

Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, katedra zoologie

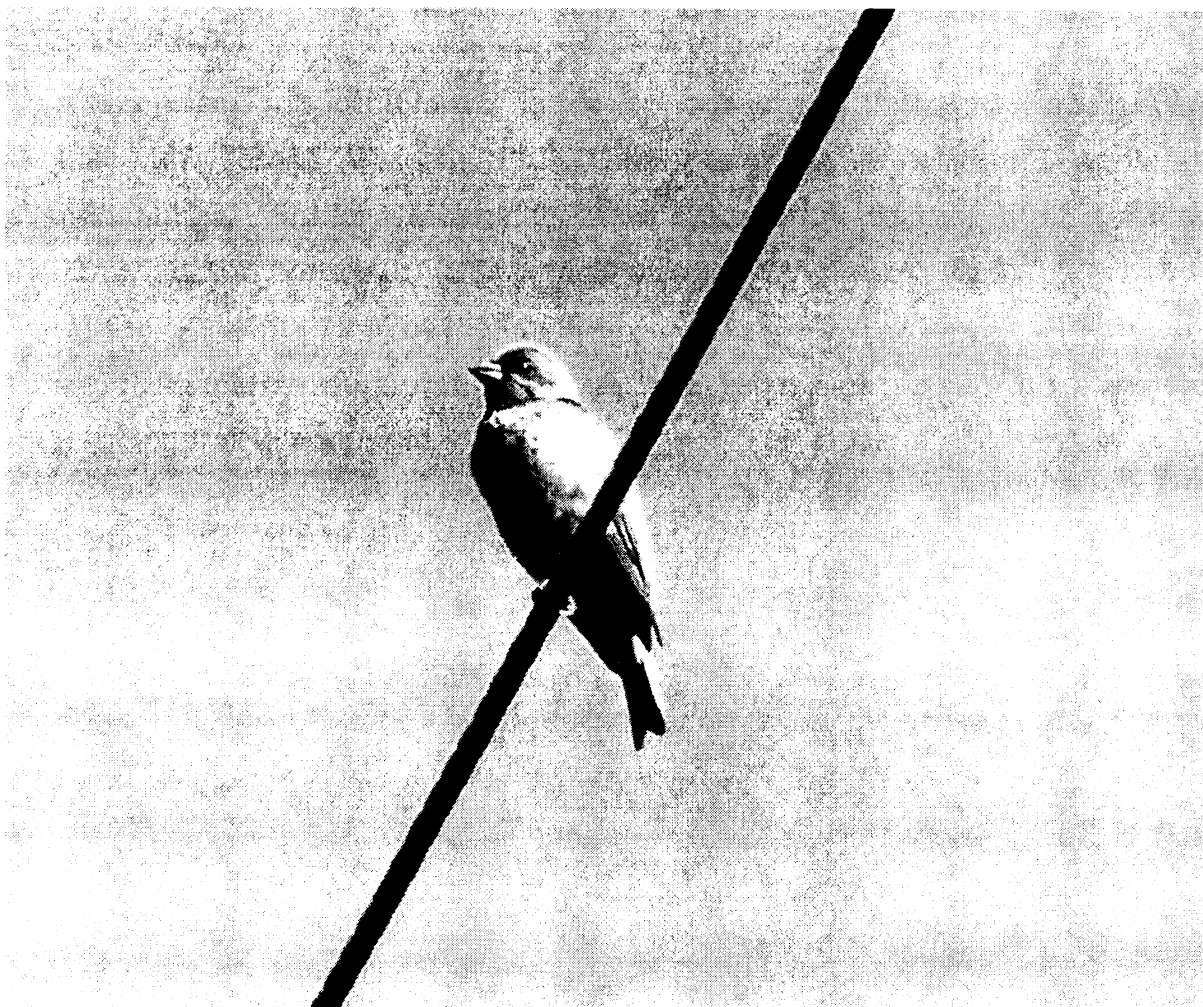
**HNÍZDNÍ PREDACE
A DISTRIBUCE
HÝLA RUDÉHO
(*CARPODACUS ERYTHRINUS*)
VE VLTAVSKÉM LUHU**

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Petr Suvorov

školitel: Mgr. Tomáš Albrecht, PhD.

Praha 2007



Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracoval samostatně s využitím uvedených literárních pramenů.

V Praze 1. 9. 2007



Petr Suxorov

PODĚKOVÁNÍ

Na sepsání mé diplomové práce se odbornými konzultacemi podílel školitel Mgr. Tomáš Albrecht, PhD. Další pomoc se zpracováním statistiky poskytl Michal Vinkler. Technické zázemí (materiál, finance atp.) poskytli RNDr. Vladimír Vohralík, CSc., Mgr. Pavel Munclinger, PhD., Mgr. Jan Schnitzer, Karolína Hrbková, Věra Smejkalová, Soňa Lanková a Jiří Bugár. Těmto všem patří můj upřímný dík. A také všem z okruhu mých blízkých, kteří mě podpořili při psaní.

OBSAH

1. Úvod.....	6
1. 1. Hnízdní predace v biotopových okrajích.....	7
1. 2. Typy hnízdních predátorů ve fragmentované krajině.....	9
1. 3. Distribuce ptáků ve fragmentované krajině a jejich biotopové preference.....	13
1. 4. Testované hypotézy a cíle diplomové práce.....	16
2. Charakteristika studované oblasti.....	17
2. 1. Pokryvnost biotopu.....	17
3. Materiál a metodika.....	19
3. 1. Hnízdní predace a použití umělých hnízd při výzkumu míry hnízdní predace.....	19
3. 1. 1. Rozmístění zemních umělých hnízd v krajině.....	19
3. 1. 2. Křovinné hnízdo a jeho příprava.....	20
3. 1. 3. Příprava umělých vajec.....	21
3. 1. 4. Sběr hnízd, identifikace hnízdních predátorů a statistické vyhodnocení.	21
3. 2. Distribuce potencionálních ptačích hnízdních predátorů ve Vltavském luhu.....	22
3. 3. Distribuce hýla rudého (<i>Carpodacus erythrinus</i>) ve Vltavském luhu.	24
4. Výsledky.....	26
4. 1. Míra hnízdní predace umělých hnízd.....	26
4. 1. 1. Testování hypotézy okrajového efektu.....	26
4. 1. 2. Srovnání míry hnízdní predace křovinných a zemních hnízd.....	29
4. 1. 3. Souhrnná analýza hnízdní predace.....	29
4. 2. Distribuce hnízdních predátorů ve Vltavském luhu.....	31
4. 2. 1. Testování změn početnosti výskytu hnízdních predátorů mezi okrajovým a interním biotopem (hypotézy vlivu okrajového efektu na distribuci predátorů v krajině).....	31
4. 2. 2. Souhrnná analýza denzity hnízdních predátorů.....	32
4. 3. Distribuce hýla rudého ve Vltavském luhu.....	33
4. 3. 1. Okrajový efekt a výskyt samců hýla rudého.....	33
4. 3. 2. Souhrnná analýza výskytu samců hýla rudého.....	34
4. 3. 3. Testování hypotézy rozdílu počtu mladých a starých samců v okrajovém vs. vnitřním biotopu.....	35

5. Diskuze.....	36
5. 1. Vliv okrajových biotopů na míru hnízdní predace a denzitu hnízdních predátorů.....	36
5. 1. 1. Míra hnízdní predace na postupném přechodu biotopů.....	36
5. 1. 2. Vysvětlení míry hnízdní predace na umělých zemních hnízdech.....	37
5. 1. 3. Hnízdní predace na křovinných hnízdech a jejich srovnání s reálnými křovinnými hnízdy a umělými zemními hnízdy.....	38
5. 1. 4. Identifikace hnízdních predátorů.....	39
5. 1. 5. Denzita hnízdních predátorů ve vztahu k biotopovým okrajům a odpověď na model Riese a Siska.....	39
5. 1. 6. Srovnání míry hnízdní predace a denzity hnízdních predátorů.....	40
5. 2. Vliv okrajových biotopů na denzitu samců hýla rudého.....	41
5. 2. 1. Denzita hýlů ve vztahu k okrajovým zónám.....	41
5. 2. 2. Srovnání denzity hýlů rudých a míry hnízdní predace na křovinných hnízdech, ekologická past.....	43
5. 2. 3. Poměr věkových kategorií samců hýlů ve vztahu k okrajovým zónám.....	44
6. Závěr.....	45
7. Seznam citované literatury.....	47
Příloha 1.....	57
Příloha 2.....	58
Příloha 3.....	59
Příloha 4.....	60

1. ÚVOD

Populace živočichů jsou v biotopech, kde žijí, ovlivňovány souborem faktorů, které se mohou podílet na fluktuacích jejich početnosti (Begon et al. 1997). To platí i pro dynamiku ptačích populací (Gates a Gysel 1978, Andrén a Angelstam 1988, Cain et al. 2006). Z biotopových faktorů jsou to např. podíl typu vegetace, na kterou jsou určité populace vázány (Bayne et al. 1997, Mettenbrink et al. 2006), požadavky, které má daný druh na velikost teritoria (Robbins et al. 1989), potravní nabídka (Zanette et al. 2000), hnízdní a úkrytové možnosti (Mahon a Martin 2006) ale i denzita predátorů (Luginbuhl et al. 2001).

V současné době se často diskutuje vliv fragmentace biotopů na početnost a dynamiku ptačích populací (Angelstam 1986, Andrén 1992, Bayne a Hobson 1997). Procesy probíhající v biotopových okrajích (místech styku dvou sousedních biotopů) jsou často odlišné od těch, které probíhají v biotopových interiérech. Živočichové mohou v biotopových okrajích hledat např. vyšší heterogenitu vegetace, s tím související lepší potravní nabídku a ochranu před predátory (Hansson 1994, Fernandez – Juricic et al. 2001, Schlaepfer et al. 2002, Brotons a Herrando 2003).

Některé práce prokazují, že fragmentace biotopů za určitých okolností negativně ovlivňuje hnízdní úspěšnost ptáků (Fletcher 2005, Mazgajski a Rejt 2006). Důvodem jsou z evolučního hlediska relativně rychlé procesy člověkem způsobené fragmentace a vzniku biotopových okrajů a s tím související změny v distribuci predátorů generalistů v krajině, na něž nemusí být schopny některé druhy ptáků adekvátně reagovat. Okrajové biotopy mohou fungovat jako tzv. evoluční past, pokud ptáci za určitých situací spoléhají na nepřímé, evolucí vyzkoušené koreláty vysokého fitness (denzita hmyzu, vhodné hnízdní příležitosti atd), a biotopové okraje preferují neboť splňují kritéria výběru optimálního biotopu. V těchto případech mohou rozhodovací kritéria vést k chybným rozhodnutím, do slepé evoluční uličky (Ries a Fagan 2003). Krajina v evoluční historii druhu nesmírně rychle fragmentovaná člověkem může vznik nesprávného sledu těchto nepřímých podnětů podporovat (Vergara a Simonetti 2003). Tento jev se v literatuře objevuje pod názvem ekologická past (Ries a Fagan 2003).

V některých případech však druhy na vzniklá biotopová rozhraní a na fragmentaci reagují adekvátně. Ptáci, kteří jsou citliví k velikosti plochy, na které žijí (tzv. area – senzitivní; Zarette 2000, Zarette a Jenkins 2000), se vyhýbají malým krajinným fragmentům, které jsou pro ně méně atraktivní (Renfrew et al. 2005, Gates a Gysel 1978). Stejně tak byla u některých druhů popsána averze vůči biotopovým okrajům (Brand a George 2001). Předpokládá se, že tyto druhy mají v malých fragmentech a v biotopových okrajích nižší hnízdní úspěšnost. Vyhýbání se malým fragmentům je pak možno považovat za adaptivní odpověď na vysokou míru predace (Bayne a Hobson 2001)

Pro pochopení procesů v biotopových okrajích a vztahu distribuce ptáků v rámci biotopových fragmentů je nutno znát distribuci hnízdních predátorů, jejich reakci na biotopové okraje a v neposlední řadě pattern predace hnízd na přechodu dvou sousedících biotopů. Tato témata jsou řešena v předkládané diplomové práci.

Hlavní řešené okruhy se týkají (1) pattern hnízdní predace na přechodu mokřadních biotopů, sousedících luk a lesa, (2) distribuce potencionálních hnízdních predátorů ve vztahu k biotopovým okrajům a (3) distribuce modelového druhu hýla rudého ve vztahu k biotopovým okrajům. U tohoto druhu byla prokázána zvýšená míra hnízdní predace v okrajích mokřadních biotopů (Albrecht 2004). Není ovšem znám mechanismus vzniku tohoto okrajového efektu na hnízdní predaci. Stejně tak není známo, zda se hýlové rudí okrajům vyhýbají, jsou k nim neutrální, či je dokonce preferují (ekologická past).

1. 1. Hnízdní predace v biotopových okrajích

Fragmentace krajiny může zvyšovat množství okrajových zón, které mohou díky své heterogenitě přitahovat hnízdící ptáky a následně hnízdní predátory (Gates a Gysel 1978, Báldi a Bátary 2005). Pokud na přechodu dvou biotopů (v okrajové zóně) míra hnízdní predace poroste, vzniká tzv. **okrajový efekt** na hnízdní predaci (dále jen „OE“; Andrén a Angelstam 1988, Bátary et al. 2004, Hoover et al. 2006).

V typickém případě se zmenšující se velikostí krajinného fragmentu bude predátor z okolní krajiny moci pronikat relativně hlouběji do jádrového habitatu, čímž bude rozšiřovat působení OE (Lahti 2001, Bátary a Báldi 2004). Ze současných studií vyplývá, že OE zasahuje nejsilněji do vzdálenosti asi 50 m od hraniční linie (Bátary a Báldi 2004, Paton 1994), Andrén a Angelstam (1988) ho potvrdili až do vzdálenosti 200 m a Storch et al. (2005) dokonce až do 4 km.

Evidence OE závisí na typu okraje (Andrén 1994, Donovan et al. 1997, Saracco a Collazo 1999). Nejvíce byl zkoumán na přechodu pole a lesa, kde je také nejlépe dokumentován (Bátary et al. 2004, Conner a Perkins 2003). Naopak v nezalesněných biotopových přechodech včetně přechodu mokřadů je jeho evidence nedostačující (Ammon a Stacey 1997, Howard et al. 2001). Některé experimenty prokázaly, že směrem dovnitř do mokřadu hnízdí predace postupně klesá (Picman 1988), jiné OE v mokřadním biotopu neprokázaly vůbec (Berg et al. 1992). Na výzkumu jiných mezibiotopových zón se v této souvislosti začalo pracovat až v posledních letech (Pasinelli a Schiegg 2006, Wallander et al. 2006). Zdá se, že velkou roli hraje i geografická poloha studované lokality. Zatímco byl tento jev prokázán v mokřadech Severní Ameriky, ve stejném biotopu v Evropě již výsledky jednoznačné nejsou (Bátary a Báldi 2004, Wallander et al. 2006, Schiegg et al. 2007).

Mechanismy, proč by mohla být v okrajových biotopech být hnízdí predace zvýšená, jsou rozebrány v kapitole 1. 2.

Ptáci se na predační tlak adaptují mnoha způsoby. Mezi primární patří poloha hnízda (Martin et al. 2000) a míra jeho ukrytí (Jokimäki a Huhta 2000, Weidinger 2002, Burke et al. 2004, Mezquida a Marone 2003), která může být v okrajovém a interním biotopu odlišná. Čím lépe je hnízdo ukryto, tím je menší šance, že se k němu vizuálně se orientující predátoři dostanou (Renfrew et al. 2005, Chapa – Vargas a Robinson 2006). Důležitým vodítkem k nalezení hnízda je pro vizuálně se orientujícího predátora (pták) také aktivita rodičů v okolí hnízdního místa (Yahner a Mahan 1999, Martin et al. 2000). Sleduje – li chování hnízdicího páru v okolí hnízda, může hnízdo lépe

najít a vyplenit (Eggers et al. 2005). Dalšími vodítky může být pach hnízda, vokalizace mláďat atp. (Burke et al. 2004).

