

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Přírodovědecká fakulta



## Hnízdní Ekologie bramborníčka hnědého (*Saxicola rubetra*)



Foto: Kryštof Chmel

Diplomová práce

**Bc. Kryštof Chmel**

školitel: Mgr. Jan Riegert, Ph.D.

České Budějovice 2012

Chmel, K., 2012: Hnízdní ekologie bramborníčka hnědého (*Saxicola rubetra*). [Breeding ecology of Whinchat (*Saxicola rubetra*). Mgr. Thesis in Czech.] – 32 p., Faculty of Science, The University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

**Anotace:**

Factors with a possible influence on breeding territory size and breeding success in Whinchats (*Saxicola rubetra*) were analyzed. Further the study focused on intersexual size differences, habitat preferences and song activity. The four year project was carried out in a former military training area and an abandoned field, both in northern Bohemia.

Práce vznikla za podpory studentského grantu SGA PřF JU 2010 a 2011

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci jsem vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejich internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích dne 14. prosince 2012

.....

**Poděkování:** Nejdříve bych chtěl poděkovat svému školiteli Honzovi Riegertovi za pomoc při navržení této práce a za mnoho hodin které mi věnoval, když jsme se probírali statistickými problémy a při úpravě textu. Velké díky patří mé úžasné rodině, která mě ve studiu podpořila. Dále bych chtěl poděkovat Ingrid Steenbergen, které vděčím za nespočet hodin se mnou strávených při práci v terénu. V terénu mi taky moc pomohl Milan Martan, Vašek Luka a Jirka Vaník. Také musím poděkovat Tomášovi Janouškovi, který mi několikrát zajistil dopravní prostředek nutný k přesouvání mezi studijními plochami. Janu Lepšovi jsem vděčný za pomoc s některými statistickými analýzami a Matesovi Loevymu chci poděkovat za pomoc při hodnocení rozlohy teritorií v GISech.

## Obsah

1. Úvod.....	1
1.1. Hnízdní teritoria.....	1
1.2. Hnízdní úspěšnost.....	2
2. Cíle.....	3
3. Metodika.....	3
3.1. Studijní plochy.....	3
3.2. Sběr dat.....	3
3.3. Výpočet rozlohy hnízdních teritorií.....	6
3.4. Statistické analýzy.....	7
4. Výsledky.....	8
4.1. Biometrie.....	8
4.2. Vegetační parametry hnízdních teritorií.....	11
4.3. Vokální aktivita samců.....	13
4.4. Hustota hnízdicích párů.....	15
4.5. Obsazená hnízdní teritoria – variabilita rozlohy.....	15
4.6. Orientace hnízda.....	17
4.7. Velikost snůšky.....	17
4.8. Úspěšnost hnízdění.....	18
5. Diskuze.....	21
5.1. Biometrie.....	21
5.2. Výběr teritoria.....	22
5.3. Vokální aktivita.....	22
5.4. Hnízdní hustota.....	23
5.5. Variabilita rozlohy hnízdních teritorií.....	24
5.6. Orientace hnízda.....	24
5.7. Velikost snůšky.....	24
5.8. Hnízdní úspěšnost.....	25
6. Závěr.....	26
7. Literatura.....	26

# 1. Úvod

Bramborníček hnědý (*Saxicola rubetra*) je drobný drozdovitý pták, hnízdící v otevřených biotopech. Hnízdní areál tohoto subsaharského migranta zasahuje od západní Evropy po střední Sibiř (Šťastný et al. 2006). Jeho blízce příbuzný druh bramborníček černohlavý (*Saxicola torquata*) se mu v mnoha ekologických aspektech velice podobá, a proto je vhodným modelem pro mezidruhové porovnávání. Hnízdo si oba druhy staví na zemi v trsu trávy. Při sběru potravy používají oba druhy shodnou taktiku. Loví ji charakteristickým náletem z vyvýšených posedů a to jak na zemi, tak ze vzduchu (Hudec 1983). Vyvýšené posedy vyhledávají také pro zpěv (Cramp 1998). Často se vyskytují syntopicky, což vede k mezidruhové rivalitě (Greig-Smith 1984, Phillips 1970, Pudil 1998).

Znatelný mezidruhový rozdíl můžeme pozorovat v migračním chování. Bramborníček hnědý zimuje v subsaharské Africe na rozdíl od b. černohlavého, který zimuje v jižních částech svého hnízdního areálu (Jižní Evropa, Severní Afrika) s rezidentními populacemi v mediteránu a v oceánských oblastech s mírným průběhem zimního období – Velká Británie, Francie (Cramp 1998). Od toho se odvíjí i počet hnízdění za sezónu. Bramborníček hnědý přilétá na hnízdiště později a z toho důvodu hnízdí oproti b. černohlavému převážně jednou v hnízdním období s případným náhradním hnízděním po predaci vajec nebo mláďat (Hudec 1983).

Bramborníček hnědý obývá především luční a opuštěné sukcesivní biotopy (Chmel 2011). U nás jsou na lučních biotopech centrem syntopického výskytu podhorské a horské louky a pastviny (Šťastný et al. 2006) a z opuštěných biotopů jsou to především vojenské výcvikové prostory a opuštěná pole.

## 1.1. Hnízdní teritoria

Hnízdní teritorium je území, které jedinec aktivně hájí. Někteří ptáci se krmí výhradně ve svém teritoriu a jsou analogické savčím domovským okrskům (Bowman 2003). To je i případ b. hnědého, který na území svého teritoria loví potravu a hnízdí.

Rozloha hnízdního teritoria nebo domovského okrsku může být ovlivněna mnoha faktory. Například se může lišit u ptáků v závislosti na struktuře biotopu (Anich et al. 2010, Pejchar et al. 2005, Seastedt and Maclean 1979), populační hustotě (Anich et al. 2010, Both and Visser 2000, Knapp 1979, Morse 1976), velikosti těla, věku (Mazerolle and Hobson 2004, Wegge and Larsen 1987), potravní hustotě (Cody and Cody 1972) nebo fázi hnízdního cyklu (Derrickson 1978). Obecně jsou menší domovské okrsky a hnízdní teritoria považovány za výhodnější, z důvodu nižších nákladů na jejich obranu (Ewald et al. 1980, Village 1982). V menších hnízdních teritoriích nebo domovských okrscích bývá také potrava koncentrovanější (Anich et al. 2010, Thompson and

Fritzell 1989, Wolf and Hainsworth 1971). Zdá se, že tento vztah platí i pro b. hnědého. Rozloha teritorií b. hnědého byla signifikantně větší na svazích orientovaných na sever a západ, které byly obsazené v menší míře než svahy orientované na jih a východ (Calladine and Bray 2012). Autoři to odůvodňují menší potravní nabídkou na méně preferovaných svazích, kvůli které byli bramborníčci nuceni zvětšit svá teritoria. Menší rozloha však nemusí vždy vypovídat o kvalitě hnízdního teritoria. Ptáci mohou totiž okupovat ekologickou past, kdy je zdánlivě atraktivní lokalita pro hnízdění nevhodná (Battin 2004). V mé práci jsem se zaměřil na hodnocení rozlohy hnízdního teritoria b. hnědého v závislosti na vegetačních parametrech teritoria a individuálních vlastnostech samce.

## 1.2. Hnízdni úspěšnost

Hnízdni úspěšnost b. hnědého je stejně jako u ostatních ptáků hnízdících na zemi ovlivněna mnoha faktory. Velkou měrou se na hnízdních ztrátách podílí predace (Nice 1957, Picman 1988). Na rozdíl od dutinových ptáků je úspěšnost ptáků hnízdících na zemi více ovlivněna počasím (silné bouře, vysoká teplota apod. (Bosque and Bosque 1995, Nice 1957). Nemalý vliv na hnízdni úspěšnost má zemědělská činnost, která stojí za významným poklesem početnosti b. hnědého v Evropě (Bastian 1989, Orłowski 2005).

Pro účely této studie byly vybrány nekosené studijní plochy, kde by predace měla být hlavní příčinou hnízdních ztrát. Ptáci mají dvě možnosti, jak zmírnit predáčnický tlak. Buď se mohou predátorům úspěšně vyhýbat nebo mohou predátory aktivně od hnízda odehnat či odlákat (Picman 1988). Bramborníček hnědý spadá spíše do první kategorie. Vyhýbání se predátorům zahrnuje dobré ukrytí hnízda a celkově nenápadné chování kolem hnízda, dále výběr bezpečného nebo těžko dostupného hnízdiště (Picman 1988). V mé práci jsem se tedy zabýval vlivem viditelnosti hnízda a vegetačních parametrů na hnízdni úspěšnost b. hnědého.

Hnízdni úspěšnost se u ptáků také může lišit v závislosti na individuálních vlastnostech rodičů. Například charakter zbarvení může být u ptáků signálem určité kvality jedince zvyšující hnízdni úspěšnost. U pěvce ryšavého (*Cercotrichas galactotes*) dosáhli jedinci s vyšší symetrií černého vzoru na ocase vyšší reprodukční úspěšnosti, spárovali se dříve a jejich hnízda byla predována s menší pravděpodobností (Alvarez 2000). Charakter znaku na ocase přispěl k vyšší hnízdni úspěšnosti usnadněním dřívějšího párování a větší účinností při obraně hnízda (Alvarez 2000). U jiných druhů bylo potvrzeno, že intenzita zbarvení určité části těla (jak melaninového tak karotenoidového původu) signalizuje míru rodičovské péče ze strany samce (Hill 1991, Prévault et al. 2005, Siefferman and Hill 2003, Veiga 1993). U vlaštovky obecné (*Hirundo rustica*) bylo zjištěno, že rozsah bílých skvrn na vnějších ocasních perech pozitivně koreloval s celkovou produkcí mláďat za hnízdni sezónu (Kose and Møller 1999). Samice vlaštovek preferovaly samce

s větším rozsahem bílého zbarvení, protože tento znak signalizoval míru parazitace samců, neboli jejich tělesnou kondici. Na velkých a středních krovkách samců b. hnědého jsem zaznamenal poměrně velkou variabilitu zbarvení v rozsahu bílého v poměru k černému. Hledal jsem proto parametr hnízdní biologie, který by mohl tento znak signalizovat. Také jsem se zabýval hodnocením vlivu věku a velikosti samce na hnízdní úspěšnost, který byl u jiných druhů ptáků prokázán (Dufva 1996, Kose and Møller 1999, Nol and Smith 1987).

## 2. Cíle

Na základě čtyřletého výzkumu jsem se snažil zodpovědět následující otázky:

1. Jaké jsou vegetační preference b. hnědého v rámci lokality?
2. Které faktory ovlivňují rozlohu hnízdního teritoria?
3. Které faktory mají vliv na hnízdní úspěšnost?

## 3. Metodika

### 3.1. Studijní plochy

Výzkum probíhal vždy od dubna do července v letech 2009-2011 na dvou studijních plochách Ralsko (14,4 ha) a Bakov (9,4 ha). V roce 2012 byl b. hnědý studován pouze na Ralsku a studované území bylo rozšířeno na 47,4 ha. Studijní plocha Ralsko se nacházela na tankové střelnici Židlov v bývalém vojenském výcvikovém prostoru Ralsko v nadmořské výšce 370 m n. m. (Obr. 1). Terénní práce probíhaly v severo-východní části bývalé tankové střelnice (50°38'4.978"N, 14°52'20.322"E). Druhá studijní plocha Bakov se nacházela na opuštěném poli mezi městy Bakov nad Jizerou a Mnichovo Hradiště v nadmořské výšce 230 m n. m. (Obr. 1; 50°28'39.780"N, 14°57'25.088"E).

### 3.2. Sběr dat

Od druhé poloviny dubna do konce června jsem v 3-7 denních intervalech navštěvoval studijní plochy. Během těchto návštěv jsem hledal obsazená teritoria a zde jsem prováděl odchvy samců do sklopek nebo do nárazové sítě. Tímto způsobem se mi podařilo odchytit zhruba 90% samců vyskytujících se na studijních plochách. Samice jsem odchytával většinou až po nalezení jejich hnízda. Všichni odchycení dospělí ptáci byly okroužkováni hliníkovými kroužky a unikátní kombinací plastových barevných kroužků. Každého odchyceného jedince jsem zvážil, změřil délku

křídla, běháku a ocasních per. V měření jsem postupoval podle metodiky pospané dle Swenssona (1992): délka křídla - metoda maximální délky křídla; délka běháku – metoda alternativní (prsty nohou jsou při měření ohnuté v úhlu 90°); délka ocasních per - metoda alternativní (měřeno pravítkem z horní strany ocasu, který je ohnutý v úhlu 90° oproti svrchní části těla). U samců byl navíc sledován rozsah bílého zbarvení na velkých a středních krovkách (počet krovek s alespoň částečným bílým zbarvením, Obr. 2). Mláďata na hnízdě ve věku 7-10 dní byla okroužkována hliníkovým kroužkem. Celkem bylo okroužkováno 51 samců, 26 samic a 185 mláďat.

