b>Analýza dat</b>	<b>16</b>
<b>5</b>	<b>Výsledky</b>	<b>17</b>
<b>5.1</b>	<b>Pozorování v letech 2004–2013 a 2023</b>	<b>17</b>
5.1.1	Rok 2004	17
5.1.2	Rok 2005	18
5.1.3	Rok 2006	18
5.1.4	Rok 2007	19
5.1.5	Rok 2008	19
5.1.6	Rok 2009	20
5.1.7	Rok 2010	21
5.1.8	Rok 2011	21
5.1.9	Rok 2012	22
5.1.10	Rok 2013	22
5.1.11	Rok 2023	23
<b>5.2</b>	<b>Porovnání ornitocenózy v letech 2004-2013 a v roce 2023</b>	<b>24</b>
<b>5.3</b>	<b>Vliv predace na hnízdní úspěšnost</b>	<b>25</b>
<b>5.4</b>	<b>Faktory počasí ovlivňující úspěšnost hnízdění</b>	<b>26</b>
5.4.1	Průměrné denní teploty vzduchu	26
5.4.2	Srážkové úhrny	27

5.5	Charakteristika ornitocenózy .....	28
6	Diskuze .....	30
6.1	Počasí.....	30
6.2	Predace .....	31
6.3	Urbanizace a její vliv na rozmanitost ptačích druhů.....	32
7	Závěr .....	33
8	Literatura.....	34





# 1 Úvod

Městské a příměstské oblasti se globálně rozšiřují v důsledku nárstu lidské populace s celkově negativními dopady na biologickou rozmanitost (Jokimäki et al. 2020). Urbanizace je v současné době vnímána jako jedna z hlavních příčin, která významně ovlivňuje biodiverzitu (Jokimäki & Jokimäki 2003) a souvisí se ztrátou přirozeného prostředí pro zvířata (Andrén 1994). Urbanizace může ovlivnit mezidruhové interakce, jako jsou vztahy predátor-kořist (Vincze et al. 2017). Výsledné změny krajinného pokryvu snižují, perforují, izolují a degradují ptačí stanoviště v místním i globálním měřítku (Marzluff 2001). Hnízdní chování je pro ptáky důležité, protože tato fáze je rozhodující pro úspěch rozmnožování. Vzhledem k tomu, že urbanizace se celosvětově rozšiřuje, ptáci žijící ve městech a blízko měst čelí obrovským výzvám, ale městské prostředí může také poskytnout životní příležitosti (Fangyuan et al. 2021). Svět se rychle urbanizuje a předpokládá se, že do roku 2050 bude 66 % celosvětové lidské populace žít v městských oblastech. Urbanizace je charakterizována změnami ve využívání půdy, jako je nárůst rezidenčního bydlení, rozvoj podnikání a dopravní infrastruktury, což vede ke ztrátě přirozených stanovišť a fragmentace prostředí. Během posledních dvou desetiletí vzrostl zájem o to, jak urbanizace ovlivňuje základní aspekty ptačí biologie, jako jsou strategie životní historie, přežití, biologická zdatnost, chování a individuální zdraví jedinců (Reynolds et al. 2019).

Počasí má velký význam pro populační dynamiku ptáků, ale důsledky se změnami klimatu se začaly zkoumat teprve nedávno (Crick 2004). Globální klimatické změny a oteplování mění hemisférické a místní počasí. Stále se měnící počasí má značný význam ovlivňovat fenologii událostí životní historie, jako je zahájení reprodukce živočichů. Stěhovaví ptáci mohou být zvláště ohroženi změnami lokálního počasí na hnízdištích, protože přilétají ze vzdálených míst a musí zahájit reprodukci, když jsou vhodné podmínky (Hoover & Schelsky 2020). Termoregulační požadavky vyplývající z teplejšího počasí mohou mít na ptáky katastrofální dopady a vést k masovým úhynům. Teploty blížící se kritickým teplotním prahům jsou pro ptáky obzvláště náročné z hlediska fyziologických nákladů. Tyto náklady mohou být zvláště omezující během reprodukce, kdy rodiče musí vyrovnávat termoregulaci a zároveň i reprodukční činnost (Cook et al. 2020). Extrémní bouřkové jevy vyskytující se v kterékoli fázi ročního cyklu mohou mít za následek zvýšenou mortalitu a ovlivnit populační dynamiku. Obzvláště problematické mohou být bouřky během reprodukčního období, kdy jsou ptáci vázáni na konstantní hnízdiště.

## 2 Vědecká hypotéza a cíle práce

### 2.1 Cíle práce

Hlavním cílem diplomové práce bylo porovnání hnízdní úspěšnosti a druhové početnosti v kvadrátu 5349ab v letech 2004–2013 se současnou hnízdní aktivitou v roce 2023. Porovnání proběhlo v konkrétní oblasti Maršov, Unčín a Přestanov na hranici ptačí oblasti Východní Krušné hory. Další otázkou byl konkrétní výpočet abundance nalezených druhů ptáků, počet hnízd, vajíček a mláďat zaznamenaných ve studované oblasti. Získaná data posloužila k rozdělení druhů podle dosažené dominance, vyhodnocení konstance a denzity hnízd.

### 2.2 Hypotézy

- H1: S rostoucím počtem zaznamenaných predančních událostí bude klesat hnízdní úspěšnost na populační úrovni jednotlivých druhů v jednotlivých letech.
- H2: Při nižších průměrných denních teplotách vzduchu, během reprodukčního období (duben a květen), dojde k snížení hnízdní úspěšnosti u ptačích druhů monitorovaných ve studijní oblasti.
- H3: Při vyšších srážkových úhrnech, během hnízdního období (duben a květen), dojde ke snížené hnízdní úspěšnosti u ptačích druhů zaznamenaných v zájmovém území.

### 3 Literární řešerše

Faktory, které ovlivňují přežití mlád'at, mohou řídit dynamiku populací a vývoj životní strategie ptáků. Takové okolnosti mohou zahrnovat rozdílné biotické nebo abiotické faktory, které se diferencují závažností nebo účinkem v ekologických časových rozměrech (Merle & Arcese 2018). Hnízda ptáků jsou vystavena extrémnímu počasí a tlaku predace, z tohoto důvodu je výběr hnízdiště pro ptáky zcela zásadní (Fogarty et al. 2017). Úspěšnost hnízdění je klíčovým momentem vývoje ptačích populací a jejich dynamiky (Martin 2015), protože se může lišit v závislosti na vlastnostech jedince, na struktuře populací a na biotických a abiotických událostech v prostředí (Lebreton et al. 1992; Dinsmore et al. 2002; Arcese 2003; Germain et al. 2015). Krátkodobé studie úspěšnosti hnízdní reprodukce mohou zkreslit odhady proměnlivého vlivu, když se velikost nebo složení populace nebo biotické a abiotické faktory životního prostředí mění v časovém měřítku, které přesahuje dobu trvání studie (Wiens 1977; Franklin 1989; Norris et al. 2007; Clutton-Brock & Sheldon 2010; Martínez-Padilla et al. 2014; Blight et al. 2015). V takových případech může být zapotřebí dlouhodobých studií, aby bylo možné spolehlivě identifikovat činnost managementu, které v budoucnu pravděpodobně ovlivní úspěšnost hnízdní reprodukce, nárůst populace nebo evoluční odpovědi (Arcese 2003; Benton et al. 2006; Lovett et al. 2007; Clutton – Brock & Sheldon 2010).

#### 3.1 Hnízdní úspěšnost

Výpočet hnízdní úspěšnosti je podstatnou součástí zkoumání hnízdní biologie. Obecně je hnízdní úspěšnost chápána jako podíl úspěšných hnízd z celkového počtu nalezených hnízd, přičemž za úspěšné hnízdo je považováno takové hnízdo, ze kterého bylo úspěšně vyvedeno alespoň jedno mládě. S tímto významem je rozšířený pojem hnízdní úspěšnost („nest success“) i v mezinárodní literatuře a ve stejném významu je používán i výraz přežívání hnízd („nest survival“) (Košťálová 2009). Tradiční metoda, jejíž výsledný odhad hnízdní úspěšnosti je také nazýván tradiční („traditional“), nebo zdánlivá („apparent“) hnízdní úspěšnost, je už po dlouhou dobu základním kamenem výpočtu hnízdní úspěšnosti. I když už metodika odhadu hnízdní úspěšnosti dávno pokročila, lze tuto metodu stále považovat za standard, kterým lze snadným způsobem vypočítat odhad hnízdní úspěšnosti (Armstrong et al 2002). Hnízdní úspěšnost můžeme chápat jako pravděpodobnost, s jakou hnízdo přežije hnízdní cyklus nebo jako procento hnízd ze všech pozorovaných hnízd, které přežijí hnízdní cyklus. Z toho vyplývá, že pro výpočet hnízdní úspěšnosti je nezbytné definovat období reprodukce, ke které se přežití hnízd vztahuje. Nejčastěji nás zajímá přežití celého hnízdního cyklu, což znamená, že pozorujeme hnízda od snesení vajec po vyvedení mlád'at. Někdy nás ale zajímají hnízdní úspěšnosti v jednotlivých fázích hnízdního cyklu. V takových situacích je vhodnější změnit pozorování hnízd třeba na vajíčka nebo mlád'ata podle toho, pro kterou fázi hnízdní úspěšnost počítáme. Chceme-li například zjistit hnízdní úspěšnost ve fázi inkubace, pak budeme počítat podíl úspěšných vajíček z celkového počtu snášek, přičemž za úspěšné vejce budeme považovat takové vajíčko, které proběhne fází líhnutí (Weidinger 2003).

Hnízdní úspěšnost tak může být používána ke kvalitativnímu vyhodnocení při studiu životního způsobu ptactva souvisejícího s jejich hnízděním (Liu et al. 2021). Hnízdní úspěšnost

je tedy důležitou vstupní proměnou pro řadu významných charakteristik popisující ptačí populace. Reprodukční úspěšnost je velice významná i sama o sobě jako cílová hodnota (Weidinger 2003). Při odhadování hnízdní prosperity je velice důležité znát konečný osud hnízda („nest fate“). To znamená, že pokud pozorujeme hnízdo po určitou dobu, měli bychom v závěru znát osud hnízda, zda bylo hnízdo úspěšné či neúspěšné (Manolis et al. 2000).

## **3.2 Faktory ovlivňující úspěšnost ptačího hnízdění**

Populace živočichů jsou v biotopech, kde žijí, ovlivňovány souborem faktorů, které se mohou podílet na fluktuacích jejich početnosti (Begon et al. 1997). To platí i pro dynamiku ptačích populací (Gates & Gysel 1978; Andrén & Angelstam 1988; Cain et al. 2006). Z biotopových faktorů se jedná především o podíl typu vegetace, na kterou jsou určité populace ptáků vázány (Bayne et al. 1997; Mettenbrink et al. 2006), požadavky daného druhu na velikost teritoria (Robbins et al. 1989), potravní nabídka (Zanette et al. 2000), hnízdní a úkrytové možnosti (Mahon & Martin 2006) ale i denzita predátorů (Luginbuhl et al. 2001). Ačkoli je úspěšnost hnízdění ptáků hodně studována, je málo známo o relativní důležitosti faktorů, které přispívají k ročnímu reprodukčnímu úspěchu a také neúspěchu populace, zejména u pěvců (Sherry et al. 2015). Důležitou fází určující kondici jedince většiny ptačích druhů, je reprodukční úspěšnost přímo spojená s úspěchem hnízdění (Robertson 1995; Sieving & Willson 1998) a hnízdní úspěšnost ptáků je ovlivněna různými faktory, jako je predace (Martin 1993; Sherry et al. 2015; Fu et al. 2016), klimatické podmínky (Olsen & Olsen 1989; Heltzel & Earnst 2006; Sherry et al. 2015), vyrušení člověkem (Naguib a kol. 2013) a samotná zkušenost ptačího jedince (Caudill a kol. 2016). Mezi těmito faktory se předpokládá, že hlavním důvodem selhání hnízdní úspěšnosti u mnoha ptáků je predace (Martin et al. 2000; Fontaine & Martin 2006; Colombelli-Négre & Kleindorfer 2009; Fu et al. 2016). Ptáci v reprodukčním období zvyšují svou naději na úspěch synchronizací produkce ptačích mláďat s vrcholem nadbytku potravy. Synchronizace je primárně dosaženo změnou data prvního vejce, ale roční změny teploty mohou oddálit nebo urychlit vrchol potravy po snesení prvního vajíčka.

### **3.2.1 Počasí**

Sezónní tendence hnízdění a velikost snůšky jsou dvě z nejstarších a nejzákladnějších pozorování ve výzkumu života ptáků. Základem většiny studií týkající se změn početnosti snůšky u altriciálních ptáků je předpoklad, že hlavní výdaje na reprodukci mláďat pochází z výživy potomků. Avšak jak altriciální, tak prekociální druhy ptáků vykazují sezónní rozdíly ve velikosti snůšky. Kromě toho, nedávno prokázané individuální rozdíly ve výdajích na snůšku a inkubaci, naznačují že pochopení trendů ve velikosti sezónní snůšek, bude vyžadovat zvýšenou pozornost v období před reprodukcí. Vzhledem k velkému množství údajů a všudypřítomných vzorů velikosti snůšek, bylo navrženo mnoho environmentálních faktorů, aby změny v počtu vajíček vysvětlily. Základními předpoklady proměnlivosti snůšky, byla nabídka potravy a predace, ale podmínky počasí byly do značné míry přehlíženy. Gradienty v mnoha proměnných mohou být důležité, protože přednost selekčních tlaků se může také lišit v prostoru a čase. Kromě toho, mohou fyziologické systémy omezovat reakce na selekční tlaky a je tedy možné,

že sezónní vzorce velikosti snůšky jsou alespoň částečně ovlivněny fyziologickými procesy závislými na počasí (Cooper et al. 2005). Nepříznivé podnebí během rodičovské péče může mít zásadní důsledky na produkci potomstva (Öberg et al. 2015). Povětrnostní podmínky mají významný vliv na životní strategie ptáků. Průběh procesů, kterými proměnlivost počasí ovlivňuje demografické reakce u boreálních a arboreálních ptáků, nebyly dosud dostatečně prozkoumány (Low & Pärt 2009).