Stanovování míry hnízdní predace se běžně provádí pomocí sledování reálných ptačích hnízd (Andrén et al. 1985, Martin 1987, Winter et al. 2006). Jejich nevýhodou je, že jejich hledání zabere dost času a ne vždy je jich k dispozici dostatečné množství (Burke et al. 2004). Tam, kde není reálných hnízd dostatek, se používají hnízda umělá (Luginbuhl et al. 2001, Thorington a Bowman 2003). Jejich výhodou je, že jejich počet a rozmístění v krajině lze zvolit podle potřeby pokusu. Nevýhodou je, že na umělém hnízdě nelze nasimulovat krypsi ze strany inkubujících rodičů (Pärt a Wretenberg 2002) ani jejich přirozený pach (Githiru et al. 2004) či antipredační chování. Také výběr hnízdního místa se může lišit od místa, které by vybral pták sám (Yahner a Piergallini 1998). Umělá hnízda sice nejsou přesnou metodou, ale mohou pomoci k porozumění procesů ovlivňujících míru hnízdní predace reálných hnízd (Burke et al. 2004). Obě metody se podle potřeby dají kombinovat.

1. 2. Typy hnízdních predátorů ve fragmentované krajině

Hnízdní predace je mnohdy hlavní příčinou hnízdního neúspěchu ptáků. Její míra může být ovlivněna loveckými strategiemi a prostorovou distribucí hnízdních predátorů (Cain et al. 2006). V posledních letech byl zkoumán vliv fragmentace krajiny a zvyšování podílu biotopových okrajů na denzitu hnízdních predátorů (Andrén 1992, Githiru et al. 2004, Mettenbrink et al. 2006). Mnohé studie prokázaly, že okrajové zóny jsou pro hnízdní predátory atraktivnější, proto je navštěvují častěji (Andrén 1992, Schiegg et al. 2007).

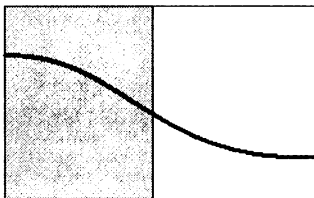
Důvody vyšší denzity hnízdních predátorů v okrajových zónách mohou být podle Riese a Siska (2004) následující:

1) Efekt „přelévání“ přes okrajovou zónu (spillover effect)

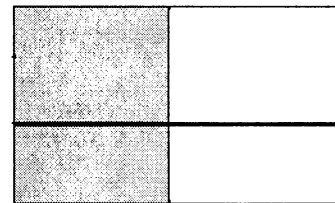
Dva sousedící habitaty obsahují stejný zdroj (tzv. **supplementární**). V habitatu preferovaném je tohoto zdroje více (nepreferovaný habitat je chudší), což vytváří gradient denzity daného druhu z preferovaného do nepreferovaného habitatu (viz obr. 1). Protože zdroj směrem do

nepreferovaného habitatu klesá, nepředpokládá se, že by do něj pronikal do přílišné vzdálenosti. Pokud je zdroj v obou habitatech ve stejné koncentraci, denzita daného druhu v je obou dvou stejná (jsou stejně preferované), takže se žádný gradient netvoří (obr. 2).

Příklad: Typický lesní druh živočicha může preferovat vlhko a stín, který je v interním lese. Pole okraj lesa osvětluje, ale k plnému oslunění nedochází, takže se živočich bude v okrajovém biotopu moci pohybovat, ale jeho denzita zde bude menší než v biotopu interiérním. Les zároveň vrhá stín a vytváří vlhkost na okraji pole, takže může živočich penetrovat i do části přilehlého polního biotopu, kde bude jeho denzita se vzdáleností od lesa postupně klesat.



Obrázek 1: predikovaná odpověď druhu na přítomnost preferovaného zdroje ve dvou biotopech, v levém biotopu ve vyšší koncentraci, postupně klesající do biotopu pravého.



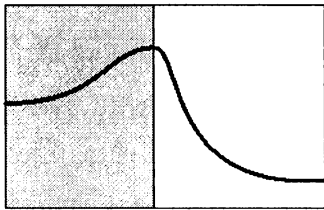
Obrázek 2: predikovaná odpověď druhu na přítomnost preferovaného zdroje ve dvou biotopech, v obou ve stejné koncentraci.

2) Distribuce doplňkových zdrojů

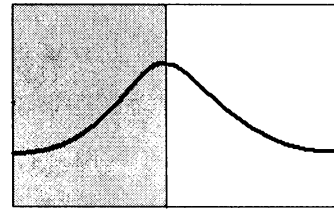
Dva sousedící habitaty obsahují dva odlišné zdroje (vzájemně se doplňující, tzv. **komplementární**) a existence v okraji zlepšuje danému druhu přístup k oběma. Zdroje přístupné z jedné strany okraje jsou doplňovány zdroji přístupnými z druhé strany okraje.

Ve výše uvedeném příkladu lesního druhu živočicha by se tedy jednalo např. o druh, který by preferoval stín, ale zároveň i sušší prostředí, takže existence u okraje lesa by splňovala jeho požadavky. Podle míry, do jaké by byl na obou uvedených parametrech závislý, by jeho koncentrace okolo okrajové zóny odpovídala obr. 4 a 5. V obou dvou případech koncentrace

zdrojů a následně daného druhu živočicha v okrajové zóně vyvolává již zmíněný OE.



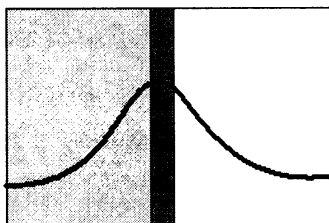
Obrázek 3: predikovaná odpověď druhu na přítomnost dvou vzájemně se doplňujících preferovaných zdrojů ve dvou biotopech. Rozložení zdrojů je nerovnoměrné. Koncentrace zdroje 1 v biotopu nalevo je vyšší než koncentrace zdroje 2 v biotopu napravo



Obrázek 4: predikovaná odpověď druhu na přítomnost dvou vzájemně se doplňujících preferovaných zdrojů ve dvou biotopech. Rozložení zdrojů je rovnoměrné. Koncentrace zdroje 1 v biotopu nalevo je rovna koncentraci zdroje 2 v biotopu napravo

3) Zesílení vlivu okrajové zóny

Pokud se jeden supplementární zdroj nebo dva zdroje vzájemně komplementární budou koncentrovat okolo okrajové zóny, bude docházet ke koncentraci daného druhu právě zde. Stejně tak v případě, že pouze okrajová zóna bude obsahovat další zdroj navíc, který nebude v okolních interních habitatech přítomen. Dochází zde k OE. Predikovanou reakci druhu vystihuje obr.5



Obrázek 5: predikovaná odpověď druhu na přítomnost jednoho zdroje či dvou vzájemně se doplňujících preferovaných zdrojů ve dvou biotopech. Koncentrace zdroje/zdrojů je nejvyšší v okrajové zóně. Nelze vyloučit přítomnost třetího zdroje výlučného pro okrajový biotop.

Další mechanismus, který může způsobit vyšší denzitu hnízdních predátorů v okrajové zóně, uvažuje okrajovou zónu jako tzv. „**travel lines**“ pro průchod predátorů (Wegner a Merriam 1979, Andrén 1994, Pangau et al. 2006). Jedná se o situaci, kdy predátor přes daný habitat pouze projde, aby se jím dostal do preferovaného habitatu. Pokud predátoři daným krajinným

úsekem procházejí, existuje zde vyšší predáční riziko. Jedná se pouze o predaci náhodnou (incidentální), nikoliv cílenou. Někteří autoři (Storch et al. 2005) ovšem tvrdí, že zvýšení predace touto formou je nepravděpodobné. Jiným mechanismem který se podílí na vzniku OE může být i relativní neprostupnost jednoho z biotopů. Predátoři se dostávají pouze na okraj jednoho z biotopů, nikoliv do centra.

Vizuálně se orientující predátoři navíc potřebují při pátrání po potravě určitý počet orientačních bodů v krajině. Jsou – li v homogenním biotopu bodové či liniové struktury, které se od něj výrazně odlišují (stromy, lidská sídla, hranice mezi dvěma biotopy), mohou se jich držet při pohybu v biotopu (Wegner a Merriam 1979, viz také Wallander et al. 2006) a pronikat na obě strany do dvou odlišných habitatů (Roos 2002). Jejich denzita v okrajových zónách pak může být vyšší, což může vést i k vyšší míře hnízdni predace v okrajích.

Geografická poloha, kompozice a míra fragmentace krajiny i vegetační struktura daného habitatu mohou ovlivnit přítomnost konkrétního typu hnízdni predátora (Andrén 1992, Mahon a Martin 2006, Pasinelli a Schiegg 2006). Zatímco v tropických oblastech hrají hlavní roli hnízdni predátorů savci, v temperátních regionech převažují ptáci (Buller a Hamilton 2000). V otevřené krajině působí v roli hnízdni predátorů častěji vizuálně se orientující ptáci, zatímco v krajině s vysokou, nepřehlednou vegetací (les) je větší podíl hnízdni predace přisuzován častěji savcům (Andrén 1992). Některé druhy hnízdni predátorů mohou navíc používat pro pohyb v biotopu habitatové koridory (úzké biotopové pruhy vybíhající do jiného typu habitatu či spojující dva habitaty mezi sebou – např. aleje), ze kterých mohou penetrovat za účelem hledání potravy (Wegner a Merriam 1979, Fernandez – Juricic 2001), čímž se zvyšuje míra hnízdni predace v okrajových zónách a působení OE se zde posiluje.

Okrajové biotopy ve fragmentované krajině mohou jako zóny s vyšší heterogenitou favorizovat ty predátory, kteří se nespécializují jen na jeden druh kořisti (generalisty; Driscoll a Donovan 2004, Shochat et al. 2005). Některé práce tvrdí, že v nich působí v hlavní roli hnízdni predátorů

zejména ptáci, zatímco v kontinuálních biotopech savci (Marini et al. 1995). V našich zeměpisných šířkách se za jednu z hlavních skupin ptačích predátorů – generalistů, kteří mohou být zodpovědní za zvýšenou míru hnízdní predace v okrajových zónách, považují krkavcovití ptáci (*Corvidae*; Andrén 1992). Densita mnohých z nich roste zejména v krajině fragmentované lidskou činností, protože hledají v blízkosti člověka doplňkové potravní zdroje (Marzluff a Neatherlin 2006). Nejen proto jsou atrahováni do otevřených (zemědělských) ploch (Andrén 1992). Albrecht (2004) v krajině Vltavského luhu zdokumentoval zvýšenou míru hnízdní predace v okrajových zónách na hnízdech hýla rudého. Autor se domnívá, že právě krkavcovití ptáci by mohli hrát významnou roli při predaci hnízd tohoto druhu.

Klíčem k porozumění celého mechanismu rostoucí míry hnízdní predace v okrajových zónách fragmentované krajiny a jejího vztahu ke zvýšené densitě hnízdních predátorů v těchto zónách je zjevně přímá identifikace hnízdních predátorů (Báldi a Bátary 2005, Cain et al. 2006). Výzkum v tomto směru však ještě nepodal dostatek přímých důkazů (Lahti 2001), přesto jsou údaje o výskytu hnízdních predátorů ve vztahu k okrajům cenné.

1. 3. Distribuce ptáků ve fragmentované krajině a jejich biotopové preference

Kompozice krajiny může ovlivňovat hnízdní úspěšnost ptáků (Howell et al. 2000, Brand a George 2001). Fragmentace krajiny ovlivňuje velikost ptačích teritorií. Jedinec, jehož teritorium je fragmentováno odlišným typem habitatu, na něj může zareagovat třemi způsoby (Bayne et al. 2005):

- 1) zahrne odlišný habitat do svého teritoria
- 2) hranici odlišného a domovského habitatu bude akceptovat jako hranici vlastního teritoria a zmenší tím plošnou velikost teritoria
- 3) fragmentovaný biotop bude chápat jako suboptimální a přesídlí jinam

Míra senzitivity druhu k fragmentaci může mít vztah k míře jeho specializace na určitý biotop (Howell et al. 2000). Tzv. area – senzitivní (citliví k velikosti plochy) a edge – senzitivní (citliví k přítomnosti okraje) druhy

ptáků vykazují pozitivní vztah mezi velikostí fragmentu, který obývají, nebo podílem okrajové zóny, který fragment tvoří, a párovacím i hnízdním úspěchem (Fraser a Stutchbury 2003). Některé druhy však mohou k velikosti fragmentu či přítomnosti okraje vykazovat neutrální odpověď (insenzitivní - např. rehek zahradní - Huhta a Jokimäki 2001, viz také Donovan a Flather 2002). Jestli a jak je senzitivita k fragmentaci predikovatelná, je diskutabilní a podle Riese a Siska (2004) jsou v této oblasti údaje pořád nedostačující.

Míra senzitivity k okraji může být ovlivněna i geografickou polohou – novosvětské druhy vykazují vyšší míru senzitivity než druhy starosvětské (Lampila et al. 2005). Nejnáchylnější se v tomto směru zdají druhy, které hnízdí na zemi a druhy hnízdící v křovinných a stromových patrech v otevřených hnízdech. Naopak druhy hnízdící v dutinách nejsou fragmentací a vznikem biotopových okrajů tolik ovlivněny (Lampila et al. l. c.).

Fragmentovaný habitat může pro ptáky citlivé k velikosti plochy a přítomnosti okraje obsahovat bariéry, přes které nepronikají (např. nezalesněný pruh otevřené krajiny v lese či pruh pole v mokřadu; Bosschieter a Goedhart 2005), proto využívají mnohdy biotopových koridorů, aby nemuseli létat přes nepreferovaný biotop (Fraser a Stutchbury 2003).

Existují tři úrovně, jak ptáci obsazují prostor (Brown 1969):

- 1) Obsazován je pouze preferovaný habitat a všichni ptáci, kteří ho obývají mají stejnou míru reprodukčního úspěchu.
- 2) V preferovaném habitatu je vysoká kompetice samců. Kompetičně silnější jedinci monopolizují dobrá teritoria (Weinberg a Roth 1998) a slabší ptáci jsou z preferovaného habitatu přinuceni přesídlit do habitatu suboptimálního (Hunt 1996, Soutullo et al. 2006), kde teritorium snáze obhájí, ale mají zde nižší párovací a reprodukční úspěch (Bayne a Hobson 2001). Starší samci kompetují lépe, proto jsou suboptimální biotopy většinou obsazovány mladými a nezkušenými jedinci (Møller 1991, Huhta et al. 1998, King a DeGraaf 2004). Ve fragmentované krajině mohou být menší fragmenty a okrajové zóny považovány za suboptimální, protože zde může být

k dispozici méně potravy a pravděpodobnost, že je budou samice preferovat, může být nižší (Huhta a Jokimäki 2001, Lee et al. 2002, Mazerolle a Hobson 2003). Proto se jim některé druhy ptáků vyhýbají (Dunford et al. 2002; viz ale ekologická past).

- 3) Po saturaci optimálních i suboptimálních biotopů teritoriálními jedinci se musí přebývajícím nespárovaným jedincům pohybovat volně po krajině a hledat vhodná teritoria.

Druhý a třetí model bývá shrnován pod pojmem **ideální despotické rozmístění** jedinců v krajině (Andrén 1990). Tento model předpokládáme tehdy, pokud jsou ptáci schopni rozpoznat optimální habitat od suboptimálního (Weinberg a Roth 1998). Pokud ale nejsou schopni adekvátně zareagovat na daný podnět, mohou se stát obětí ekologické pasti (Schlaepfer et al. 2002).

Jako modelový objekt pro studium senzitivity k přítomnosti okrajového biotopu ve fragmentované krajině byl v této diplomové práci vybrán hýl rudý (*Carpodacus erythrinus*). Jeho preferovaným biotopem jsou vlhké údolní nivy řek s přilehlými vlhkými loukami (Svensson a kol. 1999). Samci se ozývají typickým hlasem a po druhém roce života dostává jejich opeření karminově červenou barvu (Hájek 1978), takže se staří samci dají od mladých dobře odlišit.

Za největší hnízdící populaci v České republice je považována skupina jedinců obývajících oblast Vltavského luhu a přilehlého okolí (Šťastný a kol. 2006). Tato oblast spadající pod správu NP Šumava, je v současné době ohrožena soustavným vysoušením mokřadů a fragmentováním původních biotopů. Mokřady jsou v souvislosti s citlivostí ptačích druhů k okrajovému biotopu opomíjeny (Villard et al. 1993, Van Horn et al. 1995, Burke a Nol 1998, Bayne a Hobson 2001, Dunford et al. 2002, Imbeau a Desrochers 2002, Mazerolle a Hobson 2003, Rodewald a Vitz 2005 a jiní) Toto téma by mohlo tedy blíže osvětlit dosud málo řešený problém.