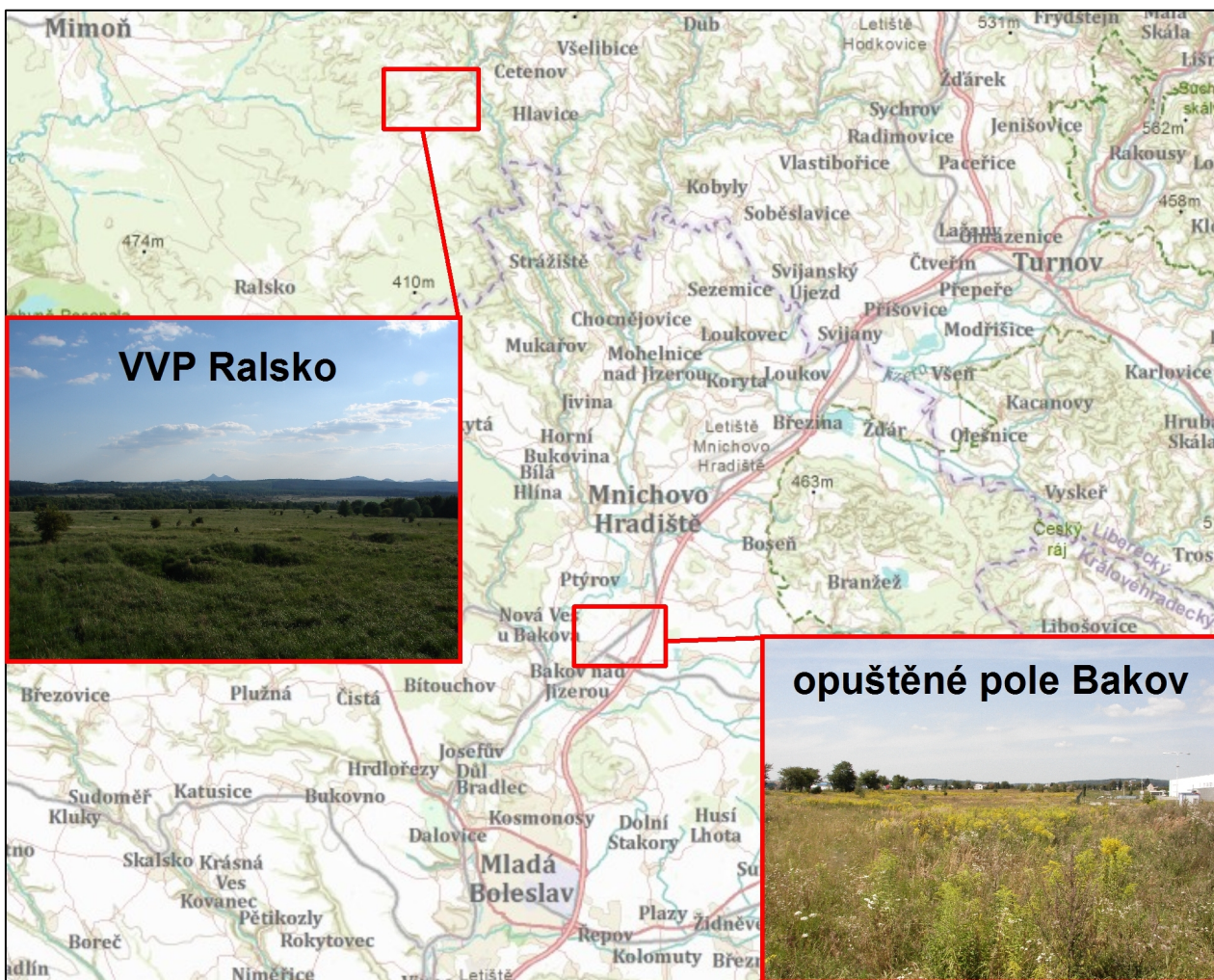
Na základě individuálního označení samců (barevná kombinace kroužků) jsem zaznamenával jejich pohyb v hnízdním teritoriu. Před počátkem hnízdění a v době inkubace vajec jsem po dobu 20 – 40 min opakovaně pozoroval samce (průměr na samce  $\pm$ s.d.: 4,3  $\pm$ 2,6) a zaznamenával tyto údaje: datum, čas (6:00-6:59 = 6 hodina), polohu samce, vokální aktivitu (zpěv: ano/ne) a typ posedu (keř, tráva = všechny posedy bylinného patra, strom a umělé posedy = plot, drát, sloupek nebo cedule).

Hnízda byla nalezena buď při sledování samice, která se vracela inkubovat na hnízdo nebo při pozorování krmících rodičů. Celkem bylo nalezeno 32 hnízd. U každého nalezeného hnízda byla zaznamenána poloha a viditelnost hnízda. Viditelnost hnízda byla hodnocena pomocí černobílé šachovnice o rozměrech 7,5x7,5 cm se 100 políčky obou barev. Šachovnice byla umístěna přímo na hnízdo v horizontální poloze a ze čtyř světových stran, z výšky mých očí (170 cm), ve vzdálenosti 1m od hnízda byly sečteny všechny viditelné bílé a černé pole šachovnice. Výsledkem je procentuální viditelnost hnízda (procento viditelných polí šachovnice). Pro testování vlivu tohoto faktoru na hnízdní úspěšnost byla použita průměrná hodnota ze všech čtyř světových stran.

Na hnízdech jsem sledoval tyto reprodukční parametry: počet vajec ve snůšce, počet mláďat na hnízdě, počet vyvedených mláďat a počátek hnízdění = datum snesení prvního vejce. Pokud nebyl počátek hnízdění zaznamenán, byl vypočítán dle stáří mláďat a doby inkubace (13 dní, Fuller 1977, Hudec 1983).

Po vyhnízdění byl proveden vegetační popis v obsazených hnízdních teritoriích a ve shodném počtu kontrolních teritorií, kde se v daném roce žádný ze samců nevyskytoval. Byly sledovány tyto parametry vegetace: pokryvnost keřů a stromů, střední výška porostu (SVP) a průhlednost vegetací. Pokryvnost keřů a stromů byla stanovena v rámci celého hnízdního teritoria, další parametry byly definovány v každém z deseti čtverců (1x1 m) náhodně umístěném v hnízdním teritoriu (Obr. 3). Pro stanovení střední výšky porostu byla pomocí svinovacího metru odhadnuta průměrná výška porostu ve čtverci. Průhlednost vegetací byla vypočítána stejným způsobem jako viditelnost hnízda (šachovnice byla umístěna uprostřed čtverce)

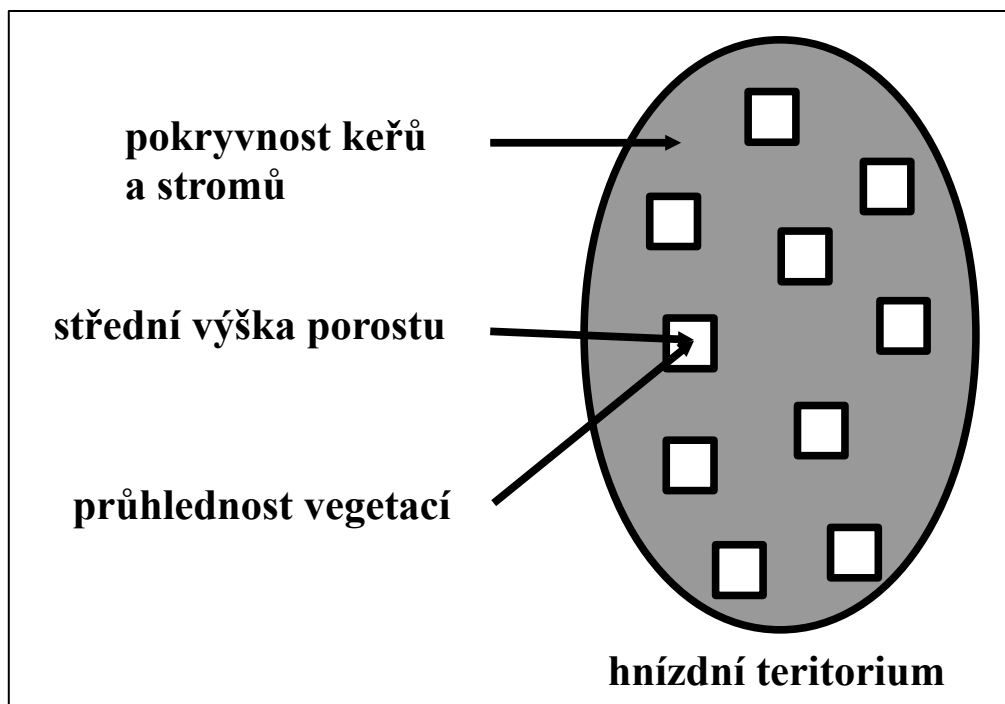




Obr. 1 Poloha studijních ploch na mapě



Obr. 2 Variabilita v rozsahu bílého zbarvení na velkých a středních krovkách

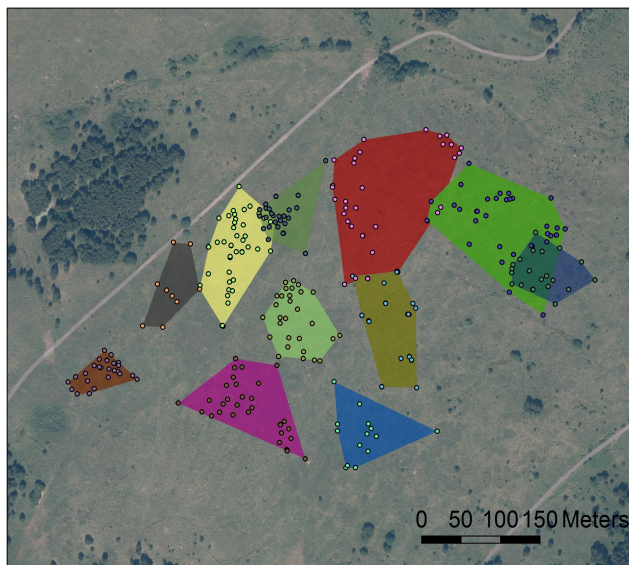


Obr. 3 Schéma popisu vegetace v hnízdáním teritoriu

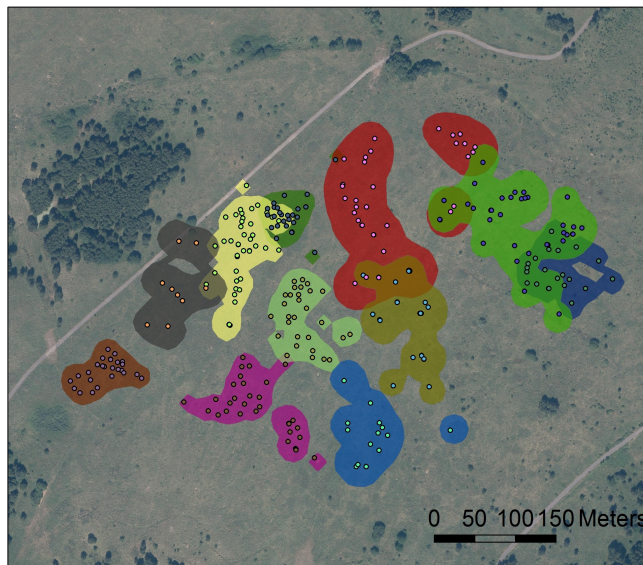
### 3.3. Výpočet rozlohy domovských okrsků

Pro výpočet rozlohy hnízdáním teritorií byly zahrnuty i pozice na kterých samci nezpívali. Ze zaznamenaných bodů, představujících polohy samců v hnízdáním teritoriu, byla vypočtena rozloha hnízdáním teritorií na základě dvou metod: 1) Minimum Convex Polygon (MCP) a 2) Point Kernel Density (PKD, obr. 4). K vytvoření vrstvy MCP byla v programu ArcMap 10.0 použita funkce Minimum Bounding Geometry (parametr Geometry type: Convex Hull). Program OpenJUMP 1.4.3 HoRAE byl použit pro vytvoření modelu PKD. Pro nastavení optimálního parametru badwidth (h) - radius, určující které sousední body budou přispívat k odhadu pravděpodobnosti výskytu v daném hodnoceném bodu – byl pro každého samce použit proces Least square cross validation. Velikost pixelu byla nastavena na 10 m. Ze vzniklého rastru zobrazujícího hustotu výskytu byla vypočítána 95% pravděpodobnost výskytu samce funkcí Create Probability Contours from Raster. Vznikl tak polygon, na základě kterého byla vypočtena rozloha hnízdáním teritoria. Stejně byla vypočtena rozloha polygonů vytvořených metodou MCP, ale pro 100% výskyt samce. Oba tyto výpočty byly provedeny v programu ArcMap 10.0.

Ralsko 2012 - MCP



Ralsko 2012 - PKD



Obr.4 Ukázka hnízdních teritorií získaných v hnízdní sezóně 2012 pomocí metody Minimum Convex Polygon (100% výskyt) a Point Kernel Density (95% pravděpodobnost výskytu, jednotlivá hnízdní teritoria jsou od sebe barevně odlišena).

### 3.4. Statistické analýzy

Pro vyhodnocení mnohorozměrných analýz (Redundancy analysis, Canonical correspondence analysis) byl použit program Canoco 5.0. V programu R 2.15.1 byl testován vliv faktorů na zpěv sameců, vliv roku a lokality na hnízdní úspěšnost a vliv vegetačních parametrů na rozlohu hnízdních teritorií za použití náhodných proměnných („random factors“). Ostatní testy byly provedeny pomocí programu Statistica 9.1. Na základě ověření normality dat byly aplikovány neparametrické metody. Proměnné nebyly logaritmovány. Shrnutí použitých testů je zobrazeno v Tab. I.