Negativní účinky dešťových srážek na reprodukci ptáků nelze vyjádřit pouze jako úmrtnost mláďat. Důležitými faktory jsou snížené možnosti shánění potravy během dešťů, zejména u hmyzožravých ptáků, které pravděpodobně ovlivní stav mláďat i jejich rodičů. Zkoumání účinků dešťových srážek na populaci ptáků, musí brát v úvahu dlouhodobé účinky na jedince, jako je snížená vitalita mláďat do následujícího roku (Linden et al. 1992; Naef-Daen-zer et al. 2001; Low & Pärt 2009) a zvýšené náklady na reprodukci u dospělých jedinců (Linden & Møller 1989; Stearns 1992). Grudinskaya et al. (2022) zkoumali vliv jarního počasí na datum snesení prvních vajec, velikost snůšky a úspěšnost hnízdění u sedmihláska malého (*Iduna caligata* Lichtenstein, 1823) a bramborníčka hnědého (*Saxicola rubetra* Linnaeus, 1758) hnízdících na opuštěných zemědělských polích na severu evropského Ruska v letech 2005-2019. K vyhodnocení data snesení prvních vajíček a velikosti snůšky použili obecné lineární modely a k modelování úspěšnosti hnízdění v závislosti na proměnných hodnot počasí, využili program Mark. Jejich výsledky ukázaly, že variabilita květnových srážek a průměrná denní teplota, jsou důležitými faktory ovlivňující datum snesení prvního vajíčka, množství snůšky a úspěšnost hnízdění u obou druhů pěvců. Termíny snesení prvního vajíčka u sedmihláska a bramborníčka byly ovlivňovány především květnovou teplotou, zároveň vyšší teploty v květnu, zapříčinily předčasné zahájení termínu snůšky. Při zohlednění podmínek a termínu snesení prvního vajíčka, byla velikost snůšky u sedmihláska silně závislá na květnových průměrných denních teplotách, zatímco velikost snůšky u bramborníčka byla nepatrně ovlivněna květnovými srážkami. Jarní počasí mělo silný vliv na úspěšnost reprodukce u bramborníčků i sedmihlásků, a to potenciálně vlivem aktivity hnízdních predátorů. Období s nízkými jarními srážkami a nízkými teplotami bylo podle Grudinskaya et al. (2022) nevyhovující pro úspěšnou reprodukci sedmihláska malého a bramborníčka hnědého. Hlavním cílem studie Kosicki (2012) bylo určit nejkritičtější období reprodukce a prozkoumat faktory ovlivňující reprodukční výkonnost studované populace čápů bílých (*Ciconia ciconia* Linnaeus, 1758). Zjistil, že průměrná míra přežití v období hnízdění, byla mezi roky variabilní. Studie ukazuje, že nejkritičtějšími obdobími v chovné sezóně je doba inkubace a první dny života mláďat. Perioda od snůšky vajec do dvacátého dne života mláďat se vyznačovala nejvyšším rizikovým obdobím. Kosicki (2012) ve své studii potvrdil, že přežití mláďat čápa bílého bylo ovlivněno nízkými teplotami a vysokou úrovní srážek, v raném období reprodukce, stejně jako u mnoho dalších ptačích druhů. Příkladem je dlouholetá studie Wright et al. (2009), kteří zkoumali po dobu 35 let vlivy lokálních meteorologických podmínek na reprodukční úspěšnost, načasování rozmnožování a přežití v populaci pěvce skřivana lesního (*Lullula arborea* Linnaeus, 1758). Skřivani snášeli větší snůšky při nízkých srážkách a vysokých teplotách, v období snůšky a před snáškou. Úspěšnost hnízdění se stupňovala s vyššími teplotami v období hnízdění. V prosperujících hnízdech byl počet vylétlých mláďat na jedno snesené vajíčko úspěšnější, když bylo počasí v období hnízdění s minimálním počtem srážek. Za 35 let pozorování nedošlo k významnému posunu v zahájení reprodukce, i při meziroční variabilitě počasí. Simulačním

modelováním roční reprodukce Wright et al. (2009) zjistili, že raný rozmnožování by mohlo zvýšit produktivitu o 235 % v nejteplejším roce, ve srovnání s nejchladnějším rokem, protože by ptáci měli více reprodukčních pokusů. Další vlivy počasí na produktivitu ovlivnily reprodukci ptáků v menší míře. Účinky počasí na produktivitu byly nepatrné ve srovnání se zvýšenou mírou predace hnízd během období studie (Wright et al. 2009).

### 3.2.2 Predace

Predace je jedním z nejvýznamnějších selektivních tlaků, které formují společenstva, téměř ve všech ekosystémech (Caro 2005). Předpokládá se, že zejména predace hnízd ovlivňuje hustotu ptačí populace, reprodukční ekologii a životní fitness ptáků, ale empirických studií o tom, jak tlak predace v hnízdním období ovlivňuje strukturu ptačích společenstev, je nedostatek (Jokimäki & Huhta 2000; Jokimäki et al. 2020; Shochat et al. 2006; Stracey & Robinson 2012).

Stanovování míry hnízdní predace se běžně provádí pomocí sledování aktivních nalezených ptačích hnízd (Andrén et al. 1985; Martin 1987; Winter et al. 2006). Predační tlak na hnízda se může lišit v rámci jednoho stanoviště, nebo mezi jednotlivými stanovišti, a to v důsledku rozdílů ve společenstev, hustotě predátorů, struktuře a spletitosti vegetace a intenzitě lidských činností (Eötvös et al. 2018; Loiselle & Farji-Brener 2002). Hnízdní predace je zřejmě jedním z několika možných negativních přírodních dopadů, ovlivňující ptačí společenstva (Jokimäki & Huhta 2000). Wang & Hung (2019) popisují ve své studii první případy predace modravce tchajwanského (*Myophonus insularis* Gould, 1863) na jiné ptáky v městské oblasti. Bylo pozorováno, že tchajwanští modravci usmrtili všechna mláďata a vajíčka vlaštovek obecných (*Hirundo rustica* Linnaeus, 1758) v jedné ulici, během jednoho týdne, a tak dramaticky snížili jejich reprodukční úspěšnost. Nově se vyvíjející predací chování tchajwanských modravců by mohlo ohrozit přežití vlaštovek obecných (Wang & Hung 2019). Stejně tak domestikovaní predátoři, zejména kočky domácí (*Felis catus* Linnaeus, 1758), se často vyskytují v extrémně vysokých počtech, v městských a příměstských oblastech (Sims et al. 2008) a zvyšují riziko predace ptačích druhů (Baker et al. 2008; Balogh et al. 2011; Stracey 2011). Environmentální charakteristiky městských stanovišť, jako je hluk (Slabbekoorn & Halfwerk 2009), světlo (Navara & Nelson 2007) a vegetace (Chace & Walsh 2006) mohou také ovlivňovat míru predace, a to buď pozitivně, nebo negativně. Například, vysoká hladina hluku ve městech může způsobovat kořisti komplikaci, analyzovat predátora a reagovat na jeho přítomnost, což může vést ke zvýšení míry predace (Templeton et al. 2016). V případě, že se jedná o nebezpečí, které by se mohlo projevit v souvislosti s výskytem predátorů, je možné, že městský hluk může mít i opačný účinek, protože může rušit predátory a ztížit odhalení kořisti, což vede ke snížení míry predace (Francis et al. 2009). Příkladem je podle Leonard & Horn (2008) snížená predace vokalizujících mláďat v hnízdě, protože městský hluk patrně znemožní predátorům slyšet hlasitá mláďata. Podobně kontraproduktivní je tomu i v případě, že se jedná o mláďata, která jsou v době hnízdění pod umělým osvětlením, které by mohlo učinit mláďata viditelnější pro predátora, a tím zvýšit míru predace (Clarke 1983). Na druhou stranu, může umělé osvětlení snáze odhalit přítomnost predátorů (Gorenzel & Salmon 1995).

Kromě toho je vegetace v městských biotopech více fragmentovaná a rozptýl vegetace může zvýšit riziko predace (Hartley & Hunter 1998), možná proto, že je zde méně úkrytů pro živočichy. Některé druhy mohou zcela ukončit nebo přerušit reprodukci, pokud je riziko

predace hnízd příliš vysoké, a mnoho studií dokumentuje menší velikosti snůšky v reakci na nárůst predace hnízd (Lima 2009). Ptáci se na predací tlak adaptují mnoha různými metodami, mezi základní opatření můžeme považovat polohu hnízda (Martin et al. 2000) a schopnost ukrytí hnízda (Jokimaki & Huhta 2000; Weidinger 2002; Mezquida & Marone 2003; Burke et al. 2004), která může být zcela odlišná v okrajových a vnitřních ekosystémech. Čím lépe je hnízdo ukryto, tím je menší šance, že se k hnízdu vizuálně orientující predátoři dostanou (Renfrew et al. 2005; Chapa – Vargas & Robinson 2006). Důležitým faktorem k nalezení hnízda, pro vizuálně orientujícího predátora, je také aktivita a chování rodičovského páru v okolí hnízdiště (Yahner & Mahan 1999; Martin et al. 2000). Sleduje-li predátor chování hnízdního páru v okolí hnízda, je pravděpodobné, že hnízdo lépe objeví a zlikviduje (Eggers et al. 2005). Dalším faktorem působící komplikace hnízdicím ptákům, by mohl být pach hnízda a jeho blízkého okolí (Burke et al. 2004).

### 3.2.3 Urbanizace

Urbanizace je jednou z nejextrémnějších forem změn životního prostředí, která představuje velkou hrozbu pro biologickou rozmanitost a transformuje ekosystémové prostředí (Aronson et al. 2014). Se zrychlující se urbanizací, se stále větší pozornost věnuje pochopení ekologických aspektů urbanizace. Přímých i nepřímých dopadů na společenstva a biologickou rozmanitost. Sledování kvalitativních a kvantitativních změn fauny v urbanizovaných oblastech a zkoumání základních příčin těchto změn (Cantar & Montgomerie 1985). V současné době se často diskutuje o vlivu fragmentace biotopů na početnost a dynamiku ptačích populací (Angelstam 1986; Andrén 1992; Bayne & Hobson 1997). Živočiškové mohou v biotopových okrajích hledat například vyšší heterogenitu vegetace, související s kvalitnější potravní nabídkou a ochranou před predátory (Hansson 1994; Fernandez – Juricic et al. 2001; Schlaepfer et al. 2002; Brotons & Herrando 2003). Některé práce prokazují, že fragmentace biotopů zapříčiněná urbanizací za určitých okolností negativně ovlivňuje hnízdní úspěšnost ptáků (Fletcher 2005; Mazgajski & Rejt 2006). Důvodem jsou z evolučního hlediska relativně rychlé procesy fragmentace způsobené člověkem a vznik biotopových okrajů, související s rozšířením predátorů v krajině, na které nemusí být schopni někteří druhy ptáků adekvátně reagovat (Ries & Fagan 2003). Bayne & Hobson (2001) předpokládají, že ptačí druhy hnízdicí v biotopových okrajích a malých fragmentech mají nižší hnízdní úspěšnost. Na druhou stranu, vyhýbání se malým fragmentům a okrajům, je možno považovat za adaptivní odpověď na vysokou míru predace (Bayne & Hobson 2001).

Městské oblasti se stávají novým stanovištěm pro rostoucí počet druhů, protože se postupně přizpůsobují rozšiřujícímu se prostředí spojenému s člověkem. Vlaštovka obecná si po staletí stavěla hnízda na lidských budovách, která poskytují dobrou ochranu před nepřízní počasí a predátory. Naproti tomu modravec tchajwanský je jedním z nových městských druhů ptáků. Interakce mezi starými a novými městskými druhy ptačích obyvatel mohou určit strukturu tohoto rostoucího ptačího společenství. Pokud si stávající druhy nedokážou poradit s novou výzvou, hnízdiště se pro ně může stát ekologickou pastí, které povede k vyhynutí místní populace. Tento hlášený případ naznačuje, že urbanizace by mohla zintenzivnit interakce, jako je predace nebo konkurence, mezi starými a novými městskými druhy, což vede k poklesu nebo

růstu jejich populace, a tím k dynamice komunity městské divoké přírody. (Wang & Hung 2019). Vzhledem k tomu, že ptáci jsou často využíváni jako indikátory biodiverzity a mají časté interakce s člověkem (Evans et al. 2009), jejich početnost a složení společenstev v městských oblastech byly dobře prostudovány (Marzluff et al. 2001; Kelcey & Rheinwald 2005; Gil & Brumm 2014) s hlavním závěrem, že rozvoj měst vede k dominanci několika málo hojných druhů a dlouhodobé homogenizaci diverzity (Chace & Walsh 2006; Morelli et al. 2016). Migrující druhy a druhy s nízkým hnízděním byly spojeny s nižšími než průměrnými úrovněmi vývoje, zatímco rezidentní druhy a druhy hnízdící v dutinách měly tendenci přibývat s urbanizací (Miller et al. 2003).

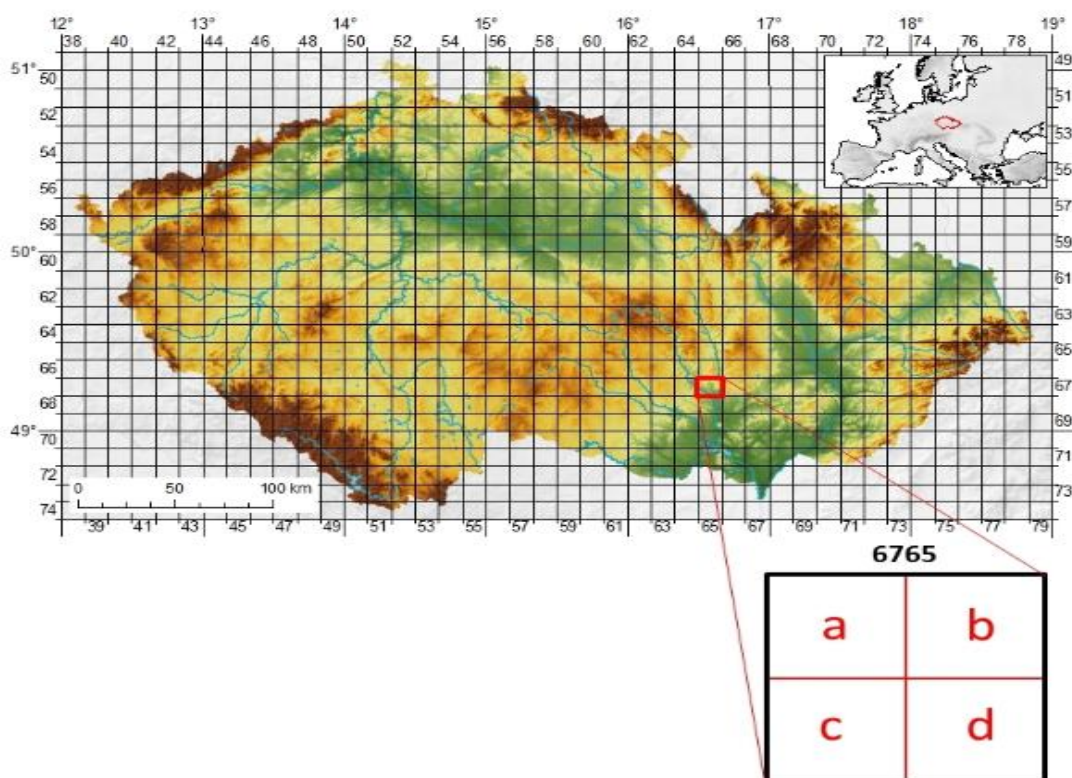
Mnoho studií z různých oblastí v Evropě naznačují, že městská populace sýkor hnízdící v budkách snáší vajíčka mnohem dřív a produkují méně vajíček než sýkory ve venkovských oblastech. Wawrzyniak et al. (2015) analyzovali dlouhodobé tendence v načasování snášky a početnosti snůšky a před snůškou vajíček se zaměřili na dostupnost potravy, hnízdní stanoviště, klimatické podmínky a vzorce odchylek snášek a četnosti snůšky. Jejich studie obecně podporuje dřívější generalizaci o městských a venkovských populacích sýkor. Zejména zjištění, že sýkory koňadry zahájily chov konzistentně dřív v městské lokalitě než v lesní oblasti, podporuje dřívější studie o urbanizovaných ptácích. Střední termín snůšky byl silně a negativně spojen s teplotou vzduchu mezi 15. březnem a 15. dubnem na obou stanovištích. Průměrná velikost snůšky byla u sýkor hnízdících v parku nižší než v lesní populaci, z důvodu většího množství housenek vyskytujících se v lese (Wawrzyniak et al. 2015).



## 4 Metodika

V České republice se používají schématické síťové mapy (viz Obr. 1), které jsou používány při mapování rozšíření druhů. Buňky této sítě jsou vymezeny 10' zeměpisné délky a 6' zeměpisné šířky, což je přibližně  $11.1 \times 12 \text{ km}$  ( $133.2 \text{ km}^2$ ) na 50. rovnoběžce. Každé mapovací pole se označuje čtyřmístným číselným kódem, kde první dvě čísla označují řadu, popisovanou od severu k jihu a druhá dvě čísla označují sloupec, popisovaný od západu k východu. Tato základní pole se pak v případě potřeby dále dělí na čtvrtiny označené písmeny a, b, c, d, popřípadě ještě na menší buňky (Ehrendorfer & Hamann 1965). Studovaná oblast v obecné části Maršov, Unčín a Přestanov o celkové rozloze 31,7 ha, se nalézala nedaleko mého bydliště.