1. 4. Testované hypotézy a cíle diplomové práce

V předkládané diplomové práci jsem se snažil zodpovědět na následující otázky:

- Je míra hnízdni predace umělých hnízd a početnost hnízdni predátorů vyšší v okrajových biotopech než v biotopech interních?
- Odpovídá míra predace hnízd a její změna od vnitřku jednoho biotopu po vnitřek druhého modelům Riese a Siska? Je zvýšena v okrajích? Je tento trend stabilní v průběhu let?
- Je denzita predátorů korelovaná s mírou hnízdni predace umělých zemních hnízd?
- Má okrajový biotop nějaký vliv na celkovou denzitu samců hýlů rudých? Je hýl rudý druhem citlivým k přítomnosti okraje? Je v okrajové zóně vyšší podíl mladých než adultních samců?
- Je početnost hýlů rudých korelovaná s mírou hnízdni predace umělých zemních hnízd?

Na základě dosud zjištěných skutečností se dá předpokládat, že:

- Na základě predikcí Riese a Siska (viz obr. 1 - 5) a předchozích výsledků na reálných hnízdech hýla rudého (Albrecht 2004) by měla být míra hnízdni predace vyšší v mezních zónách mezi biotopy.
- Míře hnízdni predace by mohla odpovídat distribuce predátorů, neboť hnízdni predace by měla být vyšší tam kde se predátoři vyskytují častěji.
- Hýl rudý se vlivem zvýšené míry hnízdni predace v krajině bude koncentrovat spíše ve vnitřních biotopech než biotopových okrajích a tím se mj. vyhne ekologické pasti.
- Vnitřní biotopy budou pro hýla atraktivnější, tudíž se zde bude vyskytovat i vyšší počet adultních samců.

Pochopení mechanismu vzniku OE může pomoci při ochranářských akcích cílených na zachování biodiversity na lokálních prostorových škálách.

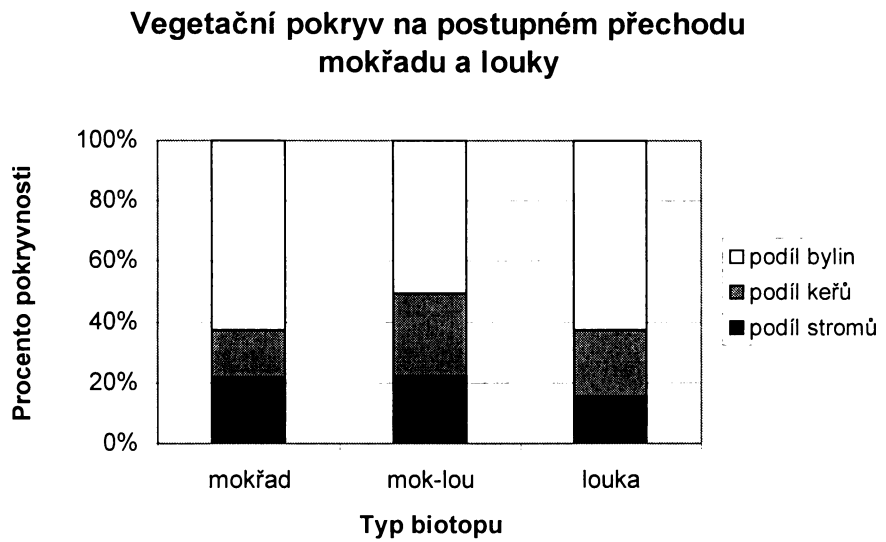
2. CHARAKTERISTIKA STUDOVANÉ OBLASTI

Veškeré terénní práce proběhly v oblasti Vltavského a Mrtvého luhu na Šumavě (viz příloha 1 a 2). Studovaná oblast je součástí NP Šumava a některé z lokalit, na kterých jsem pracoval, spadají do 1. zóny ochrany NP. Pro tuto oblast jsou typické rozsáhlé, periodicky zaplavované mokřady s proměnlivou výškou vegetace. Mokřadní krajina je pokryta rozptýlenou keřovitou vegetací, kterou tvoří zejména tavolníky (*Spirea salicifolia*) a vrby (*Salix sp.*), v oblastech dále od mokřadu pak olše (*Alnus sp.*). V mokřadu jsou ostrůvky lesních porostů smrků (*Picea sp.*) a břízy bělokoré (*Betula pendula*). Z bylin zde rostou mokřadní trávy a ostřice (*Phalaroides sp.*, *Glyceria sp.*, *Carex sp.*) a suchopýr (*Eriophorum sp.*).

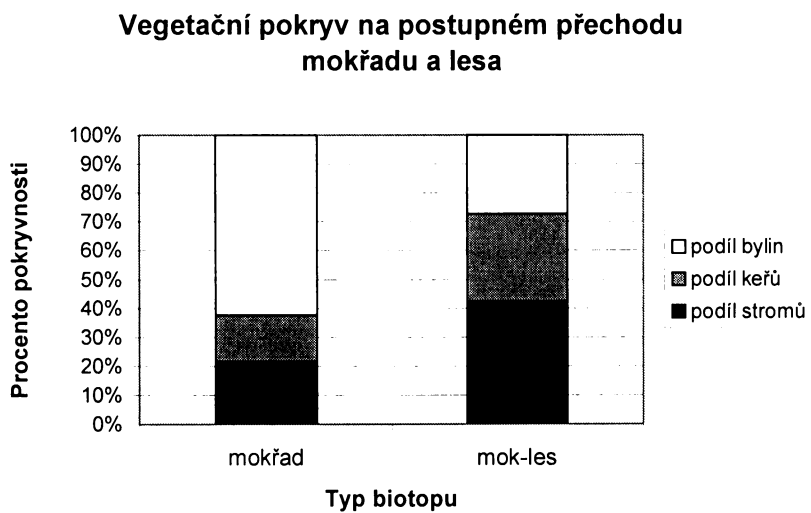
2. 1. Pokryvnost biotopu

Na studované lokalitě jsem náhodně zvolil 36 bodů, na kterých jsem odhadl procentuální pokryvnost biotopu vegetací ve třech kategoriích – pokryvnost stromového patra (dále jako „strom“), pokryvnost keřového patra („keř“) a pokryvnost bylinného patra („bylina“), a to na kruhové ploše do vzdálenosti cca 20 m kolem bodu. Stromy nepřesahující výškou cca 3 metry jsem zařadil do kategorie „keř“. Výsledky jsou zaznamenány v grafech 1 a 2. Kruskal – Wallisův test prokázal, že míra pokryvnosti stromového ($H = 2,776$; $df = 3$; $p = 0,428$) ani keřového patra nebyla v jednotlivých biotopech odlišná ($H = 5,3987$; $df = 3$; $p = 0,1448$). Pokryvnost byla posléze vztažena k výsledkům denzity hnízdních predátorů a denzity hýlů rudých získaných na bodové metodě (viz níže).

Graf 1: Procento vegetačního pokryvu na přechodu mokřadu a louky.



Graf 2: Procento vegetačního pokryvu na přechodu mokřadu a lesa.



*Legendy označení!
viz graf 8 a 9*

3. MATERIÁL A METODIKA

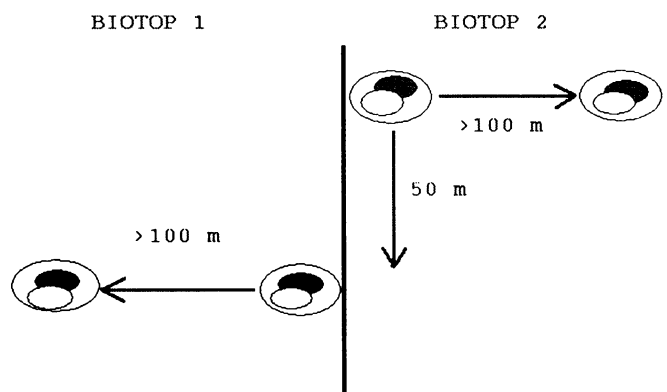
3. 1. Hnízdní predace a použití umělých hnízd při výzkumu míry hnízdní predace

V krajině Vltavského luhu v průběhu sezón rozmístil dva typy umělých hnízd – zemní a křovinná. V každém hnízdě jsem zanechal jedno umělé vejce vylité voskem (viz níže) a jedno vejce křepelky japonské (*Coturnix japonica*). Polohu hnízda jsem označil ústřížkem květinářské stužky (Martin et al. 2000) a zakreslil do mapy. Stužka byla dávána vždy dále než 1 metr od hnízda, aby nedošlo k vyrazení polohy hnízda. Hnízda byla exponovaná na místě po dobu 10 dní. Po dobu exponace jsem hnízda nekontroloval, protože lidská přítomnost okolo hnízd by mohla přitahovat hnízdní predátory (Martin a Joron 2003, Villard a Pärt 2004, Schiegg et al. 2007).

3. 1. 1. Rozmístění zemních umělých hnízd v krajině

Celkem jsem na přelomu května a června všech tří sezón rozmístil 720 zemních hnízd (240 v každé sezóně) následujících kategorií:

- a) interní mokřad
- b) interní les
- c) okraj mokřadu s lesem
- d) okraj lesa s mokřadem
- e) interní louka
- f) okraj mokřadu s loukou
- g) okraj louky s mokřadem



Obr. 6. Design rozmístění umělých zemních hnízd v experimentálních čtveřicích.

Každé hnízdo tvořila jamka vydloubnutá v zemi, vystlaná suchým rostlinným substrátem (tráva, mech, rašeliník apod.) a alespoň částečně zakrytá vegetací. Hnízda v okrajových biotopech byla pokládána ve vzdálenosti 2 – 20 metrů od předělové linie mezi dvěma biotopy. Hnízda tvořila čtveřice, ve kterých bylo vždy jedno hnízdo v mokřadu spárované s dvěma odpovídajícími hnízdy přechodových zón a jedním nemokřadním

interním biotopem (louka nebo les) - viz obr. 6. V mokřadu byl tudíž umístěn dvojnásobný počet umělých hnízd.

3. 1. 2. Křovinné hnízdo a jeho příprava

Křovinná hnízda jsem umísťoval do biotopu vnitřního mokřadu vždy v páru s jedním hnízdem v okraji přilehlém k biotopu louky ve stejnou roční dobu jako hnízda zemní, ale pouze v letech 2006 a 2007 (celkem 80 hnízd za sezónu). Hnízda byla umísťována především do keřů tavelníku, aby co nejméně simulovala skutečná hnízda hýla rudého. Každé křovinné hnízdo bylo vytvořeno z poloviny rozkrojeného tenisového míčku (Zanette a Jenkins 2000), do kterého jsem propletl drát, který k tělu hnízda připevňoval ohebné vrbové větve (je výhodné je řezat v době, kdy ještě nejsou olistěné – leden, únor) a zároveň kotvil hnízda ve vidlici keře (Burke et al. 2004). Podrobnou techniku výroby křovinného hnízda zobrazuje příloha 3. Abych dosáhl co nejméně zbarvení (a zmírnil jejich nápadnost), byla hnízda potřena vrstvou hlíny. Namočení hnízd do roztoku velmi koncentrovaného čaje se neosvědčilo. Připravená hnízda jsem nechal vyvětrat venku více než měsíc, protože pach gumy z míčků je silný a mohl by odradit potencionální predátory (Davison a Bollinger 2000, Rangen et al. 2000).

V pokusech se při umísťování umělých hnízd běžně používají gumové rukavice k minimalizování lidského pachu (Yahner a Mahan 1996, Howard et al. 2001). Tuto metodiku jsem vyloučil, protože nové laboratorní gumové rukavice obsahují svůj vlastní pach, který by na vejcích mohl rovněž ulpět. Klasické zahradní rukavice nejsou z metodického hlediska v terénu příliš praktické. Navíc v některých pracích (Pärt a Wretenberg 2002) nebyl zjištěn rozdíl mezi mírou hnízdní predace hnízd pokládáných v gumových rukavicích a bez nich.

3. 1. 3. Příprava umělých vajec

Pro účel pokusu jsem použil vyfouknutá křepelčí vajíčka (Thompson a Burhans 2004), která jsem naplnil směsí vosku a oleje v poměru 1 : 4. Materiál musí být natolik měkký, aby na něm po návštěvě predátora zůstaly čitelné stopy (Storch et al. 2005), ale zároveň natolik tuhý, aby udržel tvar. Někteří autoři (Bayne et al. 1997) používají při pokusech vajíčka z plastelíny či jiných měkkých materiálů, které podle potřeby ještě obarví.

Před zatuhnutím jsem zavedl dovnitř kousek provázku. Ten byl v případě křovinných hnízd uvázán přímo na hnízdo, u zemních jsem ho omotal okolo velkého hřebíku, který jsem zapíchnul do země. Přípravu umělého vejce znázorňuje fotografická příloha 3.

3. 1. 4. Sběr hnízd, identifikace hnízdních predátorů a statistické vyhodnocení

Po 10 dnech expozice byla hnízda zkontrolována a následně z lokalit zpětně vysbírána. Hnízdo bylo považováno za predované, pokud alespoň jedno z vajec na sobě neslo stopy nasvědčující návštěvu predátora v hnízdě anebo chybělo úplně. Pokud bylo možné otisky identifikovat, pokusil jsem se určit typ predátora, který hnízdo navštívil. Predaci způsobenou hlodavci jsem při statistických výpočtech zahrnul do kategorie „nepredováno“, protože za normálních okolností by k predaci nedošlo (King a DeGraaf 2006) - skořápka vajíčka křepelky japonské je pro predátora s menší tlamkou příliš silná, aby ji mohl prokousnout (DeGraaf et al. 1999, Pärt a Wretenberg 2002). Navíc použití vosku v umělých vejcích mohlo hlodavce atrahovat a tím uměle míru hnízdní predace zvýšit (Rangen et al. 2000).

Nasbíraná data jsem exploračně vyhodnotil pomocí chi – square testu a kontingenčních tabulek (podíly predovaných a nepredovaných hnízd), Kruskal - Wallis testu a posléze pomocí komplexních modelů (Zvára 2004). Vztah mezi osudem hnízda (predované, nepredované) a vysvětlujícími proměnnými byl stanoven za využití logistické regrese (logit - link funkce) v rámci zobecněných lineárních mixovaných modelů ve statistickém programu R 2.5.1. Náhodným efektem byla čtveřice hnízd, neboť tato hnízda

mohou sdílet podobný, na sobě závislý osud. Plný model byl vždy redukován postupnou delecí jednotlivých členů modelu, přičemž bylo započato s nejsložitějšími členy (interakcemi). Výsledkem pak byly minimální adekvátní modely, tj. modely se všemi členy statisticky průkaznými. Prezentované signifikace členů modelu jsou založeny na Type III sumě čtverců. V případě průkazných faktorů bylo zvoleno aposteriorní slučování jednotlivých hladin (Crawley 2002). Likelihood - ratio testy (chi - square distribuce) byly zvoleny pro testování významu jednotlivých vysvětlujících proměnných a celých modelů (porovnání s nulovým modelem).

3. 2. Distribuce potencionálních ptačích hnízdních predátorů ve Vltavském luhu

V pokusu jsem zaznamenával distribuci potencionálních ptačích hnízdních predátorů (dále jen „hnízdních predátorů“), a to zejména krkavcovitých ptáků, v jejichž jídelníčků můžeme nalézt ptačí vejce i mláďata (Luginbuhl et al. 2001). Pozorování jsem provedl pomocí bodové metody na 36 bodech, které byly použity při odhadu procentuální pokryvnosti vegetace. Body v sobě obsahovaly pozorovací stanoviště ve vnitřním mokřadu, v okolních biotopech a na jejich přechodech. Kategorie v okrajových biotopech byly sloučeny dohromady – pozorování v okraji byla provedena na bodech definovaných jako „hranice mokřadu a nemokřadního biotopu“ (lesa, louky) namísto dvojic bodů „hranice mokřadu s nemokřadním biotopem“ a „hranice nemokřadního biotopu s mokřadním biotopem“. V každé ze čtyř* z takto definovaných kategorií bylo 9 bodů. Na každém z bodů jsem se zastavil a na 10 min se snažil akusticky i vizuálně detekovat predátora do vzdálenosti cca 100 m.

* vnitřní mokřad, vnitřní louka, hranice mokřadu a louky, hranice mokřadu a lesa

Pozorování jsem za jednu sezónu provedl vždy celkem třikrát (viz tabulka 1). Každé pozorování bylo provedeno mezi 6. a 11. hodinou ráno. Zjištěné druhy hnízdních predátorů jsem zaznamenával do mapy.

Tabulka 1: Datum jednotlivých pozorování.

Číslo kontroly	Rok	Datum kontroly
1.	2005	17. – 19. 5.
2.	2005	29. 5. – 1. 6.
3.	2005	15. – 17. 6.
1.	2006	3. – 5. 6.
2.	2006	15. – 17. 6.
3.	2006	25. – 29. 6.
1.	2007	27. – 29. 5
2.	2007	4. – 6. 6.
3.	2007	16. – 18. 6.