Tab. I Použité typy testů pro analýzu následujících problémů:

<i>Testovaný problém</i>	<i>Test</i>
Korelace vstupních faktorů (biometrické údaje, vegetační parametry domovských okrsků a typy využívaných posedů)	Spearman rank correlation
Rozdíl v biometrii mezi samci a samicemi; Preference světové strany v umístění vchodu na hnízdo; Porovnání velikosti snůšky mezi dvěma studijními plochami; Závislost rozsahu bílého zbarvení na krovkách na hnízdní úspěšnosti	Mann-Whitney U test
Závislost váhy na dni odchytu; vliv data snesení prvního vejce na velikost snůšky	Simple regression

Vliv biometrických proměnných, rozlohy hnízdního teritoria a vegetačních parametrů na rozsah bílého zbarvení krovek	Generalized linear model (GLZ), distribuce=poisson
Porovnání vegetačních parametrů obsazených a kontrolních hnízdních teritorií	Redundancy analysis (RDA), Linear discriminant analysis – metodou Canonical correspondence analysis
Vliv vegetačních parametrů na využití posedů	Redundancy analysis (RDA)
Vliv denní doby, typu posedu a hnízdní sezóny na výskyt zpěvu samců	Generalized linear mixed model, distribuce=binomial
Vliv biometrických proměnných na rozlohu hnízdních teritorií	Generalized linear model (GLZ), distribuce=gaussian
Vliv hnízdní sezóny na rozlohu hnízdního teritoria	Jednofaktorová Anova
Vliv vegetačních parametrů na rozlohu hnízdního teritoria	Generalized linear model (GLZ), distribuce=gaussian
Hodnocení vlivu meziroční variability a lokality na hnízdní úspěšnost	Kontingenční tabulka, Chi-square test
Vliv umístění hnízda u mraveniště na hnízdní úspěšnost	Chi-square test
Vliv biometrických proměnných, vegetačních parametrů, rozlohy hnízdního teritoria a využití posedů na hnízdní úspěšnost	Generalized linear model (GLZ), rozdělení=binomické

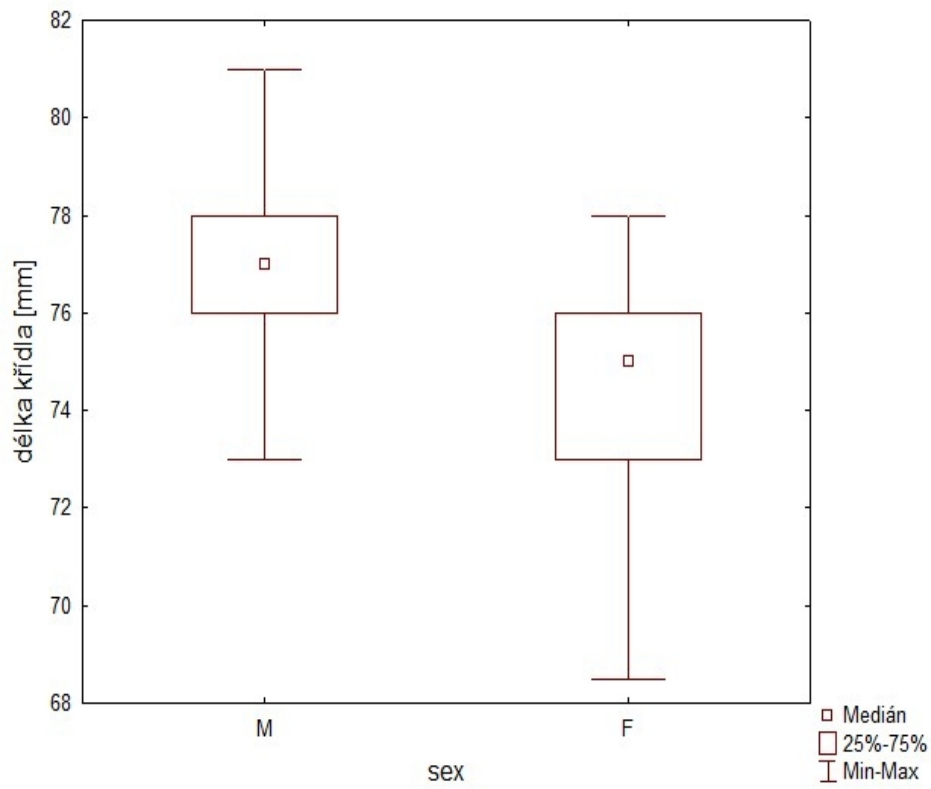
## 4. Výsledky

### 4.1. Biometrie

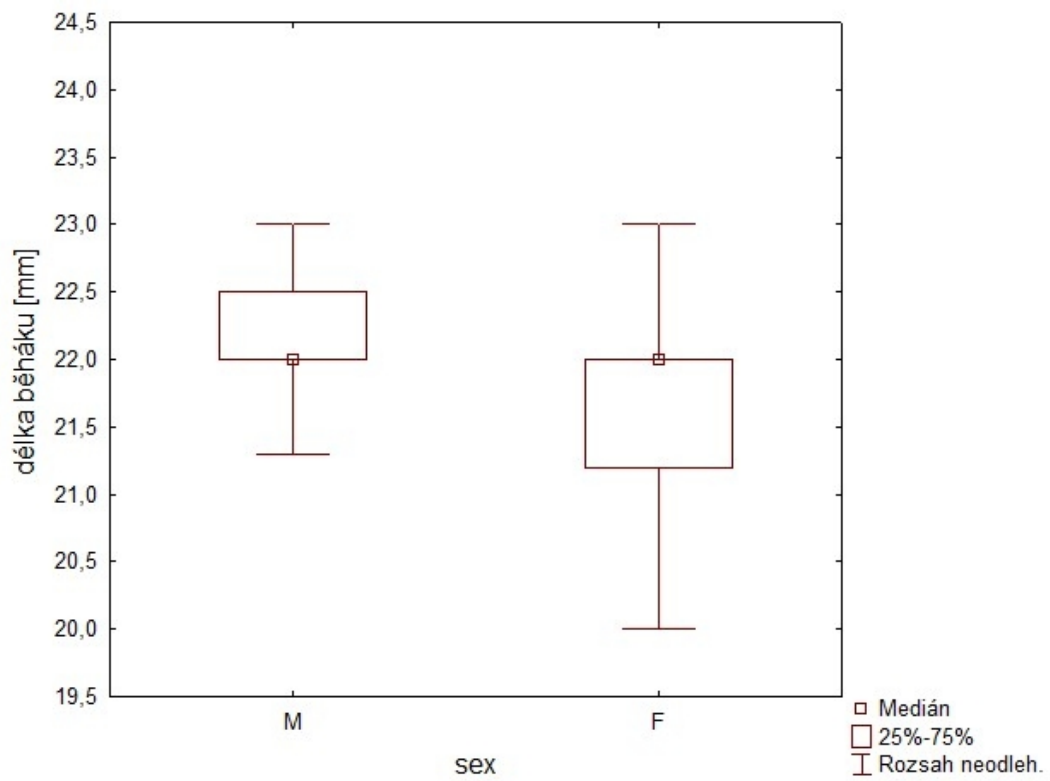
Samci měli delší křídlo a běhák než samice (Tab. II, Obr. 5 a 6). Délka ocasních per ani váha se mezi pohlavím nelišila.

Tab. II Vliv pohlaví na biometrické proměnné b.hnědého (Mann-Whitney U test).

	<i>Z</i>	<i>N</i>	<i>p</i>
ocasní pera	0,940	m=51, f=27	0,347
běhák	2,123	m=51, f=25	<b>0,034</b>
váha	-0,673	m=50, f=27	0,501
délka křídla	4,380	m=51, f=27	< <b>0,001</b>



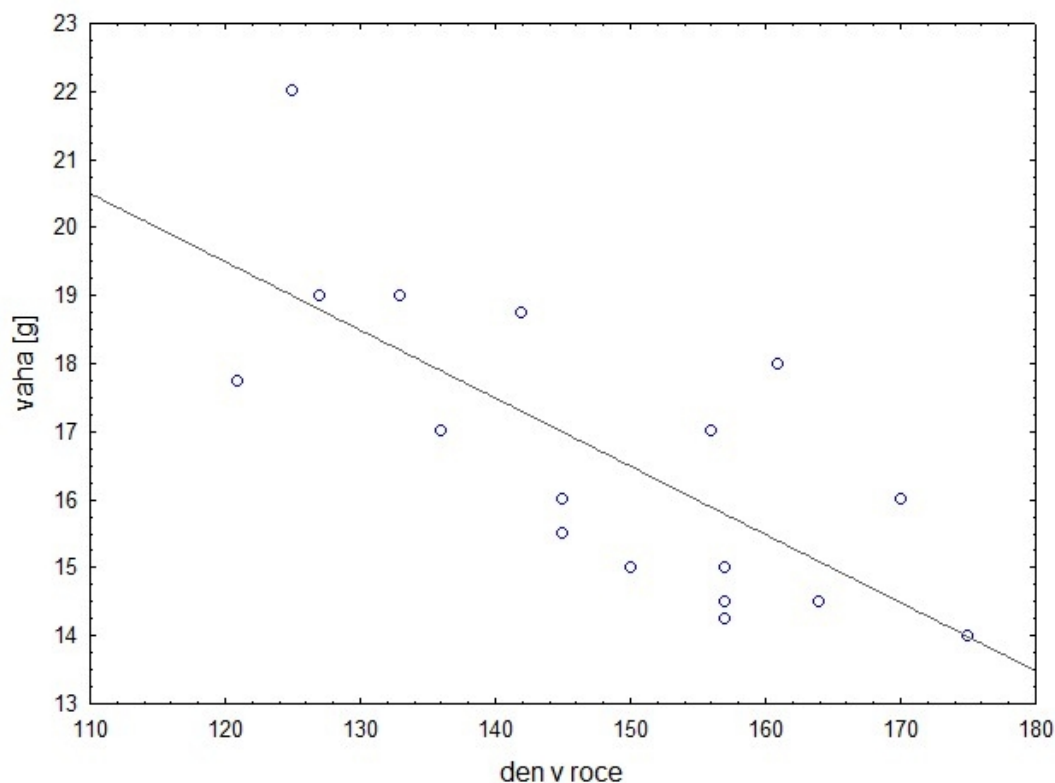
Obr. 5 Rozdíly v délce křídla mezi pohlavími



Obr. 6 Rozdíly v délce běháku mezi pohlavími

Váha hnízdících samic klesala s datem odchyty (Obr. 7; Simple regression;  $R_{17}=0,728$ ;  $p=0,001$ ).

U hnízdících samců tento vztah prokázán nebyl (Simple regression;  $R_{28}=0,192$ ;  $p=0,273$ ).



Obr. 7 Závislost váhy hnízdících samic na datu jejich odchyty

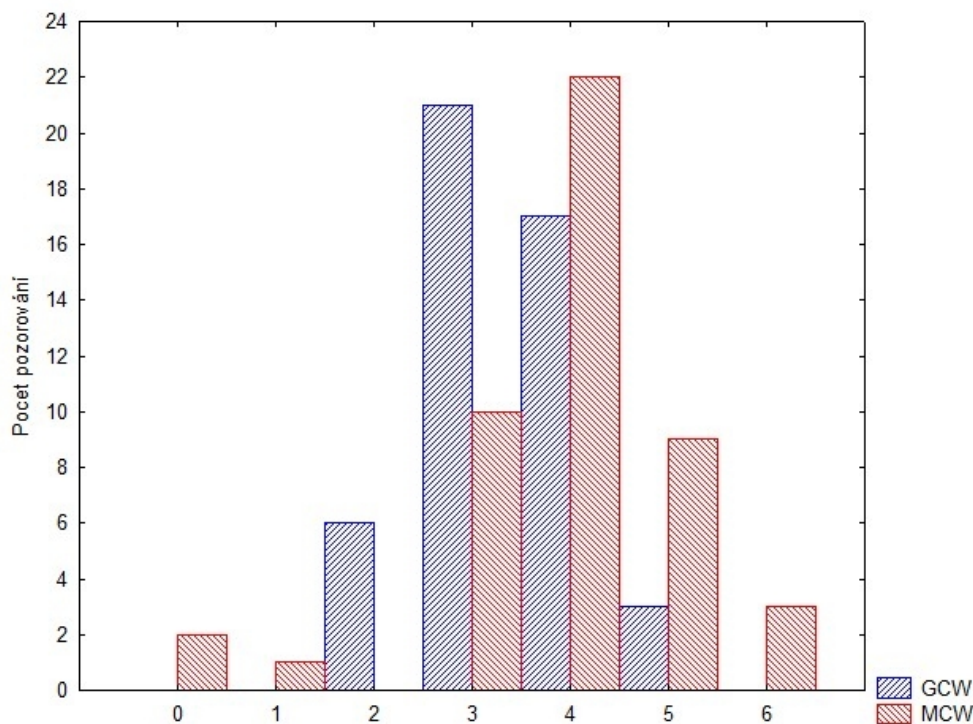
Na základě výsledku korelačního testu (Tab. III) byly v následujících analýzách použity pouze délka křídla a váha, protože mezi nimi nebyl zjištěn signifikantní korelační vztah.

