



**RIZIKA PREDACE PTAČÍCH HNÍZD
VE FRAGMENTOVANÉ SUBURBÁNNÍ KRAJINĚ**
Petr Suvorov



ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

Katedra ekologie



**Rizika predace ptačích hnízd ve fragmentované suburbánní
krajině**

(Teze dizertační práce)

Mgr. Petr Suvorov

Praha 2010

Školitel: Doc. Mgr. Miroslav Šálek, Dr.

OBSAH

| | |
|---|-----------|
| 1. ÚVOD | 1 |
| 2. LITERÁRNÍ REŠERŠE | 2 |
| 2. 1. Ekologické pasti | 2 |
| 2. 1. 1. Organismy v člověkem ovlivňované krajině jako oběti ekologických pastí | 2 |
| 2. 1. 2. V jakých biotopech se ekologické pasti vyskytují a jak poznáme, že se jedná právě o ekologickou past | 3 |
| 2. 1. 3. Příčiny ekologických pastí | 5 |
| 2. 2. Volba habitatu | 7 |
| 2. 2. 1. Výběr a osídlování habitatu | 7 |
| 2. 2. 2. Vlastnosti živočichů predikující jejich náchylnost k ekologickým pastem při výběru habitatu | 9 |
| 2. 3. Charakteristiky jednotlivých komponentů fragmentované krajiny a reakce ptáků na ně | 10 |
| 2. 3. 1. Časoprostorové vlastnosti fragmentované krajiny a reakce ptáků na fragmentaci | 10 |
| 2. 3. 2. Vliv urbánní fragmentace na ptačí populace | 13 |
| 2. 3. 3. Role okrajových zón ve fragmentované krajině na ptačí populace | 14 |
| 2. 4. Hnízdní predace ve fragmentované krajině s vysokým podílem okrajových zón | 15 |
| 2. 4. 1. Adaptace ptáků na zvýšenou míru hnízdní predace v okrajovém biotopu | 15 |
| 2. 4. 2. Příčiny zvýšené denzity hnízdních predátorů v okrajové zóně | 16 |
| 2. 5. Behaviorální schopnosti a rizika hnízdní predace u krkavcovitých ptáků | 18 |
| 2. 6. Role umělých hnízd při výzkumu hnízdní predace | 20 |
| 2. 6. 1. Metodika práce s umělými hnízdy | 20 |
| 2. 6. 2. Identifikace hnízdních predátorů | 21 |
| 2. 7. Slabá místa při výzkumu vlivu fragmentace a okrajového biotopu na míru hnízdní predace | 23 |

| | |
|---|-----------|
| 3. CÍLE DIZERTAČNÍHO PROJEKTU..... | 25 |
| 4. METODIKA EXPERIMENTŮ | 27 |
| 4. 1. Metodika experimentu 1 | 27 |
| 4. 1. 1. Výběr, popis a charakteristika studijních ploch..... | 27 |
| 4. 1. 2. Experimentální design a sběr dat v terénu | 28 |
| 4. 1. 3. Hodnocení dat | 29 |
| 4. 2. Metodika experimentu 2 | 29 |
| 4. 2. 1. Charakteristika studijních lokalit | 29 |
| 4. 2. 2. Experimentální design a sběr dat v terénu | 30 |
| 4. 2. 3. Hodnocení dat | 31 |
| 4. 3. Metodika experimentu 3 | 31 |
| 4. 3. 1. Charakteristika studijních lokalit | 31 |
| 4. 3. 2. Experimentální design a sběr dat v terénu | 32 |
| 4. 3. 3. Hodnocení dat | 33 |
| 5. LITERATURA | 34 |

1. ÚVOD

Negativní vliv antropogenní fragmentace na dynamiku rostlinných i živočišných společenstev byl již mnohokrát prokázán v různých částech světa i různých biotopech. Nejvíce ovlivněny se zdají být zejména druhy s pomalou schopností adaptace nebo úzkou ekologickou valencí.

Většina studií, věnujících svoji pozornost vlivu antropogenní fragmentace na ptačí populace pochází zejména z Nového Světa, zatímco ve Střední Evropě přímé důkazy stále ještě chybí. Stejně tak pochází více prací z některých biotopů (zejména se jedná o mozaiku lesních kultur smíšenou se zemědělskou půdou), zatímco jiné jsou výrazně opomíjeny (suburbánní zóny, nezalesněné plochy – mokřady, pastviny, raně sukcesní bezlesí atp.). Moje práce se právě proto zaměřila na studium vlivu predatorního tlaku na populace ptáků v suburbánních oblastech a na chování vybrané skupiny hnízdních predátorů při predaci ptačích hnízd.

Předkládaná teze shrnuje současné poznatky o vlivu fragmentace krajiny na ptačí společenstva a vytyčuje hlavní cíle mé dizertační práce a popis metodik použitých při sběru i hodnocení dat.

2. LITERÁRNÍ REŠERŠE

2. 1. Ekologické pasti

2. 1. 1. Organizmy v člověkem ovlivňované krajině jako oběti ekologických pasti

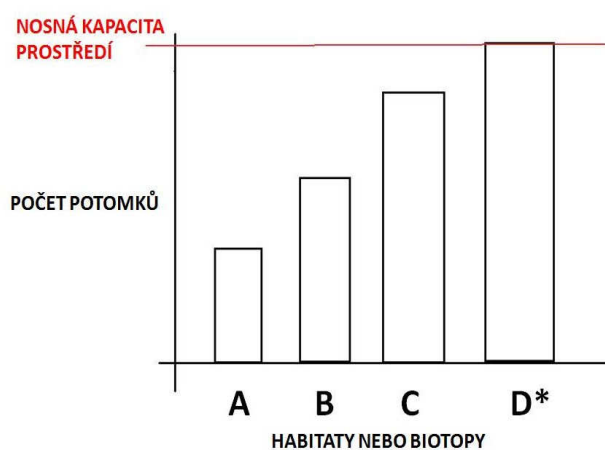
V dnešní krajině dochází vlivem člověka k rychlým změnám abiotických i biotických složek, které významně ovlivňují populace živočichů (Pärt et al. 2007), protože neustále musí na nově vzniklé podmínky reagovat. Jsou-li ale změny v krajině příliš rychlé, nemusí se na ně stihnout včas adaptovat (Miner et al. 2005, Shochat et al. 2005). Podnět, který by při odhadu kvality a výběru habitatu za normálních okolností vedl k přirozené poslušnosti následných reakcí, může v evolučně krátkém čase v pozměněném prostředí vyvolat nelogickou reakční kaskádu (Gates a Gysel 1978, Igual et al. 2007, Mannan et al. 2008, Schlaepfer et al. 2002, Vergara a Simonetti 2003) a vlivem chyby dovést populaci do tzv. ekologické pasti (Gilroy a Sutherland 2007, Kokko a Sutherland 2001, Kriska et al. 2008, Lindell 2008, Pärt et al. 2007, Ries a Fagan 2003). Např. na ostrovech Chafarrinas ve Středozezemním moři měli buňáci šedí (*Calonectris diomedea*) s přítomností introdukovaných krys (*Rattus rattus*) nižší reprodukční úspěšnost, než tam, kde se krysy nevyskytovaly. Ke své škodě buňáci nechápali přítomnost krys jako environmentální vodítko k výběru vhodného prostředí a záměrně hnízдили na lokalitě, kde měli nižší reprodukční úspěch (Igual et al. 2007). V důsledku špatné reakce může být taková (sub)populace zavedena do slepé evoluční uličky, která může být příčinou jejího vyhynutí (Ries a Fagan 2003, Schlaepfer et al. 2002).

Ekologická past a procesy s ní spojené jsou součástí širšího jevu, označovaného za past evoluční. Jedná se o škálu behaviorálních rozhodnutí, při kterých se následkem (nejčastěji antropogenní) disturbance mohou vytvořit maladaptivní strategie (např. předčasné buzení z hibernace některých savců vlivem změn v počasí, mylná konzumace plastických sáčků namísto medúz kožatkami velkými (*Dermochelys coriacea*), obezita lidí způsobená konzumací tučného jídla jako důsledek evolučního strachu z hladu aj.; více v Schlaepfer et al. 2002, Kriska et al. 1998, Mack 2000 etc.). Mechanismus evoluční pasti je podobný mechanismu ekologické pasti, pouze je popisován na širší škále behaviorálních rozhodnutí než pouze při výběru habitatu živočichem.

Ekologická past byla poprvé popsána Dwernychukem a Boagem (1972) u kachen hnízdících ve společnosti racků, kteří plenili jejich hnízda, zatímco při stejném soužití s rybáky k hnízdní predaci nedocházelo.

2. 1. 2. V jakých biotopech se ekologické pasti vyskytují a jak poznáme, že se jedná právě o ekologickou past

Většinou je velmi obtížné prokázat přítomnost ekologické pasti, protože jedinci musí preferovat jeden typ prostředí před druhým a zároveň míra individuální fitness v preferovaném habitatu musí být nižší (Batin 2004, Robertson a Hutto 2007). Pokud všechna ostatní vhodná místa snižují míru individuální fitness ještě více než místo, které si živočich vybere, nelze mluvit o ekologické pasti sensus stricto. Podle definice ekologické pasti v práci Gilroy a Sutherland (2007) si živočichové přednostně vybírají atraktivnější habitat před méně zajímavým, ale není v ní uvedeno, jestli je preferovaný habitat ideální, tj. jestli v něm mají maximální možný reprodukční úspěch. Pokud není, mohli bychom považovat všechny habitaty v krajině za ekologické pasti anebo také žádný z nich. Ani v jednom z nich sice nebude mít pták maximální možný reprodukční úspěch, avšak při srovnání mezi sebou mohou vykazovat signifikantní rozdíly (viz obr. 1). Záleží tedy na tom, jestli bude definice nejlepšího habitatu vztažena k teoretickému ideálnímu habitatu, v němž bude mít živočich maximální možnou fitness, nebo k nejlepšímu z habitatů, které budou v krajině k dispozici.



D = ideální habitat (nejvyšší možný reprodukční úspěch)

Obr. 1: Habitat D v krajině zjevně nebude za normální situace k dispozici. Při srovnání habitatu C s A se habitat C bude jevit jako lepší a habitat A jako horší. Zahrneme-li pták v habitatu A bez vědomí, že jeho reprodukční úspěch bude nižší než v C, je pro něj propadový habitat zároveň ekologickou pastí. Při srovnání pouze habitatů A a C se jako propadový biotop (respektive ekologická past) bude jevit pouze A. Pokud budeme ovšem srovnávat habitaty A a C ještě s D, budou se jako propadové biotopy (respektive ekologické pasti) jevit oba dva.

Pojem ekologické pasti lze zároveň vztahovat buď ke dvěma kvalitativním protipólům habitatu (horší vs. lepší) nebo ke kvalitativnímu kontinuu habitatů (Kristan 2003). Veškeré kategorizování habitatů na „lepší“ a „horší“ je většinou relativní s ohledem na jejich aktuální nabídku v krajině.

Většina dosud prokázaných ekologických pastí byla zasociována s negativním vlivem člověka (Igual et al. 2007, Klein et al. 2007, Remeš 2003). Lze předpokládat, že ekologické pasti se mohou objevit v krajině, kterou zasáhla větší přirozená změna (Battin 2004) abiotického (vichřice, povodně, požáry, sopečná činnost, vývěvy jedovatých anorganických sloučenin na zemský povrch...) nebo biotického (změny v krajině po invazi sarančat a jiných druhů živočichů...) původu. Je možné, že ekologické pasti existují v krajině na škále daleko jemnějších změn, než jsou živelné pohromy, jenom je těžké je detekovat a studovat (např. změna kompozice biotopu po pádu stromu, ztráta vegetačního krytu hnízda v důsledku náhlého okusu stádem kopytníků, změna vodního režimu vlivem postavení bobří hráze atp.). Je ale pravděpodobné, že tyto drobné změny zjevně nemusí ovlivňovat populační dynamiku a pro konzervační management přírody nebudou mít tak velký význam, jako antropogenní změny většího rozsahu.

Příkladem ekologické pasti, v jejímž působení nehrál roli člověk, by mohlo být preferenční hnízdění vysoce filopatrických kanadských hus sněžních (*Chen caerulescens*) v méně kvalitním habitatu. Ptáci se po desítky let vracely na stejnou hnízdní lokalitu, přestože kvalita habitatu se vlivem stále rostoucí populace zhoršila, což negativně ovlivnilo jejich reprodukční výstup (Ganter a Cook 1998). I když autoři přímo neuvádí, že se jednalo o ekologickou past, je tato situace téměř analogické ekologické pasti, jen na velmi dlouhodobé časové škále.

Práce na téma vztahu reprodukčního úspěchu ptáků a ekologických pastí v nenarušené krajině nejsou příliš časté stejně tak jako chybí srovnávací práce v nenarušené a člověkem ovlivňované krajině. Stejně tak chybí práce, které by prokazovaly vliv ekologických pastí na živočišné populace v urbanizované krajině, v nichž by nehrál roli negativní vliv člověka.

2. 1. 3. Příčiny ekologických pastí

V literatuře se v posledních desetiletích objevilo mnoho prací, které popisují příklady ekologických pastí v krajině ovlivňované člověkem (Horváth et al. 2007, Igual et al. 2007, Keeler a Chew 2008, Robertson a Hutto 2007, souhrnná tabulka v Schlaepfer et al. 2002), avšak detailnímu studiu jejich příčin se věnuje pouze málo z nich (Flaspohler et al. 2001).

Jednou ze zásadních, mnohdy opomíjených příčin, spojených se sníženou reprodukční úspěšností a rizikem ekologické pasti, může být míra antropogenní disturbance (Chace a Walsh 2001). Při opakovaném narušování průběhu hnízdního cyklu se hnízdící ptáci mohou soustředit na podněty spojené s rušením a nevnímají sekundární rizika (přítomnost predátorů, kompetitorů, potenciálních partnerů k páření a jiných negativních faktorů), což může snižovat míru jejich hnízdní úspěšnosti, ale i zvyšovat riziko mortality pro ně samotné. Např. kos černý (*Turdus merula*) stráví v urbánních parcích díky antropogennímu rušení více času na strážích než hledáním potravy, což může negativně ovlivňovat reprodukční zdatnost nejen jeho, ale i jeho potomků, protože je jejich potravní vstup menší než v nenarušovaných oblastech (Fernandez – Juricic a Tellería 2000).

Fragmentace krajiny je považována za druhou významnou příčinu ekologických pastí (Nordby et al. 2008). Při fragmentační události se zvyšuje míra mozaikovitosti krajiny (Andrén a Angelstam 1988, Bosschieter a Goedhart 2005, Fahrig 2003, Manu et al. 2007). Heterogenní prostředí může být atraktivnější nejen pro ptáky, ale i pro nespecializované predátory, protože v něm mají přístup ke zdrojům z několika různých biotopů (Ries a Sisk 2004). Pokud ptáci přednostně zahnízdí ve fragmentované krajině a budou v ní trpět zvýšeným hnízdním neúspěchem, jedná se o ekologickou past. Více o mechanismu zvýšené hnízdní predace v mozaikové krajině v kapitolách 2. 3. a 2. 4.