Obr. 1



[https://is.muni.cz/do/rect/el/estud/prif/ps13/biogeogr\\_2/web/pages/index\\_book\\_3-1-1.html](https://is.muni.cz/do/rect/el/estud/prif/ps13/biogeogr_2/web/pages/index_book_3-1-1.html)  
Síť buněk používaná při mapování rozšíření druhů v České republice.

## 4.1 Charakteristika zájmového území

Monitorovaná oblast (viz Obr. 2 a Obr. 3) se nacházela v části Krušných hor, přibližně 7,6 km od lázeňského města Teplice a 10,7 km od krajského města Ústí nad Labem. Celková rozloha monitorované oblasti 31,7 ha byla rozčleněna na 12,6 ha obce Maršov, 10,4 ha obce Unčín a 8,7 ha obce Přestanov. Krušné hory představují tradiční kulturní krajinu evropského významu poznamenanou zejména rudnou hornickou historií. Pohoří je polohorské o délce přibližně 150 km a průměrné výšky 800–1000 m n. m. Typické jsou zde křemičité horniny a drsné podnebí (Bastian et al. 2017). Krušné hory jsou příkladem kerného pohoří s parovinnou plošinou ve vrcholové části a zlomovými prudkými svahy do podkrušnohorské kotliny (Birner & Páv 1981). Především ve strmých svazích se vytvořila hluboká údolí potoků, tekoucích velkým spádem do kotliny. Vlivem znečištěného ovzduší vzniklo poškození imisního typu tzv. defoliace a postupné prosychání porostů a největší odumírání dřevin postihlo náhorní plošinu Krušných hor. První imisní těžby se objevily už na počátku 20. století, kalamitních rozměrů však dosáhly po roce 1960 a největší zátěž byla v letech 1970–1985 (Ferkel 2007), a proto došlo k zásadním změnám fyziologického stavu smrkových lesů ve střední a západní části Krušných hor (severozápadní část České republiky), které od 70. do 90. let 20. století trpěly silným znečištěním životního prostředí (Mišurec et al. 2016). Z důvodů imisních kalamit se provádí rekultivace neboli opětovná kultivace krajiny. Zemědělské, lesnické a vodohospodářské rekultivace jsou tři základní způsoby uplatnění rekultivace krajiny (Panajotovová 2010). Aktuálně jsou v Krušných horách nejvíce zastoupeny následující dřeviny: smrk ztepilý (*Picea abies* Karst, 1881), borovice lesní (*Pinus sylvestris* Linnaeus, 1753), líska obecná (*Corylus avellana* Linnaeus, 1753), dub letní (*Quercus robur* Linnaeus, 1753), dub zimní (*Quercus petraea* Lieblein, 1784), jedle bělokorá (*Abies alba* Miller, 1768), buk lesní (*Fagus sylvatica* Linnaeus, 1753), habr obecný (*Carpinus betulus* Linnaeus, 1753), lípa malolistá (*Tilia cordata* Miller, 1768), javor klen (*Acer pseudoplatanus* Linnaeus, 1753), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior* Linnaeus, 1753), olše lepkavá (*Alnus glutinosa* Gärtner, 1790), bříza bělokorá (*Betula pendula* Roth, 1788) a jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia* Linnaeus, 1753) (Ševcovic 2022).

Obr. 2



<https://mapy.cz/letecka>

Na obrázku je znázorněna zkoumaná oblast o rozloze 31,7 ha před začátkem průzkumu v roce 2003.

Obr. 3



<https://mapy.cz/letecka>

Na obrázku je znázorněna zkoumaná oblast o rozloze 31,7 ha v roce 2023 v posledním roce pozorování.

#### 4.1.1 Maršov

V pozorované části Maršov se nacházela technická památka Duchcovsko – Podmokelská železniční dráha, přezdívaná „Kozina“, vedoucí celou monitorovanou lokalitou. Jednokolejová železnice vznikla již v roce 1869 pro účely přepravy těžby, mezi současným Chomutovem a Děčínem. V období mého pozorování byla železnice v monitorované oblasti dlouhá léta mimo provoz. V nejzápadnější oblasti monitorované lokality se nacházelo mnoho let neudržované školní hřiště o rozloze 0,7 ha. (viz Obr. 4). Po obvodu hřiště se vyskytovaly menší úseky volně rostoucích dřevin s nejčastějším zastoupením hlohu obecného (*Crataegus laevigata* Candolle, 1825), dubu letního, javoru babyka (*Acer campestre* Linnaeus, 1753), lípy obecné (*Tilia vulgaris* Hayne, 1813), javoru mlč (*Acer platanoides* Linnaeus, 1753) a břízy bělokoré. Mezi železnicí a hřištěm rostl starý třešňový sad o rozloze dvou hektarů (viz Obr. 5), který lemoval železniční trať na hranici obce Unčín, kde protékal Unčínský potok s přírodním kanálem. Unčínský potok pramenil v Krušných horách na Fojtovické pláni v nadmořské výšce 737,3 m n.m. Posledním úsekem monitorované části obce Maršov byl začátek smíšeného lesa podkrušnohorské kotliny.

Obr. 4



Foto: Bc. Lukáš Ševcovic  
Neudržované školní hřiště o rozloze 0,7 ha.

Obr. 5



Foto: Vratislav Drien  
Starý třešňový sad v obci Maršov.

#### 4.1.2 Unčín

Oblast Unčín se nalézala mezi Maršovem a Přestanovem, železniční dráha (viz Obr. 6) se zde táhla přes celou jižní hranici monitorované části Unčina až k západní oblasti Přestanova. Hledání a kontrolování hnízd se provádělo na obou stranách vegetace podél železnice. Celková šířka monitorované vegetace podél tratě byla přibližně 750 m a z dřevin dominoval zejména hloh obecný, vrba jíva (*Salix caprea* Linnaeus, 1753), bez černý (*Sambucus nigra* Linnaeus, 1753), bříza bělokorá, javor babyka, krušina olšová (*Frangula alnus* Miller, 1768) a místy jílovec maďal (*Aesculus hippocastanum* Linnaeus, 1753). Maršovský potok je levostranným přítokem Zalužanského potoka, který pramenil v Krušných horách na Supí pláni v nadmořské výšce 752,9 m n. m. Potok protékal umělým kameninovým korytem (viz Obr. 7) a tekl přes celou šířku Unčina od severu na jihozápad směrem k rybníku Kateřina. Na severovýchodě byla hnízda pozorována v jižní části Podkrušnohoří na hranici smíšeného lesa o celkové rozloze 3,2 ha. Dominantními dřevinou v monitorované části lesa rostl smrk ztepilý, dub letní, olše lepkavá, topol osika (*Populus tremula* Linnaeus, 1753) a ze zástupců menších dřevin byl k vidění jeřáb ptačí a bez černý.

Obr. 6



Foto: Bc. Lukáš Ševcovic  
Železniční dráha v obci Unčín.

Obr. 7

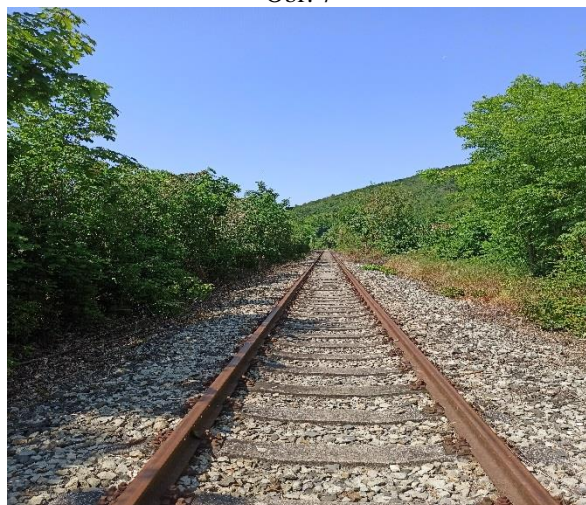


Foto: Bc. Lukáš Ševcovic  
Maršovský potok v monitorované oblasti.

### 4.1.3 Přestanov

V části obce Přestanov se od zahájení monitoringu v letech 2004–2013 nenacházel žádný lidský příbytek. Z hlediska biodiverzity krajiny se jednalo o nejnámennější lokalitu v kompletní pozorované oblasti. Územím se táhla železnice o délce přibližně 400 m, neudržovaná suchá louka o ploše 1,8 ha a lesní školka o rozměrech 180 m × 115 m, lemována borovicemi černými (*Pinus nigra* Arnold, 1785), bezem černým, břízou bělokorou, jeřábem ptačím, smrkem ztepilým a jasanem ztepilým (viz Obr. 8). Během mého výzkumu došlo v oblasti Přestanov k významné změně, kdy výše popisovaná, suchá louka ve východní oblasti byla prodána soukromé osobě a z louky se staly soukromé koňské stáje a výběhy (viz Obr. 9). Mezi koňskými stájemi a železnicí se nacházel smíšený les zaujímající plochu 2,8 ha s rozšířenou dominancí dubu letního, dubu zimního, borovicí lesní, modřínem opadavým a habru obecného se nacházela ve východní části lesíka a modřín opadavý (*Larix decidua* Miller, 1768) s javorem klenem, břízou bělokorou a topolem bílým (*Populus alba* Linnaeus, 1753) v západní části lesíka.

Obr. 8



Foto: Bc. Lukáš Ševcovic  
Lesní školka v oblasti Přestanov.

Obr. 9



Foto: Bc. Lukáš Ševcovic  
Soukromé koňské výběhy na bývalé louce.

## 4.2 Sběr dat

Z důvodu získání potřebných dat k porovnání současných poznatků ornitocenózy, jsem monitoroval ptačí hnízda prostřednictvím přímého vyhledávání hnízd na území kvadrátu 5349 (viz obr. 10) s původní definovanou lokalitou o celkové rozloze 31,7 ha. Součástí práce byla fotodokumentace nalezených hnízd, vajíček i mlád'at, dále byly prováděny pravidelné kontroly stavu hnízd, evidence základních dat pro výpočet kvantitativních znaků a charakteristiky ornitocenózy. Součástí diplomové práce bylo vyhledání a zpracování hydrometeorologických údajů potřebných pro ověření jedné z hypotéz. Hnízdní monitoring byl prováděn metodou přímého vyhledávání hnízd. Jedná se o nejpřesnější metodu k získání konkrétního počtu hnízdních ptáků v dané oblasti a její využití je možné pouze v období reprodukce ptáků. Nezbytností je dobře načasovaná intenzita kontrol hnízd a znalost hnízdní biologie ptačích druhů. Z důvodu opakovaných kontrol stavu hnízda až do konce hnízdní aktivity byly záznamy o osudu hnízda přesnější. Výzkum ornitocenózy probíhal v průběhu jedenácti let na výše popsaném území. Lokalita byla od roku 2004 do roka 2013 monitorována každý den od 1. dubna do 30. května v odpoledních hodinách. V roce 2023 proběhl monitoring ornitocenózy na stejné lokalitě ve stejné období, tudíž od 1. dubna do 30. května. Nalezená hnízda byla řádně zdokumentována ze značné vzdálenosti, z důvodu možnosti analyzovat pomocí fotografie přesnou polohu hnízda pro následující kontroly. Popis umístění hnízda a okolního prostředí se zároveň zapisoval do zápisníku. V první řadě muselo dojít k identifikaci majitele hnízda a zapsání druhu ptáka pro stanovení konečné analýzy druhové diverzity. Zapisována byla přesná lokalizace umístění hnízda v metrech nad zemí pomocí svinovacího, pásmového a laserového metru značky Retlux model RHT 100. U nalezeného hnízda se zapisoval konkrétní druh stromu či keře, kde se hnízdo nalézalo. V průběhu hnízdění se dokumentovaly stavy ptačích vajíček i mlád'at až do ukončení aktivity v hnízdě. Konkrétní majitele hnízd jsem identifikoval pomocí kapesního atlasu ptáků (Bouchner 1986), „pocketbirds“ (Elphick & Woodward 2003), „ptáci Evropy“ (Hume 2004), „ptáci lesů, luk a polí“ (Sauer 1995) a „ptáci našich parků a zahrad“ (Singer 2002). Ke specifickému určení druhu ptáka byla nápomocná identifikace vajíček, která jsem analyzoval pomocí knih „co zde létá?“ (Frieling 1993) a „bird's eggs“ (Walters 1994). Pro přesné určení druhu stromu a keře jsem používal knihu „naše stromy a keře“ (Mezera & Hisek 1989) a „stromy a keře“ (Hecker & Volf 2013). Identifikaci a monitoring ptáků jsem prováděl pomocí dalekohledu Olympus 10×50 DPS I. Fotodokumentace vajíček, mlád'at a hnízd byla v období 2004-2013 s použitím fotoaparátu Olympus SP-510UZ a v roce 2023 pomocí fotoaparátu Nikon d3500 s objektivem Sigma 160-600c a svého mobilního zařízení. K získání výškových údajů jsem využíval svinovací a pásmový metr. Z důvodu snahy získat co nejpřesnější údaje o hnízdní ornitocenóze vysoko v korunách stromů, bylo pořízeno zrcátko na teleskopické rukojeti a kompletní horolezecké vybavení.

Obr. 10



<http://www.tkv.cz/mapy/png/5349.png>

Obrazek znázorňující kvadrát 5349 ze schématické mapy České republiky.

### 4.3 Analýza dat

Všechna zapisovaná data v rámci jednotlivých hnízdních sezón byla zaznamenávána do zápisníku a následně zpracována do tabulky v počítačovém programu Excel a statisticky hodnocena programem Statistica. Data posloužila pro výpočet abundance, konstance, predace a dělení druhů podle dosažené dominance (Losos 1984) na druhy eudominantní (10 % a více), dominantní (5–10 %), subdominantní (2–5 %), recedentní (1–2 %) a subrecedentní (méně než 1 %). Hodnota konstance určuje pravděpodobnost, s jakou bude hnízdo ptačího druhu nalezeno v pozorované oblasti během jedenáctiletého výzkumu. Denzita nám udává hustotu hnízd na celkovou monitorovanou oblast o rozloze 31,7 ha. V každém roce byla vypočítána druhová početnost hnízdicích ptáků, vajíček, mláďat a byl proveden výpočet hnízdní úspěšnosti, jak pro konkrétní druhy v každém roce, tak pro každé roční období zvlášť. Hnízdní úspěšnost byla vypočítána ke statistickému vyhodnocení jako podíl počtu úspěšných hnízd z celkového počtu všech nalezených hnízd v měsíci duben a květen. Pro výpočet druhové hnízdní úspěšnosti byl použit stejný vzorec, jen se počítalo s hnízdy konkrétního druhu v každém roce. Hodnota predace byla vypočítána jako podíl predovaných hnízd z celkového počtu nalezených hnízd v konkrétním roce. Všechna důležitá data pro výpočet průměrných srážek a teplot vzduchu byla použita z databáze českého hydrometeorologického ústavu. Pro statistické vyhodnocení byly hodnoty teploty vzduchu vypočítány jako průměr pro měsíc duben a květen. Stejným způsobem byla spočítána data pro výpočet průměrných denních srážek. Grafické vyjádření vlivů přírodních faktorů na hnízdní úspěšnost byl vypočítán průměr za měsíc duben a květen.



Všechny údaje byly poskytnuty teplíčkou meteorologickou stanicí, která byla vzdušnou čarou nejbližší ke studované oblasti.

Statistické zpracování:

Data byla hodnocena v programu Statistica. Pomocí bodového grafu byl znázorněn vliv průměrných srážek a predace na hnízdní úspěšnost. Spearmanův korelační koeficient, který udává závislost mezi dvěma veličinami, posloužil k vyhodnocení vlivu predace, průměrných denních srážek a průměrných denních teplot vzduchu na hnízdní úspěšnost. Hladina významnosti testu se označuje  $\alpha$ . Hodnota  $\alpha = 0,05 = 5\%$ . Je to zvolené číslo z intervalu od 0 do 1, respektive 100 % čím menší bude hodnota  $p$  tím lepší pro platnost hypotéz. Pokud je  $p < \alpha$ , tak je platnost hodnoty více pravděpodobná a můžeme stanovenou hypotézu potvrdit.