Tab. III Korelační koeficienty biometrických údajů samců a samic b. hnědého (Spearman rank correlation, tučně jsou vyznačené korelace významné na hladině  $p < 0,050$ )

	<b>křídlo</b>	<b>ocasní pera</b>	<b>tarsus</b>
ocasní pera	<b>0,31</b>		
běhák	<b>0,36</b>	<b>0,41</b>	
váha	0,18	<b>0,26</b>	<b>0,33</b>

Samci se vyznačovali značnou variabilitou v rozsahu bílého zbarvení velkých a středních krovek (Obr. 8). Počet velkých krovek, které nesly alespoň částečné bílé zbarvení, se pohyboval v rozmezí 2-5. Na středních krovkách byla variabilita ještě vyšší (0-6 krovek s bílým zbarvením, obr. 8). Nebyla prokázána žádná spojitost biometrických proměnných (délka křídla, váha a věk) s rozsahem bílého zbarvení velkých a středních krovek (GLZ;  $n=47$ ; min.  $p_{\text{velké krovky}}=0,809$ ; min.  $p_{\text{střední krovky}}=0,466$ ). Rozsah bílého zbarvení jsem také testoval v závislosti na velikosti hnízdících

teritorií a vegetačních parametrů (střední výška porostu, průhlednost vegetací a pokryvnost keřů). Žádný z faktorů neměl na rozsah bílého zbarvení na krovkách signifikantní vliv (GLZ;  $n=29$ ; min.  $p_{\text{velké krovky}}=0,606$ ; min.  $p_{\text{střední krovky}}=0,618$ ).



Obr. 8 Variabilita v počtu velkých (GCW) a středních krovek (MCW) s bílým zbarvením

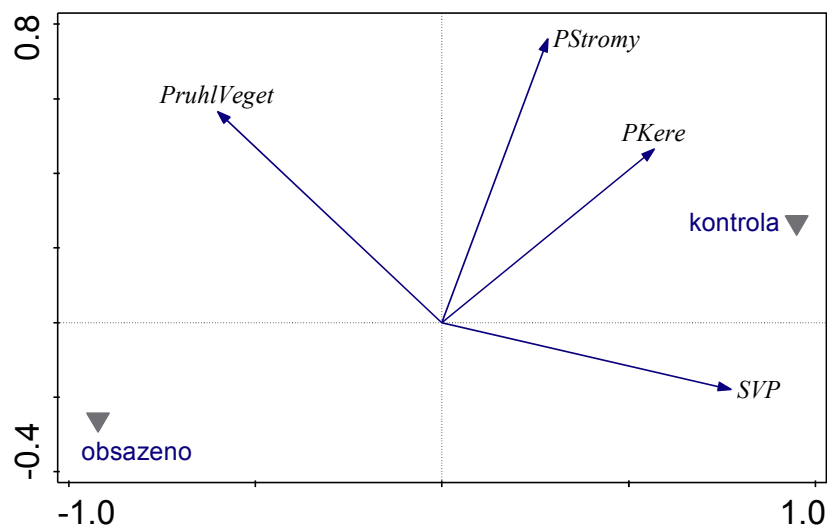
#### 4.2. Vegetační parametry hnízdních teritorií

Celkem byla vyhodnocena vegetace ve 32 obsazených a 32 kontrolních hnízdních teritoriích. Získané vegetační parametry se průkazně lišily mezi obsazenými a kontrolními okrsky (RDA;  $n=640$ ;  $F=25,000$ ;  $p=0,010$ ), konkrétně se průkazně lišila střední výška porostu a průhlednost vegetací (Linear discriminant analysis; CCA;  $n=640$ ; střední výška porostu:  $F=21,9$ ;  $p=0,006$ ; průhlednost vegetací:  $F=13,8$ ;  $p=0,048$ ). V obsazených teritoriích byla střední výška porostu nižší a průhlednost vegetací byla vyšší (Obr. 9).

V obsazených hnízdních teritoriích jsem sledoval využití jednotlivých typů posedů. Nejčastěji využívaným posedem byl keř (průměr $\pm$ s.d.:  $59,6\pm 28,7\%$ ), poté tráva ( $31,6\pm 29,2\%$ ) a výrazně méně byly zastoupeny stromy ( $5,8\pm 8,0\%$ ) a umělé posedy ( $3,0\pm 5,5\%$ ). Nabídka posedů (pokryvnost stromů a keřů) se mezi studijními plochami nelišila (Mann-Whitney U test;  $n_{\text{Bakov}}=4$ ;  $n_{\text{Ralsko}}=26$ ; pokryvnost keřů:  $Z=0,580$ ;  $p=0,562$ ; pokryvnost stromů:  $Z=-1,495$ ;  $p=0,135$ )

Dále jsem hodnotil, zda typy a míra využívání posedů souvisí s vegetačními parametry hnízdních teritorií. Této analýze předcházela korelační test průměrných hodnot vegetačních

parametrů a typů posedů pro jednotlivá obsazená hnízdní teritoria (Tab IV a V). Na základě výsledků korelace byly do dalších analýz hnízdních teritorií zahrnuty tyto vegetační parametry: průhlednost vegetací, střední výška porostu, pokryvnost keřů a typy posedů: keř a strom (vyřazena byla pokryvnost stromů, posedy umělé a travní). Zaznamenal jsem negativní korelaci mezi střední výškou porostu a využitím keřových posedů (Obr. 10; RDA;  $n=32$ ;  $F=2,6$ ;  $p=0,044$ ).



Obr. 9 Porovnání vegetačních parametrů (průhlednost vegetací, pokryvnost keřů a stromů a střední výška porostu) mezi obsazenými a kontrolními hnízdními teritorii (I. a II. osa vysvětlují 64,4% variability)

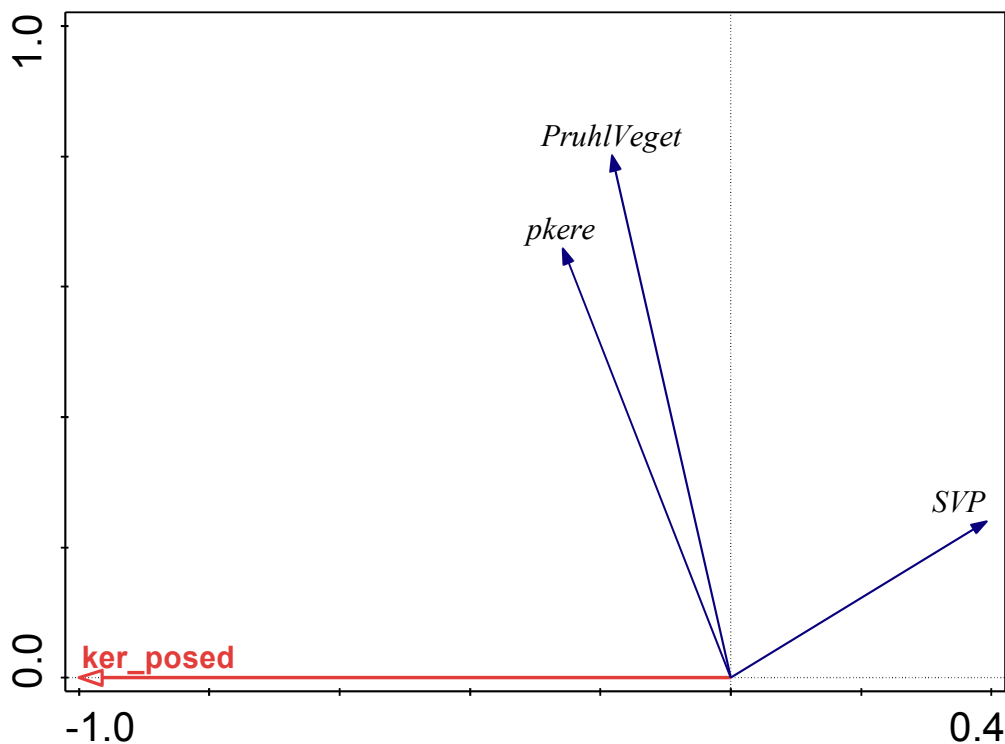
Tab. IV Korelační koeficienty průměrných hodnot vegetačních parametrů a typů posedů jednotlivých obsazených hnízdních teritorií (Spearman rank correlation, tučně vyznačená korelace je významná při hladině  $p<0,050$ )

<i>vegetační parametry</i>	<i>průhlednost vegetací</i>	<i>střední výška porostu</i>	<i>pokryvnost keřů</i>
střední výška porostu	-0,092		
pokryvnost keřů	0,252	-0,145	
pokryvnost stromů	<b>0,520</b>	-0,035	0,225

Tab. V Korelační koeficienty průměrného zastoupení jednotlivých typů posedů v obsazených hnízdních teritoriích (Spearman rank correlation, tučně vyznačené korelace jsou významné při hladině  $p<0,050$ ).

<i>posedy</i>	<i>keř</i>	<i>tráva</i>	<i>umělý</i>
tráva	<b>-0,84</b>		
umělý	0,03	<b>-0,39</b>	
strom	-0,24	-0,18	<b>0,47</b>





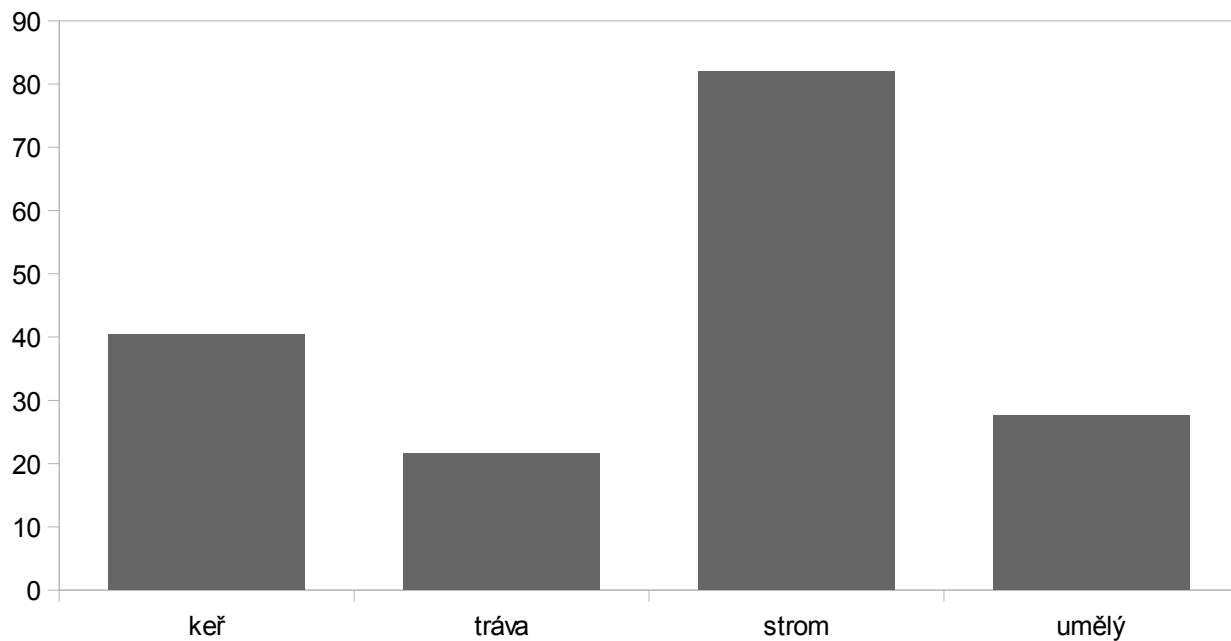
Obr. 10 Využití keře pro posed rostlo s klesající střední výškou porostu (SVP)

#### 4.3. Vokální aktivita samců

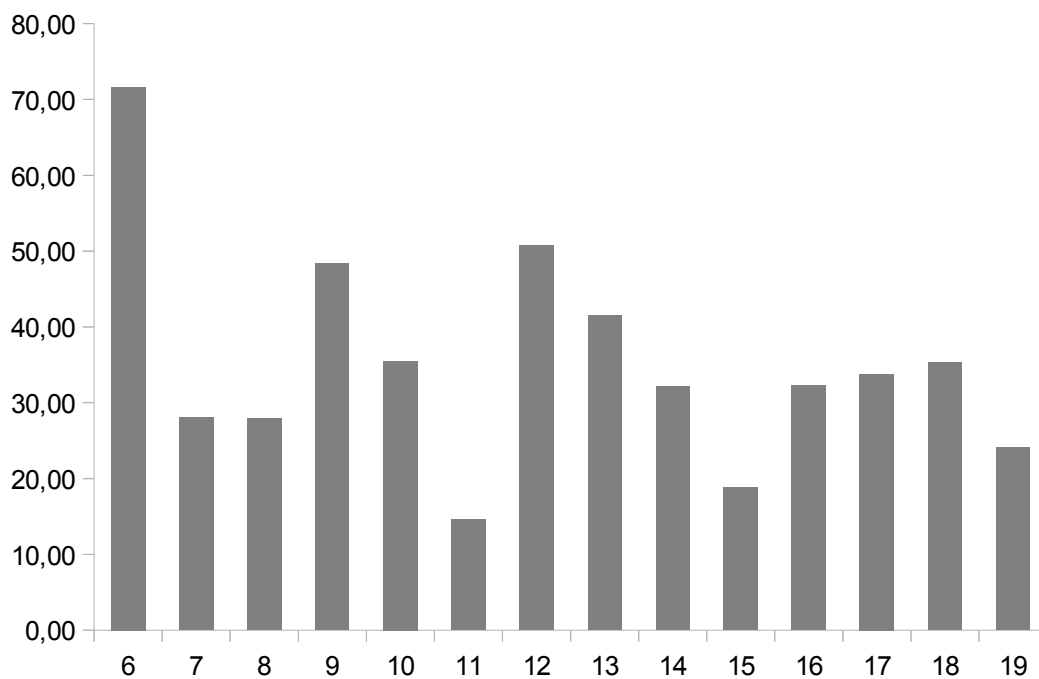
Četnost „zpívacích bodů“ (zaznamenané pozice, na kterých samci zpívali) se lišila v závislosti na typu posedu, čase a hnízdní sezóně (Tab. VI). Na stromových posedech dosáhly zpívací body podílu 82%. Na keřích samci zpívali ve 40,3% případů a na umělých a travních posedech zpívali z 21,6 a 27,6% (Obr.11). Zpěv nebyl koncentrován do jedné části dne (Obr. 12). Nejvyšší podíl zpívajících bodů v závislosti na denní době byl zaznamenán pro 6. (71,6%), 12. (50,8%) a 9. (48,4%) hodinu. Vokální aktivita samců se snižovala s progresí hnízdní sezóny (Generalized linear mixed model; random factors=rok a samec; 0,7 % vysvětlené variability; Chi=75,512;  $p < 0,001$ ).