Mnohdy působí v roli významného predátora nebo kompetitora ve fragmentované, člověkem ovlivňované krajině nepůvodní nebo polodomeštkované druhy (např. holub domácí (*Columba livia f. domestica*), kachna divoká (*Anas platyrhynchos*), potkan (*Rattus norvegicus*) atp.). Zejména introdukce exotických druhů je považována po fragmentaci krajiny za další silnou příčinu ekologických pastí (Baker et al. 2008, Keeler a Chew 2008, Nordby et al. 2008), indukovaných zejména urbanizací. Domácí druhy nejsou na nový element v biotopu adaptovány (Schlaepfer et al. 2005), což může vést přímo (skrže predací, kompeticí či parazitací) nebo nepřímo (přestavbou habitatu či změnou funkce jeho

jednotlivých komponentů) k jejich negativnímu ovlivnění v podobě sníženého reprodukčního úspěchu. Např. introdukované majny obecné (*Acridotheres tristis*) a špačkové obecní (*Sturnus vulgaris*) v australských suburbánních parcích byli schopni rušit svojí aktivitou inkubující rosely pestré (*Platycercus eximius*) a vykompetovat díky své agresivitě papoušky zpěvavé (*Psephotus haematonotus*) při soubojích o potenciální hnízdní dutiny (Pell a Tidemann 1997).

Exotické druhy mohou negativně ovlivňovat reprodukční úspěšnost ptáků jako predátoři, parazité, kompetitoři (Chace a Walsh 2004), ale také prostou přestavbou kompozice habitatu, což se týká především introdukovaných rostlin. Přestože měly pěnice černohlavé (*Sylvia atricapilla*) téměř o 50 % vyšší reprodukční úspěšnost v původních galériových lesích na Moravě, jejich hnízdní denzita byla v nepůvodních lesích trnovníku akátu (*Robinia pseudoacacia*) dvojnásobně vyšší (Remeš 2003). Samci pěnic byli zjevně do exotických porostů lákáni díky dřívějšímu jarnímu olistění akátu než domácích druhů dřevin, takže mohli již dříve po přiletu ze zimoviště obsadit volná teritoria a lákat do nich samice. Autor studie sám ale přiznává, že výsledky mohou být zkresleny pro malý počet studovaných hnízdních lokalit.

Pokud budou ptáci záměrně preferovat místa s přítomností exotických druhů, které negativně ovlivňují jejich úspěšnost, bude se jednat o ekologickou past (viz Remeš 2003 a Igual et al. 2007). Některé druhy se mohou naopak místům s exotickými porosty záměrně vyhýbat bez ohledu na to, jestli je v nich míra reprodukčního úspěchu vyšší nebo nižší než při hnízdění v původních porostech (Misenhelter a Rotenbery 1999). Lidská činnost mění distribuci zdrojů v krajině a introdukuje do ní nové, mnohdy exotické prvky, ale mnohé (zejména původní) druhy ptáků tyto zdroje nedokážou využívat (Burton 2007) bez ohledu na to, jestli mají na jejich existenci negativní nebo pozitivní vliv.

Skryté nebezpečí člověkem ovlivněného prostředí může představovat i odlišná kvalita a struktura nabízených zdrojů. Straka obecná (*Pica pica*) má sice v urbanizovaných zónách vyšší denzitu, ale její hnízdní úspěšnost zde může být nižší než mimo ně (Antonov a Atanasova 2003). Je možné, že potravní zdroje ve městech jsou sice četnější, ale méně kvalitní než v původním prostředí. Alternativně, ptáci žijící ve městech mohou být kompetičně slabší jedinci, kteří byli z kvalitního prostředí vytlačeni (Shochat 2004). Městské prostředí může tedy fungovat jako podpůrný biotop pro nekvalitní jedince nebo jako

propadový biotop či ekologická past pro kvalitní populaci. Pokud osídlí městské prostředí a budou v něm mít nižší reprodukční úspěch, aniž by si zvýšené riziko neúspěchu uvědomovali, jde o ekologickou past.

2. 2. Volba habitatu

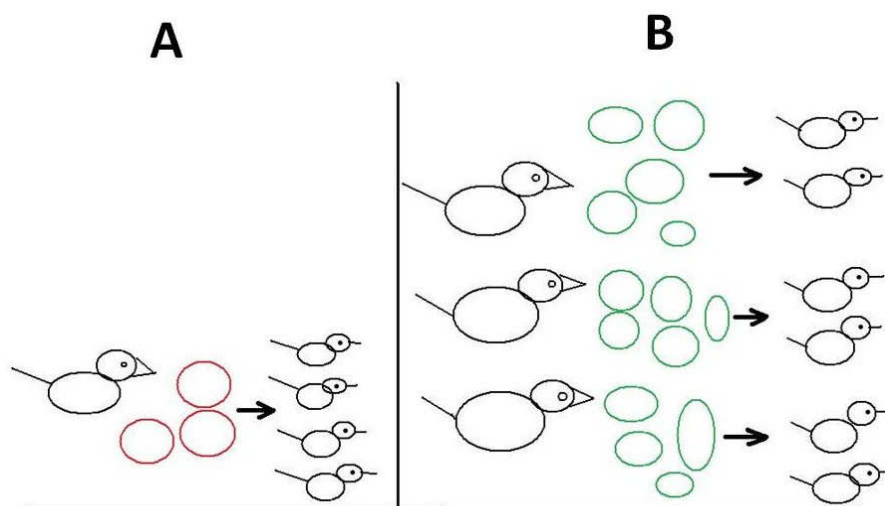
2. 2. 1. Výběr a osídlování habitatu

Model ekologické pasti může být ovlivněn existencí řady obecných ekologických fenoménů. Jedinec si na základě své evoluční historie a podle dosud nabytých zkušeností vybírá místo k osídlení (Keeler a Chew 2008, Kokko a Sutherland 2001, Miner et al. 2005). Někdy může být podnět pro výběr habitatu fixován formou imprintingu (tzv. natal habitat preference induction, Gilroy a Sutherland 2007, Kokko a Sutherland 2001). Při samotném výběru se většinou jedinec spoléhá na nepřímé podněty, které mu napomáhají adkeválně odhadnout kvalitu habitatu (např. počet jedinců jeho druhu či nepřítomnost predátora na dané lokalitě; Andrén 1990, Eggers et al. 2005, Kokko a Sutherland 2001, Roos a Pärt 2004, Schlaepfer et al. 2002, Schlaepfer 2003).

Znaky, které negativně ovlivňují přežívání jedinců v populaci, nemusí být v daném biotopu na první pohled patrné, protože se projevují až po určité době (Delibes et al. 2001). I když místo může obsahovat zřejmé znaky zvyšující pravděpodobnost přežívání (lepší potravní zdroje, více úkrytů ap.), jejich působení může být negativně převáženo hůře detekovatelnými nepříznivými faktory (míra parazitace, míra hnízdní predace, antropogenní rušení, přímé ztráty způsobené člověkem atp.; Delibes et al. 2001). Např. severoameričtí jestřábi Cooperovi (*Accipiter cooperi*) v urbanizovaných oblastech Arizony měli sice vysokou míru přežívání adultů, hodně potravy pro mladé i dostatek hnízdních míst, ale počty přeživších mláďat byly nízké díky parazitaci bičenkou *Trichomonas gallinae*, která se vyskytuje hlavně v urbanizovaných zónách (Mannan et al. 2008). Mnohé evropské populace břehulí říčních (*Riparia riparia*) opakovaně využívaly drenážních trubek v betonových zdech ke hnízdění, aniž by si uvědomovaly zvýšené riziko parazitace mláďat v periodicky používaných hnízdech oproti každoročně čerstvě vyhrabaným norám (Haas et al. 1980, Szép a Møller 1999).

Dva habitaty se od sebe mohou lišit na kvalitativní i na kvantitativní škále, jak popisuje Johnson (2005). Je-li jedinec postaven před možnost vybrat si habitat obsahující malé množství více kvalitního zdroje (A) nebo velké množství méně kvalitního zdroje (B),

může být v případě B jeho individuální fitness nižší. V případě A sice poroste rychleji, avšak nižší celková nosná kapacita prostředí bude na delší časové škále nevýhodná pro populaci, jejíž růst se posléze může zpomalit. V situaci A se tedy může jednat o formu ekologické pasti na delší časové škále, kterou bude trpět celá populace. V případě B se do ekologické pasti dostává pouze jedinec sám (viz obr. 2). Podle individuálních rozhodnutí jednotlivců tak vzniká určitá vnitrodruhová variabilita v preferencích pro daný habitat (Krebs 1985).



Obr. 2: V habitatu A je málo množství vysoce kvalitního zdroje, takže se v něm udrží pouze jeden ptačí pár, který vyprodukuje vyšší počet potomků než v habitatu B. Pro daný pár je výhodnější zahnízt v habitatu A než B, ale v rámci celé populace je nutné habitat považovat za propadový, protože jeho celková nosná kapacita je nižší než v habitatu B. Pokud si pár propadovost habitatu pro populaci neuvědomuje, dochází k ekologické pasti pro danou populaci. V opačném případě se jedná o tzv. propadovou (sub)populaci.

V habitatu B je velké množství málo kvalitního zdroje, takže se v něm udrží tři ptačí páry, ale každý pár vyprodukuje pouze poloviční počet potomků než v A. Pro populaci je vzhledem k vyšší nosné kapacitě prostředí výhodnější, když ptáci zahnízdí v habitatu B než A, ale pro každý pár je habitat propadový. Pokud si pár propadovost neuvědomuje, v ekologické pasti se octne on sám.

Např. denzita teritorií vran amerických (*Corvus brachyrhynchos*) a celková produktivita populace byla v urbánních oblastech vyšší než na venkově. Venkovské vrány ale vyprodukovaly více potomků per capita a jejich mláďata byla také větší a těžší (McGowan 2001).

Pokud jsou jedinci v habitatu rozmístěni rovnoměrně a jejich šance na monopolizaci zdrojů jsou vyrovnané (Hunt 1996, Battin 2004), jedná se o tzv. ideální distribuční model (Fretwell a Lucas 1970, Petit a Petit 1996, Kristan 2003, Johnson et al. 2006). Pokud hustota populace v preferovaném habitatu přesáhne kritickou hodnotu, relativně malý podíl

Rizika predace ptačích hnízd ve fragmentované suburbánní krajině

kompetičně zdatných jedinců usurpuje preferovaný habitat a vytlačuje kompetičně slabší jedince do neatraktivního habitatu. (tzv. despotický model osídlení – Andrén 1990, Hunt 1996, Kokko a Sutherland 2001, Battin 2004).

Nejen kompetiční, ale i predáční tlak může donutit živočichy osídlit chudší habitaty (Roos a Pärt 2004). Møller (1988) ve své práci prokázal, že kos černý (*Turdus merula*) se vyhýbal místům, kde by mohly hnízdit straky obecné (*Pica pica*).

Ptáci, kteří budou z habitatu vytlačeni, se při plné saturaci všech možných habitatů mohou při hledání potulovat po krajině, čímž se vystavují zvýšenému riziku predace (Bayne a Hobson 2001). Pokud se jim podaří najít neobsazený habitat nižší kvality, mohou v něm mít posléze vyšší míru reprodukčního úspěchu díky nižší míře kompetice (Van Horne 1983) a predace (Roos a Pärt 2004).

V narušeném prostředí však může vlivem nesprávných znaků pro odhad kvality biotopu však mohou dominantní jedinci naopak zahnízdit v horším, ale preferovaném biotopu (např. okrajový biotop) a jejich reprodukční úspěšnost bude v důsledku vyšších rizik snížena (Donovan a Thompson 2001). Kompetičně slabší jedinci mohou po vytlačení zahnízdit v lepším (nepreferovaném) biotopu (Miner et al. 2005), kde mohou mít vyšší míru reprodukčního úspěchu (Van Horne 1983). Pokud celková míra reprodukčního úspěchu v horším biotopu přesáhne díky početnosti hnízdících párů nebo velikosti jednotlivých snůšek míru reprodukčního úspěchu v lepším biotopu (Flashpohler et al. 2001a, McGowan 2001), může se efekt ekologické pasti kompenzovat.

2. 2. 2. Vlastnosti živočichů predikující jejich náchylnost k ekologickým pastem při výběru habitatu

Živočichové mohou být citliví k negativním vlivům ekologických pastí, pokud nedokáží reagovat dostatečně rychle a pokud jejich schopnosti učení nejsou tak dokonalé (Battin 2004, Kokko a Sutherland 2001). Jedinci z populace, která má méně času na adaptaci na lokálně specifické podmínky, mohou udělat při odhadu kvality habitatu chybu s větší pravděpodobností (Winter et al. 2006). Například migrující ptáci mohou mít po přiletu na hnízdiště daleko méně času adekvátně odhadnout kvalitu habitatu než sedentární druhy (Hahn a Silverman 2006, Lindell et al. 2007), jejichž informace o biotopu je kompletnější (Battin 2004, Leston a Rodewald 2006, Kokko a Sutherland 2001). Toto platí dvojnásob

zejména v rychle se měnícím urbanizovaném prostředí. Je možné, že je to jeden z důvodů, proč mnohé populace městských ptáků ztrácejí migrační tendence a stávají se sedentárními (např. labuť velká (*Cygnus olor*), Fuchs et al. 2002). Stejný mechanismus může fungovat i obráceně, tj. ptáci hnízdící v lepších biotopech dříve vyvedou mláďata a poté mají více času k odhadnutí a identifikaci nejlepšího zimoviště (Gunnarsson et al. 2005).

Pravděpodobnost výběru špatného habitatu a následného pochybení může být vyšší u mladých než u starých, zkušenějších jedinců (Flaspohler et al. 2001b, Møller 1991, Zarette 2001, Martínez-Abraín et al. 2007). Stejně tak i populace, která bude mít velkou genetickou variabilitu nebo vysoký obrat generací, se může na lokální změny v prostředí adaptovat daleko rychleji (Kokko a Sutherland 2001, Battin 2004).

Z uvedeného vyplývá, že nejméně ohrožené budou zjevně dobře stabilizované populace druhů s krátkým a rychlým rozmnožovacím cyklem a vysokou mírou adaptability (r – strategové) a polodomeštkované druhy, schopné využít aditivní zdroje plynoucí z lidské přítomnosti (potrava, hnízdní budky atp.), rezistentní k častým změnám prostředí (Kokko a Sutherland 2001).