Data z jednotlivých pozorovacích bodů ze všech tří kontrol jsem sečetl a zpracovával dohromady. Důvodem byl malý počet ptačích predátorů pozorovaný na bodech. Navíc byl OE na hnízdní predaci v práci Albrecht (2004) konzistentní v průběhu čtyř sezón. Předpokládal jsem tedy konzistentní distribuci ptačích predátorů. Z důvodu malého počtu jedinců jsem neseparoval jednotlivé druhy, ale data zpracovával pro všechny druhy najednou. Protože data neměla normální rozdělení, vyhodnotil jsem výsledky Kruskal – Wallisovým testem (typ bodu nezávislý faktor, počet predátorů závislá proměnná) a posléze komplexním modelem (R 2.5.1., počet predátorů závislá proměnná s Poissonovskou distribucí, identita bodů (stejná ve všech letech) náhodný efekt, detaily výběru minimálního adekvátního modelu viz výše). Pro analýzu míry hnízdní predace v závislosti na počtu predátorů byl v každém biotopu pro každý rok stanoven počet predovaných a přeživších hnízd a zároveň počet predátorů. Vysvětlovanou proměnou byl poměr predovaných ku nepredovaným hnízdům, vysvětlující proměnou byl celkový počet predátorů zaznamenaný v daném roce a v daném biotopu. Použita byla logistická regrese (S-Plus 6. 0) a F statistika (overdispersion).

3. 3. Distribuce hýla rudého (*Carpodacus erythrinus*) ve Vltavském luhu

V této části jsem zaznamenával počet zpívajících samců hýlů. Všechna data byla sbírána v květnu a červnu 2005 – 2007, protože hýl rudý hnízdí pouze jednou ročně právě v tomto období (Šťastný et al. 2006). Design pokusu byl stejný jako v případě sledování hnízdních predátorů, opět bylo použito stejných pozorovacích bodů. Hýly jsem zaznamenával v průběhu tří kontrol za sezónu (viz tabulka 1). Každé pozorování bylo provedeno v ranních hodinách, tj. mezi 6. a 11. hodinou.

Bylo – li to možné, snažil jsem se k pozorovaným hýlům přiblížit, abych se přesvědčil, jestli se jedná o mladé (nevybarvené) anebo již dospělé (sytě vybarvené jedince) jedince (Hájek 1978, King a DeGraaf 2004). Mladí samci připomínají samice a jsou od nich v terénu nerozlišitelní. Pokud byl nevybarvený jedinec zastižen v blízkosti adultního samce a jeho chování naznačovalo, že k sobě patří (mate guarding), považoval jsem ho za samici. Pokud byl nevybarvený jedinec zastižen soliterně při zpěvu, považoval jsem ho za nedospělého samce. Jedince nalezené soliterně, kteří se akusticky neprojeví, jsem do výsledků nezahrnul.

Data ze všech tří sezón sbíraná na jednotlivých kontrolách jsem sečetl dohromady a vyhodnotil společně. Důvodem byl opět relativně malý počet zaznamenaných ptáků. Navíc jsem nepředpokládal rychlou změnu biotopových preferencí (pozorovatelnou v průběhu tří sezón). K vyhodnocení jsem použil pouze 2 kontroly ze 3, protože byly uskutečněny ve stejném časovém období každý rok. Protože data neměla normální rozdělení, vyhodnotil jsem výsledky Kruskal – Wallisovým testem a poté opět komplexním modelem (R 2.5.1., počet zpívajících samců na bodě závislá proměnná s poissonovskou distribucí, identita bodů (stejná ve všech letech) náhodný efekt, details výběru minimálního adekvátního modelu viz výše). Pro analýzu závislosti počtu hýlů rudých na hnízdní predaci byl v každém biotopu pro každý rok stanoven počet predovaných a přeživších hnízd a zároveň počet hýlů rudých (na základě první kontroly v daném roce). Kategorie biotopů byly sloučeny (viz metodika sčítání hnízdních predátorů). Vysvětlovanou proměnou byl počet zpívajících samců hýla rudého,

vysvětlující proměnou byla míra predace (poměr predovaných a nepredovaných), váhou pak počet hnízd položených v biotopu. Použita byla Poissonovská regrese (S-Plus 6. 0) a F statistika (overdispersion).

4. VÝSLEDKY

4. 1. Míra hnízdni predace umělých hnízd

V roce 2005 jsem zpětně dohledal 208 zemních hnízd, v roce 2006 232 zemních a 78 křovinných hnízd a v roce 2007 225 zemních a všech 80 křovinných hnízd (rozpis počtů sesbíraných predovaných a nepredovaných hnízd v jednotlivých biotopových kategoriích viz příloha 4). Čtyři z nenalezených zemních a dvě křovinná hnízda v roce 2006 zničila povodeň. Několik nalezených vajec na sobě neslo stopy návštěvy predátora. Tato hnízda byla použita v dalších analýzách. Výsledky jsou shrnuty v tabulce 2.

Tabulka 2: Analýza otisků umělých vajec.

Sezóna	počet vajec k identifikaci	identifikovaný typ predátora
2005	12	12 x hlodavec
2006	5	4 x hlodavec, 1 x šelma
2007	23	22 x hlodavec, 1 x pták*

* jediný otisk z křovinného hnízda

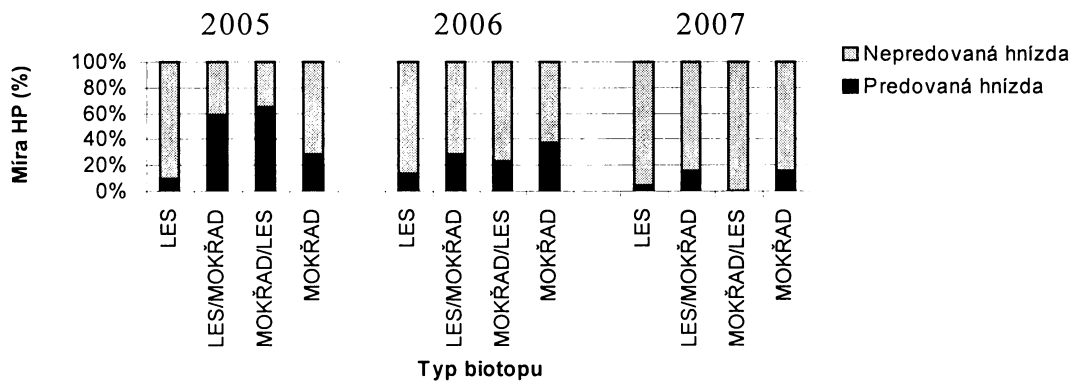
4. 1. 1. Testování hypotézy OE

Míra hnízdni predace umělých hnízd na rozhraní prokázala v průběhu tří sledovaných sezón odlišné výsledky. Pomocí chi – square testu jsem nejprve testoval rozdíl v míře hnízdni predace na postupném rozhraní mokřadu a louky a mokřadu a lesa pro každý rok a typ hnízda zvlášť. Výsledky shrnují tabulky 3 a 4 a grafy 3 - 5.

Míra hnízdni predace na zemních hnízdech se na postupném přechodu mokřadu a lesa lišila významně pouze v roce 2005. Jak je patrné z grafu 3, vykazuje tento rok i zvýšenou míru hnízdni predace v okrajovém biotopu (viz kapitola 1. 1. o působení OE). Míra hnízdni predace zemních hnízd se na postupném přechodu mokřadu a louky ani v jedné sezóně nelišila. Rok 2005 sice vykazuje tendenci zvýšené míry hnízdni predace v okrajové zóně, ta je však statisticky neprokazatelná.

Zatímco se OE projevil na křovinných hnízdech velmi silně v roce 2006 ($X^2 = 8,9432$; $df = 1$; $p = 0,0028$), v roce 2007 se naopak neprojevil skoro vůbec ($X^2 = 0,0489$; $df = 1$; $p = 0,825$) – viz také graf 5.

Graf 3: Míra hnízdni predace zemních hnízd na postupném přechodu mokřadu a lesa v letech 2005 – 2007.

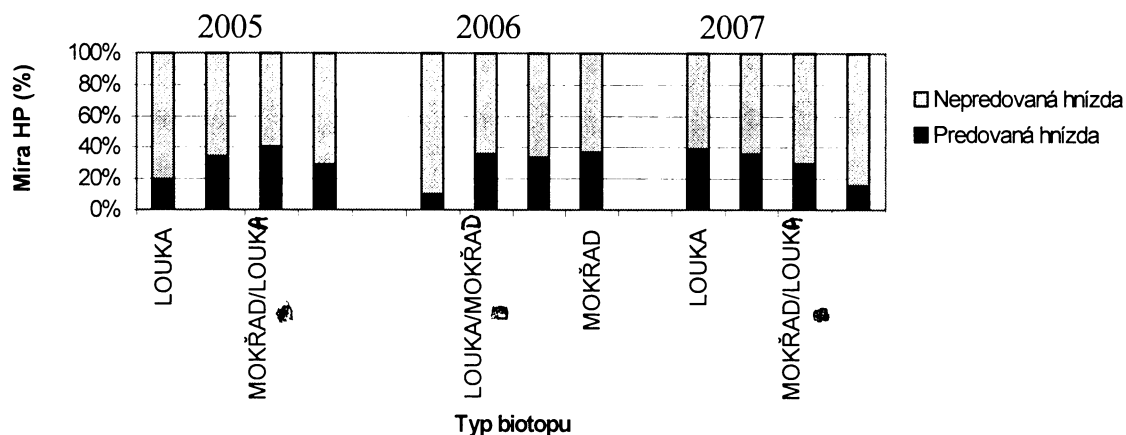


Legenda ke značení v grafu: les/mokřad = okraj lesa přilehlý k mokřadu, mokřad/les = okraj mokřadu přilehlý k lesu, les = interní les, mokřad = interní mokřad.

Tabulka 3: Srovnání míry hnízdni predace zemních hnízd na postupném přechodu mokřadu a lesa v průběhu sezón.

Sezóna	X^2	df	p – hodnota
2005	18,2765	3	0,0004
2006	5,7652	3	0,1236
2007	5,1899	3	0,1584

Graf 4: Míra hnízdní predace zemních hnízd na postupném přechodu mokřadu a louky v letech 2005 – 2007.

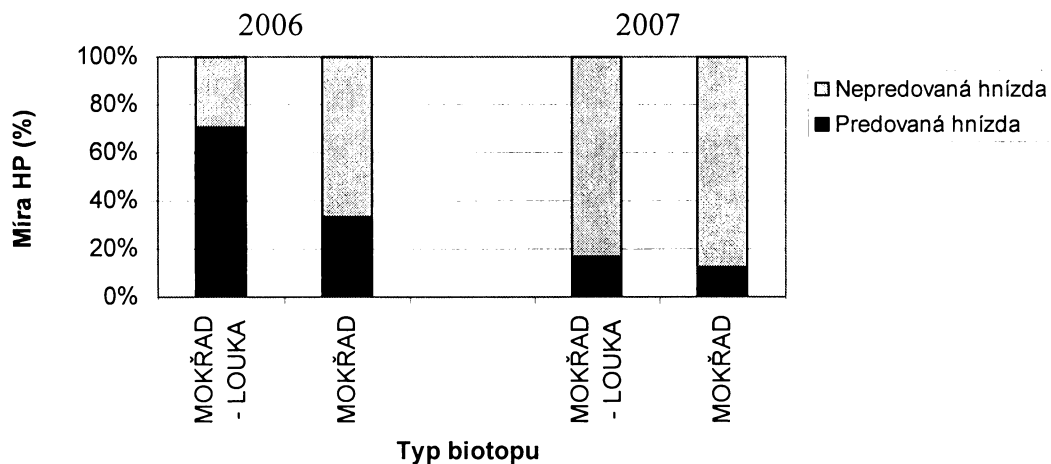


Legenda ke značení v grafu: louka/mokřad = okraj louky přilehlý k mokřadu, mokřad/louka = okraj mokřadu přilehlý k louce, louka = interní louka, mokřad = interní mokřad.

Tabulka 4: Srovnání míry hnízdní predace zemních hnízd na postupném přechodu mokřadu a louky v průběhu sezón.

Sezóna	X^2	df	p – hodnota
2005	3,3997	3	0,3343
2006	7,5362	3	0,0566
2007	6,8367	3	0,0773

Graf 5: Míra hnízdní predace křovinných hnízd na postupném přechodu mokřadu a louky v letech 2006 a 2007.

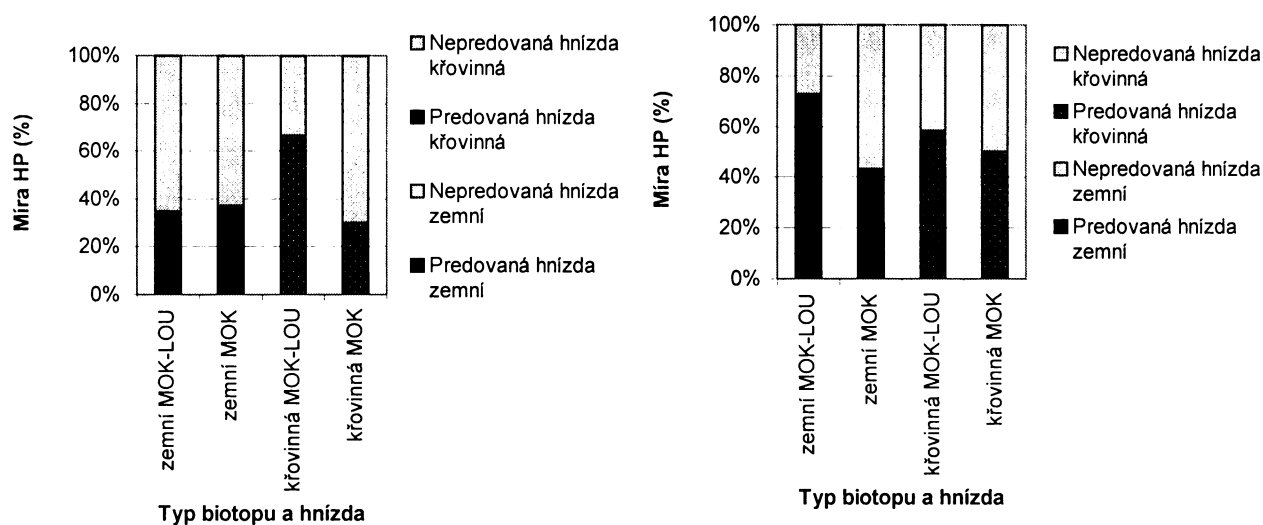


Legenda ke značení v grafu: mokřad/louka = okraj mokřadu přilehlý k louce, mokřad = interní mokřad.

4. 1. 2. Srovnání míry hnízdní predace křovinných a zemních hnízd

Ze spočítaných údajů vyplývá, že v roce 2006 byla míra hnízdní predace na zemních hnízdech velmi odlišná od míry hnízdní predace na hnízdech křovinných ($X^2 = 14,9794$; $df = 3$; $p = 0,0018$). Naproti tomu rok 2007 stejný rozdíl neprokázal ($X^2 = 4,4535$; $df = 3$; $p = 0,2165$). Srovnání míry obou typů hnízd znázorňuje graf 6 a 7.

Graf 6 a 7: Srovnání míry hnízdní predace zemních a křovinných hnízd na postupném přechodu mokřadu a louky v letech 2006 (vlevo) a 2007 (vpravo).



Legenda ke značení v grafu: mokřad/louka = okraj mokřadu přilehlý k louce, mokřad = interní mokřad.

4. 1. 3. Souhrnná analýza hnízdní predace

Výše prezentované analýzy naznačily, že hnízdní predace se může lišit v závislosti na umístění hnízda vzhledem k biotopovým okrajům, ale její rozložení je nekonzistentní v průběhu let. Následně byla provedena souhrnná analýza za využití komplexního modelu, který zahrnoval „osud hnízda“ (0, 1) jako binární vysvětlovanou proměnnou a „biotop“ (hladiny – interní mokřad, okraj mokřadu s loukou, interní louka, okraj louky s mokřadem; interní mokřad, okraj mokřadu s lesem, interní les, okraj lesa s mokřadem) a „rok“ (2005 - 2007) jako vysvětlující proměnné. Analýza byla separátně provedena

pro přechod louky a mokřadu a pro přechod lesa a mokřadu, a to pro zemní hnízda.