## 5 Výsledky

V monitorované oblasti v konkrétním kvadrátu 5349ab bylo pozorováno celkem dvacet pět potvrzených hnízdicích ptačích druhů. Ve studijní oblasti se nám podařilo během jedenácti let, monitorovat metodou přímého vyhledávání hnízd celkem 558 aktivních ptačích hnízd.

### 5.1 Pozorování v letech 2004–2013 a 2023

#### 5.1.1 Rok 2004

V prvním roce pozorování bylo nalezeno šest hnízdicích ptačích druhů s konečným počtem čtyřicet tři aktivních hnízd. V oblasti byli monitorováni dva eudominantní druhy s počtem dvacet tři hnízd kosa černého a jedenácti hnízd drozda zpěvného (*Turdus philomelos* Brehm, 1831). S třemi hnízdy patřila do kategorie dominantní sýkora koňadra (*Parus major* Linnaeus, 1758) a sýkora modřinka (*Cyanistes caeruleus* Linnaeus, 1758). Do kategorie subdominantní druh patřil brhlík lesní (*Sitta europaea* Linnaeus, 1758) s dvěma nalezenými hnízdy a s jedním hnízdem sojka obecná (*Garrulus glandarius* Linnaeus, 1758) (Ševcovic 2022).

Tab. 1

Tabulka popisující konkrétní data o hnízdní ornitocenóze v roce 2004. Číselné údaje byly využity k výpočtu druhové hnízdní úspěšnosti v reprodukčním období (duben a květen) v daném roce.

druh	počet hnízd	úspěšná hnízda	počet vajíček	počet mláďat	hnízdní úspěšnost v %
Kos černý - <i>Turdus merula</i>	23	12	86	31	52
Drozd zpěvný - <i>Turdus philomelos</i>	11	3	44	8	27
Sýkora koňadra - <i>Parus major</i>	3	3	18	15	100
Sýkora modřinka - <i>Cyanistes caeruleus</i>	2	1	15	2	50
Brhlík lesní - <i>Sitta europaea</i>	2	1	10	7	50
Sojka obecná - <i>Garrulus glandarius</i>	1	0	8	0	0

### 5.1.2 Rok 2005

V druhém roce monitorování hnízd došlo k poklesu nalezených hnízdících ptáků pouze na pět druhů s celkovým počtem třicet pět hnízd. V souhrnu deseti let monitorování hnízdících ptáků patřil rok 2005 k těm s nejnižší druhovou početností. Nejpočetnějším pozorovaným druhem se vyskytoval opět kos černý s celkovým počtem osmnácti aktivních hnízd a mezi eudominantní druh také patřil drozd zpěvný s deseti hnízdy. Sýkora modřinka a budníček lesní (*Phylloscopus sibilatrix* Bechstein, 1739) s dvěma pozorovanými hnízdy příslušeli k dominantním druhům. K subdominantnímu druhu patřil s jedním nalezeným hnízdem šoupálek dlouhoprstý (*Certhia familiaris* Linnaeus, 1758) (Ševcovic 2022).

Tab. 2

Tabulka popisující konkrétní data o hnízdní ornitocenóze v roce 2005. Číselné údaje byly využity k výpočtu druhové hnízdní úspěšnosti v reprodukčním období (duben a květen) v daném roce.

druh	počet hnízd	úspěšná hnízda	počet vajíček	počet mláďat	hnízdní úspěšnost v %
Kos černý - <i>Turdus merula</i>	18	9	64	27	50
Drozd zpěvný - <i>Turdus philomelos</i>	10	3	38	12	30
Budníček lesní - <i>Phylloscopus sibilatrix</i>	2	2	11	11	100
Sýkora modřinka - <i>Cyanistes caeruleus</i>	2	1	14	11	100
Šoupálek dlouhoprstý - <i>Certhia familiaris</i>	1	0	5	0	0

### 5.1.3 Rok 2006

V roce 2006 bylo pozorováno sedm hnízdících ptačích druhů s kompletním počtem čtyřicet devět nalezených hnízd. K eukonstantním druhům patřili kos černý s dvaceti devíti hnízdy a drozd zpěvný s třinácti hnízdy. Jako jediný dominantní druh v roce 2006 se vyskytovala pěnkava obecná (*Fringilla coelebs* Linnaeus, 1758) se třemi hnízdy. S jedním nalezeným hnízdem patřili k subdominantním druhům sýkora koňadra, brhlík lesní, špaček obecný (*Sturnus vulgaris* Linnaeus, 1758) a strakapoud prostřední (*Dendrocopos medius* Linnaeus, 1758) (Ševcovic 2022).

Tab. 3

Tabulka popisující konkrétní data o hnízdní ornitocenóze v roce 2006. Číselné údaje byly využity k výpočtu druhové hnízdní úspěšnosti v reprodukčním období (duben a květen) v daném roce.

druh	počet hnízd	úspěšná hnízda	počet vajíček	počet mláďat	hnízdní úspěšnost v %
Kos černý - <i>Turdus merula</i>	29	11	107	45	38
Drozd zpěvný - <i>Turdus philomelos</i>	13	4	51	16	31
Sýkora koňadra - <i>Parus major</i>	1	1	8	6	100
Špaček obecný - <i>Sturnus vulgaris</i>	1	1	5	2	100
Brhlík lesní - <i>Sitta europaea</i>	1	1	5	4	100
Pěnkava obecná - <i>Fringilla coelebs</i>	3	1	12	4	33
Strakapoud prostřední - <i>Dendrocopos medius</i>	1	1	4	4	100

#### 5.1.4 Rok 2007

V roce 2007 byla zaznamenána druhá nejvyšší taxonomická diverzita v průběhu souhrnu deseti let s počtem třinácti hnízdních druhů ptáků s celkovými čtyřiceti čtyřmi pozorovanými hnízdy. Jedinými eudominantními druhy byli opět kos černý s dvaceti čtyřmi nalezenými hnízdy a drozd zpěvný s osmi hnízdy. Sýkora modřinka s dvěma hnízdy náležela do kategorie subdominantní, stejně tak ostatních deset druhů ptáků s jedním nalezeným hnízdem, kterými byla káně lesní (*Buteo buteo* Linnaeus, 1758), zvonek zelený (*Chloris chloris* Linnaeus, 1758), strakapoud velký (*Dendrocopos major* Linnaeus, 1758), lejsek bělokrký (*Ficedula albicollis* Temminck, 1815), sýkora koňadra, sýkora babka (*Poecile palustris* Linnaeus, 1758), budníček lesní, pěnice černohlavá (*Sylvia atricapilla* Linnaeus, 1758), brhlík lesní a špaček obecný (Ševcovic 2022).

Tab. 4

Tabulka popisující konkrétní data o hnízdní ornitocenóze v roce 2007 Číselné údaje byly využity k výpočtu druhové hnízdní úspěšnosti v reprodukčním období (duben a květen) v daném roce.

druh	počet hnízd	úspěšná hnízda	počet vajíček	počet mláďat	hnízdní úspěšnost v %
Kos černý - <i>Turdus merula</i>	24	12	87	33	50
Drozd zpěvný - <i>Turdus philomelos</i>	8	1	25	0	0
Sýkora koňadra - <i>Parus major</i>	1	1	8	8	100
Špaček obecný - <i>Sturnus vulgaris</i>	1	1	5	2	100
Brhlík lesní - <i>Sitta europaea</i>	1	1	8	8	100
Sýkora modřinka - <i>Cyanistes caeruleus</i>	2	2	15	15	100
Strakapoud velký - <i>Dendrocopos major</i>	1	1	3	3	100
Zvonek zelený - <i>Chloris chloris</i>	1	0	0	0	0
Pěnice černohlavá - <i>Sylvia atricapilla</i>	1	1	4	4	100
Káně lesní - <i>Buteo buteo</i>	1	1	4	4	100
Sýkora babka - <i>Poecile palustris</i>	1	1	3	3	100
Lejsek bělokrký - <i>Ficedula albicollis</i>	1	1	4	4	100

#### 5.1.5 Rok 2008

S množstvím sedmdesát jedna hnízd se stal rok 2008 nejhojnějším v počtu nalezených hnízd. S popsány dvanácti druhy ptáků, ale nepatřil tento rok mezi nejhojnější v druhové diverzitě. Kos černý s třiceti osmi nalezenými hnízdy a drozd zpěvný s šestnácti hnízdy opět příslušeli mezi eudominantní druhy. Jediným dominantním druhem v roce 2008 s pěti hnízdy byl dlask tlustozobý (*Coccothraustes coccothraustes* Linnaeus, 1758). Dvě nalezená hnízda patřila pěkavě obecné, konipasi horskému (*Motacila cinerea* Tunstall, 1771) a brhlíkovi lesnímu. Po jednom hnízdě jsme našli zvonka zeleného, červenku obecnou (*Erithacus rubecula* Linnaeus, 1758), rehka zahradního (*Phoenicurus phoenicurus* Linnaeus, 1758), sýkoru koňadru, sýkoru babku a špačka obecného, kteří patřili k recedentním druhům pro rok 2008 (Ševcovic 2022).

Tab. 5

Tabulka popisující konkrétní data o hnízdní ornitocenóze v roce 2008. Číselné údaje byly využity k výpočtu druhové hnízdní úspěšnosti v reprodukčním období (duben a květen) v daném roce.

druh	počet hnízd	úspěšná hnízda	počet vajíček	počet mláďat	hnízdní úspěšnost v %
Kos černý - <i>Turdus merula</i>	38	19	144	70	50
Drozd zpěvný - <i>Turdus philomelos</i>	16	5	72	21	31
Špaček obecný - <i>Sturnus vulgaris</i>	1	0	5	0	0
Dlask tlustozobý - <i>Coccothraustes coccothr.</i>	5	4	22	16	80
Pěnkava obecná - <i>Fringilla coelebs</i>	2	2	10	10	100
Konipas horský - <i>Motacilla cinerea</i>	2	2	11	11	100
Sýkora koňadra - <i>Parus major</i>	1	1	9	9	100
Sýkora babka - <i>Poecile palustris</i>	1	1	8	7	100
Červenka obecná - <i>Erithacus rubecula</i>	1	1	8	8	100
Rehek domácí - <i>Phoenicurus ochruros</i>	1	1	4	4	100
Brhlík lesní - <i>Sitta europaea</i>	2	1	13	7	50

### 5.1.6 Rok 2009

V roce 2009 jsme se dostali do druhé poloviny monitorování ptáků v dané oblasti výzkumu. Nalezli jsme celkem osm hnízdicích druhů ptáků s konečným počtem čtyřicet devět hnízd. K eudominantním druhům tradičně patřil kos černý se třiceti hnízdy a drozd zpěvný s hnízdy jedenácti. Jediným dominantním druhem roku 2009 se nacházela pěnice černohlavá se třemi nalezenými hnízdy. Po jednom hnízdě jsme objevili sýkoru modřinku, konipase horského, sýkoru koňadru, brhlíka lesního a špačka obecného (Ševcovic 2022).

Tab. 6

Tabulka popisující konkrétní data o hnízdní ornitocenóze v roce 2009. Číselné údaje byly využity k výpočtu druhové hnízdní úspěšnosti v reprodukčním období (duben a květen) v daném roce.

druh	počet hnízd	úspěšná hnízda	počet vajíček	počet mláďat	hnízdní úspěšnost v %
Kos černý - <i>Turdus merula</i>	30	11	109	48	37
Drozd zpěvný - <i>Turdus philomelos</i>	10	3	42	12	30
Špaček obecný - <i>Sturnus vulgaris</i>	1	1	8	7	100
Sýkora koňadra - <i>Parus major</i>	1	1	11	10	100
Sýkora modřinka - <i>Cyanistes caeruleus</i>	1	1	6	6	100
Brhlík lesní - <i>Sitta europaea</i>	1	1	6	6	100
Pěnice černohlavá - <i>Sylvia areicapilla</i>	3	0	14	0	0
Konipas horský - <i>Motacilla cinerea</i>	1	1	4	4	100

### 5.1.7 Rok 2010

V roce 2010 se našlo nejméně hnízd, v průběhu deseti let, podařilo se najít pouze třicet dva hnízd. Tradičně k eudominantním druhům příslušel kos černý s patnácti hnízdy a drozd zpěvný s osmi hnízdy. Dlask tlustozobý s počtem tří hnízd a konipas horský se dvěma hnízdy náleželi do kategorie dominantních druhů. K subdominantním ptákům patřily druhy s jedním nalezeným hnízdem, konkrétně se jednalo o sýkoru modřinku, zvonka zeleného, pěnkavu obecnou a špačka obecného (Ševcovic 2022).

Tab. 7

Tabulka popisující konkrétní data o hnízdní ornitocenóze v roce 2010. Číselné údaje byly využity k výpočtu druhové hnízdní úspěšnosti v reprodukčním období (duben a květen) v daném roce.

druh	počet hnízd	úspěšná hnízda	počet vajíček	počet mláďat	hnízdní úspěšnost v %
Kos černý - <i>Turdus merula</i>	15	5	59	15	33
Drozd zpěvný - <i>Turdus philomelos</i>	8	1	27	3	13
Špaček obecný - <i>Sturnus vulgaris</i>	1	1	5	5	100
Dlask tlustozobý - <i>Coccothraustes coccothr.</i>	3	2	13	7	67
Sýkora modřinka - <i>Cyanistes caeruleus</i>	1	1	11	11	100
Pěnkava obecná - <i>Fringilla coelebs</i>	1	0	5	0	0
Konipas horský - <i>Motacilla cinerea</i>	2	1	6	3	50

### 5.1.8 Rok 2011

K eukonstantním druhům hnízdících ptáků patřil jednoznačně kos černý s třiceti nalezenými hnízdy a drozd zpěvný s deseti hnízdy. Oběma druhům náleželo celkově přes polovinu nalezených hnízd v roce 2011. Dohromady jsme našli padesát dva hnízd od devíti ptačích druhů. K dominantním druhům patřila pěnice černohlavá a špaček obecný se třemi zaznamenanými hnízdy. Sýkora koňadra se dvěma hnízdy byla jediným zástupcem subdominantního druhu. Sýkora modřinka, skorec vodní (*Cinclus cinclus* Linnaeus, 1758), sojka obecná a konipas horský s jedním nalezeným hnízdem patřili do kategorie recedentní druhy (Ševcovic 2022).

Tab. 8

Tabulka popisující konkrétní data o hnízdní ornitocenóze v roce 2011. Číselné údaje byly využity k výpočtu druhové hnízdní úspěšnosti v reprodukčním období (duben a květen) v daném roce.

druh	počet hnízd	úspěšná hnízda	počet vajíček	počet mláďat	hnízdní úspěšnost v %
Kos černý - <i>Turdus merula</i>	30	10	107	37	33
Drozd zpěvný - <i>Turdus philomelos</i>	10	5	35	15	50
Sýkora koňadra - <i>Parus major</i>	2	2	15	5	100
Špaček obecný - <i>Sturnus vulgaris</i>	3	2	14	7	67
Pěnkava obecná - <i>Fringilla coelebs</i>	1	0	5	0	0
Sýkora modřinka - <i>Cyanistes caeruleus</i>	1	1	8	6	100
Konipas horský - <i>Motacilla cinerea</i>	1	1	4	4	100
Sojka obecná - <i>Garrulus glandarius</i>	1	0	1	0	0
Skorec vodní - <i>Cinclus cinclus</i>	1	1	4	2	100
Pěnice černohlavá - <i>Sylvia aricapilla</i>	3	3	15	15	100

### 5.1.9 Rok 2012

V předposledním roce jsme našli devět hnízdících druhů ptáků s celkovým počtem padesát pět aktivních hnízd. Kos černý se třiceti čtyřmi hnízdy spolu s drozdem zpěvným se šesti hnízdy příslušeli do kategorie eudominantní druhy. Dlask tlustozobý se čtyřmi nalezenými hnízdy a sýkora koňadra se špačkem obecným se třemi hnízdy patřili k dominantním druhům. Jediným subdominantním druhem v roce 2012 byla sýkora modřinka s dvěma nalezenými hnízdy a k druhům recedentním patřil strakapoud velký, konipas horský a pěnice černohlavá s jedním nalezeným hnízdem (Ševcovic 2022).