2. 3. Charakteristiky jednotlivých komponentů fragmentované krajiny a reakce ptáků na ně

2. 3. 1. Časoprostorové vlastnosti fragmentované krajiny a reakce ptáků na fragmentaci

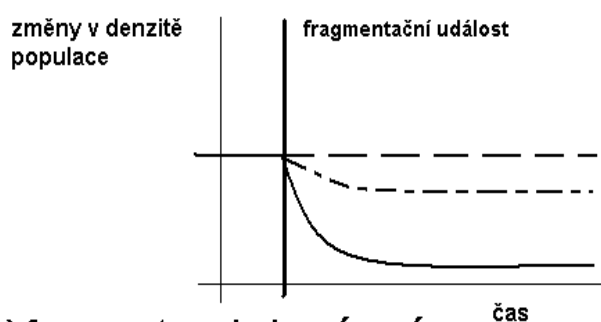
Pokud dokáží efektivně využít veškeré zdroje, mohou vysoce adaptabilní ptačí druhy žít i v prostředí, které s sebou nese riziko zvýšeného hnízdního neúspěchu, aniž by to na jejich populace mělo negativní vliv. Např. velikost teritoria krkavcovitých ptáků může negativně korelovat s množstvím zdrojů, které v nich najdou (Marzluff a Neatherlin 2006). Avšak například denzita některých druhů ptáků v člověkem ovlivňované mozaikovitě krajině nemusí být vždy vodítkem, které adekvátně odhaduje kvalitu habitatu. Habitaty s vyšší denzitou jedinců mohou fungovat jako propadové lokality, závislé na přísunu imigrantů z okolní krajiny (Baker et al. 2008).

Kvalita habitatu, ve kterém ptáci žijí, může být ovlivněna vnitřními charakteristikami habitatu (Dunford a Freemark 2004), jako jsou např. parametry vegetace (např. rozdíl výšky v rané a finální fázi hnízdní periody - Bártý et al. 2004) a její diverzita, které se můžou v temperátním klimatu měnit v závislosti na daném ročním období (Weidinger 2000, Lindell et al. 2007). Pro koroptev polní (*Perdix perdix*) jsou fragmenty ruderálních biotopů s vysokým

podílem okrajových zón v okolí Prahy atraktivní kvůli jejich heterogenitě, spjaté s vyšší nabídkou zdrojů, takže je v nich její početnost vyšší (Šálek et al. 2004). Zároveň jsou zde ale ptáci žijící vystaveni vyššímu predančnímu riziku díky zvýšené denzitě hnízdních predátorů. Také pokud je okolí fragmentu dostatečně heterogenní, mohou četnější nespecializovaní predátoři, žijící v okolní krajině, náhodně pronikat dovnitř a zvyšovat míru predančního tlaku na ptačí populaci (Leston a Rodewald 2006).

Reakce ptačích populací se může měnit také v závislosti na rychlosti, intenzitě a prostorovém měřítku, s jakými je krajina fragmentovaná (Marzluff a Ewing 2004). Je pravděpodobné, že při opakované fragmentační události velkého rozsahu bez možnosti obnovení přirozené sukcese budou druhy žijící v krajině vykazovat negativnější efekt, než při jednorázové fragmentaci (viz *obr. 3*). Odpověď ptačích komunit na fragmentaci může vykazovat určité zpoždění (Winter et al. 2006), takže negativní vliv disturbancí může být vidět až v delším časovém měřítku. Dlouhodobé studie změn v habitatu nejsou ale vzhledem k časové náročnosti příliš časté (Donázar et al. 2002).

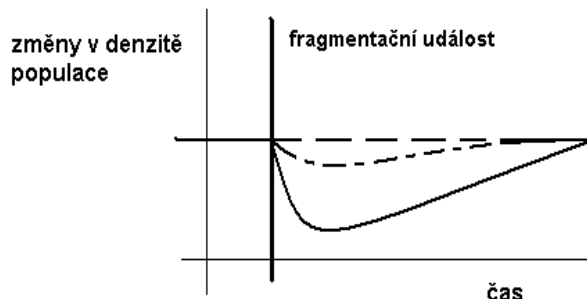
a) fragmentace permanentní



Legenda

- — — — — Dokonalí generalisté
- · · · · Generalisté
- Specialisté

b) fragmentace jednorázová

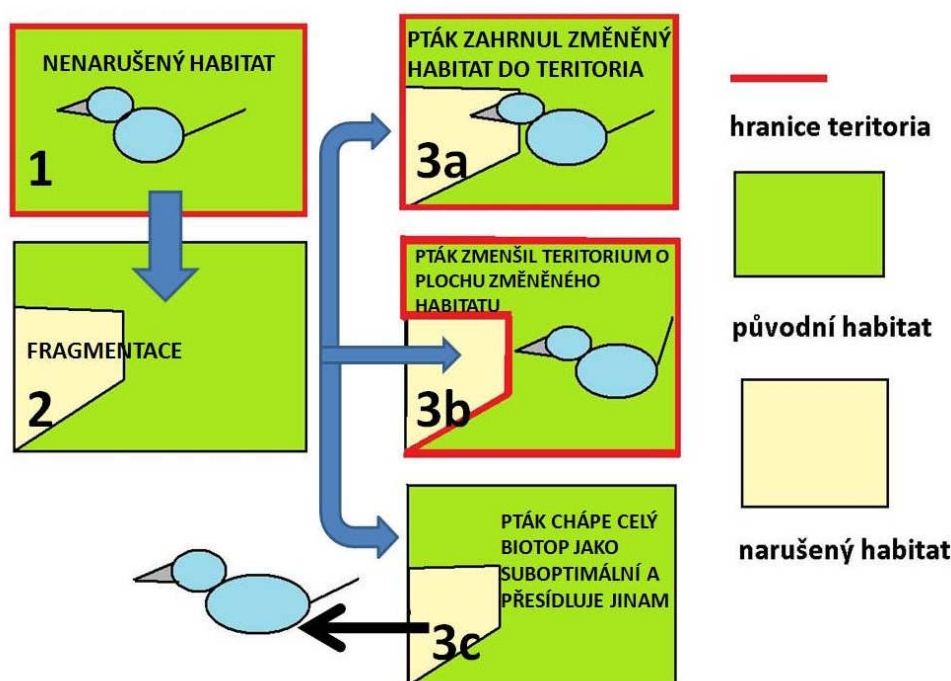


Obr. 3: Odpověď druhů s odlišnou životní strategií na jednotlivé typy fragmentace krajiny podle Hagan et al. 1996.

Při výběru teritoria nemusí ptáci považovat dva habitaty s obdobnými charakteristikami za stejné kvůli odlišnému využití jejich matrix (Dunford a Freemark 2004). Podle autorů existuje pět důvodů, proč se ptáci mohou v mozaikové krajině vyhýbat

některým z jejích komponentů. (1) Je – li v blízkosti urbanizovaná oblast, může být míra jejich vyhýbání se ve vztahu s psychologickou potřebou udržet vzdálenost od osídlených oblastí. (2) Klima fragmentované krajiny může mít znatelnější lokální výkyvy a dostupnost potravy v ní se v různých jejích částech může lišit (taktéž Burke a Nol 1998). (3) Druhy, které jsou tolerantnější vůči krajinu fragmentovanou urbanizací či zemědělstvím, mohou z přítomnosti člověka profitovat (taktéž Howell et al. 2000). Citlivější druhy nemusí v kompetici s generalisty obstát, takže mohou fragmentovanou krajinu chápat jako suboptimální. (4) Predační riziko ve fragmentované krajině může být zvýšené (viz níže). (5) V blízkosti člověka se mohou vyskytovat látky, které mohou být pro ptáky toxické (chemikálie z polí či kanalizací atp.)

Míra senzitivity druhu na fragmentační událost může být ve vztahu s mírou jeho specializace na určitý typ biotopu (Howell et al. 2000). Podle Bayne et al. (2005) existují tři cesty, jak může pták reagovat na antropogenní fragmentaci ve svém teritoriu (viz obr. 4).



Obr. 4: Způsoby reakce ptáka na fragmentační událost v krajině (Bayne et al. 2005). V případě 3a se jedná o úplného generalistu, v případě 3c o silně specializovaný druh.

Matrix fragmentovaného habitatu může obsahovat pro více specializované druhy bariéry, přes které nedokáží proniknout do jiného vhodného habitatu (nezalesněný pruh

otevřené krajiny v lese, široký pruh pole v mokřadu aj.; Fraser a Stutchbury 2004, Bosschiet a Goedhart 2005). Aby nemuseli létat přes nepreferovaný biotop, využívají ptáci tzv. biotopových koridorů (Fernández – Juricic a Jokimäki 2001, Fraser a Stutchbury 2004). Mnohdy jsou ovšem tyto koridory místy, kolem nichž se predátoři záměrně koncentrují (Weldon 2006).

2. 3. 2. Vliv urbánní fragmentace na ptačí populace

Okolní matrix může negativně ovlivňovat ptačí populace také cestou antropogenní činnosti (Bátary a Báldi 2004, Dunford a Freemark 2004, Draycott et al. 2008). Ve fragmentované, intenzivně obhospodařované zemědělské krajině může být denzita ptáků vyšší, ale jejich diverzita nižší (Báldi et al. 2005). Denzita vybraných druhů ptáků může také narůstat směrem k suburbánním oblastem (Šálek et al. 2004). Avšak prací, které by se zabývaly kvalitou jedinců nebo jejich následnou fekunditou v urbanizovaných oblastech není příliš (Chace a Walsh 2004). Jökimäki a Huhta (2000) a Thorington a Bowman (2003) prokázali, že směrem do centra urbanizovaných zón roste také predáční tlak na hnízdící ptáky (Gering a Blair 1999 došli k opačnému výsledku). Např. extrémně vysoká denzita koček domácích (*Felis catus*) > 230 jedinců/km² v anglickém Bristolu zapříčinila, že mortalita dospělých zpěvných ptáků převážila nad natalitou (Baker et al. 2008). Evans et al. (2009) uvádí, že druhové ptačí bohatství dosahuje svého vrcholu při střední míře urbánní fragmentace, protože v silně urbanizovaných zónách již není dostatek vhodných habitatů k hnízdění (jeho výsledky pouze podtrhují výsledky z prací Howard et al. 2001 a Donovan et al. 1997). Je možné, že populace silně urbanizovaných zón by bez imigrantů zanikly (Baker et al. 2008).

Marzluff a Ewing (2004) a Chace a Walsh (2004) sumarizovali příčiny, které mohou negativně ovlivňovat ptačí populace urbanizovaných oblastí: (1) zvýšená míra hnízdí predace a parazitizmu (druhý zmíněný faktor působí zejména v Novém světě), (2) přítomnost exotických prvků (vegetace, predátoři, nemoci a parazité), (3) absence vrcholových predátorů a následné změny v trofické struktuře, (4) omezené možnosti disperze a migrace, (5) manipulace s klíčovými zdroji (pozměněné potravní spektrum, ztráta vegetačního pokryvu vlivem kácení křovin atp. – viz také Mettebrink et al. 2006) a (6) změny v hydrologických a živinových cyklech (včetně používání pesticidů).

Rizika predace ptačích hnízd ve fragmentované suburbánní krajině

Typ antropogenního ovlivňování krajiny může ovlivňovat typ odpovědi ptáčích populací. Zatímco bylo již několikrát prokázáno, že krajina fragmentovaná zemědělstvím může mít na ptáky negativní vliv (Andrén 1995), lesní hospodářství ptačí komunity v tak vysoké míře negativně ovlivňovat nemusí (Bayne a Hobson 1997, Marzluff a Ewing 2004).

2. 3. 3. Role okrajových zón ve fragmentované krajině na ptačí populaci

Jak bylo uvedeno v kapitole 2. 1. 3., fragmentovaná krajina může být pro hnízdící ptáky atraktivnější (Brotons a Herrando 2003, Hansson 1994, Fernandez – Juricic et al. 2001, Schlaepfer et al. 2002). S rostoucí mírou fragmentace totiž roste heterogenita krajiny i podíl okrajových zón, což zvyšuje diverzitu dostupných zdrojů (Ries a Sisk 2004) nejen pro ptáky, ale i pro nespecializované predátory. Jestliže jejich denzita v okrajové zóně vzroste, existuje vyšší riziko, že některý z nich náhodně najde hnízdo s vejci a vyplení jej (ale Storch et al. 2005 tvrdí něco jiného), jako tomu bylo např. u hýlů rudých (*Carpodacus erythrinus*) (Albrecht 2004) nebo strnadů rákosních (*Emberiza schoeniclus*) (Schiegg et al. 2007), které zahnízdily přednostně v okrajovém biotopu, nižší reprodukční úspěch zejména díky zvýšené míře hnízdní predace (tzv. okrajový efekt na hnízdní predaci).

V některých případech vyplenění hnízda nemusí jít o predaci, nýbrž o kompetici, jako tomu bylo prokázáno na vnitrodruhové úrovni u strak obecných (*Pica pica*) (Baeyens 1981, Tatner 1982, Jerzak 2001) a na mezidruhové úrovni u vrabců domácích (*Passer domesticus*) (Gowaty 1984). Pokud jde skutečně o kompetici, mohou kvalitní jedinci vytlačovat kompetičně slabší z okrajových (atraktivnějších) biotopů. Nekvalitní jedinci potom mohou zahnízdit s větší pravděpodobností v kvalitním (nepreferovaném) biotopu s nižšími skrytými riziky a mít v něm vyšší reprodukční úspěšnost (Miner et al. 2005).

Většina studií potvrdila, že okrajový efekt na míru predčního rizika působí nejsilněji do vzdálenosti cca 50 – 200 metrů od habitatového přechodu (Andrén a Angelstam 1988, Paton 1994, Bátary a Báldi 2004), avšak Storch et al. (2005) a Laurance (2000) prokázali jeho působení až do vzdálenosti 4 000 – 5 000 metrů. S rostoucí mírou fragmentace mohou predátoři pronikat hlouběji do jádrového habitatu zmenšujících se krajinných fragmentů, čímž se širší okrajového efektu bude zvětšovat (Lahti 2001, Bátary a Báldi 2004). Užší a protáhlejší fragmenty vykazují zároveň vyšší podíl okrajového biotopu než fragmenty širší a kulovitější (Rodenhouse a Best 1983, Johnson a Temple 1990, King a Byers 2002).

Rizika predace ptačích hnízd ve fragmentované suburbánní krajině

Intenzita okrajového efektu na hnízdní predaci může být spojená s typem okraje (Andrén 1994, Donovan et al. 1997, Saracco a Collazo 1999). Míra predčního rizika se může měnit s mírou ostroty přechodu jednoho habitatu do druhého (Söderström et al. 1998, Deng et al. 2003) – tzv. tvrdý okraj (nebo také ostrý; typický příklad: pole vs. les) versus měkký okraj (nebo také graduální – v biotopech podobné fyziognomie: graduální přechod mezi sukcesními stupni vegetace na přechodu lesa a neobdělávané louky, postupné prolínání vegetace mezi nesečenou loukou a mokřadem atp.). Nejvíce prací se doposud zaměřilo na zkoumání míry hnízdní predace na kontrastním přechodu pole a lesa, kde je zatím okrajový efekt nejlépe zdokumentován (Huhta et al. 1996, Conner a Perkins 2003, Bártary et al. 2004). Naopak, prací na téma studia vlivu okrajového efektu na hnízdní predaci na přechodu dvou biotopů podobné fyziognomie (včetně měkkých okrajů) je zejména v našich klimatických podmínkách málo (Pasinelli a Schiegg 2006, Wallander et al. 2006 aj.) a jednoznačně z nich nevyplyvá, jestli chápou hnízdící ptáci i hnízdní predátoři tyto biotopy jako odlišné nebo je vnímají jako celek. Např. podle Martina (1992) mohou mít pozvolné okraje vyšší hustotu vegetace a tím poskytovat lepší úkryty pro hnízdící ptáky.