Analýza pro přechod louky a mokřadu prokázala vliv biotopu ($X^2 = 13,19$; $df = 3$; $p = 0,004$), ale žádný efekt roku na osud hnízda. A posteriori zjednodušení modelu ukázalo možnost sloučit hladiny biotopu „okraj louky“ a „okraj mokřadu“ (porovnání s modelem o 4 hladinách faktoru biotop – $X = 3,43$; $df = 2$; $p = 0,18$), ovšem nikoliv sloučení hladin „interní louka“ a „interní mokřad“ ($X^2 = 3,43$; $df = 1$; $p = 0,06$). Přidání interakce roku a zjednodušeného faktoru biotopu (o třech hladinách) průkazně vylepšilo model. Výsledný minimální adekvátní model (viz tabulka 5) byl vysoce průkazný ($X^2 = 28,744$; $df = 8$; $p < 0,001$). Data naznačují, že predace v okrajích je odlišná od vnitřních biotopů, nicméně tento trend se mění v průběhu sezón.

Tabulka 5: Minimální adekvátní model popisující osud hnízd na postupném přechodu louky a mokřadu ve všech třech sledovaných sezónách (GLMM, logit-link funkce, čtveřice hnízd jako náhodný faktor).

Parametr	chi - square	df	p – hodnota
Rok	4,476	2	0,1070
Biotop (okraj vs. vnitřek louky vs. mokřadu)	13,189	2	0,0014
Interakce biotop : rok	13,240	4	0,0240

Analýza pro přechod lesa a mokřadu prokázala vliv biotopu ($X^2 = 17,13$; $df = 3$; $p < 0,001$), efekt roku ($X = 14,83$; $df = 2$; $p < 0,001$) a interakce biotop:rok ($X^2 = 18,21$; $df = 6$; $p = 0,006$) na osud hnízda. A posteriori zjednodušení modelu ukázalo možnost sloučit hladiny biotopu „okraj lesa“, „okraj mokřadu“ (porovnání s modelem o 4 hladinách faktoru biotop – $X^2 = 0,70$; $df = 3$; $p = 0,38$), ovšem nikoliv následné sloučení hladin „interní les“ a „interní mokřad“ ($X^2 = 19,98$; $df = 3$; $p < 0,001$). Výsledný minimální adekvátní model (viz tabulka 6) byl vysoce průkazný ($X^2 = 48,67$; $df = 8$, $p < 0,001$). Data naznačují, že v okrajové zóně je odlišná míra predace nežli v interních biotopech. Lišila se ovšem i míra predace v lese a v mokřadu.

Míra hnízdní predace kolísala z roku na rok a její rozložení se mezisezónně měnilo.

Tabulka 6: Minimální adekvátní model popisující osud hnízd na postupném přechodu lesa a mokřadu ve všech třech sledovaných sezónách (GLMM, logit-link funkce, čtveřice hnízd jako náhodný faktor).

Parametr	chi - square	df	p - hodnota
Rok	14,816	2	< 0,001
Biotop (okraj vs. vnitřek lesa vs. mokřadu)	17,002	2	< 0,001
Interakce biotop : rok	17,636	4	0,0015

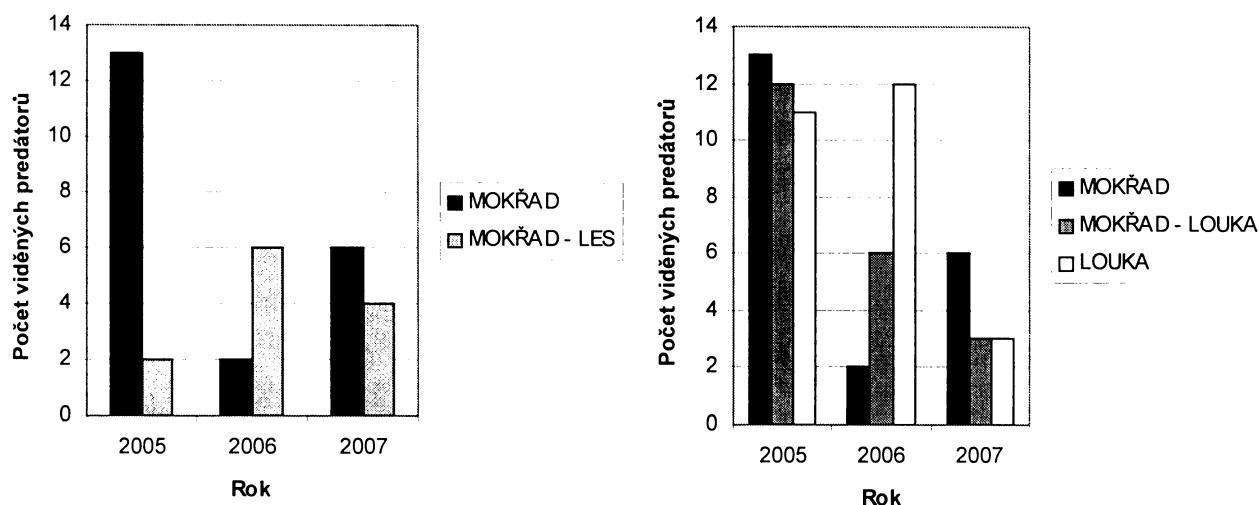
4. 2. Distribuce hnízdních predátorů ve Vltavském luhu

V průběhu sezón 2005 - 2007 jsem zaznamenal následující druhy, které mohly zapříčinit predaci hnízda hýla rudého: straka obecná (*Pica pica*), sojka obecná (*Garrulus glandarius*), vrána černá (*Corvus corone*), krkavec velký (*Corvus corax*) a tuhýk obecný (*Lanius collurio*). Poslední dva zmíněné druhy jsem zaznamenával pouze v letech 2006 a 2007.

4. 2. 1. Testování změn početnosti výskytu hnízdních predátorů mezi okrajovým a interním biotopem (hypotézy vlivu OE na distribuci predátorů v krajině)

Údaje sledování hnízdních predátorů získané bodovou metodou v terénu prokázaly oscilace mezi jednotlivými roky v daných biotopových kategoriích, i když rozdíl počtu predátorů se projevil jako statisticky významný pouze na postupném přechodu mokřadu a lesa v roce 2005 (viz grafy 8 a 9 a tabulka 7). Po aplikaci Bonferroniho korekce (kritická hladina = 0,0083) je výsledek na hranici průkaznosti.

Grafy 8 a 9: Změny početnosti predátorů na postupném přechodu mokřadu a lesa a mokřadu a louky pro všechny kontroly dohromady zvlášť pro každou sezónu zaznamenané na jednotlivých pozorovacích bodech.



Legenda k popiskům v grafu: mokřad = interní mokřad, mokřad – les = hraniční předěl mokřadu a lesa, mokřad – louka = hraniční předěl mokřadu a louky, louka = interní louka

Tabulka 7: Změny početnosti predátorů mezi okrajovými a interními biotopy v průběhu let.

Typ postupného přechodu mezi 2 biotopovými kategoriemi*	Rok	H (Kruskal – Wallis)	df	p – hodnota
přechod mokřadu do lesa	2005	6,7764	1	0,0092
přechod mokřadu do lesa	2006	0,5312	1	0,4661
přechod mokřadu do lesa	2007	0,7196	1	0,3963
přechod mokřadu do louky	2005	0,2558	2	0,8799
přechod mokřadu do louky	2006	0,6802	2	0,7117
přechod mokřadu do louky	2007	2,0649	2	0,3594

* Postupným přechodem mezi dvěma biotopovými kategoriemi se rozumí společná analýza kategorií „interní mokřad“, „hranice mokřadu s nemokřadním biotopem“ a „interní nemokřadní biotop“.

4. 2. 2. Souhrnná analýza denzity hnízdních predátorů

Následně byla provedena souhrnná analýza za využití komplexního modelu, který zahrnoval „počet predátorů“ jako vysvětlovanou proměnnou

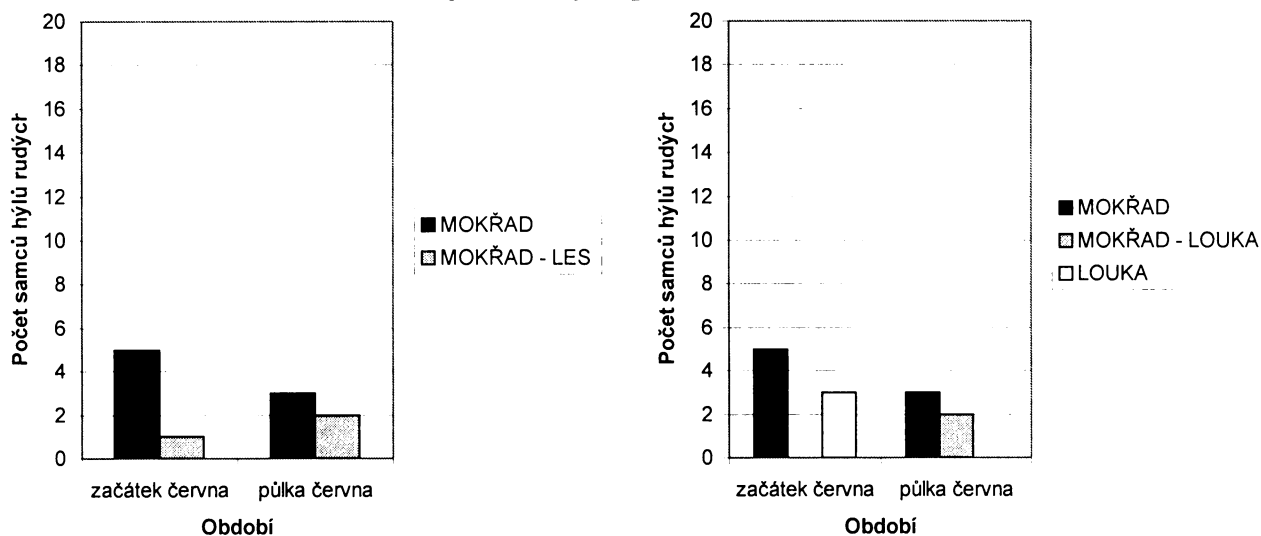
s Poissonovským rozložením a „biotop“ (interní mokřad, hranice mokřadu a lesa, hranice mokřadu a louky, interní louka), „rok“ (2005 - 2007), „keř“ a „strom“ jako vysvětlující proměnné. Analýza prokázala vliv interakce roku : biotopu na početnost predátorů ($X^2 = 14,763$; $df = 6$; $p = 0,022$), efekt roku ($X^2 = 9,25$; $df = 2$; $p = 0,001$), ale žádný efekt biotopu ($X^2 = 2,63$; $df = 3$; $p = 0,45$), pokryvnosti keřového patra ($X^2 = 1,03$; $df = 1$; $p = 0,30$) ani pokryvnosti stromového patra ($X^2 = 0,27$; $df = 1$; $p = 0,60$). Všechny ostatní interakce byly též nevýznamné ($p > 0.10$). Výsledky naznačují, že denzita predátorů se měnila z roku na rok ale rozložení výskytu v jednotlivých biotopech také. Výsledný model obsahoval biotop, rok a jejich interakci ($X^2 = 26,65$; $df = 11$; $p = 0,005$). Míra hnízdní predace neměla žádný vztah k početnosti hnízdních predátorů ($F=1.02$, $df=1$ a 10 , $p=0,336$).

4. 3. Distribuce hýla rudého ve Vltavském luhu

4. 3. 1. OE a výskyt samců hýla rudého

Ze záznamů zpívajících samců hýla rudého v krajině získaných bodovou metodou vyplývá, že ani na jednom ze studovaných biotopových přechodů nebyl statisticky významný rozdíl v početnosti hýlích samců ani na jedné z kontrol (viz grafy 10 a 11 a tabulka 8).

Grafy 10 a 11: Změny početnosti samců hýlů rudých na postupném přechodu mokřadu a lesa (vlevo) a mokřadu a louky (vpravo) pro všechny roky dohromady zvláště pro každou kontrolu zaznamenané na jednotlivých pozorovacích bodech.



Legenda k popiskům v grafu: mokřad = interní mokřad, mokřad – les = hraniční předěl mokřadu a lesa, mokřad – louka = hraniční předěl mokřadu a louky, louka = interní louka

Tabulka 8: Změny početnosti samců hýlů rudých mezi okrajovým a interním biotopem.

Typ postupného přechodu mezi 2 biotopovými kategoriemi	Období	H (Kruskal – Wallis)	p – hodnota
přechod mokřadu do lesa	začátek června	1,0328	0,3116
přechod mokřadu do lesa	půlka června	0,0351	0,8513
přechod mokřadu do louky	začátek června	5,6007	0,0608
přechod mokřadu do louky	půlka června	1,0106	0,6033

* Postupným přechodem mezi dvěma biotopovými kategoriemi se rozumí společná analýza kategorií „interní mokřad“, „hranice mokřadu s nemokřadním biotopem“ a „interní nemokřadní biotop“.

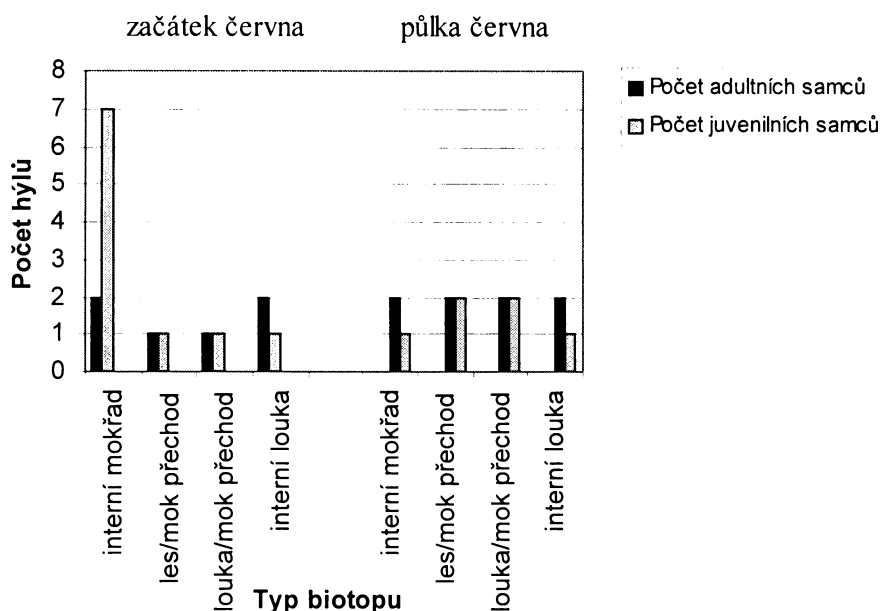
4. 3. 2. Souhrnná analýza výskytu samců hýla rudého

Následně byla provedena souhrnná analýza za využití komplexního modelu, který zahrnoval „počet zpívajících hýlů“ jako vysvětlovanou proměnnou s Poissonovským rozložením a „biotop“, „rok“, „keř“, „strom“ a „kontroly“ jako vysvětlující proměnné stejně jako v případě hnízdních predátorů. Kategorie „kontroly“ navíc obsahovala údaje početnosti ze dvou kontrol (na začátku června a v půlce června). Analýza prokázala pouze slabý vliv biotopu na početnost hýlů rudých ($X^2 = 7,27$; $df = 3$; $p = 0,064$), ale žádný efekt roku ($X^2 = 2,35$; $df = 2$; $p = 0,31$), pokryvnosti keřového patra ($X^2 = 0,19$; $df = 1$; $p = 0,66$), pokryvnosti stromového patra ($X^2 = 0,55$; $df = 1$; $p = 0,46$), či data kontroly ($X = 0,46$; $df = 1$; $p = 0,50$) na počet hýlů. Všechny interakce byly též nevýznamné ($p > 0,10$). Početnost hýla rudého neměla vztah k míře hnízdní predace ($F=0.09$, $df=1$ a 10 , $p=0.76$).

4. 3. 3. Testování hypotézy rozdílu počtu mladých a starých samců v okrajovém vs. vnitřním biotopu

Celkem bylo zaznamenáno na začátku června v krajině Vltavského luhu 10 mladých a 6 adultních samců hýla rudého. V půlce června to potom bylo 6 mladých a 8 adultních samců. Distribuci hýlů v jednotlivých biotopových kategoriích zobrazuje graf 12. Ze záznamů zpívajících samců hýla rudého v krajině získaných liniovou metodou vyplývá, že mezi počtem adultních a juvenilních samců v jednotlivých biotopových přechodech nebyl žádný statisticky znatelný rozdíl (viz tabulka 9).

Graf 12: Rozdíl počtu starých a mladých samců ve všech studovaných typech biotopu



Tabulka 9: Rozdíl počtu starých a mladých samců na postupném přechodu mokřadu a lesa a mokřadu a louky.