Tab. 9

Tabulka popisující konkrétní data o hnízdní ornitocenóze v roce 2012. Číselné údaje byly využity k výpočtu druhové hnízdní úspěšnosti v reprodukčním období (duben a květen) v daném roce.

druh	počet hnízd	úspěšná hnízda	počet vajíček	počet mláďat	hnízdní úspěšnost v %
Kos černý - <i>Turdus merula</i>	34	13	134	41	38
Drozd zpěvný - <i>Turdus philomelos</i>	6	1	23	4	17
Sýkora koňadra - <i>Parus major</i>	3	1	20	10	33
Špaček obecný - <i>Sturnus vulgaris</i>	3	3	14	13	100
Dlask tlustozobý - <i>Coccothraustes coccothr.</i>	4	0	18	0	0
Sýkora modřinka - <i>Cyanistes caeruleus</i>	1	0	18	0	0
Konipas horský - <i>Motacilla cinerea</i>	1	1	5	5	100
Pěnice černohlavá - <i>Sylvia areicapilla</i>	1	1	4	4	100
Strakapoud velký - <i>Dendrocopos major</i>	1	1	6	4	100

### 5.1.10 Rok 2013

V posledním roce desetiletého výzkumu jsme našli celkem čtrnáct hnízdících druhů a rok 2013 patřil k taxonomicky nejbohatším, ale se šedesáti čtyřmi nalezenými hnízdy nebyl tento rok nejúspěšnější v celkovém počtu nalezených hnízd. Nalezli jsme celkem třicet šest hnízd kosa černého a devět hnízd drozda zpěvného. V roce 2013 nepatřil do kategorie dominantní druh žádný pták a subdominantních druhů jsme našli celkem sedm. Do kategorie subdominantní patřila sýkora modřinka, dlask tlustozobý, sojka obecná, sýkora koňadra, pěnice černohlavá, brhlík lesní a špaček obecný. Do kategorie recedentní druh byli započítáni ptáci s nalezeným pouze jedním hnízdem: zvonek zelený, skorec vodní, červenka obecná, konipas horský a poprvé objevené hnízdo straky obecné (*Pica pica* Linnaeus, 1758) (Ševcovic 2022).

Tab. 10

Tabulka popisující konkrétní data o hnízdní ornitocenóze v roce 2013. Číselné údaje byly využity k výpočtu druhové hnízdní úspěšnosti v reprodukčním období (duben a květen) v daném roce.

druh	počet hnízd	úspěšná hnízda	počet vajíček	počet mláďat	hnízdní úspěšnost v %
Kos černý - <i>Turdus merula</i>	36	10	130	32	28
Drozd zpěvný - <i>Turdus philomelos</i>	9	4	35	12	44
Sýkora koňadra - <i>Parus major</i>	2	2	18	16	100
Špaček obecný - <i>Sturnus vulgaris</i>	2	2	11	5	100
Dlask tlustozobý - <i>Coccothraustes coccothr.</i>	2	1	8	3	50
Sýkora modřinka - <i>Cyanistes caeruleus</i>	2	2	24	24	100
Konipas horský - <i>Motacilla cinerea</i>	1	1	4	4	100
Pěnice černošlává - <i>Sylvia aricapilla</i>	3	2	13	6	100
Červenka obecná - <i>Erithacus rubecula</i>	1	1	5	3	100
Zvonek zelený - <i>Chloris chloris</i>	1	0	4	0	0
Sojka obecná - <i>Garrulus glandarius</i>	2	0	8	0	0
Straka obecná - <i>Pica pica</i>	1	1	5	4	100
Skorec vodní - <i>Cinclus cinclus</i>	1	1	5	4	100

### 5.1.11 Rok 2023

V roce 2023 proběhlo monitorování hnízdní ornitocenózy po desetileté pauze. S nalezenými šedesáti třemi aktivními hnízdy patřil k třetímu nejpočetnějšímu roku v rámci celé studie. Celkovým počtem třinácti hnízdících druhů byl tento rok druhým nejpočetnějším. Nejvíce hnízd jsme pozorovali od kosa černého, který patřil opět k eudominantním druhům a konečný počet nalezených hnízd kosa byl dvacet dva. Druhým eudominantním druhem byl drozd zpěvný se čtrnácti hnízdy. Sýkora koňadra se sedmi nalezenými hnízdy patřila též do kategorie eudominantní. Žádný druh ptáka s počtem nalezených hnízd nepatřil do kategorie dominantní. Špaček obecný, pěnice černošlává a dlask tlustozobý se třemi nalezenými hnízdy patřili do kategorie subdominantní. S dvěma nalezenými hnízdy patřili k subdominantním druhům také budníček lesní, sojka obecná a ůhýk obecný (*Lanius collurio* Linnaeus, 1758). Brhlík lesní, káně lesní, lejsek bělokrký a střízlík obecný (*Troglodytes troglodytes* Linnaeus, 1758) s jedním nalezeným hnízdem patřili do kategorie recedentní.

Tab. 11

Tabulka popisující konkrétní data o hnízdní ornitocenóze v roce 2023. Číselné údaje byly využity k výpočtu druhové hnízdní úspěšnosti v reprodukčním období (duben a květen) v daném roce.

druh	počet hnízd	úspěšná hnízda	počet vajíček	počet mláďat	hnízdní úspěšnost v %
Kos černý - <i>Turdus merula</i>	22	9	80	32	41
Drozd zpěvný - <i>Turdus philomelos</i>	14	3	56	12	21
Sýkora koňadra - <i>Parus major</i>	8	5	42	23	63
Špaček obecný - <i>Sturnus vulgaris</i>	3	2	14	8	67
Dlask tlustozobý - <i>Coccothraustes coccothr.</i>	3	1	13	3	33
Lejsek bělokrký - <i>Ficedula albicollis</i>	1	0	6	0	0
Káně lesní - <i>Buteo buteo</i>	1	1	3	1	100
Pěnice černohlavá - <i>Sylvia aricapilla</i>	3	2	13	11	67
Brhlík lesní - <i>Sitta europaea</i>	1	1	5	5	100
Budníček lesní - <i>Phylloscopus sibilatrix</i>	2	1	12	5	50
Sojka obecná - <i>Garrulus glandarius</i>	2	0	11	0	0
Ťuhák obecný - <i>Lanius collurio</i>	2	0	11	0	0
Střízlík obecný - <i>Troglodytes troglodytes</i>	1	1	7	5	100

## 5.2 Porovnání ornitocenózy v letech 2004-2013 a v roce 2023

Během jedenáctiletého monitorování ve studované oblasti v kvadrátu 5349ab jsme zaznamenávali všechna důležitá data pro porovnání hnízdní ornitocenózy (viz Tab. 12). Zjistili jsme, že abundance druhů ptáků, hnízd a vajíček se určitým způsobem nelišili od našich výsledků zaznamenaných mezi lety 2004-2013. Třináct hnízdících ptačích druhů v roce 2023 bylo během celé studie druhým nejpočetnějším obdobím. V roce 2023 se nám podařilo monitorovat hnízdní aktivitu dvou nových druhů, které jsme ve studované oblasti zatím nepozorovali hnízdit. Jednalo se o střízlíka obecného, který úspěšně odchoval pět mláďat ze sedmi vajíček a dva páry ťuháka obecného. Ťuháci neodchovali žádná mláďata, jednomu páru byla vyklovaná vajíčka, druhému páru předována mláďata. Největším úspěchem v roce 2023 bylo nalezení hnízda lejska bělokrkého, kterého jsme v monitorované oblasti pozorovali hnízdit již v roce 2007, kdy v budce úspěšně odchoval čtyři mláďata. Lejsek bělokrký neměl do našeho objevení v roce 2007 potvrzené hnízdění v kvadrátu 5349 a proto bylo nalezení aktivního hnízda v roce 2023 druhým potvrzeným hnízděním. Tentokrát bylo hnízdo s šesti vajíčky objeveno v přírodní dutině jasanu, ale úspěšný odchov z roku 2007 se neopakoval, jelikož celá snůška zmizela. Pouze ve dvou letech byla hnízdní úspěšnost naměřena nad 50 %, konkrétně v letech 2007 a 2008 a nejnižší hnízdní úspěšnost byla naměřena v roce 2010.



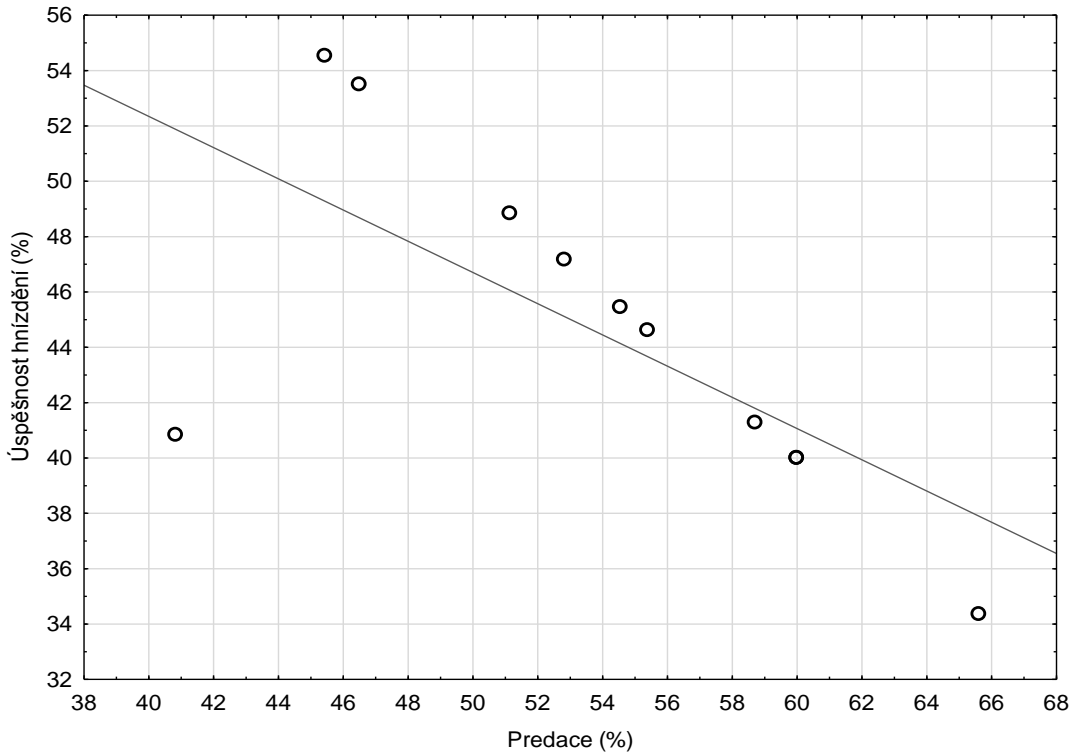
Tab. 12  
 Tabulka popisující hodnoty nashromážděné během jedenáctiletého monitorování hnízdni ornitocenózy v kvadrátu 5349ab.

rok	počet druhů	abundance hnízd	počet vajíček	predace vajíček	celkový počet mládřat	odchov mládřat	hnízdni úspěšnost v %
2004	6	43	185	83	93	67	48,84
2005	5	33	132	51	80	61	45,45
2006	7	49	193	107	81	76	40,82
2007	12	44	180	73	103	93	54,55
2008	11	71	301	121	175	163	53,52
2009	8	50	204	84	109	92	40
2010	8	32	131	71	54	44	34,38
2011	9	53	208	92	102	92	47,17
2012	9	55	243	109	115	92	40
2013	14	65	286	118	159	126	44,62
2023	13	63	278	132	142	108	41,27
<b>celkem</b>	<b>25</b>	<b>558</b>	<b>2341</b>	<b>1041</b>	<b>1213</b>	<b>1014</b>	

### 5.3 Vliv predace na hnízdni úspěšnost

Zjistili jsme, že působení predace na hnízdni úspěšnost se projevila jako zásadní faktor a silně ovlivnila ptačí reprodukci v pozorované oblasti. K zobrazení závislosti posloužil bodový graf (viz obr. 11), který znázorňuje ovlivnění a intenzitu závislosti účinku predace na hnízdni úspěšnost. Spearmanův korelační koeficient ( $r = -0,6781$ ;  $p = 0,0218$ ;  $p < \alpha$ ) potvrdil silnou závislost predace na úspěšnost hnízdění. Výslednou predaci zásadně neovlivnil počet predovaných vajíček a mládřat, ale podíl predovaných hnízd z celkového počtu hnízd v daném roce výzkumu. V posledním roce pozorování hnízdni ornitocenózy jsme zaznamenali nejpočetnější predaci vajíček (132), ale nejnižší hnízdni úspěšnost vykazoval rok 2010 s pouhými (71) predovanými vajíčky. V roce 2007 jsme dosáhli nejvyšší hnízdni úspěšnosti s predovaným počtem (73) vajíček. Zásadní vliv predace pro výpočet hnízdni úspěšnosti měla v naší studii především likvidace hnízd predátory.

Obr 11



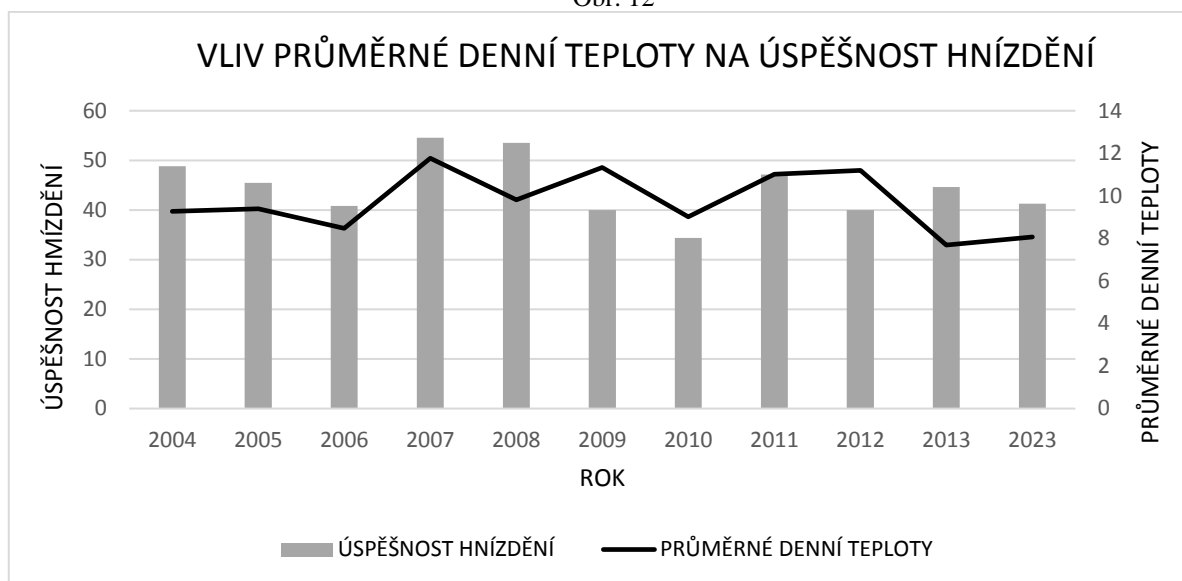
Bodový graf z programu Statistica znázorňuje silnou závislost mezi predací a hnízdni úspěšností.

## 5.4 Faktory počasí ovlivňující úspěšnost hnízdění

### 5.4.1 Průměrné denní teploty vzduchu

Spearmanův korelační koeficient neprokázal významnou závislost mezi průměrnou denní teplotou vzduchu a hnízdni úspěšností. Podle námi zjištěných hodnot teploty vzduchu a výpočtu hnízdni úspěšnosti neměla teplota zásadní vliv na úspěšnost hnízdění ( $r = 0,2942$ ;  $p = 0,3798$ ;  $p > \alpha$ ). Obr. 12 vyobrazuje grafické znázornění vlivu teploty ve vztahu k reprodukční úspěšnosti v průběhu jedenácti let pozorování.