2. 4. Hnízdní predace ve fragmentované krajině s vysokým podílem okrajových zón

2. 4. 1. Adaptace ptáků na zvýšenou míru hnízdní predace v okrajovém biotopu

Druhy, které se dokáží okrajové zóně vyhýbat, jsou v literatuře označovány za citlivé k přítomnosti okraje (*edge sensitive species*; Brand a George 2001) a pokud v nich chybně zahnízdí, jejich míra reprodukčního úspěchu bude pravděpodobně nižší. V některých pracích (Villard 1998) se objevuje rozdělení ptačích druhů na druhy specializované na okrajový biotop (*edge specialists*) a druhy specializované na biotop interní (*interior specialists*). Např. lesňáček oranžovotemenný (*Seiurus aurocapillus*) se v okrajových biotopech nevyskytuje proto, poněvadž se zde jeho kořist nemůže vyskytovat díky vyšší ariditě biotopu (King a DeGraaf 2004). Senzitivita k okrajovému biotopu se týká zejména hmyzožravých ptačích druhů, protože společenstvo hmyzu v okrajovém a interním biotopu se bude odlišovat více než potrava graminivorních, frugivorních a fruktivorních ptáků (Lindell et al. 2007). Samičky lesňáčeků oranžovotemenných se dokonce mohou záměrně vyhýbat těm samcům, jejichž teritoria leží v okrajové zóně (Villard et al. 1993, Van Horn 1995). Je možné, že se riziko nižší

míry reprodukčního úspěchu týká pouze druhů specializovaných na interní biotop, které zahnízdily chybně v okrajovém biotopu.

Pokud ptáci v okrajovém biotopu skutečně zahnízdí, mohou trpět vyšší mírou predatorního tlaku (Albrecht 2004). Predatorní tlak je jedním ze silných nástrojů při výběru hnízdního habitatu u ptáků a ptačí populace na něj mohou reagovat změnami ve své prostorové distribuci (Møller 1988, Roos a Pärt 2004). Pokud ale v habitatu zůstanou, mohou se na něj adaptovat několika způsoby. Je to například poloha hnízda (Martin et al. 2000) nebo míra jeho ukrytí (Jokimäki a Huhta 2000, Weidinger 2002), která může být lepší ve více heterogenním prostředí (Eggers et al. 2005). Tuto vlastnost může splňovat i okrajový biotop (Huhta et al. 1996). Vizualně se orientující predátoři se s menší pravděpodobností dostanou k lépe zakrytému hnízdu (Angelstam 1986, Renfrew et al. 2005, Chapa-Vargas a Robinson 2006). Míra hnízdní predace se liší u různých typů hnízd. Některé práce tvrdí, že míra predatorního tlaku je vyšší u zemních hnízdičů než u křovinných (Lampila et al. 2005, Shochat et al. 2005) a u otevřeně hnízdících ptáků než u dutinových hnízdičů (Lampila et al. 2005). Pokusy na umělých hnízdech ale prokázaly, že při jemnějším rozlišení struktura hnízda (materiál, tvar atp.) na míru predatorního tlaku vliv mít nemusí (Rangen et al. 2000). Jokimäki a Huhta (2000) v souvislosti s vyšší mírou hnízdní predace na zemní hnízdiče vyslovili domněnku, že je to jeden z možných důvodů, proč je jich v urbanizovaných zónách nižší počet (lindušky, strnadi...).

Ptáci se také snaží minimalizovat svoji aktivitu v okolí hnízda, protože vizualně se orientující predátoři je mohou pozorovat a posléze určit přesnou polohu hnízda (Yahner a Mahan 1999, Martin et al. 2000, Eggers et al. 2005). Dalšími vodítky pro hnízdní predátory mohou být např. pach hnízda, vokalizace mláďat atp. (Burke et al. 2004).

2. 4. 2. Příčiny zvýšené denzity hnízdních predátorů v okrajové zóně

Míra hnízdní predace může být ovlivněna loveckými strategiemi, druh. skladbou a prostorovou distribucí hnízdních predátorů (Jobin a Picman 2002, Cain et al. 2006). Ries a Sisk (2004) uvedli tři možná vysvětlení, proč by mohla být denzita predátorů ve fragmentované krajině s vyšším podílem okrajové zóny vyšší. Jedná se o (1) tzv. efekt přelévání (*spillover*) přes okrajovou zónu, (2) distribuci doplňkových zdrojů a (3) zesílení vlivů okrajové zóny. Při efektu přelévání přes okrajovou zónu obsahují dva sousedící habitaty

jeden stejný zdroj. Je-li jeho množství v preferovaném habitatu vyšší než v nepreferovaném, může se jako odpověď na zdrojový gradient tvořit gradient denzity druhu, který daný zdroj využívá. Protože zdroj směrem do nepreferovaného habitatu klesá, nepředpokládá se, že by do něj daný druh pronikal do přílišné vzdálenosti. Příkladem může být vodní pták, který může fakultativně navštěvovat okolní louky a hledat v nich potravu, i když jeho denzita v ní nebude dosahovat denzity ve vodním prostředí.

Pokud obsahují dva sousedící habitaty dva odlišné zdroje, které se vzájemně doplňují, bude existence v okrajové zóně zlepšovat možnost přístupu k oběma. Ve výše uvedeném případě vodního ptáka by se třeba jednalo o nějaký druh potravy, který by mohl nalézt v sousedních loukách a aby nemusel překonávat dlouhou cestu k využití onoho zdroje, bylo by nejlepším řešením zdržovat se někde poblíž břehu. Při cestě do přilehlého habitatu by musel vždy projít přes okrajovou zónu, tj. využít ji jako tzv. *“travel line”* (Wegner a Merriam 1979, Andrén 1994, Pangau et al. 2006), aby se dostal tam, kam potřebuje. Pokud by se jednalo analogicky o hnízdního predátora, mohl by při svém průchodu náhodně narazit na hnízdo, které by vyplenil. Někteří autoři (Storch et al. 2005) nepovažují za příliš pravděpodobné výrazné zvýšení predace touto cestou. Angelstam (1986) dodává, že ptačí vejce tvoří pouze asi 1% jídelníčku hnízdních predátorů. Poslední možností může být, pokud se oba dva výše uvedené zdroje nebo také jeden budou koncentrovat právě v okrajové zóně, takže existence v ní bude živočichovi umožňovat nejlepší využívání zdroje (zdrojů). Dalším z mechanismů, které ve své práci Ries a Sisk (l.c.) neuvádějí, může být neprostupnost jednoho z biotopů. Predátoři se potom dostávají pouze do okrajové zóny, nikoliv do jejího centra (např. v případě terrestrických tetrapodů pohyb v silně podmáčených oblastech).

Při pátrání po potravě potřebují zejména vizuálně se orientující predátoři orientační body v krajině. Tuto funkci plní struktury, které se v biotopu výrazně odlišují (stromy, lidská sídla, hranice mezi dvěma biotopy; Wallander et al. 2006). Pokud se drží při pohybu v krajině linie předělu dvou biotopů (Wegner a Merriam 1979), mohou pronikat na obě strany do dvou odlišných habitatů (Roos 2002), což může míru hnízdní predace v okrajových zónách ještě zvyšovat.

U savčích predátorů se udává, že přednostně predují více hnízda zemní, která jsou pro ně lépe dostupná (Söderström 1999). Pokud obsahuje habitat stromy a keře, dávají ptačí hnízdní predátoři přednost plenění křovinných hnízd (Santisteban et al. 2002). Z leteckého

pohledu by mohlo být zemní hnízdo teoreticky lépe vidět než hnízdo křovinné. Je ale možné, že ptačí hnízdní predátoři vstupují do nitra křovin a hledají je záměrně anebo na ně náhodně narazí, když v křoví hledají potravu. Další alternativou, která by zároveň vysvětlovala vyšší míru hnízdní predace na křovinných hnízdech v porovnání se zemními, je sledování parentální aktivity inkubujícího páru, která by měla být u křovinných hnízd větší než u zemních hnízdičů (Söderström et al. 1998).

Vegetační struktura daného habitatu spolu s mírou fragmentace a kompozice krajiny mohou hrát významnou roli na přítomnost konkrétního typu predátora (Andrén 1992, Mahon a Martin 2006, Pasinelli a Schiegg 2006). V otevřené krajině jsou za hnízdní predaci zodpovědní především vizuálně se orientující ptáci, v nepřehledné husté vegetaci lesa většinou savci (Andrén 1992, Vander Haegen et al. 2002). Marini et al. (1995) uvádí, že savci jsou zároveň typickými hnízdními predátory pro homogennější krajinu a měkké okraje, zatímco ptáci pro více fragmentovanou a (sub)urbánní krajinu s tvrdými okraji (Jokimäki and Huhta 2000). Jedním z možných důvodů může být fakt, že savčí predátor nepotřebuje tolik záchytných vizuálních bodů v krajině, tudíž mu určitá míra homogenity nemusí vadit (Söderström et al. 1998). Nour et al. (1993) dodává, že zejména krkavcovití ptáci preferují malé krajinné fragmenty, protože do nich mají daleko lepší přístup.

Výsledky z tropických oblastí napovídají, že hnízdní predace zde bude odlišná od temperátních zón (Githiru et al. 2004). Za hlavní predátory ptačích hnízd jsou zde považováni savci, zatímco v temperátních oblastech ptáci (Buller a Hamilton 2000). Söderström (1999) ve svém review prací z tropických zón nepotvrdil rozdílnou míru hnízdní predace na reálných a umělých hnízdech, což může jenom potvrzovat fakt, že právě savci mohou být hlavní skupinou živočichů, která preduje ptačí hnízda v tropických zónách.

2. 5. Behaviorální schopnosti a rizika hnízdní predace u krkavcovitých ptáků

Disponují – li lepšími schopnostmi učení, mohou si vizuálně se orientující predátoři pomocí výraznějších bodů v habitatu zapamatovat polohu hnízd, takže je v pozdější části hnízdní periody mohou snáze a rychleji hledat (Jobin a Picman 2002, Martin a Joron 2003). U krkavcovitých, kteří v našich podmínkách tvoří majoritní složku vizuálně se orientujících predátorů (Andrén 1992, Albrecht 2004) bylo prokázáno, že si polohu experimentálních hnízd mohou zapamatovat, vidí – li výzkumníka při práci, a posléze je vypredovat (Ball et al.

1994, Báldi 2000). Počet vran černých (*Corvus corone*) na experimentální lokalitě v průběhu expozice umělých hnízd signifikantně narostl v práci Olsen a Schmidt (2004) oproti počtu před expozicí, což dokazuje, že vrány si dokázaly v krátké časové periodě vytvořit search image pro hledání umělých hnízd. Podobné výsledky prokázala i práce Santisteban et al. (2002) na klecovaných vránách rybích (*Corvus ossifragus*), kterým se nabízela umělá hnízda. Pokus Soneruda a Fjelda (1987) naznačil schopnost vrány šedivky (*Corvus cornix*) si zapamatovat místo, kde hnízdo predovala, i s odstupem časové periody jednoho roku. Slabinou této studie sice je, že byl pokus realizovaný s jedním ptákem, avšak autoři tvrdí, že vrány šedivky byly víckrát pozorovány, jak se vracejí opakovaně na místa, kde předtím už hnízdo jednou vypredovaly.

Vigallon a Marzluff (2005) tvrdí, že i kdyby si krkavcovití ptáci search image na hnízda nedělali a k predaci by docházelo pouze incidentálně, může být na dané lokalitě jeden druh původcem až 50 % predace hnízd ptáků, kteří v habitatu zahnízdí. V souvislosti se search image hnízdních predátorů se zmiňuje riziko příliš častých kontrol reálných ptačích hnízd, které může vizuálně se orientující predátory, skenující krajinu, upozornit na polohu hnízda (Schiegg et al. 2007).

Některé práce (Roos 2002, Roos a Pärt 2004, Šálek 2004) prokázaly, že míra predčního rizika hnízd ptáků, kteří zahnízdili v blízkosti hnízd vybraných druhů krkavcovitých ptáků, byla vyšší než u těch, jejichž hnízda byla vzdálená. Stejně riziko nemusí být spjata pouze s blízkostí ptačího hnízda k hnízdu krkavcovitých, nýbrž i s nedalekou přítomností jejich pozorovatelný či jiného místa, kde lze přítomnost krkavcovitých předpokládat (Söderström et al. 1998, Wallander et al. 2006). Dokonce i v rámci skupiny krkavcovitých se některé druhy vyhýbají jiným, protože jejich reprodukční úspěch může být díky zvýšenému predčnímu tlaku v přítomnosti silnějšího druhu nižší (Roos a Pärt 2004, Eggers et al. 2005). Avšak přímá souvislost mezi nárůstem počtu krkavcovitých ptáků a poklesem populací ptačích druhů zatím nebyla zejména v Evropě věrohodně prokázána (Gooch et al. 1991, Evans et al. 2009).

2. 6. Role umělých hnízd při výzkumu hnízdni predace

2. 6. 1. Metodika práce s umělými hnízdy

Výzkum míry predančního tlaku se provádí pomocí sledování reálných ptačích hnízd (Andrén et al. 1985, Martin 1987, Winter et al. 2006). Jejich základní nevýhodou je, že mnohdy je k jejich nalezení zapotřebí mnoho času (Burke et al. 2004). Tam, kde není možné nalézt dostatečný počet reálných hnízd, se využívá hnízd umělých (Luginbuhl et al. 2001, Thorington a Bowman 2003), případně je možné obě metody kombinovat (Pärt a Wretenberg 2002, Thompson a Burhans 2004). Metoda umělých hnízd umožňuje připravit prostorové rozmístění v krajině podle potřeby výzkumníka. Na umělém hnízdě ale nelze nasimulovat aktivitu ze strany inkubujících rodičů (Matthews et al. 1999, Pärt a Wretenberg 2002) ani jejich přirozený pach (Githiru et al. 2004). Pärt a Wretenberg ve své studii (2002) umělá hnízda přestříkali roztokem kuřecích fekálií a King et al. (1999) použili na konzervaci samotných vajec před pokusem 10% sodium – silikátový roztok, aby tak zvýšili jejich důvěryhodnost.