Typ postupného přechodu mezi 2 biotopovými kategoriemi	Období	chi - square	p - hodnota
přechod mokřadu do lesa	začátek června	0,0064	0,9364
přechod mokřadu do lesa	půlka června	0,1094	0,7409
přechod mokřadu do louky	začátek června	2,1432	0,3425
přechod mokřadu do louky	půlka června	0,2778	0,8703

5. DISKUZE

5. 1. Vliv okrajových biotopů na míru hnízdni predace a denzitu hnízdni predátorů

5. 1. 1. Míra hnízdni predace na postupném přechodu biotopů

Z výsledků dosažených testováním metody hnízdni predace na umělých hnízdech nevyplývá jednoznačný závěr, jestli jsou sledované biotopy v oblasti Vltavského luhu vystaveny působení okrajového efektu. Ze všech testovaných kombinací se OE objevil prokazatelně pouze ve dvou případech – na zemních hnízdech v postupném přechodu mokřadu a lesa v roce 2005 a na křovinných hnízdech v roce 2006 (viz grafy 3 - 5).

Míra predace zemních hnízd na přechodu lesa a mokřadu v roce 2005 vykazuje postupný nárůst směrem k okrajové zóně. Tento trend by na první pohled mohl připomínat model využití vajec jako zdroje z obr. 2, 4 nebo 5 Riese a Siska (kapitola 1. 2.). Hnízda v obou vnitřních biotopech vykazovala v tomto roce nižší míru hnízdni predace nežli hnízda v biotopovém okraji. Stejná tendence se projevila i u mokřadu vs. louky, avšak trend nebyl průkazný.

Výsledky hnízdni predace z přechodu mokřadu a lesa zemních hnízd z roku 2006 a mokřadu a louky z roku 2006 a 2007 by naopak spíše poukazovaly na model z obr. 1 (rozdílné vyžití vajec jako jediného zdroje hnízdni predátory mezi dvěma biotopy v daném roce) s poklesem na opačných stranách (v roce 2006 byla nejvyšší míra hnízdni predace zjištěna v mokřadu a klesala směrem do louky, v roce 2007 byla nejvyšší míra hnízdni predace zjištěna v louce s poklesem do mokřadu), avšak tato skutečnost se neprojevila jako statisticky významná. Z nízké predace mezi mokřadem a lesem v roce 2007 nelze vyvodit jednoznačný závěr.

Souhrnná analýza všech tří sezón v obou postupných biotopových přechodech prokázala, že míra hnízdni predace v interním mokřadu se lišila od míry hnízdni predace v interní louce i v interním lese. Odlišná míra hnízdni predace v interním mokřadu vs. interních nemokřadních biotopech vylučuje modely z obr. 3, 4 a 5. Míra hnízdni predace by tak mohla

odpovídat modelu využití vajec jako potravy z obr. 1 nebo 2 - je pravděpodobné, že hnízda nebyla mezi roky vyhledávaná hnízdními predátory rovnoměrně. Změny v rozložení hnízdní predace mezi jednotlivými roky jsou v některých pracích pozorovány (Schiegg et al. 2007). Lze je vysvětlit změnou struktury hnízdních predátorů (viz kapitola 5. 1. 6.), změnou využívání zdroje konkrétním hnízdním predátorem (např. vlivem přítomnosti zdroje alternativního) či změnou v distribuci zdroje z roku na rok (Riffell et al. 2001 aj.) – což není díky konstantnímu počtu hnízd v tomto případě možné.

5. 1. 2. Vysvětlení míry hnízdní predace na umělých zemních hnízdech

Ve všech studovaných sezónách ze statistického hlediska nezáleželo, ke kterému biotopu byla hnízda v okraji přivrácena. Vykazují – li kategorie „okraj louky s mokřadem“ ze statistického hlediska srovnatelnou míru hnízdní predace jako „okraj mokřadu s loukou“ a stejně tak „okraj mokřadu s lesem“ podobá kategorii „okraj lesa s mokřadem“, je pravděpodobné, že obě strany mohou být vyhledávány hnízdními predátory stejnou mírou. Je možné, že potravní zdroje jsou v okrajových zónách rozloženy rovnoměrně, což vede k výše zjištěné skutečnosti.

Naproti tomu míra hnízdní predace v interních biotopech se lišila. Míra hnízdní predace v interním lese je oproti míře hnízdní predace v interním mokřadu i v obou okrajových biotopech (až na rok 2007) o něco nižší, což může být způsobeno hustší vegetací, která redukuje viditelnost pro vizuálně se orientující predátory. V interní louce a interním mokřadu jsou z roku na rok patrné oscilace, které prokázaná interakce biotopu s rokem pouze potvrzuje. Je možné, že oscilace v „otevřených“ biotopech jsou dané rozdílným podílem hnízdní predace ze strany vizuálně se orientujících predátorů v daném roce, kteří nemají v lese díky hustší vegetaci tak silný vliv.

Kontrast okraje může ovlivnit míru OE – čím je přechod jednoho biotopu do druhého ostřejší, tím se míra OE může projevit silněji (Saracco a Collazo 1999, Deng et al. 2003). Možná proto se v roce 2005 jevila distribuce

hnízdni predace na přechodu mokřadu s loukou i mokřadu s lesem podobná, ale na přechodu s lesem byla výraznější – přechod mokřadu a lesa je většinou ostřeji definován, což by mohlo rozdíly v míře hnízdni predace zvýraznit. Ze statistického hlediska je rozložení hnízdni predace průkaznější na přechodu mokřadu s lesem, než na přechodu mokřadu s loukou.

5. 1. 3. Hnízdni predace na křovinných hnízdech a jejich srovnání s reálnými křovinnými hnízdy a umělými zemními hnízdy

Ve čtyřleté práci Albrechta (2004) se na reálných křovinných hnízdech hýla rudého na přechodu louky a mokřadu projevila vyšší hnízdni predace v okrajovém biotopu. Moje výsledky z umělých křovinných hnízd se s Albrechtovými shodují sice v hnízdni sezóně 2006, ale rok 2007 vypadá odlišně. Nicméně pokus byl realizován pouze po dobu dvou sezón a je možné, že pro vyvození jasnějšího závěru je zapotřebí dlouhodobější studie. Jak jsem naznačil v kapitole 1, je možné, že predace umělých hnízd plně nevystihuje predaci hnízd reálných (King et al. 1999, Davison a Bollinger 2000, Pärt a Wretenberg 2002, Mezquida a Marone 2003). Možná měl tento faktor vliv i na odlišnou predaci umělých hnízd v mém pokusu.

Hnízdni predace umělých zemních hnízd se s hnízdni predací umělých hnízd křovinných shoduje pouze v roce 2007. Míra hnízdni predace je na křovinných hnízdech v okraji mokřadu s loukou v roce 2006 ve srovnání s ostatními kategoriemi znatelně vyšší. Hnízdni predace umělých křovinných a umělých zemních hnízd se ve vztahu k okrajovému biotopu mnohých pracích liší (Bayne et al. 1997, DeGraaf et al. 1999, Shochat et al. 2005) – u zemních hnízd se předpokládá hnízdni predace zejména ze strany olfaktoricky se orientujících savců (Tellería a Díaz 1995), kteří se do křovinného hnízda nemusejí dostat. Naproti tomu predace zemních hnízd ze strany vizuálně se orientujících predátorů se nepředpokládá tak často (Githiru et al. 2004). Avšak vyloučit tyto predátory jako příčinu predace zemních hnízd nelze (Andrén 1992). Na reálných hnízdech existují ale i práce, ve kterých se míra zemních a křovinných hnízd podobala (Martin a Joron 2003).

5. 1. 4. Identifikace hnízdních predátorů

Ze sesbíraných umělých vajec byly identifikovány pouze dva otisky, které lze považovat za validní. Ve většině případů predace se reálné křepelčí vejce z hnízda ztratilo celé, občas se predátorovi podařilo přetrhnout provázek, kterým bylo umělé vejce uvázané na hřebík v zemi a v několika případech zmizelo umělé vejce kompletně i s hřebíkem. V pokusech se běžně stává, že predátor vejce z hnízda ukradne celé, což komplikuje jeho identifikaci (Burke et al. 2004). Mnoho druhů hnízdních predátorů (ptačích, savčích i plazích) bylo přistiženo při přesunu celého vejce z hnízda (Larivière 1999). Pokud vejce v hníždě chybělo, považoval jsem ho za predované, i když jeho osud je diskutabilní.

Na několika hnízdech jsem našel rozdrčené zbytky skořápek. Ty jsem se nesnažil identifikovat, protože v mnoha případech různé druhy predátorů zanechávají podobné pozůstatky vypredovaných hnízd (Arango - Vélez a Kattan 1997). Někdy může predátor jednoho druhu použít dva různé způsoby predace a zanechat tak odlišné zbytky (Larivière 1999).

Sesbíraný a určený materiál nestačí k přesnější identifikaci hnízdních predátorů. Z nasbíraných vzorků lze konstatovat, že určitý podíl na míře hnízdní predace můžeme očekávat ze strany savců i ze strany ptáků (viz tab. 3) Samotná identifikace nebyla ale primárním cílem této práce.

5. 1. 5. Densita hnízdních predátorů ve vztahu k biotopovým okrajům a odpověď na model Riese a Siska

Densita hnízdních predátorů v průběhu všech tří sledovaných sezón oscilovala a její změny z roku na rok se potvrdily i v souhrnné analýze (viz kapitola 4. 2. 2.). I když je statisticky patrná interakce roku s typem biotopu, samotný vliv biotopové kategorie ani vliv pokryvnosti stromového/keřového patra se nepotvrdil, i když v interním lese pozorování provedena nebyla. Zjištěné skutečnosti mohou znamenat, že hnízdní predátoři hledají potravu ve všech sledovaných biotopových kategoriích každý rok jinak podle aktuálního rozložení preferovaných zdrojů.

Ani v jednom roce se neprojevuje statisticky znatelná vyšší denzita hnízdních predátorů v okrajové zóně. Denzita hnízdních predátorů by ve všech případech mohla odpovídat schématu na obr. 1 Riese a Siska (kapitola 1. 2.), a to ne vždy s trendem klesat na stejnou stranu. Pokud by ji v biotopu řídil jeden zdroj, který by byl ve dvou biotopech v odlišné koncentraci (obr. 1, kapitola 1. 2.), pak by mohlo být pro hnízdni predátory jednodušší vnímat biotopy podobné fyziognomie jako jeden celek (Lahti 2001). I když je tato úvaha poněkud spekulativní, koncentrace zdroje mezi sezónami může oscilovat a hnízdni predátoři na ni mohou reagovat rozdílem v denzitě v jednotlivých částech krajiny.

V alternativním případě nemůžu vyloučit používání okrajových biotopů jako zmíněných travel lines (viz kapitola 1. 2.).

5. 1. 6. Srovnání míry hnízdni predace a denzity hnízdních predátorů

Rozložení míry hnízdni predace umělých hnízd (pouze v případě hnízd křovinných) a distribuce hnízdních predátorů vykazuje podobný trend na postupném přechodu mokřadu a louky v roce 2006, což potvrzuje hypotézu o tom, že vizuálně se orientující predátor najde spíše hnízdo křovinné než zemní (viz kapitola 5. 1. 3.)

Rozdíl mezi denzitou hnízdních predátorů a rozložením míry hnízdni predace na umělých hnízdech může znamenat, že míra hnízdni predace umělých hnízd neodpovídá míře hnízdni predace hnízd reálných. Je možné, že zemní hnízda nejsou na studované lokalitě predována vizuálně se orientujícími predátory tak často, což způsobuje odlišnost v rozložení denzity hnízdních predátorů od rozložení míry hnízdni predace zemních hnízd. V neposlední řadě je možné, že vajíčka fungují pouze jako doplňková část potravy. Nárůst míry hnízdni predace může být způsoben nárůstem počtu hnízdních predátorů, avšak ne vždy musí nárůst počtu hnízdních predátorů vyústit ve zvýšenou míru hnízdni predace (Luginbuhl et al. 2001, Mahon a Martin 2006). Některé práce (Angelstam 1986) uvádějí, že vejce ptáků hrají v jídelníčku hnízdních predátorů pravděpodobně pouze malou (doplňkovou) roli. Mnoho z predátorů – generalistů je ani nehledá záměrně –

pouze náhodou na ně v biotopu narazí (Andrén 1992, Martin a Joron 2003). Míra hnízdní predace se může rok od roku v daném biotopu měnit (Roos 2002, Conner a Perkins 2003), pokud predátor najde jiný, snáze získatelný zdroj a vejce nebude predovat. Výsledky analýzy vztahu početnosti hnízdních predátorů a míry hnízdní predace na umělých hnízdech naznačují, že ve sledované oblasti zjevně detekované druhy nepůsobily v roli majoritních hnízdních predátorů experimentálních hnízd.

Bohužel nemám k dispozici data o denzitě jiných typů hnízdních predátorů ve studované lokalitě. Ve studované oblasti jsem z druhů, které by mohly mít podíl na predaci umělých i reálných ptačích hnízd detekoval lišku obecnou (*Vulpes vulpes*). Dokumentaci o výskytu šelem, které by mohly plnit ptačí hnízda nemám, avšak pokud se vejce z hnízda ztratilo, neznamená to, že ho z něj musel odnést ptačí predátor. Jeden otisk na umělém vejci z roku 2006 napovídá přítomnosti drobných šelem v biotopu, které se ptačími vejci jsou schopny žít. Někteří autoři (Pasinelli a Schiegg 2006) ve svých pracích uvádějí predaci hnízd ze strany chřástalovitých ptáků (*Rallidae*). Do jaké míry má detekovaná míra hnízdní predace souvislost s přítomností některých druhů na studované lokalitě, se můžu pouze domnívat.

5. 2. Vliv okrajových biotopů na denzitu samců hýla rudého

5. 2. 1. Denzita hýlů ve vztahu k okrajovým zónám

Z provedených pozorování vyplývá, že hýl rudý se záměrně okrajům nevyhýbal a ani podíl mladších samců viděných v okrajích nebyl statisticky prokazatelně vyšší než podíl starých samců. Z relativně nízkých četností samců viděných na pozorovacích bodech nelze jednoznačně vyvodit, kterému z modelů Riese a Siska by jejich přítomnost v postupných biotopových přechodech mohla odpovídat a bylo by zapotřebí další studie k formulaci jednoznačného závěru.

Početnosti hýlů nebyly závislé ani na roce ani na období, ve kterém bylo pozorování provedeno. Stejně tak je patrné, že hýlové nerozlišují mezi

pokryvnosti stromového a keřového patra, i když v interním lese pozorování provedena nebyla. Výsledky naznačují, že denzita hýlů je nejvyšší v interním mokřadu, což odpovídá jejich biotopovým preferencím (Balát 1986). Hranice mokřadu s lesem se statisticky od interního mokřadu nelišila, hranice mokřadu s loukou pouze velmi mírně. Denzita hýlů na přechodu mokřadu a louky a v interní louce zdá se být stejná. Hýlové tedy pravděpodobně nerozlišují hranici louky s mokřadem od otevřené luční krajiny.

Pokud jsou shodné kategorie sloučeny (přechod mokřadu a lesa s interním mokřadem vs. přechod mokřadu a louky s interní loukou), výsledek není výrazně statisticky ovlivněn, z čehož lze říct, že hýl rudý se jeví jako druh neovlivněný přítomností okrajové zóny v biotopu. Jeví – li se hýl rudý jako necitlivý k přítomnosti okraje, je možné, že krajina Vltavského luhu ještě není fragmentovaná do té míry, aby se v ní výrazně projevil OE (Donovan et al. 1997). K posouzení atraktivnosti okrajů a vnitřků mokřadů mohou posloužit i další ukazatele, jako je rychlost obsazování biotopů, velikost snůšky apod. Ani v jednom případě nenalezl Albrecht (2004) rozdíl mezi okrajem a vnitřkem biotopu, což je ve shodě s mými výsledky.