Obr. 12

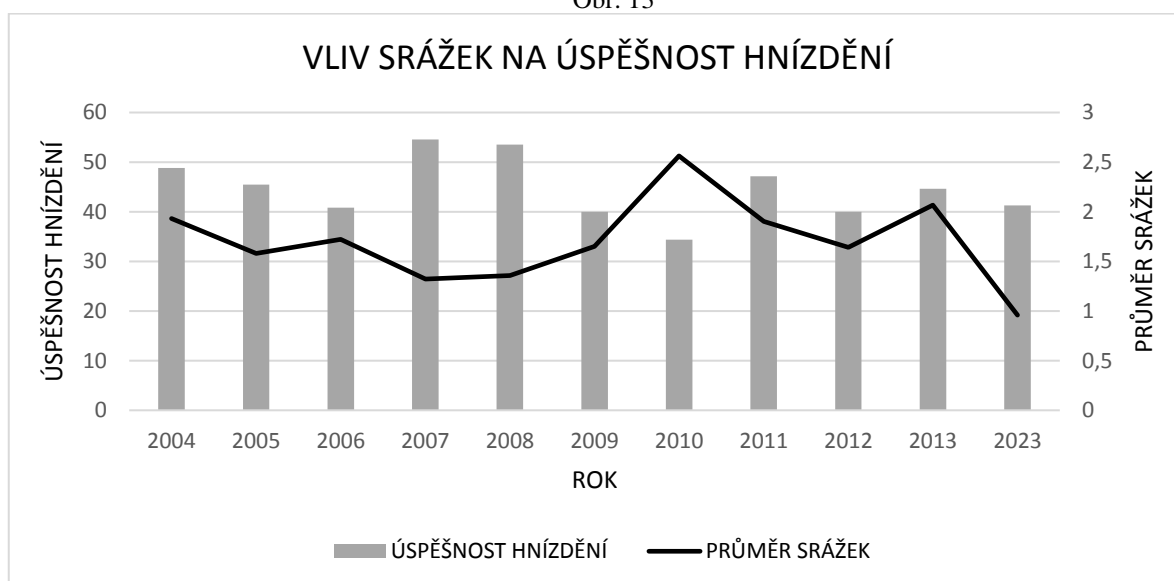


Graf znázorňující vliv průměrných denních teplot vzduchu na roční úspěšnost hnízdění pro každý rok. Údaje o průměrných denních teplotách byly využity z hydrometeorologického ústavu a počítal se průměr za měsíce duben a květen. Úspěšnost hnízdění byla vypočítána jako podíl úspěšných hnízd a všech aktivních hnízd, monitorovaných v kvadrátu 5349ab od 1.4.-30.5.

#### 5.4.2 Srážkové úhrny

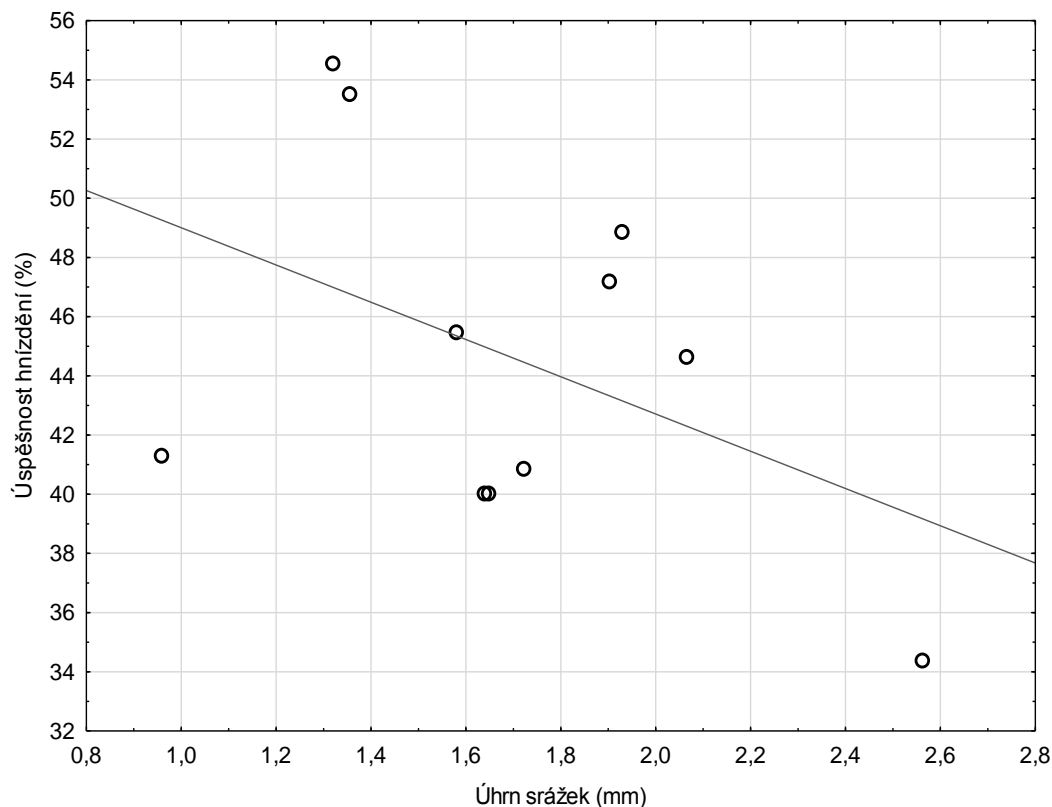
Průměrné denní srážky naměřené v měsíci duben a květen, měli slabou tendenci korelovat s hnízdní úspěšností, jak znázorňuje obr. 13 a 14. Nejvyšší naměřený srážkový úhrn byl změřen v roce 2010 a zároveň se jednalo o reprodukční období s nejnižší hnízdní úspěšností. Statistický výpočet Spearmanův korelační koeficient nepotvrdil významnou závislost průměrných srážek na úspěšnost hnízdění, během jedenácti let pozorování ( $r = -0,4360$ ;  $p = 0,1800$ ;  $p > \alpha$ ).

Obr. 13



Graf vyjadřuje vliv průměrných denních srážek na roční úspěšnost hnízdění. Údaje o průměrných denních srážkových úhrnech byly využity z hydrometeorologického ústavu a počítal se průměr za měsíce duben a květen. Úspěšnost hnízdění byla vypočítána jako podíl úspěšných hnízd a všech aktivních hnízd, monitorovaných v kvadrátu 5349ab od 1.4.-30.5.

Obr. 14



Bodový graf z programu Statistica znázorňuje slabou tendenci vlivu srážek na hnízdní úspěšnost.

## 5.5 Charakteristika ornitocenózy

Tabulka 13 popisuje kvantitativní výsledky jedenáctileté ornitocenózy, prováděné ve sledovaném území v období duben a květen v letech 2004-2013 a 2023. V abundanci hnízd je patrná eukonstantní dominance kosa černého, kterému náležela více než polovina nalezených hnízd. Absolutní převaha kosa černého potvrzuje vypočítanā dominance 53,9 %. Jednoznačná dominance jednoho či dvou druhů ptáků zapříčinila druhovou nevyrovnanost diverzity, v počtu nalezených hnízd. Procentuální pravděpodobnost nalezení hnízda konkrétního druhu, během jedenácti let, určuje hodnota konstance. Hustotu druhového zastoupení stanovuje hodnota denzity, která udává počet hnízd nalezených na 1 ha z celkové plochy 31,7 ha.

Tab. 13

seznam druhů	abundance hnízd	dominance v %	denzita hnízd na 31,7 ha	konstace v %
1. Káně lesní – <i>Buteo buteo</i>	2	0,3	0,06	18
2. Sýkora modřinka – <i>Cyanistes caeruleus</i>	14	2,5	0,44	72
3. Šoupálek dlouhoprstý – <i>Certhia familiaris</i>	1	0,2	0,03	9
4. Zvonek zelený – <i>Chloris chloris</i>	4	0,7	0,12	27
5. Skorec vodní – <i>Cinclus cinclus</i>	2	0,4	0,06	18
6. Dlask tlustozobý – <i>Coccothraustes coccothra.</i>	17	3	0,53	45
7. Strakapoud velký – <i>Dendrocopos major</i>	2	0,4	0,06	18
8. Strakapoud prostřední – <i>Dendrocopos medius</i>	1	0,2	0,03	9
9. Červenka obecná – <i>Erithacus rubecula</i>	2	0,4	0,06	18
10. Lejsek bělokrký – <i>Ficedula albicollis</i>	2	0,4	0,06	18
11. Pěnkava obecná – <i>Fringilla coelebs</i>	7	1,3	0,22	36
12. Sojka obecná – <i>Garrulus glandarius</i>	5	0,9	0,16	27
13. Ťuhák obecný – <i>Lanius collurio</i>	2	0,4	0,06	9
14. Konipas horský – <i>Motacila cinerea</i>	8	1,4	0,25	54
15. Rehek zahradní – <i>Phoenicurus phoenicurus</i>	1	0,2	0,03	9
16. Straka obecná – <i>Pica pica</i>	1	0,2	0,03	9
17. Sýkora koňadra – <i>Parus major</i>	21	3,7	0,66	81
18. Sýkora babka – <i>Poecile palustris</i>	2	0,4	0,06	18
19. Budníček lesní – <i>Phylloscopus sibilatrix</i>	5	0,9	0,15	27
20. Pěnice černohlavá – <i>Sylvia atricapilla</i>	15	2,6	0,47	54
21. Brhlík lesní – <i>Sitta europaea</i>	10	1,8	0,31	63
22. Špaček obecný – <i>Sturnus vulgaris</i>	16	2,9	0,5	81
23. Střízlík obecný – <i>Troglodytes troglodytes</i>	1	0,2	0,03	9
24. Kos černý – <i>Turdus merula</i>	301	53,9	9,49	100
25. Drozd zpěvný – <i>Turdus philomelos</i>	116	20,7	3,66	100
<b>celkem</b>	<b>558</b>	<b>100</b>	<b>17,53</b>	

## 6 Diskuze

Z výsledků získaných testováním vlivu predace na hnízdní úspěšnost byla prokázána jednoznačná závislost na proměnné. U faktorů průměrných denních teplot vzduchu a srážek nebyl vliv závislosti na hnízdní úspěšnost prokázán. Porovnáním hnízdní úspěšnosti během období 2004-2013 s rokem 2023 jsme nedošli k žádným zásadním závěrům. S hodnotou hnízdní úspěšnosti 41,27 % nepatřil rok 2023 k neúspěšnějšímu, ale také zároveň ani k nejméně úspěšnému. Ze získaných dat během jedenáctiletého monitorování, byla patrná dominance kosa černého a drozda zpěvného, a proto se oba druhy vyskytovali v každém roce konstantě. Jedná se o ptačí druhy přizpůsobené hnízdit v různých biotopech bez velkých nároků na hnízdní stanoviště. Potvrzení dominance kosa černého je patrné z počtu 301 nalezených aktivních hnízd z celkového počtu 558 nalezených hnízd.

### 6.1 Počasí

Souhrnná analýza dat průměrných denních teplot vzduchu a srážek neprokázala v naší práci statisticky zásadní vliv na hnízdní úspěšnost. Průměrné denní teploty vzduchu v měsíci duben a květen se pohybovaly v teplotním rozmezí 6,6-16,3 °C. Teplotní hodnoty průměrů měsíce duben a květen se potom pohybovaly v rozmezí 7,7-11,7 °C. Přestože nejteplejším rokem v období našeho pozorování byl změřen rok 2007 a také se jednalo o rok s nejvyšší hnízdní úspěšností, tak v kompletním statistickém vyhodnocení nebyl prokázán žádný významný vliv teploty na hnízdní úspěšnost. Významným ukazatelem heterogenosti konečných výsledků byl průměrem nejchladnější rok 2013, který hodnotou hnízdní úspěšnosti 44,6 % nepatřil k nejnižším a dokonce počtem 286 nalezených vajíček se jednalo o druhý nejpočetnější rok.

Grudinskaya et al. (2022) v jejich čtrnáctileté studii uváděli, že nízké jarní teploty vzduchu byly zásadní pro hnízdní reprodukci u pozorovaných bramborníčků a sedmihlásků. Nicméně se zaměřili pouze na monitorování dvou ptačích druhů, domníváme se, že to mohlo být v porovnání s našimi výsledky zásadní. Grudinskaya et al. (2022) pozorující hnízdní reprodukci bramborníčka, zjistili nepatrné ovlivnění květnovými srážkami, zatímco reprodukci sedmihláška ovlivnili květnové průměrné denní teploty vzduchu. Naší domněnkou bylo, že důvodem odlišného meteorologického faktoru na hnízdní úspěšnost obou druhů, byly rozdílné nároky na hnízdní stanoviště. Sedmihlásci hnízdí nejčastěji v lesním porostu, kde jsou před vlivy srážek kryti, na druhou stranu bramborníčky hnízdící v otevřených oblastech jsou citlivější na vliv srážek. V naší studii jsme monitorovali dvacet ptačích druhů a každý druh mohl mít pravděpodobně vlastní požadavky na hnízdní stanoviště s určitou senzitivitou k počasí, které by ovlivňovalo úspěšnost hnízdění. V třiceti pěti leté studii Wright et al. (2009), kteří zkoumali význam klimatických změn na hnízdní úspěšnost skřivana lesního, zjistili že hnízdní úspěšnost byla značnější při vyšších teplotách a nižších srážkách. Výraznější ovlivnění hnízdní úspěšnosti mělo podle jejich výsledků teplejší podnebí, zatímco srážky ovlivňovaly hnízdní úspěšnost jen minimálně. V naší studii byla hnízdní úspěšnost nejvyšší v roce 2007 a zároveň se jednalo o rok s nejvyššími naměřenými hodnotami vzduchu a s nejnižšími průměrnými srážkami. Nejméně příznivým rokem v hnízdní úspěšnosti byl v naší studii rok 2010, ve kterém bylo

zároveň naměřeno nejvíce srážek, ale s průměrnou teplotou 9,01 °C nepatřil k nejchladnějším. Nicméně shody se studií Wright et al. (2009) ve výsledcích významu klimatických změn na hnízdní úspěšnost byly celkem zřejmé. Bohužel nemůžeme porovnávat výsledky na působení klimatických změn ovlivňující hnízdní úspěšnost jednoho ptačího druhu s našimi výsledky hnízdní úspěšnosti u pětadvaceti druhů.

## 6.2 Predace

Predace představovala zásadní faktor ovlivňující hnízdní úspěšnost, která měla významný vliv na hnízdní ornitocenózu ve studované oblasti. V naší práci byla prokázána silná závislost na proměnných a mohli jsme naši hypotézu potvrdit. Vzhledem k našemu zjištění závislosti predace na hnízdní úspěšnost, bychom měli s tvrzením Jokimäki & Huhta (2000); Jokimäki et al. (2020); Shochat et al. (2006); Stracey & Robinson (2012), že zejména predace hnízd ovlivňovala ptačí populace a reprodukční ekologii ptáků, především souhlasit. Zcela zásadní bude pozorování dlouhodobých důsledků predačního tlaku na ptačí populace. Vliv hnízdní predace na fitness jedinců, může být katastrofální pro určité místní subpopulace, ale důležité bude monitorovat ptačí populace z delšího časového hlediska. Wang a Hung (2019) ve své studii tvrdí, že tchajwanští modravci by mohli ohrozit přežití vlaštovek obecných po usmrcení všech mláďat a vajíček během jednoho týdne, v jedné ulici. Podle nás se jedná o přírodní snížení jedné populace na určitém místě a v určitý čas, ale nemusí zcela zásadně ovlivnit celkovou populaci vlaštovek obecných. V naší studii jsme v roce 2007 pozorovali podobný případ s drozdem zpěvným, kdy jsme našli osm aktivních hnízd a všechna hnízda drozda byla v daném roce predována. Následující rok jsme našli šestnáct hnízd drozda zpěvného, jednalo se o naprosto nejvyšší počet nalezených hnízd drozda zpěvného během naší jedenáctileté studie. Predací bylo ovlivněno jedenáct hnízd, ale s hnízdí úspěšností 31 % patřil rok 2008 pro drozda zpěvného k třetímu nejúspěšnějšímu reprodukčnímu období během naší studie. Nelze se tedy zaměřovat na krátkodobé výsledky z hlediska reprodukční úspěšnosti.