Umělá hnízda je podle typu hnízdění simulovaného druhu možno umístit na zem (Martin a Joron 2003) nebo do křoví (Davison a Bollinger 2000). Luginbuhl et al. (2001) a Marzluff a Neatherlin (2006) při výzkumu hnízdni predace na alkounech mramorovaných (*Brachyramphus marmoratus*) zvolili hnízda stromová. Zemní hnízdo bývá většinou důlek vyhloubený v zemi, vystlaný suchou trávou (Angelstam 1986). Křovinné hnízdo může být vyrobeno jako proutěný košík (Davison a Bollinger 2000), v alternativním případě je možné využít poloviny tenisového míčku, který lze podle potřeby zamaskovat přirozeným materiálem (větve, tráva, bláto atp.; viz Rangen et al. 2000, Zanette a Jenkins 2000). Alespoň dva týdny před realizací pokusu je vhodnější hnízda nechat vyvětrat (Rangen et al. 2000). Zvláště u tenisových míčků bývá zápach z gumy silně cítit a potenciální predátory by mohl odradit. Někteří autoři (Martin 1987, King et al. 1999, Mezquida a Marone 2003) využívají v pokusech také starých reálných ptačích hnízd.

Jako výplň umělých hnízd lze použít reálná nebo umělá vejce, která nejlépe odpovídají velikosti vejce studovaného druhu. V pokusech s reálnými vejci se nejčastěji používají buď vejce slepičí (Yahner a Mahan 1999) nebo křepelčí (Saracco a Collazo 1999), která jsou nejlépe dostupná. V omezené míře bylo v některých pokusech použito vajec drobných zpěvných ptáků (King et al. 1999, Davison a Bollinger 2000, Lindell et al. 2007). Ve

studiích jsou dále používána umělá vejce - např. vyfouknutá reálná vejce s výplní (viz metodika), komerčně vyráběná umělohmotná vejce (Nour et al. 1993), cukrovinková vejce (Schiegg et al. 2007) nebo kuličky z plastelíny (Bayne et al. 1997). Luginbuhl et al. (2001) a Marzluff a Neatherlin (2006) použili do umělých hnízd vycpaná kuřata, simulující ptačí mláďata. Tento design je velmi ojedinělý a podle Pasinelli a Schiegg (2006) by jeho využití dopomohlo k lepšímu zhodnocení míry predančního tlaku na ptačí populace. Z výsledků Luginbuhl et al. (2001) vyplývá, že míra predančního tlaku i struktura predátorů se na hnízdech s umělými vejci a s vycpanými kuřaty lišila.

Při samotném položení umělého hnízda musí být jednotlivá hnízda dostatečně daleko. Pärt a Wretenberg (2002) ve své práci uvedli, že když bylo umělé hnízdo méně než 50 metrů od hnízda reálného, byl jejich osud vzájemně prostorově závislý. Nedostatkem při výběru místa, na kterém bude umělé hnízdo položeno, je, že se může lišit od místa, které by si za přirozených podmínek vybral pták sám (Söderström et al. 1998, Yahner a Piergallini 1998).

2. 6. 2. Identifikace hnízdních predátorů

Míra spolehlivosti výpovědní hodnoty výsledků získaných studiem umělých hnízd je často kritizována (Bayne et al. 1997, Faaborg 2004), protože rozdíl v umístění umělého hnízda výzkumníkem a reálného hnízda ptákem může způsobit, že k němu má přístup predátor, který by se k němu za normálních podmínek v biotopu nedostal či na něj nenarazil (a naopak; Larivière 1999).

Míra hnízdní predace umělých hnízd může odrážet míru predančního tlaku reálných hnízd pouze tehdy, pokud predátoři obou typů jsou podobní (Pärt a Wretenberg 2002). Při použití křepelčích vajec bylo již několikrát prokázáno, že pro malé hlodavce, často predující zejména zemní ptačí hnízda, je křepelčí vajíčko příliš veliké a nedokážou ho prokousnout (DeGraaf et al. 1999, Pärt a Wretenberg 2002). Schiegg et al. (2007) ve své studii na umělých hnízdech strnadů rákosních (*Emberiza schoeniclus*) použili kombinovaný design reálných křepelčích vajec a umělých cukrovinkových vajec, potažených voskem. Zatímco predace cukrovinkových vajec dosáhla 62 %, predace reálných křepelčích vajec byla pouze 18,5%, z čehož vyplývá, že použití samotných reálných křepelčích vajec při studiu hnízdní predace u ptáků s menšími vajíčky může výsledky podhodnotit (viz také Maier a DeGraaf 2000).

Söderström et al. (1998) prokázali signifikantní rozdíl mezi mírou predančního tlaku na reálných hnízdech ťuhýka obecného (*Lanius collurio*) a umělých křovinných hnízdech (39% vs. 67%), i když komunita predátorů obou typů hnízd se nelišila.

Jobin a Picman (2002) se pokusili namočit pokusná vejce do roztoku kyseliny octové, aby ztenčili jejich skořápku. I když míra hnízdní predace přesáhla ve všech habitatech 70%, autoři neuvádějí podíl jednotlivých identifikovaných druhů predátorů na predaci umělých hnízd. Někteří autoři (DeGraaf et al. 1999) nezahrnují predaci ze strany hlodavců do analýzy, protože za reálných podmínek by k ní na takto velikých vejcích pravděpodobně nedošlo. Na druhou stranu, použitím vosku či plastelíny v umělých vejcích lze hlodavce naopak uměle atrahovat a tím míru hnízdní predace navýšit (Rangen et al. 2000).

Míra hnízdní predace může být nadhodnocená i tehdy, pokud je míra jejich zakrytí nižší než u hnízd reálných (Burke et al. 2004). Na druhou stranu, u umělých hnízd nejsou vidět inkubující rodiče. V této souvislosti vyvrátili King a DeGraaf (2006) již dříve vznesenou námitku, jestli jsou hlodavci vůbec schopni vypredovat za normálních okolností hnízdo hájené dospělým inkubujícím párem. Výsledky Söderströma (1999) a Martina a Jorona (2003) sice neprokázaly odlišnou míru predace umělých a reálných hnízd, avšak mnohé studie (Davison a Bollinger 2000, Pärt a Wretenberg 2002, Thompson a Burhans 2004) mluví o opaku.

Tvoří – li hlavní komunitu hnízdních predátorů ptáci, může být dalším limitujícím faktorem míry predančního tlaku barva vejce, jak prokázali Castilla et al. (2007) na vejcích orebice rudé (*Alectoris rufa*) a jejích hybridů. Taktéž výsledky Yahner a Mahan (1996) v pokusu s různě barevnými slepičími vejci prokázaly, že tmavá vejce měla nižší míru hnízdní predace. King et al. (1999) tvrdí, že světlá vejce mají pouze ty druhy, jejichž samice jsou na hnízdě zvyklé setrvávat většinu doby inkubace.

Otisky na umělých vejcích nejsou úplně nejspolehlivější metodou identifikace hnízdních predátorů do druhu (Matthews et al. 1999). Pokud je hnízdním predátorem pták, vejce v sobě mívá bodovou díru od zobáku (Martin a Joron 2003). Pokud je jím savec, vejce bývá ohlodané. Identifikace hnízdních predátorů ze zbytků po predaci na reálných i umělých hnízdech může být obtížnější, pokud dva jedinci stejného druhu použijí odlišnou metodu predace, pokud různé druhy predátorů po sobě zanechají podobné pozůstatky (Larivière 1999) anebo pokud bylo jedno vejce predováno více predátory najednou (Suvorov, unpubl.).

Söderström et al. (1998) se sice pokusili srovnávat otisky zubů na umělých vejcích s otisky lebek muzejních exponátů vybraných druhů savců, avšak díky velké podobnosti byli schopni rozlišit savce pouze do kategorie „hlodavec“ a „liška/jezevec“. Angelstam (1986) a Huhta et al. (1996) se pokusili o identifikaci hnízdnicích predátorů pomocí desek potřených gelem, na kterých bylo položeno samotné umělé hnízdo. Nejspolehlivější metodou k identifikaci zemních predátorů je ale zjevně monitoring hnízd kamerami (Maier a DeGraaf 2000), který je finančně i logisticky zároveň nejnáročnější.

2. 7. Slabá místa při výzkumu vlivu fragmentace a okrajového biotopu na míru hnízdní predace

Lahti (2001) ve své studii publikuje souhrn několika prací o výskytu okrajového efektu ve fragmentované krajině. Mnoho z nich jej potvrdilo, ale další jej naopak vyvrátily. Slabými místy pokusů, které se zabývají vlivem fragmentace a okrajového efektu na ptačí populace, je vzhledem k lokálně specifickým podmínkám jejich obtížná srovnatelnost (Söderström et al. 1998). Také časová a prostorová škála, na které jsou jednotlivé studie realizovány, se značně liší. Yahner (1996) sice uvedla, že dlouhodobější experimenty jsou při výzkumu fragmentace a okrajového efektu zapotřebí, ale již nedodává, jak velké časové měřítko má na mysli.

I když existuje řada prací, zkoumajících míru hnízdní úspěšnosti ptáků v krajině fragmentované urbanizací, srovnávací studie s nenarušenou krajinou nejsou příliš časté.

Jednou z chyb mnoha studií je porovnávání pouze několika málo parametrů. Při malém výčtu sledovaných jevů může dojít k opominutí faktoru, který převažuje svým působením negativní vlivy a je pro ptáky rozhodujícím důvodem, proč ve ztrátovém habitatu zahnídit. Pouze při co nejúplnějším výčtu parametrů, které ovlivňují hnízdní úspěšnost daného druhu, je možné získat kvalitní informaci o tom, zdali je ptačí populace skutečně ohrožená fragmentací.

Hoover et al. (2006) vyslovil domněnku, že jednou z chyb designu při prokazování okrajového efektu metodou umělých hnízd je umístění pouze dvojic hnízd do biotopu (okraj versus vnitřek), nikoliv kontinua experimentálních hnízd, jaké použili ve své ojedinělé práci Söderström et al. (1998). Na druhou stranu, Roos (2002) tvrdí, že příliš vysoká denzita umělých hnízd na jedné lokalitě může výsledky míry predáčního tlaku také zkreslit. Nour et al. (1993) jako řešení nabízí jako výplň do hnízd používat pouze nejedlý obsah. Umělá hnízda

sice nejsou zcela přesnou metodou, ale mohou pomoci k porozumnění celého procesu míry
predačního tlaku na hnízdech reálných (Burke et al. 2004).

3. CÍLE DIZERTAČNÍHO PROJEKTU

V průběhu výzkumu byly provedeny tři experimenty.

(1) V experimentu 1 byl stanoven hlavní cíl:

- Zjistit, jestli a jakým způsobem se mění míra predančního tlaku na umělá zemní hnízda, nainstalovaná do ruderálních fragmentů v suburbánní krajině kolem Prahy v závislosti na velikosti daného fragmentu, vzdálenosti hnízda od okraje fragmentu, míře diverzity okolního prostředí a rostoucím podílu urbánního prostředí.

Na základě dosavadních poznatků z literatury je možné předpokládat, že míra predančního tlaku na umělá zemní hnízda bude růst se zmenšováním plochy daného fragmentu. Malé fragmenty obsahují vyšší podíl okrajových zón a budou tudíž atraktivnější pro nespecializované predátory ptačích hnízd, protože jim budou v heterogenním prostředí poskytovat přístup k více zdrojům najednou. Ze stejného důvodu lze taktéž předpokládat, že bude míra hnízdní predace vyšší při okraji nežli uvnitř habitatu. Nespecializovaným predátorům poskytuje homogenní jádrový biotop méně zdrojů, tudíž pro ně nemusí být tolik atraktivní. Dále je pravděpodobné, že predanční tlak bude vyšší v těch fragmentech, jejichž okolí bude více heterogenní a bude v něm vyšší podíl urbánních prvků, protože nespecializovaní predátoři jsou mnohdy zasociováni zejména s heterogenním prostředím, které suburbánní zóny vytvářejí.

(2) V experimentu 2 byly stanoveny následující cíle:

- Porovnat chování straky obecné (*Pica pica*) k odlišným typům umělých zemních hnízd (křepelčí vs. slepičí).
- Zjistit, jestli se její preference vůči jednotlivým typům hnízd liší v průběhu hnízdění.

Na základě dosavadních poznatků z literatury je možné předpokládat, že straky budou preferovat slepičí vejce, protože jsou větší a lépe viditelná. Zároveň je pravděpodobné, že objeví umělé hnízdo rychleji v období krmení mláďat, protože budou intenzivněji pátrat po potravě.

(3) V experimentu 3 byly stanoveny následující cíle:

- Určit míru hnízdní predace reálných hnízd pěnicovitých (*Sylviidae*) a drozdovitých (*Turdidae*) ptáků suburbánních výsypek okolo města Most a porovnat, bude – li se lišit míra přežívání hnízd v okrajovém a interním biotopu výsypek
- Zjistit, jestli je míra hnízdní predace odvislá od typu dřeviny, na které pták zahnízdil (původní druh vs. exotický druh)
- Stanovit míru hnízdní predace umělých křovinných hnízd, simulujících hnízda pěnicovitých a drozdovitých ptáků, vzhledem k okrajovému biotopu a typu dřeviny (původní druh vs. exotický druh)

Na základě dosavadních poznatků je možné předpokládat, že míra hnízdní predace umělých i reálných ptačích hnízd bude zvýšená v okrajovém biotopu, který bude atraktivnější pro nespecializované predátory (viz cíle v experimentu 1). Dále lze předpokládat, že vyššímu predančnímu riziku budou vystavena hnízda, umístěná na exotických dřevinách. Nepůvodní prvky v habitatu mohou totiž svojí odlišnou strukturou negativně ovlivnit přežívání ptačích hnízd. Pokud si ptáci riziko spojené s exotickými dřevinami neuvědomují, může se jednat o ekologickou past.

4. METODIKA EXPERIMENTŮ

4. 1. Metodika experimentu 1

4. 1. 1. Výběr, popis a charakteristika studijních ploch

Za účelem experimentu bylo v letech 2008 a 2009 pomocí mapového softwaru Janitor JanMap 2. 3. 0 vybráno celkem 103 ruderálních fragmentů v suburbánní oblasti kolem Prahy, které zároveň splňovaly následující parametry:

- 1) vzájemná prostorová vzdálenost dvou použitých fragmentů $> 1\,000$ metrů kvůli prostorové nezávislosti dat
- 2) minimální průměr fragmentu > 100 metrů pro detekci potenciálního okrajového efektu



Obr. 5: Studijní lokalita v Praze – Malešicích – rozlehlý ruderalní fragment nedaleko spalovny odpadků.
Foto: autor

Ve většině případů se jednalo o travnaté otevřené, bezlesé plochy (viz obr. 5) s přítomností náletových dřevin (*Salix sp.*, *Populus sp.*, *Corylus sp.*), keřů (*Rosa sp.*) či bylin (*Urtica dioica*, *Apiaceae*). Jejich okolí bylo tvořeno zejména zemědělskou půdou, zástavbou či jinými, prostorově oddělenými ruderalními plochami.

Pro všechny studijní lokality byla spočtena plocha v m² a pomocí Shannon-Wiennnerova indexu diverzity míra heterogenity okolního prostředí v okruhu < 500 metrů.