Tab. VI Faktory signifikantně ovlivňující výskyt (0-1) zpěvu na pozicích samců (Generalized linear mixed model,  $n=1009$ , random factors=samec a datum)

<i>Model</i>	<i>% vysvětlené variability</i>	<i>Chi</i>	<i>P</i>
zpěv~+posed	7,4	73,3	<0,0001
zpěv~+posed+čas	1,1	10,8	0,001
zpěv~+posed+čas+rok	1,3	12,7	0,005



Obr. 11 Procentuální podíl výskytu zpěvu (0-1) pro jednotlivé typy posedů



Obr. 12 Procentuální podíl výskytu zpěvu (0-1) v závislosti na denní době (6-19 hodina)

#### 4.4. Hustota hnízdících párů

Průměrná hustota hnízdících párů mezi lokalitami a roky kolísala (Tab. VII). Průměrná hodnota dosáhla 4,22 párů/10 ha na Ralsku a 2,13 párů/10 ha v Bakově.

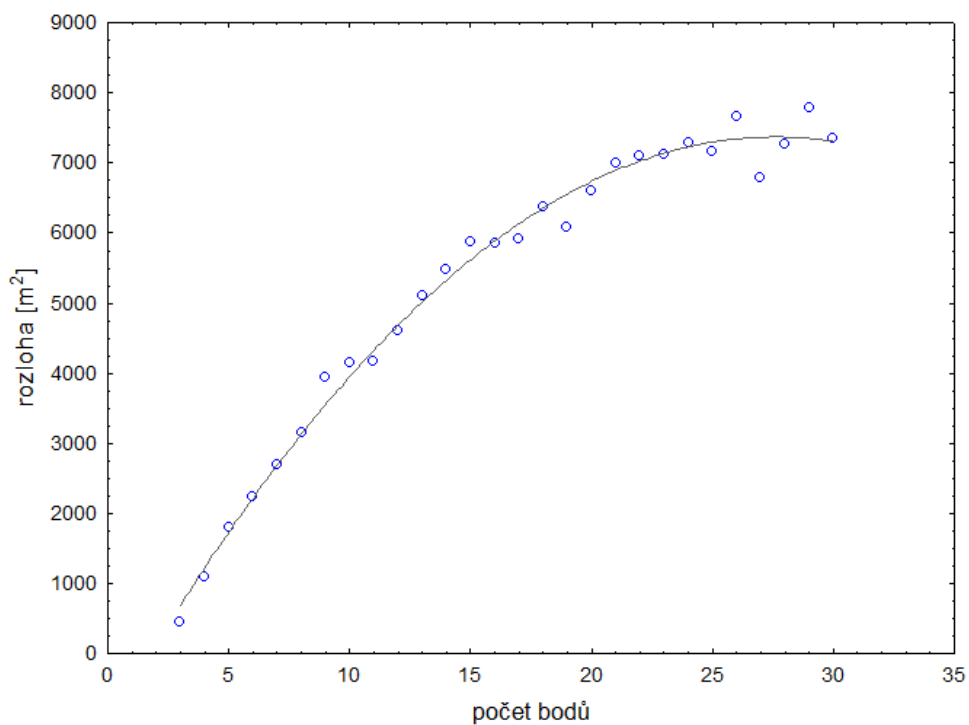
Tab. VII Hnízdní hustoty párů na studijní ploše Ralsko a Bakov.

rok	Ralsko			Bakov		
	počet párů	pár/10 ha	rozloha	počet párů	pár/10 ha	rozloha
2009	9	6,25	14,4	3	3,19	9,4
2010	5	3,47	14,4	1	1,06	9,4
2011	6	4,20	14,4	2	2,13	9,4
2012	14	2,95	47,4	-	-	-
průměr	8,5	4,22	-	2	2,13	-

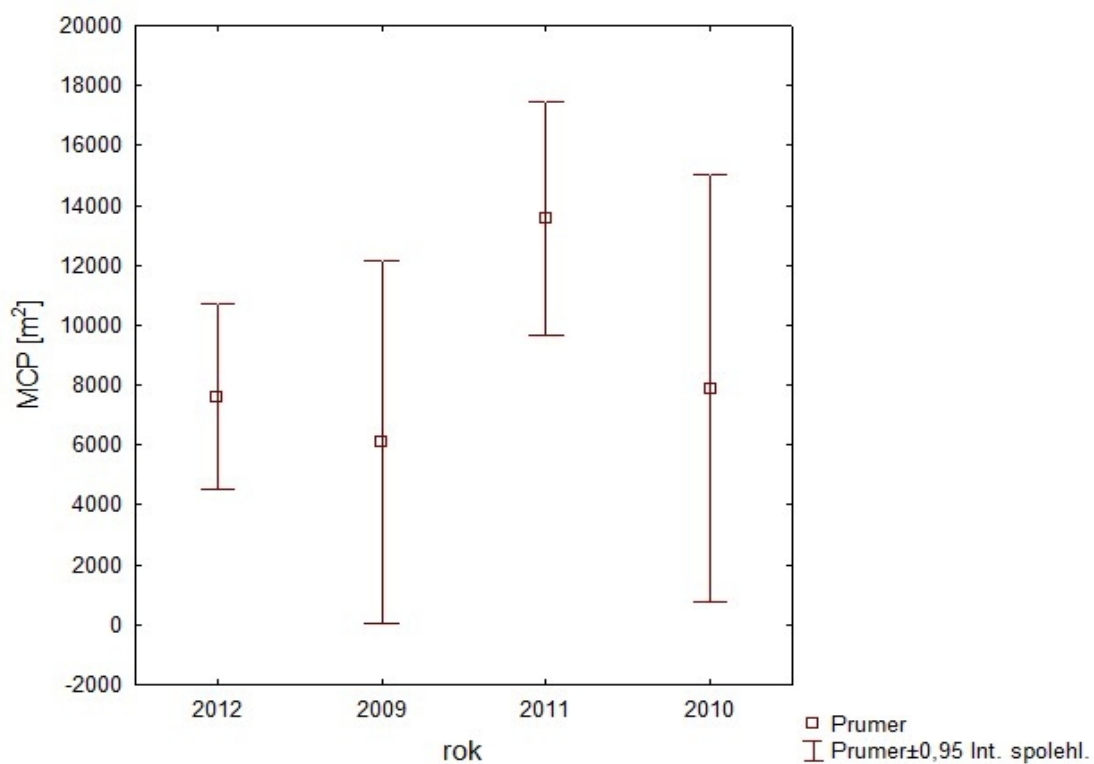
#### 4.5. Obsazená hnízdící teritoria – variabilita rozlohy

Průměrná rozloha hnízdících teritorií se mezi metodami MCP a PKD lišila. Při použití metody PKD byla hnízdící teritoria větší (průměr±s.d.; MCP: 8670±5692 m<sup>2</sup>; PKD: 10829±7073 m<sup>2</sup>). Zaznamenal jsem pozitivní korelaci mezi velikostí hnízdících teritorií vypočtených na základě MCP a PKD metody (Pearson rank correlation; n=32; r<sub>s</sub>=0,809; p<0,050). V následujících analýzách byla použita pouze metoda MCP. Pro znázornění závislosti rozlohy hnízdících teritorií na počtu zaznamenaných pozic samců byly vypočítané asymptoty jednotlivých obsazených hnízdících teritorií, které byly pro výsledný graf zprůměrované (Obr. 13).

Rozloha hnízdících teritorií se lišila mezi jednotlivými roky (Obr. 14; Jednofaktorová Anova; F=13,880; p<0,001). Žádný z vegetačních parametrů (střední výška porostu, průhlednost vegetací a pokryvnost keřů) neměl na rozlohu hnízdícího teritoria statisticky průkazný vliv (Generalized linear mixed model; random factor=samec a rok; min. p<sub>střední výška porostu</sub>=0,089). Velikost (délka křídla, váha) a stáří samce se na vysvětlení variability ve velikosti hnízdících teritorií také nepodílely (GLZ; n=32; min. p=0,499).



Obr. 13 Závislost rozlohy hnízdního teritoria na počtu zaznamenaných bodů získaných při sledování pohybu samců v teritoriu.



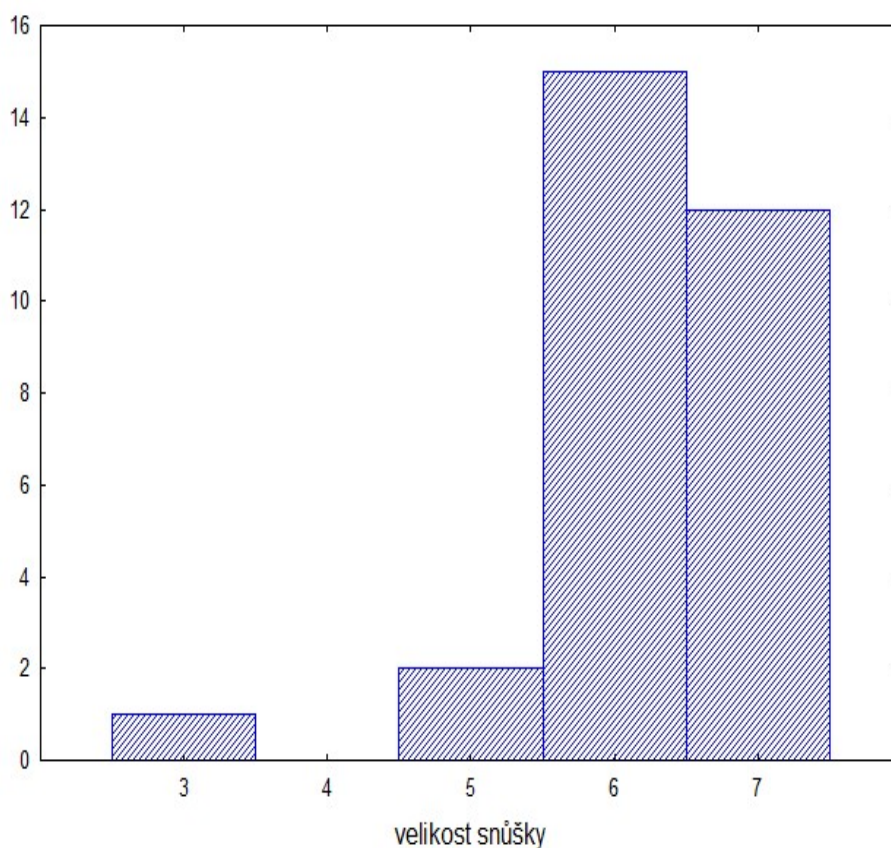
Obr. 14 Průměrné rozlohy hnízdních teritorií v jednotlivých hnízdních sezónách

#### 4.6. Orientace hnízda

Hnízda bramborníčků jsou ve většině případů více otevřená do jednoho směru. Rodiče z tohoto směru přilétají a odlétají z hnízda. V jednom případě vedl k hnízdu asi 10cm dlouhý tunel a hnízdo bylo svrchu zcela překryto vegetací. Měření viditelnosti hnízda ze čtyř světových stran umožňovalo vyhodnotit případnou preferenci v orientaci vchodu na hnízdo. Preference žádné ze světových stran nebyla potvrzena (Mann-Whitney U test;  $Z_{32}=-0,251$ ;  $p=0,802$ ).

#### 4.7. Velikost snůšky

Nebyl zaznamenán rozdíl v počtu vajec mezi dvěma studijními plochami (Mann-Whitney U test;  $n_{\text{Bakov}}=4$ ;  $n_{\text{Ralsko}}=26$ ;  $Z=-1,342$ ;  $p=0,180$ ), data byla proto dále hodnocena pro obě lokality společně. Velikost snůšky 30 hnízd se pohybovala v rozmezí 3-7 vajec (Obr. 15) a průměrná hodnota dosáhla  $6,23\pm 0,86$  vajec. Tento výsledek zahrnuje i dvě náhradní hnízdění. Při započítání pouze prvních snůšek se průměrný počet vajec zvýšil na  $6,36\pm 0,62$  vajec ( $n=28$ ; rozsah 5-7 vajec). Datum snesení prvního vejce (rozsah: 121.-151. den) nemělo vliv na velikost snůšky (Simple Regression;  $n=25$ ;  $\beta=-0,120$ ;  $p=0,555$ ).