Práci na téma citlivosti ptáků k okraji je, na rozdíl od prací o citlivosti ptáků k velikosti jimi obývané plochy, relativně málo (viz i Villard 1998). Většina prací, které jsem na toto téma četl (Villard et al. 1993, Van Horn et al. 1995, Burke a Nol 1998, Huhta et al. 1998, Zanette et al. 2000, Bayne a Hobson 2001, Imbeau a Desrochers 2002, Mazerolle a Hobson 2002 a 2003, Bayne et al. 2005, Manu et al. 2007 a jiní), se týká především hmyzožravých druhů ptáků, o kterých je známo, že je do okrajových biotopů atrahuje zejména vyšší množství potravy. Práce na lesňáčkovi oranžovotemenném (*Seiurus aurocapillus*; Van Horn et al. 1995, Bayne a Hobson 2001, Mazerolle a Hobson 2003) zatím naznačují, že je tento druh citlivý k přítomnosti okraje. Stejně tak se vlhovec rýžový (*Dolichonyx oryzivorus*) vyhýbal okrajovým zónám v práci Fletchera (2005). Naproti tomu, rehek zahradní (*Phoenicurus phoenicurus*) ani lejsek černohlavý (*Ficedula hypoleuca*) v práci Huhty a Jokimäkiho (2001) sensitivitu k přítomnosti okraje nejevili. Stejně tak zelenáček červenooký (*Vireo olivaceus*) v práci

Dunford et al. (2002). O sensitivitě zrnožravých druhů ptáků k okraji je známo jen velmi málo, proto je toto téma stále aktuální.

5. 2. 2. Srovnání denzity hýlů rudých a míry hnízdní predace na křovinných hnízdech, ekologická past

I když byla denzita hýlů rudých v interním a okrajovém biotopu velmi podobná, míra hnízdní predace na křovinných hnízdech v roce 2006 prokázala jasně OE. Porovnání denzity hýlů s mírou hnízdní predace zemních hnízd neprokázalo žádný vzájemný vztah. V práci Albrechta (2004) se OE projevil na reálných hnízdech hýlů. První zahrnutí hýla rudého na území našeho státu bylo zaznamenáno až v roce 1962, na Šumavě se objevil až o 11 let později (Šťastný et al. 2006). Populace je na tomto území tedy relativně krátkou dobu. Čím méně má organizmus čas adaptovat se, tím je pravděpodobnější, že při výběru habitatu udělá chybu. Tento trend se mezi ptáky projevuje zejména u migrujících druhů s krátkou hnízdní sezónou (Battin 2004). Je možné, že i když mají křovinná hnízda na okraji mokřadu nižší úspěch než v mokřadu interním, hýlové tuto skutečnost ještě nezjistili a nezareagovali na ni adekvátním způsobem (viz také Winter et al. 2006). Moje data ve srovnání s prací Albrechta (2004) naznačují, že populace hýlů rudých ve Vltavském luhu vykazuje tendence k již zmíněné ekologické pasti (viz kapitola 1), i když okrajové biotopy zjevně záměrně hýlové nevyhledávají.

Hýlové rudí ovšem biotopy okrajů nepreferují. Vliv hnízdní predace na fitness jedinců může být relativně malý. V případě hýla rudého však okrajové biotopy vykazují malé přežívání hnízd a produktivitu mláďat, která nenahrazuje přirozené ztráty v populaci (Albrecht 2004). Alternativně jsou hýlové rudí tomuto selekčnímu tlaku vystaveni jen krátkou dobu, a mezi okrajem a vnitřkem zjevně nerozlišují. Za zmínku stojí, že podíl keřového a stromového patra je v okrajích mokřadů ve Vltavském luhu shodný s interiérem (viz kapitola 2. 1.). Pokud hýlové vybírají hnízdní biotop podle tohoto znaku, nemusí mezi okrajem a vnitřkem rozlišovat.

Některé studie (Hagan et al. 1996, George a Brand 2002) prokázaly, že i stáří fragmentu může ovlivnit míru hnízdního úspěchu i sílu OE. Tam, kde je okraj nově vytvořen a jeho hranice je ostrá, může tento faktor snižovat

hnízdni úspěšnost ptáků, takže mohou takový fragment považovat za méně atraktivní. Po postupné adaptaci společenstva se OE nemusí projevit tak silně (Mazerolle a Hobson 2003, Manu et al. 2007). Záleží také na intenzitě fragmentace – silnější OE prokáže oblast fragmentovaná opakovaně než oblast fragmentovaná jednorázově (Hagan et al. 1996). Fragmenty Vltavského luhu jsou relativně mladé a vznikly patrně až v posledních několika desítkách let (Albrecht 2003) a je možné, že se ptáci ještě nestačili na fragmentaci adekvátně adaptovat.

5. 2. 3. Poměr věkových kategorií samců hýlů ve vztahu k okrajovým zónám

Z poměru věkových kategorií samců hýlů nelze vyvodit jednoznačný závěr, jestli jsou okrajové biotopy pro hýly atraktivnější. Mnohé práce (Hunt 1996, Weinberg a Roth 1998, Hahn a Silverman 2006) prokázaly, že zejména u ptáků s krátkou hnízdni periodou přilétají staří samci na hnízdni lokalitu jako první a rychle obsazují nejlepší hnízdni místa. Do suboptimálních biotopů jsou potom nuceni přesídlit samci mladí (Villard et al. 1993), kteří nestihnou díky pozdnímu přiletu obsadit dobré místo. Je tedy možné, že hýlí populace ještě nestačila adekvátně odhadnout kvalitu biotopu při jejím obsazování (Weinberg a Roth 1998, Battin 2004). Někdy se stává, že staří samci obsadí nejlepší místa a mladí, nezkušení jedinci se mohou pohybovat v suboptimálních biotopech (Zanette 2001), kde jejich denzita vzroste do té míry, že je jich tady více než starých samců v preferovaných lokalitách (Hunt 1996). Za pomoci dat denzity všech počtů samců z bodového pozorování tuto hypotézu jednoznačně potvrdit nemůžu protože bylo by zapotřebí více dat k formulaci jednoznačného závěru.

6. ZÁVĚR

- Hypotéza OE na míru hnízdni predace byla potvrzena ve dvou ze tří hnízdni sezón, avšak na odlišném typu umělých hnízd v odlišných biotopových přechodech – v roce 2005 na zemních hnízdech na přechodu lesa a mokřadu a v roce 2006 na křovinných hnízdech na okraji mokřadu s loukou. V roce 2006 se míře hnízdni predace v uvedené kategorii zároveň podobalo rozložení denzity hnízdni predátorů v krajině (viz níže). Trend hnízdni predace křovinných umělých hnízd odpovídal v tomto roce zároveň studiím provedeným v dřívější práci na reálných hnízdech hýla rudého. Ve sledované oblasti byl OE zjištěn, ovšem jeho výskyt je nekonzistentní mezi roky.
- Trend hnízdni predace se rok od roku v jednotlivých biotopových kategoriích měnil patrně na základě nerovnoměrného využití umělých hnízd predátory a nelze s jistotou říct, který z modelů Riese a Siska jej během všech tří let vystihuje věrohodněji. Souhrnná analýza naznačuje nerovnoměrné využití jednoho (hnízd) či dvou zdrojů (v případě dalšího, alternativního ovlivňujícího zdroje) v biotopech, což by mohlo vést k modelům z obr. 1 a 2 (kapitola 1. 2.). V přechodu lesa a mokřadu i v přechodu louky a mokřadu byla však celkově zvýšená míra hnízdni predace (podobný trend i když ne tak výrazný byl zaznamenán i na přechodu louka mokřad). To by nasvědčovalo komplementaci zdrojů nebo využívání okrajů jako travel – lines.
- Míra hnízdni predace umělých zemních hnízd vypovídá, že nezáleží na tom, ke kterému ze studovaných biotopů je hnízdo v okrajové zóně situováno. Ani v jednom z let se neprojevuje OE v denzitě hnízdni predátorů. Protože se rozložení jejich početnosti s rozložením míry hnízdni predace umělých hnízd shoduje pouze v jednom případě, může rozdíl znamenat, že vejce jsou jen malou součástí jejich jídelníčku anebo že rozložení míry hnízdni predace umělých hnízd plně nevystihuje denzitu hnízdni predátorů. Také nelze vyloučit pravděpodobnost, že zemní hnízda nejsou tak často predovaná ze strany vizuálně se orientujících hnízdni predátorů.

- Na základě nasbíraných dat o distribuci samců hýla rudého nelze jednoznačně podpořit kteroukoliv z hypotéz Riese a Siska. Výsledky naznačují, že početnost samců hýlů byla stabilní jak vnitro tak mezisezónně.
- Hýl rudý se jeví jako pták necitlivý k přítomnosti okrajového biotopu. Samcové hýlů se nevyhýbali okrajovým zónám a počet starých ptáků nebyl ve vnitřním biotopu mokřadu prokazatelně vyšší, i když starší data z reálných hnízd vykazují vyšší míru reprodukčního úspěchu právě zde. Je možné, že je populace hýlů rudých ve Vltavském náchylná dostat se do slepé evoluční uličky ekologické pasti a ještě stále na tento fakt nestačila zareagovat.

7. SEZNAM CITOVANÉ LITERATURY

- Albrecht J., 2003: Českobudějovicko. In Mackovčín P. & Sedláček M. (eds).
Chráněná území ČR, svazek VIII. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR
& EkoCentrum, Brno.
- 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.
- Ammon E. M. a Stacey P. B., 1997: Avian nest success in relation to past
grazing regimes in a montane riparian system. *The Condor* 99: 7 – 13.
- Andrén H., Angelstam P., Lindström E. a Widén P., 1985: Differences in
predation pressure in relation to habitat fragmentation: an experiment.
Oikos 45: 273 – 277.
- Andrén H. a Angelstam P., 1988: Elevated predation rates as an edge effect
in habitat islands: experimental evidence. *Ecology* 60 (2): 544 – 547.
- Andrén H., 1990: Despotic distribution, unequal reproductive success, and
population regulation in the Jay *Garrulus glandarius* L. *Ecology* 71 (5):
1796 – 1803.
- Andrén H., 1992: Corvid density and nest predation in relation to forest
fragmentation: a landscape perspective. *Ecology* 73 (3): 794 – 804.
- 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.
- Angelstam P., 1986: Predation on ground – nesting birds' nests in relation to
predator densities and habitat edge. *Oikos* 47: 365 – 373.
- Arango – Vélez N. a Kattan G. H., 1997: Effects of forest fragmentation on
experimental nest predation in Andean cloud forest. *Biological
Conservation* 81 (1 – 2): 137 – 143.
- Balát V.: Klíč k určování našich ptáků v přírodě, Academia Praha 1986.
- Báldi A. a Bátary P., 2005: Nest predation in European reedbeds: different
losses in edges but similiar losses in interiors. *Folia Zoologica* 54 (3):
285 – 292.
- Bátary P., Winkler H. a Báldi A., 2004: Experiments with artificial nests on
predation in reed habitats. *J Ornithol* 145: 59 – 63.

- Bátary P. a 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.
- Bayne E. M., Hobson K. A. 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. a 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.
- Begon M., Harper J. L. a Townsend C. R., 1997: *Ekologie: jedinci, populace a společenstva*. Vydavatelství Univerzity Palackého, Olomouc.
- Berg A., Nilsson S. G. a Bostrom U., 1992: Predation on artificial wader nests on large and small bogs along a south – north gradient. *Ornis Scandinavica* 23 (1): 13 – 16.
- Bosschieter : a Goedhart P. W., 2005: Gap crossing decisions by reed warblers (*Acrocephalus scirpaceus*) in agricultural landscapes. *Landscape Ecology* 20: 455 – 468.
- Brand L. A. 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. a 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.
- Brown J. L., 1969: Territorial behavior and population regulation in birds: a review and re – evaluation. *Wilson Bulletin* 81 (3): 293 – 329.
- Buller J. J. a Hamilton R. B., 2000: Predation of natural and artificial nests in a sothern pine forest. *The Auk* 117 (3): 739 – 747.
- Burke D. M. a 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. a Freemark K. 2004: Patterns of nest predation on artificial and natural nests in forests. *Conservation Ecology* 18 (2): 381 – 388.
- Cain J. W., Smallwood K. S., Morrison M. L. a Loffland H. L., 2006: Influence of Mammal Activity on nesting success of passerines. *Journal of Wildlife Management* 70 (2): 522 – 534.
- Chapa – Vargas L. a 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. a 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.
- Crawley M. J., 2002: *Statistical computing: an introduction to data analysis using S-Plus*. Chicester (UK): Wiley & Sons.
- Davison W. B. a 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. a 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.
- Deng W.-H., Zheng G.-M. a Gao W., 2003: Nesting success of the meadow bunting along habitat edges in northeastern China. *J Field Ornithology* 74 (1): 37 – 44.
- Donovan T. M. a Flather C. H., 2002: Relationship among north american songbirds trends, habitat fragmentation, and landscape occupancy. *Ecological Applications* 12 (2): 364 – 374.
- Donovan T. M., Jones P. W., Annand E. M. a Thompson F. R., 1997: Variation in local-scale edge effects: mechanisms and landscape context. *Ecology* 78 (7): 2064 – 2075.
- Driscoll M. J. a Donovan T. M., 2004: Landscape context moderates edge effects: nesting success of Wood Thrushes in Central New York. *Conservation Biology* 18 (5): 1330 – 1338.

- Dunford W., Burke D. M. a Nol E., 2002: Assessing edge avoidance and area sensitivity of Red – eyed Vireos in Southcentral Ontario. *Wilson Bulletin* 114 (1): 79 – 86.
- Eggers S., Griesser M., Anderssen T. a Ekman J., 2005: Nest predation and habitat change interact to influence numbers. *Oikos* 111: 150 – 158
- Fernandez – Juricic E., 2001: Density dependent habitat selection of corridors in a fragmented landscape. *Ibis* 143 (2): 278 – 287.
- Fernandez – Juricic E., Sanz R. a Sallent A., 2001: Frequency – dependent predation by birds at edges and intriors of woodland. *Biological Journal of the Linnean Society* 73 (1): 43 – 49.
- Fletcher R. J., 2005: Multiple edge effects and their implications in fragmented landscapes. *Journal of Animal Ecology* 74: 342 – 352.
- Fraser G. S. a Stutchbury B. J. M., 2003: Area-sensitive forest birds move extensively among forest patches. *Biological Conservation* 118: 377 – 378.
- Gates E. J. a Gysel L. W., 1978: Avian nest dispersion and fledging success in field – forest ecotones. *Ecology* 59 (5): 871 – 883.
- George T. L. a Brand L. A., 2002: The effects of habitat fragmentation on birds in Coast Redwood forests. *Studies in Avian Biology* 25: 92 – 102.
- Githiru M., Lens L. a Creswell W., 2004: Nest predation in a fragmented Afrotropical forest: evidence from natural and artificial nests. *Biological Conservation* 123: 189 – 196
- Hagan J. M., Vander Haegen M. a McKinley P. S., 1996: The early development of forest fragmentation effects on birds. *Conservation Biology* 10 (1): 188 – 202.
- Hahn B. A. 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.
- Hájek V.: *Určování stáří a pohlaví pěvců*, Vlastivědný ústav Přerov 1978.
- Hansson L., 1994: Vertebrate distributions relative to clear – cut edges in a boreal forest landscape. *Landscape Ecology* 9 (2): 105 – 115.
- Hoover J. P., Tear T. H. a 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.
- Howell C. A., Latta S. C., Donovan T. M., Porneluzi P. A., Parks G. R. a Faaborg J., 2000: Landscape effects mediate breeding bird abundance in midwestern forests. *Landscape Ecology* 15: 547 – 562.
- Howard M. N., Skagen S. K. a Kennedy P. L., 2001: Does habitat fragmentation influence nest predation in the shortgrass prairie?
- Hudec K., Čapek jr. M., Hanák F., Klimeš J. a Pavíza R.: *Soustava a české názvosloví ptáků světa*, Přerov 2003.
- Huhta E., Jokimäki J. a Rahko P., 1998: Distribution and reproductive success of the Pied Flycatcher *Ficedula hypoleuca* in relation to forest patch size and vegetation characteristics; the effect of scale. *Ibis* 140 (2): 214 – 222.
- Huhta E. a Jokimäki J., 2001: Breeding occupancy and success of two hole-nesting passerines: the impact of fragmentation caused by forestry. *Ecography* 24: 431 – 440.
- 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.
- Imbeau L. a Desrochers A., 2002: Area sensitivity and edge avoidance: the case of the Three – toed Woodpecker (*Picoides tridactylus*) in a managed forest. *Forest Ecology and Management* 164: 249 – 256.
- Jokimäki J. a Huhta E., 2000: Artificial nest predation and abundance of birds along an urban gradient. *Condor* 102 (4): 838 – 847.
- King D. I., DeGraaf R. M., Griffin C. R. a 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. a 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.
- King D. I. a DeGraaf R. M., 2006: Predators at bird nests in a northern hardwood forest in New Hampshire. *J. Field Ornithology* 77 (3): 239 – 243.