4. 1. 2. Experimentální design a sběr dat v terénu

V každé studijní ploše byl umístěn pár umělých zemních hnízd – jedno při okraji (< 5 metrů) a druhé do vnitřní části fragmentu (> 50 metrů). Každé zemní hnízdo bylo tvořené jamkou vydlabanou v zemi, vystlanou suchou trávou (viz *obr. 6*). Jako výplň jsem použil dvojice slepičích vajec – jedno čerstvé a jedno vyfouknuté (Thompson a Burhans 2004), naplněné směsí vosku a oleje v poměru 1 : 4. Materiál musel být natolik tuhý, aby udržel tvar a odolal klimatickým podmínkám, ale zároveň natolik měkký, aby zachytil stopy po potenciálních hnízdních predátorech (Storch et al. 2005). Před zatuhnutím vosku byl do každého vejce zaveden provázek, pomocí něhož se vejce připevnilo na dlouhý hřebík, zapíchnutý do země, aby jej predátor neodnesl z hnízda (Söderström et al. 1998). Poloha každého z hnízd byla označena ústřížkem květinářské stužky, aby jej bylo možno v biotopu dohledat (Martin et al. 2000). Stučka však byla připevněna vždy nejméně dva metry od hnízda, aby nevyzradila jeho polohu.



Obr. 6: Umělé hnízdo se dvěma slepičími vejci. Foto: autor

Při umísťování umělých hnízd nebyly použity gumové rukavice, které bývají v některých studiích (Yahner a Mahan 1996, Howard et al. 2001) používány k minimalizaci lidského pachu. Klasické zahradní rukavice nejsou v terénu příliš praktické a gumové laboratorní rukavice mohou obsahovat pach, který by mohl potenciální predátory odradit. V některých pracích (Pärt a Wretenberg 2002) rozdíl mezi mírou hnízdní predace v hnízdech

pouložených holou rukou a gumovou rukavicí zjištěn nebyl a navíc v urbanizovaném prostředí bude lidský pach všudypřítomný. Hnízda byla exponovaná na místě celkem po dobu 14 dní. I když některé práce tvrdí, že nejvyšší míra predace na umělých hnízdech nastává v krátké době po jejich položení (Báldi 2000), v průběhu expozice nebyla hnízda kontrolována, protože přítomnost výzkumníka by mohla predátory na polohu hnízd upozornit a predaci uměle zvýšit (Martin a Joron 2003, Villard a Pärt 2004, ale Schiegg et al. 2007 došli k jinému závěru). Posléze byla vysbírána a pokud to bylo možné, otisky po predátorech byly dále analyzovány. Hnízdo bylo považováno za predované, pokud alespoň jedno z vajec neslo stopy po predátorech nebo v hnízdě chybělo.

4. 1. 3. Hodnocení dat

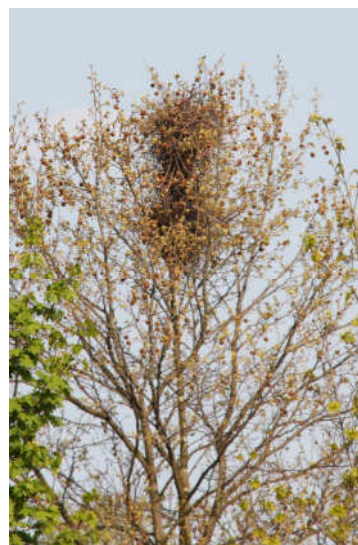
Sesbíraná data jsou v současné době statisticky vyhodnocována pomocí zobecněného lineárního modelu v programu R 2. 8. 0. Podkladem analýzy je získání hodnot os z PCA analýzy, provedené statistickým programem Canoco. Za vysvětlovanou proměnnou byla v analýze programem R zvolena míra hnízdní predace s binomickým rozdělením (0 = nepredováno, 1 = predováno). Vysvětlujícími proměnnými byly posléze rok položení hnízda, rozloha ruderalního fragmentu, míra heterogenity okolí fragmentu, poloha hnízda (okraj vs. vnitřek), hodnoty os z PCA analýzy a interakce vybraných proměnných. Za proměnnou s náhodným faktorem byla považována lokalita, ve které se hnízdo nalézalo. Při analýze se postupovalo metodou zpětné selekce – tzn. postupné vylučování jednotlivých členů s cílem vytvořit minimální adekvátní model.

Obr. 7: Dvojité hnízdo straky obecné uprostřed parkoviště v Praze – Petrovicích.
Foto: autor

4. 2. Metodika experimentu 2

4. 2. 1. Charakteristika studijních lokalit

Pro účel experimentu bylo v průběhu jarní sezóny 2008 a 2009 nalezeno celkem 39 aktivních stračích hnízd v suburbánní zóně na okraji Prahy (viz obr. 7). Studijní plochy byly pokryty z části vilovou zástavbou s roztroušenou parkovou zelení, z části zemědělskou půdou, fragmentovanou malými lesními celky, ruderalními stanovišti a liniovými stromořadími podél silnic. Hlavní vegetační pokryv parkové zeleně se sestával



Rizika predace ptačích hnízd ve fragmentované suburbánní krajině

z dubů (*Quercus* sp.), lip (*Tilia* sp.), smrků (*Picea* sp.) a borovic (*Pinus* sp.), stromořadí z ovocných stromů (*Malus* sp., *Pyrus* sp.), topolů (*Populus* sp.) a jasanů (*Fraxinus* sp.). Ruderální stanoviště byly pokryty většinou náletovou bylinnou (*Urtica dioica*, *Apiaceae*), keřovou (*Rosa* sp.) a stromovou vegetací (*Salix* sp., *Populus* sp., *Corylus* sp.).

4. 2. 2. Experimentální design a sběr dat v terénu

Ke každému aktivnímu stračímu hnízdu byla nainstalovaná dvojice umělých hnízd do vzdálenosti cca 50 m. Do jednoho hnízda jsme umístili dvě slepičí vejce (jedno umělé a jedno reálné) a do druhého čtyři křepelčí (dvě umělá a dvě reálná). Design umělého hnízda a výrobu umělých vajec popisuje kapitola 4. 2. Dvojnásobný počet křepelčích vajec byl zvolen k vyrovnaní nutriční hodnoty obou hnízd. Hnízda byla pokládána ve dvou obdobích (období zahřívání vajec, období krmení mláďat; Hudec et al. 1983).

Nainstalovaná umělá hnízda byla poté sledována pomocí dalekohledu a stromové kamery Cuddeback z úkrytu do doby prvního přiletu straky (viz *obr. 8*), maximálně však po dobu 5 hodin. V průběhu pozorování byla měřena doba, po které straka poprvé přiletěla k umělým hnízdům. Poté, co odletěla pryč, byla hnízda zkontrolována. Chování straky bylo rozděleno do následujících kategorií: (1) přiletěla – nepřiletěla k hnízdu, (2) jako první přistoupila k slepičímu hnízdu – ke křepelčímu hnízdu, (3) křepelčí a(nebo) slepičí hnízdo bylo – nebylo predováno, (4) reálné slepičí a(nebo) křepelčí vejce bylo odneseno z hnízda nebo bylo predováno v hnízdě nebo v jeho sousedství.



Obr. 8: Straka obecná před nainstalovanou dvojicí umělých zemních hnízd.
Foto: Tereza Králová (sken z videokamery)

Hnízdo bylo považováno za predované, pokud bylo alespoň jedno vejce z hnízdní jamky přemístěno, neslo stopy predace anebo úplně zmizelo.

4. 2. 3. Hodnocení dat

Sesbíraná data jsou v současné době statisticky vyhodnocována pomocí zobecněného lineárního modelu se smíšenými efekty (GLMM) v programu R 2. 8. 0. Za vysvětlované proměnné v jednotlivých analýzách byly postupně zvoleny faktory, zdali straka přiletěla k umělému hnízdu, dále doba, po které přilétla (min), osud umělého hnízda a její chování k jednotlivým typům umělých vajec. Za vysvětlující proměnné byly v jednotlivých analýzách postupně zvoleny následující parametry: typ hnízda (křepelčí vs. slepičí), hnízdní období (zahřívání vajec vs. krmení mláďat) a rok expozice. Za proměnnou s náhodným faktorem byla považována lokalita, ve které se hnízdo nalézalo. Při analýze se postupovalo metodou zpětné selekce – tzn. postupné vylučování jednotlivých členů s cílem vytvořit minimální adekvátní model.

4. 3. Metodika experimentu 3

4. 3. 1. Charakteristika studijních lokalit

Experiment proběhl v letech 2009 – 2010 na části Čepirožské výsypky, zvané Hrabák (50°29'N, 13°37'E) a Rudolické výsypce (50°30'N, 13°39'E) u města Most (viz obr. 9). Porosty na obou lokalitách jsou staré asi 40 let. Rudolická výsypka je dnes z části pokryta ruderálním biotopem s převahou porostů trav a náletových keřů (*Rosa* sp.) či bylin (*Urtica dioica*, *Apiaceae*) a zčásti smíšeným lesem několika odlišných sukcesních stupňů. Většinu plochy na Hrabáku zaujímá listnatý les pokročilejšího sukcesního stupně. Keřové patro obou výsypek obsahuje původní (*Cornus sanguinea*, *Rosa* sp. atp.) i nepůvodní (*Spirea* sp., *Symphoricarpos albus* atp.) druhy keřů. Bylinné patro (trávy, dále *Imatiens* sp., *Urtica* sp., *Oxalis* sp. apod.) je na obou lokalitách velmi variabilní podle množství světla, které dopadá na zem.



Obr. 9: Listnatý les na rekultivované Rudolické výsypce na Mostecku. Foto: Markéta Hendrychová

4. 3. 2. Experimentální design a sběr dat v terénu

V první části pokusu byla v průběhu hnízdní sezóny (březen – červen) systematicky vyhledávána aktivní hnízda pěnicovitých a drozdovitých ptáků (viz *obr. 10*). Poloha nalezeného hnízda byla zadána do GPS. U každého hnízda byl stanoven typ keře (druh, původní vs. nepůvodní), výška hnízda nad zemí, hloubka hnízda v keři, nejkratší úniková vzdálenost a jeho viditelnost v keři. Osud hnízda byl posléze kontrolován v pravidelných šestidenních intervalech, dokud byla živá vejce nebo mláďata fyzicky přítomna v hnízdě. Počet vajec a mláďat byl zaznamenáván. Hnízdo bylo považováno za vylétlé, pokud při předchozí kontrole byla mláďata před vzletností a při kontrole následující bylo hnízdo nalezeno prázdné bez známek predace. Hnízdo bylo považováno za predované, pokud v něm byly nalezeny viditelné známky po predaci (zničené vaječné skořápky, pozůstatky po mláďatech) anebo bylo - li objeveno při některé z dalších kontrol prázdné bez jakýchkoliv dalších stop.



Nahoře: Obr. 10: Hnízdo drozda zpěvného (*Turdus philomelos*).

Foto: autor

Vpravo: Obr. 11: Umělé hnízdo, nainstalované v trsu křídlatky (*Reynoutria sp.*). Foto: autor



V druhé části pokusu byla před hnízdní sezónou (únor – březen) vyhledávána stará hnízda pěnicovitých a drozdovitých ptáků za účelem simulace hnízd studovaných druhů. Mimo ně byly použity komerčně vyráběné proutěné košíky, vystlané suchou trávou a mechem. Do každého připraveného hnízda bylo vloženo vždy jedno čerstvé křepelčí vejce.

Rizika predace ptačích hnízd ve fragmentované suburbánní krajině

Polovina hnízd obsahovala plastelínovou kuličku, připevněnou pomocí nitě k hnízdnímu košíku.

Na obě výsypky byly v období duben – červen umístěny celkem tři sety umělých hnízd v intervalu cca 14 dní (viz *obr. 11*). Každý set obsahoval 12 hnízd (celkem 36 hnízd na dvou výsypkách). Na každé výsypce byla v jednom setu umísťována dvě umělá hnízda simulující pěnicovité ptáky, dvě umělá hnízda simulující drozdovité ptáky a dva proutěné košíky. Po 10 dnech byla všechna hnízda zpětně sesbírána a výsledky zaznamenány. Hnízdo bylo považováno za predované, pokud vejce nebo plastelínová kulička nesly stopy po predaci nebo pokud alespoň jedno z nich zmizelo úplně.

4. 3. 3. Hodnocení dat

Vzhledem k tomu, že byl pokus ukončen letos, data se ještě nevyhodnocovala. Jejich statistická analýza proběhne s velkou pravděpodobností prostřednictvím zobecněných lineárních modelů se smíšenými efekty (GLMM). Použití konkrétních prediktorů bude diskutováno.

5. LITERATURA

- Albrecht T., 2004: Edge effect in wetland – arable land boundary determines nesting success of Scarlet Rosefinch (*Carpodacus erythrinus*) in the Czech republic. *The Auk* 121 (2): 361 – 371.
- Andrén H., 1990: Despotic distribution, unequal reproductive success, and population regulation in the Jay *Garrulus glandarius*. *L. Ecology* 71 (5): 1796 – 1803.
- Andrén H., 1994: Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different portions of suitable habitat – a review. *Oikos* 71 (3): 355 – 366.
- Andrén H. 1995. Effects of landscape composition on predation rates at habitat edges. Pages 225-255 In: Hansson L., Fahrig L. & Merriam G. (eds): *Mosaic landscapes and ecological processes*. Iale Studies in Landscape Ecology, Chapman & Hall
- Andrén H., Angelstam P., Lindström E. & Widén 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 (2): 544 – 547.
- Angelstam P., 1986: Predation on ground – nesting birds' nests in relation to predator densities and habitat edge. *Oikos* 47: 365 – 373.
- Antonov, A. & Atanasova, D., 2003: Small – scale differences in the breeding ecology of urban and rural Magpies *Pica pica*. *Ornis Fennica* 80: 21 - 30.
- Baker P. J., Molony S. E., Stone E., Cuthill I. C. & Harris S., 2008: Cats about town: is predation by free-ranging pet cats *Felis catus* likely to affect urban bird populations? *Ibis* 150 (Suppl 1): 86 – 99.
- Báldi, A., 2000: Different depredation rates between daylight and twilight placed artificial nests. *Folia Zool.* 49(2): 157 – 159.
- Báldi A., Bátyáry P. & Erdős S., 2005: Effects of grazing intensity on bird assemblages and populations of Hungarian grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108: 251 – 263.
- Ball J. R., Bayne E. m. & Machtans C. S., 2008: Energy sector edge effects on songbird nest
- Rizika predace ptačích hnízd ve fragmentované suburbánní krajině**