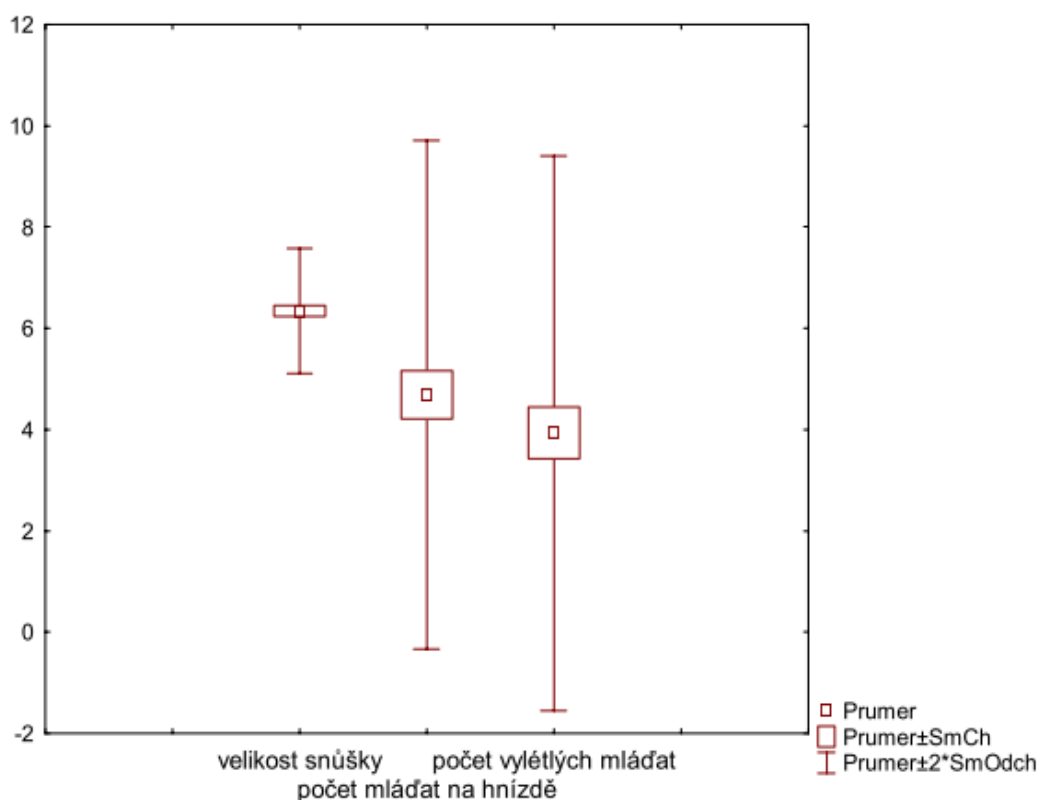


Obr. 15 Histogram počtu vajec ve snůšce (n=30)

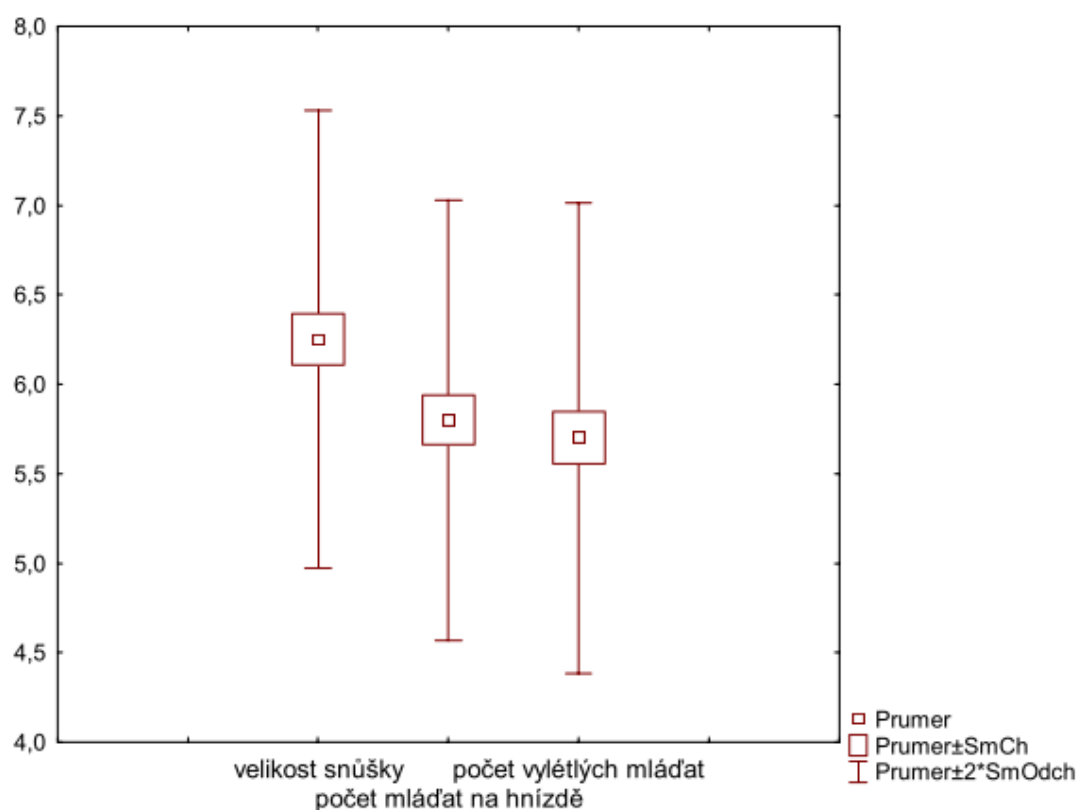
#### 4.8. Úspěšnost hnízdění

Z celkového počtu 184 vajec z 29 hnízd se vylíhlo 136 mláďat a 114 z nich úspěšně opustilo hnízdo. Průměrný počet vylétlých mláďat činil  $3,93 \pm 2,74$  mláďat na hnízdo (hnízdni úspěšnost 63,22%; Obr. 16). Pokud jsem vyhodnotil pouze úspěšná hnízda (Obr. 17, alespoň jedno úspěšně vyvedené mládě), byl průměrný počet vylétlých mláďat  $5,70 \pm 0,67$  ( $n=20$ ). V tomto případě úspěšně opustilo hnízdo 91,67% mláďat. Predace byla hlavní příčinou hnízdních ztrát, 11 z 31 hnízd bylo predováno. Pokud k predaci došlo, tak ve všech případech přišli bramborníci o kompletní snůšku ( $n=8$ ) nebo o všechna vylíhlá mláďata ( $n=3$ ).

Hnízdni úspěšnost se mezi roky ani lokalitami průkazně nelišila (Chi-square test; min.  $p=0,416$ ). Viditelnost hnízda - faktor, který by mohl ovlivnit míru predace hlavně ze strany visuálně se orientujících predátorů, neměl na úspěšnost hnízdění žádný vliv (One-Way ANOVA;  $F_{(18,13)}=0,001$ ;  $p=0,975$ ).



Obr. 16 Průměrné hodnoty reprodukčních parametrů všech hnízd se známým počtem vajec ( $n=29$ )

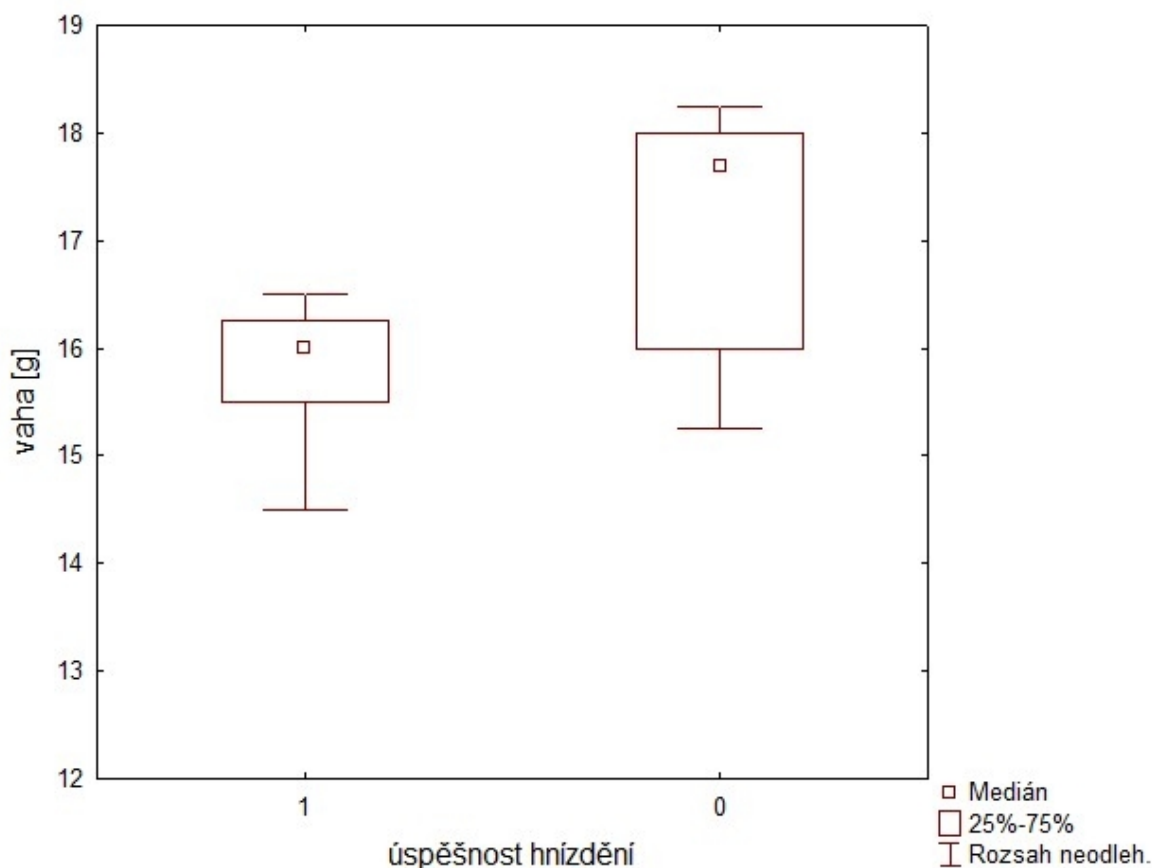


Obr. 17 Průměrné hodnoty reprodukčních parametrů pouze úspěšných hnízd (n=20)

Ze všech nalezených hnízd jich bylo 13 umístěno v těsné blízkosti kupovitých hlinitých mravenišť. Stařina kolem báze mraveniště vytváří ideální výklenky pro stavbu hnízda (hnízdo je chráněné z boku stěnou mraveniště a svrchu stařinou). Zaznamenal jsem ale dva případy predace, kdy se predátor krmil primárně na mravenčích vajíčkách/larvách a díky tomu objevil hnízdo bramborníčků (mraveniště bylo od predátora rozhrabané a vejce/mláďata predovaná). Při rozhrabávání mraveniště, u kterého nebylo v těchto případech hnízdo umístěné, jsem na lokalitě pozoroval jezevce lesního (*Meles meles*), datla černého (*Dryocopus martius*) a strakapouda velkého (*Dendrocopos major*). Hnízdní úspěšnost hnízd umístěných v blízkosti mravenišť se nelišila od ostatních hnízd (Chi-kvadrát test;  $\chi^2_{13,15}=0,940$ ;  $p=0,332$ ).

Z biometrických proměnných (délka křídla a váha) a stáří samců měla průkazný vliv na hnízdní úspěšnost pouze váha samců (Obr. 18; GLZ,  $n=27$ ;  $p=0,037$ ). Samci, kteří nevyvedli žádná mláďata, byli těžší než samci, kteří vyvedli alespoň jedno mládě. U samic tento vztah nebyl z důvodu omezeného souboru dat analyzován. Rozsah bílého zbarvení na velkých krovkách neměl průkazný vliv na úspěšnost hnízdění, výsledek je však indikativní (Mann-Whitney U test;  $Z_{22} =$

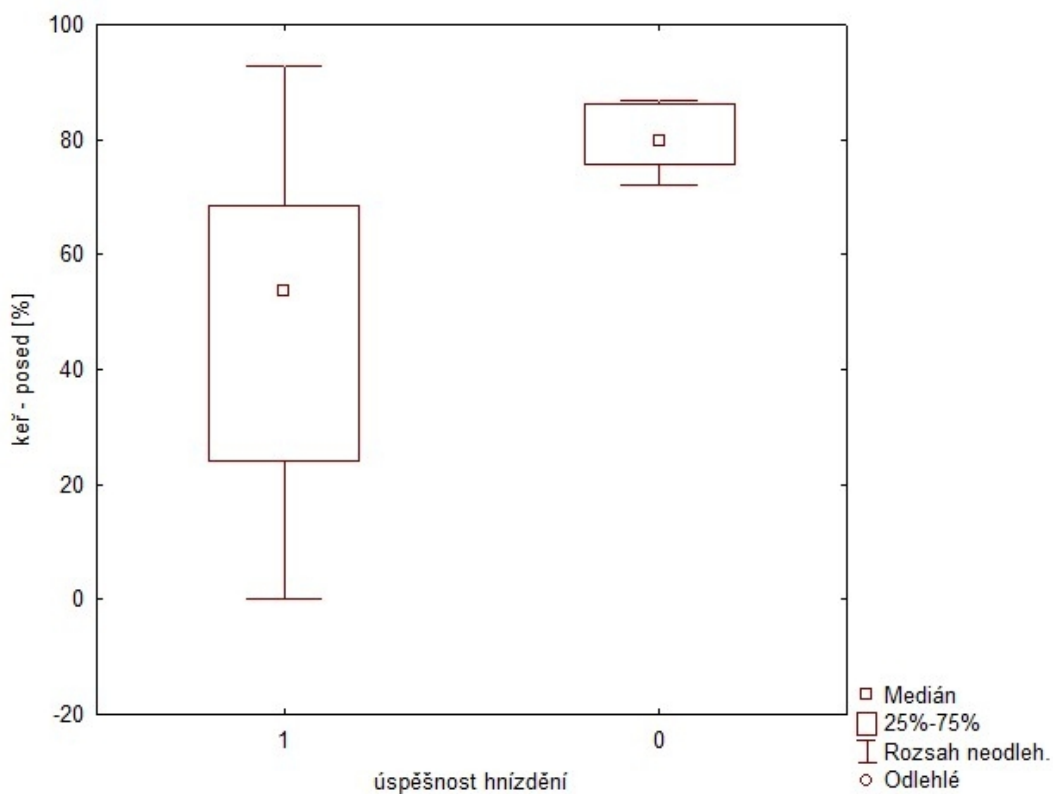
-1,806;  $p=0,070$ ). Samci s větším rozsahem bílého zbarvení na velkých krovkách měli tendenci být v hnízdění méně úspěšní. Pro střední krovky byl výsledek testu jednoznačně neprůkazný (Mann-Whitney U test;  $Z_{22}=1,069$ ;  $p=0,285$ ).