Společenstva predátorů v mírném pásu jsou zastoupena zejména savci, kteří se při hledání potravy orientují čichem a vizuálně se orientujícími ptáky, kteří se při pátrání po potravě řídí výraznými krajinnými body – např. stromy, lidským budovami, pásy živých plotů atd. (Wallander et al. 2006) Podle Sims et al. (2008) stojí za vysokou mírou predace kočky domácí, které se v urbanizovaných oblastech vyskytovali velice často. Kočky proto zvyšují podle Baker et al. (2008); Balogh et al. (2011); Stracey (2011) riziko predace ptačích druhů. Kočky domácí patří mezi hlavní predátory ptáků, ale i přes velký počet koček, které jsme měli možnost pozorovat v naší studované oblasti, jsme nikdy nezaznamenali predaci hnízda kočkou domácí. Je možné, že instinktivní lov kočky je zaměřen na pohybující se kořist a vajíčka nebo mláďata v hnízdě nepatří mezi obvyklou kořist koček. Suvorov (2013) ve své práci zkoumal hnízdní predaci krkavcovitého pěvce straky obecné a zjistil, že straky vajíčka o velikosti křepelek predovala odnesením z hnízda, nikoli predací v hnízdě. Bohužel nemáme konkrétní data o denzitě ptačích predátorů v naší studované oblasti, ale zaznamenali jsme z ptačích predátorů výskyt jiného krkavcovitého pěvce, konkrétně sojku obecnou. Sojka obecná v naší studované oblasti likvidovala vajíčka o velikosti křepelek nejběžněji vyklováním přímo v hnízdě, nikoli odnesením mimo hnízdo. Je možné, že oba druhy ptačích predátorů mají odlišný způsob likvidace vajíček, ale pro potvrzení této teorie by bylo zapotřebí nové studie se zaměřením na

predaci ptačích vajíček. Dalším predátorem, působící komplikace hnízdícím ptákům v naší studii, byly veverky, které nejčastěji odnášely celá vajíčka z hnízda. Zda nalézala ptačí vajíčka podle pachu (Burke et al. 2004) nebo pozorovacích schopností je na dalším výzkumu se zaměřením na veverky a jejich schopnostech nalézat ptačí hnízda.

### **6.3 Urbanizace a její vliv na rozmanitost ptačích druhů**

Ve studijní oblasti byla značná část dopadu urbanizace na ptačí populace nepřímo vyjádřena změnami v místní krajině. Modifikace struktury a složení vegetace v urbanizovaném prostředí byla často identifikována jako primární faktor, proč jsou taková stanoviště méně vhodná pro mnoho ptačích druhů (Jokimaki & Suhonen 1993; Rolando et al. 1997). I když naše studijní lokalita byla relativně bez větších budov a zpevněných betonových povrchů, pozorovali jsme úbytek původních dřevin v oblasti Maršov. Zmiňovaná část monitorované oblasti byla jedinou částí, ve které proběhla během jedenácti let významné zalidnění. Konkrétně se jednalo o desítky nových rodinných domů. Nebylo pro nás překvapením, že většinu aktivních hnízd jsme našli v oblastech Unčín a Přestanov, kde nedocházelo k žádným výraznějším lidským aktivitám a změnám v prostředí. V oblasti Přestanov došlo k využití neudržované suché louky pro koňské výběhy a ustájení, což se ukázalo pozitivním přínosem pro ťuhýka obecného. Shochat et al. (2006) se domnívali, že obecným předpokladem urbanizace bývá zvýšený zdroj potravy s nižším rizikem predace. S jejich tvrzením o zvýšeném zdroji potravy v urbanizované oblasti zcela souhlasíme, poněvadž ťuhýka obecného jsme ve studované oblasti do roku 2023, kdy byla nalezena dvě aktivní hnízda, nikdy v minulosti nezaznamenali. Domníváme se, že jedním z důvodů jeho aktuálního výskytu u koňského prostředí byl dostatek zdroje potravy v podobě hmyzu, který se běžně vyskytuje u koňských hnojů. S tvrzením McKinney (2006), že druhy reagují na urbanizaci různými způsoby, ale obecně je lze označit jako druhy, které se urbanizaci vyhýbají, využívají nebo přizpůsobují, také souhlasíme. Zatímco tvrzení Shochat et al. (2006), že druhy rezidentní a hnízdící v dutinách měli tendenci přibývat s urbanizací, jsme nepovažovali za adekvátní v porovnání s našimi výsledky. Druhy ptáků hnízdící v budkách nebo dutinách, které jsme během jedenácti let monitorovali byli sýkory koňadra, modřinka a babka, strakapoudi velký a prostřední, brhlík lesní, špaček obecný a lejsek bělokrký. V každém ročním reprodukčním období (duben a květen) se nám průměrně dařilo nalézat čtyři druhy ptáků hnízdící v dutinách nebo budkách. V posledním roce pozorování, kdy studijní oblast byla nejvíce urbanizována, došlo k nalezení jen tří druhů ptáků hnízdící v budkách. Nejedná se o zdánlivě významný pokles, ale nemůžeme prokázat shodu výsledků Shochat et al. (2006).



## 7 Závěr

- Hypotéza vlivu predace na úspěšnost hnízdění ptačích druhů byla statisticky potvrzena bodovým grafem i Spearmanovým korelačním koeficientem. Výsledek  $p = 0,0218$  prokazoval silnou závislost mezi predací a hnízdní úspěšností. Významná predace byla znatelná na počtu predovaných vajíček 1041 z celkového nalezeného počtu 2341 vajíček, během jedenáctiletého monitorování.
- Na základě statistických výsledků ohledně vlivu průměrných denních teplot vzduchu a průměrných srážek na hnízdní úspěšnost, nelze hypotézu potvrdit. Průměrné srážky měli slabou tendenci korelovat s hnízdní úspěšností, ale průměrné teploty vzduchu nepotvrdili korelaci na hnízdní úspěšnost. Možným důvodem neprokázání závislosti na klimatických podmínkách, mohlo být pozorováním příliš vysokého počtu ptačích druhů s rozdílnou citlivostí na teplotu a srážky.
- Ve studijní oblasti o rozloze 31,7 ha v obci Maršov, Unčín a Přestanov jsme během jedenáctiletého výzkumu našli celkem 558 aktivních hnízd od pětadvaceti ptačích druhů. Jedinými konstantními druhy, kteří hnízdili pravidelně každé reprodukční období (duben až květen) po dobu jedenácti let v pozorované oblasti byli kos černý a drozd zpěvný.
- V posledním roce pozorování došlo k nalezení hnízda lejska bělokrkého, kterého jsme v kvadrátu 5349 monitorovali již v roce 2007 a tehdy se jednalo o první potvrzené hnízdění. Výsledky naznačují, že početnost hnízdění lejska bělokrkého by mohla být v kvadrátu 5349 v budoucnosti stabilní.
- Urbanizační proces v konkrétní části obce Maršov, neměl dynamický vývoj, s jakým bylo na konci roku 2014 počítáno. Za hranicí studované oblasti docházelo k razantnímu nárůstu zalidnění, ale na výsledcích hnízdní úspěšnosti neměla urbanizace žádný negativní vliv.

## 8 Literatura

- Andrén H, Angelstam P, Lindstrom E, Widen P. 1985. Differences in predation pressure in relation to habitat fragmentation: an experiment. *Oikos* **45**:273-277.
- Andrén H, Angelstam P. 1988. Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands: experimental evidence. *Ecology* **60**:544-547.
- Andrén H. 1992. Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. *Ecology* **73**:794-804.
- Andrén H, 1994. Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. *Oikos* **71**:355-366.
- Angelstam P. 1986. Predation on ground – nesting birds nests in relation to predator densities and habitat edge. *Oikos* **47**:365-373.
- Arcese P. 2003. Individual quality, environment, and conservation. In *Animal Behavior and Wildlife Conservation* (Festa-Bianchet M. and M. Apollonio Editors). Island Press Washington DC USA. pp. 271–296.
- Armstrong DP, Raeburn EH, Powlesland RG, Howard M, Christensen B, Ewen JG. 2002. Obtaining meaningful comparisons of nest success: data from New Zealand robin (*Petroica australis*) populations. *New Zealand Journal of Ecology* **26**:1–13.
- Aronson MFJ, La Sorte FA, Nilon ChH, Katti M, Goddard MA, Lepczyk ChA, Warren PS, Williams NSG, Cilliers S, Clarkson B, Dobbs C, Dolan R, Hedblom M, Klotz S, Kooijmans JL, Kühn I, MacGregor-Fors I, McDonnell M, Mörtberg U, Pyšek P, Siebert S, Sushinsky J, Werner P, Winter M. 2014. A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers *Proceedings of the Royal Society B Biological Sciences* Available from <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.3330>.
- Baker PJ, Molony SE, Stone E, Cuthill IC, Harris S. 2008. Cats about town: is predation by free-ranging pet cats *Felis catus* likely to affect urban bird populations? *Ibis* **150**:86–99.
- Balogh AL, Ryder TB, Marra PP. 2011. Population demography of Gray Catbirds in the suburban matrix: sources, sinks and domestic cats. *Journal of Ornithology* **152**:717–726.
- Bastian O, Syrbe RU, Slavik J, Moravec J, Louda J, Kochan B, Stutzriemer S, Berens A. 2017. Ecosystem services of characteristic biotope types in the Ore Mountains (Germany/Czech Republic). *International Journal of Biodiversity Science* **13**:51–71. Available from <https://doi.org/10.1080/21513732.2016.1248865>
- Bayne EM, Hobson KA, Fargey P. 1997. Predation on artificial nests in relation to forest type: Contrasting the use of quail and plasticine eggs. *Ecography* **20**:233-239.
- Bayne EM, Hobson KA. 2001. Effects of habitat fragmentation on pairing success of ovenbirds: importance of male age and floater behavior. *The Auk* **118**:380-388.
- Benton TG, Plaistow SJ, Coulson TN. 2006. Complex population dynamics and complex causation: Devils, details and demography. *Proceedings of the Royal Society B.* **273**: 1173–1181.

- Begon M, Harper JL, Townsend CR. 1997. Ekologie: jedinci, populace a společenstva. Vydavatelství Univerzity Palackého, Olomouc
- Birner Z, Páv A. 1981. Krušné hory a západočeská lázeňská oblast. Olympia, Praha
- Blight LK, Hobson KA, Kyser TK, Arcese P. 2015. Changing gull diet in a changing world: A 150-year stable isotope ( $\delta^{13}\text{C}$ ,  $\delta^{15}\text{N}$ ) record from feathers collected in the Pacific Northwest of North America. *Global Change Biology*. **21**: 1497–1507.
- Bouchner M. 1986. Kapesní atlas ptáků. Státní pedagogické nakladatelství, Praha
- Brotons L, Herrando S. 2003. Effect of increased food abundance near forest edges on flocking patterns of Coal Tit (*Parus ater*) winter groups in mountain coniferous forests. *Bird Study* **50**:106-111.
- Burke DM, Elliott K, Moore L, Dunford W, Nol E, Philips J, Holmes S, Freemark K. 2004. Patterns of nest predation on artificial and natural nest in forest. *Conservation Ecology* **18**:381-388.
- Cain JW, Smallwood KS, Morrison ML, Loffland HL. 2006. Influence of Mammal Activity on nesting success of passerines. *Journal of Wildlife Management* **70**:522-534.
- Cantar, RV, Montgomerie RD. 1985. The influence of weather on incubation scheduling of the white-rumped sandpiper (*Calidris fuscicollis*): a uniparental incubator in a cold environment. *Behaviour* **95**:261–289.
- Caro TM. 2005. Antipredator defenses in birds and mammals. University of Chicago Press.
- Caudill D, Guttery MR, Leone E, Caudill G, Messmer TA. 2016. Age-dependence and individual heterogeneity in reproductive success of greater sage-grouse. *Journal of Avian Biology*. **47**:719–723. Available from doi:10.1111/jav.00903
- Clarke JA. 1983. Moonlight's influence on predator / prey interactions between short-eared owls (*Asio flammeus*) and deer mice (*Peromyscus maniculatus*). *Behavioral Ecology Sociobiology* **13**:205–209. doi: 10.1007/BF00299924
- Clutton-Brock T, Sheldon BC. 2010. Individuals and populations: The role of long-term, individual-based studies of animals in ecology and evolutionary biology. *Trends in Ecology & Evolution*. **25**: 562–573.
- Colombelli-Négrel D, Kleindorfer S. 2009. Nest height, nest concealment, and predator type predict nest predation in superb fairy-wrens (*Malurus cyaneus*). *Ecological Research*. **24**:921–928.
- Cook TR, Martin R, Roberts J, Häkkinen H, Botha P, Meyer C, Sparks E, Underhill LG, Ryan PG, Sherley RB, Burness G. 2020. Parenting in a warming world: thermoregulatory responses to heat stress in an endangered seabird. *Conservation Physiology* **8**:11-28.
- Cooper CB, Hochachka WM, Butcher G, Dhondt AA. 2005. Seasonal and latitudinal trends in clutch size: Thermal constraints during laying and incubation. *Ecology* **86**:2018-2031. Available from doi:10.1890/03-8028

- Crick H. 2004. The impact of climate change on birds. *Ibis* **146**:48-56. Available from <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1474-919X.2004.00327.x>
- Dinsmore SJ, White GC, Knopf FL. 2002. Advanced techniques for modeling avian nest survival. *Ecology*. **83**: 3476–3488.
- Eggers S, Griesser M, Anderssen T, Ekman J. 2005. Nest predation and habitat change interact to influence numbers. *Oikos* **111**:150-158.
- Ehrendorfer F, Hamann U. 1965. Vorschläge zu einer floristischen Kartierung von Mitteleuropa. *Berichte Deutsche Botanische Gesellschaft*, **78**:35–50.
- Elphick J, Woodward J. 2003. *Pocket Birds*. Dorling Kindersley Limited, London
- Eötvös CB, Magura T, Lövei GL. 2018. A meta-analysis indicates reduced predation pressure with increasing urbanization. *Landscape and Urban Planning* **180**:54-59.
- Evans KL, Newson SE, Gaston KJ. 2009. Habitat influences on urban avian assemblages. *Ibis* **151**: 19-39.
- Fangyuan L, Xingjian M, Jinyao L, Yuguo L, Rusong Ch, Xiang L, Yiou L, Yuze Z, Ziling Y, Changjian F, Wenshuang B, Li L, Xiaoying X. 2021. Effects of urbanization on bird nesting: A review. *Biodiversity Science* **29**:1539-1553. Available from <https://www.biodiversity-science.net/EN/10.17520/biods.2021215>.
- Ferkl J. 2007. Revitalizace lesních porostů v Krušných horách. *Vesmír* **86**:556-557.
- Fernandez – Juricic E. 2001. Density dependent habitat selection of corridors in a fragmented landscape. *Ibis* **143**:278-287.
- Fletcher RJ. 2005. Multiple edge effects and their implications in fragmented landscapes. *Journal of Animal Ecology* **74**:342-352.
- Fontaine J, Martin T. 2006. Parent birds assess nest predation risk and adjust their reproductive strategies. *Ecol Lett.* **9**:428–434.
- Fu Y, Chen B, Dowell SD, Zhang Z. 2016. Nest predators, nest-site selection and nest success of the Emei Shan Liocichla (*Liocichla omeiensis*), a vulnerable babbler endemic to southwestern China. *Avian Research*. **7**:18. Available from doi: 10.1186/s40657-016-0054-1
- Francis CD, Ortega CP, Cruz A. 2009. Noise pollution changes avian communities and species interactions. *Current Biology* **19**:1415–1419. doi: 10.1016/j.cub.2009.06.052
- Franklin JF. 1989. Importance and justification of long-term studies in ecology. In *Long-Term Studies in Ecology* (Likens G. E. Editor). Springer New York NY USA. pp. 3–19.
- Frieling H. 1993. *Co zde létá?* Blesk, Ostrava
- Fogarty DT, Elmore RD, Fuhlendorf S, Loss SR. 2017. Influence of olfactory and visual cover on nest site selection and nest success for grassland-nesting birds. *Ecology and Evolution* **7**:6247–6258. Available from doi:10.1002/ece3.3195