- fate and nest productivity in the boreal forest of Western Canada: a preliminary analysis. *Proceedings of the Fourth International Partners in Flight Conference: Tundra to Tropics*: 161 – 170.
- Bátary P., Winkler H. & Báldi A., 2004: Experiments with artificial nests on predation in reed habitats. *J Ornithol* 145: 59 – 63.
- Bátary P. & Báldi A., 2004: Evidence of an edge effect on avian nest success. *Conservation Biology* 18 (2): 389 – 400.
- Battin J., 2004: When good animals love bad habitats: ecological traps and the conservation of animal populations. *Conservation Biology* 18 (6): 1482 – 1491.
- Baeyens G. 1981. The role of the sexes in territory defence in the Magpie (*Pica pica*). *Ardea* 69: 69 - 82
- Bayne E. M., Hobson K. A. & Fargey P., 1997: Predation on artificial nests in relation to forest type: Contrasting the use of quail and plasticine eggs. *Ecography* 20 (3): 233 – 239.
- Bayne E. M. & Hobson K. A., 2001: Effects of habitat fragmentation on pairing success of Ovenbirds: importance of male age and floater behavior. *The Auk* 118 (2): 380 – 388.
- Bayne E. M., Van Wilgenburg S. L., Boutin S. a Hobson K. A., 2005: Modeling and field testing of Ovenbird (*Seiurus aurocapillus*) responses to boreal forest dissection by energy sector development at multiple spatial scales. *Landscape Ecology* 20: 203 – 216.
- Best L. B. & Rodenhouse N. L., 1983: Breeding ecology of Vesper Sparrows in corn and soybean fields. *American Midland Nature* 110: 265 – 275.
- Boschieter L. & Goedhart P. W., 2005: Gap crossing decisions by reed arblers (*Acrocephalus scirpaceus*) in agricultural landscapes. *Landscape Ecology* 20: 455 – 468.
- Brand L. A. & George T. L., 2001: Response of Passerine birds to forest edge in coast redwood forest fragments. *The Auk* 118 (3): 678 – 686.
- 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.
- Buller J. J. & Hamilton R. B., 2000: Predation of natural and artificial nests in a sothern pine
- Rizika predace ptačích hnízd ve fragmentované suburbánní krajině**

- forest. *The Auk* 117 (3): 739 – 747.
- Burke D. M. & Nol E., 1998: Influence of food abundance, nest – site habitat, and forest fragmentation on breeding ovenbirds. *The Auk* 115 (1): 96 – 104.
- Burke D. M., Elliott K., Moore L., Dunford W., Nol E., Phillips J., Holmes S. & Freemark K. 2004: Patterns of nest predation on artificial and natural nests in forests. *Conservation Ecology* 18 (2): 381 – 388.
- Burton N. H. K., 2007: Landscape approaches to studying the effects of disturbance on waterbirds. *Ibis* 149 (Suppl 1): 95- 101.
- Cain J. W., Smallwood K. S., Morrison M. L. & Loffland H. L., 2006: Influence of Mammal Activity on nesting success of passerines. *Journal of Wildlife Management* 70 (2): 522 – 534.
- Castilla A. M., Dhondt A. A., Uriarte R. D. & Westmoreland D., 2007: Predation in ground - nesting birds: An experimental study using natural egg – color variation. *Avian Conservation and Ecology* 2 (1): 2.
- Chace J. F. & Walsh J. J., 2004: Urban effects on native avifauna: A review. *Landscape and Urban Planning* 74: 46 – 69.
- Chapa – Vargas L. & Robinson S. K., 2006: Nesting success of a songbird in a complex floodplain forest landscape in Illinois, USA: local fragmentation vs. vegetation structure. *Landscape Ecology* 21 (4): 525 – 537.
- Conner L. M. & Perkins M. W., 2003: Nest predator use of food plots within a forest matrix: an experiment using artificial nests. *Forest Ecology and Management* 179 (1 – 3): 223 – 229.
- Davison W. B. & Bollinger E., 2000: Predation rates on real and artificial nests of grassland birds. *The Auk* 117 (1): 147 – 153.
- DeGraaf R. M., Maier T. J. & Fuller T. K., 1999: Predation of small eggs in artificial nests: effects of nest position, edge and potential predator abundance in extensive forest. *Wilson Bulletin* 111 (2): 236 – 242.
- Delibes M., Gaona P. & Ferraras P. 2001: Effects of an attractive sink leading into maladaptive habitat selection. *American Naturalist* 158: 277–285.
- Rizika predace ptačích hnízd ve fragmentované suburbánní krajině**

- Deng W.-H., Zheng G.-M. & Gao W., 2003: Nesting success of the meadow bunting along habitat edges in northeastern China. *J Field Ornithology* 74 (1): 37 – 44.
- Donázar J. A., Blanco G., Hiraldo F., Soto-Largo E. & Oria J., 2002: Effects of forestry and other land-use practices on the conservation of Cinereous Vultures. *Ecological Applications* 12 (5): 1445 – 1456.
- Donovan T. M. & Thompson F. R. 2001: Modelling the ecological trap hypothesis: a habitat and demographic analysis for migrant songbirds. *Ecological Applications* 11: 871–882.
- Donovan T. M., Jones P. W., Annand E. M. & Thompson F. R., 1997: Variation in local-scale edge effects: mechanisms and landscape context. *Ecology* 78 (7): 2064 – 2075.
- Draycott R. A. H., Hoodless A. N., Woodburn M. I. A. & Sage R. B., 2008: Nest predation of Common Pheasants *Phasianus colchicus*. *Ibis* 150 (Suppl 1): 37 – 44.
- Dunford W. & Freemark K., 2004: Matrix matters: effects of surrounding land uses on forest birds near Ottawa, Canada. *Landscape Ecology* 20: 497 – 511.
- Dwernychuk L. W. & Boag. D. A., 1972: Ducks nesting in association with gulls - an ecological trap? *Canadian Journal of Zoology* 50: 559 - 563.
- Eggers S., Griesser M., Anderssen T. & Ekman J., 2005: Nest predation and habitat change interact to influence numbers. *Oikos* 111: 150 – 158
- Evans K. L., Newson S. E. & Gaston K. J., 2009: Habitat influence on urban avian assemblages. *Ibis* 151: 19 – 39.
- Faaborg J., 2004: Truly artificial nest studies. *Conservation Biology* 18 (2): 369 – 370.
- Fernández-Juricic E. & Jokimäki J., 2001: A habitat island approach to conserving birds in urban landscapes: case studies from southern and northern Europe. *Biodiversity and Conservation* 10: 2023 – 2043.
- Fahrig L., 2003: Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Evol. Syst.* 34: 487 – 515.
- Fernández – Juricic E., Sanz R. & Sallent A., 2001: Frequency – dependent predation by birds

- at edges and interiors of woodland. *Biological Journal of the Linnean Society* 73 (1): 43 – 49.
- Fernández – Juricic E. & Tellería J. L., 2000: Effects of human disturbance on spatial and temporal feeding patterns of Blackbird *Turdus merula* in urban parks in Madrid, Spain. *Bird Study* 47: 13 – 21.
- Flaspohler D.J., Temple S.A. & Rosenfield R.N. 2001a. Effects of forest edges on Ovenbird demography in a managed forest landscape. *Conserv.Biol.* 15: 173-183
- Flaspohler D.J., Temple S.A. & Rosenfield R.N. 2001b. Species-specific edge effects on nest success and breeding density in a forested landscape. *Ecological Applications* 11: 32-46
- Fraser G. S. & Stutchbury B. J. M., 2004: Area-sensitive forest birds move extensively among forest patches. *Biological Conservation* 118: 377 – 378.
- Fretwell S.F. & Lucas H.L.J. 1970. On territorial behavior and other factors influencing habitat distribution in birds. *Acta Biotheoretica* 19: 16-36
- Fuchs R., Škopek J., Formánek J. & Exnerová A., 2002: *Atlas hnízdního rozšíření ptáků Prahy*. Consult Praha
- Ganter B. & Cooke F., 1998: Colonial nesters in a deteriorating habitat: site fidelity and colony dynamics of Lesser Snow Geese. *The Auk* 115 (3): 642 – 652.
- Gates E. J. & Gysel L. W., 1978: Avian nest dispersion and fledging success in field – forest ecotones. *Ecology* 59 (5): 871 – 883.
- Gering J. C. & Blair R. B. 1999: Predation on artificial bird nests along an urban gradient: predatory risk or relaxation in urban environments? *Ecography* 22: 532–541.
- Gilroy J. J. & Sutherland W. J., 2007: Beyond ecological traps: perceptual errors and undervalued resources. *Trends in Ecology and Evolution* 22 (7): 351 – 356.
- Githiru M., Lens L. & Creswell W., 2004: Nest predation in a fragmented Afrotropical forest: evidence from natural and artificial nests. *Biological Conservation* 123: 189 – 196.
- Gooch S., Baillie S. R. & Birkhead T. R. (1991): Magpie *Pica pica* and songbird populations. Retrospective investigations of trends in population density and breeding success. *Journal of Applied Ecology* 28(3): 1068-1086.

- Gowaty P. A., 1984: House Sparrows kill Eastern Bluebirds. *Journal of Field Ornithology* 55: 378 – 380.
- Gunnarsson T. G., Gill J. A., Newton J., Potts P. M. & Sutherland W. J., 2005: Seasonal matching of habitat quality and fitness in a migratory bird. *Proceedings of the Royal Society* 272: 2319 – 2323.
- Haas G. E., Rumpf T. & Wilson N., 1980: Fleas (*Siphonaptera*) from nests and burrows of the Bank Swallow (*Riparia riparia*) in Alaska. *Northwest Sci.* 54: 210 – 215.
- Hagan J. M., Vander Haegen M. & McKinley P. S., 1996: The early development of forest fragmentation effects on birds. *Conservation Biology* 10 (1): 188 – 202.
- Hahn B. A. & Silverman E. D., 2006: Social cues facilitate habitat selection: American Redstarts establish breeding territories in response to song. *Biology Letters* 2 (3): 337 – 340.
- Hansson L., 1994: Vertebrate distributions relative to clear – cut edges in a boreal forest landscape. *Landscape Ecology* 9 (2): 105 – 115.
- Horváth G., Malik P., Kriska G. and Wildermuth H. 2007: Ecological traps for dragonflies in a cemetery: the attraction of *Sympetrum* species (*Odonata: Libellulidae*) by horizontally polarizing black gravestones. *Freshwater Biology* 52: 1700 – 1709.
- Hoover J. P., Tear T. H. & Baltz M. E., 2006: Edge effect reduce the nesting success of Acadian Flycatchers in a moderately fragmented forest. *J. Field Ornithology* 77 (4): 425 – 436.
- Howard M. N., Skagen S. K. & Kennedy P. L., 2001: Does habitat fragmentation influence nest predation in the shortgrass prairie? *The Condor* 103 (3): 530 – 536.
- Howell C. A., Latta S. C., Donovan T. M., Porneluzi P. A., Parks G. R. & Faaborg J., 2000: Landscape effects mediate breeding bird abundance in midwestern forests. *Landscape Ecology* 15: 547 – 562.
- Hudec et al. (1983): Fauna ČSSR. Volume III/2. *Academia*, Praha.
- Huhta E., Mappes T. & Jokimaki J. 1996. Predation on artificial ground nests in relation to forest fragmentation, agricultural land and habitat structure. *Ecography* 19: 85-91
- Hunt P. D., 1996: Habitat selection by American Redstarts along a successional gradient in northern hardwood forest: evaluation of habitat quality. *The Auk* 113 (4): 875 – 888.
- Igual J. M., Forero M. G., Gomez T. & Oro D., 2007: Can an introduced predator trigger an evolutionary trap in a colonial seabird? *Biological Conservation* 137: 189 – 196.
- Rizika predace ptačích hnízd ve fragmentované suburbánní krajině**

- Jerzak L., 2001: Synurbanization of the magpie in the Palearctic. *In* J. M. Marzluff, R. Bowman and R. Donnelly [EDS.], Avian ecology and conservation in an urbanizing world. *Kluwer Academic*, Norwell, MA.
- Jobin B. & Picman J., 2002: Predation on artificial nests in upland habitats adjacent to freshwater marshes. *American Midland Naturalist* 147: 305 – 314.
- Johnson M. D., 2005: Habitat quality: a brief review for wildlife biologists. *Transactions of the Western Section of the Wildlife Society* 41: 31 – 41.
- Johnson C. A., Giraldeau L-A. & Grant J. W. A., 2006: Intensity of interference affects the distribution of House Sparrows, *Passer domesticus*, at food patches. *Animal Behaviour* 71: 965 – 970.
- Johnson R. G. & Temple S. A., 1990: Nest predation and brood parasitism of tallgrass prairie birds. *J Wildlife Management* 54: 106 – 111.
- Jokimäki J. & Huhta E., 2000: Artificial nest predation and abundance of birds along an urban gradient. *Condor* 102 (4): 838 – 847.
- Keeler M. S. & Chew F. S., 2008: Escaping an evolutionary trap: Preference and performance of a native insect on an exotic invasive host. *Oecologia* 156: 559 – 568.
- King D. I. & Byers B. E., 2002: An evaluation of powerline rights-of-way as habitat for early-successional shrubland birds. *Wildlife Soc. Bulletin* 30: 868 – 874.
- King D. I., DeGraaf R. M., Griffin C. R. & Maier T. J., 1999: Do predation rates on artificial nests accurately reflect predation rates on natural bird nests? *J. Field Ornithology* 70 (2): 257 – 262.
- King D. I. & DeGraaf R. M., 2004: Effects of group – selection opening size on the distribution and reproductive success of an early – successional shrubland bird. *Forest Ecology and Management* 190: 179 – 185.
- Klein Á., Nagy T., Csörgő T. & Mátics R., 2007: Exterior nest-boxes may negatively affect Barn Owls *Tyto alba* survival: an ecological trap. *Bird Conservation International* 17: 273 – 281.