Obr. 18 Závislost váhy samců na úspěšnosti hnízdění

Rozloha hnízdního teritoria ani využití posedů neměly na úspěšnost hnízdění průkazný vliv (GLZ;  $n=24$ ; min.  $p_{\text{ker-posed}}=0,071$ ). Hodnoty testu naznačují, že by mohl existovat vztah v míře využívání keřů pro posedy a hnízdní úspěšnosti. Vyšší využití keřových posedů bylo zaznamenáno u neúspěšných hnízdění (Obr. 19). Vegetační parametry hnízdních teritorií (střední výška porostu, průhlednost vegetací a pokryvnost keřů) neměly na hnízdní úspěšnost průkazný vliv (GLZ;  $n=25$ ; min.  $p=0,092$ ).





Obr. 19 Využití keřových posedů a hnízdní úspěšnost samců (n=24, indikativní výsledek p=0,08)

## 5. Diskuze

### 5.1. Biometrie

Zjistil jsem, že samci mají signifikantně delší křídlo než samice (medián pro samice 75 mm, medián pro samce 77 mm). V souladu s literaturou jsem také potvrdil horní hranici rozsahu délky křídla samic - 78 mm (Cramp 1998, Hudec 1983, Swensson 1992). Cramp (1998) dále uvádí signifikantní rozdíl mezi pohlavím v délce ocasních per, což se neshoduje s výsledky mé práce.

Váha samic se snižovala s datem odchytu. Ke stejnému výsledku došel Labhardt (1984) in Cramp (1998). Tento trend může být vysvětlen kombinací dvou faktorů. Díky tvorbě vajec se zvyšuje hmotnost samice během snášení (váha vejce b. hnědého se pohybuje v rozmezí 1,4-2,3 g, Hudec 1983). Zároveň dochází v průběhu hnízdění ke ztrátám hmotnosti díky výdajům na inkubaci a péči o mláďata. Ke stejným výsledkům dospěli také Slagsvold and Johansen (1998) u lejska černohlavého (*Ficedula hypoleuca*). Váha se u samců v průběhu sezóny nelišila. Mírný pokles váhy u samců od května do přelomu června a července (z 16 na 15,6 g) popisuje Labhardt (1984) in Cramp (1998). Autor neuvádí, zda je tento pokles statisticky průkazný. Samci se nepodílí na

inkubaci a mají tak trvalý přístup k potravě. Zvýšené výdaje energie a případné snížení hmotnosti by mohly být spojeny s obhajobou teritoria a s krmením mláďat.

S rozsahem bílého zbarvení na velkých a středních krovkách nebyla nalezena žádná spojitost s biometrickými údaji ani věkem samců. Výsledek se shoduje s tvrzením jiných autorů (např. Winkler and Jenni 2009), kteří upozorňují, že rozsah bílého zbarvení u b. hnědého nemůže být spolehlivým znakem pro určení stáří.

## 5.2. Výběr teritoria

Při výběru hnízdního teritoria se b. hnědý v rámci studijní plochy vyhýbal plochám s vyšší střední výškou porostu a s nízkou průhledností vegetace. Taková místa odpovídala souvislým porostům třtiny (*Calamagrostis* sp.) a chrastice rákosové (*Phalaris arundinacea*). Tyto velmi husté porosty výrazně převyšovaly ostatní travní a bylinný porost. Pudil (1998) uvádí, že obsazená a kontrolní teritoria v bývalém VVP Milovice se ve výšce 50 a 70 cm nad zemí se průkazně lišila pokryvností vegetace. Z práce není zřejmé, zda byla pokryvnost vegetace v těchto kategoriích vyšší u kontrolních nebo obsazených teritorií. Pudil (1998) dále zmiňuje význam počtu posedů k lovu, ale opět neuvádí polarizaci výsledků. Podle Oppermanna (1990) je při výběru teritoria nejvýznamnější nabídka potravy a vyvýšených struktur sloužících pro lov potravy a struktura sousedního biotopu. Ve vyšších polohách Skotska hrála při výběru teritoria orientace svahu. Více teritorií se nacházelo na jižních a východních svazích (Calladine and Bray 2012). Tento výsledek jsem nemohl testovat, neboť obě studované plochy jsou rovinnatého charakteru.

## 5.3. Vokální aktivita

Bramborníček hnědý ke zpěvu využíval nejčastěji vyvýšená místa v teritoriu (stromy a keře). Také Cramp (1998) uvádí, že b. hnědý často zpívá z vyvýšených posedů např. ze stromů nebo z telegrafních sloupů. Podle Mollera et al. (2006) platí obecné pravidlo, že si ptáci otevřených biotopů vybírají pro zpěv více exponované posedy (výška posedu v poměru k okolní vegetaci) než ptáci hnízdící v lese. Stejnou preferenci pro blízkce příbuzný druh b. černošedého při vokální produkci zjistil také Greigsmith (1982).

Nejčastěji jsem zaznamenal zpěv bramborníčků mezi 6 a 7 hodinou ránní. Zpěv v jinou denní dobu byl také běžným jevem. (Greigsmith 1982) došel u b. černošedého ke stejnému závěru a tvrdí, že samci tohoto druhu zpívají v každou denní dobu. V průběhu hnízdní sezóny se zpěvná aktivita snižovala. Ke stejným výsledkům u b. hnědého dospěl také Slagsvold (1977), vrchol aktivity pozoroval v první půlce května a od tohoto maxima samci zpívali s postupně se snižující frekvencí. K mírnému zvýšení zpěvné aktivity došlo po vyvedení mláďat (kolem 22. června).

## 5.4. Hnízdní hustota

Průměrná hnízdní hustota za čtyři roky na studijní ploše Ralsko (4,22 párů/10 ha) představuje poměrně vysokou hodnotu v porovnání s 37 evropskými populacemi: 2,75 párů/10 ha (Chmel 2011). Na podobném typu stanoviště v bývalém vojenském prostoru Milovice, byla hnízdní hustota podstatně nižší (2,12 párů/10 ha, Pudil 1998). Podobně hodnota z jiného nejmenovaného vojenského tankodromu je značně nižší (1,1 párů/10 ha; Šťastný et al. 2006). Literárnímu průměru z území Evropy se více blíží hnízdní hustota (2,13 párů/10 ha), kterou jsem zaznamenal na opuštěném poli v Bakově. Podobné hustoty (1,89 párů/10 ha) byly zjištěny na opuštěných polích v Polsku, které byly rozlohou (10-15 ha) velmi podobné studijní ploše v Bakově (Orlowski 2004). Nejvyšší hnízdní hustota (8,47 párů/10 ha) byla zjištěna na otevřeném stanovišti s roztroušenými smrčky kolem 1,5 m výšky, s převahou porostu ostřice *Carex* sp. (Bezzel and Stiel 1975).

Hnízdní hustota může být výrazně ovlivněna také intenzitou managementu (kosení a hnojení). Z meta-analýzy evropských populací vyplývá, že nejvyšších hustot dosahuje b. hnědý na extensivně obhospodařovaných plochách, méně na intenzivních a nejméně pak na plochách bez managementu (Chmel 2011). V případě této práce obě lokality spadaly do stejné kategorie: bez managementu. Hnízdní hustoty z Ralska i Bakova se však nachází nad střední hodnotou hustoty pro studované populace na lokalitách bez managementu (cca 1,5 páru/10 ha, Chmel 2011). S typem managementu je spojena potravní nabídka, jeden z hlavních faktorů určujících obsazenost lokality (Oppermann 1990). Na travních plochách, které byly obhospodařovány intenzivně, byla zjištěna signifikantně nižší biomasa a diverzita potravy v porovnání s loukami obhospodařovanými extensivně (Britschgi et al. 2006). Opuštěné biotopy bez managementu se podle Revaze et al. (2008) v abundanci potravy neliší od extensivně obhospodařovaných lokalit. Kromě samotné nabídky potravy je také důležitá jejich dostupnost. U b. černošavlavého se shodnými taktikami lovu potravy bylo zjištěno, že úbytek vyvýšených posedů má negativní vliv na hnízdní hustotu (Flinks and Pfeifer 1993). Vyšší atraktivitu lokalit poskytujících vyvýšené posedy pro b. hnědého dokládá také Oppermann (1990).

Otázkou tedy zůstává, čím je způsoben rozdíl v hnízdní hustotě na studijních plochách Ralsko a Bakov. Příčinou by mohla být odlišná potravní nabídka. Vliv managementu se dá vyloučit a nabídka posedů se mezi lokalitami nelišila. Další z možných příčin rozdílné hnízdní hustoty by mohla být mezidruhová kompetice o hnízdní teritorium s b. černošavlavým. V roce 2009-2011 byla průměrná hnízdní hustota b. černošavlavého 0,69 párů/10 ha na Ralsku a 0,94 párů/10ha v Bakově. Vyšší hnízdní hustota v Bakově mohla vést díky popisovanému dominantnímu postavení b. černošavlavého (Greig-Smith 1984, Phillips 1970, Pudil 1998) k nižší hnízdní hustotě b. hnědého.

## 5.5. Variabilita rozlohy hnízdních okrsků

Jediný z testovaných faktorů, který měl na rozlohu teritorií signifikantní vliv, byla hnízdní sezóna. Největší teritoria jsem zaznamenal v roce 2011. Jedním z vysvětlení by mohla být rozdílná hnízdní hustota v jednotlivých letech. Bylo zjištěno, že při vysoké hnízdní hustotě ptáků dochází ke zmenšení rozlohy teritorií (Anich et al. 2010, Both and Visser 2000, Knapton 1979, Morse 1976). V případě mé práce hnízdní hustota b. hnědého v roce 2011 nijak výrazně nepoklesla naopak se velice blížila průměrné hodnotě. Vliv hnízdní hustoty tedy mohu v případě mé studie vyvrátit. Jinou příčinnou meziročních rozdílů v rozloze teritorií by mohla být variabilita v potravní nabídce. U střízlíka obecného (*Troglodytes troglodytes*) bylo pozorováno, že při nízké hustotě potravy došlo ke zvětšení rozlohy teritorií (Cody and Cody 1972). Protože jsem se v mé práci nezabýval potravní nabídkou, nemohu její vliv na rozlohu teritorií hodnotit.

## 5.6. Orientace hnízda

Nezjistil jsem preferenci žádné světové strany v otevřenosti hnízda. To by naznačovalo, že případné výhody v umístění vchodu určitým směrem hrály omezenou roli ve výběru umístění hnízda. Podle Pudila (1998) byla převažující orientace hnízda b. hnědého na východ až jihovýchod. Orientace hnízda však může být také ovlivněna strukturou mikrohabitatů a celkovým charakterem lokality. Bez detailní analýzy tyto výsledky nelze porovnat.

## 5.6. Velikost snůšky

Velikosti snůšky b. hnědého je ovlivněna nadmořskou výškou a zeměpisnou šířkou (Chmel 2011). Na základě tohoto zjištění jsem porovnal velikosti snůšek ze studijních lokalit pouze se studii provedenými v podobné nadmořské výšce a severní šířce. Průměrné velikosti snůšek z následujících studií se velice blížily hodnotě zaznamenané v mé práci (6,23 vajec): bývalý vojenský prostor Milovice (6,00 vajec; n=26; Pudil 2001), opuštěná pole v Polsku (6,2 vajec; n=67; Frankiewicz 2008), extenzivní luční biotopy v Německu (6,2 vajec; n=42, Schmidt and Hantge 1954). O poznání nižší byla průměrná snůška z československých hnízď (5,51 vajec; n=39; Hudec 1983).

Velikost snůšky se podle mých výsledků nesnižovala v průběhu hnízdní sezóny. Což je v rozporu s obecným předpokladem pro ptáky hnízdící jednou do roka (Klomp 1970, Meijer et al. 1990). Snůška b. hnědého by tedy měla spíše v průběhu hnízdní sezóny klesat, což ve svých výsledcích potvrzuje Pudil (2001). Na základě analýzy hnízdních karet z Anglie byl ale zaznamenán mírný nárůst počtu vajec ve snůšce z počátku hnízdění nikoliv přímý pokles velikosti snůšky od začátku hnízdní sezóny (Crick et al. 1993). Hlavním environmentálním faktorem ovlivňujícím načasování optimální snůšky je potravní nabídka v době krmení mláďat (Lack 1954 in Crick et al.

1993). Na základě manipulace s potravní nabídkou došel (Meijer et al. 1990) k závěru, že množství potravy ovlivňuje datum snášení vajec (při vyšším množství potravy ptáci hnízdí dřív a tedy i snáší větší počet vajec). Důvodem, proč nebyl v mé práci nalezen žádný trend ve variabilitě velikosti snůšky, může být dlouhodobě optimální potravní nabídka na studijní ploše, menší vzorek dat nebo poměrně krátký rozsah počátků hnízdění (29 dní).