- Gates EJ, Gysel LW. 1978. Avian nest dispersion and fledging success in field – forest ecotones. *Ecology* **59**:871-883.
- Germain RR, Schuster R, Delmore KE, Arcese P. 2015. Habitat preference facilitates successful early breeding in an open-cup nesting songbird. *Functional Ecology* **29**: 1522–1532.
- Gil D, Brumm H. 2013. *Avian urban ecology*. OUP Oxford.
- Gorenzel WP, Salmon TP. 1995. Characteristics of American Crow urban roosts in California. *Journal of Wildlife Management* **59**:638–645. Available from doi: 10.2307/3801939
- Grudinskaya V, Samsonov S, Galkina E, Grabovsky A, Makarova T, Vaytina T, Fedotova S, Shitikov D. 2022. Effects of spring weather on laying dates, clutch size and nest survival of ground-nesting passerines in abandoned fields. *Avian Conservation and Ecology* **17**:12-18.
- Hansson L. 1994. Vertebrate distributions relative to clear – cut edges in a boreal forest landscape. *Landscape Ecology* **9**:105-115.
- Hartley MJ, Hunter ML. 1998. A meta-analysis of forest cover edge effects and artificial nest predation rates. *Conservation Biology* **12**:465–469. doi: 10.1046/j.1523-1739.1998.96373.x
- Hecker U, Volf M. 2013. *Stromy a keře*. Rebo Productions, Praha
- Hoover JP, Schelsky WM. 2020. Warmer April Temperatures on Breeding Grounds Promote Earlier Nesting in a Long-Distance Migratory Bird the Prothonotary Warbler *Frontiers in Ecology and Evolution* **8**:11-28.
- Hume R. 2004. *Ptáci Evropy*. Knižní klub, Praha. ISBN 80-242-1133-5
- Chace JF, Walsh JJ. 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and urban planning*, **74**:46-69.
- Chapa – Vargas L, Robinson SK. 2006. Nesting success of a songbird in a complex floodplain forest landscape in Illinois, USA: local fragmentation vs. Vegetation structure. *Landscape Ecology* **21**:525-537.
- Jokimäki J, Jokimäki MLK. 2003. Spatial similarity of urban bird communities: A multiscale approach. *Journal of Biogeography* **30**:1183-1193.
- Jokimäki J, Huhta E. 2000. Artificial nest predation and abundance of birds along an urban gradient. *The Condor* **102**:838-847.
- Jokimäki J, Suhonen J, Benedetti Y, Diaz M, Kaisanlahti-Jokimäki ML, Morelli F, Pérez-Contreras T, Rubio E, Sprau P, Tryjanowski P, Ibáñez-Álamo JD. 2020. Land-sharing vs. land-sparing urban development modulate predator–prey interactions in Europe. *Ecological Applications* **30**:1051-1061.
- Jokimäki J, Suhonen J. 1993. Effects of urbanization on species richness of breeding birds in Finland: a biogeographical comparison. *Ornis Fennica* **70**:71–77.
- Kelcey JG, Rheinwald G. 2005. *Birds in European cities*. Ginster Verlag.

- Kosicki JZ. 2012. Effect of weather conditions on nestling survival in the White Stork *Ciconia ciconia* population. *Ethology Ecology & Evolution* **24**:140-148 Available from doi:10.1080/03949370.2011.616228
- Košťálová T. 2009. Modifikace Mayfieldovy metody v hodnocení hnízdní úspěšnosti ptáků. [MSc. Thesis]. Masarykova univerzita, Brno.
- Lebreton JD, Burnham KP, Clobert J, Anderson DR. 1992. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: A unified approach with case studies. *Ecological Monographs*. **62**: 67–118.
- Leonard ML, Horn AG. 2008. Does ambient noise affect growth and begging call structure in nestling birds? *Behavioral Ecology* **19**:502–507. doi: 10.1093/beheco/arm161
- Lima SL. 2009. Predators and the breeding bird: behavioral and reproductive flexibility under the risk of predation. *Biological Reviews Cambridge Philosophical Society*. **84**:485-513. doi: 10.1111/j.1469-185X.2009.00085.x. PMID: 19659887.
- Linden M, Gustafsson L, Pärt T. 1992. Selection on fledging mass in the Collared Flycatcher and the Great Tit. *Ecology*. **73**:336–343.
- Linden M, Møller AP. 1989. Cost of reproduction and covariation of life history traits in birds. *Trends in Ecology & Evolution*. **4**:367–371.
- Liu J, Yan H, Li G, Li S. 2021. Nest concealment is associated with reproductive traits across sympatric bird species. *Ecology and Evolution* **11**:14079-14087. Available from https://doi: 10.1002/ece3.8117.
- Loiselle BA, Farji-Brener AG. 2002. What's up? An experimental comparison of predation levels between canopy and understory in a tropical wet forest. *Biotropica* **34**:327-330.
- Losos B. 1984. *Ekologie živočichů*. SPN, Praha
- Lovett GM, Burns DA, Driscoll CT, Jenkins JC, Mitchell MJ, Rustad L, Shanley JB, Likens GE, Haeuber R. 2007. Who needs environmental monitoring? *Frontiers in Ecology and the Environment*. **5**: 253–260.
- Low M, Pärt T. 2009. Patterns of mortality for each life-history stage in a population of the endangered New Zealand Stitchbird. *Journal of Animal Ecology*. **78**:761–771.
- Luginbuhl JM, Marzluff JM, Bradley JE. 2001. Corvid survey techniques and the relationship between corvid relative abundance and nest predation. *Journal Field Ornithology* **72**:556-572.
- Mahon CL, Martin K. 2006. Nest survival of chickadees in managed forests: habitat, predator and year effects. *Journal of Wildlife Management* **70**:1257-1265.
- Manolis JC, Andersen DE, Cuthbert FJ. 2000. Uncertain nest fates in songbird studies and variation in Mayfield estimation. *The Auk* **117**:615–626.
- Martin TE. 1987. Artificial nest experiments: effects of nest appearance and type of predator. *The Condor* **89**:925-928.

- Martin TE, Scott J, Menge C. 2000. Nest predation increases with parental activity: separating nest site and parental activity effects. *Proceedings of the Royal Society B Biological Sciences*. **267**:2287–2293.
- Martin TE. 2015. Age-related mortality explains life history strategies of tropical and temperate songbirds. *Science* **349**: 966–970.
- Martínez-Padilla J, Redpath SM, Zeineddine M, Mougeot F. 2014. Insights into population ecology from long-term studies of red grouse *Lagopus lagopus scoticus*. *Journal of Animal Ecology*. **83**: 85–98.
- Marzluff JM, Bowman R, Donnelly R. 2001. Worldwide urbanization and its effects on birds. *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*. Springer, Boston, MA. Available from [https://doi.org/10.1007/978-1-4615-1531-9\\_2](https://doi.org/10.1007/978-1-4615-1531-9_2).
- Mazgajski T, Rejt L. 2006. The effect of forest patch size on the breeding biology of the great spotted woodpecker *Dendrocopos major*. *Annales Zoologici Fennici* **43**:211-220.
- McKinney ML. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation***127**:247-260. Available from <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>.
- Merle DC, Arcese P. 2018. Temporal variation in the effects of individual and environmental factors on nest success, *The Auk*. **135**:326–341. Available from <https://doi.org/10.1642/AUK-17-189.1>
- Mezera A, Hísek K. 1989. *Naše stromy a keře*. Albatros, Praha
- Mezquida ET, Marone L. 2003. Are result of artificial nest experiments a valid indicator of success of natural nest? *Wilson Buletin* **115**:270-276.
- Miller JR, Wiens JA, Hobbs NT, Theobald DM. 2003. Effects of human settlement on bird communities in lowland riparian areas of Colorado (USA). *Ecological Applications* **13**:1041-1059.
- Mišurec J, Kopačková V, Lhotáková Z, Campbell P, Albrechtová J. 2016. Detection of spatio-temporal changes of Norway spruce forest stands in ore mountains using landsat time series and airborne hyperspectral imagery. *Remote Sensing* **8**:1-20. Available from <https://doi:10.3390/rs8020092>
- Morelli F, Benedetti Y, Ibáñez-Álamo JD, Jokimäki J, Mänd R, Tryjanowski P, Møller AP. 2016. Evidence of evolutionary homogenization of bird communities in urban environments across Europe. *Global Ecology and Biogeography* **25**:1284-1293.
- Naguib M, van Oers K, Braakhuis A, Griffioen M, de Goede P, Waas JR. 2013. Noise annoys: effects of noise on breeding great tits depend on personality but not on noise characteristics. *Animal Behavioral*. **85**:949–956.
- Navara KJ, Nelson RJ. 2007. The dark side of light at night: physiological, epidemiological, and ecological consequences. *J. Pineal Res.* **43**:215–224.

- Norris DR, Arcese P, Preikshot D, Bertram DF, Kyser TK. 2007. Diet reconstruction and historic population dynamics in a threatened seabird. *Journal of Applied Ecology*. **44**: 875–884.
- Öberg M, Arlt D, Pärt T, Laugen AT, Eggers S, Low M. 2015. Rainfall during parental care reduces reproductive and survival components of fitness in a passerine bird. *Ecology and Evolution*. **5**: 345–356.
- Olsen PD, Olsen J. 1989. Breeding of the peregrine falcon *Falco peregrinus*. *Emu*. **89**:6–14.
- Panajotovová S. 2010. Vývoj zalesnění a rekultivace oblasti Krušných hor s využitím výukového projektu pro střední školy [Diploma Thesis] Karlova univerzita, Praha.
- Renfrew RB, Ribic CA, Nack JL. 2005. Edge avoidance by nesting grassland birds: a futile strategy in fragmented landscape. *The Auk* **122**:618-636.
- Reynolds JS, Juan DIÁ, Sumasgutner P, Mainwaring MC. 2019. Urbanisation and nest building in birds: a review of threats and opportunities. *Journal of Ornithology* **160**:841-860 Available from doi:10.1007/s10336-019-01657-8.
- Ries L, Fagan WF. 2003. Habitat edges as potential ecological trap for an insect predator. *Ecological Entomology* **28**:567-572.
- Robertson GJ. 1995. Factors affecting nest site selection and nesting success in the common eider *Somateria mollissima*. *Ibis*. **137**:109–115.
- Robbins CS, Dawson DK, Dowell BA. 1989. Habitat area requirements of breeding forest birds of the Middle Atlantic States. *Wildlife Monographs* **103**:1-34.
- Rolando A, Maffei G, Pulcher C, Giuso A. 1997. Bird community structure along an urbanization gradient. *Italian Journal of Zoology* **64**: 341–349.
- Sieving KE, Willson MF. 1998. Nest predation and avian species diversity in northwestern forest understory. *Ecology*. **79**:2391–2402.
- Sims V, Evans KL, Newson SE, Tratalos JA, Gaston KJ, Sheffield S. 2008. Avian assemblage structure and domestic cat densities in urban environments. *Divers. Distrib.* **14**:387–399.
- Sherry TW, Wilson S, Hunter S, Holmes RT. 2015. Impacts of nest predators and weather on reproductive success and population limitation in a longdistance migratory songbird. *J Avian Biology*. **46**:559–569.
- Shochat E, Warren PS, Faeth SH, McIntyre NE, Hope D. 2006. From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in ecology & evolution* **21**:186-191.
- Schlaepfer MA, Runge MC, Sherman PW. 2002. Ecological and evolutionary traps. *Trends in ecology and evolution* **17**:474-480.
- Slabbekoorn H, Halfwerk W. 2009. Behavioural ecology: noise annoys at community level. *Curr. Biol.* **19**:693–695. doi: 10.1016/j.cub.2009. 07.002
- Suvorov P. 2013. Rizika predace ptačích hnízd ve fragmentované suburbánní krajině [dissertation]. Česká zemědělská univerzita, Praha.



- Stearns SC. 1992. The evolution of life-histories. Oxford University Press Oxford U.K.
- Stracey CM, & Robinson SK. 2012. Does nest predation shape urban bird communities. *Urban bird ecology and conservation* **45**:49-70.
- Stracey CM. 2011. Resolving the urban nest predator paradox: the role of alternative foods for nest predators. *Biology Conserv.* **144**:1545–1552. doi: 10.1016/j.biocon.2011.01.022
- Ševcovic L. 2022. Hnízdní ornitocenóza deseti let na území Maršova a Unčina, okres Teplice [BSc. Thesis]. Česká zemědělská univerzita, Praha.
- Templeton CN, Zollinger SA, Brumm H. 2016. Traffic noise drowns out great tit alarm calls. *Curr. Biol.* **26**:1173–1174. doi: 10.1016/j.cub.2016.09.058
- Vincze E, Seress G, Lagisz M, Nakagawa S, Dingemanse NJ, Sprau P. 2017. Does Urbanization Affect Predation of Bird Nests? A Meta-Analysis. *Frontiers in Ecology and Evolution* **5**. Available from <https://doi.org/10.3389/fevo.2017.00029>
- Wallander J, Isaksson D, Lenberg T. 2006. Wader nest distribution and predation in relation to man – made structures on coastal pastures. *Biological conservation* **132**:343-350.
- Walters M. 1994. Bird's eggs. Dorling Kindersley Limited, London. ISBN 978-80-242-1880-9
- Wang JS, Hung CM. 2019. Barn swallow nest predation by a recent urban invader, the Taiwan whistling thrush-Implications for the evolution of urban avian communities. *Zoological Studies* **58**:1. Available from <https://doi.org/10.6620/ZS.2019.58-01>
- Wawrzyniak J, Kaliński A, Gladalski M, Bańbura M, Markowski M, Skwarska J, Zieliński P, Cyżewska I, Bańbura J. 2015. Long-Term Variation in Laying Date and Clutch Size of the Great Tit *Parus major* in Central Poland: A Comparison between Urban Parkland and Deciduous Forest. *Ardeola* **62**:311-322
- Weidinger K. 2002. Interactive effects of concealment, parental behaviour and predators on the survival of open passerine nests. *Journal of Animal Ecology* **71**:424-437.
- Weidinger K. 2003. Hnízdní úspěšnost – co to je a jak se počítá. *Sylvia* **39**:1–24.
- Wiens JA. 1977. On competition and variable environments. *American Scientist* **65**: 590–597.
- Winter M, Johnson DH, Shaffer JA, Donovan TM, Svedarsky WD 2006. Patch size and landscape effects on density and nesting success of grassland birds. *Journal of Wildlife Management* **70**:158-172.
- Wright LJ, Hoblyn RA, Green RE, Bowden CGR, Mallord JW, Sutherland WJ, Dolman PM. 2009. Importance of climatic and environmental change in the demography of a multi-brooded passerine, the woodlark *Lullula arborea*. *Journal of Animal Ecology* **78**:1191-1202.
- Yahner RH, Mahan C. 1999. Potential for predator learning of artificial arboreal nest locations. *Wilson Bulletin* **111**:536-540.

Zanette L, Doyle P, Tremont SM. 2000. Food shortage in small fragments: evidence from an area – sensitive passerine. Ecology 81:1654-1666.

<https://www.citacepro.com/cs/>

<https://is.muni.cz>

<https://www.chmi.cz/>

<https://mapy.cz/>

<https://www.mendeley.com/searc>