- Kokko H. & Sutherland W. J., 2001: Ecological traps in changing environments: ecological and evolutionary consequences of a behaviourally mediated Allee effect. *Evolutionary Ecology Research* 3: 537 – 551.
- Krebs C. J., 1985: Ecology – The experimental analysis of distribution and abundance. Third edition. *Harper Collins Publisher*.
- Kriska G., Horváth G. & Andrikovics S., 1998: Why do mayflies lay their eggs en masse on dry asphalt roads? Water-imitating polarized light reflected from asphalt attracts *Ephemeroptera*. *Journal of Experimental Biology* 201: 2273 – 2286.
- Kriska G., Malik P., Szivák I. & Horváth G., 2008: Glass buildings on river banks as “polarized light traps” for mass-swarming polarotactic Caddis Flies. *Naturwissenschaften* 95: 461 – 467.
- Kristan W. B. 2003: The role of habitat selection behaviour in population dynamics: source-sink systems and ecological traps. *Oikos* 103: 457–468.
- Lahti D. C., 2001: The „edge effect on nest predation“ hypothesis after twenty years. *Biological Conservation* 99: 365 – 374.
- Lampila P., Mönkkönen M. & Desrochers A., 2005: Demographic responses by birds to forest fragmentation. *Conservation Biology* 19 (5): 1537 – 1546.
- Larivière S., 1999: Reasons why predators cannot be inferred from nest remains. *The Condor* 101: 718 – 721
- Laurance W., 2000: Do edge effects occur over large spatial scales? *Tree* 15 (4): 134 – 135.
- Leston L. F. V. & Rodewald A. D., 2006: Are urban forests ecological traps for understory birds? An examination using Northern Cardinals. *Biological Conservation* 131: 566 – 574.
- Lindell C. A., 2008: The value of animal behavior in evaluations of restoration success. *Restoration Ecology* 16 (2): 197 – 203.
- Lindell C. A., Riffell S. K., Kaiser S. A., Battin A. L., Smith M. L. & Sisk T. D., 2007: Edge
- Rizika predace ptačích hnízd ve fragmentované suburbánní krajině**

- responses of tropical and temperate birds. *The Wilson Journal of Ornithology* 119 (2): 205 – 220.
- Luginbuhl J. M., Marzluff J. M. & Bradley, J. E., 2001: Corvid survey techniques and the relationship between corvid relative abundance and nest predation. *Journal of Field Ornithology* 72 (4): 556 – 572.
- Mack R. N., Simberloff D., Lonsdale W. M., Svand H., Clout M. & Bazzaz F. A., 2000: Biotic invasions: Cause, epidemiology, global consequences, and kontrol. *Ecological Applications* 10 (3): 689 – 710.
- Mahon C. L. & Martin K., 2006: Nest survival of chickadees in managed forests: habitat, predator and year effects. *Journal of Wildlife Management* 70 (5): 1527 – 1265.
- Maier T. J. & DeGraaf R. M., 2000: Predation on Japanese Quail vs. House Sparrow eggs in artificial nests: small eggs reveal small predators. *Condor* 102: 325 – 332.
- Mannan R. W., Steidl R. J. & Boal C. W., 2008: Identifying habitat sinks: a case study of Cooper's Hawks in an urban environment. *Urban Ecosyst* 11: 141 – 148.
- Manu S., Peach W. & Cresswell W., 2007: The effects of edge, fragment size and degree of isolation on avian species richness in highly fragmented forest in West Africa. *Ibis* 149: 287 – 297.
- Marini M. A., Robinson S. K. & Heske E. J., 1995: Edge effects on nest predation in the Shawnee – national – forest, Southern Illinois. *Biological Conservation* 74 (3): 203 – 213.
- Martin T. E., 1987: Artificial nest experiments: effects of nest appearance and type of predator. *The Condor* 89: 925 – 928.
- Martin T. E. 1992: Breeding productivity considerations: what are the appropriate habitat features for management?. In: Hagan J. M. I. & Johnston D. W., (eds.): *Ecology and Conservation of Neotropical Migrant Landbirds*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC: 455–473.
- Martin T. E., Scott J. & Menge C., 2000: Nest predation increases with parental activity:

- separating nest site and parental activity effects. *Proc Biol Sci.* 267 (1459): 2287 – 2293.
- Martin J. – L. & Joron M 2003.: Nest predation in forest birds: Influence of predator type and predator's habitat quality. *Oikos* 102: 641 – 653.
- Martínez-Abraín A., Viedma C., Bartolomé M. A., Gómez J. A. & Oro D., 2007: Hunting sites as ecological traps for coots in southern Europe: implications for the conservation of a threatened species. *Endangered Species Research* 3: 69 – 76.
- Marzluff J. M. & Ewing K., 2004: Restoration of fragmented landscapes for the conservation of birds: A general framework and specific recommendations for urbanizing landscapes. *Restoration Ecology* 9 (3): 280 – 292.
- Marzluff J. M. & Neatherlin E., 2006: Corvid response to human settlements and campgrounds: causes, consequences and challenges for conservation. *Biological Conservation* 130: 301 – 314.
- Matthews A., Dickman C. R. & Major R. E., 1999: The influence of fragment size and edge on nest predation in urban bushland. *Ecography* 22: 349 – 356.
- McGowan K. J., 2001: Demographic and behavioral comparisons of suburban and rural American Crows. Chapter 17 in Marzluff et al. 2001: Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World. *Kluwer Academic Press*, Norwell, MA: 365 – 381.
- Mettebrink C. W., Dreitz V. J. & Knopf F. L. 2006: Nest success of mountain plovers relative to anthropogenic edges in Eastern Colorado. *The Southwestern Naturalist* 51 (2): 191 – 196.
- Mezquida E. T. & Marone L., 2003: Are results of artificial nest experiments a valid indicator of success of natural nests? *Wilson Bulletin* 115 (3): 270 – 276.
- Miner B. G., Sultan S. E., Morgan S. G., Padilla D. K. & Relyea R. A., 2005: Ecological consequences of phenotypic plasticity. *Trends in Ecology and Evolution* 20 (12): 685 – 692.
- Misenhelter M. D. & Rotenberry J. T., 1999: Choices and consequences of habitat occupancy and nest site selection in Sage Sparrows. *Ecology* 81 (10): 2892 – 2901.
- Møller A. P. 1988: Nest predation and nest site choice in passerine birds in habitat patches
- Rizika predace ptačích hnízd ve fragmentované suburbánní krajině**

- of different size: a study of Magpies and Blackbirds. *Oikos* 53: 215- 221
- Møller, A. P., 1991: Clutch size, nest predation and distribution of avian unequal competitors in a patchy environment. *Ecology* 72 (4): 1336 – 1349.
- Nordby J. C., Cohen A. N. & Beissinger S. R., 2008: Effects of a habitat-altering invader on nesting sparrows: an ecological trap? *Biological Invasions* 11 (3): 565 – 575.
- Nour N., Matthysen E. & Dhont A., 1993: Artificial nest predation and habitat fragmentation – different trends in bird and mammal predators. *Ecography* 16: 111 - 116
- Olsen H. & Schmidt N. M., 2004: Response of Hooded Crow *Corvus corone cornix* and Magpie *Pica pica* to exposure to artificial nest. *Bird Study* 51: 87 – 90.
- Pangau – Adam M. Z., Waltert M. & Muhlenberg M. 2006: Nest predation risk on ground and shrub nests in forest margin areas of Sulawesi, Indonesia. *Biodiversity and Conservation* 15 (13): 4143 – 4158.
- Pärt T. & Wretenberg J., 2002: Do artificial nests reveal relative nest predation risk for real nests? *Journal of Avian Biology* 33: 39 – 46.
- Pärt T., Arlt D. & Villard M.-A., 2007: Empirical evidence for ecological traps: a two-step model focusing on individual decisions. *Journal of Ornithology* 148 (suppl 2): S327 - S332.
- Pasinelli G. & Schiegg K. 2006: Fragmentation within and between wetland reserves: the importance of spatial scales for nest predation in reed buntings. *Ecography* 29: 721 – 732.
- Paton P. W. C., 1994: The effect of edge on avian nest success – how strong is the evidence. *Conservation Biology* 8 (1): 17 – 26.
- Pell A. S. & Tidemann C. R., 1997: The impact of two exotic hollow-nesting birds on two native parrots in savannah and woodland in Eastern Australia. *Biological Conservation* 79: 145 – 153.
- Petit L. J. & Petit D. R. 1996: Factors governing habitat selection by Prothonotary Warblers: field tests of the Fretwell-Lucas models. *Ecological Monographs* 66: 67–387.
- Rangen S. A., Clark, R. G. & Hobson, K. A., 2000: Visual and olfactory attributes of artificial

- nests. *The Auk* 117 (1): 136 – 146.
- Remeš V., 2003: Effects of exotic habitat on nesting success, territory density, and settlement patterns in the Blackcap (*Sylvia atricapilla*). *Conservation Biology* 17 (4): 1127 – 1133.
- Renfrew R. B., Ribic C. A. & Nack J. L., 2005: Edge avoidance by nesting grassland birds: a futile strategy in fragmented landscape. *The Auk* 122 (2): 618 – 636.
- Ries L. & Fagan W. F., 2003: Habitat edges as potential ecological trap for an insect predator. *Ecological Entomology* 28: 567 – 572.
- Ries L. & Sisk T. D., 2004: A predictive model of edge effects. *Ecology* 85 (11): 2917 – 2926.
- Robertson G. A. & Hutto R. L. 2006: A framework for understanding ecological traps and an evaluation of existing evidence. *Ecology* 87: 1075 - 1085.
- Roos S., 2002: Functional response, seasonal decline and landscape differences in nest predation risk. *Oecologia* 133: 608 – 615.
- Roos S. & Pärt T. 2004. Nest predators and spatial dynamics of breeding red-backed shrikes (*Lanius collurio*). *Journal of Animal Ecology* 73: 117 – 127.
- Saracco J. F. & Collazo J. A., 1999: Predation on artificial nests along three edge types in a North Carolina bottomland hardwood forest. *Wilson Bulletin* 111 (4): 541 – 549.
- Santisteban L., Sieving K. E. & Avery M. L., 2002: Use of sensory cues by Fish Crows *Corvus ossifragus* preying on artificial bird nests. *Journal of Avian Biology* 33: 245 – 252.
- Schlaepfer M. A., 2003: Successful lizard eggs in a human-disturbed habitat. *Oecologia* 137: 304 – 311.
- Schlaepfer M. A., Runge M. C. & Sherman P. W., 2002: Ecological and evolutionary traps. *Trends in ecology and evolution* 17 (10): 474 – 480.
- Schlaepfer M., Sherman P. W., Blossey B. & Runge M. C., 2005: Introduced species as evolutionary traps. *Ecology Letters* 8: 241 – 246.
- Schiegg K., Eger M. & Pasinelli G. 2007: Nest predation in Reed Buntings (*Emberiza schoeniclus*): an experimental study. *Ibis* 149: 365 – 373.
- Shochat E., 2004: Credit or debit? Resource input changes population dynamics of city-

- slicker birds. *Oikos* 106 (3): 622 – 626.
- Shochat E., Patten M. A., Morris D. W., Reinking D. L., Wolfe D. H. & Sherrod S. K., 2005: Ecological traps in isodars: effects of tallgrass prairie management on bird nest success. *Oikos* 111 (1): 159 – 169.
- Soderström B., 1999: Artificial nest predation rates in tropical and temperate forests: a review of the effects of edge and nest site. *Ecography* 22: 455 – 463.
- Soderström B., Pärt T. & Ryden J. 1998: Different predator faunas and nest predation risk on ground and shrub nests at forest ecotones: an experiment and a review. *Oecologia* 117: 108-118.
- Sonerud G. A. & Fjeld P. E., 1987: Long – term memory in egg predators: an experiment with a Hooded Crow. *Ornis Scand.* 18: 323 – 325.
- Storch I., Woitke E. & Krieger S., 2005: Landscape-scale edge effect in predation risk in forest-farmland mosaics of central Europe. *Landscape Ecology* 20: 927 – 940.
- Szép T. & Møller A. P. 1999: Cost of parasitism and host immune defence in the Sand Martin *Riparia riparia*: a role for parent-offspring conflict? *Oecologia* 119: 9-15.
- Šálek M., 2004: The spatial pattern of the Black – billed Magpie, *Pica pica* to predation risk on dummy nests. *Folia Zoologica* 53: 57 – 64.
- Šálek M., Pintíř J. & Marhoul P., 2004: Vliv zástavby a lesa na prostorový výskyt populace koroptve polní (*Perdix perdix*) v zemědělské krajině. *Sylvia* 40: 89 – 97.
- Tatner P., 1982: Factors influencing the distribution of Magpies *Pica pica* in an urban environment. *Bird Study* (29): 227 – 234.
- Thompson F. R. & Burhans D. E. 2004: Differences in predators of artificial and real songbird nests: evidence of bias in artificial nest studies. *Conservation Biology* 18 (2): 373 – 380.
- Thorington K. K. & Bowman R., 2003: Predation rate on artificial nests increases with human housing density in suburban habitats. *Ecography* 26: 188 – 196.
- Van Horn M. A., Gentry R. & Faaborg J., 1995: Patterns of Ovenbird (*Seiurus aurocapillus*) pairing success in Missouri forest tracts. *The Auk* 112 (1): 98 – 106.
- Van Horne B., 1983: Density as a misleading indicator of habitat quality. *Journal of Wildlife Management* 47 (4): 893 – 901.
- Rizika predace ptačích hnízd ve fragmentované subúrbánní krajině**

- Vander Haegen W. M., Shroeder M. A. & DeGraaf F. M., 2002: Predation on real and artificial nests in shrubsteppe landscapes fragmented by agriculture. *Condor* 104: 496 – 506.
- Vergara P. M. & Simonetti J. A., 2003: Forest fragmentation and rhinocryptid nest predation in central Chile. *Acta Oecologica – International Journal of Ecology* 24 (5 – 6): 285 – 288.
- Vigallon S. M. & Marzluff J. M., 2005: Is nest predation by Steller's Jays (*Cyanocitta stelleri*) incidental or the result of a specialized search strategy? *The Auk* 122(1): 36 – 49.
- Villard M.-A., Martin P. R. & Drummond C. G., 1993: Habitat fragmentation and pairing succes in the ovenbird (*Seiurus aurocapillus*). *The Auk* 110 (4): 759 – 768.
- Villard M.-A., 1998: On forest – interior species, edge avoidance, area sensitivity, and dogmas in avian conservation. *The Auk* 115 (3): 801 – 805.
- Villard M.-A. & Pärt T., 2004: Don't put all your eggs in real nests: a sequel to Faaborg. *Conservation Biology* 18 (2): 371 – 372.
- 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.
- Wegner J. F. & Merriam G., 1979: Movements by birds and small mammals between a wood and adjoining farmland habitats. *Journal of Applied Ecology* 16 (2): 349 – 357.
- Weidinger K., 2000: The breeding performance of Blackcap *Sylvia atricapilla* in two types of forest habitat. *Ardea* 88 (2): 225 – 233.
- Weidinger K., 2002: Interactive effects of concealment, parental behaviour and predators on the survival of open passerine nests. *Journal of Animal Ecology* 71 (3): 424 – 437.
- Weldon A. J., 2006: How corridors reduce Indigo Bunting nest success. *Conservation Biology* 20 (4): 1300 – 1305
- Winter M., Johnson D. H., Shaffer J. A., Donovan T. M. & Svedarsky W. D., 2006: Patch size and landscape effects on density and nesting success of grassland birds. *Journal of Wildlife Management* 70 (1): 158 – 172.
- Yahner R. H., 1996: Forest fragmentation, artificial nest studies and predator abundance. *Conservation Biology* 10 (2): 672 – 673.

- Yahner R. H. & Mahan C. G., 1996: Effects of egg type on depredation of artificial ground nests. *Wilson Bulletin* 108 (1): 129 – 136.
- Yahner R. H. & Mahan C., 1999: Potential for predator learning of artificial arboreal nest locations. *Wilson Bulletin* 111 (4): 536 – 540.
- Yahner R. H. & Piergallini N. H., 1998: Effects of microsite selection on predation of artificial ground nests. *Wilson Bulletin* 110 (3): 439 – 442.
- Yahner R. H. & Mahan C., 1996: Effects of egg type on depredation of artificial ground nests. *Wilson Bulletin* 108 (1): 129 – 136.
- Zanette L. & Jenkins B., 2000: Nesting success and nest predators in forest fragments: a study using real and artificial nests. *The Auk* 117 (2): 445 – 454
- Zanette L., 2001: Indicators of habitat quality and the reproductive output of a forest songbird in small and large fragments. *Journal of Avian Biology* 32: 38 – 46.