## 5.7. Hnízdní úspěšnost

Viditelnost neměla v případě mé práce vliv na úspěšnost hnízdění b. hnědého. Stejně tak experimentální studie, při které byla u poloviny hnízd lesňáčka kápoitého (*Wilsonia citrina*) uměle zvýšena jejich viditelnost, neprokázala vyšší hnízdní ztráty (predaci) u méně zakrytých hnízd (Howlett and Stutchbury 1996). (Götmark et al. 1995) potvrdil stejný vztah viditelnosti hnízda a hnízdní úspěšnosti u drozda zpěvného (*Turdus philomelos*) a vysvětluje svůj výsledek, existencí „trade off“ mezi viditelností hnízda a rozhledu z hnízda. Na dobře ukrytých hnízdech pták nevidí, co se děje v jeho okolí a nemůže tak správně reagovat na přítomnost predátora a může na sebe zbytečně upozornit např. při opouštění hnízda. To by mohlo být důvodem, proč jsem nezjistil vliv viditelnosti hnízda na reprodukční úspěšnost b. hnědého. Nicméně nesmím opomenout zmínit druhy ptáků, u kterých byl zjištěn pozitivní vztah v míře ukrytí hnízda a úspěšnosti hnízda a výše zmíněné teorii tedy odporují: strnad obecný (Weidinger 2002), pěnice černohlavá (Hoi-Leitner et al. 1995).

Z testovaných faktorů měla pouze váha samce průkazný vliv na hnízdní úspěšnost. Jelikož byla zjištěna korelace mezi váhou, délkou ocasních per a běháku (Tab. XX), nemůžu vyloučit jejich vliv na úspěšnost hnízdění. Samci s kratším běhákem a delším ocasem byli úspěšnější. Tyto výsledky nejsou jednoduše interpretovatelné. Hlavní příčinou hnízdních ztrát byla totiž v mé práci predace. Bylo by zajímavé věnovat více pozornosti této problematice a detailně studovat antipredační chování b. hnědých.

Vyšší využití keří jako posedů bylo zaznamenáno u neúspěšných hnízd. Je tedy možné, že pták sedící na keři je vidět na větší vzdálenost než pták sedící v trávě. Nápadný jedinec nejspíše přiláká predátora s větší pravděpodobností. Výsledky však byly pouze indikativní.

## 6. Závěr

Čtyřletá studie dvou hnízdních populací b. hnědého přinesla následující výsledky:

1. Samci se od samic lišili v délce křídla a běháku. Samci vykazovali větší hodnoty měřených parametrů.
2. Rozsah bílého zbarvení na krovkách samců neměl vliv na žádný z testovaných faktorů (biometrické údaje, rozloha a vegetační parametry hnízdního teritoria, hnízdní úspěšnost).
3. Při výběru hnízdního teritoria v rámci studijní plochy, samci preferovali místa s nižší střední výškou porostu a větší průhledností vegetací.
4. Samci ke zpěvu využívali nejčastěji vyvýšená místa (stromy a keře).
5. Samci zpívali nejvíce kolem 6., 9. a 12. hodiny a jejich aktivita zpěvu signifikantně klesala v průběhu hnízdní sezóny.
6. Rozloha teritoria se průkazně lišila mezi hnízdními sezónami.
7. Rozloha hnízdního teritoria se nelišila v závislosti na vegetačních parametrech, velikosti a stáří samců.
8. Hnízdní hustota b. hnědého byla nižší na opuštěném poli, než na bývalé tankové střelnici.
9. Viditelnost hnízda, vegetační parametry, využití posedů a rozloha teritoria neměli vliv na hnízdní úspěšnost.
10. Signifikantní vliv na úspěšnost hnízdění měla ze všech testovaných faktorů pouze váha samců.

## 7. Literatura:

Alvarez F. 2000. Relationship between tail color pattern and reproductive succes, mate acquisition and nest predation in Rufous Bush Chats. *The Condor* 102: 708-712.

Anich NM, Benson TJ, Bednarz JC. 2010. Factors influencing home-range size of Swainson's Warblers in Eastern Arkansas. *Condor* 112: 149-158.

Bastian H. 1989. Are corvids able to exterminate populations of Whinchats (*Saxicola rubetra*)? – a computer simulation. *Vogelwelt* 110: 150-156.

Battin J. 2004. When Good Animals Love Bad Habitats: Ecological Traps and the Conservation of Animal Populations. *Conservation Biology* 18: 1482-1491.

Bezzel E, Stiel K. 1975 Zur verbreitung und ökologie des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*) am deutschen Nordalpenrand. *Ardeola* 21 (especial): 842 – 859.

Bosque C, Bosque MT. 1995. Nest predation as a selective factor in the evolution of developmental rates in altricial birds. *American Naturalist*: 234-260.

Both C, Visser ME. 2000. Breeding territory size affects fitness: an experimental study on competition at the individual level. *Journal of Animal Ecology* 69: 1021-1030.

Bowman J. 2003. Is dispersal distance of birds proportional to territory size? *Canadian Journal of Zoology* 81: 195-202.

Britschgi A, Spaar R, Arlettaz R. 2006. Impact of grassland farming intensification on the breeding ecology of an indicator insectivorous passerine, the Whinchat *Saxicola rubetra*: Lessons for overall Alpine meadowland management. *Biological Conservation* 130: 193-205.

Calladine J, Bray J. 2012. The importance of altitude and aspect for breeding Whinchats *Saxicola rubetra* in the uplands: limitations of the uplands as a refuge for a declining, formerly widespread species? *Bird Study* 59: 43-51.

Cody ML, Cody CBJ. 1972. Territory size, clutch Size, and food in populations of wrens. *The Condor* 74: 473-477.

Cramp SCE. 1998. *The Birds of Western Palearctic Volume V*. Oxford University Press.

Crick HQP, Gibbons DW, Magrath RD. 1993. Seasonal changes in clutch size in British birds. *Journal of Animal Ecology* 62: 263-273.

Derrickson SR. 1978. The mobility of breeding Pintails. *Auk* 95: 104-114.

Dufva R. 1996. Blood parasites, health, reproductive success, and egg volume in female Great Tits *Parus major*. *Journal of Avian Biology* 27: 83-87.

Ewald P, Julie A, Hunt Jr G, Warner M. 1980. Territory size in Western Gulls: importance of intrusion pressure, defense investments, and vegetation structure. *Ecology Letters* 61: 80-87.

Flinks H, Pfeifer F. 1993. Vergleich der Habitatstrukturen ehemaliger und aktueller Schwarzkehlchen - *Saxicola torquata* - Brütplätze in einer agrarisch genutzten Landschaft. *Ökol Vogel* 15: 85-97.

Frankiewicz J. 2008. Breeding biology and ecology of Whinchat *Saxicola rubetra* on abandoned farmland of Opole Province (SW Poland). *Acta Zoologica Cracoviensia - Series A: Vertebrata* 51: 35-47.

Fuller RJG, D. E. 1977. The breeding biology of the Stonechat and Whinchat. *Bird Study* 24: 215-228.

Götmark F, Blomqvist D, Olof CJ, Bergkvist J. 1995. Nest site selection: A trade-off between concealment and view of the surroundings? *Journal of Avian Biology* 26: 305-312.

Greig-Smith P. 1982a. Interspecific aggression between chats. *Bird Study* 29: 162-164.

Greig-Smith PW. 1982b. Song-rates and parental care by individual male stonechats (*Saxicola torquata*). *Animal Behaviour* 30: 245-252.

Hill GE. 1991. Plumage coloration is a sexually selected indicator of male quality.

Hoi-Leitner M, Nechtelberger H, Hoi H. 1995. Song rate as a signal for nest site quality in Blackcaps (*Sylvia atricapilla*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 37: 399-405.

Howlett JS, Stutchbury BJ. 1996. Nest concealment and predation in Hooded Warblers: experimental removal of nest cover. *The Auk* 113: 1-9.

Hudec K. 1983. Fauna ČSSR, sv. Ptáci - Aves, díl III/1. . Academia, Praha.



Chmel K. 2011. Hnízdění biologie bramborníčka hnědého (*Saxicola rubetra*) a černošedého (*Saxicola torquata*). Bakalářská rešeršní práce, Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita, České Budějovice.

Klomp H. 1970. The determination of clutch-size in birds: a review: Brill.

Kose M, Møller AP. 1999. Sexual selection, feather breakage and parasites: the importance of white spots in the tail of the barn swallow (*Hirundo rustica*). Behavioral Ecology and Sociobiology 45: 430-436.

Knapton RW. 1979. Optimal size of territory in the clay-colored sparrow, *Spizella pallida*. Canadian Journal of Zoology 57: 1358-1370.

Mazerolle DF, Hobson KA. 2004. Territory size and overlap in male Ovenbirds: contrasting a fragmented and contiguous boreal forest. Canadian Journal of Zoology 82: 1774-1781.

Meijer T, Daan S, Hall M. 1990. Family planning in the Kestrel (*Falco Tinnunculus*): the proximate control of covariation of laying date and clutch size. Behaviour 114: 117-136.

Moller AP, Nielsen JT, Garamszegi LZ. 2006. Song post exposure, song features, and predation risk. Behavioral Ecology 17: 155-163.

Morse DH. 1976. Variables affecting the density and territory size of breeding spruce-woods warblers. Ecology 57: 290-301.

Nice MM. 1957. Nesting Success in Altricial Birds. The Auk 74: 305-321.

Nol E, Smith JNM. 1987. Effect of age and breeding experience on seasonal reproductive success in the Song Sparrow. Journal of Animal Ecology 56: 301-313.

Oppermann R. 1990. Suitability of different vegetation structure types as habitat for the whinchat (*Saxicola rubetra*). Vegetatio 90: 109-116.

- Orłowski G. 2004. Abandoned cropland as a habitat of the Whinchat *Saxicola rubetra* in SW Poland. *Acta Ornithologica* 39: 59-66.
- Orłowski G. 2005. Endangered and declining bird species of abandoned farmland in south-western Poland. *Agriculture, ecosystems & environment* 111: 231-236.
- Pasinelli G. 2000. Oaks (*Quercus sp.*) and only oaks? Relations between habitat structure and home range size of the middle spotted woodpecker (*Dendrocopos medius*). *Biological Conservation* 93: 227-235.
- Pejchar L, Holl KD, Lockwood JL. 2005. hawaiian Honeycreeper home range size varies with habitat: implication for native Acacia Koa forestry. *Ecological Applications* 15: 1053-1061.
- Phillips JS. 1970. Inter-specific competition in Stonechat and Whinchat. *Bird Study* 17: 320-324.
- Picman J. 1988. Experimental study of predation on eggs of ground-nesting birds: effects of habitat and nest distribution. *Condor*: 124-131.
- Préault M, Chastel O, Cézilly F, Faivre B. 2005. Male bill colour and age are associated with parental abilities and breeding performance in blackbirds. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 58: 497-505.
- Pudil M. 1998. Hnízdní biologie, preference prostředí, potrava a potravní chování bramborníčka hnědého (*Saxicola rubetra*). Magisterská diplomová práce. Přírodovědecká fakulta. Karlova Univerzita. Praha.
- Pudil M. 2001. Hnízdní biologie bramborníčka hnědého (*Saxicola rubetra*). *Sylvia* 37: 133-140.
- Revaz E, Schaub M, Arlettaz R. 2008. Foraging ecology and reproductive biology of the Stonechat *Saxicola torquata*: comparison between a revitalized, intensively cultivated and a historical, traditionally cultivated agro-ecosystem. *Journal of Ornithology* 149: 301-312.
- Seastedt TR, Maclean SF. 1979. Territory size and composition in relation to resource abundance in Lapland Longspurs breeding in arctic Alaska. *Auk* 96: 131-142.

- Schmidt K, Hantge E. 1954. Studien an einer farbig beringten Population des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*). Journal für Ornithologie 95: 130-173.
- Siefferman L, Hill GE. 2003. Structural and melanin coloration indicate parental effort and reproductive success in male eastern bluebirds. Behavioral Ecology 14: 855-861.
- Slagsvold T. 1977. Bird song activity in relation to breeding cycle, spring weather, and environmental phenology. Ornis Scandinavica 8: 197-222.
- Slagsvold T, Johansen MA. 1998. Mass loss in female Pied Flycatchers *Ficedula hypoleuca* during late incubation: Supplementation fails to support the reproductive stress hypothesis. Ardea 86: 203-211.
- Swensson L. 1992. Identification guide to european passerines. Stockholm
- Šťastný K, Bejček V, Hudec K. 2006. Atlas hnízdního rozšíření ptáků v české republice 2001-2003. Aventinum.
- Thompson FRI, Fritzell EK. 1989. Habitat use, home-range, and survival of territorial male Ruffed Grouse. Journal of Wildlife Management 53: 15-21.
- Veiga JP. 1993. Badge size, phenotypic quality, and reproductive success in the House Sparrow – a study on honest advertisement. Evolution 47: 1161-1170.
- Village A. 1982. The home range and density of kestrels in relation to vole abundance. Journal of Animal Ecology 51: 413-428.
- Wegge P, Larsen BB. 1987. Spacing of adult and subadult male Common Capercaillie during the breeding season. Auk 104: 481-490.
- Weidinger K. 2002. Interactive effects of concealment, parental behaviour and predators on the survival of open passerine nests. Journal of Animal Ecology 71: 424-437.

Winkler R, Jenni L. 2009. Určování stáří a pohlaví evropských pěvců. Společnost spolupracovníků Kroužkovací stanice Národního muzea.

Wolf LL, Hainsworth FR. 1971. Time and energy budgets of territorial hummingbirds. *Ecology Letters* 52: 980-988.