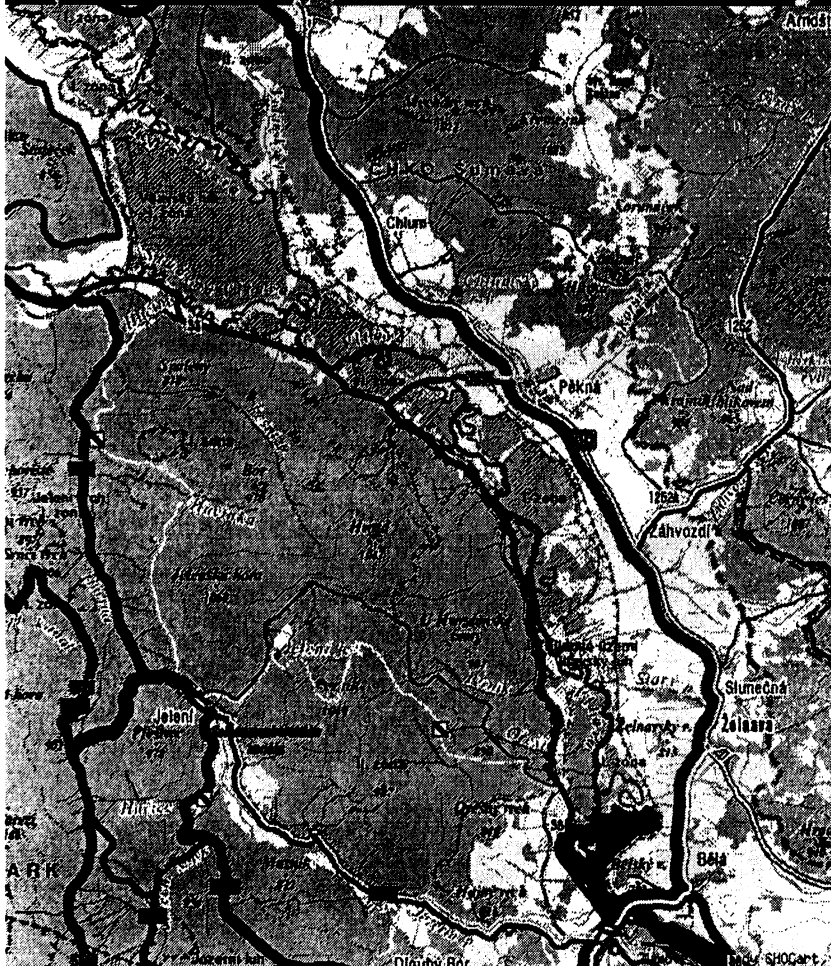
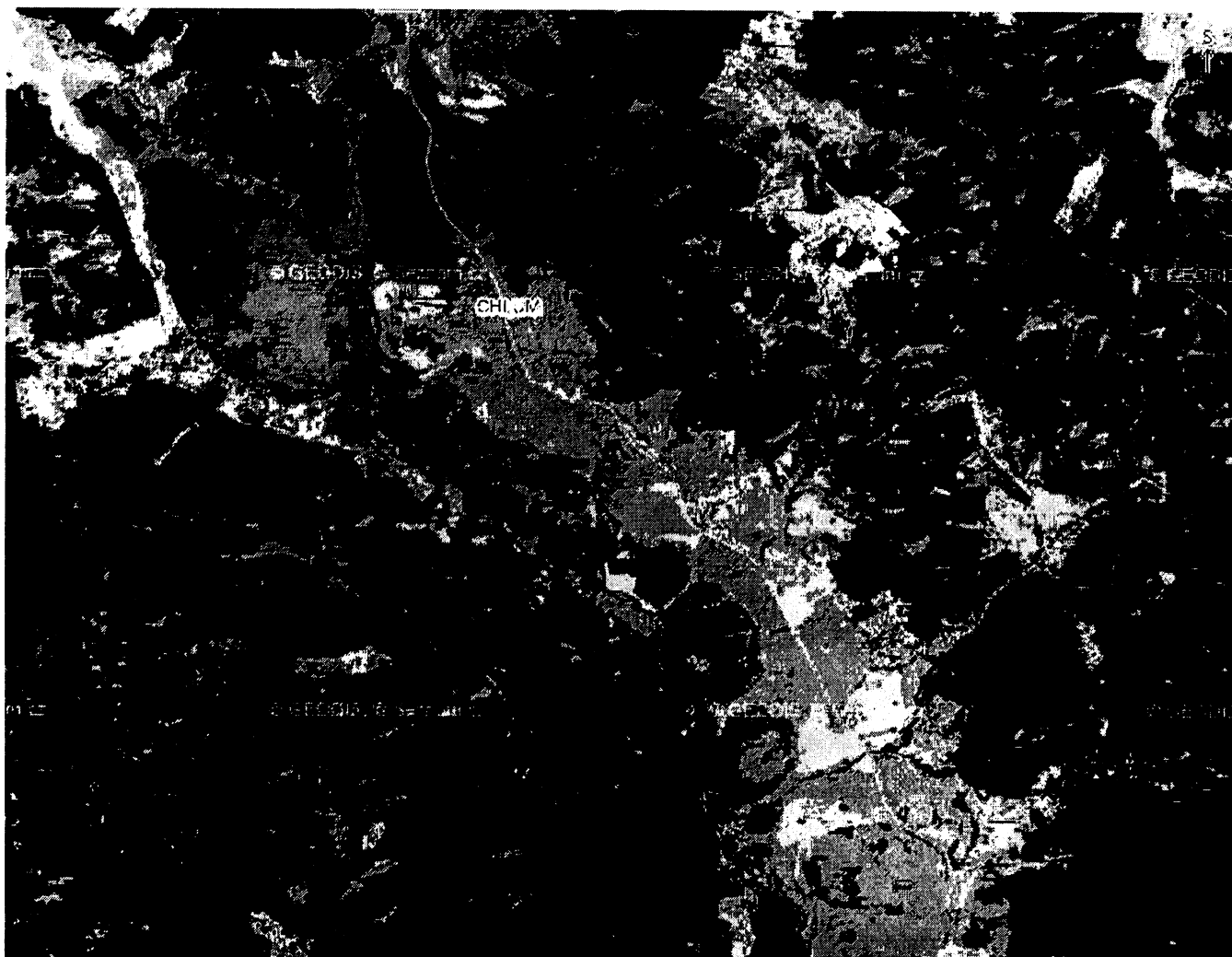
- Lahti D. C., 2001: The „edge effect on nest predation“ hypothesis after twenty years. *Biological Conservation* 99: 365 – 374.
- Lampila P., Mönkkönen M. a Desrochers A., 2005: Demographic responses by birds to forest fragmentation. *Conservation Biology* 19 (5): 1537 – 1546.
- Larivière S., 1999: Reasons why predators cannot be inferred from nest remains. *The Condor* 101: 718 – 721.
- Lee M., Fahrig L., Freemark K. a Currie D. J., 2002: Importance of patch scale vs landscape scale on selected forest birds. *Oikos* 96: 110 - 118
- Luginbuhl J. M., Marzluff J. M. a Bradley, J. E., 2001: Corvid survey techniques and the relationship between corvid relative abundance and nest predation. *J. Field Ornithology* 72 (4): 556 – 572.
- Mahon C. L. a Martin K., 2006: Nest survival of chickadees in managed forests: habitat, predator and year effects. *Journal of Wildlife Management* 70 (5): 1527 – 1265.
- Manu S., Peach W. a 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. a 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., Scott J. a Menge C., 2000: Nest predation increases with parental activity: separating nest site and parental activity effects.
- Martin J. – L. a Joron M 2003.: Nest predation in forest birds: Influence of predator type and predator´s habitat quality. *Oikos* 102: 641 - 653
- Marzluff J. M. a Neatherlin E., 2006: Corvid response to human settlements and campgrounds: causes, consequences and challenges for conservation. *Biological Conservation* 130: 301 – 314.
- Mazerolle D. F. a Hobson K. A., 2002: Consequences of forest fragmentation on territory quality of male Ovenbirds breeding in western boreal forests. *Canadian Journal of Zoology* 80: 1841 – 1848.

- Mazerolle D. F. a Hobson K. A., 2003: Do Ovenbirds (*Seiurus aurocapillus*) avoid boreal forest edges? *The Auk* 120 (1): 152 – 162.
- Mazgajski T. D. a Rejt L., 2006: The effect of forest patch size on the breeding biology of the great spotted woodpecker *Dendrocopos major*. *Ann. Zool. Fennici* 43: 211 – 220.
- Mettebrink Ch. W., Dreitz V. J. a Knopf F. L. 2006: Nest success of mountain plovers relative to anthropogenic edges in Eastern Colorado
- Mezquida E. T. a Marone L., 2003: Are results of artificial nest experiments a valid indicator of success of natural nests? *Wilson Bulletin* 115 (3): 270 – 276.
- Møller, A. P., 1991: Clutch size, nest predation and distribution of avian unequal competitors in a patchy environment. *Ecology* 72 (4): 1336 – 1349.
- Pangau – Adam M. Z., Waltert M. a 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. a Wretenberg J., 2002: Do artificial nests reveal relative nest predation risk for real nests? *Journal of Avian Biology* 33: 39 – 46
- Pasinelli G. a 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.
- Picman J., 1988: Experimental – study of predation on eggs of ground – nesting birds – effects of habitat and nest distribution. *Condor* 90 (1): 124 - 131
- Rangen S. A., Clark, R. G. a Hobson, K. A., 2000: Visual and olfactory attributes of artificial nests. *The Auk* 117 (1): 136 – 146.
- Renfrew R. B., Ribic C. A. 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. a Fagan W. F., 2003: Habitat edges as potential ecological trap for an insect predator. *Ecological Entomology* 28: 567 – 572.

- Ries L. a Sisk T. D., 2004: A predictive model of edge effects. *Ecology* 85 (11): 2917 – 2926.
- Riffell S. K., Keas B. E. a Burton T. M., 2001: Birds in North American Great Lakes coastal wet meadows: is landscape context important? *Landscape Ecology* 18: 95 – 111.
- Robbins C. S., Dawson D. K. a Dowell B. A., 1989: Habitat area requirements of breeding forest birds of the Middle Atlantic States. *Wildlife Monographs* (103): 1 – 34.
- Rodewald A. D. a Vitz A. C., 2005: Edge- and area-sensitivity of shrubland birds. *Journal of Wildlife Management* 69 (2): 681 – 688.
- Roos S., 2002: Functional response, seasonal decline and landscape differences in nest predation risk. *Oecologia* 133: 608 – 615.
- Saracco J. F. a 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.
- Schlaepfer M. A., Runge M. C. a Sherman P. W., 2002: Ecological and evolutionary traps. *Trends in ecology and evolution* 17 (10): 474 – 480.
- Schiegg K., Eger M. a Pasinelli G. 2007: Nest predation in Reed Buntings (*Emberiza schoeniclus*): an experimental study. *Ibis* 149: 365 – 373
- Shochat E., Patten M. A., Morris D. W., Reinking D. L., Wolfe D. H. a Sherrod S. K., 2005: Ecological traps in isodars: effects of tallgrass prairie management on bird nest success
- Soutullo A., Limiñana R., Urios V., Surroca M. a Gill J. A., 2006: Density-dependent regulation of population size in colonial breeders: Allee and buffer effects in the migratory Montagu's harrier.
- Storch I., Woitke E. a Krieger S., 2005: Landscape-scale edge effect in predation risk in forest-farmland mosaics of central Europe. *Landscape Ecology* 20: 927 – 940.
- Svensson L. a Grant P. J., 2004: Ptáci Evropy, severní Afriky a Blízkého východu: praktická určovací příručka. Nakladatelství Svojtka & Co.
- Šťastný K., Bejček V. a Hudec K., 2006: Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice. Aventinum.
- Tellería J. L. a Díaz M., 1995: Avian nest predation in a large natural gap of

- the Amazonian rainforest. *J. Field Ornithology* 66 (3): 343 – 351.
- Thorington K. K. a Bowman R., 2003: Predation rate on artificial nests increases with human housing density in suburban habitats. *Ecography* 26: 188 – 196.
- Thompson F. R. a 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
- Van Horn M. A., Gentry R. a Faaborg J., 1995: Patterns of ovenbird (*Seiurus aurocapillus*) pairing success in Missouri forest tracts. *The Auk* 112 (1): 98 – 106.
- Vergara P. M. a Simonetti J. A., 2003: Forest fragmentation and rhinocryptid nest predation in central Chile. *Acta Oecologica – International Journal of Ecology* 24 (5 – 6): 285 – 288.
- Villard M.-A., Martin P. R. a 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. 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. a 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., 2002: Interactive effects of concealment, parental behaviour and predators on the survival of open passerine nests. *Journal of Animal Ecology* 71 (3): 424 – 437.
- Weinberg H. J. a Roth R. R., 1998: Forest area and habitat quality for nesting Wood Thrushes. *The Auk* 115 (4): 879 – 889.
- Winter M., Johnson D. H., Shaffer J. A., Donovan T. M. a 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. a Piergallini N. H., 1998: Effects of microsite selection on predation of artificial ground nests. *Wilson Bulletin* 110 (3): 439 – 442.
- Yahner R. H. a Mahan C., 1996: Effects of egg type on depredation of artificial ground nests. *Wilson Bulletin* 108 (1): 129 – 136.
- Yahner R. H. a Mahan C., 1999: Potential for predator learning of artificial arboreal nest locations. *Wilson Bulletin* 111 (4): 536 – 540.
- Zanette L., 2000: Fragment size and the demography of an area – sensitive songbird. *Journal of Animal Ecology* 69: 458 – 470.
- Zanette L. a 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., Doyle P. a Trémont S. M., 2000: Food shortage in small fragments: evidence from an area – sensitive passerine. *Ecology* 81 (6): 1654 – 1666.
- 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.
- Zvára K., 2004: *Biostatistika*. Nakladatelství Karolinum, Praha 2004.



PŘÍLOHA 1:
Mapy
studované lokality

PŘÍLOHA 2: Fotografie studované lokality



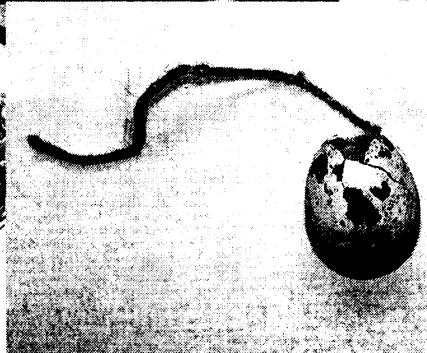
Mokřadní biotop hýla rudého porůstají tavolníky a vrby v roztroušených trsech (nahore). Časté jsou porosty ostřice (vlevo dole). Vpravo dole: mokřad čerstvě zdevastovaný těžkou technikou při sekání okolních luk.



PŘÍLOHA 3: Příprava umělých vajec, umělá hnízda



Umělá hnízda



zemní hnízdo



křovinné hnízdo před maskováním (vlevo) a výsledný efekt (vpravo)

PŘÍLOHA 4: Soupisy sesbíraných umělých hnízd

Tabulka A: Soupis všech sesbíraných zemních hnízd v letech 2005 – 2007.

Rok	Biotopová kategorie	Počet zpětně nalezených zemních hnízd		
		predováno	nepredováno	predace hlodavci
2005	interní louka	5	21	4
2005	přechod louky s mokřadem	10	19	1
2005	přechod mokřadu s loukou	12	18	0
2005	interní les	2	18	2
2005	přechod lesa s mokřadem	13	9	2
2005	přechod mokřadu s lesem	13	7	2
2005	interní mokřad	14	35	1
2006	interní louka	3	27	0
2006	přechod louky s mokřadem	10	18	2
2006	přechod mokřadu s loukou	10	20	0
2006	interní les	4	26	0
2006	přechod lesa s mokřadem	8	20	0
2006	přechod mokřadu s lesem	7	23	0
2006	interní mokřad	20	34	0
2007	interní louka	9	14	4
2007	přechod louky s mokřadem	10	18	2
2007	přechod mokřadu s loukou	8	19	3
2007	interní les	1	20	3
2007	přechod lesa s mokřadem	4	21	2
2007	přechod mokřadu s lesem	0	21	6
2007	interní mokřad	9	49	2

Tabulka B: Soupis všech sesbíraných zemních hnízd v letech 2006 – 2007.

Rok	Biotopová kategorie	Počet zpětně nalezených křovinných hnízd		
		predováno	nepredováno	predace hlodavci
2006	přechod mokřadu s loukou	26	11	1
2006	interní mokřad	13	26	1
2007	přechod mokřadu s loukou	7	33	0
2007	interní mokřad	5	35	0